

ISBN: 978-987-1676-71-2

El paisaje entre ciencia, educación y planificación: el legado que dejamos

VI Jornadas y III Congreso Argentino
de Ecología de Paisajes

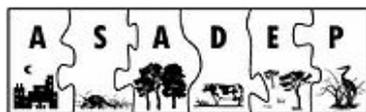
Edición Digital



CAEP 2017

Editores:

Guido Lorenz - María Eugenia Figueroa
Amelia Nancy Giannuzzo - Myriam Ethel Ludueña



Asociación Argentina de Ecología de Paisajes



FACULTAD DE
CIENCIAS FORESTALES
Ing. Néstor René Ledesma



UNSE

Universidad Nacional
de Santiago del Estero

Editores:

Guido Lorenz

María Eugenia Figueroa

Amelia Nancy Giannuzzo

Myriam Ethel Ludueña

Diseño gráfico: Luis Federico Soria

Foto de tapa: Marta Evelia Izzo

Universidad Nacional Santiago del Estero

El paisaje entre ciencia, educación y planificación : el legado que dejamos : VI Jornadas y III Congreso Argentino de Ecología de Paisajes ; comentarios de Priscilla Minotti ; editado por Guido Lorenz ... [et al.] ; fotografías de Marta Evelia Izzo ; ilustrado por Luis Federico Soria. - 1a ed. - Santiago del Estero : Universidad Nacional de Santiago del Estero - UNSE. Facultad de Ciencias Forestales, 2017.

Libro digital, HTML

Archivo Digital: descarga y online

ISBN 978-987-1676-71-2

1. Paisaje. 2. Ecología. 3. Planificación. I. Minotti, Priscilla, com. II. Lorenz, Guido, ed. III. Izzo, Marta Evelia, fot. IV. Soria, Luis Federico, ilus.

CDD 577

© Universidad Nacional de Santiago del Estero, Santiago del Estero, Argentina.

Versión impresa:

ISBN 978-987-1676-66-8

Mayo de 2017

Versión digital:

ISBN: 978-987-1676-71-2

Julio de 2017

Queda hecho el depósito que marca la ley 11.723.

Prohibida su reproducción total o parcial sin autorización.

El contenido de los artículos es exclusiva responsabilidad de los autores.

Cronología de Jornadas y Congresos

- 2015, Azul: V Jornadas y II Congreso Argentino de Ecología de Paisajes (CAEP 2015) – *“El paisaje como unidad natural funcional, dinámica y resiliente”*.
- 2013, San Pedro: IV Jornadas y I Congreso Argentino de Ecología de Paisajes (CAEP 2013) – *“Rol de la Ecología de Paisajes en el estudio, predicción y gestión del Cambio Global”*;
- 2011, Bariloche: III Jornadas Argentinas de Ecología de Paisajes – *“Hacia la sustentabilidad socio-ecológica en un planeta que cambia rápidamente”*;
- 2009, Córdoba: II Jornadas Argentinas de Ecología de Paisajes – *“Cambios en la cobertura y uso de la tierra. Causas, consecuencias y mitigación”*;
- 2005, Buenos Aires: I Jornadas Argentinas de Ecología de Paisajes – *“Avance de las fronteras agrícola y Urbana”*;

Autoridades de la Universidad Nacional de Santiago del Estero

Rectora: Lic. Natividad Nassif

Vicerrector: Dr. Publio Araujo

Secretaría de Ciencia y Técnica: Mg. Ing. Marcia Beatriz Rizo Patrón

Secretaría de Extensión Universitaria: Dra. Biol. Nancy Giannuzzo

Facultad de Ciencias Forestales

Decano: Dr. Víctor Hugo Acosta

Vicedecana: Lic. Elsa del Valle Ibarra

Facultad de Ciencias Exactas y Tecnologías

Decano: Ing. Héctor Rubén Paz

Vicedecano: Ing. Pedro Juvenal Basualdo

Facultad de Humanidades, Ciencias Sociales y de la Salud

Decana: Mg. Lic. María Mercedes Arce

Vicedecano: Lic. Hugo Marcelino Ledesma

Facultad de Agronomía y Agroindustrias

Decano: Ingeniero José Manuel Salgado

Vicedecano: Dr. José Francisco Maidana

Facultad de Ciencias Médicas

Decano Organizador: Dr. Humberto A. Herrera

Escuela para la Innovación Educativa

Directora: Dra. Eve Liz Coronel

Comité ejecutivo Asociación Argentina de Ecología de Paisajes

- Presidenta: Priscilla Minotti
- Vice-presidenta: Silvia Matteucci
- Vice-presidente: Guillermo Martínez Pastur
- Relaciones interinstitucionales: Rosina Soler
- RASADEP (editores): Marcelo Gandini
Bruno Lara
María Vanessa Lencinas
- Editor web: Leonardo Datri

Comisión Organizadora local

Designada por Resoluciones FCF UNSE N° 384/16 y N° 094/17.

- *Presidente:* Dr. Guido Lorenz
- *Integrantes del Comité Organizador:*
- Dra. Lcda. Ecología María Eugenia Figueroa
- Dra. Biól. Amelia Nancy Giannuzzo
- Lcda. en Ecología Marta Evelia Izzo
- Ing. Ind. Forestales Myriam Ethel Ludueña
- Mg. Ing. Forestal Norfolk Ríos
- Téc. Gestión Ambiental Jimena García Battán
- Lcda. Ecología Gabriela Ibáñez Pacheco
- *Diseño gráfico y web:*
- Lcdo. Diseño Gráfico Luis Federico Soria

Conferencistas

- Dr. Daniele La Rosa, Departamento de Ingeniería Civil y Arquitectura, Universidad de Catania, Italia.
- Dr. Marcelo Gandini, Laboratorio de Teledetección de Azul, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires
- Dra. Priscilla Minotti, Laboratorio de Ecología, Teledetección y Ecoinformática (LETyE) 3iA Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental Universidad Nacional de San Martín
- Dr. Alessandro Camargo, Departamento de Ciencias Forestales de la Universidad Federal de Paraná, Brasil
- Dra. Silvia Diana Matteucci,, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Grupo de Ecología del Paisaje y Medio Ambiente, Universidad de Buenos Aires, Ciudad de Buenos Aires.
- Dr. Luis Garay, Facultad de Humanidades, Ciencias Sociales y de la Salud (UNSE).
- Dr. Fernando Longhi, Instituto Superior de Estudios Sociales, ISES, CONICET-UNT.

Comité académico - científico

- Actis Danna, Rubén, Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica y Geoprocesamiento, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional Córdoba.
- Brassiolo, Miguel, Facultad de Ciencias Forestales – Universidad Nacional de Santiago del Estero.
- Carabelli, Francisco Andrés, Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, Sede Esquel.
- Casco, Sylvina Lorena, Centro de Ecología Aplicada del Litoral (CONICET-UNNE) y a la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales y Agrimensura (UNNE), Corrientes.
- De Ángel, Carlos Daniel, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas - Asociación Civil Centro de Investigaciones del Bosque Atlántico (CeIBA), Puerto Iguazú.
- Diodato, Liliana, Facultad de Ciencias Forestales – Universidad Nacional de Santiago del Estero
- Entraigas, Ilda, Instituto de Hidrología de Llanuras, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Azul.
- Gandini, Marcelo Luciano, Laboratorio de Investigación y Servicios en Teledetección de Azul, Centro de Investigaciones Integradas Sobre Agricultura Sustentable, Facultad de Agronomía de Azul.
- Gasparri, Néstor Ignacio, Laboratorio de Investigaciones Ecológicas de las Yungas (LIEY), Instituto de Ecología Regional, Universidad Nacional de Tucumán (UNT).
- Ghermandi, Luciana, Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medioambiente (INI-BIOMA), Universidad Nacional del Comahue, Bariloche.
- Giménez, Ana María, Facultad de Ciencias Forestales – Universidad Nacional de Santiago del Estero.
- Giannuzzo, Amelia Nancy, Facultad de Ciencias Forestales – Universidad Nacional de Santiago del Estero.
- Gowda, Juan K., Universidad Nacional de Comahue, Neuquén.
- Herrera, Lorena P., Recursos Naturales y Gestión Ambiental, Área Ecología, Unidad Integrada Balcarce.
- Kandus, Patricia, Laboratorio de Ecología, Teledetección y Eco-Informática. Instituto de Investigaciones e Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional de San Martín.
- Kitzberger, Thomas, Laboratorio Ecotono, Universidad Nacional del Comahue, Bariloche.
- Lencinas, María Vanesa, Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Ushuaia.
- Lima, Javier, Facultad de Ciencias Forestales – Universidad Nacional de Santiago del Estero.
- Lorenz, Guido, Facultad de Ciencias Forestales – Universidad Nacional de Santiago del Estero.
- Martínez Pastur, Guillermo, Laboratorio de Recursos Forestales, Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC-CONICET), Ushuaia.

- Matteucci, Silvia Diana, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Grupo de Ecología del Paisaje y Medio Ambiente, Universidad de Buenos Aires, Ciudad de Buenos Aires.
- Minotti, Priscilla Gail, Laboratorio de Ecología, Teledetección y Ecoinformática, Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional de San Martín, Gral. San Martín. Buenos Aires.
- Moglia, Juana Graciela, Facultad de Ciencias Forestales – Universidad Nacional de Santiago del Estero.
- Rodríguez Laredo, Daisy, Facultad de Arquitectura, Artes, Diseño y Urbanismo, Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia.
- Salas, Hugo, Facultad de Ciencias Forestales – Universidad Nacional de Santiago del Estero.
- Sarmiento, Miguel, Facultad de Ciencias Forestales – Universidad Nacional de Santiago del Estero.
- Varni, Marcelo, Instituto de Hidrología de Llanuras, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Azul.
- Vincon, Sergio G., Universidad Nacional de la Patagonia - Delegación Esquel.
- Zerda, Hugo, Facultad de Ciencias Forestales – Universidad Nacional de Santiago del Estero.

Agradecimientos

El Comité Organizador desea expresar su agradecimiento a todas aquellas personas e instituciones que han hecho posible la realización de este Congreso: a los conferencistas que han jerarquizado el encuentro, a los disertantes y expositores por sus valiosos trabajos, a las instituciones que han realizado la declaración de interés académico, institucional, local, municipal, regional, provincial, nacional, a los patrocinadores por su inestimable respaldo y la confianza puesta en nosotros, y, especialmente, a los miembros del Comité Académico Científico, sin cuyo apoyo no se hubiese podido lograr un encuentro de estas características.

Patrocinadores:

- Universidad Nacional de Santiago del Estero
- Secretaría de Desarrollo, Ciencia, Tecnología y Gestión Pública de la provincia de Santiago del Estero
- Municipalidad de la Ciudad Capital de Santiago del Estero
- Dirección General de Bosques y Fauna de la provincia de Santiago del Estero
- INTA Centro Regional Tucumán Santiago del Estero
- Secretaría de Ciencia y Técnica de la Universidad Nacional de Santiago del Estero
- Facultad de Ciencias Exactas y Tecnologías de la Universidad Nacional de Santiago del Estero
- Facultad de Humanidades, Ciencias Sociales y de la Salud de la Universidad Nacional de Santiago del Estero

- Facultad de Agronomía y Agroindustrias de la Universidad Nacional de Santiago del Estero
- Escuela para la Innovación Educativa de la Universidad Nacional de Santiago del Estero
- Asociación de Docentes de la Universidad Nacional de Santiago del Estero (ADUNSE)
- Colegio de Graduados en Ciencias Forestales de Santiago del Estero
- Colegio de Arquitectos de Santiago del Estero
- Caja complementaria de la Universidad Nacional de Santiago del Estero.

Auspicios y declaraciones de interés

- Cámara de Diputados de la Nación Argentina
- Cámara de Diputados de la provincia de Santiago del Estero
- Ministerio de Producción, Recursos Naturales, Forestación y Tierras de Santiago del Estero
- Municipalidad de la Capital de Santiago del Estero
- Facultad de Humanidades, Ciencias Sociales y de la Salud de la Universidad Nacional de Santiago del Estero
- Facultad de Ciencias Médicas de la Universidad Nacional de Santiago del Estero
- Facultad de Ciencias Exactas y Tecnologías de la Universidad Nacional de Santiago del Estero
- Facultad de Agronomía y Agroindustrias de la Universidad Nacional de Santiago del Estero
- Secretaría de Desarrollo, Ciencia, Tecnología y Gestión Pública de la provincia de Santiago del Estero
- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) Centro Regional Tucumán Santiago del Estero
- Colegio de Graduados en Ciencias Forestales de Santiago del Estero
- Colegio de Arquitectos de Santiago del Estero

Habitas el paisaje

Habitas el paisaje
como habitas el cuerpo.
Allí están sus lágrimas vegetales,
sus pulsos esparcidos.
Hay grafías que se conectan
y ritos que repiten sus ciclos.
Y están ellos,
los que trabajan la tierra,
los que construyen sus casas,
los que circulan vías interminables.
También está los que saquean.
Están los ancianos testimoniando antiguas memorias
y los niños soñando,
y las mujeres atravesando ríos y montañas.
Están las imágenes y el aire,
los espacios desérticos
y los contornos difusos
o la espesura de la selva
y el deseo de la vida siempre presente.
El legado es un gigante que te susurra.
Habitas el paisaje como habitas el cuerpo.
Él no es sin ti,
tú no eres sin él.
Habitas el paisaje
y el paisaje te habita.

De Nancy Giannuzzo,
dedicado a los hacedores del CAEP 2017.
Mayo 2017.

Prólogo

Hace más de 10 años, Silvia D. Matteucci, Jorge L. Morello, junto con otros colaboradores del GEPAMA (Grupo de Ecología del Paisaje y Medio Ambiente), organizaron las primeras Jornadas y sentaron las bases de nuestra Asociación Argentina de Ecología de Paisajes. La Ecología de Paisajes nunca estuvo realmente representada en otras reuniones científicas, lo que facilitó que las Jornadas se transformen en Congreso y ya vamos por las VI Jornadas y el III Congreso. En esta edición, bajo el lema “El paisaje entre ciencia, educación y planificación: el legado que dejamos”, el escenario está dado por los paisajes chaqueños de Santiago del Estero, marco muy apropiado para los simposios sobre paisajes áridos y semiáridos, y metropolitanos. Las más que noventa presentaciones entre conferencias, simposios, sesiones orales libre y pósters, atestiguan que, a pesar de los desafíos en lo administrativo, financiero y de cambios políticos, nuestra Asociación se muestra como un paisaje resiliente, sustentado en un interés y compromiso permanente de todos nosotros en esta rama de la Ecología que integra ciencia, práctica y gestión. Debemos evolucionar, fortalecernos, hacer crecer la disciplina en el país y en América Latina. El desafío continúa.

Priscilla Minotti

Ex - Presidenta ASADEP 2012-2014

LETyE Laboratorio de Ecología, Teledetección y Ecoinformática
Universidad Nacional de San Martín
San Martín, Provincia de Buenos Aires, Argentina.

Foro Ecología de Paisajes en la Educación - CAEP 2017

Propuesta elaborada por el Comité Organizador: Jimena García Battán, Gabriela Ibáñez Pacheco, Figueroa María Eugenia, Marta Izzo, Myriam Ludueña y Guido Lorenz

Introducción

La ecología de paisajes propone una mirada necesaria desde la “transdisciplinariedad”, porque hace emerger de la confrontación de las disciplinas nuevos datos que las articulan entre sí, ofreciendo una nueva visión de la naturaleza y de la realidad. De la misma manera que esta mirada nos propone un nuevo enfoque para incrementar el conocimiento mediante la integración y las transformaciones de perspectiva, la educación hoy nos interpela a ampliar esa visión, donde se manifieste como ella atraviesa nuestra vida y está inmersa en cada una de nuestras formas de ser y de vivir; y es lo que nos determina como las personas que somos, influyendo en las decisiones que nos definen. Así, el entorno nos atraviesa de forma tal que percibimos cada uno de sus componentes. Entonces el paisaje es un constructo que define nuestro ser.

Por ello creemos que es necesario traer y poner en discusión todo lo que signifique el enfoque y la visión de la ecología de paisajes, dándole una mirada necesaria desde y para la educación. Sostenemos y nos apoyamos en el lema que hemos elegido para esta edición de las VI Jornadas y III Congreso de Ecología de Paisajes que recita las siguientes palabras: “*El paisaje entre ciencia, educación y planificación: el legado que dejamos*”, indagando y replanteándonos constantemente la necesaria pregunta que nos formulara el Dr. Marcelo Gandini en su disertación: “¿*Qué dejamos?*”

Primera aproximación en la Educación Superior de Argentina

Documento de trabajo elaborado por la Ing. Ftal. Rayen Blanco

Con el propósito de elaborar un documento de trabajo que sirva como punto de partida para el análisis de la Ecología de Paisaje en la educación superior de Argentina, y presentarlo en el foro de debate del CAEP 2017, se realizó un barrido de las ofertas curriculares de las 145 universidades argentinas (67 públicas y 78 privadas). Se determinó que existen alrededor de 261 carreras de grado vinculadas a las ciencias naturales, ciencias de la tierra, ciencias sociales, ingeniería, entre otras, que pudieran contener asignaturas afines a la Ecología de Paisajes (tabla 1). La base de información se vio limitada sólo a 88 carreras, ya que para el resto sus programas analíticos no se encontraron disponibles. Se analizaron los programas analíticos de 175 asignaturas.

En ninguno de los casos se encontró Ecología de Paisajes como asignatura; como contenido está incluido sólo en 18 asignaturas de 13 carreras en 9 universidades. Con contenidos similares se encontraron 157 asignaturas de 75 carreras en 28 universidades.

En base a la información analizada se desprende que en la oferta académica argentina existen como mínimo 88 carreras de nivel superior que incorporan en la formación de sus futuros profesionales, contenidos relativos a la ecología de paisajes. A pesar de no existir como disciplina en sí misma, se percibe que dichos contenidos, aunque dispersos en diversas asignaturas y carreras, son considerados necesarios en la formación de las profesiones analizadas.

Tabla 1. Carreras universitarias nacionales, contempladas en el análisis

Ingenierías	Licenciaturas	
Agronómica	en Diagnóstico y Gestión Ambiental	Ecología y Conservación del Ambiente
Agropecuaria	en Agroecología	Geofísica
Ambiental	en Ambiente y Energías Renovables	Geografía
Civil	Análisis ambiental	Geología
en Agrimensura	Antropología	Gestión ambiental
en Ecología	Antropología Social y Cultural	Hidrogeología
en Paisajes	Arqueología	Hotelería y Turismo
en Petróleo	Biodiversidad	Información Ambiental
en Producción Agropecuaria	Biología	Paleontología
en Recursos Hídricos	Ciencias Agrarias	Patrimonio Cultural
en Recursos Naturales	Ciencias Ambientales	Producción Agropecuaria
Renovables	Ciencias Antropológicas	Producción y Gestión Agropecuaria
en Recursos Naturales y Medio Ambiente	Ciencias Biológicas	Protección y Saneamiento Ambiental
en Recursos Renovables para Zonas Áridas	Ciencias del Ambiente	Tecnología
Forestal	Ciencias Geológicas	Turismo
Vial	Diagnóstico y Gestión Ambiental	Turismo Ecológico
Zootecnista Ambiental	Diseño del Paisaje	Turismo y Desarrollo Local
Otras de relevancia:	Planificación y Diseño del Paisaje	Urbanismo
Arquitectura	Ecología	
Geología		

Desarrollo del foro

Las preguntas propuestas para el debate fueron:

- *¿Por qué es importante el enfoque de la Ecología de Paisaje en la Educación?*
- *¿En qué carreras/ profesiones podría estar incorporado el enfoque de la ecología de paisaje?*
- *¿Cómo se puede materializar la ecología de paisajes en la educación en todos sus niveles?*

A continuación, se describen las principales ideas discutidas y propuestas manifestadas en el foro:

- a. *¿Por qué es importante el enfoque de la Ecología de Paisaje en la Educación?*

Ecología del Paisaje como ciencia es transdisciplinaria. Por ello, no basta con que exista una sola materia, sino que este enfoque debería ser fundamental para desarrollar la competencia del pensamiento sistémico. La ecología de paisaje plantea una escala interesante que integra al ser humano para resolver problemas sociopolíticos y ambientales. Es el ámbito para estudiar, transformar y mejorar la relación sociedad-naturaleza, responsabilizándonos de los cambios que estamos viviendo para trabajar complementariamente.

Propuesta:

- **promover la ecología de paisajes en otros niveles educativos para lograr una presión social en los espacios de toma de decisiones, a través de ASADEP**

- b. *¿En qué carreras/ profesiones podría estar incorporado el enfoque de la ecología de paisaje?*

Las opiniones se concentraron en carreras con responsabilidad civil con fuerte impacto en la sociedad, tales como arquitectura, ingeniería civil, ingeniería agronómica y forestal, y carreras que sean formadoras de formadores. En este punto se debatió sobre la interacción entre profesionales para trabajar sobre el territorio, unificando la idea de paisaje desde cada disciplina, internalizándola y aceptando la complejidad como característica inherente de la realidad. Se propuso tomar al paisaje como objeto de estudio para analizar los conflictos desde la ecología de paisajes.

Propuestas:

- **fomentar el enfoque desde distintas disciplinas de manera transversal**
- **plantear la pedagogía del paisaje para llevar el enfoque a diferentes niveles educativos**

¿Cómo se puede materializar la ecología de paisajes en la educación en todos sus niveles? Es estratégico el desarrollo de una lógica sistémica en los procesos de educación temprana, de manera de naturalizarla en vez de tener que romper estructuras luego en el

nivel superior. Para ello se propuso apuntar a la teoría del desborde en la educación, generando creatividad en cada espacio.

Propuesta:

- **abrir un eje temático y foro dentro de ASADEP, de “educación y paisaje” con propuestas de acción, definición de conceptos, etc.**

Consideraciones del Comité CAEP 2017 sobre Ecología de Paisajes en la Educación

Al cumplir la ecología de paisaje, como término y concepto, casi 80 años, y considerando que es una ciencia que tiene orientada en la solución de problemas relacionados con los paisajes, se plantea la necesidad de incluir la ecología de paisaje como espacio curricular en todas aquellas carreras que se dedican al análisis, modificación y gestión del paisaje. Específicamente se sugiere incluir la ecología de paisaje en todas las carreras ambientales y en las de reconocida responsabilidad civil (según Ley Nacional de Educación Superior, no. 24.521), cuyos profesionales generan importantes modificaciones en la configuración biofísica del ambiente, como ingeniería civil, arquitectura, ingeniería agronómica e ingeniería forestal. Entendiéndose la ecología de paisaje como ciencia transdisciplinaria, por un lado, y el paisaje como un espacio de vida creado por la interacción de naturaleza y cultura, la introducción del espacio curricular ecología de paisaje en las carreras mencionadas se debe considerar como una estrategia educativa que sentará las bases para que el análisis, la planificación y el ordenamiento del territorio puedan ser realizados por la interacción de profesionales de diferentes ámbitos y disciplinas, compartiendo un núcleo de saberes y percepciones sobre el espacio-objeto a modificar: el paisaje.

Conclusiones CAEP 2017 – Sesión plenaria ASADEP

La presidenta actual actuante, Dra. Priscilla Minotti, resumió los aspectos más importantes en relación a la asociación, en la sesión plenaria:

- La vicepresidencia estaba conformada por la vicepresidente saliente Dra. Silvia Mateucci y el vicepresidente entrante Dr. Guillermo Martínez Pastur, mientras que la presidencia estaba a cargo de la Dra. Priscilla Minotti. En la actualidad la asociación está representada por la vicepresidente saliente Dra. Priscilla Minotti y como presidente Dr. Guillermo Martínez Pastur.
- EL nuevo presidente, Dr. Guillermo Martínez Pastur, inicia su mandato el mismo día de culminación del congreso: 19/05/17 hasta que surja algún nuevo candidato, *“lo que dependerá del quehacer de la asociación, de la participación de todos y de las propuestas que se hagan para un candidato a nuevo presidente”*. Queda abierto hasta un poco antes del próximo congreso para alguna propuesta.
- Planteó la necesidad de la incorporación de nuevos integrantes en este “organismo vivo” que es la asociación, en donde *“se busca interactuar, para crecer y ser más fuertes, lo que justifica una asociación de personas que comparten un conjunto de intereses y que quieren usar esos intereses y sus perspectivas disciplinarias para actuar sobre el territorio y sobre la realidad como una asociación civil o una ONG de hecho”*. También compartió la noticia de que se abrió una nueva forma de asociarse, que es libre y gratuita.
- Propuestas de sedes para el próximo congreso, CAEP 2019: La Pampa (Santa Rosa), Esquel (Chubut), lo cual se espera terminar de definir hasta fin de año.
- Refuerza la idea que surgió en el foro de educación de Crear de un nuevo grupo en ASADEP sobre Ecología del paisaje y Educación, como espacio de discusión de propuestas, difusión, debate, y como línea de trabajo
- Establecer que al inicio de cada CAEP se comience con conclusiones preliminares aportadas por el Comité Organizador de la edición anterior.
- Propone e insta a impulsar acciones de difusión / debate sobre las implicancias ambientales del actual proyecto de modificación del paisaje de ribera y paisaje periurbano entre la ciudad de Santiago del Estero y Tuama.

Índice

Índice

Autores	Título	Página
<i>Resúmenes de ponencias de conferencistas invitados</i>		25
Giménez, Ana María	Biodiversidad de los Bosques del Chaco Argentino.	27
La Rosa, Daniele	Sustainable planning approaches for peri-urban landscapes.	30
Minotti, Priscilla.	Los humedales como paisajes y los desafíos de su ordenamiento ambiental.	31
Camargo Angelo, Alessandro.	O componente florestal na composição de propriedades rurais: alguns exemplos do Brasil.	32
Gandini, Marcelo.	¿Qué dejamos? Algo de ciencia y planificación en educación de grado y posgrado. Una visión a escala de paisaje.	33
<i>Chaco y zonas áridas</i>		35
Coria, O. R., Coria, R. D., Kunst, C. R.	Respuesta de los ensambles de aves a un gradiente bosque-arbustal-sabana en un paisaje del Chaco Semiárido, Argentina	37
Rivas, F. F., Brassiolo, M., Giraudo, A. R.	Modelo de Conectividad Funcional Probabilístico para <i>Myrmecophaga tridactyla</i> en un Paisaje Modificado de la Zona del Salado Centro de Santiago Del Estero, Argentina	42
Barchuk, A. H., Britos, A. H., Basconcelo, S. E.	Análisis de los riesgos de desertificación para la cuenca de Salinas Grandes al nor-oeste de la provincia de Córdoba	47
Figueroa, M.E., Giménez, A.M., Lorenz, G.	El rol de <i>Allenrolfea vaginata</i> (Chenopodiaceae) en la configuración de un paisaje salino de la llanura Chaqueña	52
Cisneros, A. B., Rosales, V., Moglia, J. G., Michellini, W.	Frecuencia, densidad y diversidad de especies leñosas, en Reserva provincial de usos múltiples, Bañados de Figueroa, Santiago del Estero.	57
Argañaraz, J. P., Laforteza, R., Elía, M., Scavuzzo, M., Bellis, L.	Predicción del comportamiento del fuego en el Bosque Chaqueño Serrano	62
Ceirano, V., Lorenz, G., Izzo, M.	Evaluación y mapeo de servicios ambientales en el sudeste de la provincia de Santiago del Estero	66
Sosa, R. A.	El Caldenal Pampeano: los cambios sufridos y las consecuencias sobre la fauna, en especial las aves	71

Autores	Título	Página
Bran, D.	Vulnerabilidad socio-ambiental y sustentabilidad de pequeños productores rurales de la Estepa Patagónica, Jacobacci, provincia de Río Negro	75
Buzzi, M. A., Rueter, B. L., Ghermandi, L.	Análisis de la conectividad del paisaje de una cuenca hidrocarburífera de Chubut (Patagonia)	79
Oddi, F., Ghermandi, L.	El avance posfuego de Fabiana Imbricata es real? Cambios en la ocupación de los matorrales después de 40 años en el Noroeste de la Estepa Patagónica	84
<i>Paisajes urbanos y perirurbanos</i>		89
Videla, E., Pastor, G., Fioretti, S., Alarín, A., Roman, L., Tonda, M., Gutiérrez, T., Pacaccio, C.	Paisaje y Paisajismo Metropolitano. Aproximaciones Metodológicas para el Estudio de las Percepciones y el Diseño de Espacios Libres Públicos en Tierras Secas	91
Llomparte Frenzel, M. P.	Paisajes fluviales metropolitanos. Estudio de caso: el litoral del río Salí en el nordeste del Sistema Metropolitano de Tucumán	96
Novello, A., Mas, A., Ferreyra, M., Asís, M., Di Marco, A., Ibarra, A., Swartz, Y., Baez, I.	Paisaje como recurso integrador para el estudio y la planificación del territorio urbano	100
Moura, A. C. M., Magalhães Fonseca, B., Andrade da Rocha, N., Sena, Í., Casagrande, P.	ESDA (Exploratory Spatial Data Analysis) como soporte à gestão da qualidade de cobertura vegetal em áreas urbanas	105
Rovere, A.E, Molaes, S., Chichizola, G., Riat, M.C., Roncallo, L.	Diferentes enfoques de conservación y restauración en el ejido urbano de San Carlos de Bariloche (Patagonia)	112
Morend, S., Coria, O. R.	Estructura anidada de las comunidades de aves en los espacios verdes de la ciudad Capital de Santiago del Estero, Argentina	117
Rodríguez, N. J, Ghermandi, L.	Interfase natural-urbana y la naturbanización	122
Rodríguez Laredo, D. M.	Paisaje periurbano y sustentabilidad urbana	126
Lecuona, J., Nicola, C., Menavide, L., Blanda, N., Gagliardi, G., Vega, A., Torres, L., Datri, L.	Variables del biotopo urbano en la planificación del paisaje del Alto Valle	130
Izzo, M., Astrada, E., Lorenz, G.	Cambios espaciotemporales en un paisaje urbano-rural y pérdida de servicios ecosistémicos a lo largo de cuatro décadas	134

Autores	Título	Página
Marelli, S. E., Izzo, M. E., Lorenz, G., Ceirano, V. T.	Grado de modificación del paisaje en diferentes tipos de urbanización de la ciudad de Santiago del Estero	139
Urdampilleta, C. M., Borón I, Fischer S.	Taller de mapeo participativo de usos del campus de Ciudad Universitaria – UBA por parte de distintos actores	143
Andersen, A., Zulaica, L., Sequeira, N., Daga, D.	Servicios ecosistémicos del periurbano de Necochea-Quequén (Argentina): aportes para la definición de unidades de paisaje	148
Ortín Vujovich, A.E, Araya Farfán, G., Godoy, J. C.	Aportes a la valoración de especies leñosas nativas para su utilización en urbanizaciones	152
<i>Paisajes productivos</i>		157
Ferreira, S. E. , Rodríguez Lescano, M. L.	Modificación de Paisaje en la cuenca del río Seco para habilitación de tierras destinadas a cultivos y ganadería (Salta, Argentina)	159
Miguel, R. E., Gonzalez Ribot, V. J.	Ampliación de la frontera agropecuaria y la actividad agroindustrial en el Valle Antinaco Los Colorados. Sus implicancias en el recurso hídrico subterráneo	164
Arias Ferreyra, M., Zerda, H. R., Tiedemann, J. L.	Análisis de la distribución espacial y temporal del bosque nativo. Dpto. Moreno, Santiago del Estero. Período 2000-2016	169
Vazquez, P., Zulaica, L., Sequeira, N., Daga, D.	Transformaciones de los paisajes productivos mixtos en partidos de la Región Pampeana Austral, Argentina	174
Rodríguez Sousa, A. A., Rescia Perazzo, A.J, Barandica Fernández, J.M.	Evaluación de un agrosistema de olivar desde una perspectiva de paisaje: el caso de la Denominación de Origen Protegida Estepa (Andalucía, España)	178
Vázquez, P., Zulaica, L., Zomosa, A., Vignolles, M.	Transformaciones agropecuarias e impactos sobre de la biodiversidad en el Partido de Tandil, Región Pampeana Austral	183
Godoy, J.C, Ortín Vujovich, A.E	Balance de gases efecto invernadero en un paisaje productivo y de conservación en la Provincia de Salta	187
Humano, C. A.	Crecimiento diamétrico de las especies de valor forestal de la Selva pedemotana de Yungas	192
Humano, C. A.	Unidad de domesticación forestal de especies nativas destinada a madera y leña en Jujuy, Argentina.	197

Autores	Título	Página
Scaramuzzino, R. L., Gandini, M. L., Lara, B.	Mapeo de paisaje forestal mediante imágenes satelitales de alta resolución espacial y OBIA: análisis de la etapa de segmentación por detección de bordes	202
<i>Paisajes naturales</i>		207
Cavallaro, S., Tobio, M. I.	Fisonomías de vegetación actual en la Hoja Geológica Gualeguaychú.	209
Ferreira, S. E., Orce, H. A.	Grado de Invasión de leñosas exóticas en Selva de Yungas	214
Scaramuzzino, R. L., Gandini, M. L., Manfreda, V. T., Alcaraz, M. L., Lara, B.	Distribución del arbusto nativo <i>Baccharis dracunculifolia</i> ssp <i>tandilensis</i> y su relación con cambios en el paisaje, suelos y condiciones de germinación	218
Rodríguez, M. J., Lorenz, G., Izzo, M. E.	Una ficha electrónica para el relevamiento de ambientes, con el software Memento database	222
Zulaica, L., Vazquez, P., Requesens, E.	Sistemas ecológicos y expansión de la agricultura en el partido de Azul (Argentina)	226
Mereles H, M. F., De Egea, J., Spichiger, R., Céspedes, G	Estructura, composición florística y variabilidad del bosque de <i>Schinopsis balansae</i> (Anacardiaceae) en el Chaco húmedo boreal, Paraguay	230
Lara, B., Gandini, M., Gantes, P., Matteucci, S.	Heterogeneidad funcional y biodiversidad en paisajes de la Pampa Argentina	233
Entraigas, I., Vercelli, N., Ares, G., Chiramberro, S., Carretero, F., Carretero, N.	La biodiversidad de los pastizales naturales valorizada diferencialmente por ambientes a partir de especies forrajeras	237
Landi, M. A., Di Bella, C. M., Argañaraz, J. P., Bellis, L. M.	Frecuencia y propagación de los incendios en el paisaje del Chaco árido y semiárido, efecto de la cantidad de biomasa combustible.	242
Cárdenas Torres, J. F., Álvarez Cortés, D. J	Evaluación del Crecimiento de la Palma Choapo (<i>Dictyocaryum lamarckianum</i> Mart.) H.Wendl.) en Bosque Muy Húmedo Premontano del municipio de Cubarral, Meta, Colombia	246
<i>Sistemas socio-ecológicos</i>		251
Biasatti, N. R, Seguro, E. F.	Fortalezas y debilidades en los procesos de Ordenamiento Territorial. Provincia de Santa Fe, Argentina	253

Autores	Título	Página
Giovanola, C. R. I., Trillo, C.	Percepción y valoración del paisaje de ribera por parte de los pobladores de la localidad de Río Ceballos, Córdoba. Implicancias para la gestión	256
Ceirano, V., Lorenz, G., Chazarreta, N., Continelli, N., Gerlero, G., Izzo, M., Rios, C.	Ordenamiento territorial urbano-rural para el desarrollo local: el caso del Municipio de Selva en Santiago del Estero	260
Álvarez Cortés, D. J., Cárdenas Torres, J. F.	Plan de Ordenación y Manejo de la Microcuenca del río Curubital, Cuenca Alta del río Tunjuelito en la Cuenca del río Bogotá, Colombia	265
Ceballos, K., Angarita, F., Villarraga, L., Rodríguez, S.	Análisis de la demanda laboral del sector forestal en Colombia	270
Bruno, C. A., Sarmiento, M. A.	Percepción del bosque y sus servicios ecosistémicos por integrantes de la cooperativa Agro Naciente de Colonia El Simbolar, Santiago del Estero, Argentina	275
Blanco, R., Quatromano, H.	Diagnóstico, Diseño y Gestión Participativa del Parque Municipal Finky, localidad de Turdera, Partido de Lomas de Zamora	280
Luna, E. J., Ibáñez, G., Díaz, Á. V., Figueroa, M. E., Rosales, V.	Propuesta de Plan de Manejo Reserva Provincial de Uso Múltiple Lagunas Saladas, Dpto. Juan Felipe Ibarra-Santiago del Estero- Argentina	284
Índice de Autores		291

Resúmenes de las ponencias de conferencistas invitados

Biodiversidad de los Bosques del Chaco Argentino

Ana María Giménez. Profesora Titular cátedra Dendrología. Laboratorio de Anatomía de la Madera. Instituto de Silvicultura y Manejo de Bosques. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Nacional de Santiago del Estero. Av. Belgrano (S) 1912, Santiago del Estero, Argentina.

amig@unse.edu.ar

El gran chaco americano, la gran región, la región de las grandes transformaciones, la región sumidero del país, la región desbastada del país, la región en el límite agroclimático de un bosque, la región con muchas posibilidades futuras.

Cuando uno reflexiona sobre cuál es el destino del Gran Chaco, somos conscientes de la multiplicidad de opciones y de estrategias que como ámbito extenso y diverso tiene. Las posibilidades son numerosas y extremadamente variadas.

La visión integral de la gestión del Chaco como eco región nacional, obliga a pensar en una estrategia para el tratamiento holístico del territorio. Pensar en Chaco es pensar en bosques semiáridos y húmedos, pastizales, bañados, áreas de inundación, serranías.

Estos sistemas en el siglo XX han sufrido una amplia transformación. El común denominador durante estos años ha sido “cambiar la región”. Modificarla y transformarla en una réplica más pobre pero más extensa de la pampa húmeda dejando de lado la matriz original del bosque alternado con sabanas.

Grande ha sido la ausencia de una gestión responsable del estado y de la propia ciudadanía, permitiendo indiferentes las transformaciones territoriales y ambientales.

Desde la Academia la respuesta no fue distinta. La investigación forestal en la región inicia en la mitad del siglo pasado, cuando el auge de la extracción de madera para ferrocarriles argentinos, la industria del tanino, la producción de combustible vegetal, diezmaron los bosques y el modelo agropecuario que se extendía en las áreas de mayor precipitación de sumaban miles de has a la deforestación nacional.

Debemos ser conscientes que el Chaco sigue siendo Chaco por su gran extensión, que resiste a tantos cambios.

Los bosques actuales de Argentina, representan para la ciudadanía un gran desafío. Es escaso el interés real sobre su situación, aún en el ámbito profesional, donde por diferentes intereses se acepta tibiamente la gestión que desde el estado se realiza.

El desarrollo nacional de los últimos 100 años, ha significado una gran pérdida y transformación de los bosques naturales. Medidas diferentes se han adoptado a lo largo del siglo, pero en definitiva, los que pierden siempre son los bosques.

La ley 26.331 de Presupuestos mínimos de protección ambiental de los bosques nativos, significó un avance importantísimo en el manejo forestal y una esperanza para detener en

primera instancia la deforestación y en segundo lugar la aplicación de un manejo forestal sostenible. Escaso es el tiempo transcurrido desde la aplicación de esta nueva legislación para valorar los resultados de la misma. Es un ejercicio comprender que los bosques tienen una escala de sustentabilidad superior a los 100 años según las regiones, por ende, las acciones sobre sus ecosistemas no son valoradas en los plazos políticos o de gestiones técnicas.

De esta manera y a priori, los bosques actuales pueden considerarse ecosistemas degradados en diferentes niveles según la historia de uso, el sistema de aprovechamiento y las condiciones bioclimáticas.

El sector forestal está desdibujado en Argentina, detrás muy lejos de la actividad agropecuaria. Y lamentablemente, las últimas acciones a través de subsidios y proyectos de financiación nacional, aun requieren de mucha experimentación para poder evaluar los impactos ecológicos a largo plazo.

Las instituciones y técnicos que promueven estos proyectos, poco conocen de la ecología del bosque y de la inmensidad de factores que interactúan en su equilibrio. Con unas cuantas parcelas de ensayos, con escasos y muy parciales estudios sobre algunas variables dasométricas, se pretende comprender y accionar sobre el complejísimo sistema forestal.

Pensar que los bosques nativos son poco productivos, es desconocer los múltiples bienes y servicios que los mismos brindan. Pero el reconocimiento de bienes y valores, aún es un mero hecho discursivo. Si bien en todos los planes y proyectos se mencionan los productos forestales no madereros (PFNM), captura de C, recursos ecosistémicos, paisajísticos, etc., a la hora de evaluar los bosques, estos ítems están escasamente cuantificados.

La pregunta que desde el campo académico surge ¿Qué hacer con los bosques naturales? Tal vez la respuesta diga: conocerlos, respetarlos, estudiarlos a lo largo del tiempo, ensayar modos de manejos, incluir nuevas alternativas productivas, con la incorporación de nuevos productos. Es fundamental la educación ambiental y el reconocimiento de la flora y fauna silvestre a nivel ciudadano. Políticos sin conocimientos, técnicos sin llegada política, estado con poder, pero falto de acción real y sostenida en el tiempo, conspiran contra el futuro de los bosques.

¿Cuál es la propuesta? Cada estamento debe cumplir el rol que le toca y todos interactuando:

El estado con la legislación, el control, con políticas públicas sostenidas a largo plazo.

Los centros de formación profesional actualizando el campo de acción de las ciencias forestales, ampliando las áreas del saber.

Los centros de investigación estudiando profundamente el sistema boscoso en su integridad, manteniendo áreas de estudio e investigación en todas las regiones boscosas del país.

La extensión forestal y educación ambiental son fundamentales de implementar en todos los niveles públicos y privados.

Sólo con un conocimiento profundo, una gestión sostenible y una conciencia ambiental, podrán perdurar los bosques argentinos.

Los bosques y la diversidad

Los bosques son los ecosistemas más complejos y biodiversos del planeta, que se asocian a través de amplias zonas paisajísticas, con la varianza de las pautas edáficas y microclimáticas. La composición y naturaleza de los ecosistemas forestales varía a lo largo del tiempo en consonancia con las perturbaciones naturales y los cambios en el régimen climático, pero se mantiene constante dentro de los límites de la variación natural denominándose estado estable.

A partir de la investigación desarrollada sobre diversidad de leñosas del Chaco Semiárido argentino y por 30 sitios de muestreo, se alcanzaron las siguientes respuestas a las incógnitas planteadas oportunamente a lo largo de 10 años de trabajo.

- La biodiversidad de leñosas arbóreas es un indicador efectivo para la estimación de la riqueza total (arbustos, arboles, cactáceas, crasas y palmeras).
- La matriz de especies dominantes del chaco seco está presente en todas las áreas de estudio y la constituyen las siguientes especies arbóreas: *Aspidosperma quebrachoblanco*; *Ziziphus mistol*; *Prosopis nigra* y *Schinopsis lorentzii*, en ese orden de frecuencia.
- La matriz florística se mantiene en todos los ambientes estudiado del Chaco, no así la estructura del rodal.
- Los factores edáficos (salinidad) y antrópicos (corta extensiva), ganadería, modifican la matriz de abundancia, no así de presencia de especies a mediano plazo.
- La diversidad arbórea está relacionada con la productividad del bosque, existe una correlación positiva entre la riqueza arbórea y el área basal.
- El aprovechamiento y la degradación modifican la estructura del bosque, no la composición florística.
 - La diversidad de leñosas y crasas disminuye con la corta selectiva del estrato arbóreo
 - La corta selectiva prolongada reduce el Volumen de fuste por ha.
 - La diversidad γ en la zona de estudio, se reparte entre la diversidad α que representa el 70 % y la β solo el 30 %.
- Desde lo florístico, hay áreas regionales con elementos de alto valor científico, dignos de ser conservados.
- Se requiere ampliar el estudio a otros bosques de la región para investigar distintos factores que influyen sobre la diversidad de los bosques y el aprovechamiento intensivo.

Sustainable planning approaches for peri-urban landscapes

Daniele La Rosa

Department Civil Engineering and Architecture. University of Catania, Italy.

dlarosa@darc.unict.it

Peri-urban landscapes remain geographically and conceptually ill-defined, an “uneasy phenomenon”, located somewhere in between the urban core and the rural landscape. The changing, dynamic and complex nature of peripheral landscapes remain irreducible to single interpretations and approaches for their definitions and therefore for their planning and management.

Peri-urban landscapes are located outside the more compact part of a city and can spread to the surrounding rural area following low density patterns of development and covering larger areas than peri-urban neighbors of single municipalities. They are characterized by low density and a mixture of diverse land uses, including non-urban and semi-natural uses. Peri-urban landscapes represent a diffuse and blurred territory where urban and rural development processes meet, mix and interact on the edge of the cities. Their development is an inevitable consequence of urbanization processes that took diverse forms and degree in different parts of the world.

Planning approaches are required to deal with complex drivers of urban and landscape development to achieve a sustainable growth of peri-urban landscapes. After introducing the main characteristics and peculiarities of peri-urban landscapes, this presentation will focus on a set of planning topics, solutions and approaches that are under the lens of current research. Examples from recent literature of such approaches are shown, along with a discussion about their potentials, uncertainties, limitations and trade-offs about the usability and effectiveness in reaching better level of sustainability. Finally, the case of the Metropolitan Area of Catania (south Italy) will be presented as an emblematic context where agricultural and semi-natural areas have been constantly eroded by uncontrolled sprawl. For this area, a method for defining planning scenarios to support Ecosystems Services provision and Non-Urbanized areas protection will be proposed.

Keywords

Non-Urbanized Areas, Peri-urban, Ecosystem Services, Urban Planning

Los humedales como paisajes y los desafíos de su ordenamiento ambiental.

Minotti, Priscilla. Laboratorio de Ecología Teledetección y Ecoinformática, Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental (3iA-UNSAM), Universidad Nacional de San Martín. Edificio 3iA, Campus Miguelete, Francia y 25 de Mayo s/n, Gral. San Martín, Buenos Aires, Argentina. priscilla.minotti@gmail.com

De acuerdo con la última COP Ramsar realizada en Punta del Este en 2015, la extensión global de los humedales disminuyó entre 64 y 71% en el siglo 20 y la pérdida continúa en el presente. A nivel del país, los planes de ordenamiento territorial (POT) se presentan como herramientas apropiadas para gestionar humedales a nivel local, provincial o nacional, ya que los humedales se visibilizan como mapas temáticos que muestran los límites de los humedales y permiten plantear alternativas de uso en función de sus características ecológicas. Pero esta solución no resulta tan simple, ya que los humedales no son ecosistemas fáciles de definir ni delimitar, debido a la variedad de relieves donde se presentan, la heterogeneidad estructural de la vegetación, la variabilidad temporal en extensión, especies presentes y funcionamiento ecológico. Por lo tanto representarlos como un simple parche no refleja su verdadera naturaleza ni su potencial. Los humedales son ecosistemas distintos a los terrestres y a los acuáticos, y se expresan como paisajes funcionales, conectados por el agua superficial y/o subterránea. Este enfoque viene siendo aplicado dentro del marco del Inventario Nacional de Humedales. Durante la charla se mostraran ejemplos de avances a distintas escalas geográficas y se discutirán sus ventajas, en particular relacionadas con la caracterización ambiental participativa y el reconocimiento del conocimiento tradicional y local.

O componente florestal na composição de propriedades rurais: alguns exemplos do Brasil

Alessandro Camargo Angelo. Departamento de Ciencias Forestales de la Universidad Federal de Paraná, Brasil. alessandrocamargo@gmail.com

As propriedades rurais podem desempenhar funções importantes e decisivas na paisagem, dependendo de como são planejadas e conduzidas. Algumas destas propriedades podem ser concebidas de maneira a atender á demanda de geração de renda, ao mesmo tempo em que podem ser úteis como componentes da paisagem. Atingir a esses dois propósitos se mostra como um grande desafio, devido á configuração de alguns sistemas voltados a aumentar a produtividade de algumas áreas. Alguns desses sistemas de produção tem promovido uma geração de renda expressiva, no entanto na maioria dos casos interrompendo as paisagens na qual se encontram em função de uma demasiada simplificação da paisagem na forma de monocultivos ou da supressão quase total de remanescentes naturais. Tais áreas acabam por interromper o fluxo gênico de muitas das populações naturais, fragmentando a paisagem em que se encontram. Diante desse cenário, a concepção de propriedades rurais com sistemas de produção integrados e mais diversificados pode trazer algumas importantes contribuições. Da mesma maneira, o atendimento a leis ambientais que prescrevem a necessidade de manutenção de porções de remanescentes naturais pode implicar no resguardo de fragmentos que podem ser um dos últimos recursos naturais em muitas dessas regiões. Quanto aos sistemas de produção, diferentes modelos podem ser citados quanto ao quesito de exemplos de sistemas que de alguma maneira contribuem para a ecologia de uma paisagem. Dentre estes podemos mencionar os chamados sistemas agroflorestais que mesclam espécies arbóreas com outros cultivos e sistemas silvipastoris que integram plantios arbóreos com a atividade pecuária. Tais sistemas, pela sua diversificação inicial, quando associados á manutenção de áreas remanescentes mínimas de vegetação nativa podem trazer contribuições econômicas e de alguma maneira contribuir com a ecologia das paisagens onde se encontram.

¿Qué dejamos? Algo de ciencia y planificación en educación de grado y posgrado. Una visión a escala de paisaje

Marcelo Gandini. Laboratorio de Teledetección, Maestría en Teledetección y SIG, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires (UNCPBA), Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CICPBA). República de Italia 780, Azul, Buenos Aires, Argentina.

mgandini@gmail.com

Holling en su editorial de *Conservation ecology* de 1998, sostenía que la ecología estaba combinándose con las ciencias medioambientales y con la comprensión social-económica. La ciencia está en transición, allí no solo están chocando voces, allí están chocando modos de preguntarse y están chocando criterios por establecer la credibilidad de una línea de argumento. Esto es lo que debe enfrentar actualmente la ecología de paisaje como ciencia, y trasladarlo a la educación.

La ecología de paisajes se afianza como una ciencia “aplicada” e incorpora también en ese proceso la revolución tecnológica de la geomática. Es una ciencia integradora, por lo que tiene un gran potencial en educación apoyada en esta herramienta. Como toda ciencia, cuando empieza a usar una herramienta, hay toda una serie de etapas en las cuales hay una fusión. Se puede discretizar este proceso en una serie de etapas: Descriptiva, predictiva y “de madurez”. En la conferencia se presentaron ejemplos de trabajos de alumnos de grado y de posgrado que reflejan estas distintas etapas.

En esta conferencia se presentaron ejemplos de cómo la ecología de paisajes ha ido evolucionando como ciencia integradora fusionada con la Geomática, cómo se han resuelto los aspectos educativos, presentando la experiencia personal en grado y en postgrado, en base a ejemplos. Los ejemplos van desde tesis descriptivas hasta aplicaciones de estudios multitemporales de imágenes y el uso de modelos matemáticos, para responder preguntas en el contexto de la ecología de paisaje.

Actualmente se puede concluir que la ecología de paisaje se encuentra madura como ciencia, y fusionada con una herramienta como la geomática, que la potencia para realizar preguntas sobre el funcionamiento de los ecosistemas a una escala compatible con la del paisaje, en un proceso en el que la educación de grado y posgrado en ciencias ambientales la está acompañando.

Chaco y zonas áridas

Respuesta de los ensambles de aves a un gradiente bosque-arbustal-sabana en un paisaje del Chaco Semiárido, Argentina

Oscar René Coria^{1,3}, Rubén Darío Coria^{2,3} y Carlos Roberto Kunst²

1- Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Santiago del Estero (UNSE), Av. Belgrano (s) 1912, 4200, Santiago del Estero, Argentina. Contacto: coriao@unse.edu.ar

2- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Estación Experimental Agropecuaria Santiago del Estero, Jujuy 850, 4200, Santiago del Estero, Argentina.

3- Estos autores contribuyeron en partes iguales a este trabajo.

Mail de contacto: coriao@unse.edu.ar

RESUMEN

Se evaluó la respuesta de la diversidad y composición de aves a un gradiente de tres hábitats: (i) Bosque de Quebrachos, (ii) Arbustal bajo, una versión degradada de la (iii) Sabana de Aibe. Los resultados sugieren que la diversidad de aves fue determinada por la complejidad vertical de la vegetación, y el grado de similitud de los ensambles de aves por el grado de similitud entre hábitats. Ello produjo (i) un decrecimiento gradual de la diversidad de aves desde el hábitat más complejo (Bosque) al menos complejo (Sabana); (ii) una composición única de especies en Bosque y Sabana (los hábitats más disimiles), donde las especies afines a hábitats cerrados prevalecen en el primero y las afines a hábitats abiertos prevalecen en el segundo y; (iii) que el Arbustal bajo, con mayor similitud al Bosque que a la Sabana, represente un hábitat poco favorable para las aves afines a hábitats abiertos.

Palabras claves: diversidad de aves, gradiente de hábitat, Chaco Semiárido.

ABSTRACT

The aim of this study was to evaluate variation in diversity and composition of birds in a gradient of three types of habitats of Semiarid Chaco: (i) Quebrachos Forest, (ii) Low shrubland, which constitutes a degraded version of the (iii) Aibe Savanna. The results suggest that the diversity of birds was determined by the vertical complexity of the vegetation and the degree of similarity of bird assemblages by the degree of similarity between habitat types. This led to: (i) gradual decreases in diversity of birds from the more complex (Forest) to the less complex habitat (Savanna); (ii) a unique composition of species in the Forest and the Savanna (more dissimilar habitats), where birds of closed habitats prevail in the first and open habitat species in the second and; (iii) Low shrubland, displaying greater similarity to the Forest than to the Savanna, representing a habitat unsuitable for open habitat birds.

Keywords: avian diversity, habitat gradient, Semiarid Chaco.

Introducción

El paisaje primitivo predominante del Gran Chaco Americano fue un mosaico de bosques alternando con pastizales y sabanas (Bucher, 1980; Morello y Saravia Toledo, 1959, Morello y Adamoli, 1968). Regionalmente el sobrepastoreo produjo el reemplazo de las comunidades herbáceas por comunidades leñosas, originando amplios arbustales

(Bucher, 1980; Morello y Saravia Toledo, 1959). Son escasos los estudios sobre ecología de comunidades de aves en paisajes del Chaco Semiárido que incluyan a la sabana (Macchi *et al.*, 2013). Se abordaron las siguientes hipótesis y predicciones. Hipótesis 1: los hábitats estructuralmente complejos proveen más nichos ecológicos y diversas maneras de explotar los recursos, lo cual incrementa la diversidad de especies (Tews *et*

al., 2004). Predicción 1: si la complejidad estructural de la vegetación disminuye a lo largo del gradiente Bosque-Arbustal-Sabana, se espera que la diversidad alfa de aves también disminuya en el mismo sentido. Hipótesis 2: el contraste entre los hábitats regula las oportunidades de nichos ecológicos, lo cual determina la similitud entre los ensambles de aves. Si la lignificación de la Sabana (actual Arbustal) disminuye el contraste con el Bosque, se espera que exista una similitud relativamente intermedia del ensamble de aves del Arbustal en relación a los ensambles de la Sabana y el Bosque (predicción 2); y que en el Arbustal las aves afines a hábitats cerrados se incrementen en comparación con la Sabana y disminuyan las afines a hábitats abiertos (predicción 3). Esto se debería a que las aves afines a hábitats cerrados encontrarían más oportunidades de nicho en el Arbustal debido al mayor grado de lignificación en comparación a la Sabana, ocurriendo lo contrario para las aves afines a hábitats abiertos.

El objetivo de este trabajo fue evaluar la respuesta de la diversidad y composición de aves a un gradiente de tres hábitats: (i) Bosque de Quebrachos (*Aspidosperma quebracho-blanco*, *Schinopsis lorentzii*), (ii) Arbustal bajo, una versión degradada de la (iii) Sabana de Aibe (*Elionurus muticus*).

Materiales y Métodos

El área de estudio corresponde al Campo Experimental F. Cantos (28°3'S, 64°15'O) del INTA Estación Experimental Agropecuaria Santiago del Estero, Argentina.

Las unidades de muestreo fueron parcelas circulares de 50 m de radio. Se ubicaron de manera sistemática 22 parcelas en cada hábitat. Para el relevamiento de aves se utilizó el método de conteo por puntos de radio fijo (Hutto *et al.*, 1986, Posadas-Leal *et al.*, 2011). Para la estructura y composición de vegetación se utilizaron los métodos transecto de puntos, el vecino más próximo y estimaciones visuales asistidas.

Predicción 1. Fue evaluada con la correlación entre la Complejidad estructural vertical (i.e. número de estratos vegetales, rango 0-5)

(Tews *et al.*, 2004) y la diversidad alfa de aves (Índice de Shannon) mediante el Coeficiente de Correlación de Rangos de Spearman r_s .

Predicción 2. Se utilizaron las técnicas de análisis multivariado: Escalamiento Multidimensional no Métrico (NMS), Análisis de Similitud no Paramétrico (ANOSIM) y Test de Mantel. Para los NMS la matriz de vegetación tuvo 47 variables (seis de estructura y 41 de frecuencias por especies) y la matriz de abundancias de aves tuvo 77 especies.

Predicción 3. Las especies de aves fueron agrupadas en tres clases de afinidad de hábitats (Short, 1975): (i) generalistas: frecuentes en hábitats abiertos y cerrados; (ii) afines a hábitats abiertos: frecuentes en pastizales abiertos, en pastizales abiertos y arbustales, o en ecotonos y hábitats abiertos con presencia de árboles grandes y; (iii) afines a hábitats cerrados: frecuentes en bosques y ecotonos, o en bosques, ecotonos y arbustales, o en arbustales. Por cada unidad de muestreo se obtuvo el porcentaje de especies de cada clase. Se evaluaron diferencias significativas mediante la prueba de Kruskal-Wallis y se utilizó el test de comparaciones múltiples cuando hubo diferencias significativas entre hábitats.

Para todas las pruebas estadísticas se utilizó un $p=0,05$.

Resultados y discusión

Predicción 1. Decrecieron significativamente ($p<0,001$) a lo largo del gradiente de hábitats la complejidad estructural vertical (Bosque 5, Arbustal 4, Sabana 3) y la diversidad alfa de aves (Índice de Shannon: Bosque 2,6, Arbustal 2,4, Sabana 1,7). La complejidad estructural vertical tuvo correlación fuerte, positiva y significativa con el Índice de Shannon de aves ($r_s=0,80$, $p<0,001$). Este resultado es consistente con la predicción 1. Cody (1985) asocia a la estructura de la vegetación con recursos críticos para las aves como el alimento, los sitios de nidificación y la protección contra predadores y/o aves parásitas de nidos. En el presente estudio el incremento de nichos en el Bosque se vio re-

flejado con la presencia de nuevos gremios tróficos en comparación con la Sabana, como el insectívoro de corteza asociado a la disponibilidad de troncos en el Bosque. Sirami *et al.* (2009) encontraron que en sabanas africanas el aumento de la diversidad estructural de la vegetación a causa de la invasión de arbustos, incrementa significativamente la riqueza de aves. De manera similar, en el presente trabajo se evidencia mayor riqueza de especies de aves en el Arbustal que en la Sabana.

Predicción 2. Los grados de separación de las unidades de muestreo en el Eje 1 indicaron que: (i) el Bosque y la Sabana fueron los hábitats con máxima disimilitud y; (ii) el Arbustal y el Bosque fueron los hábitats más similares (Figura 1a). De manera similar ocurrió con los ensambles de aves: (i) alcanzaron la máxima disimilitud entre el Bosque y la Sabana y; (ii) fueron más similares entre el Bosque y el Arbustal que entre el Arbustal y la Sabana (Figura 1b). El Test de Mantel sugirió una relación fuerte y positiva entre la similitud de los hábitats y la similitud de la composición por especies de aves ($r=0,72$, $p=0,001$). El ANOSIM global evidenció que hubo diferencias significativas entre las composiciones de aves del gradiente de hábitat ($R=0,76$, $p=0,001$). En la prueba a posteriori todos los pares de hábitats tuvieron composiciones de aves significativamente diferentes: Bosque-Sabana ($R=0,97$, $p=0,003$), Arbustal-Sabana ($R=0,82$, $p=0,003$) y Bosque-Arbustal ($R=0,61$, $p=0,003$). Con estos resultados se evidenció el cumplimiento de la predicción 2. Estos patrones de similitudes son consistentes con otros estudios. En el Chaco Semiárido Coria *et al.* (2015a) estudiaron dos sistemas silvopastoriles y encontraron que entre el bosque sin disturbar y el silvopastoril más similar a éste se registró la menor diversidad beta de aves. También en el Chaco Semiárido pero en una reserva urbana, Coria *et al.* (2015b) encontraron que parches de bosque nativo de ribera y el arboreto del jardín botánico, hábitats más similares en comparación con otros analizados, albergaron ensambles de aves más similares. En

otras regiones también se evidencia este mismo patrón, Sirami *et al.* (2009) encontraron en Sudáfrica una mayor similitud de los ensambles de aves entre las categorías de vegetación más similares. En las sabanas africanas con invasión de leñosas se reportaron respuestas similares de los ensambles de aves (Skowno y Bond, 2003; Sirami *et al.*, 2009).

Predicción 3. La proporción de aves afines a hábitats abiertos decreció significativamente a lo largo del gradiente Sabana-Arbustal-Bosque (Kruskal-Wallis, $H=36,5$, $p<0,001$); la proporción de aves afines a hábitats cerrados varió en sentido inverso y se incrementó significativamente a lo largo de este gradiente (Kruskal-Wallis, $H=42,5$, $p<0,001$); la proporción de aves generalistas no difirió entre la Sabana y el Arbustal, pero fue significativamente menor en el Bosque (Kruskal-Wallis, $H=11,0$, $p<0,004$). Estos resultados son consistentes con la predicción 3.

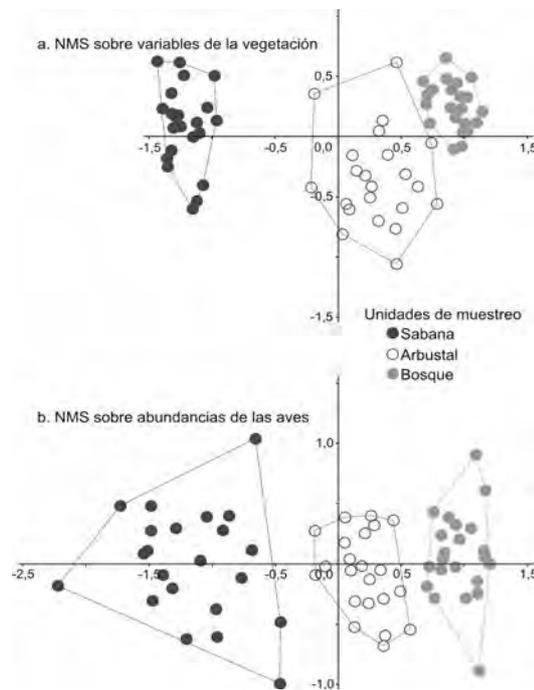


Fig. 1. Escalamiento Multidimensional no Métrico (NMS) de unidades de muestreo de un gradiente Bosque-Arbustal-Sabana. En (a), primeros dos ejes del NMS para vegetación. En (b), primeros dos ejes del NMS para las aves.

Sirami *et al.* (2009) demostraron que el mayor recambio de especies existió entre el pastizal y el pastizal invadido por arbustos encontrando sólo el 52% de las especies en común, siendo las especies especialistas de pastizales las más afectadas. Dias *et al.* (2013) en Brasil encontraron que las plantaciones de eucaliptus en pastizales afectan negativamente a las aves adaptadas a los hábitats abiertos, y favorecen a las aves de bordes y afines a bosques. Destacan que si bien las aves de pastizales afectadas son comunes, la tasa predicha de forestación en el sureste de América del Sur puede dar lugar a reducciones de poblaciones regionales en el futuro cercano.

Conclusiones

Se concluye que en el gradiente Bosque-Arbustal-Sabana la diversidad alfa de aves está controlada por la complejidad estructural vertical de la vegetación, y el grado de similitud de los ensambles de aves por el grado de similitud entre los tipos de hábitats. Ello produjo que: (i) la diversidad alfa de aves disminuya gradualmente desde el hábitat más complejo (Bosque) hasta el menos complejo (Sabana); (ii) que tanto el Bosque como la Sabana (los hábitats más disímiles) tengan una composición de ensambles de aves únicas (con máxima disimilitud), donde las especies afines a hábitats cerrados prevalecen en el primero y las afines a hábitats abiertos prevalecen en el segundo y; (iii) el Arbustal bajo, con mayor similitud al Bosque que a la Sabana, represente un hábitat poco favorable para las aves afines a hábitats abiertos y de mayor calidad para las aves afines a hábitats cerrados, pero con restricciones para las aves asociadas a los estratos arbóreos.

Agradecimientos

Se agradece a Victor Navarrete y a Marcelo Navall por colaborar con las campañas de campo.

Referencias

- Bucher, E.H. 1980. Ecología de la fauna chaqueña: una revisión. *ECOSUR* 7 14, 111-159.
- Cody, M. 1985. *Habitat selection in birds*. Academic Press, New York, New York, USA.
- Coria, O.R., Lima, J.J., Palacio, M.O., Roger, E., Albuja Carbonell, D.C. 2015b. Avifauna de la Reserva Urbana de la Universidad Nacional de Santiago del Estero, Argentina. *Quebracho* 23(1,2), 41-53.
- Coria, R.D., Coria, O.R., Kunst, C.R. 2015a. Influencia del rolo selectivo de baja intensidad (RBI) sobre las comunidades de aves de bosques del Chaco Occidental. *Ecología Austral* 25, 158-171.
- Dias, R.A., Bastazini, V.A., Gonçalves, M.S.S., Bonow, F.C., Müller, S.C. 2013. Shifts in composition of avian communities related to temperate-grassland afforestation in southeastern South America. *Iheringia Série Zoológica* 3, 12-19.
- Hutto, R.L., Pletschet, S.M., Hendricks, P. 1986. A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding season use. *Auk* 103, 593-602.
- Macchi, L., Grau, H.R., Zelaya, P.V., Marinaro, S. 2013. Tradeoffs between land use intensity and avian biodiversity in the Dry Chaco of Argentina: a tale of two gradients. *Agriculture, Ecosystematics and Environment* 174, 11-20.
- Morello, J., Adamoli, J. 1968. Las grandes unidades de vegetación y ambiente del Chaco argentino. Primera parte: objetivos y metodología. Serie Fitogeográfica N°10, INTA, Buenos Aires, Argentina.
- Morello, J., Saravia Toledo, C.A. 1959. El Bosque Chaqueño I. Paisaje primitivo, paisaje natural y paisaje cultural en el oriente de Salta. *Revista Agronómica del Noroeste Argentina* 3, 5-81.
- Posadas-Leal, C., Chapa-Vargas, L., Arredondo Moreno, J.T., Huber-Sannwald, E. 2011. Riqueza y densidad de especies de aves de pastizal evaluadas por dos métodos. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 2, 101-111.
- Short, L.L. 1975. A zoogeographic analysis of the South American Chaco avifauna. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 154, 163-352.
- Sirami, C., Seymour, C., Midgley, G., Barnard, P. 2009. The impact of shrub encroachment on

- savanna bird diversity from local to regional scale. *Diversity and Distribution* 15, 948-957.
- Skowno, A.L., Bond, W.J. 2003. Bird community composition in an actively managed savanna reserve, importance of vegetation structure and vegetation composition. *Biodiversity and Conservation* 12, 2279-2294.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M.C., Schwager, M., Jeltsch, F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31, 79-92.

Modelo de Conectividad Funcional Probabilístico para *Myrmecophaga tridactyla* en un Paisaje Modificado de la Zona del Salado Centro de Santiago del Estero, Argentina

Federico Fernando Rivas¹, Alejandro Raúl Giraud², Miguel M. Brassiolo³ y Analía del Valle Guzman⁴

^{1,3,4} Instituto de Silvicultura y Manejo de Bosques, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Santiago del Estero, Av. Belgrano (S) 1912, 4200 Santiago del Estero, Argentina.

² Instituto Nacional de Limnología (CONICET-UNL). Paraje El Pozo s/n. Ciudad Universitaria. 3000. Santa Fe. Argentina.

Mail de contacto: oikosfede@gmail.com

RESUMEN

La conectividad es esencial para el mantenimiento de las poblaciones de vida silvestre. *Myrmecophaga tridactyla* es una especie amenazada en Argentina debido a la pérdida y fragmentación del hábitat. Posee exigencias territoriales afectadas por la pérdida de conectividad entre parches del bosque Chaqueño. Evaluamos la conectividad funcional del oso hormiguero en un paisaje fragmentado en Santiago del Estero, empleando un muestreo mediante transectas lineales entre 2014 y 2016, registrando un avistaje directo y 17 indicios indirectos en parches forestales y de pastizales. Se efectuó una clasificación supervisada de una imagen satelital Landsat 8 para obtener coberturas de bosques y pastizales y filtrar los parches a partir del tamaño del ámbito hogareño. Generamos archivos analizados por Conefor 2.6 para calcular el índice PC (probabilidad de conectividad) basado en la disponibilidad de hábitat. 19 parches forestales todavía mantienen osos hormigueros, de los cuales 4 serían prioritarios para mantener la conectividad del paisaje por presentar valores ≥ 10 de dPC.

Palabras claves: *Myrmecophaga tridactyla*, conectividad, landscape

ABSTRACT

Connectivity is essential for the maintenance of wildlife populations. *Myrmecophaga tridactyla* is a threatened species in Argentina due to the loss and fragmentation of habitat. It has spatial demands affected by the loss of connectivity between patches of Chaco forests. We evaluated the functional connectivity of the anteater in a fragmented landscape in Santiago del Estero, employing line-transect sampling between 2014 and 2016, recording one sighting and 17 indirect signs in patches of forests and grasslands. A supervised classification was performed over a Landsat 8 image to obtain forest and grassland coverages and filter patches from the home range size. We generate files analyzed by Conefor 2.6 to calculate the PC (connectivity probability) index based on habitat availability. 19 forest patches still maintain anteaters, of which 4 would be priority to maintain the connectivity of the landscape by its values ≥ 10 dPC.

Keywords: *Myrmecophaga tridactyla*, connectivity, landscape.

Introducción

La fragmentación es definida como “una disrupción en la conectividad del paisaje” (With *et al.* 1997). La conectividad del paisaje es el grado en el que el paisaje facilita o impide el movimiento entre parches fuente y posee el atributo de poder ser medida (Taylor *et al.* 1993).

El presente estudio pretende evaluar la importancia de cada parche de hábitat del oso hormiguero para la mantención de la conectividad funcional general del paisaje de la zona del Salado Centro. Mediante el uso del programa Conefor versión 2.6 (Saura y Torné, 2009), se removieron sistemáticamente uno a uno los 19 nodos en cada réplica, obteniendo así los índices PC y dPC y sus tres fracciones intra, flux y cconnector, las cuales estiman el impacto individual de cada parche en la contribución de la conectividad del paisaje.

Materiales y Métodos

El estudio se llevó a cabo en el Parque Chaqueño Seco (Cabrera, 1976), en la Provincia de Santiago del Estero al norte de Argentina. El área de estudio comprende un polígono entre los 28° de latitud sur y los 62° de longitud oeste, de aproximadamente 3000 km² (Fig. 1), localizado en la zona denominada *Salado centro* la cual se halla en el paisaje comprendido entre el Complejo Antiguos Cauces del Juramento-Salado y el Complejo Chaco Subhúmedo central (Morello *et al.*, 2012), variando el tipo de vegetación desde bosques y fachinales semidecuidos cerrados de quebrachos y algarrobos a bosques altos abiertos con presencia de abras y sabanas, dándose también un gradiente climático con incremento de las precipitaciones en sentido Este – Oeste.

Modelado del nicho ecológico

Los datos de distribución espacial del hábitat del oso hormiguero fueron generados a partir de campañas de muestreos a campo y el modelado de su distribución potencial a través de Maxent versión 3.3.3k (Phillips, 2013). Para las tomas de datos in situ se utilizaron: (1) transectas lineales de 1 km y de

largo variable de 2 a 5 km (Stephens *et al.*, 2006); (2) Entrevistas a pobladores rurales mediante encuestas de formato semiestructurado (Giraud *et al.*, 1998). Se utilizaron 71 variables ambientales como predictores, tomando las 68 variables climáticas de Worldclim (Hijmans *et al.*, 2006). A partir de la capa de altitud se generó la variable topográfica de pendiente. Además, se incorporó una variable categórica referente a tipos de cobertura de suelo (Tateishi *et al.*, 2011).

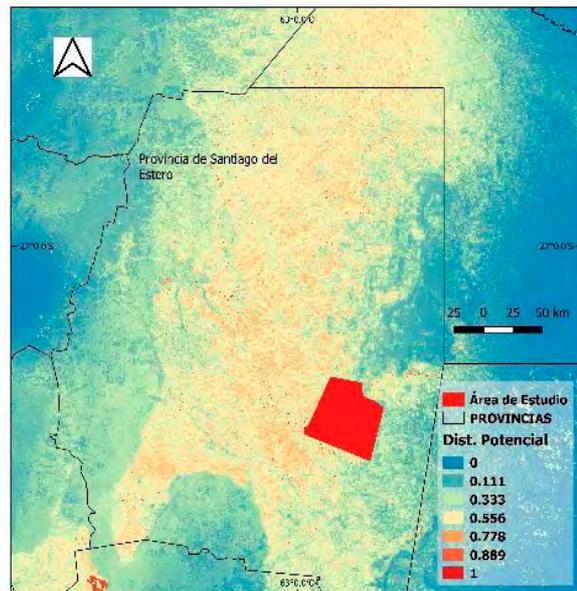


Fig. 1. Mapa de la distribución potencial de *M. trydactyla* en parte del Gran Chaco. Delimitada en el polígono rojo el área de estudio de la zona del Salado Centro.

Construcción del grafo

Para delimitar e identificar los parches de hábitat se consideraron los píxeles con probabilidades de ocurrencia superiores a 0.3 del mapa de nicho ecológico. La probabilidad de ocurrencia de los píxeles fue considerada como una medida de la calidad de hábitat y en consecuencia un atributo relevante de los parches para el análisis (Saura y Pascual-Hortal, 2007). Debido a las exigencias de superficies de hábitat del oso hormiguero, seguidamente se efectuó una clasificación supervisada de una escena satelital Landsat 8 obteniendo un mapa temático del cual seleccionamos las coberturas de bosques y pastizales naturales, identificando los parches con

superficies ≥ 1200 ha correspondiente al tamaño del ámbito hogareño del oso hormiguero (Medri y Mourão, 2005). Cada uno de estos parches fue considerado un nodo del grafo obteniendo así el componente a_i del índice de PC.

Del trabajo de Medri y Mourão (2005), en el cual se midieron las distancias de dispersión de *M. tridactyla* mediante radiotelemetría y GPS se consideró la mínima distancia de dispersión de 2 km.

La clasificación final de los parches de hábitat basada en el índice dPC fue comparada con el Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos (OTBN 2015) de la Ley Nacional N° 26.331 para la Provincia de Santiago del Estero.

Resultados y discusión

Se recorrieron un total de 368 km mediante transectas lineales transitadas a pie por diferentes hábitats como bosques de quebrachos, bosques mixtos de quebracho blanco y vinal, arbustales del género acacia y pastizales de abras naturales. Durante 3 años, 2014 a 2016, se registraron un total de 17 indicios indirectos como huellas y fecas y un avistaje directo del oso hormiguero. Se complementó esta información con 32 encuestas efectuadas a pobladores rurales de toda el área de estudio.

A partir del modelado de nicho ecológico y clasificación de la imagen satelital, se identificaron 19 parches de hábitat correspondientes a las coberturas de bosques y pastizales, los cuales representan 17% del paisaje considerado área de estudio. La clasificación a partir del índice dPC indica que los parches N° 11 y 8 son los más importantes para la contribución de la conectividad general del paisaje, lo cual se halla vinculado no sólo a sus posiciones centrales en la configuración espacial de parches (posición topológica) y presentar las mayores superficies absolutas (tabla N° 1), sino también por su nivel de calidad de hábitat. Comparando los valores de dPC con sus tres fracciones intra, flux y conector, sólo se evidencian variaciones signi-

ficativas con este último. Esta variación en los resultados entre dPC y dPCconector coincide por lo encontrado en el trabajo de Saura y Rubio (2010).

En la tabla N° 1 se observa que los parches N° 11, 15, 19 y 9 poseen más de una categoría del OTBN. Sólo el 31,5% de los parches se hallan en parte o en su totalidad bajo la categoría I o de color rojo del OTBN, de alto valor de conservación. Menos del 26% pertenece al diseño de corredores de dicho ordenamiento territorial. En los casos particulares de los parches N° 11, 15 y 19 presentan en promedio menos del 10% de su cobertura en la categoría I.

Tabla 1. Clasificación de los parches de hábitat de mayor a menor importancia según el índice dPC relacionados con la extensión, el % de ocupación del paisaje y las categorías del OTBN que abarcan.

Parches clasificados según dPC	Sup. (ha)	% paisaje	OTBN
11	20982	6.64	I, II y III
8	6461	2.04	II
15	4130	1.30	I, II y blanco
7	5627	1.78	II
19	2827	0.89	I y II
5	2307	0.73	II
12	1515	0.47	II
16	1731	0.54	II
13	1222	0.38	III
4	1935	0.61	II
10	1903	0.60	II
17	1564	0.25	I
14	1463	0.46	II
9	1227	0.38	III y blanco
18	1510	0.47	II
2	2018	0.63	I
1	1105	0.35	II
6	1266	0.40	II
3	1074	0.34	I

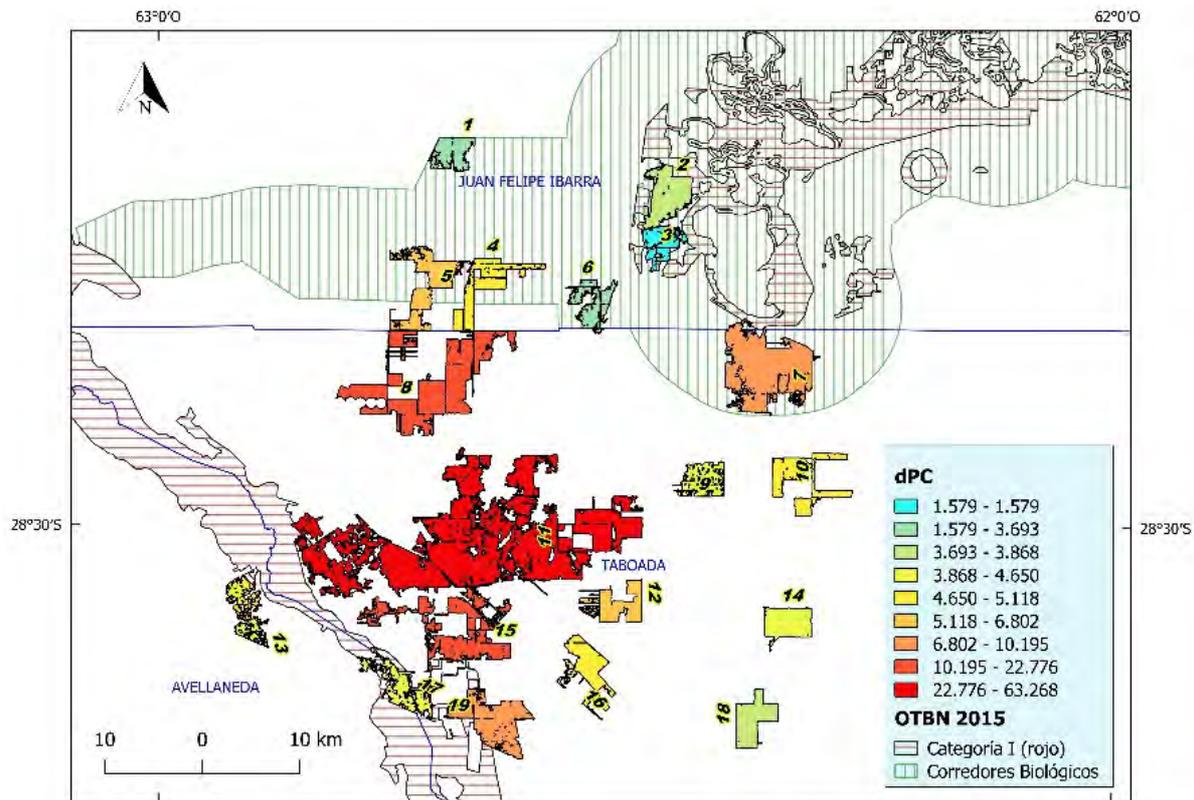


Fig. 2. Mapa temático con la clasificación de parches de hábitat según el índice dPC. La importancia para la conectividad varía de menor a mayor, desde el color cian al rojo respectivamente. La enumeración de los parches coincide con la presentada en la tabla N° 1.

Conclusiones

Constatamos la presencia de una población remanente de oso hormiguero en un paisaje altamente modificado y fragmentado a consecuencia del avance de la frontera agroganadera, lo cual habla de cierta adaptabilidad por parte de la especie a los cambios vertiginosos que se dieron en Santiago del Estero en los últimos 20 años.

Se evidencia la importancia del modelado de la conectividad mediante el empleo del programa Conefor 2.6 y el índice PC, siendo de gran utilidad para asistir en los procesos de planificación y ordenamiento territorial.

En nuestro análisis encontramos que, manteniendo las coberturas naturales del nodo N° 11, estaríamos permitiendo que un área de aproximadamente 3000 km² se halle conectada para la dispersión del hormiguero.

Agradecimientos

Se agradece toda la colaboración de los pobladores campesinos baquianos que hicieron de guías y nos brindaron todos sus conocimientos. También agradecemos a la Dirección Gral. de Bosques y Fauna de Sgo. del Estero; a los subdirectores H. Abatedaga y J. Goles por los recursos humanos y materiales suministrados. A la Fundación E.C.O con la cual se hicieron campañas de campo en forma conjunta.

Referencias

- Cabrera, A. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. 2 ed. Enciclop. Arg. Agric. y Jardinería. ACME, Buenos Aires.
- Giraud, A. R., Abramson, R. R. 1998. Usos de la Fauna Silvestre Por los Pobladores Rurales de la Selva Paranaense de Misiones. Tipos de Uso, Influencia de la Fragmentación y Posibilidades de Manejo Sustentable. Informe de Beca Reynal N° 42 Boletín Técnico de la Fundación Vida Silvestre Argentina.

- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L. 2006. WorldClim Global Climate Layers Version 1.4. Disponible en: <http://www.worldclim.org>.
- Medri, Í. M., Mourão, G. 2005. Home range of giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) in the Pantanal wetland, Brazil. *Journal of Zoology*, 266(4), 365-375.
- Morello, J., Matteucci, S. D., Rodríguez, A. F., Silva, M. E., Mesopotámica, P., Llana, Medanosa, P. 2012. Ecorregiones y complejos Ecosistémicos de Argentina. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires.
- Morello, J., Pengue, W., Rodríguez, A. F. 2005. Etapas de uso del suelo de los recursos y desmantelamiento de la biota del Chaco. *Fronteras* n° 4, GEPAMA-FADU-UBA, pp 1-17. Bs. As.
- Phillips, S. J. 2013. A brief tutorial on Maxent, Versions: 3.3.1. Disponible en: <http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>.
- Saura, S., Pascual-Hortal, L. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning*, 83(2), 91-103.
- Saura, S., Torné, J. 2009. Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software* 24: 135-139.
- Saura, S., Rubio, L. 2010. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography*, 33(3), 523-537.
- Stephens, P. A., Zaumyslova, O.Y., Miquelle, D. G., Myslenkov A. I., Hayward, G. D. 2006. Estimating population density from indirect sign: track counts and the Formozov-Malyshév-Pereleshin formula. *Animal Conservation* 9, 339-348.
- Taylor, P., Fahrig, L., Henein, K., Merriam, G., 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68 (3), 571-573.
- Tateishi, R., Uriyangqai, B., Al-Bilbisi, H., Ghar, M. A., Tsend-Ayush, J., Kobayashi, Enkhzaya, T. 2011. Production of global land cover data—GLCNMO. *International Journal of Digital Earth*, 4(1), 22-49.
- With, K. A., Gardner, R. H., Turner, M. G. 1997. Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. *Oikos* 78 (1), 151-169.

Análisis de los riesgos de desertificación para la cuenca de Salinas Grandes al noroeste de la provincia de Córdoba, Argentina

Alicia H. Barchuk¹, A. Horacio Britos² y Sandra Basconcelo²

¹ Instituto Superior de Estudios Ambientales, Universidad Nacional de Córdoba, Av. Filloy s/n, 5000 Córdoba, Argentina.

² Subsecretaría de Agricultura Familiar. Delegación Córdoba, Braile 2036 – Barrio Maipú 2° Sección, 5000 Córdoba, Argentina

Mail de contacto: aliciabarchuk@gmail.com

RESUMEN

La pérdida de la cobertura del bosque en el Chaco Árido, noroeste de Córdoba, ocurrió debido a los desmontes asociados a tecnologías como el topado y rolado. Se analizaron los cambios de Cobertura y Usos de la Tierra entre los años 1987 – 2016 con imágenes Landsat (30 m) y las tendencias de NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) con MODIS Terra (250 m) entre 2000 y 2015. Las tasas de cambio alcanzaron valores de más de 7 % anual en la década 1997-2007, con gran fragmentación del paisaje. Las tendencias decrecientes del NDVI muestran la disminución de la productividad biológica del ecosistema, especialmente en las zonas desmontadas: El aumento del NDVI en las Salinas Grandes indican una alteración en gran magnitud de los procesos bióticos, biogeoquímicos e hidrológicos en la cuenca. Se concluye que en el sector Este de la cuenca de Salinas Grandes existen evidencias de riesgo de desertificación.

Palabras claves: Deforestación, Tendencias, CCyUT.

ABSTRACT

The loss of woodland cover in the Arid Chaco, northwest of Córdoba, occurred due to the clearing associated with technologies such as topping and rolling. The land use and land cover changes were studied between 1987 and 2016 with Landsat images (30 m). Trends analysis was made with a serie of time (2000 - 2015) of NDVI (Normalized Difference Vegetation Index, MODIS Terra 250 m). Change rates reached values of more than 4 % per year in the decade 1997-2007, with great fragmentation of the landscape. The decreasing trends of NDVI show a decrease in the biological productivity of the ecosystem, especially in the clearcut areas of forest: The increase of NDVI in the Salinas Grandes indicates a large alteration of the biotic, biogeochemical and hydrological processes in the watershed. It is concluded that in the eastern sector of the Salinas Grandes basin there is evidence of risk of desertification.

Keywords: Deforestation, Trends, LCLUC.

Introducción

La deforestación genera pérdida de funcionamiento ecosistémico a escala de paisaje (Forman, 1995; MEA, 2005). A nivel mundial los Cambios de Cobertura y de Usos de la Tierra (CCyUT) para ganadería están conduciendo al avance de la desertificación (Le Polain de Waroux y Lambin, 2012). El desmonte ha ocurrido a tasas alarmantes en Lati-

noamérica, en especial en el Chaco, para la producción de soja y carne vacuna (Gasparri y Grau, 2009; Volante *et al.*, 2012; Gibbs *et al.* 2015). A causa de los desmontes, existe una tasa de disminución anual de más 4 % del NDVI-I (sumatoria anual de la integral de NDVI, *Normalized Difference Vegetation Index*) del satélite Modis Terra (Gaitán *et al.*, 2015). Esta pérdida de productividad prima-

ria neta (PPN) estuvo acompañado por aumento en las emisiones de carbono (Bustamante *et al.*, 2012).

El Chaco árido de Córdoba se encuentra afectado por el avance de la ganadería (Britos y Barchuk, 2008; Britos *et al.*, 2011). Un estudio retrospectivo (1977 – 2011) del índice verde NDVI permitió advertir que desmontes generarían desertificación (Britos y Barchuk, 2013). El objetivo del presente trabajo es conocer las tendencias de NDVI, reconociendo dónde y desde cuándo ocurrieron los CCyUT en el sector este de la cuenca de Salinas Grandes.

Materiales y Métodos

La cuenca de Salinas Grandes (fig. 1) se encuentra al noroeste de Córdoba. Originalmente, existía una cobertura continua de bosques (Sayago, 1969). Las Salinas Grandes es la parte más baja de la cuenca donde se desarrollan suelos Aridisoles, Entisoles y Molisoles de carácter salino y alcalino (Jarsún *et al.*, 2003).

Se calibraron tres imágenes satelitales invernales de Landsat 5 (1987, 1997 y 2007) y una Landsat 8 (2016). Se realizaron clasificaciones supervisadas mediante el procedimiento *Segmentation* (TerrSet, Eastman, 2015). Los errores de clasificación de las categorías fueron estimados mediante una tabla de contingencia y se obtuvo el índice Kappa como indicador de decisión. Se analizaron los CCyUT por década (TerrSet, Eastman, 2015). Se calcularon las tasas de desmonte (Puyravaud, 2003): $r = (1/t_2 - t_1) \times \ln A_2/A_1$, donde r es la tasa de desmonte, t es el tiempo y A es el área de bosques.

Los análisis de tendencia (Eastman *et al.*, 2009) se realizaron en base al NDVI MODIS (2000 – 2015) de 250 m

de resolución espacial y 16 días de frecuencia temporal. (Huete *et al.*, 2002). Las imágenes de NDVI fueron “desestacionalizadas” y se calcularon las anomalías estandarizadas del NDVI (*Trend Analysis* de TerrSet; Eastman *et al.*, 2009). Se aplicó la prueba de Mann-Kendall (MK) para evaluar tendencias significativas (Neeti y Eastman, 2011). Los índices inferiores a -0.30 (NDVI continuamente decreciente) y superiores a +0.30 (NDVI continuamente creciente) e indican que los cambios son altamente significativos. También, se analizaron las variaciones de NDVI, la pendiente > 0 representa revegetación y la pendiente < 0 representa degradación o deterioro de la vegetación.

Resultados

Las Categorías de cobertura / uso de las tierras analizadas son las siguientes (fig 2).

- 1- Salinas Grandes y de Ambargasta
- 2- Categoría Desmonte: representan zonas con pérdida de cobertura del bosque nativo ocurrido por la expansión de la ganadería bovina promovida por el avance de los desmontes en grandes superficies cuadrangulares con tecnología de maquinaria pesada y siembra de pasturas en sistemas de producción tipo Estancias Ganaderas (Britos y Barchuk, 2013). A esta categoría pertenecen también zonas habitadas pero de formas irre-

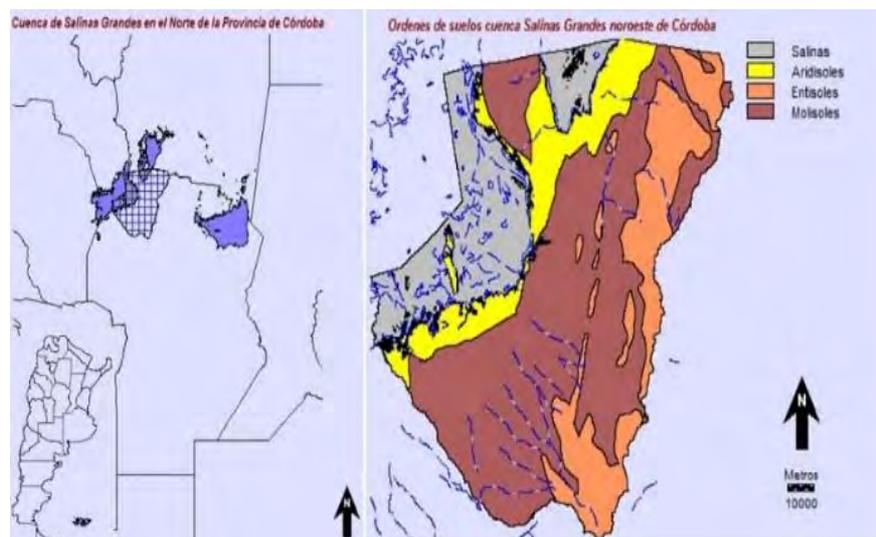


Fig. 1. Ubicación del área de estudio en la cuenca de Salinas Grandes al noroeste de Córdoba.

gulares de pie de Sierra, ondulaciones erosionadas, poblados como Chuña, Jaime Peter y Quilino, la ciudad de Deán Funes, la Ruta Nacional 60 y caminos vecinales.

3- La categoría bosques y arbustales: La vegetación original es el bosque abierto de *Aspidosperma quebracho-blanco*, acompañado de *Prosopis flexuosa* (algarrobo negro), *Ziziphus mistol* (mistol), *P. torquata* (tintitaco) y *Stetsonia coryne* (cardón). La altura del estrato arbustivo varía entre 3 y 4 m y su cobertura entre 40 – 70 %. Las especies dominantes son *Mimozyanthus carinatus* (lata), *Larrea divaricata* (jarilla) y *Acacia furcatispina* (garabato) y *Cercidium australe* (brea).

La Categoría Arbustales y bosque abierto presenta todos los elementos de la vegetación original pero domina el estrato arbustivo con una altura menor a 3 m y una cobertura superior al 50 %. Las unidades 3 y 4 están relacionadas con el uso en Unidades Campesinas (UC) o productores familiares (Britos *et al.*, 2011; Britos, 2013).

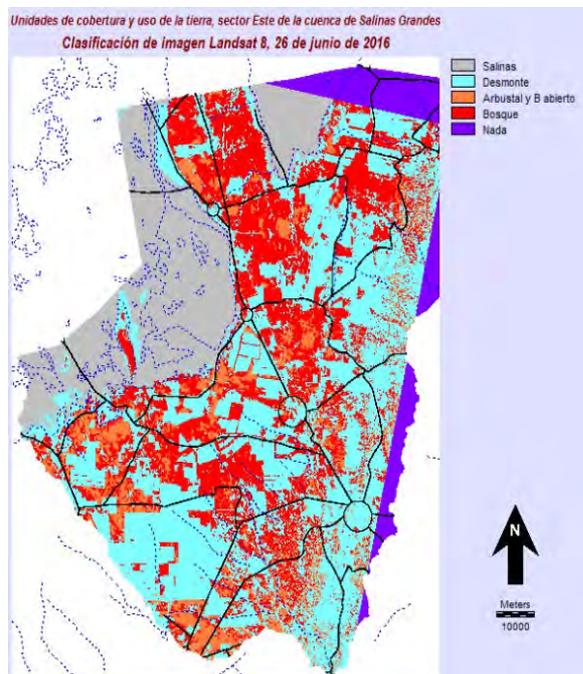


Fig. 2. Mapa de cobertura y uso de la tierra realizado en base a una imagen Landsat 8 del 26 de junio de 2016. Se delimitan en círculos sobre RN 60 de sur-este a nor-oeste las localidades de Deán Funes, Quilino-Villa Quilino, San José de Las Salinas y Lucio V. Mansilla.

El análisis de CCyUT, para cada década: 1987-1997, 1997-2007 y para 9 años: 2007 – 2016, permitieron calcular las tasas de deforestación (tabla 1).

Tabla 1. Tasa de cambio de bosques y arbustales a deforestación total

Intervalo de años	Tasa de cambio (%)
1987 - 1997	- 0.57
1997 - 2007	-7.02
2007 - 2016	-1.31

En general toda el área de la planicie central de la cuenca permanece con valores muy bajos del índice Mann Kendall MK). Los valores de tendencia más negativa se relacionan con polígonos rectangulares en el área central de la cuenca y al norte en los bordes de las Salinas Grandes y corresponden a los desmontes de más antigüedad (fig. 3). Los polígonos de desmontes que rodean las Salinas Grandes presentan los menores valores de PPN y tienen tendencia constantemente decreciente con valores del índice de MK entre: - 1 y -0.35 (pendiente menor a cero y estadísticamente significativa). Las Salinas Grandes presenta una tendencia leve a constantemente creciente de NDVI con valores de MK de +0.14 a +0.37.

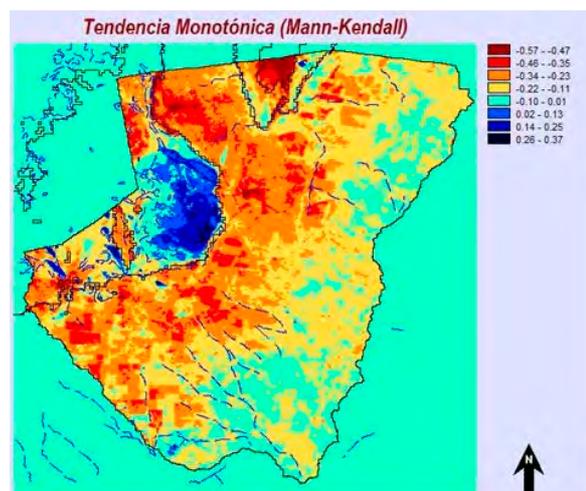


Fig. 3. Mapa de distribución de tendencias a escala regional del estadístico Mann Kendall.

Conclusiones

La investigación refleja que los desmontes con rolados y topados han tornado al sistema de la cuenca de Salinas Grandes improductivo, con disminución constante de su PPN y con riesgos de desertificación regional. La desertificación quiere decir degradación de las tierras, que comienza con la pérdida constante de la cobertura, la biomasa y la PPN, luego prosigue con erosión intensa de los suelos con la fuga del sistema del agua y los nutrientes (Dakos *et al.*, 2011). La cuenca muestra síntomas de pérdida de resiliencia de la vegetación (Britos y Barchuk, 2013), esto reflejado por lo valores constantemente decrecientes de la PPN. Por otra parte, ya existe una alta proporción del territorio con baja productividad con valores cercanos cero lo que implica un carácter de estado de degradación permanente pero estable. La primera situación implica que los sistemas están en el umbral catastrófico hacia un salto de degradación permanente y el segundo ya el sistema está en la rama inferior de la curva de histéresis (Scheffer y Carpenter, 2003).

Se hace imperioso plantear estrategias que frenen la deforestación y las prácticas de manejo actuales de las grandes estancias ganaderas. También, se puede reducir los riesgos de degradación en aquellos sistemas que están en leve cambio decreciente, donde años con más lluvia pueden significar una ventana de oportunidad para la resiliencia (Holmgren y Scheffer, 2001). Este conocimiento sería apropiado para la definición de las categorías de conservación establecidos por la Ley Nacional de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos n° 26331.

Referencias

- Britos, A.H., Barchuk, A.H. 2008. Cambios en la cobertura y en el uso de la tierra en dos sitios del Chaco Árido del noroeste de Córdoba, Argentina. *AgriScientia* 25, 97-110.
- Britos A. H., Barchuk A. H., Fernández J. M. 2011. Patrones de Deforestación del Bosque Nativo bajo Manejo de Pequeños Productores Campesinos: ¿“Paisajes Sustentables”? *Rasadep* 2, 1 - 16.
- Britos, A.H., Barchuk, A.H. 2013. Dinámica de la cobertura vegetal y los usos de la tierra a través de modelos de no-equilibrio. *Revista de Teledetección* 40, 88-109.
- Bustamante, M.M.C., Nobre, C.A., Smeraldi, R., Aguiar, A.P.D., Barioni, L.G., Ferreira, L.G., Longo, K., May, P., Pinto, A.S., Ometto, J.-P.H.B. 2012. Estimating greenhouse gas emissions from cattle raising in Brazil. *Climatic Change* 115, 559-577.
- Dakos, V., Kefi, S., Rietkerk, M., van Nes, E., Scheffer, M. 2011. Slowing Down in Spatially Patterned Ecosystems at the Brink of Collapse. *The American Naturalist* 177, 153-166.
- Eastman, J.R. 2015. *TerrSet. Land Change Modeller*. Clark Labs. Clark University. Worcester. MA. USA.
- Eastman, J.R., Sangermano, F., Ghimire, B., Zhu, H., Chen, H., Neeti, N., Cai, Y., Machado, E.A., Crema, S. 2009. Seasonal trend analysis of image time series. *International Journal of Remote Sensing* 30, 2721-2726.
- Forman, R.T.T. 1995. *Land Mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press.
- Gaitán, J.J., Donaldo Bran, D. E., Azcona, C. 2015. Tendencia del NDVI en el período 2000-2014 como indicador de la degradación de tierras en Argentina: ventajas y limitaciones. *Agriscientia* 32 (2), 83-93.
- Gasparri, N.I, Grau, H.R. 2009. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NWArgentina (1972- 2007). *Forest Ecology and Management* 258, 913-921.
- Gibbs, H.K., Rausch, L., Munger, J., Schelly, I., Morton, D.C., Noojipady, P., Soares-Filho, B., Barreto, P., Micol, L., Walker, N.F. 2015. Brazil's Soy Moratorium. *Science* 347, 6220 - 6220.
- Holmgren, M., Scheffer, M. 2001. El Niño as a window of opportunity for the restoration of degraded arid ecosystems. *Ecosystems* 4, 151-159.
- Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodríguez, E P., Gao, X., Ferreira, L.G. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment* 83, 195-213.
- Jarsún, B., Gorgas, J., Zamora, E., Bosnero, H., Lovera, E., Ravelo, A., Tassile, J. 2003. *Los Suelos. Nivel de Reconocimiento. Escala 1: 500.000. Recursos Naturales de la Provincia*

- de Córdoba. Agencia Córdoba Ambiente, INTA EEA Manfredi. Córdoba
- Le Polain de Waroux, J., Lambin, E.F. 2012. Monitoring degradation in arid and semi-arid forests and woodlands: The case of the Argan woodlands (Morocco). *Applied Geography* 32, 777 – 786.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resource Institute, Washington, DC, USA. Disponible en: <http://www.millenniumassessment.org/documents/document.354.aspx.pdf>. [fecha de consulta: 9 febrero 2017].
- Puyravaud, J.P. 2003. Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management* 177, 593-596.
- Sayago, M. 1969. Estudio fitogeográfico del norte de Córdoba. *Boletín Academia Nacional de Ciencias Córdoba* 46, 123-427.
- Scheffer M. and Carpenter S. 2003. Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. *Trends in ecology and evolution* 18, 648- 656.
- Volante, J.N., Alcaraz – Segura, D., Mosciaro, M.J., Viglizzo, E.F., Paruelo, J.M. 2012. Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. *Agric. Ecosyst. Environ* 154, 12-22.

El rol de *Allenrolfea vaginata* (Chenopodiaceae) en la configuración de un paisaje salino de la Llanura Chaqueña

María Eugenia Figueroa¹, Ana María Giménez¹ y Guido Lorenz¹

¹ Instituto de Silvicultura y Manejo de Bosques, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Santiago del Estero, Av. Belgrano (S) 1912, 4200 Santiago del Estero, Argentina.

Mail de contacto: meugeniaf83@gmail.com

RESUMEN

El objetivo de este trabajo es determinar el patrón espacial de *Allenrolfea vaginata*, especie dominante de la comunidad vegetal, para inferir su rol en la configuración del paisaje salino. El área de estudio se ubica sobre la llanura aluvial del río Salado. Se obtuvieron fotografías aéreas de una superficie cuadrada de 2.500 m², mediante un dron. Se combinaron dos métodos de clasificación no supervisada de imágenes mediante el software GRASS. Se realizó un análisis de patrón de puntos mediante la función K de Ripley. Se detectaron tres tipos de coberturas, con predominancia de suelo desnudo. Los parches presentaron un patrón agregado. La presencia de costra biológica de suelo alrededor de los parches indica el avance de la sucesión hacia los inter-espacios con suelo desnudo. Los resultados del presente trabajo permiten inferir que *Allenrolfea vaginata* determina la estructura del paisaje estudiado y posee un rol clave en la sucesión natural.

Palabras claves: patrón espacial, salina, *Allenrolfea vaginata*

ABSTRACT

The objective of this study was to determine the spatial pattern of the dominant species in order to infer their role in the saline landscape. The study area is located on the alluvial plain of the Salado river. Aerial photographs were obtained by means of a drone, in a 50 m x 50 m (2500 m²) square. Two unsupervised classification methods were combined, using GRASS software, to classify the image obtained. A point pattern analysis was performed using the Ripley K function. Three types of cover were detected, with predominance of bare soil. Patches had an aggregate pattern. The presence of biological soil crust around the patches indicates the progression of the natural succession towards the bare soil. The results of the present work allow to infer that *Allenrolfea vaginata* determines the spatial structure of the landscape studied and plays a key role in natural succession.

Keywords: spatial pattern, saline landscape, *Allenrolfea vaginata*

Introducción

Este trabajo forma parte de los resultados de la tesis presentada como requisito para obtener el grado de doctor en Ciencias Forestales (programa de posgrado de la Facultad de Ciencias Forestales, UNSE), denominada “Influencia del ambiente edáfico sobre la distribución de especies leñosas en ecosistemas salinos del Chaco semiárido” (Figueroa 2015).

En la tesis se estudia la correlación de los patrones espaciales de la salinidad del suelo y de la composición, riqueza y diversidad de especies leñosas halófitas, para inferir procesos de sucesión y sustitución de especies.

Los ecosistemas salinos y de ambientes áridos son propicios para el estudio de interacciones interespecíficas. En los procesos de nucleación, las áreas abiertas son colonizadas por constructores de montículos, sitios protectores que favorecen el establecimiento

de plántulas de diferentes arbustos leñosos que eventualmente compiten y reemplazan a los colonizadores (Castellanos *et al.*, 1994; Bochet *et al.*, 1999, Aguiar y Sala 1999). Estos procesos pueden dar origen a diferentes patrones espaciales: agregado, uniforme, en gradiente o aleatorio (Maestre *et al.*, 2008). No obstante, un patrón determinado puede ser consecuencia de distintos procesos ecológicos, así como un mismo proceso ecológico puede dar lugar a distintos patrones si la matriz ambiental los modifica (Legendre y Legendre, 1998; Camarero y Rozas, 2006). En este trabajo se busca determinar el patrón espacial de la especie dominante de la comunidad, para inferir su rol en la configuración del paisaje salino.

Materiales y Métodos

El área de estudio se ubica en el sureste de la provincia de Santiago del Estero (Fig. 1), sobre la llanura aluvial del río Salado. El clima de la región es semiárido, con precipitaciones estivales medias de 650 mm, y con una temperatura media anual de 20.8 °C (Angueira *et al.*, 2007).



Fig. 1. Ubicación del área de estudio: llanura aluvial del río Salado (Dpto. Salavina, Santiago del Estero, Argentina). Arriba: fotografía área tomada desde un dron. Abajo: matas de *A. vaginata* en la llanura aluvial.

En el Chaco semiárido son frecuentes los ambientes de salinas con predominancia de arbustos bajos generalmente suculentos de la familia Chenopodiaceae. La vegetación forma matas casi puras y varía en forma gradual dependiendo de la concentración de sales del suelo, desde suelos desprovistos de cobertura vegetal superior, hasta ambientes boscosos con escasa influencia salina. El paisaje natural de la llanura de inundación del río Salado está formado por jumeales de *Allenrolfea vaginata* y ejemplares aislados de *Prosopis ruscifolia* en las áreas deprimidas, y bosques de *Aspidosperma quebracho blanco* en las áreas elevadas del terreno.

Este estudio se realizó en un sector de la antigua llanura de inundación del río Mailín en el departamento Salavina, donde crecen matas de *A. vaginata*. El patrón espacial de las matas se caracterizó y describió empleando técnicas de ecología espacial (Legendre y Legendre, 1998) y clasificación no supervisada de imágenes. Para ello se obtuvieron fotografías aéreas de una superficie cuadrada de 2500 m² mediante una aeronave no tripulada Dji NAZA F450 Multicopter (drone), equipada con cámara fotográfica GoPro Hero 3+ Black Edition plus de 12 mp. La composición de especies se determinó mediante un censo de la vegetación de todas las matas, registrando el número de individuos por especie.

La fotografía obtenida se georreferenció empleando 20 puntos de control medidos en el terreno con GPS, para los cuales se consideró como posición geográfica final el promedio de los registros obtenidos durante 5 minutos. El tratamiento de las imágenes obtenidas consistió en: corrección según perfil de la lente, ajustes automáticos de equilibrio de blancos y de tono, georreferenciación a partir de los puntos de control medidos con GPS (2 m de error).

El procesamiento de las imágenes se realizó con el software GRASS GIS 7.0 (GRASS Development Team 2015). La clasificación de tipos de coberturas del área de estudio consistió en una clasificación no supervisada, usando un algoritmo de agrupamiento o

cluster, con un número inicial de 10 clases, y posteriormente se reclasificó en 3 clases basadas en el control a campo. Para la identificación de los parches, se empleó el método de clasificación por segmentación, que permite detectar objetos considerando distancias espaciales, vecindades y firmas espectrales. A los objetos identificados, se les asignó el valor más frecuente del mapa de coberturas, y de esta manera se obtuvo una nueva imagen con los parches identificados, a partir de la cual se determinó el área y la posición espacial de cada parche.

A partir de la posición de cada parche se realizó el análisis espacial de patrón de puntos para detectar agrupamientos mediante la función K de Ripley, con el paquete *spatstat* (Baddeley, 2010) del software R (R Development Core Team, 2015). El atributo “área” asociado a cada punto, fue considerado como una variable “mark” para obtener el mapa de distribución de áreas de parche.

Resultados y discusión

En base al análisis de la imagen aérea y a la observación de las características del terreno, se discriminaron tres tipos principales de coberturas: suelo desnudo, parche de vegetación, y costra biológica del suelo (fig. 2).

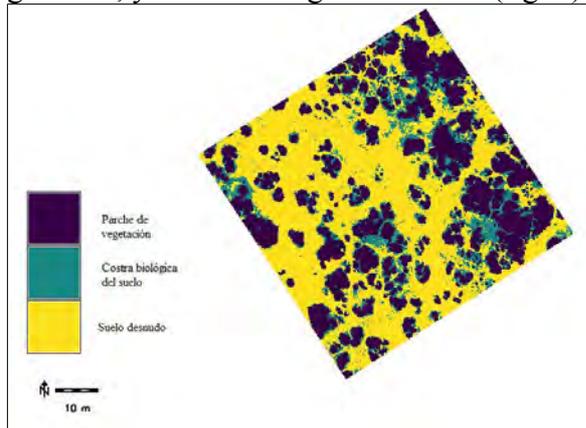


Fig. 2. Tipos de coberturas identificados en el área de estudio (50 m x 50 m).

El suelo desnudo ocupa la mayor parte del área estudiada (1350 m², 54 %), seguido por los parches de vegetación (764 m², 31 %), y

la costra biológica del suelo (386 m², 15 %). La discriminación de los tres tipos de coberturas refleja la fisonomía general de esta comunidad. Como se puede observar en la Fig. 2, los sitios con costra biológica del suelo se ubican alrededor de los parches de vegetación, en gradiente hacia los espacios de suelo desnudo. La presencia de costra biológica en los bordes de los parches indica la salud de ecosistema salino, ya que la asociación simbiótica entre algas, hongos, líquenes, hepáticas y briófitos en diferente grado de complejidad y evolución, favorece la germinación de las semillas, retiene humedad, favorece la formación de suelos e inicia la sucesión (Belnap *et al.*, 2003).

La fisonomía de parches de *A. vaginata*, se corresponde con lo descrito por Pire y Lewis (1995), aunque difiere en la composición de especies. Los parches de vegetación se desarrollan sobre montículos de suelo y están compuesto por matas de *A. vaginata* y otras leñosas, junto a crasas y herbáceas. Los límites del parche se definen por la presencia de costras biológicas o bien por bordes fuertemente marcados (fig. 3). Los parches poseen en promedio cuatro especies de leñosas arbustivas con rasgos halofíticos. La superficie promedio del parche fue de 7.6 m². Las especies que predominaron en los bordes fueron *Prosopis reptans* y *Lippia salsa* (fig. 4). Los inter-espacios son sitios que rodean a los parches, generalmente desnudos, donde predominan los procesos de erosión hídrica y compactación de suelo. Estos espacios son aprovechados como caminos de paso por el ganado caprino, predominante en la zona, cuyo pisoteo contribuye a la degradación y fragmentación de los parches vegetados (Pire y Lewis, 1995).



Fig. 3. Imagen aérea de un parche típico. Se muestran dos matas de *A. vaginata* en el centro, cactáceas y herbáceas y costra biológica en los bordes (manchas marrones y grisáceas).

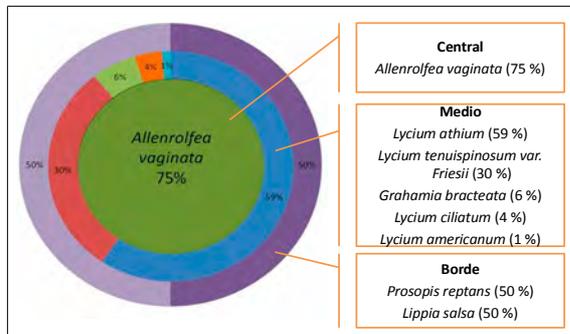


Fig. 4. Estratificación horizontal de las especies leñosas en un parche de vegetación.

El análisis de patrón de puntos, según la función K de Ripley, indicó un patrón en agregados ($K_{obs} > 0$, fig. 6). Este tipo de patrón es comúnmente encontrado en ambientes áridos y semiáridos y se relaciona con estrategias de supervivencia de las especies y con procesos de interacción planta-planta que intervienen en la sucesión natural (Aguilar y Sala, 1999).

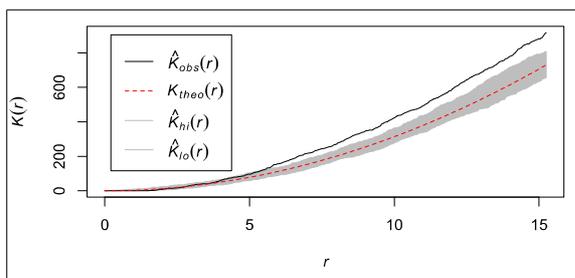


Fig. 5. Análisis espacial del patrón de puntos de las matas de *A. vaginata* mediante la función K de Ripley univariante. Se muestran las funciones

de distribución empíricas (K_{obs} línea continua) junto con los intervalos de confianza (K_{hi} , K_{lo} área sombreada) para la hipótesis de aleatoriedad espacial (K_{theo} línea punteada). Nivel de significancia del test Monte Carlo: 0.02. r : argumento de distancia en metros.

El producto del análisis de la variable 'área', asociada a los parches, se muestra en la fig. 6. En el mapa se observa que la distribución espacial del área de los parches es heterogénea: los parches grandes y pequeños ocupan posiciones diferentes, y los pequeños cubren una mayor superficie. Teniendo en cuenta el patrón agregado y la distribución de tamaños se puede inferir que los agregados están formados por parches de tamaños similares. Los parches de mayor tamaño podrían indicar un estado más evolucionado y una mayor conectividad entre parches.

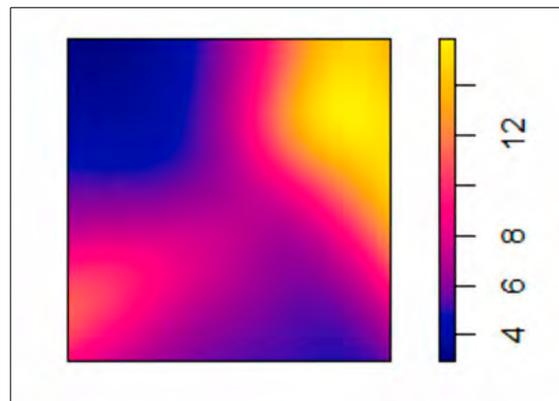


Fig. 6. Mapa de distribución espacial del área de los parches (m^2) obtenido por medio de la operación 'smooth' del paquete 'spatstat' del entorno R.

Conclusiones

Los resultados del presente trabajo permiten inferir que *A. vaginata* determina la estructura del paisaje estudiado y posee un rol clave en la sucesión natural. El patrón de distribución espacial agregado de las matas sugieren procesos de nucleación de especies. La presencia de costra biológica de suelo alrededor de los parches indica el avance de la sucesión hacia los inter-espacios con suelo desnudo. Los parches y el área de costra biológica que rodea a los mismos conforman una unidad de hábitat disponible para las es-

pecies leñosas y favorece el avance de la sucesión natural.

Referencias

- Aguiar, M. R., Sala, O. E. 1999. Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 273–277.
- Angueira, C., Prieto, D., López, J. Barraza, G. 2007. Sistema de Información Geográfica de Santiago del Estero (SigSE 2.0). Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina.
- Baddeley, A. 2010. Analysing spatial point patterns in R. Technical report, CSIRO, Version 4. <https://research.csiro.au/software/r-works-hop-notes/>
- Belnap, J., Büdel, B., Lange, O. L. 2003. Biological soil crusts: characteristics and distribution. En: Belnap, J., Lange, O. L. (eds.) *Biological soil crusts: structure, function, and management*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 3-30.
- Bochet, E., Rubio, J. L., Poesen, J. 1999. Modified topsoil islands within patchy Mediterranean vegetation in SE Spain. *Catena*, 381, 23-44.
- Camarero, J. J., Rozas, V. 2006. Técnicas de análisis espacial de patrones de superficies y detección de fronteras aplicadas en ecología forestal. *Invest Agrar: Sist Recur For* 151, 66-87.
- Castellanos, E. M., Figueroa, M. E., Davy, A. J. 1994. Nucleation and facilitation in saltmarsh succession: interactions between *Spartina maritima* and *Arthrocnemum perenne*. *Journal of Ecology*, 239-248.
- Figueroa, M. E. 2015. Influencia del ambiente edáfico sobre la distribución de especies leñosas en ecosistemas salinos del Chaco semiárido. Tesis doctoral. Universidad Nacional de Santiago del Estero, Argentina.
- GRASS Development Team 2015. Geographic Resources Analysis Support System (GRASS) Software, Version 7.01. GNU General Public License. <http://grass.osgeo.org>. Open Source Geospatial Foundation. USA.
- Legendre, P., Legendre, L. 1998. *Numerical ecology*. 2nd English edition. Elsevier, Amsterdam.
- Maestre, F.T, Escudero, A., Bonet A. (Eds). 2008. *Introducción al análisis espacial de datos en ecología y ciencias ambientales: métodos y aplicaciones*. Dykinson, Madrid, 851 pp.
- Pire, E. F., Lewis. J. P. 1995. Los matorrales de *Allenrolfea vaginata* (Gris.) O.K. del Chaco Santafecino. *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral* 24 y 25, 1-8.
- R Development Core Team 2015. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.

Frecuencia, densidad y diversidad de especies leñosas en Reserva provincial de usos múltiples Bañados de Figueroa Santiago del Estero

Ana Belén Cisneros¹; Víctor Rosales²; Juana Moglia¹, Wilson Michellini³

¹ Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Santiago del Estero. Av. Belgrano (S) 1912. CP: 4200 Santiago del Estero, Argentina.

² Director General de Bosques y Fauna de la Provincia de Santiago del Estero. Av. Independencia 475. Proyecto PNUD ARG/10/G50.

³ Técnico de la Dirección General de Bosques y Fauna de la Provincia de Santiago del Estero. Av. Independencia 475. Proyecto PNUD ARG/10/G50.

Mail de contacto: cisnerosba@gmail.com

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue realizar la caracterización florística de los Bañados de Figueroa, Santiago del Estero, Argentina. Se tomaron 65 puntos de muestreo, distribuidos en cuatro transectas perpendiculares al Río Salado. Los resultados arrojaron un total de 59 especies, de las cuales 37 son árboles, arbustos correspondientes a 27 géneros y 17 familias. La densidad total de individuos arbóreos por hectáreas es 170, sin considerar a *Prosopis rusCIFolia*, siendo la especie más frecuente 51,21%. Siguen en orden decreciente *Aspidosperma quebracho-blanco*, con 12,19%, y *Geoffroea decorticans* con 9,75%. Los arbustos, *Allenrolfea vaginata*, *Acacia caven* y *Tessaria dodoneifolia*, mostraron las mayores densidades con 76, 76 y 23 ind./ha respectivamente. La riqueza específica, mostró valores 2,4 para las especies arbóreas y 4,6 para arbustos a distancias ≥ 500 m. El índice de Cody fue de 8 para el estrato arbustivo y de 4,5 para el estrato arbóreo. Esto demuestra que hay un importante gradiente de recambio específico en función de la distancia al margen del río hasta los 16 km estudiados, con mayor énfasis en el estrato arbustivo.

Palabras claves: Bañados de Figueroa, diversidad, densidad de especies.

ABSTRACT

The objective of this work was the floristic characterization of Wetlands of Figueroa, Santiago del Estero, Argentina. Sixty-five sampling points were taken, distributed in four transects perpendicular to the Río Salado. The results showed a total of 59 species, of which 37 are trees, shrubs corresponding to 27 genera and 17 families. The total density of arboreal individuals per hectare is 170, without consider to *Prosopis rusCIFolia*, being the most frequent species with 51,21%. They follow in decreasing order *Aspidosperma quebracho-blanco*, with 12,19%, and *Geoffroea decorticans* with 9,75%. The shrubs, *Allenrolfea vaginata*, *Acacia caven* and *Tessaria dodoneifolia*, showed the highest densities with 76, 76 and 23 ind./ha respectively. The specific richness showed values 2,4 for tree species and 4,6 for shrubs at distances ≥ 500 m. The Cody index was 8 for the shrub stratum and 4,5 for the tree stratum. This shows that there is an important gradient of specific replacement depending on the distance to the river margin up to the 16 km studied with greater emphasis on the shrub stratum.

Palabras claves: Bañados of Figueroa, diversity, species density.

Introducción

Los Bañados de Figueroa, situados en el centro de la provincia de Santiago del Estero, Argentina, es un ecosistema de humedales que se forma por los elementos topográficos dominantes o controles estructurales de las

zonas aledañas al Río Salado (Angueira *et al.*, 2007) en períodos de máxima precipitación (noviembre a marzo). Fueron declarados Reserva Provincial de Usos Múltiples por la Ley 6.381 y constituyen un área importante no solo para la reproducción y con-

centración de aves acuáticas (Moschione, 2005), sino también porque los humedales guardan una importante biodiversidad y constituyen el hábitat de numerosas especies de animales y plantas, muchas de las cuales se encuentran actualmente amenazadas por la destrucción de sus hábitats y la explotación de los mismos.

Por este motivo, es de fundamental importancia conocer la biodiversidad de especies vegetales existentes en los bañados, ya que permitirá seleccionar criteriosamente las técnicas de conservación y manejo adecuado para la región. El objetivo general de este trabajo fue realizar una caracterización florística de los Bañados de Figueroa.

Los objetivos específicos fueron: i) identificación de especies presentes; ii) determinar la frecuencia y la densidad de las especies arbóreas y arbustivas; iii) calcular los índices de diversidad alfa y beta en un gradiente ambiental.

Materiales y Métodos

Los Bañados de Figueroa, se ubican en los departamentos Figueroa y Alberdi, centro de la provincia de Santiago del Estero, ocupan una superficie aproximada de 60.000 ha., (Moschione, 2005). Los bañados se forman a lo largo del curso del Río Salado, en el sector noroeste de la provincia. Sus límites aproximados se encuentran entre los 26°31'44.33"S, 27°5'26.50"S y los 63°32'41,75"O, 63°42'28.01"O (Figura 1).

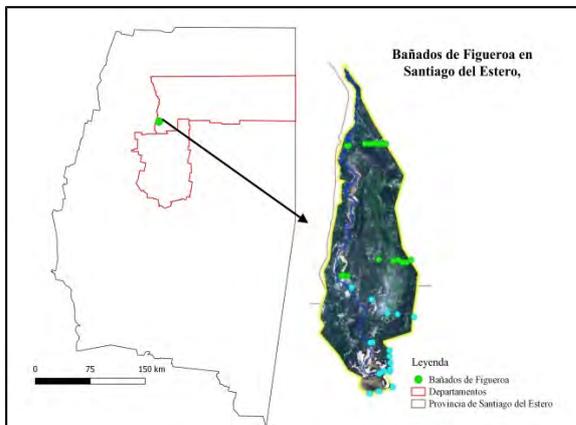


Fig. 1. Ubicación geográfica de los Bañados de Figueroa, Santiago del Estero, Argentina.

Los relevamientos se realizaron en dos campañas en los meses de junio y agosto de 2015, en las zonas de bosques asociados al Río Salado. La metodología utilizada fue la de los cuadrantes centrados en un punto (Matteucci y Colma, 1982). Se trazaron cuatro transectas perpendiculares al río, en cada una de ellas se ubicaron estaciones cada 50 m con un punto central. A partir de este punto se delineó un par de coordenadas ortogonales, obteniendo cuatro cuadrantes. En cada cuadrante se identificó la especie arbórea o arbustiva más cercana al punto central y se midió la distancia del punto central al ejemplar, en metros.

La densidad absoluta se determinó con el método propuesto por Cottam, *et al.* (1953), de forma que $-\lambda$ es el número de árboles por unidad de área: $-\lambda = \frac{1}{-r^2}$

Donde $-r^2$ es la suma de las distancias de los árboles más cercanos al punto central de los cuartos en todos los puntos medidos, dividido por el número de cuartos.

$$-r^2 = \frac{\sum_i^n 1 \sum_j^4 1 R_{ij}}{4n}$$

La densidad absoluta de cada especie k $-\lambda_k$:

$$-\lambda_k = \frac{\text{cuartos con la especie } k}{4n} \times -\lambda$$

La densidad relativa de cada especie es el porcentaje del número total de observaciones de esa especie:

$$\text{Densidad relativa} = \frac{-\lambda_k}{-\lambda} \times 100$$

La frecuencia se estimó de la siguiente manera:

$$\text{freq. absoluta} = \frac{\text{N}^\circ \text{ de puntos de muestreo con la especie}}{\text{Número total de puntos}} \times 100$$

Para medir la biodiversidad alfa y beta se trabajó con los índices propuestos por Moreno (2001) a nivel de especies. Mediante estos índices se pueden comprender los cambios en la biodiversidad que ocurren en una unidad geográfica, en relación a la estructura del paisaje, Whittaker (1972). Para calcular los índices se trabajó con los programas: Past versión 3.08 (Hammer *et al.* 2001).

Resultados y discusión

Se encontró un total de 59 especies, correspondientes a 45 géneros y 25 familias. El 43% del total de las especies encontradas se concentran en 4 familias, Fabaceae, Cactaceae, Apocynaceae y Asteraceae. Del total de especies, 37 corresponden árboles, arbustos o sub-arbustos nativos pertenecientes a 27 géneros y 17 familias.

Existen al alrededor 575 individuos por hectárea de especies arbóreas, donde la más abundante y frecuente es *Prosopis ruscifolia* Griseb. (vinal) sobre todo en proximidades al Río Salado. Si se considera la densidad total de individuos arbóreas por ha sin *P. ruscifolia*, entonces la densidad disminuye a 170 individuos/ha. Las especies que siguen en abundancia y frecuencia son *Geoffroea decorticans* (Gillies ex Hook. & Arn.) Burkart (chañar) y *Aspidosperma quebracho-blanco* Schltdl (quebracho) (Figura 2). Estudios efectuados por Araujo *et al.* (2008) en bosques del Chaco semiárido, determinaron que una de las especies más abundantes y frecuentes era *A. quebracho-blanco*, con frecuencias relativas 40,91%.

A partir de los 500-600 m desde la rivera comienza un notable recambio en las especies.

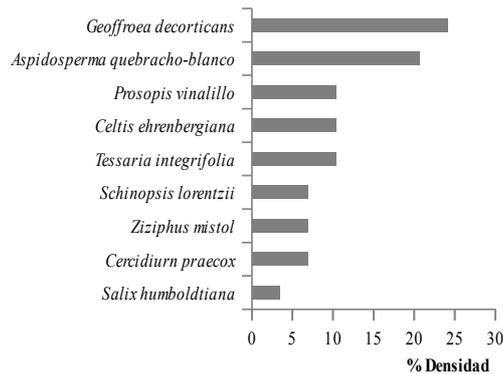


Fig. 2. Densidad relativa de las especies arbóreas en los Bañados de Figueroa, Santiago del Estero, Argentina.

Respecto a los arbustos se determinó que las mayores densidades corresponden a *Allenrolfea vaginata* (Griseb.) Kuntze (jume), *Acacia caven* (Molina) Molina (churqui) con 76 ind/ha para cada una de estas especies y *Tessaria dodoneifolia* (Hook. & Arn.) con 23 ind/ha. También estas especies fueron las de mayor frecuencia (Figura 3). El jume se encontró en formaciones puras en zonas más próximas al río, en algunos casos en asociaciones con el vinal.

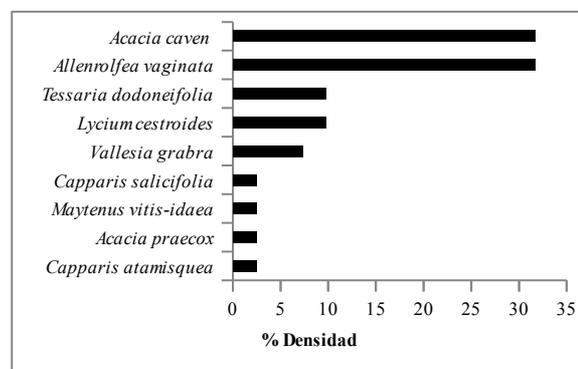


Fig. 3. Densidad relativa de especies arbustivas, en los Bañados de Figueroa, Santiago del Estero, Argentina.

En cuanto a los índices de biodiversidad, la menor riqueza específica en árboles se encuentra entre los 120 a 500 m de la influencia del Río Salado, donde existían parches de suelo salitrosos, con un índice de Margalef de 0,48. Mientras que a distancias mayores de 500 m hasta los 16 km desde la rivera, se obtuvo el mayor valor 2,4 en la riqueza específica de árboles. Respecto a los arbustos, la

mayor diversidad se encontró al igual que en árboles en distancias superiores a los 500 m (tabla 1). Giménez *et al.* (2007) y Hernández *et al.* (2008) encontraron un índice de Margalef de 5,05, en la localidad de Quimilij (Santiago del Estero), similares a las encontradas en este estudio para arbustos.

Tabla 1. Índices de riqueza específica (Margalef), equidad (Shannon W.), dominancia (Berger-Parker) y diversidad beta (Cody), en los Bañados de Figueroa, Santiago del Estero, Argentina.

Índice	0-120_m		120-500_m		>500_m	
	Arbustos	Árboles	Arbustos	Árboles	Arbustos	Árboles
Shannon W.	2,17	0,91	1,86	0,56	2,79	2,17
Margalef	2,96	0,99	2,59	0,48	4,55	2,41
Berger-Parker	0,24	0,71	0,32	0,75	0,17	0,19
Cody					8	4,5

En cuanto a la dominancia, el índice de BergerParker, mostró que los valores más altos en árboles se encuentran entre los 120-500 m donde prevalecen los vinalares en formaciones puras y además es donde se encuentra la menor diversidad de especies vegetales (Margalef=0,99). El índice de Shannon W., mostró los valores más bajos (0,56) en árboles, entre los 120 a 500 m, es decir, en estas distancias los individuos estarían representados por pocas especies y con prácticamente la misma cantidad de individuos. Este bajo valor, vuelve a repetirse en los arbustos, a las mismas distancias, (Figura 4).

En cuanto a la diversidad beta, podemos mencionar que hay un recambio importante en las especies a lo largo del gradiente que va desde la rivera hasta los 12 km de distancia, siendo este reemplazo más acentuado en el estrato arbustivo con un índice de Cody (IC) de 8, que en el arbóreo el IC=4,5 respectivamente. En estudios similares realizados por Hernández *et al.* (2008), encontraron un índice de diversidad beta alto (1-similaridad=0,78) en las especies comparando dos sitios de muestreo en Santiago del Estero.

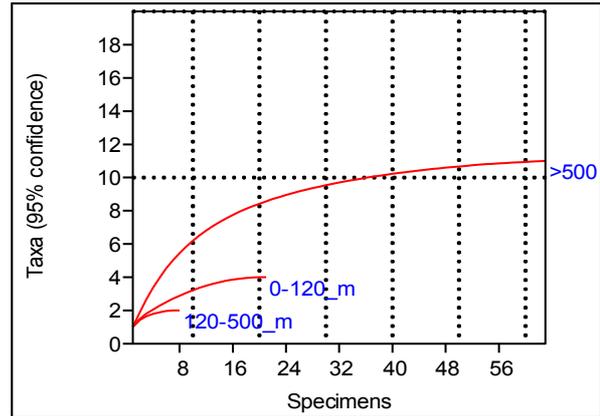


Fig. 4. Rarefacción en la diversidad de individuos arbóreos en distancias a la rivera del Río Salado, Santiago del Estero, Argentina.

Conclusiones

Los Bañados de Figueroa son de sumo interés ecológico, por su diversidad vegetal y los distintos biotipos existentes en el área. Las zonas más próximas al río, presentaron parches de vegetación donde predominaron el jume, vinalares y sunchos, en formaciones puras. Mientras que zonas más alejadas al río, se observaron bosques de quebrachales y un estrato arbustivo sobresaliente.

La densidad total de individuos por hectárea fue elevada, considerando los ejemplares de vinal.

La diversidad alfa tiende a aumentar cuanto mayor es la distancia a la rivera.

Existe una tendencia importante en el recambio en las especies desde proximidades al río hasta los 16 km estudiados, sobre todo en el estrato arbustivo.

Se observó una alta dominancia entre los 120-500 m desde el río.

Agradecimientos

Agradecemos al Proyecto PNUD ARG/10/G50 “Manejo Sustentable de Bosques en el Ecosistema Transfronterizo del Gran Chaco Americano” del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD); a la Dirección General de Bosques y Fauna de la provincia de Santiago del Estero por la Financiación brindada. Al Tec. Eduardo Campanini por la colaboración a campo.

Referencias.

- Angueira, C., Prieto, D., López, J., Barraza, G. 2007. Sistema de Información Geográfica de Santiago del Estero (SigSE 2.0). Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina.
- Araujo, P., Iturre, M. C., Acosta, V. H., Renolfi, R. F. 2008. Estructura del bosque de La María EEA INTA Santiago del Estero. *Quebracho* 16, 5-19.
- Cottam, G., Curtis, J. T., Hale, B. W. 1953. Some sampling characteristics of a population of randomly dispersed individuals. *Ecology*, 34(4), 741-757.
- Giménez, A. M., Hernández, P., Gerez, R., Ríos, N. A. 2007. Diversidad vegetal en siete unidades demostrativas del chaco semiárido argentino. *Madera y Bosques*, 13(1), 61-78.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T., Ryan, P. D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaentologia Electronica* 4(1), 9.
- Hernández, P., Giménez, A. M., Geréz, R. 2008. Situación actual de la biodiversidad vegetal en el interfluvio Salado-Dulce, Santiago del Estero, Argentina. *Revista Quebracho*, 16, 20-31.
- Matteucci S., Colma A. 1982. Metodología para el Estudio de la Vegetación. Secretaría General de la Organización de los Americanos Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico. Monografía N° 22.
- Moreno C. 2001. Métodos para Medir la Biodiversidad. Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Apartado Postal 69 Plaza Juárez, Pachuca, Hidalgo, 42001, México, 1576 – 9526.
- Moschione, F. 2005. Áreas importantes para la conservación de las aves en Argentina. Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad. En: Di Giacomo, A. S. (ed.). *Temas de Naturaleza y Conservación N° 5. Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata*, Buenos Aires, Argentina, 226–235.
- Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21, 213-251.

Predicción del comportamiento del fuego en el Bosque Chaqueño Serrano

Juan Pablo Argañaraz¹, Raffaele Laforteza², Mario Elia², Marcelo Scavuzzo³ y Laura Bellis¹

¹Instituto de Diversidad y Ecología Animal (IDEA), CONICET – Universidad Nacional de Córdoba, Av. Vélez Sarsfield 299, 3° Piso, 5000, Córdoba, Argentina.

²Dipartimento di Scienze Agro-Ambientali e Territoriali, Università degli Studi di Bari “Aldo Moro”, Via Amendola 165/A, 70126, Bari, Italia.

³Instituto Gulich, Comisión Nacional de Actividades Espaciales – Universidad Nacional de Córdoba, Ruta C45 km8, 5187, Falda del Cañete, Córdoba, Argentina.

Mail de contacto: argajuan@gmail.com

RESUMEN

Los objetivos fueron calibrar el simulador de incendios FARSITE en el Chaco Serrano e identificar los modelos de combustibles estándar más apropiados para describir la vegetación. Se simularon tres incendios de diferente tamaño (87, 1932 y 7910 ha) y se analizó la coincidencia espacial entre el área quemada real y la simulada. FARSITE tuvo un mejor desempeño con los incendios de menor tamaño, detectando entre el 73% y el 86% del área quemada del incendio más pequeño e intermedio, respectivamente. En cambio, sólo detectó correctamente el 52% de la superficie quemada del incendio más grande. Los resultados sugieren una buena potencialidad de FARSITE para simular incendios pequeños y medianos en el Chaco Serrano, pero aún es necesario seguir trabajando en la calibración para poder predecir incendios grandes.

Palabras claves: simulaciones de incendios, modelos de combustibles estándar, FARSITE

ABSTRACT

The main goals were to calibrate the one software for fire simulations called FARSITE in the Chaco Serrano, and to identify the standard fuel models which can describe appropriately the local vegetation. Three fires of different sizes were simulated (87, 1932 and 7910 ha), and the spatial agreement between current and simulated burned area was calculated. FARSITE showed good performance for the lower size wildfires, detecting between 73% and 86% of the burned areas in the small- and intermediate-size wildfires, respectively. On the contrary, only 52 % of the current burned area was detected for the larger fire. Our results suggest that FARSITE has good potential to predict fire spread for small- and intermediate-size fires in the Chaco Serrano, but it is necessary to continue working on its calibration to predict large fires.

Keywords: fire spread simulations, standard fuel models, FARSITE

Introducción

Los avances recientes en el modelado del comportamiento del fuego a escala de paisaje han permitido aplicar nuevas técnicas para evaluar el riesgo de incendios. A partir de estos modelos se pueden realizar simulaciones espacialmente explícitas del avance y com-

portamiento del fuego a través del paisaje, lo que constituye una herramienta de gran valor para la gestión del riesgo, a los fines de minimizar los daños potenciales.

Uno de los simuladores de incendios más utilizados es FARSITE (Fire Area Simulator) (Finney, 2004), ya que permite estimar el comportamiento y propagación del fuego de

manera espacialmente explícita. Hasta el momento FARSITE ha sido utilizado principalmente en países desarrollados (e.g. Estados Unidos), pero también ha sido probado en otros ecosistemas del mundo (Arca *et al.*, 2007; Jahdi *et al.*, 2015).

Las Sierras Chicas de Córdoba son una de las principales áreas de Argentina afectadas por incendios, con casi 300.000 ha quemadas entre 1999 y 2013 (36 % del área total) (Argañaraz *et al.*, 2015a). Asimismo, más del 50 % de las viviendas se encuentra en áreas de interfaz urbano-rural, donde la exposición de las viviendas al fuego es mayor.

La provincia no cuenta con un sistema adecuado para la evaluación del riesgo de incendios y existe muy poca información acerca del comportamiento del fuego en los combustibles serranos. Los objetivos fueron: (i) evaluar la capacidad de FARSITE para simular adecuadamente la propagación de incendios históricos en las Sierras Chicas de Córdoba, e (ii) identificar los modelos de combustible estándar que mejor representan a la vegetación del Chaco Serrano cordobés.

Materiales y métodos

Área de estudio

Las Sierras Chicas (8100 km², Fig. 1) pertenecen al Chaco Serrano y la vegetación comprende un mosaico de bosques de llanura (<750 m), bosque serrano (700–1200 m), arbustales (1000–1100 m) y pastizales (>1000 m). El clima es templado semiárido, la temperatura media anual es de 16,8 °C y la precipitación anual es de 960 mm, que se concentra principalmente en el semestre cálido. El régimen de incendios es invernal y es frecuente la ocurrencia de grandes incendios (>1000 ha) (Argañaraz *et al.*, 2015a).

Modelos de combustibles y simulaciones de incendios

Se visitaron 205 parcelas a campo donde se midieron parámetros de la vegetación (altura y cobertura) y se sacaron fotografías del stand. Estos datos fueron utilizados para identificar los modelos de combustibles estándar de Scott y Burgan (2005) potencial-

mente asociados a la vegetación del Chaco Serrano. Se identificaron 17 posibles modelos, entre pastizal, pastizal con arbustos, arbustales, áreas boscosas con sotobosque y combustibles leñosos del suelo forestal (Scott y Burgan, 2005).



Fig. 1. Sierras Chicas de Córdoba (Área de estudio).

El mapa de combustibles se obtuvo mediante clasificación no supervisada de imágenes SPOT 5 (10 m de pixel), adquiridas el 7 de Septiembre de 2012. Para ello se utilizó el algoritmo ISODATA y se incluyeron las cuatro bandas espectrales (Verde, Rojo Infrarrojo Cercano e Infrarrojo Medio), el NDVI y el Modelo Digital de Elevaciones (DEM).

Se simularon tres incendios de distintos tamaños (Tabla 1), utilizando diferentes combinaciones de los modelos de combustibles. Para cada incendio se utilizaron las condiciones meteorológicas (temperaturas y humedades relativas máximas y mínimas, velocidad y dirección del viento) y humedad de los combustibles imperantes durante el mismo. El contenido de humedad de los combustibles fue obtenido mediante determinaciones a campo realizadas durante la estación de incendios de 2013 (Argañaraz *et al.*, 2016).

La precisión de las simulaciones se evaluó mediante una matriz de confusión, comparando los perímetros de los incendios observados y los simulados. Se utilizó el Coeficiente de Sørensen (CS) para medir la coinci-

dencia espacial entre el incendio simulado y el observado, calculado mediante:

$$CS = \frac{2a}{2a+b+c} \quad (1)$$

donde a es el número de celdas clasificadas como quemadas en el incendio observa-

do y simulado (coincidencia), b es el número de celdas quemadas en la simulación y no quemadas en el incendio observado (sobrestimación) y c es el número de píxeles no quemados en la simulación, pero quemados en el incendio observado (subestimación).

Tabla 1. Descripción de los incendios de 2013 simulados.

Incendio	Coordenadas del punto de ignición (grados decimales)	Fecha de inicio, fin y superficie del incendio	Temp. máx., hum. rel. mín. y velocidad y dirección del viento
CONAE	-31.522; -64.469	5/9: 16 h - 6/9: 18 h (duración: 26 h), 87 ha	31°, HR: 24%, 35 km/h, Norte
La Bolsa	-31.738; -64.428	10/9: 12 h - 11/9: 13 h (duración: 25 h), 1932 ha	40°, HR: 8%, 31 km/h, Norte
Cerro Pan de Azúcar	31.259; -64.440	9/9: 14 h - 11/9: 23h (duración: 57 h), 7910 ha	40°, HR: 6%, 46 km/h, Norte

Resultados y discusión

Se simularon satisfactoriamente dos de los tres incendios estudiados. Para el incendio de menor tamaño (87 ha, CONAE), la detección del área quemada osciló entre 68 % y 73 % (Tabla 2, Fig. 2). El coeficiente de Sørensen osciló entre 0,72 y 0,76, similar a los valores reportados en ecosistemas mediterráneos de Europa y bosques de Irán (Arca *et al.*, 2007; Jahdi *et al.*, 2015). Dos combinaciones de modelos de combustibles resultaron en la detección de 64 de las 87 ha quemadas. La combinación que incluyó el modelo de pastizal con arbustos GS3 como el modelo de combustible dominante fue el que menores errores de comisión y omisión presentó (Fig. 2). Resulta interesante destacar que el modelo GS3 es propio de regiones húmedas y subhúmedas, pero nuestros resultados indican que es el más apropiado para describir el complejo de combustibles en el área de este incendio si se considera una tasa de propagación 50 % superior a la originalmente descrita por Scott y Burgan (2005).

La simulación del incendio de tamaño intermedio (1932 ha, sitio La Bolsa) fue la de mayor precisión (Fig. 2). La mejor combinación de combustibles incluyó a los modelos SH5 y GR1 como dominantes, identificando

correctamente 1660 ha del total quemado (86 %, Fig. 2). Para ambos modelos, fue necesario utilizar una tasa de propagación considerablemente menor a la originalmente descrita. Sin embargo, todas las combinaciones de modelos de combustibles y factores de ajuste en las velocidades de propagación presentaron altos valores del CS (0,80), similar a los mejores resultados observados en otros paisajes (Arca *et al.*, 2007; Jahdi *et al.*, 2015).

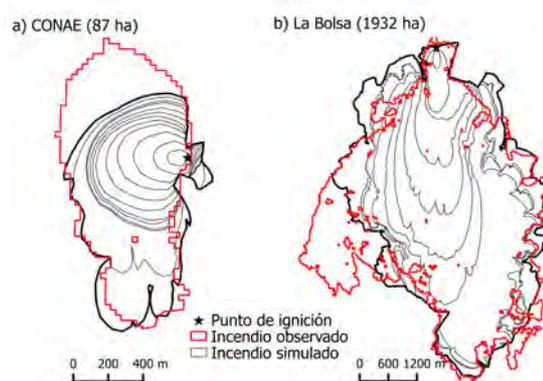


Fig. 2. Comparación de los perímetros quemados de referencia (polígonos negros) y los mejores perímetros de incendios simulados (polígonos naranjas) para el incendio de CONAE (a), La Bolsa (b) y el Cerro Pan de Azúcar (c).

El incendio simulado en el sitio Cerro Pan de Azúcar (7910 ha) fue el que menor preci-

sión presentó, ya que sólo el 52 % del área quemada fue detectada durante la simulación (Tabla 2). Esto probablemente esté relacionado con el gran tamaño y larga duración de este incendio, ya que mayores son las posibilidades de que existan interacciones complejas entre los vientos locales, la topografía y el calor emanado por el fuego, que no pue-

den ser adecuadamente modeladas por el simulador. Sin embargo, estos resultados son aún preliminares y será necesario analizar nuevas combinaciones de modelos de combustibles y mejorar la precisión del mapa de modelos de combustibles.

Tabla 2. Evaluación de la precisión de las simulaciones de incendios. Q: quemado; NQ: no quemado.

Combinación de modelos de combustibles y factor de ajuste de la tasa de propagación	QQ [ha]	Q-NQ [ha]	NQ-Q [ha]	Coefficiente de Sorensen	% detectado
<u>Incendio CONAE (87 ha)</u>					
SH5 (0.2)*, NB3	59,5	37,6	9,6	0,72	68,0
SH5 (0.2), GR1 (0.3)	64,4	36,2	13,1	0,72	73,5
GS3 (1.5), GR1 (0.3)	63,6	32,2	8,3	0,76	72,7
<u>Incendio La Bolsa (1932 ha)</u>					
NB3, NB9, SH5 (0.2), TL2	1529,5	589,4	186,4	0,80	79,1
NB3, NB9, SH5 (0.2), TU2	1597,1	562,5	227,2	0,80	82,6
GR1, GR2, GS2, SH5 (0.5), TU1	1640,4	549,7	257,6	0,80	84,9
GR1 (0.3), GR2, GS2, SH5 (0.2), TU1	1657,4	551,7	276,7	0,80	85,8
<u>Incendio Cerro Pan de Azúcar (7910 ha)</u>					
NB1, NB3, GR1 (0.3), GR2, GR4, GS3 (1.5), SH5 (0.2), TU1, TL2, TL4	4085,7	6367,2	2542,3	0,48	51,6

*factor de corrección de la velocidad de propagación. Cuando no se indica un valor, el factor es 1.

Agradecimientos

J.P.A realizó una pasantía en la Università degli Studi di Bari con una beca ASI (Agenzia Spaziale Italiana) – CONAE 2016. Este trabajo fue financiado también con subsidios SECyT-UNC y FONCyT (PICT 1147-2012) otorgados a L.B.

Referencias

- Arca, B., Duce, P., Laconi, M., Pellizzaro, G., Salis, M., Spano, D. 2007. Evaluation of FARSITE simulator in Mediterranean maquis. *International Journal of Wildland Fire* 16, 563-572.
- Argañaraz, J.P., Gavier Pizarro, G., Zak, M., Bellis, L.M. 2015a. Fire regime, climate, and vegetation in the Sierras de Córdoba, Argentina. *Fire Ecology* 11, 55-73.
- Argañaraz, J.P., Landi, M.A., Bravo, S.J., Gavier-Pizarro, G.I., Scavuzzo, C.M., Bellis, L.M. 2016. Estimation of Live Fuel Moisture Content From MODIS Images for Fire Danger Assessment in Southern Gran Chaco. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observation and Remote Sensing* 9, 5339-5349.
- Finney, M.A. 2004. FARSITE: Fire area simulator: model development and evaluation. Ogden, UT: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- Jahdi, R., Salis, M., Darvishsefat, A.A., Mostafavi, M.A., Alcasena, F., Etemad, V., Lozano, O., Spano, D. 2015. Calibration of FARSITE simulator in northern Iranian forests. *Natural Hazards and Earth System Science* 15, 443-459.
- Scott, J.H., Burgan, R.E. 2005. Standard fire behavior fuel models: a comprehensive set for use with Rothermel's surface fire spread model. *Bark Beetles Fuels Fire Bibliography* 66.

Evaluación y mapeo de servicios ambientales en el sudeste de la provincia de Santiago del Estero

Valeria Teresa Ceirano¹, Guido Lorenz² y Marta Izzo²

¹ Estación Experimental Agropecuaria Quimilí, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, CP: 3740. Santiago del Estero. Argentina

² Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Santiago del Estero, Belgrano Sur N° 1912 CP: 4200. Santiago del Estero. Argentina.

Mail de contacto: ceirano.valeria@inta.gob.ar

RESUMEN

La provisión de servicios ecosistémicos (SE) ha comenzado a ser un criterio relevante para la toma de decisiones sobre uso y manejo de la tierra en distintos países del mundo. En este contexto es que se definió como objetivo, evaluar y mapear los SE en el sudeste de la provincia de Santiago del Estero. Se trabajó a una escala regional de 40 km x 60 km. Se clasificó cobertura vegetal/uso de la tierra y se asoció cada clase con diversos SE, estimando de manera cuantitativa los SE que proporciona este paisaje. El análisis de los datos mostró un mayor valor en los servicios culturales, servicios de integridad ecológica y los servicios de regulación, asociados principalmente al aporte que realizan los humedales. Analizar los SE que aporta una unidad de paisaje, es una herramienta importante para fortalecer la gobernanza de los territorios.

Palabras claves: Servicios ecosistémicos, planificación del uso de la tierra, planificación ambiental

ABSTRACT

Provision of ecosystem services (SE) has begun to be a relevant criterion for decision-making in land-use planning over the world. In this context, the objective of this study was to evaluate and to map SE for the south-east of Santiago del Estero province. The work was carried out at a regional scale, in a 60 km x 40 km section. Vegetation cover / land use were determined by unsupervised Landsat 8 image classification. For SE estimation, each land use type was associated with 11 different SE, being the association matrix based on expert criterion. The results show a mayor provision of cultural services, those of ecological integrity, and regulation services, mainly due to a large wetland area which forms part of the analyzed region. The analysis of SE provision by landscape units is an important tool for enhancing territorial governance.

Keywords: ecosystem services, land-use planning, environmental planning

Introducción

La provisión de servicios ecosistémicos (SE) ha comenzado a ser un criterio relevante para la toma de decisiones sobre uso y manejo de la tierra en distintos países del mundo (Bailey *et al.*, 2006).

Los SE se definen como los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas. Estos incluyen los servicios de provisión, servicios de regulación, servicios de soporte y servicios culturales (Millennium Ecosystem Assessment, 2003).

Existen diferentes métodos y herramientas que han sido desarrolladas para la evaluación y el mapeo de los servicios ecosistémicos (Martínez-Harms y Balvanera, 2012, Grêt-Regamey *et al.* 2015). Muchos de los métodos de mapeo de SE tienen en cuenta la cobertura vegetal/uso de la tierra (Martínez-Harms y Balvanera, 2012). Esto sigue el principio de la ecología de paisaje, donde se reconoce una estrecha relación entre estructura y función (Forman y Godron, 1986).

En este contexto es que se definió como objetivo, evaluar y mapear los SE en el sudeste de la provincia de Santiago del Estero para enfatizar su importancia en la planificación de uso de la tierra a nivel regional. Este trabajo se enmarca en un proyecto de ordenamiento territorial urbano-rural participativo en la ciudad de Selva y su área de influencia.

Materiales y método

El área de estudio se encuentra ubicada al sudeste de la provincia de Santiago del Estero, al límite con las provincias de Santa Fe y Córdoba. Se trabajó a una escala regional de 40 km x 60 km, comprendiendo tres grandes ambientes (fig 1): (a) bañados de la laguna Mar Chiquita (O), (b) domo de San Guillermo (centro), donde predomina la actividad agrícola-ganadera, (c) ambientes de inundación temporaria ubicados sobre la loma media (E).

La metodología aplicada se basa en: la clasificación de cobertura vegetal/uso de la tierra y la asociación de cada clase de cobertura con diversos SE.

Se realizó una clasificación no supervisada de una imagen Landsat 8 (cortesía de USGS/NAS database (2016); fig. 2), de marzo del 2014, usando el software GRASS (GRASS Development Team, 2016). La reclasificación en clases de cobertura / uso de la tierra se basó en control de campo e imágenes de alta resolución (Google Earth).

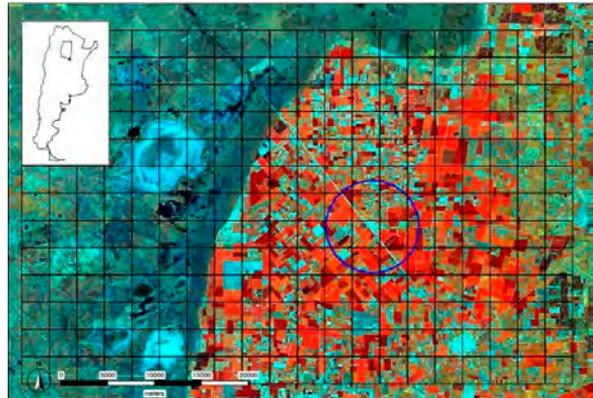


Fig. 1: Ubicación del área de estudio. La ciudad de Selva se ubica en el centro de la círculo marcado (radio de 5 km). Imagen Landsat 8, bandas 5, 3, 2. Grilla superpuesta de 260 celdas, para sistematizar los análisis.

Para realizar la asociación de clases de cobertura con servicios ecosistémicos se utilizó la matriz de relaciones propuesta por (Koschke *et al.*, 2012), estimando de manera cuantitativa la provisión de SE que proporciona este paisaje. El grado de provisión de SE oscila entre 0 (contribución no relevante) y 100 (contribución máxima). Fueron tomados en cuenta 11 servicios ecosistémicos y agrupados por categorías definidas por La Rosa y Privitera (2015), tales como, provisión, regulación, cultural e integridad ecológica (tabla 1).

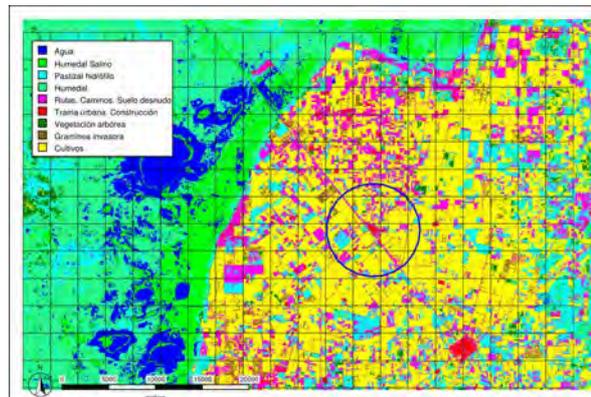


Fig. 2: Clasificación de cobertura vegetal/uso de la tierra, Landsat 8, marzo del 2014.

Para el análisis y visualización de resultados se utilizaron los software GRASS 7.0 (GRASS Development Team, 2016), Q GIS 2.16 (Quantum GIS Development, 2016) y el entorno estadístico R (R Development Core Team, 2016).

A diferencia del Millennium Ecosystem Assessment (2003), en esta metodología se incorpora la biodiversidad como un servicio ecosistémico (de Groot, 1992).

Tabla 1. Categorías de servicios ecosistémicos y SE individuales (Koschke *et. al.* 2012, La Rosa y Privitera, 2015)

Categoría de SE	SE
Servicios de provisión	s1_Fibras y alimentos
	s2_Madera
	s3_Provisión de agua y aire fresco
Servicios de regulación	s4_Regulación del clima local
	s5_Regulación del clima global
	s6_Regulación (balance) de agua
	s7_Provisión de agua limpia
	s8_Protección de erosión del suelo
Servicios culturales	s9_Recreación y ecoturismo
	s10_Estético
Servicios de soporte – integridad ecológica	s11_Biodiversidad

Resultados y discusión

El análisis de los datos muestra que a nivel regional las cuatro clases de servicios promedian valores entre 46 y 57 reflejando una prestación media en casi todos los SE (fig. 3).

En cuanto a la distribución espacial de la prestación de los SE (fig. 3), se observa la gran importancia de los humedales (fig. 3, oeste), con altas prestaciones en cuanto a servicios de regulación, culturales y de integridad ecológica, a diferencia del domo de San Guillermo con su matriz casi pura de agricultura (fig. 3, centro) que adolece una funcionalidad en estas categorías, destacándose únicamente en la de servicios de provisión de fibras y alimentos.

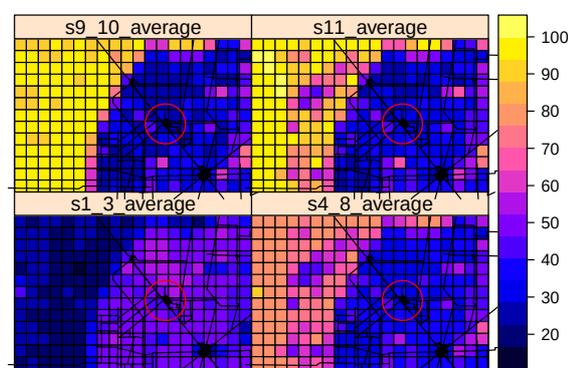


Fig. 3: Distribución espacial del grado de provisión de servicios ecosistémicos en el área de estudio. Clases: SE de provisión (s1-s3), de regulación (s4-s8), culturales (s9-s10) y de integridad biológica (s11)

Finalmente en la unidad de las pendientes extendidas (fig. 3, este), donde estructuralmente encontramos una combinación de matriz agrícola con elementos casi naturales (canaletas y cubetas) y asociaciones vegetales hidrófilas, se logra una compensación en las categorías regulación, cultural y de integridad ecológica.

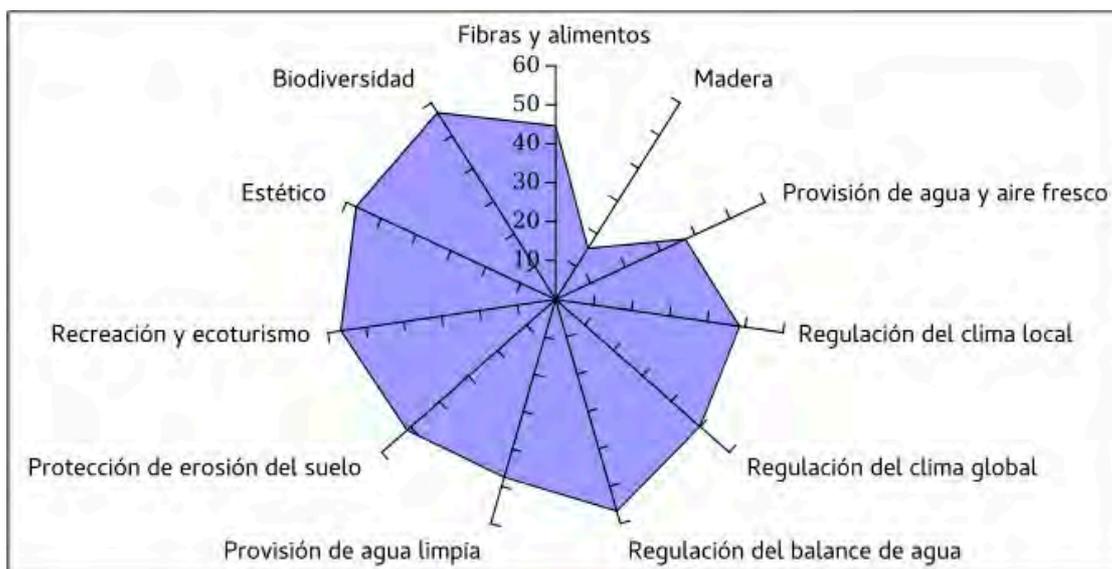


Fig. 4: Valores medios de servicios ecosistémicos individuales

En la fig. 4 se puede observar la contribución individual de los diversos SE presentes en el área de estudio, siendo la provisión de madera el de menor participación, debido a la escasa o nula cobertura boscosa en el área de estudio. La biodiversidad como un servicio de integridad ecológica, junto a los de recreación-eco turismo y valor estético indican un gran potencial de conservación de los humedales presentes en la zona.

Este trabajo permitió analizar la participación individual y distribución espacial de los diversos servicios y procesos que presta este paisaje, logrando de este modo orientar los esfuerzos al momento de diseñar lineamientos de manejo.

Sin embargo es relevante aclarar que la metodología aplicada es una estimación cualitativa o semi-cuantitativa a partir de mediciones secundarias, en este caso cobertura vegetal/uso de la tierra, sin mediciones in situ que verifiquen las prestación de los servicios, lo que advierten también La Rosa y Privitera (2015) y Martínez-Harms y Balvanera (2012).

Conclusiones

Identificar, analizar y mapear los SE que aporta una unidad de paisaje, es una herramienta importante para fortalecer la gobernanza de los territorios. Esta información permitirá discutir y construir con los actores locales políticas de planificación en un contexto regional, entendiendo y valorando la complejidad de los sistemas. Consideramos necesario apoyar esta información con otros métodos y/o indicadores que permitan afirmar esta valoración.

Agradecimientos

A la Secretaría de Políticas Universitarias, dependiente del Ministerio de Educación de la Nación, a la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Nacional de Santiago del Estero, a la EEA Quimilí del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria y a la Municipalidad de la ciudad de Selva.

Referencias

- Bailey, N., Lee, J., Thompson, S. 2006. Maximising the natural capital benefits of habitat creation: Spatially targeting native woodland using GIS. *Landscape and Urban Planning* 75, 227-242.
- de Groot, R. 1992. *Functions of Nature: Evaluation of Nature in Environmental Planning, Management and Decision Making*. Groninger: Wolters Noordhoff.
- Forman, R., Godron, M. 1986: *Landscape Ecology*, John Wiley and Sons, Nueva York.
- GRASS Development Team. 2016. *Geographic Resources Analysis Support System (GRASS) Software, Version 7.01*. GNU General Public License. <http://grass.osgeo.org>. Open Source Geospatial Foundation. USA.
- Grêt-Regamey, A., Weibel, B., Kienast, F., Sven-Erik, R., Grazia, Z. 2015. A Tiered approach for mapping ecosystem services. *Ecosystem Services* 13, 16-27.
- Koschke, L., Furst, C.; Franck, S.; Makeschin, F. 2012. A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision to support landscape planning. *Ecological indicators* 21, 54-66.
- La Rosa, D., Privitera, R. 2015. Evaluation of ecosystem service along urban-rural transects in southern Italy. *Acta Geobotánica*, Vol 1 Issue 2, 75-82.
- Martinez-Harms, M., Balvanera, P. 2012. Methods for Mapping Ecosystem Service Supply: A Review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services y Management* 8: 17-25.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2003. *Ecosystems and Human Well-Being: A Framework for Assessment*. Washington, DC, USA. Island Press.
- Quantum GIS Development Team. 2016 *Quantum GIS Geographic Information System. Versión 2.16*. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>.
- R Development Core Team. 2016. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- USGS/NAS database. 2016. Gainesville, FL. <http://nas.er.usgs.gov>.

El caldenal pampeano: los cambios sufridos y las consecuencias sobre la fauna, en especial las aves

Ramón Alberto Sosa¹

¹EComAS (Grupo de Investigación en Ecología de Comunidades en Zonas Áridas y Semiáridas) - Departamento de Recursos Naturales - Facultad de Ciencias Exactas y Naturales - Universidad Nacional de La Pampa.

Mail de contacto: rasosa@exactas.unlpam.edu.ar

RESUMEN

El caldenal forma parte de la ecorregión del Espinal, atravesando la porción central de La Pampa. La transformación del paisaje comienza después de la primera expansión de la frontera agropecuaria, donde la superficie sembrada aumentó un 99,2 % en 15 años. Actualmente, al Este hay bosque fragmentado y degradado, en el cuál sólo subsisten especies de aves generalistas y de bajos requerimientos de hábitat. Otra porción se encuentra degradada por el fuego y el sobrepastoreo. Más hacia el Oeste se encuentra el área mejor conservada, si bien está fragmentada por caminos y picadas contrafuegos. Sin embargo, por efecto del ganado vacuno, en los últimos 100 años se han establecido bosques de caldén en áreas de pastizales nativos, que han servido como hábitat para aquellas especies de aves que están ausentes del bosque degradado. Este paisaje tan complejo y cambiante hace de este ambiente un sitio muy especial para su conservación.

Palabras claves: Caldenal, cambios de paisaje, aves.

ABSTRACT

The caldenal is part of the Espinal ecoregion, occupying the central portion of La Pampa. The landscape change begins after the first expansion of the agricultural frontier, when the area sown increased by 99.2 % in 15 years. Currently, the East is a fragmented and degraded forest, in which only generalist species of birds subsist. Another portion is degraded by fire and overgrazing. Farther West is the best preserved area, although it is fragmented by roads and firebreaks. However, due to the effect of cattle in the last 100 years calden forests have established in areas of native grasslands, which have served as a habitat for bird species that are absent from the degraded forest. This complex and changing landscape makes this environment a very special place for conservation.

Keywords: Caldenal, landscape changes, birds

Introducción

El proceso de fragmentación altera la estructura del paisaje por la reducción del hábitat total y por los cambios en la configuración espacial de los parches remanentes (Wilcove *et al.*, 1986, Turner *et al.*, 2001). Los fragmentos o parches, aislados e insertos en una matriz de hábitats diferentes al ambiente original, varían en cuanto a su grado de aislamiento, tamaño y tipo de bordes (Forman y Godron, 1986, Fahrig, 2003). Además, la matriz que rodea a los parches

varía de acuerdo al tipo de disturbio que generó la fragmentación. En los ambientes áridos y semiáridos, el fuego y la tala de árboles para agricultura son los más importantes (Sosa, 2008). Asimismo, puede jugar un papel preponderante en el desarrollo y en la dinámica de los fragmentos (Harris, 1984, Turner *et al.*, 2001).

Además de la fragmentación, otro disturbio que ocurre, particularmente en las zonas áridas y semiáridas, es la colonización de los pastizales naturales por leñosas nativas. Es un proceso que se desarrolla paulatinamente,

y es considerado una de las causas más importantes de pérdida de este tipo de ambiente (Van Auken, 2009, Brandt *et al.*, 2013). Estos procesos de colonización y/o invasión, por lo general se deben a dos causas: el mal manejo ganadero y el fuego (Van Auken, 2009; González-Roglich *et al.*, 2015). Los nuevos “bosques” no son continuos, sino que se desarrollan cómo fragmentos de diferentes tamaños.

Ambos procesos de pérdida de hábitat, uno por eliminación de masas arbóreas y por otro la eliminación de pastizales por colonización de árboles nativos, ha afectado tanto la estructura como la dinámica de las poblaciones silvestres propias de cada sitio, en especial las aves (Fahrig, 2003, Sosa, 2008, Sosa *et al.*, 2010).

Los patrones del paisaje tales como el arreglo espacial de los parches y el nivel de fragmentación están asociados con la calidad, la diversidad y la disponibilidad de hábitat de tal manera que, en ocasiones, algunas especies se ven perjudicadas (Crozier y Niemi, 2003). Por ejemplo, la persistencia de algunas aves en un área depende más de la presencia de unos pocos parches de buena calidad que de la existencia de una red de fragmentos con poca o mala calidad. En el caso de los parches de colonizadores las que se perjudican son las especies del pastizal y se benefician las de los bosques contiguos por tener un nuevo hábitat.

El caldenal pampeano, ha sufrido una fuerte intervención desde principios del siglo XX, quedando evidenciado en los censos agropecuarios nacionales de 1895 y 1914, en los cuales se estimó que la superficie destinada a cultivos en la provincia de La Pampa pasó de 8.952 a 1.088.451 hectáreas. Paralelamente, cambiaron los stocks ganaderos, en donde se reemplaza el ganado ovino por el bovino (Estelrich *et al.*, 2004). Estos últimos, al consumir las chauchas de caldén diseminan las semillas en las áreas de pastoreo, produciendo en los pastizales psammófilos y de planicie, nuevos bosquecillos, la mayoría de ellos casi de las mismas edades, entre 100 y 150 años.

Las comunidades faunísticas, es particular las aves, de estos bosques han comenzado a ser estudiadas recién en los últimos 15 años. Algunos de los estudios son solo listas comentadas (Maceda *et al.*, 2001, Singentaler *et al.*, 2004), otros han estudiado el problema de la fragmentación y alteración de hábitat (Sosa, 2008, Sosa *et al.*, 2010, Sosa y López de Casenave, 2017) y otros autores han desarrollado investigaciones sobre algunos grupos particulares (Sarasola *et al.*, 2010, Liébana y Sarasola, 2013). Sin embargo, para los bosques que han colonizados los pastizales aún no hay suficiente información sobre su avifauna, aunque existen algunos estudios (Sarasola *et al.*, 2010).

El objetivo de este trabajo es brindar un análisis del estado actual del conocimiento sobre la conservación del bosque semiárido nativo pampeano, basado en las comunidades de aves.

Materiales y Métodos

El área de estudio abarca la diagonal árida y semiárida de la Provincia de La Pampa, donde alternan el bosque de caldén y los pastizales psammófilos y los pastizales bajos (Figura 1). El bosque o monte de caldén (*Prosopis caldenia*) se encuentran dentro de

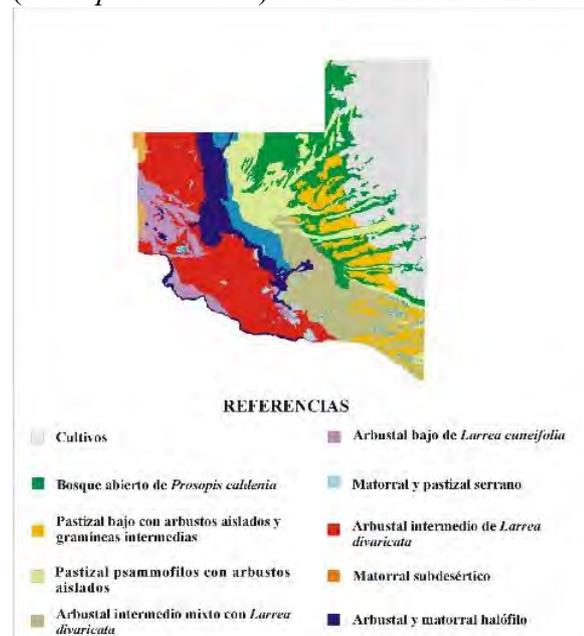


Fig. 1. Mapa de La Pampa con las diferentes formaciones vegetales (modificado de Cano, 1988)

la Ecorregión del Espinal, Subregión Llanura Chaco Pampeana con Caldenal (Matteucci, 2012), se extiende desde el centro y sur de San Luis hasta el sur de la provincia de Buenos Aires formando bosques xerófilos, entre las isohietas de 500 y 700 mm (Figura 1). La comunidad clímax sería un bosque abierto con árboles de unos 8 a 10 metros de altura con un estrato arbustivo pobre y uno herbáceo rico en gramíneas (Cano, 1988).

Para el análisis de estado de conservación actual se realizó un estudio de las publicaciones sobre el tema. Además, se utilizaron datos propios obtenidos durante los últimos 10 años en diferentes lugares de la provincia, manteniendo la metodología desarrollada a partir del año 2002 (Sosa, 2008).

Resultados y discusión

Durante los años 2002 a 2006, se establecieron los primeros datos sobre la avifauna asociada al proceso de modificación de hábitat del caldenal (Sosa, 2008). El registro total de ese estudio fue de 47 especies de aves, de las cuales 25 fueron residentes, 22 migratorias, en seis fragmentos que se distribuían en un predio de 10.000 ha. Posteriormente, en el año 2009 se estudia la comunidad de aves de la reserva Provincial Parque Luro, con una superficie de 7500 ha, donde hay tres ambientes bien diferenciados por el grado de intervención. En este estudio se observaron 36 especies de aves, 25 residentes y 11 migratorias (Sosa *et al.*, 2010). Los estudios desarrollados para los ambientes colonizados son recientes y aquellos referidos a los ensamblajes de aves muestran menos diversidad que la en los bosques nativos. En los tres casos las variaciones en las comunidades de aves se debieron fundamentalmente a los cambios en la estructura de la vegetación. En el caso de los fragmentos de bosques nativos, debe sumarse el efecto de la superficie.

Así mismo, desde que se comenzó con los estudios de la avifauna de caldenal, se han incorporado al menos una decena de especie no registrada en otros estudios, como los realizados por Maceda *et al.* (2001) y Singentaller *et al.* (2004). Las más notorias por su dis-

tribución actual son *Polioptila dumicola* y *Ciclaris jumanjensi* (propias de la ecorregión Chaco), ya que al poco tiempo de llegar cambiaron su estatus de migratorias estivales a residentes con reproducción.

Conclusiones

En la actualidad ha quedado al Este un bosque altamente fragmentado y degradado, en el cuál sólo subsisten especies generalistas y de bajos requerimientos de hábitat, que encuentran una alta disponibilidad de alimentos en los sembrados y sitios de nidificación en los remanentes de bosque. Por otro lado, la desaparición de los grandes depredadores ha permitido que los mesodepredadores aumenten su tamaño poblacional generando una cascada trófica (Crook y Soule, 1998). Más al oeste el bosque se ve afectado por los incendios, caminos y picadas contrafuego, existiendo aún lugares con alta diversidad donde es posible encontrar la mayoría de las especies que viven en este tipo de ambiente y que han desaparecido en el sector Este. Dentro de estas especies, se encuentra el cardenal amarillo (*Gubernatrix cristata*), característica del caldenal y de gran interés por su estatus de conservación, ya que se ha extinguido en gran parte de los fragmentos de caldenal (Sosa, 2008).

A esto se le suman los bosquecillos que se han formado en las áreas de pastizales nativos por efecto del ganado vacuno, y que han servido como hábitat para aquellas especies que desaparecieron del bosque degradado a pesar de que éste nuevo hábitat pareciera ser más pobre que el original. Este paisaje tan complejo y cambiante hace de este ambiente un sitio muy especial para su valoración como receptor y/o expulsor de diversidad biológica.

Agradecimientos

A la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la UNLPam, quien financió gran parte de este estudio mediante diferentes proyectos de investigación. A Marcelo Dolsan y Federico Bruno de la

Dirección de Recursos Naturales de La Pampa, por el aporte de datos, a la Dirección de Recursos Naturales del Gobierno de La Pampa por financiar parte de estas investigaciones.

Referencias

- Brandt, J. S., Haynes, M. A., Kuemmerle, T., Waller, D. M., Radeloff, V. C. 2013. Regime shift on the roof of the world: Alpine meadows converting to shrublands in the southern Himalayas. *Biological Conservation* 158, 116–127
- Cano, E. 1988. Pastizales naturales de La Pampa. Tomo I. Descripción de las especies más importantes. CREA. 425 pp
- Crook, K. R., Soulé, M. E. 1998. Mesopredator release and avifauna extinctions in a fragmented system. *Nature* 400, 563 - 566.
- Crozier, G. E., Niemi, G. J. 2003. Using patch and landscape variables to model bird abundance in a naturally heterogeneous landscape. *Canadian Journal of Zoology* 81, 441 - 452
- Estelrich, H. D., Chirino, C. C., Moricci, E. F., Fernández, B. 2004. Dinámica de áreas naturales cubiertas por bosque y pastizal en la Región semiárida central de la Argentina. Modelo conceptual. En: Oestereich, Aguiar, Ghera, Paruelo (Ed.). *La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas*, 351 -364
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review Ecology and Evolution System* 34, 487 - 515.
- Forman, R., Godron, M. 1986. *Landscape Ecology*. Wiley. New York, 619 pp.
- González-Roglich, M., Swenson, J. J., Villarreal, D., Jobbágy, E. G., Jackson, R. B. 2015. Woody Plant-Cover Dynamics in Argentine Savannas from the 1880s to 2000s: The Interplay of Encroachment and Agriculture . *Conversion at Varying Scales. Ecosystems* 10.1007/s10021-015-9841-5
- Harris, L. D. 1984. *The Fragmented Forest*. University of Chicago Press, 211 pp.
- Liébana, S., Sarasola, J., 2013. Nest-box occupancy by neotropical raptors in a native forest of central Argentina. *J. Raptor Res.* 47(2), 208–213.
- Maceda, J.J ., Mero, M. I., Riesco, H., Dolsan, M. 2001. Lista de las aves de la reserva Parque Luro, La Pampa. *Rev. Fac. Agronomía*, 12 (2), 47 – 59.
- Matteucci, S. D. 2012. Ecorregión del espinal. En: Morello, J., Matteucci, S., Rodríguez, A., Silva, M.(ed.) *Ecorregiones y Complejos Ecosistémicos Argentinos FADU - GEPAMA*, Ciudad de Buenos Aires, 349 - 390.
- Singentaler, G. B., Tiranti, S. I., Fiorucci, E. A. 2004. Relevamiento de los Vertebrados de la Provincia de La Pampa. En: *Inventario integrado de los recursos naturales de la provincia de La Pampa INTA - U.N.L.Pam - Gobierno de La Pampa. Versión Digital*.
- Sarasola, J., Santillán, M., Galmez, M., 2010. Crowned eagles rarely prey on livestock in central Argentina: persecution is not justified. *Endang Species Res* 11, 207–213.
- Sosa, R. A. 2008. Efectos de la fragmentación del bosque de caldén sobre las comunidades de aves en el centro-este de La Pampa. Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires.
- Sosa, R. A., Benz, V., Galea, J., Poggio Herrero I. 2010. Efecto del grado de disturbio sobre el ensamble de aves en la reserva provincial Parque Luro, La Pampa, Argentina. *RASADep Número Especial. Cambios de uso de la tierra. Causas, consecuencias y mitigación (1)*, 101 - 110.
- Sosa, R. A., López de Casenave J. 2017. Edge effect on bird nest predation in the fragmented caldén (*Prosopis caldenia*) forest of central Argentina: an experimental analysis. *Ecol Res.* DOI 10.1007/s11284-016-1421-4
- Turner, M. G., Gardner, R. H., O'Neill. R. V. 2001. *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*. Springer. New York. 401 pp.
- Van Auken, O. W. 2009. Causes and consequences of woody plant encroachment into western North American grasslands. *Journal of Environmental Management* 90 (10), 2931-2942.
- Wilcove, D. S., McLellan, Ch. H., Dobson, A. P. 1986. Habitat fragmentation in temperature zone. En: Soulé, M. (ed.). *Conservation Biology. The Science of Scarcity and Diversity*, 237 - 256.

Vulnerabilidad socio-ambiental y sustentabilidad de pequeños productores rurales de la estepa patagónica, Jacobacci, Provincia de Río Negro.

Donaldo Bran

INTA EEA Bariloche, Modesta Victoria 4450, 8400 Bariloche,

Mail de contacto: bran.donaldo@inta.gob.ar

RESUMEN

La región sur de la provincia de Río Negro, presenta un sector rural conformado por sistemas ganaderos extensivos sobre pastizales naturales, caracterizados por un síndrome de desertificación y pobreza rural. A su vez este territorio se ve afectado por eventos naturales recurrentes con alto impacto sobre los sistemas productivos (sequías, nevadas y lluvias de ceniza volcánica). El objetivo general del trabajo es aportar a la comprensión de los distintos efectos y respuestas a las crisis generadas por estos eventos naturales, considerando la complejidad socio-ecológica y la vulnerabilidad socio-ambiental de este territorio. Se plantea focalizar en especial al sector de pequeños productores con anclaje étnico al territorio, caracterizado por un asentamiento antiguo pero de carácter precario en la condición de tenencia de la tierra, con representaciones colectivas en tensión y una estructura ambiental frágil para las estrategias de producción. El trabajo se enmarca en el Observatorio de Sustentabilidad Rural Jacobacci, integrante de la red de sitios pilotos del Observatorio Nacional de Degradación de Tierras y Desertificación (ONDTyD).

Palabras claves: vulnerabilidad socio-ambiental, sustentabilidad, pequeños productores rurales.

ABSTRACT

Southern Rio Negro has a rural sector characterized by pasture-fields, extensive cattle breeder systems, desertification syndrome and rural poverty. In addition, the region is affected by recurrent natural phenomena such as volcanic ash, snow or drought periods with high impact on the productive systems. The goal of this work is to contribute to the comprehension of the different effects of these natural events on the local producers and their response, considering the socio-ecological complexity and the socio-environmental vulnerability of the territory. We focused on the small producers with a territorial ethnic anchorage characterized by a precarious ancient settlement regarding land tenure rights), collective representation with internal conflicts and a fragile environmental structure for the production strategies employed there. This work was done under the supervision of the Rural Sustainability Observatory of Jacobacci, which belongs to the pilot sites network of the National Land Degradation and Desertification Observatory (ONDTyD).

Keywords: socio-environmental vulnerability, sustainability, small farmers.

Introducción

El área de estudio comprendida entre los paralelos 40° 30' y 42° 00' de latitud Sur, y los meridianos 70° 20' y 69° 00' de longitud Oeste, abarca alrededor de 1.000.000 ha

(Fig. 1). Asimismo coincide con la del Observatorio Sitio Piloto Jacobacci.

La región de Ingeniero Jacobacci se caracteriza por un clima árido y frío, condiciones que restringen el desarrollo de la cubierta

vegetal y, por lo tanto, la productividad primaria. El sobrepastoreo histórico ha aumentado el porcentaje de suelo expuesto a los agentes erosivos, en especial a los fuertes vientos patagónicos. Además, los recurrentes ciclos de sequía, amplifican la degradación de las tierras en esta zona afectada por la desertificación (Ayesa *et al.*, 1995) y ponen en peligro a los sistemas productivos ganaderos, que estuvieron sometidos también a otros eventos catastróficos como las grandes nevadas de 1984 o la caída de ceniza volcánica en 2011 (Gaitán *et al.*, 2011).

Las principales limitaciones socio-económicas de los productores/pobladores de la región derivan de las campañas militares de fines del siglo XIX sobre los pueblos pre-existentes. El proceso posterior de reocupación de las tierras y el modelo productivo desarrollado, se caracterizaron por la producción de lana con destino de exportación, sobre una desigual apropiación de tierras. Se generaron grandes latifundios y campos ocupados por familias indígenas que habían escapado de las campañas militares (minifundios). A estos se agregó un tercer sector de productores/comerciantes, de origen español y sirio-libanes favorecidos por el arribo del ferrocarril a Ingeniero Jacobacci, que en parte involucró un segundo desalojo de las familias indígenas (Malvestitti, 2002).

Si bien en superficie predomina la propiedad privada, la mayoría de los pequeños productores/pobladores ocupan tierras fiscales. Se trata de procesos de ocupación de larga data, cuyos pobladores originales no tuvieron la posibilidad de realizar las mensuras de deslinde, ni la posterior gestión de los títulos de

propiedad, que debían realizarse en Viedma, distante a 700 km (Cañuqueo *et al.*, 2005). Esta precariedad en el acceso formal a la tierra constituye uno de los ejes conflictivos de este sector, donde las organizaciones mapuches proponen una articulación pronunciada entre el clivaje étnico y el de clase, en la confrontación por la posesión de las tierras.

En función de lo descrito anteriormente y dada la complejidad del problema en este trabajo se busca abordar el estudio desde una perspectiva de vulnerabilidad socio-ambiental. En este marco la vulnerabilidad no se refiere exclusivamente a un número de personas y/o constructos sociales que se encuentran en el área de influencia del fenómeno natural y potencialmente pueden verse afectados, sino que queda definida como el estado de cada uno de los distintos grupos so-

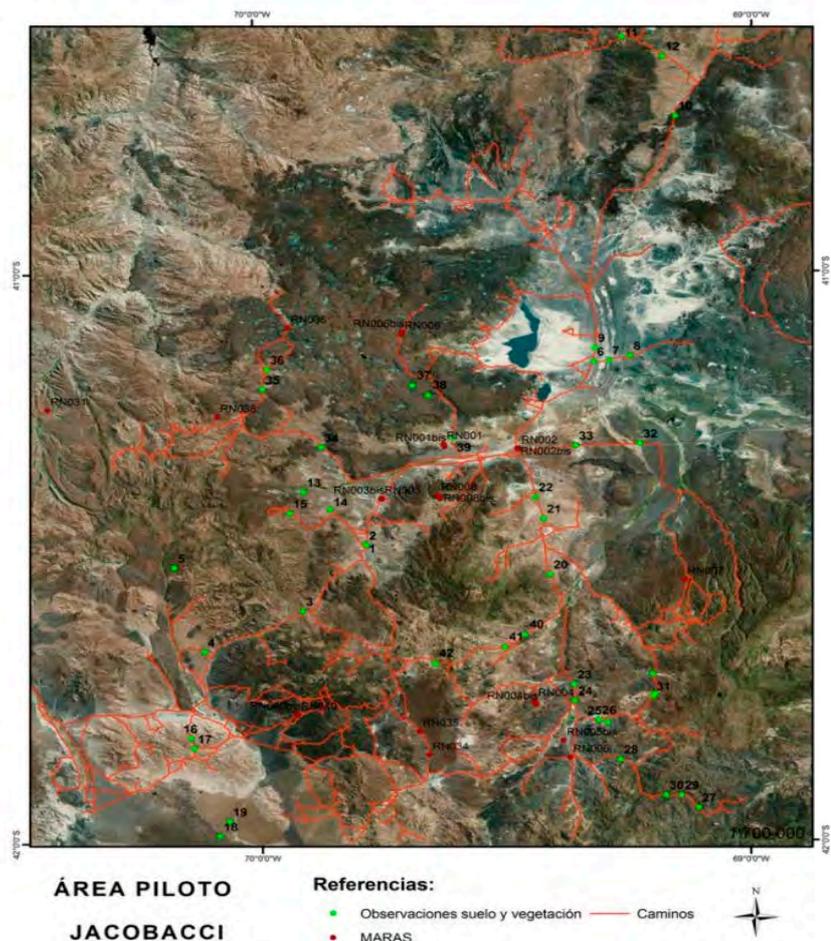


Fig. 1. Imagen satelital del Sitio Piloto Jacobacci, Río Negro.

ciales que puede comprobarse; como una sumatoria de factores socio-económicos, habitacionales, sanitarios, nutricionales, psicosociales y ambientales (Herzer, 1990 en Natenzon, 1995). En cuanto al término sustentabilidad, se lo considera como un proceso de co-adaptación entre sociedad y naturaleza. Esta última implica un fenómeno de análisis complejo que requiere ser construido a partir de múltiples dimensiones y diferentes escalas de análisis (Manuel-Navarrete et al, 2009).

Materiales y Métodos

La estrategia del Observatorio (Bran *et al.* 2015) involucra dos tipos de actividades: la compilación y generación de información de base y la generación de espacios participativos.

Generación de información de base

Información biofísica: se ha compilado y generado información tendiente a caracterizar los distintos paisajes que conforman el territorio, en especial en sus atributos de suelo, vegetación y procesos de degradación, a través de información satelital y relevamientos de campo. Se está desarrollando un sistema de monitoreo ambiental a partir de información satelital y parcelas permanentes a campo denominado MARAS (Oliva *et al.*, 2011).

Información productiva: además de la compilación de antecedentes, se está desarrollando una base de productores geo-referenciada en la que se agrega información productiva, inicialmente stocks ganaderos.

Información social: se han compilado antecedentes y realizado encuestas y entrevistas (aún no procesadas) que incluyen también aspectos productivos. El objetivo es generar una línea de base para monitorear a futuro cambios en la dimensión social.

La mayor parte de toda esta información se va incorporando a un sistema de información geográfica.

En una primera etapa se cruzó la ubicación de 500 productores con cartas de impacto de diferentes eventos naturales sucedidos en los

últimos años:

- Exposición a ceniza (cruzando la ubicación de cada productor con el mapa de ceniza hecho por Gaitan et al., 2011).

- Exposición a sequía. Se generó una carta proxy del impacto diferencial de la sequía, a partir de la diferencia relativa de las Integrales anuales del NDVI entre la temporada 2002-2003 (año húmedo) y 2009-2010 (máxima sequía previo a la ceniza).

- Exposición a nevadas. Se generó una carta de nieve a partir de una imagen MODIS de Agosto de 2006 cuando ocurrió una de las últimas nevadas grandes.

- Exposición a fríos intensos. Se generó cruzando con la altura obtenida del Modelo Digital de Terreno.

A su vez se generaron cartas de vulnerabilidad estructural:

Aislamiento en base a 4 indicadores:

- Vecindad: se determinó el número de vecinos en cada buffer de legua cuadrada.

- Distancia al centro de Servicios (Jacobacci)

- Distancia a la escuela más próxima.

- Distancia a centro de salud

Calidad productiva de la tierra: en base al proxy media de las integrales anuales del NDVI del periodo 2002-2010

Generación de talleres como espacios participativos

Con anterioridad, en 2008 y en el marco del proyecto LADA (Bran et al., 2011), se realizó un taller con adultos mayores buscando reconstruir colectivamente la historia socio-ambiental del Sitio Piloto. En abril de 2016 se realizó un nuevo taller donde se discutieron las estrategias de repoblamiento ganadero pasada la emergencia generada por la caída de cenizas volcánicas y sequía en 2011.

Resultados y discusión

En general toda el área se vio afectada por una disminución general de la productividad en función de una tendencia negativa de los NDVI por lo menos hasta el año 2014 (Gaitan *et al.* 2015). A su vez la superposición de

eventos naturales en los últimos años agravó y puso en crisis los sistemas productivos rurales de la región. Si bien los eventos impactaron espacialmente de manera diferencial, su sumatoria cubrió toda la región. Se está trabajando en evaluar el impacto conjunto de estos eventos sobre cada productor individual, que cruzado con características estructurales (aislamiento, tamaño y productividad primaria de los establecimientos, etc.) permitirá determinar el grado de vulnerabilidad individual. En una segunda etapa se buscará cruzar con las acciones de respuesta (recepción individual de beneficios de Programas y Proyectos post emergencia) para finalmente evaluar las congruencias entre exposición a eventos y respuestas, en especial las relacionadas con las estrategias de repoblamiento ganadero.

Conclusiones

La magnitud del último evento sufrido en el año 2011, cuando se combinaron una sequía y la caída de cenizas volcánicas, que llevó a una pérdida del 75% del stock ganadero, además de otras consecuencias, puso en crisis al territorio. En respuesta se generaron varias iniciativas desde distintas instituciones nacionales y provinciales, incluyendo proyectos de repoblamiento ganadero, las que llevaron implícitas complementar o rever el sistema ganadero lanero tradicional. Estas respuestas podrían abrir un abanico de nuevas posibilidades en los sistemas productivos y de organización social, lo cual se considera una oportunidad para estudiar sus impactos en términos de reducción de la vulnerabilidad y en aportes a la sustentabilidad rural.

Referencias

Ayasa, J., Bran, D., López, C., Cingolani, A., Eiden, G., Clayton, S., Sbriller, D. 1995.- Capítulo IV.4 Evaluación y cartografía del estado actual de la desertificación en la transecta Río Negro. En INTA-GTZ (ed.), Lucha contra la desertificación en Patagonia a través de un Sistema de Monitoreo Ecológico (LUDEPA-SME). Evaluación del estado actual de la de-

sertificación en áreas representativas de la Patagonia. Informe Final de la Fase I, 153-178.

- Bran, D., Alderete Sala, S., Calcaterra, C., Zurita, J., Murillo, N., Gaitán, J., Maceira, N. 2015. Marco conceptual y propuesta metodológica para el desarrollo de Observatorios de Sustentabilidad Rural. Disponible en http://inta.gob.ar/sites/default/files/inta-observatorios_de_sustentabilidad_rural_conceptos-y-metodologia_agosto-2015.pdf
- Bran, D., Velasco, V., Gaitán, J. 2011. Capítulo 4. Aplicación de la metodología para la evaluación de la degradación de las tierras secas a nivel local. Sitio Piloto en la Región Patagonia Norte. En Evaluación de la desertificación en Argentina. Resultados del Proyecto LADA/FAO. Ed. FAO., 247-294.
- Cañuqueo, L., Kropff, L., Rodríguez, M., Vivaldi, A. 2005. Capítulo 4: Tierras, indios y zonas en la provincia de Río Negro. En: Briones, C. (compiladora). Cartografías argentinas: políticas indígenas y formaciones provinciales de alteridad. Editorial Antropofagia, 330 pp., Buenos Aires.
- Gaitán, J., Raffo, F., Ayasa, J., Umaña, F., Bran, D. 2011. Cartografía del área afectada por cenizas volcánicas en las provincias de Río Negro y Neuquén. Informe Técnico Proevo - INTA EEA Bariloche, 8 pp.
- Gaitán, J., Bran, D., Azcona, C. 2015. Tendencia del NDVI en el período 2000-2014 como indicador de la degradación de tierras en Argentina: ventajas y limitaciones. AGRISCIENTIA, 2015, VOL. 32 (2), 83-93.
- Malvestitti, M. 2002. El poblamiento mapuche de la Línea Sur después del aukán. Aspectos históricos y lingüísticos. Universidad Nacional de la Pampa.
- Manuel-Navarrete, D., Gallopín, G., Blanco, M., Díaz-Zorita, M., Ferraro, D., Herzer, H., Satorre, E. 2009. Multi-causal and integrated assessment of sustainability: the case of agriculturalization in the Argentine Pampas. Environment, Development and Sustainability, 11(3), 621-638.
- Oliva G., Gaitán, J., Bran, D., Nakamatsu, V., Salomone, J., Buono, G., Escobar, J., Ferrante, D., Humano, G., Ciari, G., Suarez, D., Opazo, W., Adema, E., Celdrán, D. 2011. Manual para la instalación y lectura de monitores MARAS, 72 pp. INTA-PNUD-GEF.

Análisis de la conectividad del paisaje de una cuenca hidrocarburífera de Chubut (Patagonia)

Mariana Andrea Buzzi^{1,2}, Bárbara Rueter² y Luciana Ghermandi³

¹Grupo de Estudios Biofísicos y Ecofisiológicos (GEBEF). Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, CONICET.

²Departamento de Biología y Ambiente, Facultad de Ciencias Naturales y Ciencias de la Salud, Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, Ciudad universitaria km 4, 9000 Comodoro Rivadavia, Chubut, Argentina.

³Laboratorio Ecotono, INIBIOMA (CONICET, Universidad Nacional del Comahue). Bariloche, Río Negro, Argentina

Mail de contacto: mbuzzi@unpata.edu.ar

RESUMEN

En la Patagonia Argentina los principales disturbios que alteran los patrones del paisaje son la ganadería ovina extensiva y la industria petrolera. En este trabajo se utilizaron métricas para estudiar los cambios en el paisaje debidos a la explotación petrolera. Se digitalizaron los elementos antrópicos en tres unidades de paisaje: cañadones costeros, pampas y valles occidentales de la cuenca hidrocarburífera del Golfo San Jorge. Se evaluaron 20 métricas por medio del programa Fragstats v.4, de las cuales se seleccionaron siete a través de la realización de un análisis de componentes principales. Se observó que en las pampas dominaron las formas regulares de parches. En los valles occidentales los parches fueron más alargados y en los cañadones costeros los parches presentaron formas más complejas, con mayor densidad y número de parches. Este trabajo muestra que en los cañadones costeros hay mayor pérdida de conectividad, y esta característica se vincula con la presencia de explotaciones de petróleo más antiguas.

Palabras claves: métricas, unidades de paisaje, Fragstats.

ABSTRACT

In the Argentinean Patagonia, the main driving forces that disturb the landscape patterns are sheep ranching and the oil industry. We used landscape metrics to assess landscape changes due to oil field development. Man-made features were digitized in three landscape units of San Jorge Gulf Basin: coastal valleys, plateaus and eastern valleys. Twenty metrics were evaluated using Fragstats v.4 software, with seven finally selected by means of a principal components analysis. Regular patches were observed in the plateaus. In the eastern valleys the patches were longer, while in coastal valleys the patches presented more complex forms, with greater density and number of patches than the others landscape units. This study shows that there is greater loss of connectivity in the coastal valleys, possibly related to older oil field exploitation.

Keywords: metrics, landscape units, Fragstats.

Introducción

La ecología de paisaje provee herramientas para poder estudiar las causas y consecuencias de las modificaciones en el uso del suelo, que generan procesos de fragmentación del paisaje, pérdida de la conectividad e interrupciones de los flujos ecológicos (Forman, 1995). Para poder cuantificar la variación espacial de la fragmentación y sus consecuencias a escala de paisaje, se utilizan mapas temáticos realizados

a partir de imágenes de satélite y SIG, a partir de las cuales se derivan las métricas de paisaje. Las métricas se definen como un conjunto de medidas cuantitativas agregadas, derivadas del análisis digital de mapas temáticos (Kupfer, 2012). Las métricas pueden medir simultáneamente aspectos tales como la estructura y la configuración del paisaje.

El objetivo del trabajo fue utilizar métricas de paisaje para evaluar la conectividad del paisaje de la cuenca hidrocarburífera del Golfo San Jorge, en las unidades de paisaje pampa (P), valles occidentales (VO) y cañadones costeros (CC).

Materiales y Métodos

Área de estudio

El área de estudio se ubica en la cuenca hidrocarburífera del Golfo San Jorge, Departamento Escalante, al sureste de la provincia del Chubut, Patagonia Argentina (fig. 1). Esta región se subdivide en tres unidades de paisaje que, de oeste a este, son: valles occidentales, pampa y cañadones costeros (Buzzi *et al.* 2013). Los valles occidentales ocupan 532 km², se encuentra en la unidad fitogeográfica del Distrito Central, Subdistrito Chubutense (Soriano, 1959). La pampa ocupa 628 km², cuyas principales mesetas son: Pampa del Castillo y Pampa Salamanca. Los

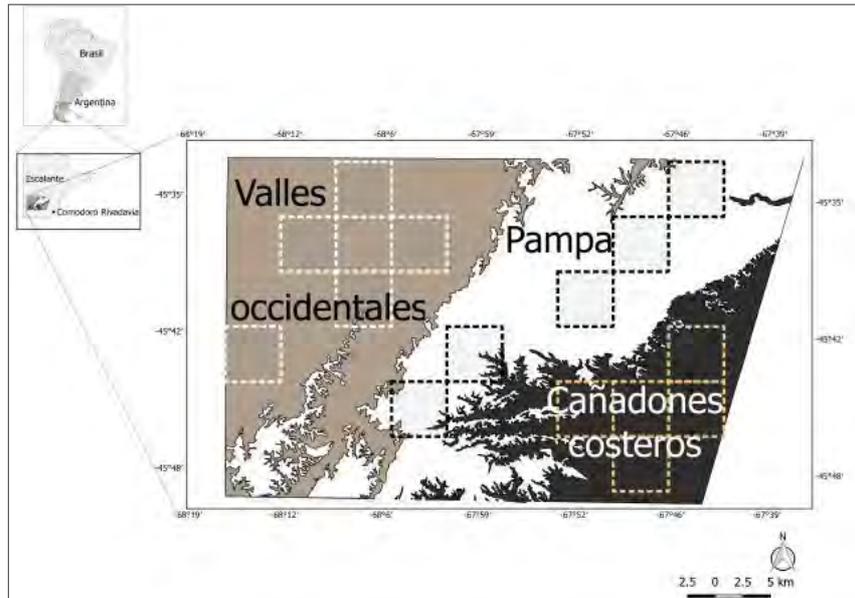


Fig. 1. Ubicación del área de estudio con los polígonos analizados.

cañadones costeros tienen una superficie de 300 km², siendo su límite este la línea del supra-mareal del Golfo San Jorge (Mar Argentino), el límite norte y oeste es el nivel máximo de las Pampa del Castillo y Salamanca; y el límite sur se encuentra a los 45°48' de latitud sur.

Análisis digital

Se trabajó con imágenes del satélite SPOT 5, correspondientes al sensor *Large Field High Resolution* (HRG) que posee una resolución espectral de cuatro bandas: XS1 Verde (0,495-0,605 μm), XS2 Rojo (0,617-0,687 μm), XS3 Infrarrojo Cercano (0,780-0,893 μm) y SWIR Infrarrojo Medio (1,545-1,750 μm). El satélite SPOT 5 tiene una resolución espacial de 10 m y temporal de 26 días. La calidad de la información está bajo el nivel de procesamiento 2A (Riazanoff, 2002).

Sobre la imagen satelital SPOT 5 se elaboró una malla de 77 polígonos, en formato vectorial con una resolución de 2500 ha, la cual cubrió la totalidad del área de estudio. En cada una de las unidades de paisaje se seleccionaron cinco polígonos al azar. En cada polígono, se digitalizaron en pantalla los elementos lineales (camino, ductos, picadas y sísmicas), y los no lineales (locaciones petroleras) (fig. 2).

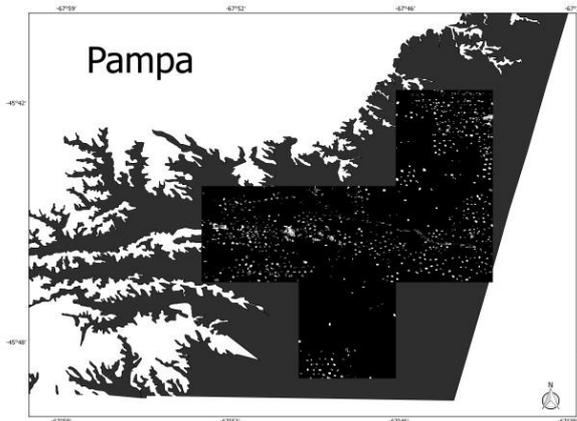


Fig. 2. Cañadones costeros con elementos no lineales digitalizados (color blanco).

Cálculo de métricas de paisaje

Se evaluaron las 20 métricas de paisaje que fueron definidas por McGarigal *et al.* (2002), por medio del programa Fragstats v.4. La cartografía de cada polígono fue rasterizada y reclasificada en elementos lineales, no lineales y la matriz del paisaje y se utilizó como *input* para el cálculo de las métricas fue una imagen reclasificada y rasterizada en un código binario de: elementos lineales – no lineales (valor 1) y la matriz del paisaje (valor 0). Se realizaron análisis de componentes principales con los valores medios por unidad de paisaje. Una vez determinadas las métricas más informativas, se evaluó la conectividad del paisaje en sitios con actividad hidrocarburífera y sitios testigos.

La cartografía de las unidades de paisaje, las operaciones de análisis SIG y las salidas cartográficas se realizaron con el programa QGIS v.2.14.3 (QGIS Development Team, 2016).

Resultados

A partir del análisis de los gráficos de componentes principales (fig. 2 y 3), se seleccionaron siete métricas que explican la pérdida de conectividad (índice de forma SHAPE, Radio de giro GYRATE, número de parches ND, densidad de parches PD, contigüidad CONTIG, relación perímetro área PARA y densidad de borde ED), la descripción se muestra en la tabla 1.

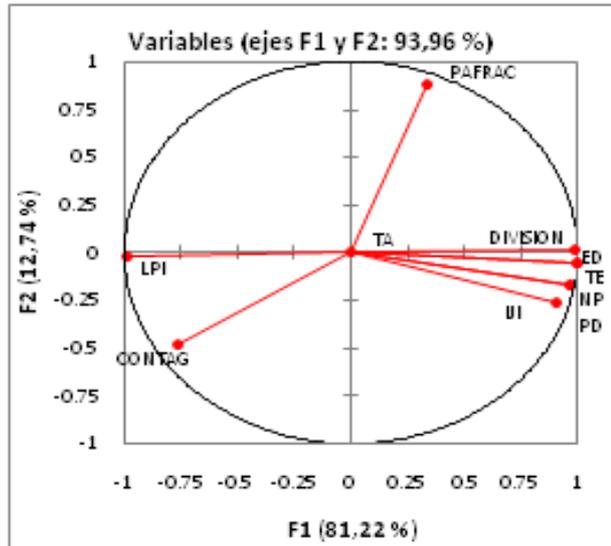


Fig. 2. Análisis de componentes principales a nivel de paisaje.

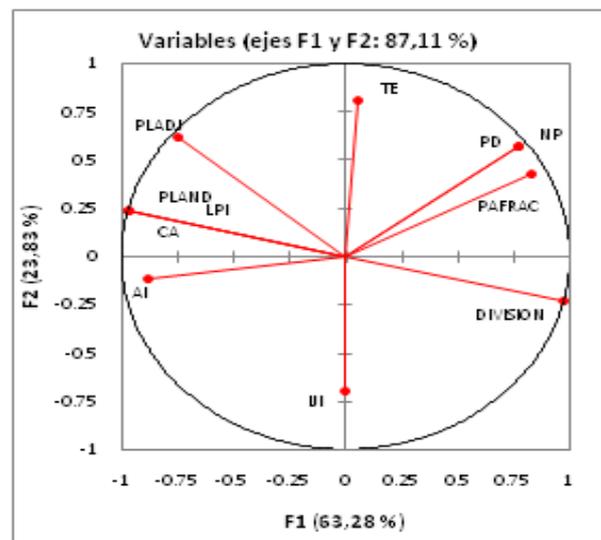


Fig. 3. Análisis de componentes principales a nivel de elemento.

Tabla 1. Descripción de las métricas seleccionadas.

Métrica	Significado	Rango de valores
SHAPE	Mide la complejidad de los parches.	Desde 1 para parches circulares hasta valores infinitos para parches más complejos.
GY-RATE	Mide la elongación de los parches.	Desde 0 para parches de un único pixel hasta valores infinitos para parches alargados.
ND	Mide el número de parches que componen el paisaje.	Desde 1 para una categoría con un único parche hasta valores infinitos.
PD	Número de parches cada 100 ha.	Desde 0 hasta valores infinitos.
CONTIG	Mide la contigüidad de los pixeles de cada parche.	Desde 0 para parches de un pixel hasta 1 para contigüidad máxima.
PARA	Mide la relación entre el perímetro y el área.	Desde 0 para formas simples hasta valores infinitos para formas complejas.
ED	Mide el borde por unidad de área (m/ha).	Desde 0 cuando no hay borde hasta valores infinitos.

Se observó que en las pampas dominaron las formas regulares de parches, mientras que en los valles occidentales y en los cañadones costeros las formas fueron más irregulares. En los valles occidentales los parches fueron más alargados al presentar el mayor índice de giro que en las otras unidades de paisaje. En los cañadones costeros los parches presentaron formas más complejas y más próximas entre sí. El número y la densidad de parches fueron mayores que en los valles occidentales y las pampas. La matriz resultó más fragmentada, al presentar mayor de densidad de borde (tablas 2 y 3). Todas las métricas presentaron menores valores y resultados significativos en los sitios con actividad hidrocarburífera que en los polígonos testigos (tabla 4 y 5).

Tabla 2. Métricas seleccionadas

	SHAPE	GYRATE	CONTIG
Pampa	1,06	222,44	0,23
VO	1,80	377,03	0,81
CC	1,95	110,13	0,87

Tabla 3. Continuación métricas seleccionadas.

	NP	DP	PARA	ED
Pampa	10898	435,62	136,72	64,71
VO	4706	188,17	4048,22	37,50
CC	17707	707,94	13600,06	109,44

Tabla 4. Métricas seleccionadas en polígonos testigos.

	SHAPE	GYRATE	CONTIG
Pampa	1,46	754,49	0,25
VO	1,98	643,89	0,24
CC	1,11	327,37	0,23

Tabla 5. Métricas seleccionadas en polígonos testigos.

	NP	DP	PARA	ED
Pampa	119	4,75	17462,94	8,90
VO	3,33	0,13	17576,12	7,88
CC	235	9,39	1811,14	2,83

Discusión y Conclusiones

Este trabajo ha permitido evaluar pérdida en la conectividad del paisaje, que se asocian con la presencia de las locaciones petroleras activas e inactivas de la región. El descubrimiento del petróleo fue en 1907 en la ciudad de Comodoro Rivadavia, corazón de la cuenca del Golfo San Jorge. La historia de la ciudad está fuertemente ligada a un tipo de configuración territorial íntimamente relacionada con la industria petrolera. Los primeros yacimientos hidrocarburíferos de la cuenca son los que se encuentran en los cañadones costeros, próximos a la ciudad de Comodoro Rivadavia, por lo que son las áreas más afectadas por la actividad hidrocarburífera desde hace más de 100 años.

Este trabajo, permite evaluar la pérdida de la conectividad del paisaje, que se correlaciona fuertemente con la presencia de las locaciones petroleras activas e inactivas de la región.

Agradecimientos

Este trabajo fue financiado parcialmente por la Comisión Nacional de Actividades Espaciales (CONAE), en marco del proyecto titulado “Patrones y procesos espacio temporales en unidades de paisaje de la Patagonia árida”. Los autores agradecen al GEBEF por su colaboración.

Referencias

- Buzzi, M., Bertolami, M.A, Rueter, B.L. 2013. Delimitación de unidades de paisaje en Patagonia central. *Revista de la Asociación Argentina de Ecología de Paisajes* 4(2), 211-218.
- Forman, R.T.T. 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology* 10, 133-142.
- Kupfer J.A. 2012. Landscape ecology and biogeography: Rethinking landscape metrics in a post-FRAGSTATS landscape. *Progress in Physical Geography* 36, 400–420.
- McGarigal, K., Cushman, S.A., Neel, M.C., Ene, E. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Open source University of Massachusetts, Amherst.
<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>.
- Quantum GIS Development Team, 2016. Quantum GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>.
- Riazanoff, S. 2002. SPOT satellite geometry handbook. S-NT-73-12-SI. Edition 1 Revision 0. GAEL Consultant. Toulouse, France.
- Soriano, A. 1959. Los distritos florísticos de la provincia Patagónica. *Revista de Investigación Agropecuaria* 10, 323-347.

**¿El avance posfuego de *Fabiana Imbricata* es real?
Cambios en la ocupación de los matorrales después de 40 años en el
Noroeste de la estepa patagónica**

Facundo J. Oddi¹, Luciana Ghermandi²

¹ Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural (Universidad Nacional de Río Negro), Mitre 630, 8400 Bariloche.

² Laboratorio Ecotono, INIBIOMA (CONICET-Universidad Nacional del Comahue), Quintral 1250, 8400 Bariloche.

RESUMEN

Los pastizales pueden ser invadidos por arbustos alterándose la oferta de servicios ambientales como la biodiversidad y la disponibilidad de forraje. En general, el fuego controla los arbustos aunque algunas especies son favorecidas por los incendios. En el noroeste de la Patagonia los matorrales monoespecíficos de *Fabiana imbricata* contribuyen a la formación de un paisaje en mosaico. Se trata de un arbusto longevo que no rebrota postfuego y regenera a partir del banco de semillas. El reclutamiento de esta especie es dependiente de los incendios y los matorrales son coetáneos. Nuestro objetivo fue determinar si en 40 años hubo un avance de los matorrales de *F. imbricata*. El área de estudio es la estancia San Ramón de 22000 ha (41° 04'S; 70° 51'O). En el área los incendios son recurrentes y el clima es semiárido de tipo mediterráneo. Se mapeó la distribución de la especie en 1968 y el 2011 a partir de la digitalización de fotos aéreas del 1968 y de imágenes satelitales de alta resolución, fotografías aéreas y datos de campo del 2011. Ambos mapas fueron cargados en un entorno SIG para comparar las métricas del paisaje. Los resultados muestran que los matorrales de *F. imbricata* se han expandido ocupando en 2011 un 20% más de superficie que en el 1968. Actualmente hay menos parches, de mayores tamaños y más cercanos entre sí, sugiriendo un proceso de cohesión. Los cambios evidencian un avance post incendios de los matorrales de *F. imbricata*. **Palabras claves:** Arbustización, incendios, pastizales.

ABSTRACT

Grasslands can be invaded by shrubs, modifying the supply of environmental services such as biodiversity and forage availability. In general, fire limits the shrubs although some species are favored by wildfires. In northwestern Patagonia the monospecific shrublands of *Fabiana imbricata* contribute to the formation of the landscape mosaic. It is a long-lived shrub that does not resprout after fire, and regenerates from the seed bank. The recruitment of this species is fire-dependent and the shrublands are coetaneous. Our objective was to determine if there was an advance of the *F. imbricata* during the last 40 years. The study area is a 22000 ha ranch, San Ramón (41° 04' S, 70° 51' W). The area has a semiarid Mediterranean type-climate and is burned frequently. The distribution of this species was mapped in 1968 and 2011 from the digitization of 1968 aerial photos, and high resolution satellite images, aerial photographs and field data from 2011. Both maps were loaded in a GIS environment to compare the landscape metrics. The results show that by 2011, *F. imbricata* has expanded occupying 20% more surface than in 1968. Currently there are fewer patches, larger and closer to each other, suggesting a cohesion process. The changes observed evidenced a post-fire advance of the *F. imbricata*. **Key words:** Shrub encroachment, wildfires, grasslands.

Introducción

La ecología del paisaje se interesa particularmente en los procesos espacio-temporales que modifican la estructura y las funciones de los paisajes. Los pastizales semiáridos pueden cambiar su fisonomía a partir del avance de arbustos en la matriz de pastos. Este proceso altera la oferta de servicios ambientales de importancia. Por ejemplo, el avance los arbustos afecta la biodiversidad y la disponibilidad de forraje, componente clave en el uso productivo de los pastizales manejados por el hombre. Sin embargo, aunque sea reconocido como un problema global, los conocimientos sobre la tasa, la dinámica y los patrones de la invasión de arbustos son aún escasos. En particular, las relaciones entre los incendios y estas invasiones son aún poco entendidas. Aunque es generalmente aceptado que el fuego controla el establecimiento de los arbustos, algunas especies arbustivas son favorecidas por los incendios. En la estepa del noroeste de la Patagonia los grandes matorrales monoespecíficos de *Fabiana imbricata* contribuyen a la formación de un paisaje en mosaico con parches de matorral en la matriz de pastizal. *Fabiana imbricata* es un arbusto longevo (> 150 años) que no rebrota

postfuego y regenera a partir de las semillas presentes en el banco. El reclutamiento de esta especie es fuertemente dependiente de los incendios, lo cual queda confirmado por la estructura etaria de los matorrales, que son coetáneos y coinciden con el tiempo transcurrido desde los incendios. El objetivo del trabajo fue determinar si los matorrales de *F. imbricata* se expandieron en un período de 40 años en un paisaje afectado por incendios durante este periodo.

Materiales y Métodos

El área de estudio es la estancia San Ramón (22000 ha), ubicada 30 km al este de Bariloche (Río Negro, Argentina) (latitud -41° 04 ', longitud -70° 51') (Figura 1.a). Se trata de una zona de pastizales precordilleranos utilizados para la cría extensiva de ganado vacuno y ovino, cuya matriz está dominada por *Pappostipa speciosa* y *Festuca pallescens*, y con presencia de matorrales monoespecíficos de *Fabiana imbricata* (Solanaceae). El clima es semiárido con precipitaciones anuales acumuladas medias de 580 mm concentradas en los meses de otoño-invierno (régimen de tipo mediterráneo) y temperatura anual media de 8°C.

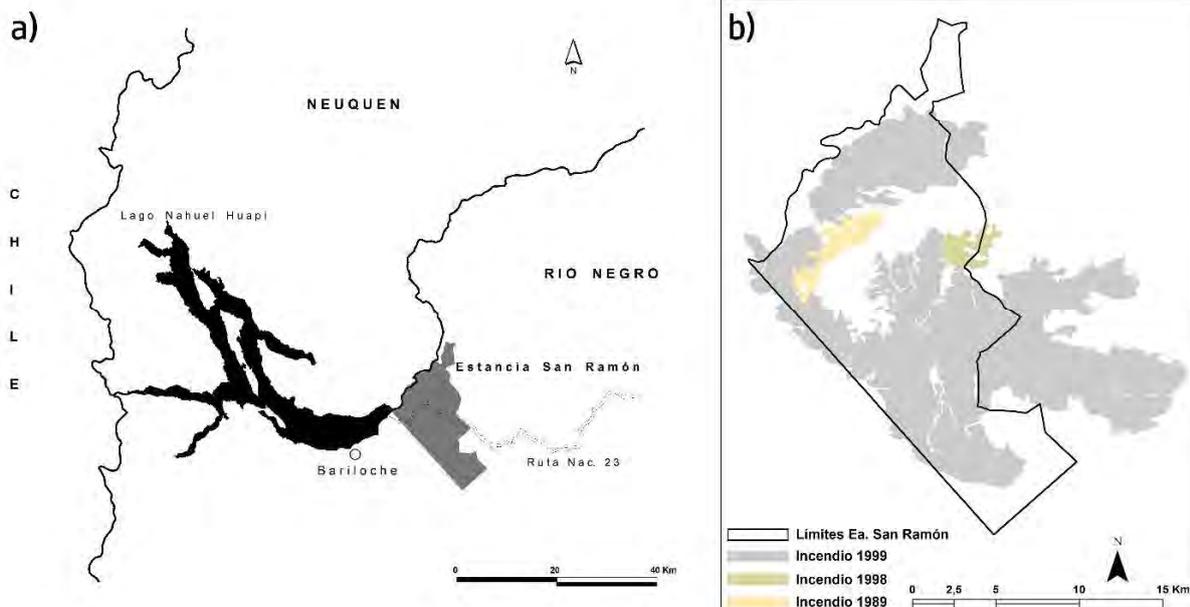


Figura 1. (a) Ubicación del área de estudio. (b) Incendios detectados mediante imágenes Landsat sobre la estancia San Ramón

Se generaron dos mapas de distribución de la especie que corresponden al área de estudio en 1968 y 2011. El mapa de 1968 fue elaborado a partir de fotografías aéreas (1:45000), mientras que el mapa de 2011 se produjo con imágenes de satélite de muy alta

imágenes satelitales y estudios dendroecológicos Oddi y Ghermandi (2015) determinaron que el área fue casi enteramente afectada por incendios durante el período de estudio (Fig. 1.b). La comparación de ambos mapas es una metodología adecuada para

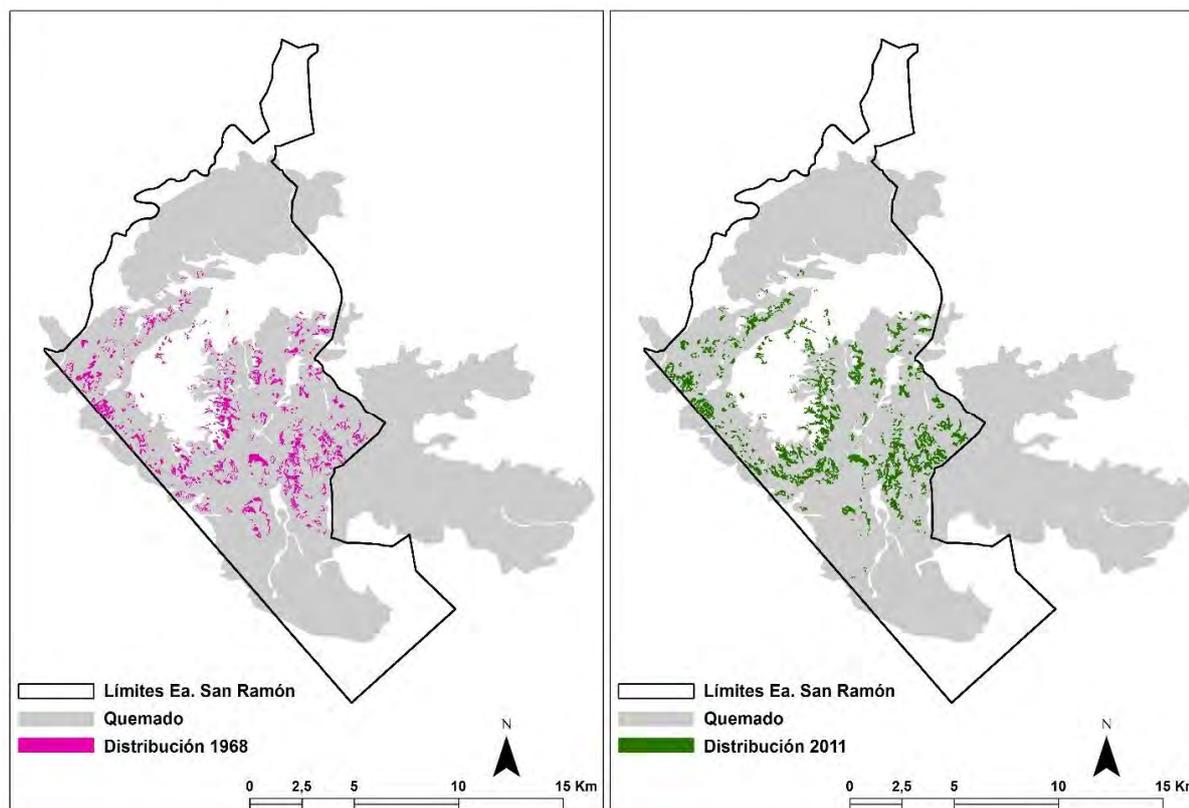


Figura 2. Mapas de distribución de *Fabiana imbricata* dentro de la estancia San Ramón en el año 1968 (izquierda) y 2011 (derecha).

Tabla 1.

Métrica	1968	2011
Área total de parches (ha)	701,1	839
Área de parche media (ha)	0,9	1,1
Número de parches	818	724
Distancia entre parches (m)	53,8	47,7

resolución, fotografías aéreas actuales y datos de campo GPS. Utilizando FRAGSTAT (McGarigal y Marks, 1995) obtuvimos métricas de paisaje a nivel de parche y de clase en ambos mapas. A partir de análisis de

conocer los cambios post-fuego en la configuración espacial de los matorrales a escala de paisaje e inferir el efecto del fuego en la distribución actual de *F. imbricata*.

Resultados

Los resultados muestran que durante el periodo estudiado los matorrales de *F. imbricata* se han expandido sobre el pastizal ocupando un 20% más de superficie que en 1968. Actualmente (2011) hay menos parches, de tamaño mayor y más cercanos entre sí, sugiriendo un proceso de cohesión de los matorrales (Tabla 1).

Discusión

El cambio observado en el patrón espacial de los matorrales es una evidencia a favor de la invasión del arbusto después de los incendios, en especial después del gran incendio ocurrido en el año 1999, lo cual coincide con las predicciones de los modelos de simulación realizados por Ghermandi *et al.* (2010). Este trabajo contribuye a mejorar la comprensión del papel de los incendios en la dinámica de los ecosistemas áridos que son recurrentemente afectados por este disturbio natural. Nuestros resultados se integraron con los estudios experimentales (Ghermandi *et al.*, 2013) que explican algunos de los mecanismos que generan los patrones encontrados a escala de paisaje.

Bibliografía

- Ghermandi, L., de Torres Curth, M.I., Franzese, J., Gonzalez, S., 2010. Non-linear ecological processes, fires, environmental heterogeneity and shrub invasion in Northwestern Patagonia. *Ecological Modelling* 221, 113-121.
- Ghermandi, L., Franzese, J., Gonzalez, S.L., de Torres Curth, M., Ruete, A., 2013. Disentangling *Fabiana imbricata* (Solanaceae) regeneration: The importance of disturbance and rainfall. *Journal of Arid Environments* 97, 9-13.
- McGarigal, K., Marks, B.J. 1995. FRAGSTATS. Spatial Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. USDA Forest Service *General Technical Report* PNW-GTR-351.
- Oddi, F., Ghermandi, L. 2015. Dendroecological potential of shrubs for reconstructing fire history at landscape scale in Mediterranean-type climate grasslands: the case of *Fabiana imbricata*. *Dendrochronologia* 33, 16-24.

Paisajes urbanos y perirurbanos

Paisaje y paisajismo metropolitano. Aproximaciones metodológicas para el estudio de las percepciones y el diseño de espacios libres públicos en tierras secas

Eugenia Videla¹, Gabriela C. Pastor², Marta Tonda¹, Liliana Román¹, Sonia Fioretti¹, Alejandrina Alaria¹, María Teresa Gutiérrez¹, Claudia Pacaccio³

¹Facultad de Ciencias Agrarias – UNCUYO Almirante Brown 500, 5505 Chacras de Coria, Luján de Cuyo, Mendoza

²Facultad de Ingeniería – UNCUYO – IADIZA- CONICET. Av. Ruiz Leal s/n, Parque Gral. San Martín, Mendoza (5500)

³Facultad de Artes y Diseño – UNCUYO, Centro Universitario, Ciudad de Mendoza, M5502JMA, Mendoza, Mail de contacto: mvidela@fca.uncu.edu.ar

RESUMEN

El trabajo aborda los criterios teóricos y empíricos para la construcción de los instrumentos útiles en la colecta de datos referidos a la percepción y valoración de las especies vegetales xerófilas con capacidad de ser utilizadas en el diseño paisajístico de tierras secas. Con ello se pretende medir la valoración de paisajes, la configuración del “paisaje típico mendocino”, el reconocimiento de elementos vegetales significativos, a la vez que evaluar los impactos sufridos por la flora nativa y explorar escenarios futuros para el desarrollo de la xerijardinería. Los resultados preliminares obtenidos en el testeo dan cuentas de la utilidad del diseño de las herramientas y argumentan la oportunidad para el desarrollo de un paisajismo responsable, capaz de aprovechar y potenciar los servicios ecosistémicos de la flora nativa y exótica apropiada.

Palabras claves: xeripaisajismo, paisajismo responsable, tierras secas

ABSTRACT

This work deals with theoretical and empirical criteria for the useful instruments construction for data collection concerning to the perception and assessment of drought tolerant vegetable species with capacity to be used in landscape design of drylands. The goal is to measure the landscape valuation, the configuration of the “traditional landscape of Mendoza”, the significant elements of the vegetation, the impacts or transformations suffered by the native flora, and to explore futures scenarios: obstacles and opportunities for the development of Xeriscaping. The preliminary results obtained in the test of the instrument argue the opportunity of responsible landscaping development, able to take advantage of and improve the ecosystem services of appropriate native and introduced xerophilous flora.

Keywords: xeriscaping, responsible landscaping, dry-lands

Introducción

El paisaje en tanto patrimonio proveedor de servicios ecosistémicos, constituye un bien común de apropiación desigual en la construcción del territorio. En la configuración del paisaje de tierras secas, uno de los elementos de la naturaleza que resulta altamente significativo es la vegetación nativa y aquella introducida adaptada al clima y al

suelo que interactúan equilibradamente con la fauna del lugar.

El área metropolitana de Mendoza, localizada en el oasis central de la provincia, presenta un sostenido crecimiento de tejidos residenciales en áreas de expansión urbana, allí donde las demandas de agua son crecientes para el desarrollo socio-productivo al tiempo que disminuye su oferta, derivada del cambio

ambiental global. Efectivamente entre 1991-2010 se registra un incremento en la superficie urbanizada de aproximadamente un 24% (Valpreda y Berón, 2012; Atlas ID 2015) situación congruente con el incremento de espacios verdes asociados a estos desarrollos (Mesa y Giusso, 2014). En ellos, ha primado como estrategia de diseño del verde urbano, los patrones paisajísticos que fueran incorporados promediando el siglo XIX (Bochaca, 2005) que se caracterizaron por la introducción de especies exóticas que propiciaron la difusión de cánones estéticos derivados del paisajismo inglés y francés, todo ello a base de la erradicación de la flora nativa y de altos requerimientos de agua e infraestructuras para conducir el riego (Cirvini, 1996; Ponte, 1987).

Las representaciones sociales construidas a partir del control de una naturaleza hostil signada por la aridez, apoyada y referenciada en dichos modelos paisajísticos, derivaron en la consolidación de unas imágenes construidas sobre un verde urbano indiferente a las severas restricciones ambientales que Mendoza ostenta (Raffa y Pastor, 2012). A pesar de que la bibliografía da cuentas de que el conocimiento de la flora nativa de valor ornamental ha tenido un fuerte impulso a partir de finales del siglo XX (Muño, *et al.*, 1993; Carrieri *et al.*, 1997; Césere *et al.*, 1997; Mascó *et al.*, 1998; Haene y Aparicio, 2001; Codina *et al.*, 2003; Dalmasso *et al.*, 2008; Eynard, 2010; Soto *et al.*, 2011) aún no ha logrado incidir en reproducción del modelo paisajístico decimonónico. De allí que se anticipe que existe un mejor conocimiento y mayor preferencia de las especies exóticas que de las nativas (Campos, 2013) sin que medie en ellos las consecuencias ambientales de la perduración de ese modelo paisajístico.

Con el fin de conocer la percepción y valoración de las especies vegetales xerófilas con capacidad de ser utilizadas en el diseño paisajístico de los espacios libres urbanos y aprovechar y potenciar los servicios ecosistémicos que dicha flora presta, este trabajo aborda el diseño de los instrumentos para la colecta de datos que permitan discernir las

oportunidades y las dificultades a vencer con la incorporación de un paisajismo responsable y más sustentable en los espacios verdes públicos de Mendoza.

Materiales y Métodos

La toma de datos para la presente investigación se llevó a cabo mediante una encuesta exploratoria realizada entre miembros de la comunidad universitaria que comparten un programa de investigación denominado “Revalorización de los servicios ecosistémicos de la flora nativa de Mendoza”. La muestra fue de 40 informantes clave, la mayoría provenientes de las ciencias biológicas (biólogos, agrónomos y médicos) más algunos arquitectos, paisajistas y diseñadores, repartidos entre estudiantes de grado y posgrado y docentes.

Para ello se elaboró un cuestionario general en el que se abordaron aspectos relativos a la percepción y valoración de paisajes de Mendoza, al conocimiento de especies vegetales apropiadas para el paisajismo en contextos de tierras secas, la evaluación de los impactos sufridos por la flora nativa y la definición de escenarios futuros para el desarrollo de la xerijardinería.

En una primera sección se consultó sobre aspectos generales para caracterizar el perfil socio-cultural del encuestado. En la segunda sección se indagó sobre los aspectos referidos a través de imágenes, de preguntas abiertas o cerradas, según corresponda.

La valoración de paisajes y la configuración del “paisaje típico mendocino” se testearon mediante la valoración por imágenes. Se emplearon fotografías de paisajes naturales, urbanos, rurubanos y productivos, de la provincia de Mendoza, que debían evaluar con un puntaje de de 1 a 10 (siendo 10 el puntaje máximo).



Fig. 1. Lámina presentada para la valoración de paisajes y la elección del 'paisaje típico mendocino': 1) Ruta Nacional N° 40, 2) dique Potrerillos, 3) arroyo Picheuta, 4) La Crucecita, 5) Paseo La Alameda, 6) Altos Limpios, 7) viñedo de Vistalba, 8) Parque General San Martín y 9) coironal

La preferencia por espacios verdes exigentes o no en recursos hídricos (valorados de 1 a 5) y la determinación del conocimiento de la flora nativa también estuvo mediada a través de imágenes. En este caso se eligieron espacios ajardinados de distintas escalas y estilos, con especies nativas e introducidas apropiadas o no para el árido. Los encuestados además de otorgar un valor, debían marcar, sobre la imagen, o nombrar las especies de nuestra flora que detectaran.

La indagación sobre el empleo de especies xerófilas en los espacios libres urbanos fue a través de preguntas cerradas. Mientras que fueron abiertas las que consultaban sobre impactos de la flora nativa y el futuro de la xerijardinería, para enriquecer con los aportes disciplinares esta encuesta exploratoria.

Resultados y discusión

Respecto a la valoración de paisajes y la calificación según preferencias, el puntaje promedio más alto fue asignado a la imagen del arroyo de montaña (9,05), muy cerca el paisaje productivo enmarcado por el cordón del Plata (8,91) y en tercer lugar la vista del dique Potrerillos también enmarcada por el cordón de Plata totalmente nevado, en una

vista más cercana (8,88). Las imágenes más desfavorecidas fueron el lago del parque (6,88) y la foto de la Alameda, ambas fotos de la ciudad de Mendoza (tabla 1).

El 92 % de los encuestados eligió la imagen del viñedo tradicional del Oasis Norte de Mendoza, como el típico paisaje de Mendoza. Muy lejos quedaron la ruta arbolada (aprox. 72 %) o el arroyo de montaña (64 %). Los resultados se muestran en la siguiente tabla.

Tabla 1. Valores promedios asignados a los paisajes (escala de 1 a 10) y elección del "paisaje típico mendocino", expresado en porcentaje.

Tipo de paisaje	valor promedio	"paisaje típico mendocino"
1. ruta N° 40 arbolada	7,66	71,79
2. dique Potrerillos	8,88	48,71
3. arroyo cordillerano	9,05	64,1
4. puesto La Crucecita	8,63	48,71
5. paseo La Alameda	7,38	53,84
6. Altos Limpios, Lavalle	7,77	7,69
7. viñedo en Vistalba	8,91	92,31
8. lago del parque	6,88	30,77
9. coironal malargüino	7,61	35,9

En la encuesta se presentaron espacios ajardinados de similar estética unos muy poco exigentes en agua, junto con otros dominados por el césped, altamente consumidor de este elemento. En la tabla 2 se muestran las imágenes empleadas, ordenadas de mayor a menor exigencia hídrica (datos estimativos, según tipo de vegetal, distancia de plantación, número de especies), y su correspondiente valoración. La valoración de las imágenes no fue influenciada por el aspecto ahorro de agua, se han tenido en cuenta otros aspectos perceptuales que escapan al interés de esta presentación.

Los elementos vegetales significativos se reconocen en un 95%, no identificando si se trata de especies nativas o introducidas, pero siempre considera las adaptadas a las tierras secas. Un alto porcentaje conoce las plantas por su nombre vulgar (73 %).

El 97 % de los encuestados menciona que conoce espacios públicos ubicados en el Área Metropolitana de Mendoza trabajados con criterios de xerijardinería y un 87 % los considera de su agrado y lo aplicaría a su jardín.

Tabla 2. Valores promedios asignados a los diferentes ajardinamientos (escala de 1 a 5)

mayor (superiores) a menor (inferiores) exigencia hídrica		3,71
		3,43
		3,89
		3,95
		4,08
		3,89
		3,33
		2,82

Las ventajas del empleo de plantas nativas en el paisajismo de zonas áridas se agruparon en unos pocos puntos: el 56 % menciona la resistencia a sequía, el 48 % el bajo mantenimiento, el 33 % la adaptación al lugar y el 31 % el alto valor estético.

Las debilidades y amenazas de su empleo se distribuyeron de modo más disperso. El 12 % apuesta a la sensación de calor o sequía que generan, igual porcentaje quienes consideran que tienen escaso valor estético o les molesta la agresividad de sus espinas y el 10 % por el riesgo de desertificación y desmonte. Otros ítems tuvieron menores porcentajes: información deficiente de manejo en cultivo, formas de multiplicación o de su uso paisajístico (aunque sumados se obtuvo un 25 %), o la falta de oferta en el mercado y el costo elevado de los ejemplares (en conjunto 17 %).

Conclusiones

Los resultados preliminares obtenidos en el testeo del instrumento dan cuentas de la utilidad de las categorías que organizaron la encuesta y de los matices necesarios a incorporar en la encuesta definitiva. Así mismo, argumentan la oportunidad para el desarrollo de un paisajismo responsable, capaz de aprovechar y potenciar los servicios ecosistémicos de la flora nativa y exótica apropiada.

También, permitieron identificar los ajustes necesarios de incorporar para arribar al diseño definitivo de una encuesta que permitirá conocer la las percepciones y valoraciones de la flora nativa y adaptada por parte de la comunidad universitaria.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado en el marco de un proyecto de investigación en curso denominado “Nativas en el paisajismo de zonas semiáridas”, en el marco del Programa 06/P31 “Revalorización de los servicios ecosistémicos de la flora nativa de Mendoza”. Res. 571/15-CD

Referencias

- Atlas de Indicadores de Desarrollo Territorial (Atlas ID). 2015. Disponible en <http://atlasid-planificacion.gob.ar/>
- Bohaca, F. 2005. El verde en la estructura urbana de Mendoza. ARQ (Santiago), 60, 68-71.

- Césere, S.M., Meeham, A. R., Boetto, M. N. 1997. Plantas nativas. Su uso en espacios verdes urbanos. Ediciones Educor, Córdoba.
- Campos, C. M., Nates, J., Lindemann-Matthies, P. 2013. Percepción y conocimiento de la biodiversidad por estudiantes urbanos y rurales de las tierras áridas del centro-oeste de Argentina. *Ecología austral* 23(3), 174-183.
- Carrieri, S., Codina, R.; Manzano, E. 1997. Arbolado de rutas y autopistas en zonas áridas. Propuesta para la provincia de Mendoza. Serie Espacios Verdes N° 1, Facultad de Ciencias Agrarias.
- Cirvini, S. 1996. El Parque del Oeste, de paseo aristocrático a parque popular. En: Nallim, C. O, et al. Centenario del Parque Gral. San Martín, 1896-1996. Tomo I, 53 – 70.
- Codina, R., Carrieri, S. Manzano, E., Fioretti, S. 2003. Paisajismo sustentable en zonas áridas. Especies útiles para parquizaciones xéricas. *Rev. Fac. Cienc. Agrar.* XXXV (2), 33-44.
- Dalmaso, A., Candia, R., Ganci, C. 2008. Xerijardinería con especies nativas. *Boletín de Extensión Científica* 6, IADIZA.
- Eynard, C. 2010. La flora nativa en el diseño de paisajes urbanos. De la ecología a la arquitectura del paisaje. Tesis de Maestría en Arquitectura Paisajista. UCC.
- Haene, E., Aparicio, G.. 2001. 100 Árboles argentinos. Editorial Albatros, SACI. Buenos Aires.
- Mascó, M., Oliva, G., Kofalt, R., Humano, G. 1998. Flores nativas de la Patagonia austral. Una selección de especies silvestres con potencial ornamental de Santa Cruz y Tierra del Fuego. En L. Montes (ed). EEA INTA, Río Gallegos.
- Mesa, A., Giusso, C. 2014. Modelos de urbanización en tierras de alta vulnerabilidad ambiental: Análisis de la ocupación de la periferia del Área Metropolitana de Mendoza. *Cuaderno urbano*, 16 (16), 5-26. Recuperado en 27 de febrero de 2017, de http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1853-36552014000100001&lng=es&tlng=es.
- Muñoz, J., Ross, P., Cracco, P. 1993. Flora indígena del Uruguay, árboles y arbustos ornamentales. Editorial Hemisferio Sur. Buenos Aires.
- Ponte, J. R. 1987. Mendoza, aquella ciudad de barro: historia de una ciudad andina desde el siglo XVI hasta nuestros días. Municipalidad de la Ciudad de Mendoza.
- Raffa, C., Pastor, G. 2012. Pasos. *Revista de Turismo y Patrimonio Cultural*. 10 (5) 467-476.
- Soto, M.S, Greppi, J. A., Facciuto, G. 2011. Exploration and collection of ornamental germplasm native to Argentina. *Floriculture and Ornamental Biotechnology* 5 (1), 10-22 Global Science Books.
- Valpreda, E.C. y N.M. Berón. 2012. Expansión urbana y uso del recurso agua en el Gran Mendoza, Argentina: revisión de legislación. *Revista Proyección* 13; Vol VI. Instituto CIFOT, Universidad Nacional de Cuyo. Disponible en <http://proyeccion.cifot.com.ar/> [último acceso 15 02 2017]

Paisajes fluviales metropolitanos. Estudio de caso: el litoral del río Salí en el nordeste del Sistema Metropolitano de Tucumán

María Paula Llomparte Frenzel¹

¹ Observatorio de Fenómenos Urbanos y Territoriales, Instituto de Planeamiento y Desarrollo Urbano, Facultad de Arquitectura y Urbanismo, Universidad Nacional de Tucumán. Av. Néstor Kirchner 1900, cp. 4000, Tucumán, Argentina.

Mail de contacto: pllomparte@gmail.com

RESUMEN

El presente trabajo tiene como objetivo analizar los modos de producción actuales de los paisajes del litoral fluvial en la interfase urbano–rural del Sistema Metropolitano de Tucumán. Los resultados alcanzados permiten caracterizar una multiplicidad de paisajes productos por un lado de las resignificaciones en términos ambientales revelando paisajes simbólicos para el colectivo social. Por otro lado se manifiesta la aparición de nuevos modos de producción vinculados principalmente a los impactos del neoliberalismo a escala local, revelando algunas de las facetas que caracterizan a estos paisajes como invisibles. En conclusión hemos tratado de dar cuenta de la multiplicidad de paisajes que se conforman sin que por ello se agoten los caminos hacia la identificación de un número mayor de paisajes. A su vez buscamos aportar elementos comprensivos que propicien la discusión de los paisajes del litoral fluvial como matriz infraestructural metropolitana hacia la identificación de elementos que aporten a un desarrollo más sustentable y equitativo.

Palabras claves: Paisajes, transformaciones territoriales, sistemas fluviales metropolitanos

ABSTRACT

The present work has as objective to analyze the present modes of production of the landscapes of the fluvial coast in the urban-rural interface of the Metropolitan System of Tucumán. The results achieved allow to characterize a multiplicity of landscapes products on one side of the resignifications in environmental terms revealing symbolic landscapes for the social collective. On the other hand, the emergence of new modes of production related mainly to the impacts of neoliberalism on a local scale, revealing some of the facets that characterize these landscapes as invisible. In conclusion we have tried to give an account of the multiplicity of landscapes that conform without, however, exhausting the paths towards the identification of a greater number of landscapes. In turn, we seek to provide comprehensive elements that promote the discussion of the landscapes of the river coast as the metropolitan infrastructural matrix towards the identification of elements that contribute to a more sustainable and equitable development.

Keywords: Landscapes, territorial transformations, metropolitan river systems

Introducción

Esta investigación aborda el problema de la producción del paisaje en sistemas fluviales en articulación con interfases urbano-rurales. Para ello, analiza las transformaciones

territoriales recientes de la porción nordeste del litoral fluvial del río Salí, en el Sistema Metropolitano de Tucumán (SiMeT) desde una perspectiva que sostiene que el paisaje es

a la vez construcción social e infraestructura territorial.

Nos posicionamos desde las nuevas significaciones que adquiere el concepto de paisaje a finales del siglo XX, producto de un “giro cultural” propiciado por el posmodernismo como expresión que afecta a las ciencias sociales en general. Es así que el paisaje se aleja de una mirada esteticista característica de la modernidad, para volverse una noción que se atiene a ciertas condiciones de conflicto: problemáticas sociales; pluralidad de discursos; nuevas valoraciones de la relación sociedad/naturaleza y del ambiente construido. Estas nuevas conceptualizaciones son simultáneas a las aceleradas transformaciones territoriales derivadas del impacto de la globalización y las políticas neoliberales en la totalidad del espacio.

La relevancia del estudio del litoral fluvial del río Salí, al nordeste del SiMeT, corresponde a factores culturales y funcionales que inciden en múltiples escalas territoriales. Por un lado el proceso de construcción social de los paisajes fluviales en la interfase urbano-rural está íntimamente relacionado con la historia productiva y urbana de Tucumán. El progreso de la industria azucarera y el aumento de población requirieron importantes obras hidráulicas, realizadas principalmente durante el siglo XX, para la distribución del agua utilizada en el consumo humano, riego, en el caso específico del dique El Cadillal, para la generación de electricidad. Estas infraestructuras (dique El Cadillal, La Aguadita y Canal Matriz, red de riego del departamento de Cruz Alta) se localizan en la unidad de análisis, y cobran importancia por su funcionalidad y, a su vez, por ser huellas de la particular trayectoria cultural que caracteriza a nuestro territorio. Pero más aún, el curso del Salí no sólo es importante para el desarrollo de actividades económicas y vitales de la población, sino también por su condición histórica como factor decisivo del traslado de la ciudad capital de Tucumán desde Ibatín a la Toma en 1685. Consecuentemente, se constituye como elemento fundante de los sucesi-

vos modos de articulación y territorialización que caracterizan el SiMeT.

Asimismo hacia el nordeste, el río y su litoral, a medida que se aleja de lo urbano y comienza a ganar presencia lo rural, posee favorables condiciones ambientales. Los diques de La Aguadita y El Cadillal, ubicados en la interfase, son considerados humedales (Cicerone *et al.*, 2007), ambientes que brindan numerosos servicios eco-sistémicos y que alojan una gran biodiversidad.

Sostenemos que el sistema fluvial en la interfase urbano-rural se caracteriza por una multiplicidad de paisajes. Esta multiplicidad está mediada por la yuxtaposición de paisajes pasados manifiestos de un proceso de construcción social y por las significaciones que adquieren actualmente por parte de diversos actores sociales. Estos paisajes son modificados en la actualidad por intensas transformaciones territoriales de la urbanización difusa con grandes déficits de infraestructuras básicas. A estos tejidos residenciales se yuxtaponen actividades extractivas y usos agrícolas. Esta dimensión objetual se articula en el paisaje con una dimensión subjetiva producto del dialogo entre su base material y sus múltiples representaciones sociales.

Cabe señalar que esta dialéctica entre “objeto físico y objeto representado” (Silvestri, 2003), visibilizan algunos paisajes a la vez que olvidan otros, cuestiones que devela esta investigación.

Materiales y Métodos

Abordamos esta investigación mediante un estudio de caso que comprende el tramo del río Salí y su litoral, entre Canal Norte y el dique El Cadillal, en la interfase urbano-rural en el noreste del sistema metropolitano, en la provincia de Tucumán. Desde el punto de vista operativo se utilizaron técnicas cualitativas y cuantitativas. Las cualitativas corresponden al análisis de documentos de diversas fuentes de investigación, y otras propias del trabajo de campo, como la observación participante y entrevistas semi-estructuradas.

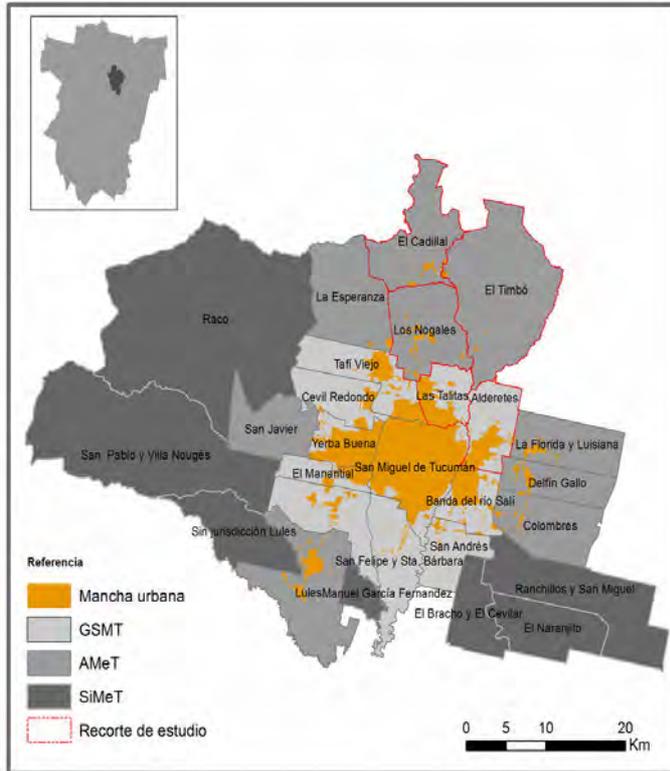


Fig.1: SiMeT, jurisdicciones integrantes y recorte geográfico de estudio. Fuente: elaboración Llomparte Frenzel, 2016 para OFUT, en base a datos de MINPLAN- Banco de desarrollo de América Latina (CAF), Infraestructura de datos espaciales Tucumán (IDET), Censo 2010

Resultados y discusión

La multiplicidad de paisajes del litoral fluvial, pueden comprenderse en relación a tres procesos simultáneos de producción. El primero corresponde a una re significación del sistema fluvial vinculada a la visibilidad de las problemáticas ambientales en el río. La enunciación en la actualidad de los “problemas ambientales” y la constante denuncia de los daños que producen ciertas actividades deja entrever el río como ámbito de disputa, pero además como recurso común en vías de “socialización” (Bertrand, 2008). Las principales problemáticas están vinculadas a la numerosa presencia de canteras y ladrilleras. Un rasgo característico de estas industrias es que están fuertemente arraigadas a la extracción de suelo y agua. Es así que sus formas se manifiestan como “espacios definidos por su carácter de vacío, hechas en base a la ausencia” (Montaner, 2008, p. 238). Una vez

agotado el recurso, suelo para el caso de las ladrilleras y los áridos en las canteras, se conforman como paisajes residuales. Este proceso de abandono va acompañado a su vez de la generación de nuevos paisajes extractivos, con idénticas lógicas de reproducción como lo exponen las entrevistas.

Por otro lado surgen de las percepciones y valorizaciones por parte de los sujetos sociales que habitan estos paisajes ciertos modos de “identificación afectiva” (Durán, 2008). Estas representaciones identitarias se dan en referencia al río especialmente aguas arribas del dique La Aguadita, y en correspondencia con algunas huellas territoriales resultantes de su espesor histórico. También se señalan otras huellas como el puente en Las Salinas, El Cadillal y el Pinar de Roca principalmente dando cuenta de la vigencia de estas marcas como formas

materiales simbólicas del litoral fluvial.

El segundo proceso deviene de modos de producción propios del neoliberalismo y la globalización, cuyas lógicas responden a al mercado inmobiliario y al agronegocio. Estos paisajes se caracterizan en tanto por sintetizar las dinámicas locales con los movimientos globales. Lo local representado por las cualidades del territorio expresadas en términos de “amenidades rurales y naturales” donde la proximidad al río es determinante, como así también la accesibilidad y proximidad del centro urbano. Las lógicas de apropiación de lo local están tensionados por dinámicas globales referidas a la urbanización difusa, fragmentación social y espacial, y a un debilitamiento del rol del estado (manifiesto en el caso de estudio en determinadas concesiones y su debilidad para dar respuestas a nuevas demandas). Los paisajes resultantes de estas acciones corresponden a las imágenes desdibujadas que incorporan distintas tipologías residenciales correspondientes a urbanizaciones cerradas, viviendas de promoción pública de vivienda y la soluciones habitacionales por parte del Estado, así como urbanizaciones informales.

El último proceso se caracteriza por una profunda fragmentación espacial y segregación social. Estas situaciones caracterizan a los paisajes invisibles, vinculados a percepciones sociales relacionadas al miedo, la inseguridad, la discriminación y el olvido. También se remiten a prácticas nómades como es el caso de las ladrilleras, vinculadas a su difuminación en el territorio reproduciendo procesos de precarización e informalidad. Muchos de estos paisajes no son nuevos, ya que responden a transformaciones territoriales que operan desde el inicio del proceso de metropolización. Sin embargo sus dinámicas son parcialmente visibles y escasamente atendidas.

Conclusiones

Consideramos que los paisajes identificados - residuales, extractivos, especulativos, invisibles, fragmentados- se hallan atomizados por las intensas transformaciones territoriales y modos de producción que los caracterizan durante este siglo XXI. Consecuentemente las categorías que tradicionalmente lo tipifican (urbano, rural y natural) no dan cuenta de la totalidad de componentes que subyacen en su materialización y en las diversas formas de habitarlos. En concordancia con lo que expone Breton Renard y Trujillo Martínez (2009) explicar el paisaje del litoral no es una cosa simple. Primero por la complejidad del espacio litoral, que tiene una característica clara de interfase entre tierra y agua, segundo por la variabilidad de sus formas en el espacio y el tiempo y, en tercer lugar por la imbricación de las diferentes escalas de análisis.

Posicionados desde la multiplicidad de paisajes consideramos estos como matriz infraestructural de la metrópolis de Tucumán, en tanto esta se constituye en la base material y cultural que entrelaza la historia sobre el proceso de ocupación, con las valoraciones afectivas y transformaciones territoriales contemporáneas. Estas capas infraestructurales consideramos que deberían ser objeto de “socialización” (Bertrand, 2008; Nogue,

2008) por parte del colectivo metropolitano como paisajes y espacios que requieren una gestión particular. La cita de Bertrand (op. cit., p. 18) es alusiva al respecto, “la conversión en paisaje de un territorio no es inmediata y, tampoco, al contrario, la de un territorio en paisaje. A priori, el proyecto de paisaje es el instrumento para ello”.

Referencias

- Aquino A., Collantes M. Y Mon, R 2006. Desafíos ambientales del Gran San Miguel de Tucumán. Tucumán: Edición Magna
- Berque, A. 2012. Paisagem-marca, paisagem-matriz: elementos da problemática para uma geografia cultural. En Geografia cultural una antología, 239-243.
- Bertrand, G. 2008. Un paisaje más profundo. De la Epistemología al método. Cuadernos Geográficos. Universidad de Granada (43), 17-27.
- Breton Renard, F., Trujillo Martínez, A.J. 2009. Paisajes litorales. En: Busquets, J., Cortina, A. (coord) Gestión del paisaje: Manual de protección, gestión y ordenación del paisaje. Barcelona: Editorial Ariel aplicaciones, 111- 127.
- Cicerone et al, 2007. Humedales de la provincia de Tucumán. (pp.201- 210)
- Casares, M. y Czytajlo, N. 2012 La ciudad fragmentada y la producción del suelo residencial. Estudios de casos del aglomerado metropolitano Tucumán. Mundo urbano.
- Cruz Pérez, L., Español Echániz, I. 2009. El paisaje. De la percepción a la gestión. Madrid: Ediciones Liteam.
- Duran, M. 2008. La ciudad compartida. Conocimiento, afecto y uso. Santiago de Chile: Ediciones SUR
- Haesbaert, R. 2011, Cap. 2 Definir territorio para entender la desterritorialización. (pp. 31-83.). México: Siglo veintiuno.
- Montaner, J. 2008. [Reciclaje de paisajes](#): condición posmoderna y sistemas morfológicos. En: Nogué, J. (ed) El paisaje en la cultura contemporánea, Biblioteca Nueva, Madrid, 233-248.
- Silvestri, G. 2003. El color del río. Historia cultural del paisaje del Riachuelo. Buenos Aires: Editorial de la Universidad Nacional de Quilmes.

Paisaje como recurso integrador para el estudio y la planificación del territorio urbano

Novello Alejandra; Mas Alberto.; Ferreyra Masrcelo.; Asís Mónica; Di Marco Alba; Ibarra Amparo; Swartz Yanelle.; Baez Iván.

Facultad de Arquitectura urbanismo y Diseño. Universidad Nacional de Córdoba. Rep. Arg
Vélez Sarsfield 264 -5000.

Mail de contacto: m.a.novello@hotmail.com

RESUMEN

El paisaje, integra sistemas de signos socio-culturales, ecológico-naturales, económico-productivos y administrativos-gestionales, manifiestos en el hecho urbano.

Córdoba, ciudad mediterránea de Argentina, permite el estudio y valoración de paisajes urbanos con alto grado de artificialización (barrios Güemes, Observatorio y Paso de los Andes). El análisis de abordajes metodológicos posibilitó establecer variables e indicadores cuantitativos de calidad ambiental y paisajística de los sitios testigo. Estos se analizaron según su carácter ecológico-natural y socio-cultural, luego se ponderó grado de artificialización en forma comparativa a índices universalmente validados. Explorar el paisaje como recurso integrador, posibilitó construir una matriz ecológica urbana que manifiesta la relación ecológica de usos distribuidos en el suelo urbano respecto los componentes naturales.

Las conclusiones plantean la realidad de los casos testigo evidenciando tendencias en relación a sus características de habitabilidad y posibilidad de plantear mecanismos remediadores, validando la incorporación del paisaje como recurso integrador en la planificación del territorio urbano.

Palabras claves: Paisaje, recurso integrador, planificación

ABSTRACT

The landscape, integrates systems of socio-cultural, ecological-natural, economic-productive and administrative-managerial signs, manifest in the urban fact.

Córdoba, a Mediterranean city of Argentina, allows the study and valuation of urban landscapes with a high degree of artificialization (Güemes neighborhoods, Observatory and Paso de los Andes). The analysis of methodological approaches made it possible to establish variables and quantitative indicators of environmental and landscape quality of the control sites. These were analyzed according to their ecological-natural and socio-cultural character, then we compared the degree of artificialization in a comparative way to universally validated indexes. Exploring the landscape as an integrating resource, made it possible to construct an urban ecological matrix that shows the ecological relation of uses distributed in the urban soil with respect to the natural components.

The conclusions show the reality of the witness cases evidencing tendencies in relation to their habitability characteristics and the possibility of proposing remedial mechanisms, validating the incorporation of the landscape as an integrating resource in the planning of the urban territory.

Keywords: Landscape, integrative resource, planning

Introducción

Este artículo presenta resultados de la investigación acreditada y subsidiada por Secyt “Paisaje como recurso integrador para el estudio y la planificación del territorio urbano” (Novello *et al.*, 2015). Se plantea como objetivo general el desarrollo de una metodología cualitativa y cuantitativa que posibilite abordar integral y sistémicamente la complejidad del paisaje urbano. Dicha metodología, posibilitará obtener recursos de carácter integrador y sistémico para la ponderación del paisaje, aplicables a procesos de gestión y planificación del territorio urbano. Como objetivos particulares se presentan: construir una base metodológica integrada para sondear el paisaje urbano; verificarla en sitios testigos de la ciudad de Córdoba; y ponderar su aplicabilidad en la gestión y planificación urbana. Bettini (1998) presenta a la ciudad actual como un sistema disipador que al interrumpir sus relaciones con el sistema natural, ha perdido diversidad y complejidad, y por lo tanto resulta incapaz de adaptarse a los cambios ambientales. La comprensión de la relación ecológica que la distribución de usos en el suelo urbano tiene con los componentes naturales constituye la base para evaluar el estado de situación y poder proyectar su mejoramiento. La metodología, apunta a construir una matriz ecológica de la ciudad que ponga en evidencia la dinámica de estos componentes, habilitando la determinación de índices de paisaje para la planificación y gestión urbana. Estos recursos, posibilitarán investigar el sistema de espacios libres, conocer valores ambientales y sociales, y facilitar la construcción de un plan fisiológico de fomento de la biodiversidad.

Córdoba: fundada en 1573, con imagen colonial hasta mediados de s. XIX, sufrirá transformaciones de su estructura física por procesos de modernización (Foglia *et al.*, 1990). Dicha estructura evidencia una gestión de desarrollo carente de políticas de reserva de suelo destinado al EAUP (espacio abierto urbano público), de manera

equilibrada en cuanto a ubicación, dimensiones, características geomorfológicas, demografía sectorial, etc. Esta ausencia de políticas, ocasionó deterioros en los recursos ambientales y naturales de la ciudad. El presente trabajo se orienta a ponderar índices que se inferirán de la matriz ecológica urbana. Para detectar su magnitud y ubicar puntos críticos, es necesario trabajar indicadores que conduzcan a cuantificaciones, aplicadas en áreas con situación de compromiso ambiental y paisajístico por el manejo discrecional del uso del suelo, densidad poblacional, insuficiencia e inexistencia de espacios públicos, por la escasez de masa foliar, etc.

Materiales y métodos

A partir de las aperturas disciplinares investigadas y abordaje de diversos estudios metodológicos (McHarg, Hough, Lynch), se configuraron campos de estudio, variables e indicadores que permitieron formular el siguiente modelo de matriz, a fin de operativizar el trabajo de campo (fig.1):

Las planillas de observación, registro y ponderación, se modelizaron con la asistencia instrumental de recursos informáticos. Como fuentes de información se utilizaron: Sistema de Información Territorial (S.I.T.) logrado mediante acuerdo con el Municipio de la Ciudad de Córdoba, Wikimapia, Google Maps, Google Earth, que permitieron acceder a la cuantificación de los EAUP y la clasificación de calles, avenidas, plazas, plazoletas, etc. Dividido cada barrio en sectores por sus atributos, se trabajó con planillas: superficies por sector, características de cada manzana, vegetales por manzana, superficie por corredor, vegetales por corredor, superficies de plazas, plazoletas, vegetales por plaza, plazoleta, análisis de usos y flujos por EAUP.

MATRIZ ECOLÓGICA URBANA	CAMPOS DE ESTUDIO		Suelo	INDICADORES
	ECOLÓGICO - NATURAL			
	SOCIO - CULTURAL		Vegetación	INDICADORES
	VARIABLES			
Ocupación del suelo		INDICADORES	INDICADORES	
VARIABLES				
				<ul style="list-style-type: none"> ○ Permeable ○ Impermeable ○ Permeable con cobertura ○ Permeable sin cobertura
				<ul style="list-style-type: none"> ○ Árboles existentes, faltantes ○ Árboles exóticos, nativos ○ Árboles perennifolios, caducifolios ○ Estado bueno, regular, malo ○ Área foliar por manzana, corredores ○ plaza y plazoletas por polígono ○ Área foliar por polígono
				<ul style="list-style-type: none"> ○ Lleno, vacío. ○ Corredor, E.A.U.P. ○ Densidad parcelaria, fundiaria poblacional ○ Trazado ○ Usos y flujos en corredores y E.A.U.P.

Fig. 1. Matriz ecológica urbana

Resultados y discusión

Frente al desafío de ponderar el paisaje urbano se obtuvieron como resultado mapas particularizados por barrio que evidencian la dimensión espacial de los indicadores en referencia a la matriz ecológica urbana (fig. 2).

Los usos del suelo y el porcentaje de ocupación mapeados evidencian un suelo predominantemente residencial de baja densidad y con un porcentaje de llenos en relación a vacíos (entre 60 y 70 %). Si bien estos valores se encuentran entre los permitidos por ordenanza municipal 8256/86 ponen en discusión las discontinuidades que se generan entre el artefacto urbano y el sistema natural, resultado del modelo de planificación

vigente. Respecto a la relación espacio verde por habitante de acuerdo con el censo 2010 (INDEC 2010; 0,12 m²/hab en Güemes, 4,33 m²/hab en Paso de Los Andes y 3,42 m²/hab en Observatorio) están por debajo de las recomendaciones de la OMS (10 a 15 m²/hab), la Municipalidad de Córdoba (6,4 m²/hab) (Guía Estadística de la Ciudad de Córdoba, 2012). En cuanto a la cobertura del suelo (fig.3), los porcentajes de superficie impermeable en parcelas son altos en los barrios Güemes y Observatorio (81 % y 67 %), resultando inferiores en Paso de los Andes (32 %). Si a estos resultados se suman los valores obtenidos de superficies de calles con pavimento impermeable (32 % en Güemes, 14 % en Paso de los Andes y 25 % en Observatorio) el nivel de permeabilidad de suelo resulta preocupante en función de su escasa capacidad de amortiguar temperaturas, retener aguas de lluvia, desacelerar escorrentías, y controlar inundaciones. En relación a la forestación de calles, resulta un alto grado de árboles

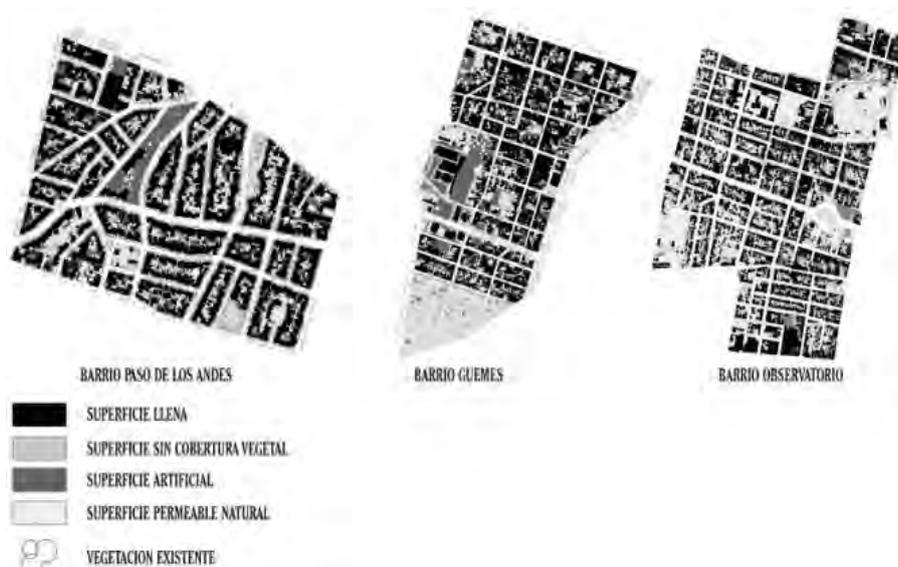


Fig.2. Mapeo de barrios testigos

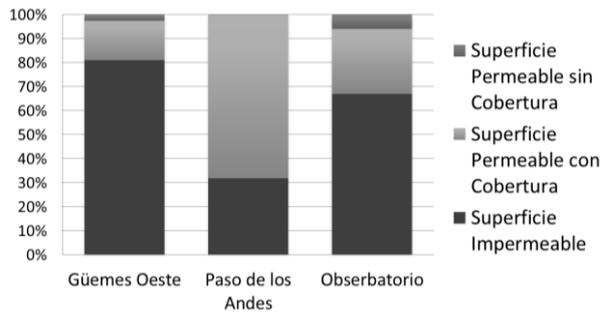


Fig.3. Gráfico de superficies

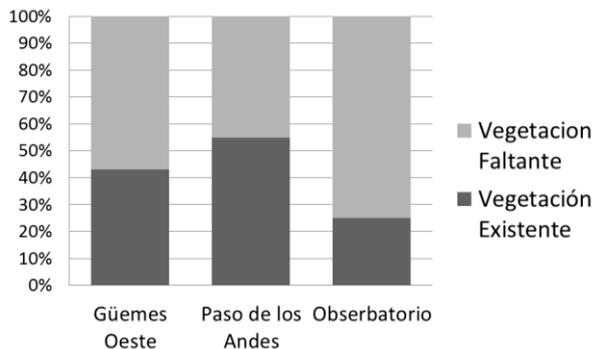


Fig. 4. Vegetación existente y faltante en calles

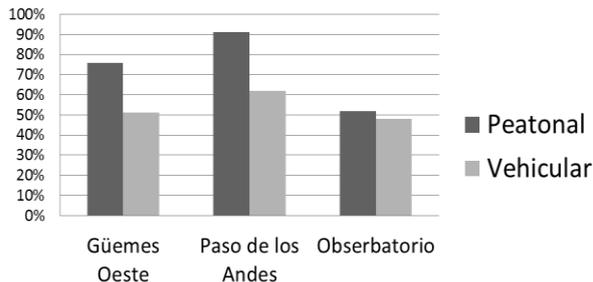


Fig.5. Usos y flujos, vehicular y peatonal

faltantes, entre un 45 % a un 75 % en relación a lo dispuesto por Ordenanza Municipal 7000/79 (fig.4). Si se cotejan los resultados obtenidos con los parámetros aceptables para un desarrollo urbano sustentable formulados por la Agencia Ecológica de Barcelona (2013) (al menos 30 % de verde urbano en corredores), el déficit resulta proporcional a la reducción de servicios ambientales del vegetal (producción de oxígeno, absorción de monóxido de carbono y partículas en suspensión, confort acústico, lumínico y térmico). Respecto a los usos del espacio abierto público y sus flujos, se evidencia que el uso peatonal en corredores predomina

sobre el vehicular (peatonal del 52 % al 91 %, vehicular del 48 % al 62 %) (fig.5). Estos valores resultan alentadores en función de la posibilidad de exclusión del automóvil en favor del desarrollo de prácticas sociales. Sin embargo la circulación peatonal adolece de trayectorias atractivas, seguras, y con vínculo directo entre puntos de atracción, resultando un bajo grado de habitabilidad. En plazas y plazuelas los resultados indican un grado de habitabilidad bajo y medio, reflejado en la escasa apropiación social y expresión comunitaria.

Conclusiones

La metodología desarrollada en el presente trabajo permite establecer la relación ecológica de usos distribuidos en el suelo urbano respecto los componentes naturales. Los resultados, puestos espacialmente de manifiesto en referencia a la matriz ecológica urbana revelan el alto grado de artificialización de los sectores estudiados (alto porcentaje de ocupación, predominio de superficies construidas por sobre el suelo permeable, insuficiencia de espacios verdes públicos, déficits de forestación urbana, bajo nivel de habitabilidad del EAUP). Dichos resultados evidencian la necesidad de implementar una modelización del crecimiento urbano que contemple la incorporación de planos permeables y absorbentes en el espacio abierto público, utilizando el vegetal en altura y en superficie, y la oportunidad tecnológica actual de trabajar con solados, cubiertas y fachadas vegetadas. El EAUP, como dominio público se constituye en el termómetro del grado de habitabilidad y de convivencia de la diversidad cultural urbana.

Agradecimientos

Se agradece al arquitecto Silvio Chaile por su colaboración y asistencia en programas de informática. A la Dirección de Catastro de la Municipalidad y de la Provincia de la Ciudad de Córdoba por facilitarnos datos y programas de dichas instituciones.

Referencias

Agencia Ecológica Urbana Barcelona. 2013.

Sistema de indicadores y condicionantes para ciudades grandes y medianas. Barcelona, España.

Bettini, V. 1998. Elementos de ecología urbana. Editorial Trotta. Madrid. España.

Guía Estadística de la Ciudad de Córdoba. 2012. Córdoba una ciudad en cifras 2005. Córdoba, Argentina.

INDEC - Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2010.
(<http://www.ign.gob.ar/NuestrasActividades/Geografia/DatosArgentina/Poblacion>)

Foglia, M. E., Goytía, N. 1990. Los procesos de modernización en la estructura urbana de Córdoba y su significado actual. Los procesos de modernización en Córdoba, FAUD, UNC, Córdoba.

Novello, A, Mas, A, Asis, M, Ferreyra, M, DI Marco, A, Ibarra A, Schwartz, Y y Baez, I. 2015. Paisaje como recurso integrador para el estudio y la planificación del territorio urbano. Trabajo de investigación Inédito.

Ordenaza 8256/86 referida a los usos del suelo en la Ciudad de Córdoba.

Ordenaza 7000/79 referida al arbolado urbano en la Ciudad de Córdoba.

ESDA (Exploratory Spatial Data Analysis) como suporte à gestão da qualidade de cobertura vegetal em áreas urbanas

*Ana Clara M. Moura¹, Bráulio M. Fonseca², Nicole A. da Rocha¹, Ítalo S. Sena²,
Pedro B. Casagrande²*

1 Escola de Arquitetura da UFMG, Lab. de Geoprocessamento, Rua Paraíba 697, Belo Horizonte-MG, Brazil.

2 Instituto de Geociências da UFMG, Av. Antônio Carlos 6627, Belo Horizonte-MG, Brazil.

Mails de contacto: anaclara@ufmg.br, brauliomagalhaes@gmail.com, nicarocha.jf@gmail.com, italo-sena@gmail.com, pedrobcasagrande@gmail.com

RESUMO

O trabalho utiliza mapeamento da cobertura vegetal urbana por ortoimagens de alta resolução espacial e espectral, associando o NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) à representação tridimensional obtida por captura LIDAR (Light Detection and Ranging), o que resulta em volume de cobertura vegetal. Analisa a relação entre cobertura vegetal e distribuição de renda e de densidade populacional. Comprova a concentração de cobertura vegetal em áreas de alta renda e menor densidade populacional. Emprega o método de Exploratory Spatial Data Analysis, que identifica a presença de clusters e padrões de distribuição espacial por autocorrelação, tanto da área como um todo (índice de Moran), como em índices locais (LISA). Estas combinações espaciais servem, sobretudo, para identificação de pressões de transformação, o que pode resultar em definição de prioridades de ações públicas e construção de propostas de parametrização da cobertura vegetal como um índice a ser considerado nas normativas urbanas em Planos Diretores.

Palavras chaves: ESDA, LISA, análise espacial de vizinhança, cobertura vegetal.

RESUMEN

El trabajo utiliza la cartografía de la vegetación urbana mediante la resolución espacial y espectral de alta ortofotogrametría, combinando el NDVI (índice de vegetación normalizado) a la representación tridimensional obtenida mediante captura LIDAR (Light Detection and Ranging), lo que resulta en volumen de vegetación. Analiza la relación entre la vegetación y la distribución del ingreso y la densidad de población. Demuestra la concentración de la vegetación en las zonas de alto ingreso y baja densidad de población. Utiliza el método de análisis exploratorio de datos espaciales, que identifica la presencia de grupos y los patrones de distribución espacial de autocorrelación, tanto en el área como un todo (índice de Moran), como índices locales (LISA). Estas combinaciones espaciales sirven principalmente para la identificación de la transformación de presión, lo que puede dar lugar a la definición de las prioridades de la acción pública y la parametrización propuesta cobertura vegetal edificio como un índice para ser considerado en las normas urbanísticas en los planes directores.

Palabras claves: ESDA, LISA, análisis espacial de vecindad, la cubierta vegetal.

Introdução

O estudo partiu do mapeamento das projeções de cobertura vegetal expressiva pela construção de NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), somado à representação tridimensional da vegetação,

o que possibilitou o cálculo do volume vegetado por quadra e por setor censitário. Foi de interesse analisar a relação entre cobertura vegetal e a distribuição de renda e de densidade populacional na Regional Pampulha, na cidade de Belo Horizonte.

Pampulha foi escolhida porque recebeu o título de patrimônio da humanidade pela UNESCO há pouco tempo, e um dos quesitos defendidos para se comprovar a paisagem notável foi a equilibrada relação entre paisagem antrópica (com destaque para a área de projeto de Niemeyer) e paisagem natural (expressiva cobertura vegetal). Assim, é de interesse o desenvolvimento de mecanismos de suporte à gestão para esta qualidade ambiental urbana.

O método empregado foi o *Exploratory Spatial Data Analysis*, que identifica agrupamentos espaciais, padrões de distribuição espacial, variabilidade dos padrões espaciais e, sobretudo, a autocorrelação espacial (Anselin, 1998).

Optou-se por avaliar a relação espacial entre cobertura vegetal e fatores socioeconômicos de renda e densidade populacional. O principal ganho que se obtém com este modelo é considerar que a realidade espacial apresenta uma

contiguidade que não pode ser ignorada, pois fenômenos espaciais se propagam ou interferem nas vizinhanças, alterando comportamentos, gerando tendências, estruturando valores e se solidificando em cultura.

Materiais e Métodos

O primeiro passo foi produzir o cálculo do volume de cobertura vegetal expressiva, através do NDVI (*Normalized Different Vegetation Index*) e de dados LIDAR de elevação, o que favoreceu que se calculasse o volume da massa de vegetação expressiva. (Rocha *et al.*, 2016).

Os dados de cobertura vegetal foram agrupados por setores censitários, para confronto com as variáveis socioeconômicas, obtidas pelos dados fornecidos pelo censo do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) de 2010.

Garantido que as variáveis já estavam na mesma unidade territorial de análise, os seus valores foram normalizados de 0 a 1, no software ArcGis. A partir das shapes, o trabalho

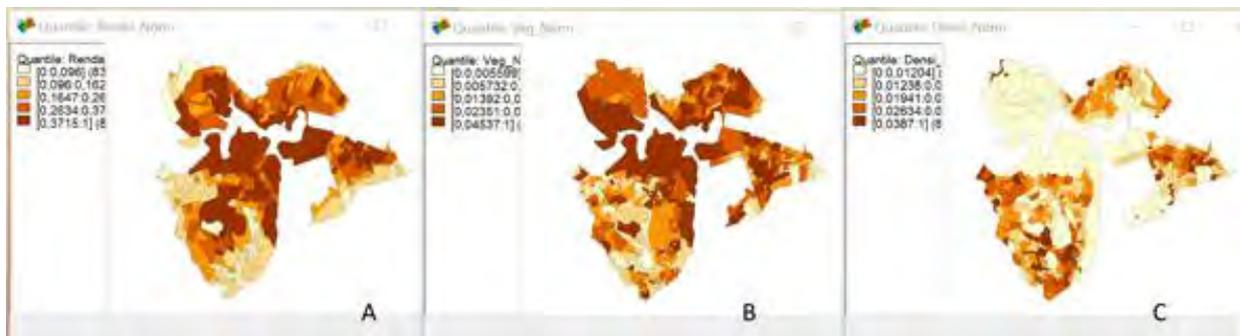


Fig. 1 – Distribuição de Renda, Vegetação e Densidade Populacional na regional Pampulha.

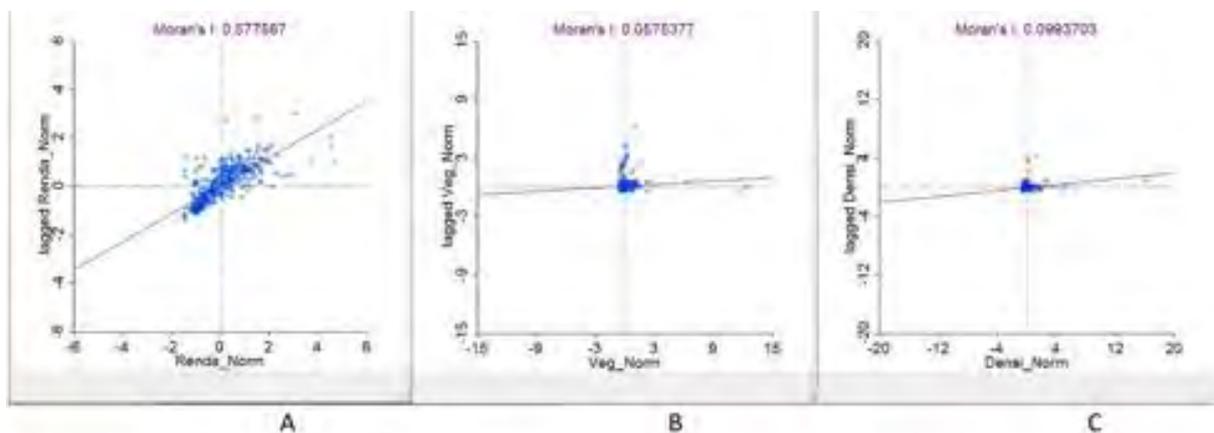


Fig. 2 – Diagrama de dispersão dos índices de Moran – análise univariada de renda, vegetação e densidade populacional. Fonte: os autores, com uso do Geoda.

de análise espacial foi realizado no software Geoda (Anselin, 2005).

Foi necessário definir a matriz de vizinhança, para a qual foi escolhida a referência de “rainha”, e optou-se por se trabalhar apenas com a primeira ordem. Isto significa que se adotou como vizinhança qualquer setor censitário que tivesse de um vértice a um lado em contato com o setor de referência, e que apenas o grupo da vizinhança imediata seria considerado. Isto porque os setores censitários da área de estudo são, em sua maioria, de maiores

como um todo, e mensurar se o agrupamento é significativo, o que nos permite pensar que a sua distribuição não é ao acaso (randômica).

A avaliação pode ser feita de modo univariada (apenas cada variável, interpretando como ela se distribui no conjunto), como bivariada (como se relacionam duas variáveis no território).

a) Índice de Moran por análise univariada

O índice de Moran foi aplicado para estudo do comportamento de cada variável em isolado. O resultado foi que a renda apresenta a maior autocorrelação positiva (Fig. 2A) seguida de

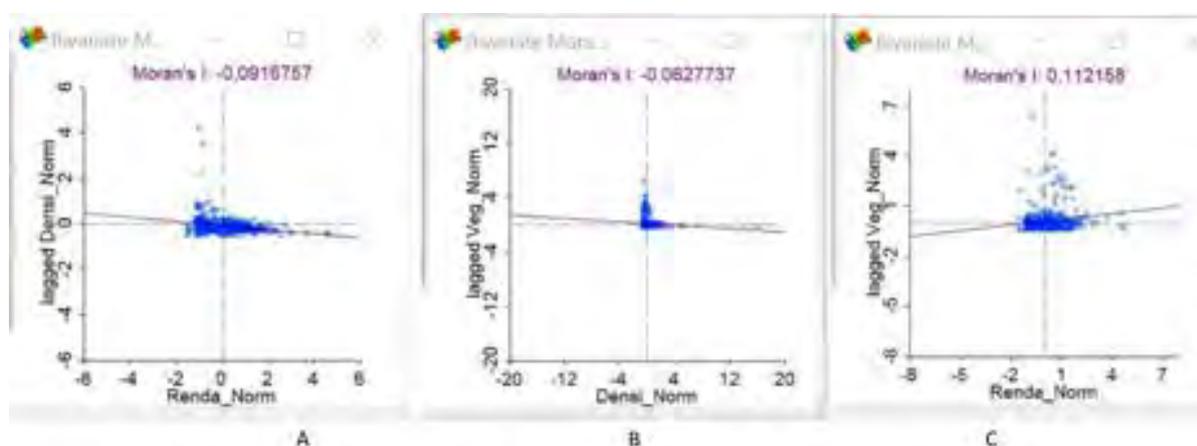


Fig. 3 - Análise bivariada de densidade populacional & renda (A), vegetação & densidade populacional (B) e vegetação & renda (C).

dimensões. Talvez em estudos urbanos com unidades territoriais menores seja o caso de se optar pela definição de vizinhança de maior ordem.

Observa-se inicialmente semelhança entre a distribuição da cobertura vegetal expressiva e a renda (Fig. 1A e 1B) e uma relação que aparenta ser oposta quanto à densidade populacional (Fig. 1C).

Resultados e discussão

A partir da primeira caracterização foram aplicados, com o uso do software Geoda, os índices de avaliação de autocorrelação geral de Moran, e os índices locais de LISA.

Análise de Moran Global

O estudo geral de Moran se aplica à área de investigação como um todo e visa avaliar qual é a extensão do agrupamento na área

densidade populacional (Fig. 2C) e por último vegetação (Fig. 2B). Em todos existe autocorrelação positiva, indicando que onde há alta ocorrência da variável, em suas vizinhanças há também alta ocorrência, onde há baixa nas vizinhanças também é baixo, mas os índices não foram muito altos, havendo também situações de baixo com alto ou alto com baixo.

b) Índice de Moran por análise bivariada

A análise bivariada visa avaliar se há correlação entre pares de variáveis na distribuição territorial. Foram combinadas as variáveis densidade populacional e renda (Fig. 3A), vegetação e densidade populacional (Fig. 3B) e vegetação e renda (Fig. 3C). O resultado é que a relação entre densidade e renda apresenta autocorrelação espacial negativa, o que significa que onde há alta renda há baixa densidade populacional. A relação entre vegetação e

densidade populacional também apresenta autocorrelação espacial negativa, o que significa que que a alta concentração de vegetação está em áreas de baixa densidade. Mas em ambos os casos os índices não são muito expressivos. Os índices são um pouco mais expressivos na relação entre renda e vegetação, que apresentou autocorrelação positiva.

Em nenhuma autocorrelação os índices foram altos, tendo em vista a característica de heterogeneidade da regional, o que talvez pudesse apresentar resultados mais expressivos se fossem estudados setores da regional em separado. De qualquer forma, os índices confirmam a percepção inicial e a próximo passo deve ser o estudo em detalhe, dos índices de comportamento local, para investigação de cada unidade territorial.

Análise de Moran Local

A análise de Moran local, conhecida como LISA (*Local Index of Spatial Association*) objetiva avaliar se existem agrupamentos (clusters) locais de valores alto com alto, de baixo com baixo de variáveis, ou mesmo a presença de outliers (alto com baixo ou baixo com alto). O índice visa avaliar também se estes clusters locais ou os outliers são estatisticamente significantes. Os resultados são mapas que distribuem as combinações nos quadrantes (alto-alto, baixo-alto, baixo-baixo e alto-baixo) e identificam as unidades territoriais nas quais os resultados não foram significativos (não há um comportamento definido) e mapas que avaliam, entre as unidades territoriais que apresentaram resultado na

etapa anterior, o quão significativo foi aquele resultado.

Os estudos podem ser feitos de modo univariado, cada variável isoladamente, ou combinações de pares de variáveis, bivariado.

a) Lisa (Moran Local) univariado

No estudo de caso, observa-se que a variável renda apresenta autocorrelação espacial positiva bem clara em duas porções da região, tendo unidades territoriais de alta renda com vizinhos de alta renda, e unidades de baixa renda próximas a vizinhos de baixa renda. Não há situações de alta renda tendo como vizinhos a baixa renda, e há poucas unidades territoriais de baixa renda inseridas junto a vizinhos de alta renda, que correspondem a vilas e favelas na área. Quanto à significância das relações identificadas, a maioria é alta ou média a alta, o

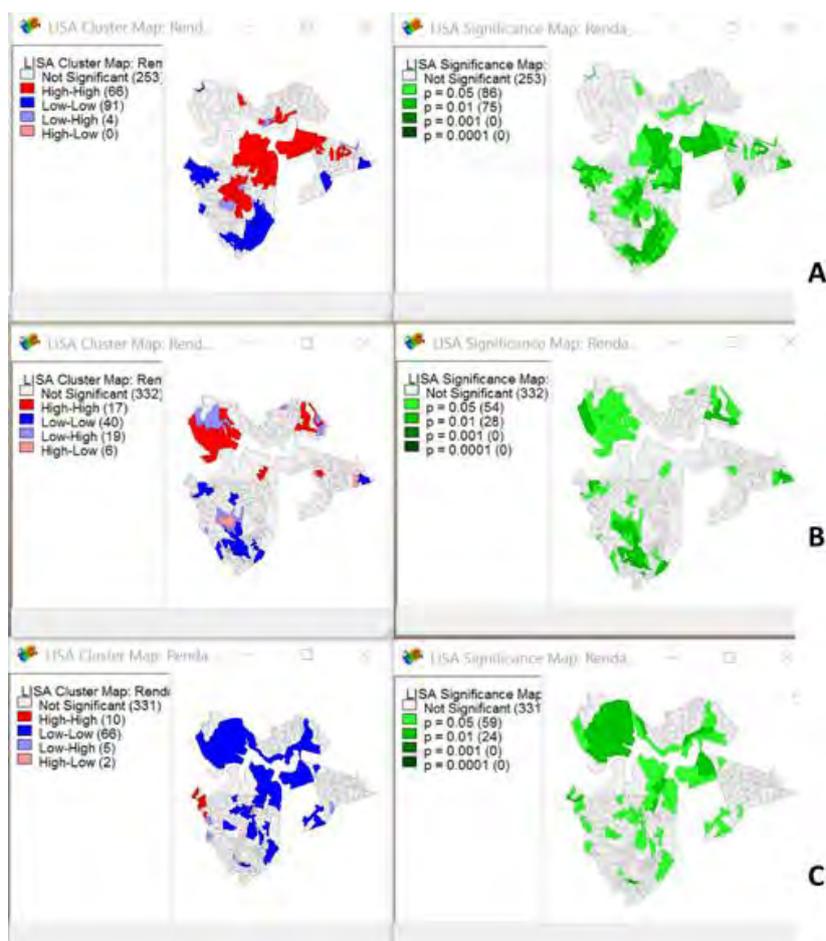


Fig. 4 – LISA, análise univariada de renda (A), vegetação (B) e densidade populacional (C) e nível de significância das relações identificadas.

que sustenta a análise. A maioria das unidades territoriais não apresentaram autocorrelação significativa, do que resulta que há duas aglomerações de riqueza e de pobreza na região, mas no restante há muita heterogeneidade (Fig. 4A).

Na análise da distribuição da vegetação (Fig. 4B), o número de unidades territoriais com autocorrelação não significativa é bem maior, e o resultado é também a existência de duas áreas bem definidas de alto índice de vegetação com vizinhos com a mesma condição de alto índice, outra área de baixo índice com vizinhos também com baixo índice, mas chama a atenção as áreas de baixo índice que têm como vizinhos áreas de alto índice. Nesse caso, pode-se investir em políticas e projetos nestas áreas, para que eles acompanhem tendências locais e também realizem esforços de melhoria da cobertura vegetal. A maioria das classificações observadas possui expressiva significância.

Na análise da distribuição da densidade o que se destaca é a presença de unidades territoriais de baixa densidade inseridas junto a vizinhos de baixa densidade (Fig. 4C), e um número expressivo de unidades onde não há autocorrelação significativa e a distribuição espacial é aleatória. A significância dos resultados onde foi observada a autocorrelação é de média alta a alta.

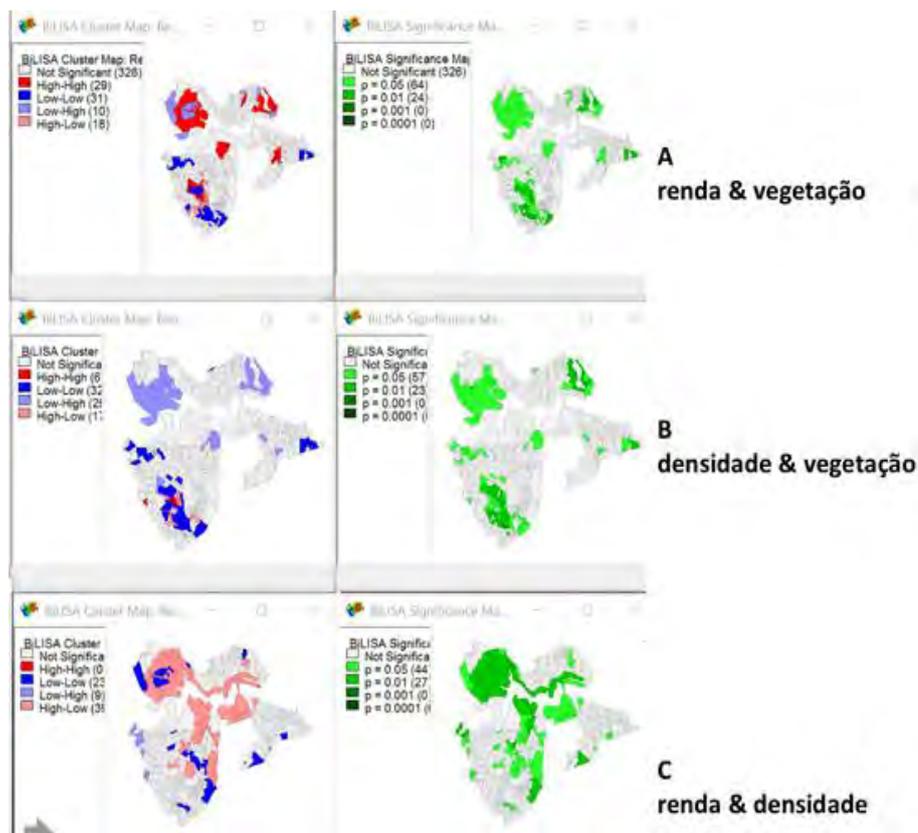


Fig. 5 – LISA, análise bivariada de renda e vegetação (A), densidade populacional e vegetação (B) e renda e densidade populacional (C). Estudo do nível de significância das relações identificadas.

b) Lisa (Moran Local) bivariado

A comparação entre renda e vegetação resultou que, embora o número de unidades territoriais não significativas, confirma-se que há territórios de alta renda com vizinhança de alta concentração de cobertura vegetal, da mesma forma que baixo com baixo (Fig. 5A), e com alta significância de resultados. Isto significa que há sim um perfil de alta renda associado à expressiva cobertura vegetal, e de baixa renda associado à falta de cobertura vegetal.

Esta primeira análise gera o interesse em se investigar se a questão da densidade populacional está também associada à densidade de vegetação (Fig. 5B). O resultado é que continua um número expressivo de unidades territoriais sem autocorrelação, mas destaca-se a presença de setores de baixa densidade inseridos em vizinhança de alta concentração de vegetação, seguido de setores de baixa

densidade com vizinhos de baixa vegetação, com respostas de alta significância. A regional Pampulha, salvo alguns pontos, é realmente uma área menos densa, e onde há menor densidade se destaca a alta vegetação. Isto faz parte de seu *genius loci* e precisa ser considerado em políticas públicas de gestão do uso e ocupação da área.

A relação entre renda e densidade demonstra que predomina a autocorrelação de alta renda com vizinhos de baixa densidade, seguido de baixa renda com vizinhos de baixa densidade, e a significância dos resultados é de média a alta (Fig. 5C).

Diante das análises realizadas, pode-se afirmar que Pampulha possui um número expressivo de unidades territoriais sem autocorrelação espacial, onde as composições espaciais são aleatórias. Contudo, a interpretação dos mapas e dos índices obtidos demonstram que grandes áreas da regional, onde há principalmente unidades territoriais de maior dimensão, apresentam claros perfis de autocorrelação espacial. Estas autocorrelações resultam no *genius loci* de expressiva cobertura vegetal, baixa densidade e que os grupos que estão conseguindo manter esta condição estão na alta renda. É necessário, então, que esta qualidade seja mantida e que sejam criadas políticas e projetos para que ela seja ampliada para setores de menor renda, e que sejam observados os riscos relacionados à alta densidade populacional.

Conclusões

O estudo de caso desenvolvido demonstrou que é possível comprovar, pelos instrumentos empregados, as características que compõem o *genius loci* de um território, sendo útil como instrumento de demonstração quantitativa e numérica daquilo que se tinha uma percepção qualitativa. Isto torna os estudos espaciais sustentados por critérios

defensáveis e reprodutíveis.

Os estudos exploratórios de análise de dados espaciais já são usados há pelo menos uma década e meia em investigações de cunho socioeconômico e principalmente com o objetivo de comprovar as falhas na equidade de oportunidades no território. O diferencial do presente estudo é colocar o foco no papel que pode exercer uma vizinhança em fatores comportamentais relacionados a escolhas coletivas. Defende-se que a observação do que acontece no entorno influencia nos valores adotados, e isto pode acontecer tanto para a melhora como para a piora das condições coletivas. Acredita-se que comportamentos geram tendências, tendências conformam valores, e valores estruturam uma cultura.

Observar que os territórios vizinhos mantêm a cobertura vegetal é um incentivo para adotar isto como um bem, mas as políticas e projetos públicos devem vencer os desafios das limitações da renda e observarem os riscos do aumento da densidade. Para o planejamento de políticas e projetos, pode-se debruçar na avaliação de cada unidade territorial, para se identificar aquelas que têm potencial para receberem intervenções ou ações, em função de suas características e vizinhanças. A expectativa é que essas unidades tenham potencial para que ações de intervenção pontual gerem efeitos de irradiação de resultados, pela lógica da vizinhança.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Prefeitura de Belo Horizonte pelo amplo acesso aos dados. Agradecem também ao CNPq pelo projeto “Geodesign e Modelagem Paramétrica da Ocupação Territorial: novos recursos das geotecnologias para gestão da paisagem da Regional Pampulha, Belo Horizonte”, Processo 471089/2014-1, 22/2014 e à Fapemig pelo Processo PPM IX, TEC - PPM-00059-15.

Referências

- Anselin, L. 2005. Exploring Spatial Data with GeoDaTM: A Workbook. University of Illinois, Urbana-Champaign. 226 pp.
- Anselin, L.. 1998. Interactive techniques and

Exploratory Spatial Data Analysis. In: Longley, P. A., Goodchild, M. F., Maguire, D. J., Rhind, D. W. (eds.). Geographical Information Systems: principles, techniques, management and applications. New York: John Wiley and Sons, 251-264.

Rocha, N. A., Sena, Í. S., Fonseca, B. M., Moura, A. C. M. 2016. Association between a spectral index and a landscape index for mapping and analysis of urban vegetation cover. INPUT 2016, Torino, 526-531.

Diferentes enfoques de conservación y restauración en el ejido urbano de San Carlos de Bariloche (Patagonia)

*Adriana Edit Rovere^{1,2}, Soledad Molares³, Gisella Chichizola¹,
Martha Cecilia Riat² y Luciana Roncallo²*

¹CONICET. Laboratorio Ecotono-Universidad Nacional del Comahue. Quintral 1250, San Carlos de Bariloche, 8400 Río Negro, Argentina.

²Universidad Nacional de Río Negro. Sede Andina. San Carlos de Bariloche, 8400 Río Negro, Argentina.

³CIEMEP. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas-Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco. Esquel, Chubut, Argentina.

Mail de contacto: adrirovere@gmail.com

RESUMEN

Bariloche experimentó un gran crecimiento poblacional en las últimas décadas, lo cual originó un mayor desarrollo urbano. Se generaron nuevas urbanizaciones con desmonte de la vegetación nativa y reemplazo por especies exóticas, apertura de nuevos caminos o rutas, mayor cantidad de residuos domiciliarios e incremento de canteras de extracción de áridos, entre otros problemas ambientales. El objetivo es exponer de qué forma se están abordando estas problemáticas dentro de la ciudad. Consideramos que la evaluación de los diferentes problemas ambientales y el desarrollo de líneas de investigación en restauración que respondan a los mismos, debería estar en la agenda política, a fin de permitir un desarrollo urbano planificado, sustentable y que contemple la conservación de la biodiversidad en el marco de los intereses socio-culturales locales.

Palabras clave: ambiente, biodiversidad, rehabilitación.

ABSTRACT

Bariloche had a great population growth in the last decades, which caused a greater urban development. New urban developments were constructed with clearing of native vegetation and replacement by exotic species, opening new roads or routes, increasing household waste, and increasing quarries of material extraction, among other environmental problems. The objective is to explain how these problems are being addressed within the city. We consider that the evaluation of the different environmental problems and the development of lines of research in restoration that respond to them, should be on the political agenda, in order to allow a planned, sustainable urban development that contemplates the conservation of biodiversity in context of local socio-cultural interests.

Keywords: environment, biodiversity, rehabilitation.

Introducción

El campo de la ecología urbana ha tenido una gran expansión en las últimas dos décadas, y dentro de él se plantean nuevos desafíos para su desarrollo sustentable con calidad de vida para los habitantes. Los asentamientos humanos constituyen uno de los pocos ecosistemas de la tierra que han incrementado significativamente su extensión, de-

bido al rápido proceso de urbanización (Patakí, 2015). Las ciudades son a menudo descritas como ecosistemas nuevos o “novel ecosystem” dado que no tienen ecosistemas análogos naturales previos a la expansión de la población humana (Hobbs *et al.*, 2006). Estos ecosistemas urbanos contienen microambientes y ensamblajes biológicos diferentes a los de ecosistemas naturales remanentes, construidos y diseñados por sus habi-

tantes (Grimm *et al.*, 2000). Así el paisaje urbano creado y recreado, tiene un rol significativo por las numerosas funciones ecosistémicas y socioculturales que sustenta (McKinney, 2006; Rodríguez-Laredo, 2008).

Las ciudades representan uno de los ecosistemas más antropizados del mundo (Díaz-Betancourt *et al.*, 1987), y es en éstas donde se desarrolla la flora urbana, la cual incluye al conjunto de especies vegetales que crecen de forma espontánea o por cultivo, en calles, plazas, jardines, baldíos, huertos, cercos, etc. (Rapoport *et al.*, 1983). La flora urbana se halla moldeada por los intereses y preferencias de las personas que la construyen, conservan y manejan a lo largo de las generaciones, cumpliendo un papel primordial al proporcionar sitios vitales para su convivencia y esparcimiento; también constituye una huella de la historia cultural de una región (Rovere *et al.*, 2013).

Junto al crecimiento urbano también surgen nuevos retos, como el trazado de rutas y caminos, nuevos loteos que cambian el patrón de uso de la tierra y que pueden producir pérdida y fragmentación de ecosistemas naturales y pérdida de especies nativas si no se halla correctamente planificado (Rovere y Molares, 2012; Chichizola *et al.*, 2016). El desarrollo urbano origina la apertura de nuevas canteras, y un incremento en la extracción de áridos de las existentes para su uso en la construcción (Roncallo *et al.*, 2016). También se incrementan los residuos sólidos y líquidos domiciliarios, cuyo tratamiento y/o depósito deben resolverse y constituye una problemática ambiental importante (Ares, 2016). El objetivo de este trabajo es exponer sintéticamente de qué forma se están abordando estas problemáticas dentro de la ciudad.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El trabajo se realizó en la ciudad de San Carlos de Bariloche (41°08'S y 71°18'O), ubicada en el NO de la Patagonia Argentina (provincia de Río Negro) inmersa en un am-

biente de bosque andino patagónico e incluida dentro de los límites del Parque Nacional Nahuel Huapi. El clima de la región es templado-frío y húmedo con un régimen de precipitaciones de tipo mediterráneo con lluvias y nevadas principalmente en invierno. La población es de 133.500 habitantes (INDEC, 2010), característicamente multicultural, con pobladores mapuches (principal grupo indígena de la Patagonia), inmigrantes europeos y nuevos inmigrantes procedentes de otras áreas urbanas del país.

La principal actividad económica es la turística. Bariloche recibe masiva afluencia de turistas, atraídos por los paisajes que el entorno del Parque Nacional Nahuel Huapi ofrece, así como también por diferentes actividades al aire libre entre ellos la pesca, los deportes náuticos e invernales, el andinismo, etc. (Chebez, 2005).

Análisis de los cercos vivos urbanos, ecología y etnobotánica

En base a la metodología propuesta en Rovere *et al.* (2013), nuestra aproximación fue estudiar los cercos domiciliarios como indicativos o referentes indirectos de los criterios, percepciones y motivaciones de los pobladores de Bariloche acerca de su ámbito peridoméstico. De esta forma, y en primera instancia se seleccionaron al azar cuerdas, y en cada una de ellas se registró para todas las casas presentes si tenían o no cerco frontal construido por plantas leñosas vivas, excluyéndose en este aporte el análisis de especies herbáceas, asumiendo que las especies leñosas tienen una presencia más constante en el tiempo y por su rol en la estructura de estas formaciones vegetales (Molares y Rovere, 2016). Se evaluaron los cercos vivos de 300 viviendas, registrando las especies presentes y su origen biogeográfico (nativas o exóticas).

Estado general de los taludes viales en el éjido urbano

Las rutas son elementos intrusivos en el paisaje, interrumpen el ecosistema, fragmentan poblaciones y hábitats. Los taludes viales generados en la construcción de rutas son

superficies inclinadas, propensas a la erosión y frecuentemente desprovistos de vegetación. Para seleccionar especies propicias a utilizar en su revegetación, se realizó un relevamiento piloto de la vegetación establecida naturalmente en taludes viales dentro del ejido en zonas asociadas a bosque de *Austrocedrus chilensis*. En el relevamiento se registraron las especies presentes tanto nativas como exóticas, a fin de identificar especies nativas que naturalmente colonizan dichas áreas.

Inventario de las canteras de extracción de áridos

Se realizó una identificación e inventario de las canteras por medio del análisis de imágenes satelitales, evaluaciones a campo y consultas específicas (Hydraco, Arenera del Sur, Dirección de Minería de Río Negro y Subsecretaría de Medio Ambiente de la Municipalidad de Bariloche). Para cada cantera se evaluó si estaba abandonada o en uso, y si ha sido rehabilitada o no.

Ensayo de rehabilitación en el ex vertedero

El ex vertedero de Bariloche, está en proceso de remediación desde el año 2014. En este trabajo se evaluó el efecto de la aplicación de compost y siembra de gramíneas de rápido crecimiento sobre la retención de sustrato colocado en la parte superior del vertedero (Figura 1).

Se utilizó compost clase C, proveniente de la planta de compostaje de biosólidos de la ciudad de Bariloche. Este material clase C no cumple con los parámetros de control que se requieren para poder ser comercializado. Para realizar el ensayo, se seleccionaron 4 parcelas de 25 m² cada una, donde se aplicó compost distribuido uniformemente con un espesor de 6 cm. En dos parcelas se sembró a principios de Octubre de 2016 centeno (*Secale cereale* L.) y avena (*Avena sativa* L.) utilizando semillas previamente hidratadas y en altas densidades (120 g/m²). Las parcelas sembradas se compactaron y cubrieron nuevamente con una capa de 6 cm de espesor de compost. Se colocaron sobre la superficie los restos vegetales que se encontraban en el compost para brindar cobertura a la parcela y

evitar que se vuele. En el caso de las parcelas sin siembra se compactó el suelo y se cubrió la superficie con los restos vegetales que traía el compost (Riat, 2016).

A fines de diciembre se monitoreo la cobertura y se evaluó la biomasa aérea, dado que la avena comenzaba a secarse. La cobertura se estimó a partir de la cosecha total de la parte aérea de la vegetación en 5 cuadrados de 0,5 m x 0,5 m dispuestas al azar en cada parcela, el material se secó en estufa hasta alcanzar peso constante. Para estimar la cobertura de vegetación y suelo se dispusieron al azar 5 cuadrados de 1 m x 1 m, sobre las que se registró la cobertura considerando la escala de Braum-Blanquet.



Fig. 1. Ensayo de remediación en el ex vertedero de Bariloche (Riat, 2016). (a) Parcela con compost, sustrato para la siembra de avena y centeno (inicios de octubre), (b) Parcela de compost y siembra (inicios de noviembre), (c) Parcelas de compost y siembra (fines de diciembre).

Resultados y discusión

En el relevamiento de especies ornamentales en los cercos vivos, se registraron 86 especies, 74 % exóticas y 26 % nativas, siendo más frecuente dentro de las exóticas *Cytisus scoparius* y *Pseudotsuga menziesii*, y *Maytenus boaria* dentro de las nativas. Se destaca que un mayor uso de especies nativas permitiría conservar la diversidad bio-cultural local y reducir el riesgo de invasiones.

En relación a la vegetación de los taludes viales, la mayoría de las especies establecidas son exóticas y muchas de ellas invasoras, como por ejemplo la rosa mosqueta (*Rosa rubiginosa*) y la retama (*Cytisus scoparius*). Sin embargo también se registraron especies nativas como *Baccharis magellanica* y *Acaena splendens* entre otras, que podrían utilizarse en los trabajos de revegetación de los taludes a fin de consolidarlos, reducir la erosión y el riesgo de derrumbes.

Con el relevamiento de las canteras se generó un inventario que da cuenta de 17 canteras; 9 abandonadas sin plan de cierre y 8 en explotación. Los planes para su rehabilitación reducirían el pasivo ambiental. Futuros estudios deben ahondar en escoger un grupo de especies nativas que puedan iniciar la revegetación en éstas áreas sometidas a disturbios severos.

En relación al vertedero municipal, el experimento de remediación con agregado de compost y siembra de dos especies anuales de rápido crecimiento (avena y centeno), brindó mayores valores de cobertura vegetal, biomasa aérea y menor suelo desnudo, que el experimento con compost pero sin siembra (Tabla 1). Los resultados preliminares del ensayo permitieron consolidar el sustrato en esta primera etapa de revegetación.

Tabla 1. Valores de cobertura de la vegetación, biomasa aérea y cobertura de suelo desnudo en las parcelas experimentales de aplicación de compost o aplicación de compost + siembra de avena y centeno.

	Compost	Compost y siembra
Cobertura Vegetación (%)	49,2 (34,6)	91,1 (0,1)
Biomasa (g/m^2)	91,1 (50,5)	298,7 (25,6)
Suelo desnudo (%)	66,3 (8,8)	25,1 (7,0)

Conclusiones

Consideramos que la evaluación de las diferentes problemáticas ambientales y el desarrollo de líneas de investigación en restauración que respondan a los mismos, debería estar en la agenda política, a fin de permitir un desarrollo urbano planificado, sustentable y que contemple la conservación de la biodiversidad en el marco de los intereses socio-culturales locales. El paisaje urbano y la problemática ambiental de las ciudades es un tema de creciente interés, en que científicos, técnicos y la población en general, deberían trabajar conjuntamente tanto en aspectos de investigación aplicada, como también participar en actividades de planificación urbana y de divulgación.

Agradecimientos

CONICET, PIP: 11220150100196, Universidad Nacional del Comahue y Universidad Nacional de Río Negro.

Referencias

- Ares, R. 2016. El desafío de vivir con lo que produce un único planeta. Vázquez Mazzini. Buenos Aires.
- Chebez, J.C. 2005. Guía de las reservas naturales de la Argentina: Patagonia Norte. Albatros. Buenos Aires.
- Chichizola, G.A., Rovere, A.E., González, S.L. 2016. Especies nativas colonizadoras de taludes viales en la estepa patagónica: caracterización de semillas de *Grindelia anethifolia* (Phil.) Bartoli & Tortosa y *Grindelia chilensis* (Cornel.) Cabrera. III Taller regional sobre rehabilitación y restauración de la diagonal árida de Argentina. Puerto Madryn, 14.
- Díaz-Betancourt, M., López-Moreno, I.R., Rapoport, E.H. 1987. Vegetación y ambiente urbano en la ciudad de México: las plantas de los jardines privados. En: Rapoport EH, López-Moreno IR (eds.) Aportes a la Ecología Urbana de la ciudad de México. Limusa, México DF, México.
- Grimm, N.B., Grove, J.M., Pickett, S.T.A., Redman, C.L. 2000. Integrated Approaches to long-term studies of urban ecological systems. *Bioscience* 50, 571-584.
- Hobbs, R.J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J.S., Bridgewater, P. et al., 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography* 15, 1-7.
- INDEC. 2010. Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas. Argentina. Disponible en: http://www.indec.gob.ar/ftp/censos/2010/CuadrosDefinitivos/P2-D_62_21.pdf [Fecha de consulta: 14 de marzo 2017].
- McKinney, M.L. 2006 Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127, 247-260.
- Molares, S., Rovere, A.E. 2016. Plantas medicinales, comestibles y aromáticas en cercos vivos de una ciudad patagónica de Argentina: características y potencialidades de un recurso poco explorado. *Boletín Latinoamericano y del Caribe de Plantas Medicinales y Aromáticas (BLACPMA)* 14(5), 366-378.
- Pataki, D.E. 2015. Grand challenges in urban ecology. *Frontiers in Ecology and Evolution* 3, 57.
- Rapoport, E.H., Díaz-Betancourt, M.E., López-Moreno, I.R. 1983. Aspectos de la ecología urbana en la ciudad de México: Flora de calles y baldíos. Limusa, México DF, México.
- Riat, M.C. 2016. Ensayo de fitorremediación en el vertedero clausurado. Informe de Avance del Proyecto de Extensión de la Universidad Nacional de Río Negro.
- Rodríguez-Laredo, D. 2008. El valor ecológico, ornamental y de uso tradicional de las especies nativas de la ciudad de La Paz. Universidad de San Andrés. Facultad de Arquitectura, Artes, Diseño y Urbanismo. Instituto de Investigaciones y Postgrado. La Paz, Bolivia.
- Roncillo, L., Rovere, A.E., Salvaré, F. 2016. Canteras de Bariloche: situación actual y propuesta para la restauración ambiental de una cantera abandonada en la estepa. III Taller Regional sobre Rehabilitación y Restauración de la diagonal árida de Argentina. Puerto Madryn, 56.
- Rovere, A.E., Molares, S. 2012. Una estrategia inter-jurisdiccional para el control de especies ornamentales invasoras. *Eco sociedad 2012: bosque, ruralidad y urbanismo* 256-263.
- Rovere, A.E., Molares, S., Ladio, A.H. 2013. Plantas utilizadas en cercos vivos de ciudades patagónicas: aportes de la etnobotánica para la conservación. *Ecología Austral* 23, 165-173.

Estructura anidada de las comunidades de aves en los espacios verdes de la ciudad Capital de Santiago del Estero, Argentina

Sol Morend y Oscar René Coria¹

¹ Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Santiago del Estero (UNSE), Av. Belgrano (s) 1912, 4200, Santiago del Estero, Argentina.

Mail de contacto: solmorend@gmail.com

RESUMEN

Se evaluó si las comunidades de aves de la ciudad Capital de Santiago del Estero evidencian una estructura anidada, abordando el determinante “tamaño” de la teoría de anidamiento. Hipótesis: la relación especie-área presente en un gradiente de superficie de los espacios verdes de la ciudad, determina una estructura anidada de las comunidades de aves. Predicción: Si la riqueza de especies de aves se incrementa en función de la superficie, se espera que las áreas más pequeñas sean un subconjunto de las áreas más grandes. Se consideraron siete espacios verdes, con los cuales se elaboraron seis casos de análisis, cinco considerando el gradiente de superficie, y uno sin gradiente de superficie. Se determinó para los cinco casos con gradiente de superficie, una estructura anidada de las comunidades de aves ($p < 0,05$), y para el caso sin gradiente de superficie no se evidenció anidamiento ($p > 0,05$). Se concluye que tamaño de espacios verdes explica la estructura anidada.

Palabras claves: aves, estructura anidada, tamaño de superficie.

ABSTRACT

We evaluated whether the bird communities of the capital city of Santiago del Estero evidenced a nested structure, addressing the “size” as a determinant of the nested subset theory. Hypothesis: the species-area relationship present in a surface gradient of the city's green spaces, determines a nested structure of the bird communities. Prediction: If species richness of birds increases as a function of the surface, the smaller areas are expected to be a subset of the larger areas. With seven green spaces, we analyzed five cases with surface gradient, and one with no surface gradient. A nested structure of bird communities ($p < 0.05$) was determined for all five cases with surface gradient, while for the case without surface gradient, there was no evidence of nesting ($p > 0.05$). We conclude that the size of green spaces explains the nested structure.

Keywords: birds, nested structure, size of surface.

Introducción

Los espacios verdes brindan a los ciudadanos beneficios sociales, económicos y ambientales (Priego González de Canales, 2011). A partir de las últimas décadas han sido cada vez más los estudios que demuestran la importancia de los espacios verdes urbanos para la avifauna (Sasvari, 1984; Ptaszyk, 1987; Honza, 1992). Por ello, es de gran interés conocer la importancia de los espacios verdes urbanos vinculada a la ecología

de las especies (Bierwagen, 2007). Este conocimiento es fundamental para incorporar criterios ecológicos en su planeamiento, sin embargo esa información está poco documentada en la mayoría de las ciudades (Niemełä, 1999), como ser en la ciudad Capital de Santiago del Estero en Argentina.

Un conjunto de especies presenta un patrón anidado cuando “la composición específica de las áreas más empobrecidas en diversidad de especies (islas depauperadas) son un mero subconjunto, no-aleatorio, de aquellas

de mayor riqueza específica (islas diversas)” (Atmar y Patterson, 1993). Una de las determinantes de anidamiento es el tamaño del área (Fernández-Juricic, 2000). Vinculado a ello, la superficie es uno de los factores que explican la riqueza específica de los sitios, debido a que cuanto mayor es el parche, mayor es el número de especies que pueden satisfacer sus necesidades espaciales mínimas (Fernández-Juricic y Jokimäki, 2001). Dicha relación entre la riqueza y el tamaño del área deriva de las explicaciones sobre la heterogeneidad de hábitats y limitación de la dispersión (Green y Ostling, 2003), los procesos de colonización y extinción de las especies, la magnitud y frecuencia de los disturbios (MacArthur y Wilson, 1967), y el muestreo pasivo (Cutler, 1994).

Con el presente trabajo se aborda por primera vez un análisis de la distribución espacial de las aves a escala ciudad en la Capital de Santiago del Estero, evaluando la determinante “tamaño” (relación especie-área) de la teoría de anidamiento. Esto es posible porque la ciudad posee un sistema de espacios verdes (“islas”) que permite llevar a cabo un diseño con y sin gradientes de superficie.

Hipótesis: La relación especie-área presente en un gradiente de superficie de los espacios verdes de la ciudad de Santiago del Estero, determina una estructura anidada de las comunidades de aves. Predicción: Si la riqueza de especies de aves se incrementa en función de la superficie de los espacios verdes, se espera que las áreas más pequeñas sean un subconjunto de las áreas más grandes.

El objetivo fue evaluar si la determinante “tamaño” de la teoría de anidamiento, determina una estructura anidada de las comunidades de aves en los espacios verdes de la ciudad Capital de Santiago del Estero.

Materiales y Métodos

El área de estudio se ubica en noreste de la ciudad Capital de Santiago del Estero, provincia de Santiago del Estero, Argentina. Para abordar la hipótesis se consideraron siete espacios verdes urbanos. Se confeccionaron

seis casos de análisis, de los cuales cinco siguieron un gradiente de superficie decreciente (*Con gradientes de superficie* CGS), y uno constituido por superficies homogéneas (*Sin gradiente de superficie* SGS). Casos CGS: Total del área de estudio TAE, con todos los espacios verdes abordados (Parque Francisco de Aguirre PA 79 ha, Jardín Botánico JB 5 ha, y las plazas Sarmiento PS 2,44 ha, Andrés Figueroa PAF 2,1 ha, Ab-salón Rojas PAR 1,32 ha, Libertad PL 1,21 ha y San Martín PSM 0,78 ha); y cuatro combinaciones del mismo: A1 (PA, JB, PS, PAR). A2 (PA, JB, PS, PAR), A3 (PA, JB, PS, PL) y A4 (PA, JB, PS, PSM). Caso SGS: PS, PAR, PL, PAF y PSM.

El número de unidades de muestreo fue directamente proporcional a la superficie, de tal manera que se ubicaron 14 puntos de conteo en PA (distribuidos en cuatro transectas y distanciados en 200 m), cuatro en JB (distanciados en 150 m), dos en PAF (distanciados en 150 m) y uno en PS, PAR, PL y PSM. La toma de datos se realizó durante la época reproductiva de las especies (febrero 2015), se utilizó el método de conteo por puntos de radio fijo (Hutto *et al.*, 1986; Ralph *et al.*, 1995), con 50 m de radio. En cada unidad de muestreo se registró la presencia de especies de aves de manera visual y auditiva durante un tiempo de 10 minutos. El horario de los registros fue en el rango de 7 – 9 horas de la mañana y se hicieron 2 visitas con intervalo de cinco a siete días. No se muestreo cuando las condiciones meteorológicas dificultaron la detectabilidad de las aves (fuertes vientos, lluvias) (Conner y Dickson, 1980).

Para determinar si la riqueza específica de cada espacio verde incrementa en función de la superficie de los mismos, se obtuvo la curva de relación especie-área para el total del área de estudio. Para comprobar la correlación entre las variables riqueza y superficie de los seis casos de análisis, se utilizaron los valores logarítmicos de dichas variables y se realizó la regresión lineal, se determinó el coeficiente de Pearson (r) para cada caso de análisis.

Para evaluar anidamiento se utilizó el valor de Z (métrica NODF, modelo nulo CE, 100 permutaciones, $p < 0,05$) del programa Ned (Strona *et al.*, 2014).

Resultados y discusión

Relación especie-área. El caso sin gradiente de superficie evidenció el menor valor del coeficiente de Pearson ($r=0,628$), mientras que TAE ($r=0,837$), A1 ($r=0,744$), A2 ($r=0,781$), A3 ($r=0,788$) y A4 ($r=0,806$). Esto es consistente con otros estudios que abordaron la relación especie-área en espacios verdes urbanos de diversas partes del mundo (Jokimäki, 1999; Fernández-Juricic, 2000; Platt y Lill, 2006). En general, esto se vincula a que las grandes áreas tienden a presentar una mayor heterogeneidad, y por lo tanto mayor diversidad de nichos ecológicos potenciales (Martin *et al.*, 1995), lo cual deriva en que pueden albergar un mayor número de especies con diferentes requerimientos (Fernández-Juricic y Jokimäki, 2001).

Los dos parques de mayor superficie (Parque Aguirre y Jardín Botánico), albergan la misma riqueza específica (34 especies), a pesar de existir entre ellos una diferencia de superficie notable (79 y 5 hectáreas, respectivamente). Posiblemente esto es porque el Jardín Botánico presenta una mejor calidad de hábitat para las aves, vinculado a la composición y estratificación de la vegetación, y por su ubicación dentro de la trama urbana donde la presión urbanística es menor que en los demás sitios. Esto es coincidente con Jokimäki *et al.* (1993), Blair (1996) y Van Rensburg *et al.* (2009), que encuentran que áreas de niveles moderados de disturbio, frecuentemente ubicadas en zonas suburbanas o en interfaces urbano-naturales, son más diversas. La urbanización comúnmente disminuye la complejidad de la vegetación (i.e. estratificación), provocando disminución o eliminación de especies asociadas a estratos afectados (Haire *et al.*, 2000; Coria *et al.*, 2015).

Anidamiento. Para todos los casos con gradiente de superficie se determinó anidamiento significativo ($p < 0,05$) (i.e. para TAE

y las combinaciones A1, A2, A3 y A4). Para el caso sin gradiente de superficie el valor de Z no evidenció anidamiento significativo ($p > 0,05$). Esto evidencia que las áreas menos diversas (con superficies menores) son subconjuntos de los espacios más diversos (de mayor tamaño), cumpliéndose la predicción de la hipótesis abordada. Este resultado es consistente con otros autores (Jokimäki, 1999; Fernández-Juricic, 2000; Platt y Lill, 2006) que han analizado el anidamiento de comunidades de aves en parques urbanos evaluando la misma determinante de este estudio.

Las especies que estuvieron presentes en todos los sitios de muestreo, representan el subconjunto anidado para el conjunto total, tal como lo plantea la teoría de anidamiento. Este subconjunto compuesto por *Columba livia* (paloma domestica), *Patagioenas maculosa* (paloma manchada), *Columbina picui* (torcacita común), *Furnarius rufus* (hornero) y *Pitangus sulphuratus* (benteveo común), corresponde a especies adaptadas a ambientes urbanos y mayormente observables en plaza y parques (Fabio Márquez, 2014). El hecho de que especies generalistas se encuentran en la mayoría de los sitios, mientras que las especialistas sólo aparecen en unos pocos (Worthen, 1996), evidencia aún más la estructura anidada para el presente caso de estudio.

Perspectivas futuras: Se requiere conocer más aspectos sobre la historia, biología y ecología del sistema estudiado para determinar de manera más efectiva el patrón presentado. Como es habitual en la ciencia, sólo la acumulación de trabajos empíricos permitirá decidir si existe una causa común a la mayoría de los patrones anidados o si los factores causantes dependen del sistema concreto estudiado (Méndez Iglesias, 2004).

Conclusiones

Se concluye que (i) el gradiente de superficie presenta una correlación positiva entre la relación especie-área de los espacios verdes de la Ciudad de Santiago del Estero, donde áreas más grandes albergan mayor riqueza; y

que (ii) las comunidades de aves evidencia una estructura anidada que tiene como determinante el tamaño de los espacios verdes, vinculado al patrón especie-área. (iii) Abordar posteriores estudios sobre otras determinantes de anidamiento, permitirá establecer con más certeza las causas del patrón observado para las aves de los espacios verdes de la ciudad de Santiago del Estero.

Agradecimientos

Se agradece al Ing. A. A. Villaverde y a la Biol. A. N. Giannuzzo por las sugerencias y aportes en este trabajo. También al personal del Jardín Botánico de la FCF-UNSE por la información brindada.

Referencias

- Atmar, W., Patterson, B.D. 1993. The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. *Oecologia* 96, 373-382.
- Bierwagen, B. 2007. Connectivity in urbanizing landscapes: The importance of habitat configuration, urban area size, and dispersal. *Urban Ecosystems* 10, 29-42.
- Conner, R. N., Dickson, J. G. . 1980. "Strip transect sampling and analysis for avian habitat studies". *Wildl. Soc. Bull.* 8, 4-10.
- Coria, O. R., Lima, J. J., Palacio, M. O., Roger, E., Albuja Carbonell, D. C. 2015. Avifauna de la Reserva Urbana de la Universidad Nacional de Santiago del Estero, Argentina. *Quebracho* 23 (1,2), 41-53.
- Cutler, A. 1994. Nested biotas and biological conservation: metrics, mechanisms, and meaning of nestedness. *Landscape and Urban Planning* 28, 73-82.
- Fernández-Juricic, E. 2000. Bird community composition patterns in urban parks of Madrid: the role of age, size, and isolation. *Ecological Research* 15, 373-383.
- Fernández-Juricic, E., Jokimäki, J. 2001. Effects of seasonality on the species-area relationship: a case study with birds in urban parks. *Biodivers Conserv* 10, 2023-2043.
- Green, J.L., Ostling, A. 2003. Endemics-area relationships: The influence of species dominance and spatial aggregation. *Ecology* 84, 3090-3097.
- Haire, S. L., Bock, C. B., Cade, B. S., Bennett, B. C. 2000. The role of landscape and habitat characteristics in limiting abundance of grassland nesting songbirds in an urban open space. *Landscape and Urban Planning* 48, 65-82.
- Honza, M. 1992. Quantitative-analysis of a nesting bird community in a part at Jablunkov. *Folia Zool.* 41, 29-44.
- Hutto, R.L., Pletschet, S.M., Hendricks, P. 1986. A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding season use. *Auk* 103, 593-602.
- Jokimäki, J. 1999. Occurrence of breeding bird species in urban parks: effects of park structure and broad-scales variables. *Urban Ecosystems* 3, 21-34.
- Jokimäki, J. and Suhonen, J. 1993. Effects of urbanization on the breeding bird species richness in Finland: A biogeographical comparison. *Ornis Fenn.* 70, 71-77.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press. Princeton.
- Márquez, F. 2014. Aves porteñas. Paisaje y biodiversidad urbana.
- Martin, J., Gaston, A.J., Hitier, S. 1995. The effect of island size and isolation on old growth forest habitat and bird diversity in Gwaii Haanas (Queen Charlotte Islands, Canada). *Oikos* 72, 115-31.
- Méndez Iglesias, M. 2004. La composición de especies de aves en islas y paisajes fragmentados: un análogo ecológico de las muñecas rusas. *El draque* 5, 199- 212.
- Niemelä, J. 1999. Ecology and urban planning. *Biodiversity and Conservation* 8, 119.
- Platt, A., Lill, A. 2006. Composition and conservation value of bird assemblages of urban 'habitat islands': Do pedestrian traffic and landscape variables exert an influence? *Urban Ecosystems* 9, 83-97.
- Priego González de Canales, C. 2011. Valor de los Espacios Verdes Urbanos. Ministerio de Medio ambiente y Medio Rural y Marino. Gobierno de España, Madrid.
- Ptaszyk, J. 1987. Breeding birds in 3 different groups of parks in Poznan (Poland). *Acta Oecol.* 8, 308-309.
- Ralph, C.J., Droege, S., Sauer, J.R. 1995. Managing and monitoring birds using point counts: standards and applications. En: Ralph, C.J., Droege, S., Saber, J.R. (eds.). *Monitoring bird populations by point counts* .U.S.

- Department of Agriculture Forest Service
General Technical Report PSW-GTR-149,
161- 168.
- Sasvari, L. 1984. Bird abundance and species
diversity in the parks and squares of Budapest.
Folia Zool. 33, 249-262.
- Strona, G., Galli, P., Seveso, D., Montano, S.,
Fattorini, S. 2014. Nestedness for Dummies
(NeD): a user friendly web interface for
exploratory nestedness analysis. *Theory
Biosci.* 133, 179-186.
- Van Rensburg, B. J., Peacock, D. S., Robertson,
M. P. 2009. Biotic homogenization and alien
bird species along an urban gradient in South
Africa. *Landscape and Urban Planning* 92,
233–241.
- Worthen, W.B. 1996. Community composition
and nested-subset analyses: basic descriptors
for community ecology. *Oikos* 76, 417-426.

Interfase natural-urbana y la naturbanización

Norberto Javier Rodríguez¹ y Luciana Ghermandi²

¹ Centro de Capacitación Técnica N°1 (CCT1), Bariloche, Argentina.

² INIBIOMA (CONICET- Universidad Nacional del Comahue), Bariloche, Argentina

Mail de contacto: paisajespatagonicos12@gmail.com

RESUMEN

Existe una tendencia mundial a elegir lugares para habitar cercanos a espacios lo más naturales posibles. Las áreas de interfase natural-urbana son áreas complejas por la fricción que contienen, entre los habitantes y el espacio que desean habitar, por considerarlas prístinas y por el impacto que producen, como por los riesgos que su presencia allí implica. Plantear una problemática diferente a la conocida como rural-urbana es una vía primaria para comprender el complejo proceso de la naturbanización. Se plantea establecer diferencias comparativas en un espacio de interfase natural-urbano, analizando normativas y parámetros urbanos, tomando dos sectores de Bariloche: la reserva natural urbana Las Cartas y un sector de la costa oeste del lago Gutiérrez. Se analizó el avance urbano entre 2007-2016 y 2004-2015 utilizando Google Earth, para considerar posibles modificaciones a las normativas.

Palabras claves: Interfase natural-urbana, reserva natural urbana (RNU), Bariloche.

ABSTRACT

There is a worldwide tendency to choose places to live near spaces as natural as possible. The areas of natural-urban interface are complex because of the friction they contain, between inhabitants and pristine areas that want to be inhabited, and the impact implied by their presence, which carries risks. To pose a problematic different from what is known as rural-urban is a primary way to understand the complex process of naturbanization. It is proposed to establish comparative differences in a space of natural-urban interface, analyzing urban regulations and parameters, taking two sectors of Bariloche: Las Cartas urban natural reserve and a sector of the west coast of Lake Gutierrez. The urban progress was analyzed between 2007-2016 and 2004-2015 using Google Earth, to consider possible modifications in regulations.

Keywords: Natural-urban interface, urban nature reserve (RNU), Bariloche.

Introducción

Las particularidades que permiten identificar un espacio urbano se relacionan con la búsqueda para alcanzar un nivel de habitabilidad aceptable, ligado al concepto de modernidad. Habermas (1993) considera la modernidad ligada al proceso acumulativo, que se refuerza mutuamente entre la formación de capital y la movilización de recursos. El lugar reconocido como centro de intercambio de capital, de movilidad o de transferencia de recursos es la ciudad. Estos espacios cuentan con alta densidad de infraestructura, servi-

cios, industria, comercios y centros político-administrativos. La generación de un espacio urbano es posible resumirla como: un proceso lento de superposición por zonas (urbanas sobre las rurales o naturales, y rurales sobre las naturales), donde se intenta alcanzar el mayor nivel posible de confort, en base a los avances tecnológicos que en las zonas urbanas se concentran. En cambio, las particularidades que distinguen a un espacio natural están relacionadas a una existencia limitada de senderos, con un bajo nivel de tránsito para no afectar su condición natural permanentemente, y donde los cursos de agua no están

contaminados, retenidos o desviados artificialmente. En estos últimos espacios el nivel de antropización es muy bajo o nulo.

Parecería existir entonces, una evolución del territorio en ciudades, que muestra una graduación que va de espacios naturales (poco o nada antropizados) a rurales (antropizados pero poco edificados, con escasos servicios y con producción agro-ganadera o forestal), llegando finalmente a los espacios urbanos (con la mayor cantidad de infraestructura y servicios). Los espacios naturales, quedan entonces en un nivel de valoración inferior, y sin posibilidades de obtener algún grado de habitabilidad aceptable, alejados de un mínimo de modernidad urbana.

Un espacio de interfase natural-urbana (desde ahora abreviado como nat-urbana) comprende un área de ecotono, entre las características natural y urbana. Estas áreas mixtas, ya no serán realmente urbanas o naturales, ni tampoco rurales, sino que tendrán un mínimo de urbanidad, esto es, con apertura de calles y construcciones que son servidas por un mínimo de infraestructura (ej: agua y electricidad por red). Las áreas denominadas nat-urbanas poseen simultáneamente una cierta calidad de espacio natural, que es valorado en función del patrimonio paisajístico natural (PPN) descrito por Rodríguez (2015), y que en Bariloche resulta ser un atractivo turístico (Bertoncello, 2006). El término PPN involucra a conceptos socio-económicos y expresa las condiciones naturales de un lugar, que requieren una necesaria preservación para el turismo y para el disfrute de los residentes. Los espacios naturales son tan delicados que podrían considerarse como un territorio débil, en contraposición a los urbanos considerados fuertes. Las condiciones de interfase con tipología mixta (rur-urbana o nat-urbana) podrían contener un nivel mínimo aceptado de confort, permitiendo la sustentabilidad del PPN.

El espacio natural no constituye una categoría en sí misma para los códigos o planes urbanos, al menos en Bariloche, siendo en el mejor de los casos visto como un espacio vacante para usos rurales o urbanos. Dentro de

las áreas puramente urbanas representa un espacio verde, antropizable y modificable (ej: plaza o parque urbano). En el siglo XXI la tendencia mundial a valorar y elegir espacios lo más naturales posibles es un hecho, como lo describe Prados (2011).

Materiales y Métodos

Las áreas de estudio consideradas son: 1) la RNU Las Cartas, ubicada sobre la ruta provincial 77, abarcando los lotes que lindan con un sector de la costa del lago Moreno Oeste; 2) un área ubicada sobre la costa oeste del lago Gutiérrez. Ambas áreas poseen escasa edificación en una zona con denso bosque nativo y con mucha pendiente.

Se analiza la normativa que afecta dichas áreas y se realiza un estudio de evolución entre los años 2004-2016 para el lago Gutiérrez y 2007-2015 para Las Cartas, debido a que son las imágenes más distantes en el tiempo, disponibles en Google Earth. Las imágenes analizadas fueron tomadas a una altura que permitió identificar los espacios antropizados (2,13 km) y en un rectángulo de 780 m x 1200 m, ubicado a partir de puntos identificados con sus coordenadas (41°04'15"S, 71°32'10"O en su ángulo superior derecho de la RNU y 41°09'35"S, 71°24'35"O en su ángulo inferior derecho en la costa del lago Gutiérrez). Se clasificaron y compararon las superficies edificadas y antropizadas visibles (rurales o urbanas) y las naturales (bosques y mallines) entre ambos períodos luego de haber restado los espejos de agua permanentes (fig. 1 a 4). Se observaron las zonificaciones generadas por los códigos vigentes en el período y las áreas de estudio para analizar su relación con normativas provinciales y nacionales y respecto a la preservación del PPN.

Resultados y discusión

El análisis de la superficie antropizada y del espacio natural, reconocidas desde las imágenes satelitales en las áreas de estudio, ha mostrado un aumento en la ocupación del 5,95 % en 2015 respecto del 2004 (costa del lago Gutiérrez) y del 5,54 % en 2016 res-

pecto del 2007 (RNU Las Cartas). Debido a que los dos períodos analizados fueron diferentes (11 años en costa lago Gutiérrez y 9 años en RNU Las Cartas), la tasa de urbanización anual fue del 0,54 % en el primero y 0,62 % en el segundo caso. Las imágenes muestran como han aumentado las zonas de frontera entre lo urbano y lo natural, con amezanamientos pequeños en espacios naturales que se deberían proteger (fig. 1 a 4). Los lotes de tamaño reducido achican las manzanas de una urbanización, y esta característica amenaza al medio ambiente natural.

La forma de zonificar en los códigos no ha respondido a particularidades puntuales, como en las áreas analizadas, por no haber considerado las zonas naturales localmente situadas, a menor escala, ni a la de interfase como un tipo de zona que debería contener otros parámetros.



Fig. 1. RNU Las Cartas 2016 (*imagen Google Earth y aportes propios*)



Fig. 2. RNU Las Cartas 2007 (*Google Earth y aportes propios*)



Fig. 3. Área de estudio costa lago Gutiérrez – en 2015



Fig. 4. Área de estudio costa lago Gutiérrez – en 2004

Las normativas y jurisdicciones, que operan en un área de estudio, deberían relacionarse con el mapa de bosques nativos cuya necesidad se contempla en la Ley nacional 26.331 la cual sin embargo no ha sido cumplida. La intervención de la provincia de Río Negro se limita al otorgamiento de los permisos de tala dentro de la ciudad. El municipio, por su lado, ha generado un código en 1995 que asigna los usos del suelo (comercial, residencial y de servicios), mientras los parámetros urbanos siguen siendo los del código de 1980. Este último no obstante tiene una influencia heredada de Parques Nacionales, entidad que introdujo el paradigma de la ciudad jardín, además de haberse adaptado a las limitaciones geofísicas a partir de ese período, ya que para la década del 30' aún no existían ni provincias ni municipios autónomos. El primer código de 1980 se basa en una zonificación a gran escala, y no contempla las diferencias entre un espacio urbano,

rural o natural, ni tampoco identifica zonas mixtas o de interfase. Existe una tradición en los códigos con cierto nivel de proteccionismo, heredado de la influencia de Parques Nacionales y, por otro lado, cierta flexibilidad que se traduce en el otorgamiento de “excepciones” de construcción, que el municipio permitió desde la década del '80 a ciertos grupos económicos de inversión.

En el 2006 se modifica la Carta Orgánica de Bariloche para dar respuesta a ciertos reclamos de los ciudadanos y limitar la especulación inmobiliaria. Pero, aún así, se han acelerado los cambios con mayor impacto en corto tiempo para algunas zonas de la ciudad, como se observa en el presente estudio. En Bariloche existen aún grandes espacios sin urbanizar que corresponden al 80% del ejido municipal (Rodríguez, 2015), lo que indicaría que aún se está a tiempo de generar modificaciones a las normas que permitan la mejor protección de las áreas naturales y de interfase.

Conclusiones

En las últimas décadas, los estudios sobre las tendencias del crecimiento urbano en sus periferias, se han concentrado en dos extremos al parecer irreconciliables. Por un lado tenemos aquellos que defienden la concentración demográfica (Andersen, 2002) para ofrecer accesibilidad y eficiencia en la infraestructura a la población, además de mantener más tierra rural. Por otro lado, existe una postura favorable a la dispersión de espacios habitados, siendo la vida rural revalorizada, debido a que el hombre se acercaría a un mundo natural, tranquilo y seguro, condiciones perdidas en las grandes urbes (Pesci, 2004). No obstante hay posturas intermedias, como el caso del “libro blanco de la sostenibilidad en el planeamiento urbanístico español” (Fariña Tojo y Naredo, 2010), que toma una postura ligada a la sostenibilidad, no

solo desde el punto de vista de una menor ocupación del suelo con construcción sostenible, sino desde una mejor calidad de vida y un análisis de los casos particulares. La consideración de una visión alternativa, con posibles normativas particulares o minicódigos, diferenciando las áreas urbanas, las naturales y su interfase, sería una alternativa a la preservación del paisaje natural y la calidad de vida de los habitantes. Proponemos la agrupación de las áreas antropizables, separadas de aquellas que serán intangibles (o riesgosas) por una zona buffer, con un carácter intermedio en su afectación ambiental y/o su nivel de antropización.

Referencias

- Andersen, L. E. 2002. Migración rural-urbana en Bolivia, Ventajas y desventajas. Documento de trabajo, Instituto de Investigaciones Socio-Económicas, Universidad Católica Boliviana, N° 12/02.
- Bertoncello, R. 2006. Turismo, territorio y sociedad. El mapa turístico de Argentina. En América Latina: Cidade, campo y turismo. CLACSO, San Pablo, 317-335.
- Fariña Tojo, J., Naredo, J. M. 2010. (Directores) Libro blanco de la sostenibilidad en el planeamiento urbanístico español. Ministerio de Vivienda, Gobierno de España. Disponible en: <http://habitat.aq.upm.es/lbl/a-lbl.es.pdf>
- Habermas, J. 1993. El discurso filosófico de la modernidad. Traducido por Jiménez Redondo, de. Taurus Humanidades. Grupo Santillana España.
- Pesci, R. O. 2004. Ciudad concentrada o ciudad dispersa? Sustentabilidad y desarrollo urbano. Revista Petrotecnia, octubre, 12-16.
- Prados, M. J. 2011. Naturbanización. Algunos ejemplos en áreas de montaña y periurbanas. En Rev. Treballs de la Societat Catalana de Geografia, 71-72, en Conferencias, 179-200.
- Rodríguez, N. J. 2015. Efectos del crecimiento urbano en una ciudad turística de montaña, San Carlos de Bariloche, Patagonia Argentina. Maestría en PROPUR. Rev. Investigaciones Turísticas 10, julio-diciembre, 202-230.

VI Jornadas y III Congreso Argentino de Ecología de Paisajes. Paisaje periurbano y sustentabilidad urbana

Daisy Rodríguez Laredo¹

1. Facultad de Arquitectura, Artes, Diseño y Urbanismo, Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia.

Mail de contacto: flacaday@hotmail.com

RESUMEN

La sustentabilidad urbana es la relación armónica entre el paisaje natural y urbano, basado en el respeto de la capacidad de carga de la naturaleza. Los paisajes periurbanos se encuentran en el margen urbano, son invadidos por construcciones ilegales dispersas que fragmentan el paisaje natural. Tienen potencialidades ambientales, visuales y brindan muchos servicios ambientales. El trabajo que se presenta, es del área periurbana final avenida Beni en la ciudad de La Paz, Bolivia. La metodología que se desarrolló se basó en la Ecología de Paisajes, considerando componentes ambientales y visuales. En el estudio ambiental se consideraron variables de: criterios biológicos y urbanos; amenazas y riesgos. En el estudio visual se consideraron la calidad visual y secuencia visual. Se elaboraron criterios de valoración para definir funciones y actividades sustentables a desarrollarse en las diferentes unidades de paisaje. La salvaguarda de estos paisajes es fundamental para la construcción de la sustentabilidad urbana.

Palabras claves: sustentabilidad urbana, paisaje periurbano

ABSTRACT

Urban sustainability is the harmonious relationship between the natural and urban landscape, based on respect for the carrying capacity of nature. The peri-urban landscapes are in the urban margin, they are invaded by scattered illegal constructions that fragment the natural landscape. They have environmental, visual and environmental potentialities. The work that is presented is of the periurban area final avenue Beni in the city of La Paz, Bolivia. The methodology that was developed was based on Landscape Ecology, considering environmental and visual components

The environmental study considered variables of: biological and urban criteria; Threats and risks. Visual quality and visual sequence were considered in the visual study. Valuation criteria were developed to define sustainable functions and activities to be developed in the different landscape units. Visual quality and visual sequence were considered in the visual study. Valuation criteria were developed to define sustainable functions and activities to be developed in the different landscape units

Keywords: Urban sustainability, periurban

Introducción

Los paisajes naturales que rodeaban a las ciudades, eran paisajes continuos, con alta biodiversidad, manteniendo su geomorfología natural y con un equilibrio armónico. Actualmente son solo fragmentos vulnerables ambientalmente, generando nuevas configuraciones espaciales con pérdida de conectividad de espacios para especies que cumplen

funciones claves en los ecosistemas, profundos cambios climáticos, y cambios de biodiversidad (Morello, 2002). Se encuentran en el margen urbano, son invadidos por construcciones ilegales dispersas que fragmentan el paisaje natural (fig. 1).



Fig. 1. Paisaje fragmentado por la construcción de vivienda - Área periurbana 27 de marzo

La sustentabilidad urbana es la visión integral de una ciudad, es la relación armoniosa entre el paisaje natural y urbano, basado en el respeto de la capacidad de carga de la naturaleza, para que la ciudad pueda satisfacer las necesidades de habitabilidad de la población actual y también de la población urbana futura (Rodríguez, 2016). Por tanto el estudio y la conservación de los paisajes relictuales periurbanos son importantes en las condiciones actuales de vulnerabilidad en que se encuentran las ciudades del mundo.

Materiales y Métodos

El área de estudio se ubica en el área periurbana final avenida Beni en la ciudad de La Paz, Bolivia. La metodología que se desarrolló se basó en la Ecología de Paisajes, con una visión integral, el área de estudio se dividió en 4 unidades de paisaje detallados en la figura 2.



Fig. 2. Definición de unidades de paisaje - final avenida Beni - Elaboración propia

Se consideraron componentes ambientales y visuales. En el estudio ambiental se consideraron variables de criterios biológicos: cobertura vegetal, el valor biológico y la integridad ecológica; criterios urbanos: valor urbano, servicios ecosistémicos; amenazas y riesgos: amenaza a la integridad, pérdida de superficie original y el grado de fragmentación. En el estudio visual se tomaron en cuenta la calidad visual, definida por la calidad de vistas intrínsecas - la localidad de las vistas que desde el paisaje se contemplan y la calidad de su horizonte escénico (Villarino, 1984); y la secuencia visual que consiste en los diferentes planos visuales que se pueden observar desde un punto de observación (Rodríguez, 2016).



Fig. 3. Secuencia visual - unidad de paisaje de farallones

En la figura 3, se pueden observar 3 planos visuales definidos por las características geomorfológicas del paisaje.

Para el relevamientos de las diferentes unidades del paisaje se elaboraron fichas con sus respectivas variables. El levantamiento de los datos se realizó en el área de estudio mediante recorridos secuenciales en cada unidad de paisaje. Luego se realizó una sistematización y evaluación de las diferentes variables de acuerdo a los criterios de valoración paisajística detallados en tabla 1, para definir funciones y actividades sustentables a realizarse en las diferentes unidades de paisaje.

Tabla 1. Criterios de evaluación paisajística

Grado de protección	Valor	Descripción paisaje	Uso público	Descripción
Total	3	con alta calidad biológica o paisajística sin alteración antrópica elementos representativos	restringido solo con fines educativos e investigación	protección y conservación
Parcial	2	de gran valor natural y calidad paisajística	reducido solo paseos ecológicos	compatibilidad conservación y actividad educativo – ambiental
Moderado	1	con calidad media paisajística, sin mucha biodiversidad	uso controlado	actividades educativo - ambientales y de esparcimiento
Ninguno	0	lugares con baja calidad paisajística paisaje transformado	sin restricción	incorporación a la red de equipamiento recreativos y de áreas verdes

Elaboración propia

Resultados y discusión

En base al análisis y la evaluación de las 4 unidades de paisaje, las unidades de paisaje de farallones y boscosa arbustiva obtuvieron un valor 3, por tanto corresponden a un paisaje con alta calidad paisajística con muy poca alteración antrópica, presentan elementos morfológicos representativos como los farallones, con un uso público restringido y se debería proteger. La unidad de paisaje árido en pendiente obtuvo un valor de 2, por presentar todavía un valor natural y calidad paisajística, con un uso público reducido. Las actividades que se deberían realizar son paseos ecológicos y realizar circuitos educativos. La unidad de paisaje árido modificado, no conserva ningún elemento natural ni paisajístico, ya que fue transformado y terraceado para construir viviendas clandestinas, fuera de norma. Las variables de la evaluación de las cuatro unidades de paisaje se reflejan en la tabla 2.

Tabla 2. Evaluación paisajística y visual

Unidad Paisaje	UP 1	UP 2	UP 3	UP 4
Estud. ambiental				
Criterios biológicos	0	2	3	3
Criterios urbanos	0	2	3	3
Amenazas y riesgos	1	2	2.5	3
Estudio visual				
Calidad visual	1	2	3	3
Secuencia visual	0	0	3	3
E. FINAL	0.6	1.6	2.9	3

Estos paisajes periurbanos son más vulnerables por su cercanía a la mancha urbana, alguno de estos paisajes se mantienen por su geomorfología diversa a veces complicada y muy empinada (Rodríguez, 2016). Alberto (2016) menciona que son ámbitos con fuerte dinamismo en las mutaciones de sus características fisiográficas y biológicas, acompañadas por una pérdida de sus cualidades paisajísticas y potenciales bióticas que incrementan así su vulnerabilidad. Pedrazzini *et al.* (2011) enfatizan sobre el riesgo de la soldadura de estos bellos paisajes con el área urbana en constante crecimiento. Por este motivo se tienen

que considerar áreas de amortiguamiento urbano, cordones naturales con franjas de cobertura arbórea nativa densa y espinosa.

Conclusiones

Los paisajes periurbanos son potenciales y muy valiosos para construir la sustentabilidad urbana de la ciudad de La Paz y las funciones urbanas que se proponen en estos espacios naturales son: lugares de circuitos ecológicos educativos para el beneficio de la población, estudiantes escolares y universitarios; lugares turísticos con relatos históricos; circuitos de vegetación nativa o puntos de observación de aves; recuperación del rol agrícola y productiva con la implementación de huertas urbanas; corredores verdes, conectando los espacios libres residuales y un anillo perimetral.

Es importante recuperar y devolver la funcionalidad a las áreas abandonadas o degradadas, teniendo en cuenta previsiones de uso que no se limiten a las áreas edificadas, sino que también tengan en cuenta la creación de servicios públicos y áreas verdes. Salvaguardar el suelo libre existente y preservarlo de la edificación de los fenómenos de dispersión de los asentamientos en particular en lo que atañe a las áreas agrícolas periurbanas y asumir la recualificación y revitalización de los sistemas ambientales como condición previa y principio ordenador para la recualificación del sistema de asentamientos (Pedrazzini *et al.*, 2011).

La conservación de los paisajes periurbanos influye perceptualmente en el ser urbano, científicos e investigadores aseveran que el contacto directo del ser humano con el paisaje natural mejora notablemente su salud, tanto física como espiritual. Ambientalmente son esenciales para la vida urbana ya que son un eslabón importante en la regulación climática.

Referencias

- Alberto, J.A. 2016. Paisajes urbanos y periurbanos, ambiente y cultura. El caso del área Metropolitana del Gran Resistencia, Chaco. Universidad Nacional del Nordeste. Argentina
- Morello, J. 2002. Gestión de frontera urbano rurales, GEPAMA, Buenos Aires, Argentina
- Pedrazzini L. Coordinadora y responsable Científica del proyecto, *et al.* 2011. Ámbitos periurbanos. Líneas guía paisajísticas para la gobernanza del territorio. Región Lombardía. 03 Líneas guía. PAYS.MED.URBAN.
- Rodríguez D. 2007. Los Remanentes Naturales en un área urbana como su memoria ambiental. La Paz, Bolivia.
- Rodríguez, D. 2016. Paisaje natural y sustentabilidad urbana. La Paz, Bolivia
- Villarino, T. 1984. El paisaje, inventariación, valoración, previsión y evaluación de impactos en documento del Curso de Evaluación de Impacto Ambiental. España

Variables del biotopo urbano para la planificación del paisaje del Alto Valle

Juan Lecuona¹, Cintia Nicola¹, Lucas Menavide¹, Nicolás Blanda¹, Leiza Gagliardi¹, Alejo Vega¹, Luciano Torres¹, Leonardo Datri¹, Gerardo Gymant¹

¹Facultad de Planeamiento Socioambiental, Universidad de Flores. Mengele 8, 8324 Cipolletti, Río Negro Argentina. Mail de contacto: juan_lecuona@hotmail.com

RESUMEN

Los factores que definen la configuración territorial de una ciudad son eminentemente sociales y económicos. Pero las herramientas que plasman un proyecto en el espacio son normas regulatorias, como el Factor de Ocupación del Suelo (FOS) y el Factor de Ocupación Territorial (FOT) que establecen las superficies construídas y los volúmenes de edificación. El problema que plantea nuestra investigación indica que las ciudades del Alto Valle, configuran un mosaico complejo y que las normas no regulan acciones tendientes a reducir el riesgo ambiental y promover la sustentabilidad urbana. Por medio del análisis de imágenes de Google Earth, Street View y satelitales Landsat 8 OLI, se estimaron la saturación de agua (NDMI) y la cobertura vegetal (SAVI) y distintos aspectos de la tipología urbana de las ciudades de Plottier, Neuquén y Cipolletti. Detectamos tres variables que permiten desarrollar un factor de área de biotopo en perspectiva tridimensional, ajustado a las características de cada biotopo urbano.

Palabras claves: biotopo – paisaje urbano - planificación

ABSTRACT

The factors that define the territorial configuration of a city are eminently social and economic. But the tools that shape a project in space are regulatory standards, such as the Soil Occupation Factor (FOS) and the Territorial Occupation Factor (FOT) that establish the building surfaces and the building volumes. The problem raised by our research indicates that the cities of the Alto Valle form a complex mosaic and that the norms do not regulate actions tending to reduce environmental risk and promote urban sustainability. The soil moisture (NDMI) and vegetation cover (SAVI) and different aspects of the urban typology of the cities of Plottier, Neuquén and Cipolletti were estimated through Google Earth, Street View and Landsat 8 OLI images. We detected three variables that allow to develop a factor of area of biotope in three-dimensional perspective, adjusted to the characteristics of each urban biotope.

Keywords: biotope - urban landscape - planning

Introducción

Existe un creciente interés por incorporar herramientas de planificación urbana que puedan utilizarse para asegurar una adecuada infraestructura verde y azul en el desarrollo urbano. Tal desarrollo requiere de una lista de opciones de infraestructura para lograr un nivel mínimo, adecuado para el hábitat de compensación del biotopo urbano en espacios públicos, privados y el diseño de un sistema de

aguas pluviales y fluviales, abiertas (Kruuse, 2011).

El factor de ocupación del suelo (FOS) y el factor de ocupación territorial (FOT) son instrumentos que definen la forma de la ciudad futura. La regulación de estos factores por parte de los municipios, puede definir, en las grandes avenidas o en los corredores la construcción de edificios de gran altura, aprovechando el ancho de las calles y la accesibilidad. En un barrio periférico se procu-

ra que suceda lo opuesto y se resguarde la privacidad y el asoleamiento de las viviendas (Sanchez *et al.*, 2012).

La planificación del espacio urbano es de crucial importancia para ayudar a adaptar al cambio climático (Reporte IPCC, 2014), ya que la provisión de infraestructura verde regula temperaturas extremas, reduce el riesgo de inundación y favorece a la biodiversidad. Las ciudades del Alto Valle particularmente han sufrido estos cambios en tiempos recientes con dos temporales extraordinarios ocurridos en 2014 y en 2016, que ocasionaron daños severos en las infraestructuras urbanas.

En las últimas décadas se han logrado avances significativos en la sostenibilidad urbana de ciudades como Berlín (Dizdaroglu *et al.*, 2009) o Malmö (Kruuse, 2011), a través de colaboraciones transdisciplinarias. Sin embargo, muchos proyectos urbanos, tienen una transferibilidad limitada a otras ciudades y a la Patagonia en particular debido a sus singularidades biofísicas y culturales (Aherna *et al.*, 2014).

La idea del papel principal de los corredores es desarrollar el flujo urbano y natural y proporcionar hábitat y actuar como conectores de hábitats nodales. Los drenajes y los humedales comprenden estos circuitos habituales, que a su vez proporcionan servicios ribereños y hábitat, al mismo tiempo que constituyen parte de la trama urbana y el paisaje visual (Ignatieva *et al.*, 2011).

Los factores que definen la configuración territorial de una ciudad son eminentemente sociales y económicos. Pero las herramientas que plasman un proyecto en el espacio son normas regulatorias, como el FOS y el FOT que establecen las superficies construídas y los volúmenes de edificación. En este trabajo nos planteamos: ¿en qué medida estos parámetros comprenden a las variables del biotopo de una ciudad?

El problema de nuestra investigación indica que las ciudades del Alto Valle, configuran un mosaico complejo y que las normas no regulan acciones tendientes a reducir el riesgo ambiental y promover la sustentabilidad urbana. El objetivo de nuestro trabajo es identi-

ficar las variables del biotopo urbano de las ciudades del Alto Valle que contribuyen a la planificación de la infraestructura verde y azul de las mismas.

Materiales y Métodos

El área de estudio comprende las regiones urbanas y periurbanas de las ciudades de Neuquén, Plottier y Cipolletti, enmarcadas en el valle de la confluencia de los ríos Limay y Neuquén y la naciente del río Negro. Las ciudades de Neuquén y Plottier se encuentran limitadas al norte por un desnivel de aproximadamente 60 a 100 metros, escarpado conformado por el talud del valle (regionalmente denominado “barda”) y su pedemonte, sobre los cuales se desarrollan un conjunto de microcuencas, que drenan sus aguas de origen pluvial al sur en el río Limay. Neuquén al este limita con el río Neuquén y con Plottier al oeste. Esta última al oeste con tierras sujetas a riego, abastecido desde Arroyito. La ciudad de Cipolletti está limitada al sur por el río Negro y al oeste por el río Neuquén (límite interprovincial). Al noreste limita con la barda, y su área periurbana está conformado por chacras que forman parte de un sistema irrigado que se origina en el dique Ballester.

El clima es templado xerofítico (mesotermal) con temperaturas medias de 14° C y precipitaciones de 200 mm anuales. Las previsiones de los modelos del reporte de cambio climático (IPCC, 2014) indican que en las próximas décadas las precipitaciones se incrementarán un 10 % entre la región pampeana y el norte patagónico, mientras que la mayor parte de la cuenca del río Negro experimentará una reducción de un 10 % de las mismas.

Por medio del análisis de imágenes satelitales Landsat 8 OLI (fig. 1) e índices ambientales provistos por la CONAE (Comisión Nacional de Actividades Espaciales), se estimaron la humedad del suelo (NDMI) de una escena perteneciente al 9 de noviembre de 2016, 16 días después del temporal de octubre que representó toda la lluvia de un año en 30 horas y la cobertura vegetal (SAVI), del 12 de enero de 2017 en verano, de las ciuda-

des de Plottier, Neuquén y Cipolletti. Se establecieron 30 polígonos de diferentes densidades y localizaciones urbanas y periurbanas, a lo largo de elipsoides concéntricos, tanto sobre el eje de desarrollo de Neuquén – Plottier, a partir del centro urbano de Neuquén, como de Cipolletti sobre los que se estimaron métricas del paisaje (superficies desprovistas de vegetación y suelo natural, áreas saturadas de agua) y alturas de construcciones por medio de un modelo digital de elevaciones de una imagen ALOS de 2011, como medida de un FOT real.



Fig. 1. Área de estudio en imagen Landsat 8 OLI del 20 de abril de 2014, tomada 13 días después del temporal de 150 mm caídos en un solo día (Bandas azul/verde/SWIR) y puntos de muestreo.

Con Street View, de Google Earth, se estimaron las alturas máximas y mínimas de cada polígono de muestreo para ajustar las alturas obtenidas del modelo. Por medio de un coeficiente de variación se estimó la heterogeneidad de las superficies construidas. Los datos fueron relacionados entre sí de manera de evaluar las características y las relaciones del biotopo urbano.

Resultados y discusión

Los suelos impermeables y desprovistos de vegetación mostraron una rápida pérdida de agua acumulada tras las precipitaciones extraordinarias de la primavera de 2016 (Figura 2). Las superficies verdes naturales, chacras, humedales y terrenos baldíos, evidenciaron un escurrimiento e infiltración mas lento del agua.

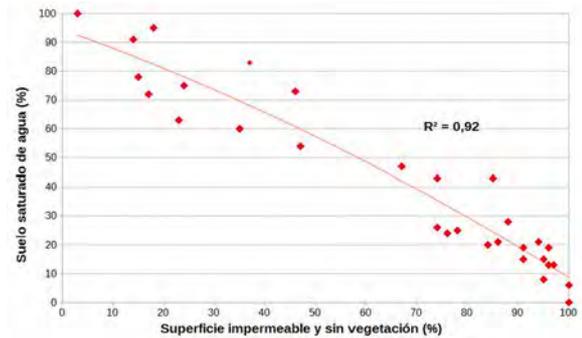


Fig. 2. Relación de la superficie de suelos impermeables con las superficies de suelos saturados de agua 16 días después del temporal de primavera de 2016.

En relación a las superficies inundadas en otoño de 2014, los mismos indicadores evidenciaron la misma condición (fig. 3).

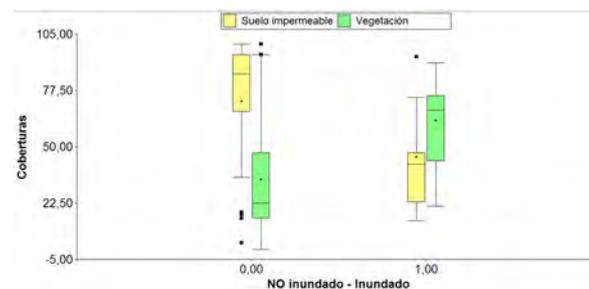


Fig. 3. Porcentajes de cobertura vegetal y suelos saturado de agua, en relación a las superficies cubiertas de agua tras el temporal de 2014.

Contrariamente a lo esperado y manifestado en cuanto a funcionalidad de los espacios verdes y el biotopo natural por Ignatieva *et al.* (2011) y por Kruuse (2011), esta situación en las ciudades del valle están condicionadas por la singularidad del paisaje planteada por Aherna *et al.* (2014).

Las ciudades estudiadas poseen una pendiente generalizada hacia los ríos desde la barda. Las aguas de lluvias torrenciales escurren rápidamente a los humedales. Las bardas comprenden el extremo más árido, con menor cobertura vegetal (fig. 4). Las aguas que escurren al valle, aun con coberturas vegetales altas y suelo permeables, no alcanza a drenar, anegando superficies amplias de la ciudad de Neuquén (fig. 5). En este sentido la planificación y los factores de ocupación del

suelo representan la variable de regulación del problema.

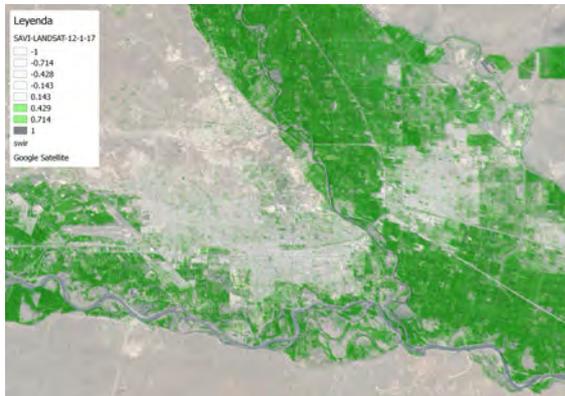


Fig. 4. Coberturas vegetales mas densas obtenidas del índice SAVI sobre escena Landsat 8 OLI de verano de 2017 sobre imagen Google Earth.

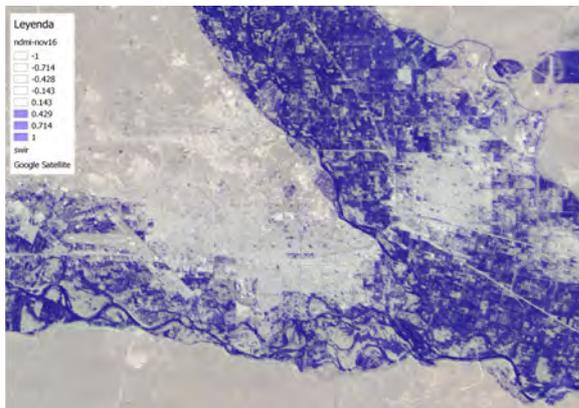


Fig. 5. Coberturas de zonas saturadas de agua obtenidas del índice NDMI de una escena Landsat 8 OLI 16 después del temporal de 2016 sobre imagen de Google Earth.

Las superficies construidas evidencian una gran heterogeneidad tanto de uso del suelo como de aprovechamiento del espacio (fig. 6). Los centros urbanos aun siguen siendo espacios abiertos y en promedio de baja altura. Incluso existen desproporciones en el volumen construido, con grandes alturas en entornos naturales como la barda y el humedal ribereño en Neuquén y de chacras en Cipolletti.

Conclusiones

La barda, el humedal y el valle irrigado constituyen la fuente de heterogeneidad espacial y funcional de las ciudades y deben ser consideradas en la regulación del FOT y el

FOS, por medio de un factor de cálculo que consolide la infraestructura verde – azul.

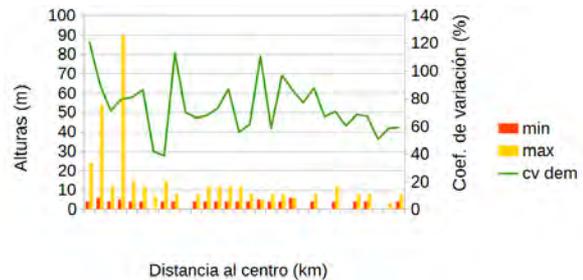


Fig. 6. Relación de alturas construidas máximas y mínimas, distancia a los centros urbanos y el coeficiente de variación de superficies construidas según su altura.

El factor opera desde las propias intervenciones urbanas y arquitectónicas en la planicie baja para liberar el “0”, incrementar las superficies de infiltración y drenaje de suelos con su vegetación. En las bardas para la regulación del uso del espacio con el fin de formar “buffers” inundables.

Referencias

- Aherna, J., Cilliersb, S., Niemeläc, J. 2014. The concept of ecosystem services in adaptive urban planning and design: A framework for supporting innovation. *Landscape and Urban Planning*. Volume 125, Pages 254–259.
- Dizdaroglu, D., Yigitcanlar, T., and Dawes, L. A. 2009. Sustainable urban futures: an ecological approach to sustainable urban development. 2° Infrastructure Theme Postgraduate Conference 2009. Queensland University of Technology.
- Ignatieva, M., Stewart, G., Meurk, C. 2011. Planning and design of ecological networks in urban areas. *Landscape and Ecological Engineering*. Volume 7, Issue 1, pp 17–25.
- Kruise, A. 2011. The green space factor and the green points system. *Town and Country Planning Association*. En: <http://nextcity.nl/the-malmo-tools-green-space-factor-and-the-green-points-system/>
- Sanchez, M., Minazzoli P., Martínez, L., Soto M., Vélez, L., Rosa S. 2012. Lógicas de estructuración y configuración de tejidos residenciales y recomposición en base a criterios innovativos. Caso ciudad de Córdoba. ICO-UNGS. En: http://www.ungs.edu.ar/ms_ico/wp-content/uploads/2012/07/

Cambios espaciotemporales en un paisaje urbano-rural y pérdida de servicios ecosistémicos a lo largo de cuatro décadas

Marta Evelia Izzo^{1,3}, Elizabeth Astrada² y Guido Lorenz¹

¹ Instituto de Silvicultura y Manejo de Bosques, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Santiago del Estero, Av. Belgrano (S) 1912, 4200 Santiago del Estero, Argentina.

² 3iA – UNSAM, CONICET. 25 de mayo y Francia, San Martín, Buenos Aires, Argentina.

³ CONICET

Mail de contacto: martaizzo@gmail.com

RESUMEN

Fuertes tensiones por problemáticas ambientales y sociales de las últimas décadas en paisajes periurbanos son de interés para la ciencia y la gestión. Se analizaron cambios espaciotemporales relacionados con elementos del paisaje urbano-rural del sur de la ciudad de Santiago del Estero (Argentina) a lo largo de 4 décadas (1970-2015), determinando Servicios Ecosistémicos, actores y procesos. Mediante modelo de estados y transiciones, se representaron resultados en esquema de cajas, identificándose un total de 15, 13 en año 2015 y 9 en la década 1970, (elementos de AYER que dieron origen al HOY) agrupados según zonas con mayor a menor vegetación y vinculación a sistemas hídricos y naturales, en 5 categorías. La disminución de servicios ecosistémicos fue por urbanización en monte nativo y zonas agrícolas, e impermeabilización de suelos. Excepcionalmente hubo reversibilidad en zona agrícola donde volvió el monte. Estos procesos podrían continuar por expansión urbana y deficiencias en ordenamiento territorial.

Palabras claves: cambios de usos del suelo, interacción urbano-rural, conflictos socioambientales

ABSTRACT

Strong tensions over environmental and social issues in decades recent in peri-urban landscapes are of interest to science and management. The space-temporary changes related to the elements of the urban-rural landscape of the south of the city of Santiago del Estero (Argentina) during 4 decades (1970-2015) were analyzed, determining Ecosystem Services, actors and processes. Using the states and transitions model, the results are shown in the box schema, identifying a total of 15, 13 in 2015 and 9 in the 1970s (YESTERDAY elements that gave rise to TODAY) and linking to water and natural systems in 5 categories. The decline in ecosystem services was due to urbanization in the native forest and agricultural areas, and waterproofing of soils. Exceptionally there was reversibility in agricultural area where the mountain returned. These processes are prolonged by urban sprawl and deficiencies in land use planning

Keywords: change use soil, rural urban interaction, social and environmental conflicts

Introducción

Los paisajes periurbanos constituyen actualmente fronteras de especial interés para la ciencia y la gestión debido a las problemáticas ambientales y sociales que se han ag-

dizado en las últimas décadas generando tensiones. Habitantes urbanos que eran originarios de la zona rural, suelen volver a sus raíces y querer darle el brillo urbano a sus vi-

viendas, modificando su cultura (Agudelo 2012).

Los usos del suelo, los servicios ecosistémicos (SE) que brinda el ambiente y los actores deben ser analizados para comprender la dinámica de un paisaje particular. Para comprender mejor estos procesos, el objetivo de este trabajo fue analizar los cambios espacio-temporales en las relaciones de los elementos del paisaje periurbano del sur de la ciudad de Santiago del Estero (Argentina) a lo largo de 4 décadas (1970-2015).

Materiales y Métodos

El área de estudio se encuentra en la ciudad de Santiago del Estero, con un 68% de población urbana, valor que continúa en aumento (INDEC 2010), con latitudes (27°55'31.27"S; 64°11'08.92"O), limitado al Norte por la calle Libertad, el río Dulce al Este, la latitud del dique de Tuhama (planificado) al Sur y el canal San Martín al Oeste, abarcando en promedio 30 km N-S y 20 km de E-O. La urbanización suele darse en forma caótica, compleja, con factores y variables a escala espacial y temporal (Athor 2012).

Se realizó recopilación bibliográfica, visitas de terreno y estudios mediante imágenes satelitales. Se identificaron los elementos del paisaje, sus características fundamentales y los servicios ecosistémicos. Se identificaron procesos, actores y su reversibilidad. Se confeccionaron esquemas de interpretación (de cajas y flechas según modelo de estados y transiciones).

Resultados y discusión

Se identificaron elementos del paisaje vinculados al gradiente urbano-rural (de áreas con menor a mayor proporción de superficie vegetada) en dos cortes temporales: 9 para la década de 1970 y 13 para 2015 (Fig. 1). Se plantearon 16 relaciones como transformaciones de elementos del paisaje en el tiempo (elemento de AYER que dio origen al de HOY). Con posible reversibilidad se determinó la zona agrícola a monte. Se describen las principales características de los elementos de los paisajes (Tabla 1) y los procesos que los vinculan (Tabla 2).

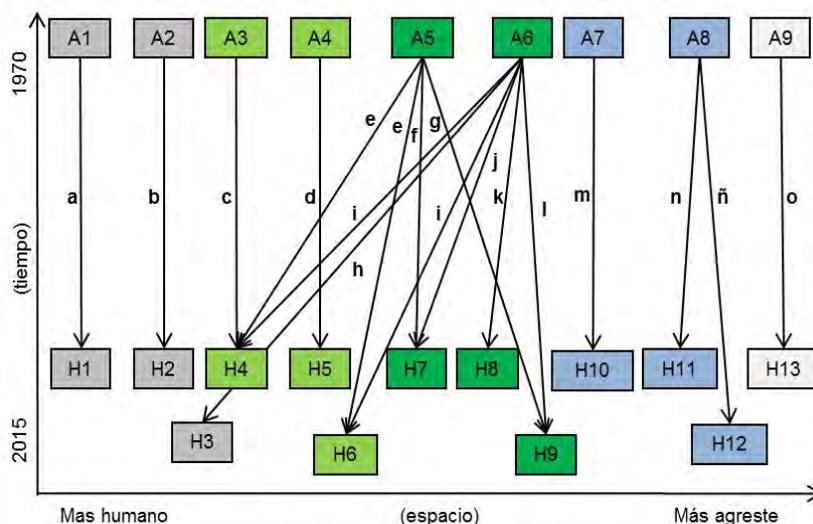


Fig 1: Esquema de estados y transiciones

Tabla 1: Catálogo de elementos del paisaje (cajas) y servicios ecosistémicos en 1970 aproximadamente y 2015. S: servicios ecosistémicos mas destacados.

AYER (1970 aprox.) (CAJAS A)	HOY (2015) (CAJAS H)
<p>1-H1) Zona urbana antigua. S: culturales y de vivienda</p> <p>A2) Zona urbana con calles de tierra. S: culturales y de vivienda</p> <p>A3-H4) Casas de fin de semana sobre terrenos de aprox 30 x 70 mts con gran espacio verde- S: regulación, de vivienda</p> <p>A4) Áreas verdes de esparcimiento. S: de regulación, de soporte de biodiversidad, cultural</p> <p>A5) Zona agrícola con monocultivo de algodón. S: provisión de bienes comerciales</p> <p>A6-H8) Monte típico santiagueño. S: provisión de aire y agua limpia, madera y alimentos; regulación de clima local y global y protección de erosión del suelo; recreación y turismo, de soporte</p> <p>A7) Canales de riego o desagüe. S: provisión, regulación hídrica</p> <p>A8-H11) Río con vegetación estacional en el cauce y ribera con bosque. S: provisión de aire y agua limpia, alimentos, recreación y turismo.</p> <p>A9-H13) Salinas: Ambiente salitroso, con especies típicas (jume). S: soporte</p>	<p>H1 Idem A1</p> <p>H2) Zona urbana recientemente pavimentada. S: de economía regional, valor agregado de vivienda.</p> <p>H3) Zona urbanizada por planes de vivienda del estado. S: de vivienda</p> <p>H4 idem A3</p> <p>H5) Áreas verdes de esparcimiento modificadas (aumento de superficie sellada y reemplazo de especies vegetales). S: de regulación, de soporte, cultural</p> <p>H6) Barrios cerrados, con viviendas privadas y espacios verdes compartidos. S: de economía regional, aumento de valor agregado de vivienda</p> <p>H7) Zona agrícola diversificada. S: de producción</p> <p>H8 idem A6</p> <p>H9) Campos experimentales de INTA (8000 has aprox) y UNSE (120 has). S: cultural, de provisión, de soporte, de regulación.</p> <p>H10) Canales de riego o desagüe revestidos con hormigón armado. S: provisión de bienes comerciales, regulación de excesos pluviales</p> <p>H11 idem A8</p> <p>H12) Corredor vial = Zona ribera urbana sellada: rellena con escombros y/o residuos para instalación de área de circulación vehicular (sin servicios encontrados)</p> <p>H13 idem A9</p>

Tabla 2: Catálogo de procesos (flechas) entre los elementos de los paisajes de 1970 y 2015.**A: Actores**

a) Mantenimiento de la infraestructura edilicia y vial urbana. A: privados
b) Implementación de planes de pavimentación de calles de tierra en sector urbano. A: Estado.
c) Mantenimiento de la infraestructura de viviendas y de las áreas verdes asociadas. A: privados
d) Rediseño de áreas recreativas (aumento de superficie sellada, reemplazo de especies). A: Estado
e) Abandono de parcelas agrícolas e instalación de casas quinta, barrios cerrados. A: privados
f) Nueva modalidad agrícola: abandono de algodón e introducción de nuevas especies. A: privados
g) Abandono de parcelas agrícolas e incorporación a campos experimentales. A: Estado
h) Implementación de planes de vivienda con desmonte y pavimentación. A: Estado
i) Desmontes, construcción de viviendas y pavimentación de calles. A: Estado y privados
j) Desmonte e instalación de cultivos diversos. Con abandono, reinstalación del Monte. A: privados
k) Mantenimiento del monte por procesos naturales de desarrollo de especies nativas. A: Estado
l) Incorporación de sectores de monte a un sistema de parcelas experimentales. A: Estado
m) Revestimiento de canales hidrológicos con hormigón armado. A: Estado
n) Mantenimiento de sectores de zona de ribera. A: Estado
ñ) Relleno de zona de ribera y sellado de vías de circulación (calle pavimentada). A: Estado
o) Mantenimiento de las Salinas (procesos naturales de evaporación de agua). A: Estado

Discusión

El sellado de la superficie por un lado mejora acceso y disminuye partículas en suspensión, Pero aumenta la temperatura, disminuye la absorción de agua de lluvia ocasionando mayores anegamiento, aumenta la contaminación del aire y auditiva, entre otras. La Declaración de las Partes de Curitiba (CDB) declara que los países en vías de desarrollo como Argentina dependen estrechamente de los SE (Mariño y Mejía, 2012). El avance de la matriz que va uniendo la ciudad con las casas de fin de semana y zona de quinta reemplaza el monte por viviendas sociales. Curitiba por su modelo de ciudad tiene una superficie de 55 m² de espacio verde por habitante (Flores-Xolocotzi y González-Guillén, 2010). Se puede realizar con planificación que contemple espacios verdes y relictos de monte nativo, permitiendo así una me-

jor situación habitacional y menores conflictos socioambientales.

El monte nativo fue reemplazado por 7 usos, viviendas es el mas brusco y continuo en el tiempo. Mendoza, también crece a un ritmo mayor que su capacidad de planificar; en la zona productiva rural al disminuir su valor, donde los inversionistas ven la oportunidad de viviendas a menor costo (Mesa y Giusso, 2014). Según el Principio de Gradiente, la influencia urbana en zona rural decrece con la distancia a la ciudad más próxima y crece con el tamaño de la ciudad (Estebanez, 1988). Esto ocurre en Santiago.

En San Miguel (Bs. As.), los inmobiliarios, saturaron la infraestructura, en zona con baja densidad poblacional, revalorizando suelo, con cambios en la vida socio-cultural de los habitantes de estos barrios (Gauto Torres, 2012). Esto ha creado desigualdad social.

Conclusión

La eliminación del monte en el área periférica de la ciudad de Santiago del Estero ocurrida en las últimas cuatro décadas incluye su transformación en sistemas urbanos de carácter irreversible, con la disminución y/o pérdida de SE.

Agradecimientos

Al INSIMA, a la UNSAM, a CONICET

Referencias

- Agudelo Patiño, L. C. 2012. Ruralidad metropolitana. Entre la tradición rural y el «brillo» urbano. Una interpretación, Bulletin de l'Institut français d'études andines [En línea], 41 (3), consultado 01/10/2016. URL: <http://bifea.revues.org/432>.
- Athor J. 2012 Buenos Aires: la historia de su paisaje natural. Fundación de Historia Natural Félix de Azara. Buenos Aires
- Flores-Xolocotzi, R., González-Guillén, M. (2010). Planificación de sistemas de áreas verdes y parques públicos. Revista mexicana de cs. forestales,1(1), 17-24.
- Estebanez, J. (1988). Los Espacios Urbanos. En Puyol, R.; Estébanez, J., Méndez, R., Geografía Humana. Madrid. Ed. Cátedra, 357-585.
- Gauto Torres, J. P. 2012. El desarrollo inmobiliario y el fenómeno de verticalización en la Ciudad de San Miguel: Transformaciones morfológicas urbanas. En: Almeida Leñero, L. *et al.* Desafíos y escenarios de desarrollo para las ciudades Latinoamericanas. Libro de resúmenes Primer Congreso Latinoamericano de Ecología. 1a ed. – Universidad Gral. Sarmiento, Argentina. 270 pp.
- INDEC - Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2010 (<http://www.ign.gob.ar/NuestrasActividades/Geografia/DatosArgentina/Poblacion>)
- Mariño, J., Mejía, M.A. 2012. Biodiversidad y servicios ecosistémicos: un intento por reconstruir las conversaciones entre los entornos urbanos y rurales. En: Almeida Leñero, L. *et al.* Desafíos y escenarios de desarrollo para las ciudades Latinoamericanas. Libro de resúmenes, Primer Congreso Latinoamericano de Ecología. 1a ed. – Univ. Gral. Sarmiento, Argentina. 270 pp.
- Mesa, A., Giusso, C. 2014. Modelos de urbanización en tierras de alta vulnerabilidad ambiental: Análisis de la ocupación de la periferia del Área Metropolitana de Mendoza. Cuaderno urbano, 16, 5-26.

Grado de modificación del paisaje en diferentes tipos de urbanización de la ciudad de Santiago del Estero

Silvia Elizabeth Marelli¹; Marta Evelia Izzo^{1,2}; Guido Lorenz¹; Valeria Teresa Ceirano³

¹ Facultad de Ciencias Forestales, INSIMA (Instituto de Silvicultura y Manejo de Bosques) Av. Belgrano (s) 1912; ² CONICET

³ Estación Experimental Agropecuaria Este de Santiago del Estero (INTA), Quimilí, CP: 3740
Mail de contacto: marellisilviae@gmail.com

RESUMEN

Las ciudades son ambientes fuertemente modificados por el crecimiento de la población urbana, lo que genera cambios en la composición y calidad del paisaje. En este trabajo se evaluó el grado de modificación del paisaje en dos tipos de urbanización de la ciudad de Santiago del Estero, al NO de Argentina. Las unidades de estudio fueron un barrio de una trama urbana densa y otro de trama periurbana, abierta. Metodológicamente, se trabajó con el concepto de hemerobia, que circunscribe de forma integral los cambios antropogénicos en un paisaje. Se evaluó el grado de antropización del ambiente, usando imágenes satelitales y una clave de doce clases de hemerobia, adaptada a contextos urbanos. La presente es una herramienta útil para el diagnóstico y monitoreo de una unidad de estudio y proporciona un valor guía respecto a la prestación de servicios ecosistémicos, una base importante para futuras planificaciones, especialmente en el contexto urbano.

Palabras claves: Hemerobia; urbanización; ordenamiento territorial, servicios ecosistémicos

ABSTRACT

Cities represent environments strongly modified by the growth of the urban population, which generates changes in the composition and quality of the landscape. In this study, we evaluated the degree of anthropogenic modification of landscape in two different types of urbanization of Santiago del Estero city, NW-Argentina. The study units were two quarters, one with a dense urban fabric and another with an open one. Methodologically, the hemeroby concept was applied, which accounts, in an integrative manner, for all anthropic changes in a landscape. Landscape anthropization was evaluated, using high resolution satellite images and a key of twelve hemeroby classes, adapted to urban contexts. The method seems to be a useful tool for evaluating and monitoring of landscape units, providing a proxy for the provision of ecosystem services, thus an important base information for land-use planning policies, specially for urban contexts.

Keywords: Hemeroby; urbanization; land-use planning, ecosystem services

Introducción

En la ciudad de Santiago del Estero, capital de la provincia homónima en el noroeste argentino, el acelerado crecimiento demográfico ha impulsado un avance de la urbanización hacia la zona sur de la ciudad. Estos ambientes urbanos se caracterizan por generar cambios marcados en el paisaje, en

la componente vegetal, suelo, aire y las interrelaciones físico-químico-biológicas existentes entre estos.

El paisaje desempeña infinitas funciones ecosistémicas, las cuales se sintetizan, según Bastian (1997), en: función de regulación (bioecológicas), función de producción (socioeconómicas) y función de espacio de vida (socioecológicas y culturales). Estas funcio-

nes se modifican siempre en un proceso de urbanización, en mayor o menor grado.

Belem y Nucci (2011) expresan que “a menudo comprometer las funciones ecológicas del paisaje alcanza tal intensidad que el paisaje se vuelve dependiente de la energía y la tecnología para su mantenimiento y generan grandes cantidades de residuos, fruto de esta dependencia energética, o el desequilibrio ecológico resultante”.

Una herramienta eficiente para evaluar los cambios introducidos en el ambiente por el humano es el concepto de hemerobia, la cual se puede entender, según Sukopp (1976), como “una medida integral de los impactos en los ecosistemas, por todas las intervenciones humanas, sean intencionales o no. El grado de hemerobia es el resultado del impacto en un área particular y de los organismos que viven en ella”.

Debido a su concepción integral, la evaluación del grado de hemerobia se usa a menudo para realizar un diagnóstico o monitoreo integral de un área estudiada, evaluar los cambios introducidos y la relación que tienen estos con la calidad de los servicios ecosistémicos en el paisaje. (Walz y Stein, 2014).

A fin de contribuir con los estudios del ordenamiento territorial urbano local, el objetivo de este trabajo fue evaluar el grado de antropización del paisaje, en barrios de diferentes grados de urbanización de la ciudad de Santiago del Estero.

Materiales y métodos

El área de estudio está conformada por la zona (peri)urbana al sur de la ciudad de Santiago del Estero (fig 1). Las unidades de estudio fueron dos barrios, uno de trama urbana densa (Campo Contreras) y otro de trama abierta (Puestito de San Antonio).

Se evaluó el grado de modificación antrópica del ambiente (hemerobia), a través de imágenes satelitales, para (i) ir conociendo el área de estudio por este medio visual, (ii) obtener un primer diagnóstico general del estado del ambiente, y (iii) tener un valor guía respecto a la calidad de los servicios ecosistémicos y posibles amenazas de los mismos.



Fig. 1 Área de estudio. Barrios enmarcados en línea amarilla. Grilla de análisis con celdas de 210 m x 210 m en rojo. Imagen de Google Earth.

Este trabajo es un primer diagnóstico en relación a la calidad de los servicios ecosistémicos en el área mencionada. Posteriormente se agregarán otros análisis *in situ*, con registros fotográficos, de hemerobia, de vegetación, muestreo y análisis de suelos y mediciones de infiltración de agua.

El análisis se realizó sobre imágenes satelitales de alta resolución (*Quickbird*, de *Google Earth*) aplicando una grilla regular con celdas de 210 m x 210 m, con un total de 420 celdas (20 filas por 21 columnas) a fin de sistematizar y analizar la información.

Se trabajó con el software Grass GIS 7.0.5 (*GRASS Development Team*, 2016), Google Earth y el lenguaje estadístico R (*R Development Core Team*, 2016).

La guía de evaluación de hemerobia que se tomó como referencia es del Atlas Ambiental de Berlin (*Senate Department for Urban Development Berlin*, 2016, en Lorenz, 2016), la cual está conformada por 12 categorías, adaptada a contextos urbanos y con enfoque hacia la condición del suelo. En esta escala, la clase 1 representa un ambiente na-

tural, mientras que la clase 12 refleja una máxima alteración.

Se determinaron un grado de hemerobia dominante (o de primer orden) y uno subdominante (o de segundo orden), teniendo en cuenta la proporción que representan los aspectos analizados por cada celda de paisaje analizado.

Resultados y discusión

De acuerdo con el tipo de urbanización, existen dos zonas claramente diferenciadas por los cambios del paisaje (fig. 1 y 2), la de mayor entramado urbano en la cual los valores dominantes de hemerobia oscilan entre 8-12, con suelos de influencia antrópica fuerte, y la zona de trama abierta en la que prevalecen valores entre 1-7, con suelos de condiciones cercanas a las naturales.

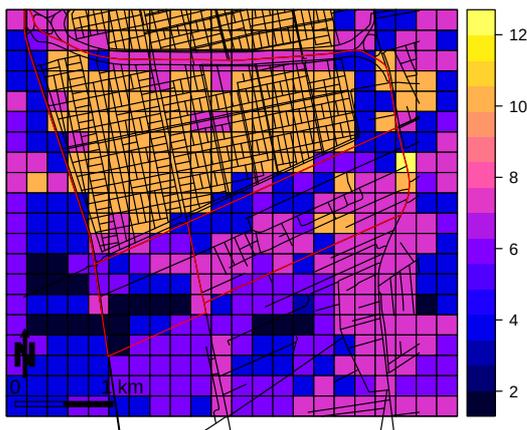


Fig. 2 Mapa de hemerobia, valores dominantes, en el área de estudio. Red de calles (negro) y los límites de barrios (rojo) superpuestos.

En zonas de mayor grado de urbanización, se obtuvieron valores que indican una fuerte modificación antropogénica, con un porcentaje significativo de superficies selladas, pocas plazas y suelo modificado en superficie. En la fig. 2 se verifica la dominancia del valor 10 (extremadamente modificado) con parches de sitios moderadamente modificados ubicados en los alrededores de dicha trama los que corresponden a espacios verdes naturales o de menor intervención.

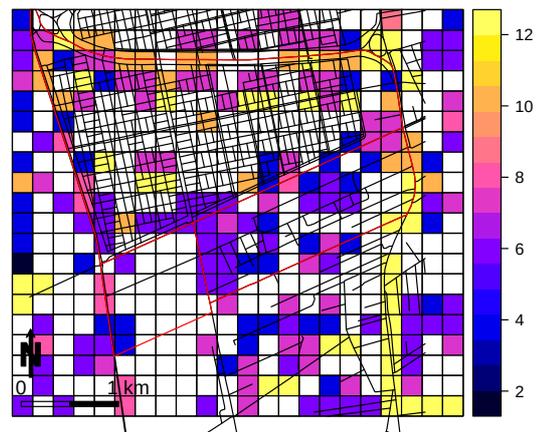


Fig. 3 Mapa de hemerobia, valores subdominantes, en el área de estudio. Red de calles (negro) y los límites de barrios (rojo) superpuestos.

En el centro de la trama se destacan dos celdas con menor grado de hemerobia (valor 8), éstas representan un conjunto de cuatro plazas. Éstas ya fueron concebidas y emplazadas como “un lugar de esparcimiento e integración cultural” en el marco de la planificación del barrio (Amarilla, 2011). El mismo autor expresa, en relación a este diseño, que “Generalmente los espacios públicos y los espacios abiertos pueden convertirse en el instrumento para el ordenamiento de las ciudades a través de su construcción y que a su vez, pensado de manera integrada, permite jerarquizar el territorio y diseñar su crecimiento.”

A su vez, estos espacios, al disponer de áreas libres de sellado, constituyen un importante núcleo de regulación calórica, atenúan el impacto del polvo atmosférico a través de la vegetación y mitigan la anegación de calles al disponer de suelos en condiciones de absorber el agua de lluvias.

En las zonas periurbanas de trama abierta (barrio Puestito de San Antonio, fig. 1 y 2), se diferencian un bloque al este, cuyo valor dominante oscila entre 6 y 8, correspondiendo a áreas de moderada a fuerte modificación, y otro al oeste, con valores muy bajos de hemerobia, entre 2 a 6.

El bloque al este corresponde a un barrio en el cual predominan casas de fin de sema-

na y natatorios, así también una ocupación de tipo *country*. La parte occidental de esta zona indica la presencia de casi naturales, alternados con áreas moderadamente modificados.

En el trabajo se analizaron dos clases de valores de hemerobia: los dominantes y los subdominantes. Esta variante metodológica, ofrece una mejor interpretación y resultados diferenciales, lo que se discute a continuación.

Los valores subdominantes de hemerobia (fig. 2) indican la existencia de otro tipo de modificación. Estos valores son muy importantes de analizar pues indican oportunidades para administrar el territorio de forma óptima, si indican valores bajos de hemerobia, dentro de una matriz de ambiente alterado, tal como se observa en la trama urbana (fig. 2). Estas superficies constituyen posibles espacios verdes a mantener o mejorar en sus condiciones, a fin de asegurar una adecuada calidad de los servicios ecosistémicos.

Por lo contrario, si se tratase de valores de subdominancia elevados, dentro de una matriz con poca modificación, reflejan tal vez primeros núcleos de modificación intensa, lo que requiere de la atención de los planificadores; casos de este tipo se observan en la trama urbana abierta del barrio San Antonio (fig. 1 y 2, parte inferior).

Conclusiones

Mediante los mapas realizados en el presente trabajo se pudo determinar cuán profunda fue la modificación del paisaje y de sus suelos, ello permite inferir en la calidad de los servicios que brinda el ambiente (sombra, absorción de agua, atenuación de temperaturas). La hemerobia es una herramienta útil para estudiar el paisaje, analizar cambios a dicha escala, evaluar las potencialidades del área como proveedor de servicios ecosis-

témicos y en este trabajo específicamente permite elaborar planificaciones en lo que respecta al crecimiento de la ciudad y los usos del suelo en ambientes urbanos.

Agradecimientos

A la Facultad de Ciencias Forestales de Santiago del Estero y al Consejo Interuniversitario de Ciencia y Técnica.

Referencias

- Amarilla, L. 2011. Conjunto de cuatro plazas en el sector sur de la ciudad: un lugar de esparcimiento e integración cultural. *Revista Provincial de Vivienda y Urbanismo* 35, 42-45.
- Bastian, O. 1997. Gedanken zur Bewertung von Landschaftsfunktionen - unter besonderer Berücksichtigung der Habitatfunktion. *NNNA-Berichte* 10, 106-125.
- Belem, A.L.G., Nucci, J.C. 2011. Hemerobia das paisagens: conceito, classificação e aplicação no bairro Pici - Fortaleza/CE. *Ra'e Ga - O Espaço Geográfico em Análise*, 21, 204-233.
- GRASS Development Team 2016. Geographic Resources Analysis Support System (GRASS) Software, Version 7.0.5 GNU General Public License.
- Lorenz, G. 2016. Guía de Evaluación Ecológica de Suelos. Santiago del Estero, Argentina: FCF-UNSE.
- R Development Core Team. 2016. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Senate Department for Urban Development Berlin (ed.) 2016. Berlin Environmental Atlas. Berlin. <http://www.stadtent-wicklung.berlin.de/umwelt/umweltatlas/> (visitado 11/2016).
- Sukopp, H. 1976. Dynamik und Konstanz in der Flora der Bundesrepublik Deutschland. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 10, 9-27.
- Walz, U., Stein, C. 2014. Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany. *Journal for Nature Conservation* 22(3), 279 - 289.

Taller de mapeo participativo de usos del campus de Ciudad Universitaria – UBA por parte de distintos actores.

Constanza María Urdampilleta¹ y Carlos Ignacio Borón²

¹ GEPAMA, FADU-UBA, Int. Güiraldes s/n, C1428EGA, CABA, Argentina.

² INQUIMAE, FCEyN-UBA, Int. Güiraldes s/n, C1428EGA, CABA, Argentina.

Mail de contacto: coniurdampilleta@gmail.com

RESUMEN

Este trabajo resulta de la experiencia de una propuesta didáctica para la materia "Ecología y Desarrollo" de la FCEyN-UBA, con el objetivo es poner en práctica conceptos de ecología de paisajes, sistemas socio-ecológicos y conflictos socioambientales sobre la gestión del campus de la Ciudad Universitaria. El taller consta de: 1) Presentación del marco teórico y de la reconstrucción de la historia reciente de conformación y usos del espacio; 2) Identificación y mapeo participativa de actores y usos; 3) Puesta en común, reconocimiento de conflictos y discusión. En la primera experiencia se identificaron 15 actores y se construyeron mapas de uso del espacio para cada uno. En la puesta en común se elaboró un mapa unificado superponiendo los mapas por actor, con el fin de reconocer y discutir los conflictos presentes en el campus. La herramienta didáctica y técnica fue un valioso instrumento para generar apropiación de conceptos teóricos y del campus.

Palabras claves: conflicto socio-ambiental, mapeo participativo, educación superior.

ABSTRACT

The present paper presents a didactic proposal for a workshop of the subject "Ecology and Development" of the FCEyN-UBA, whose objective is to implement concepts of landscape ecology, socio-ecological systems and socio-environmental conflicts over the University City campus management. The workshop consists of: 1) Presentation of the theoretical framework and recent history reconstruction of the conformation and uses of space; 2) Participatory identification and mapping of actors and uses; 3) Pooling, recognition of conflicts and discussing. In the first workshop fifteen actors were identified and space use maps were constructed for each one. In the grouping, a unified map was created, superimposing the maps by actor, in order to recognize and discuss the conflicts present on the campus. The didactic and technical tool was a valuable instrument to generate appropriation of theoretical concepts and of the campus.

Keywords: socio-environmental conflict, collective mapping, higher education.

Introducción

El campus de Ciudad Universitaria está ubicado en la porción Norte del área costera de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires sobre el Río de la Plata (34°32'31,08''S, 58°26'37,29''O), en una franja de terreno de 130 hectáreas. Gran parte de su superficie son terrenos ganados al río mediante relleno con escombros durante las décadas de 1960 y 1970 (y posteriormente de la AMIA), estos quedaron abandonados luego de la paraliza-

ción del proyecto durante la última dictadura (1976-1983). Durante las últimas décadas, fue progresivamente ocupado por una densa vegetación silvestre mediante la hidrodinámica del río y sus afluentes. El campus de Ciudad Universitaria de la UBA tiene una historia de uso y ocupación compleja. En el mismo coexisten diversos actores sociales con diferentes concepciones, usos, e intereses que dan origen a conflictos y dificultades en la generación de acuerdos para su gestión.

Los canales de diálogo son pocos y disfuncionales. Las dificultades para poner en funcionamiento el espacio de Reserva; y en 2015, el avance sin consulta previa de obras de infraestructura sobre el espacio verde público; reveló la necesidad de generar mayor participación de la comunidad en su planificación y gestión.

En este contexto se creó una propuesta didáctica de una práctica para la materia “Ecología y Desarrollo” de la FCEyN-UBA, que tuvo su primera experiencia en el año 2016, con el objetivo es poner en práctica conceptos de conflictos socio-ambientales, sistemas socio-ecológicos y ecología de paisajes sobre la gestión del campus de la Ciudad Universitaria. Se desprenden los objetivos particulares: a) identificar actores presentes en el campus; b) mapear participativamente el uso del campus por parte de los distintos actores; c) identificar conflictos, problematizarlos y generar un espacio de diálogo que contribuya a la gestión del campus.

Perspectiva de gestión del espacio

La escasez de los servicios que los ecosistemas pueden crear tensiones o conflictos entre actores que se expresan de diversas maneras, mediante acciones, disputas públicas o estrategias silenciosas de resistencia (Tapella 2012).

Los actores pueden ser individuos o colectivos que actúan de formas específicas según sus propios intereses, llevando a cabo diversas acciones para asegurarse el acceso y/o control sobre ciertos servicios ecosistémicos existentes en un lugar o región. La conceptualización e identificación de los actores involucrados (sus intereses, motivos, estrategias de acción y conflictos con respecto al uso de recursos) es una precondition para abordar la gestión ambiental (Brenner, 2010).

Una gestión efectiva requiere establecer un marco ampliamente aceptado que permita institucionalizar la interacción entre grupos interesados, negociar los intereses contrapuestos y mitigar los conflictos, para determinar así la forma en que se llevarán a cabo la toma de decisiones y el ejercicio del poder

(Leeuwis y Van Den Ban, 2004). Los actores comprometidos con la “buena gestión” deben fomentar de manera proactiva la participación de la sociedad civil en la toma democrática de decisiones para ampliar su legitimidad (Brenner, 2010).

Cartografía crítica

Los mapas son representaciones ideológicas. La confección de mapas es uno de los principales instrumentos que se utilizan para la apropiación utilitaria de los territorios. Los mapas imponen una forma de ordenamiento territorial y la demarcación de nuevas fronteras para señalar la ocupación y planificar las estrategias de apropiación de los servicios ecosistémicos. Los relatos y cartografías “oficiales” son aceptados como representaciones naturales e incuestionables. Sin embargo, “el mapa no es el territorio”, es una imagen estática; son las personas que lo habitan quienes realmente crean y transforman los territorios, lo moldean desde el diario habitar, transitar, percibir y crear (Risler y Ares, 2014).

La utilización crítica de mapas, apunta a generar instancias de intercambio colectivo para la elaboración de narraciones y representaciones que disputen e impugnen aquellas impuestas. El “mapeo” es una práctica de reflexión en la cual el mapa es sólo una de las herramientas que facilita el abordaje y la problematización de territorios sociales, subjetivos, geográficos. Además, crea espacios de socialización y debate y es un modo de producir territorio. Es a partir de la institución y renovación de las formas espaciales y los mecanismos de percepción del tiempo que nutrimos y proyectamos nuestro accionar. El mapa es solo una parte del proceso, que se limita a mostrar una instantánea del momento en el cual se realizó. (Risler y Ares, 2014).

Materiales y Métodos

La metodología consistió en un taller participativo en tres etapas: 1) Exposición del marco teórico y de la historia reciente del campus; 2) Identificación participativa de ac-

tores y mapeo; 3) Puesta en común y discusión.

Reconstrucción de la historia reciente

Se partió de un mapa de CABA de 1921 y fotografías aéreas de 1964, 1978 y 1998 para mostrar la evolución costera producto de la variación de las geformas (relleno con escombros) y su relación con la hidrodinámica del estuario (Marcomini y López, 2004). Esto se complementó con información bibliográfica sobre la historia de construcción del campus. Se tomaron artículos periodísticos para contar la existencia de asentamientos de viviendas informales que fueron desalojados en 1998 y 2006, mostrando la percepción de los mismos. Finalmente se contó con el relato vivencial de un integrante del Vivero Comunitario Ciudad Universitaria (ViCCU) acompañado con fotografías de los lugares sobre la historia de uso de los espacios verdes: los asentamientos informales, la conformación de la Eco-aldea Velatropa y el ViCCU.

Identificación de actores

A partir de una lluvia de ideas se realizó un listado de los diferentes actores y una clasificación por grupos (clusters) de actores según similitudes en relación al uso del espacio (Tapella 2007).

Mapeo participativo

Para el mapeo participativo se usó como base el “Manual de Mapeo Colectivo” (Risler and Ares 2013). El foco de realizarlo diferenciando actores surge a partir de la propuesta teórica y metodológica de Díaz *et al.*, (2011). En el taller se dispusieron mapas soporte y acetatos con esquema del campus (sin referencias), que se presentan en la Figura 1; marcadores de colores indelebles, alcohol, algodón, reglas, y una propuesta de pictogramas adaptada al caso. Haciendo uso de estos elementos, la consigna fue, en comisiones, explicitar espacialmente los usos del espacio personificados por cada uno de los actores identificados.

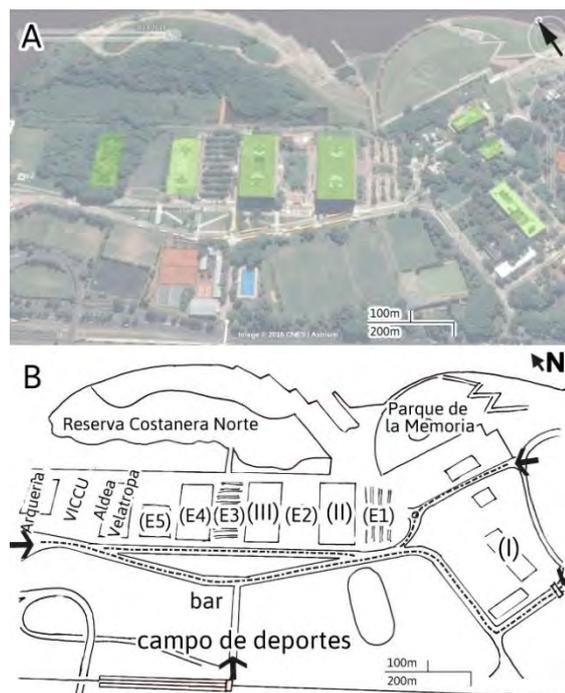


Fig. 1. A) Fotografía aérea del campus usada como mapa de soporte; B) Esquema del campus con referencias: las flechas indican los accesos; las líneas punteadas el tránsito vehicular; (I), (II) y (III) son los pabellones donde se dictan clases; (E1-5) son los estacionamientos.

Puesta en común y discusión

Se utilizó un retroproyector para proyectar los mapas por actores realizados en las comisiones. Paralelamente se fue transcribiendo la representación espacial de los usos de cada actor sobre un mapa unificado, utilizando colores distintos para cada uno. Finalmente se dio lugar para problematizar la interacción entre los actores, a partir de su superposición en el mapa, identificando los conflictos asociados en cada caso.

Resultados y discusión

En la primera experiencia del taller se logró una amplia y activa participación, permitiendo un rico intercambio de experiencias y visiones entre los alumnos, docentes y expositores.

Se identificaron 15 actores: “Alumnos”; “Autoridades”; “Ocupas”; “No Docentes”; “Gobierno CABA”; “Usuarios campo de deportes”; “Investigadores y Docentes”; “Al-

deanos”; “Usuarios del Club Arquería y Club Universitario de Buenos Aires”; “Colectivos”; “Pescadores”; “Intendencia y Seguridad Privada”; “Vecinos”; “ONGs”.

Se construyeron mapas representando los usos de cada actor identificado y un mapa unificado con todos los actores superpuestos. En la Figura 2 se presentan los mapas correspondientes “Autoridades” y “ONGs” como ejemplos.

La identificación de conflictos surgió principalmente en la discusión, ocupando un lugar preponderante en la puesta en común verbal, sin embargo un número reducido de ellos fueron volcados en los mapas por actores. Estos últimos son los identificados con problemáticas materiales puntuales como la basura o contaminación. Los conflictos de visiones contrapuestas y disputa por el uso del espacio entre actores no fueron representados en los mapas individuales, surgieron principalmente al completar la visión superpuesta de los actores.

La superposición de los mapas permitió visualizar dos situaciones contrastantes: áreas de uso normalizado con mucha superposición (edificios, áreas de tránsito, acceso y bar), donde se identifican pocos conflictos; y áreas verdes extensas con poca infraestructura y poca normalización del uso del espacio (área de la reserva, de la eco-aldea y del VICCU), en donde se superponen usos muy diversos y visiones disímiles. Estas áreas son las que se corresponden con los conflictos reconocidos en la discusión sobre el mapa final, más, no mapeados al considerar los actores por separado.

Conclusiones

Las dinámicas planteadas propiciaron: la identificación de los distintos actores involucrados, visualización espacial de los usos que hacen del espacio, la identificación de diferentes conflictos y su problematización. Esta herramienta didáctica y técnica resultó un dispositivo valioso para generar apropiación de los conceptos teóricos socio-ambientales que aborda la materia, construir una mirada más amplia sobre el uso de los espacios en

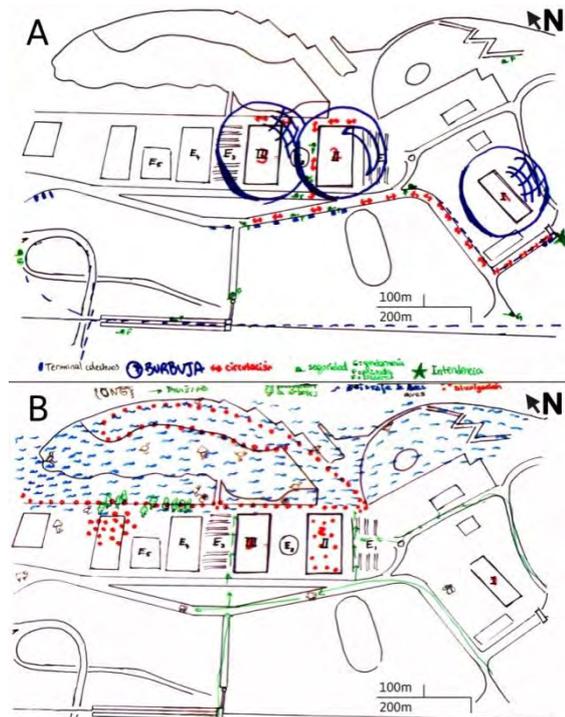


Fig. 2. A) Mapa del uso del campus de Ciudad Universitaria de las “Autoridades”. La burbuja indica el aislamiento de la facultad en relación a su entorno; las flechas dobles indican circulación; las líneas punteadas corresponden a las terminales y tránsito de colectivos. B) Mapa del uso del campus de Ciudad Universitaria de las “ONGs”. Los puntos indican actividades de difusión; las ondas, avistaje de aves; los árboles, plantación de árboles; y las flechas el tránsito.

campus, además de colaborar con la construcción de un espacio de diálogo para la resolución de conflictos, al enriquecer la mirada sobre los diferentes actores y los intereses que persiguen.

Agradecimientos

A Marco Dreyer, integrante del Vivero Comunitario Ciudad Universitaria (ViCCU), por compartir su conocimientos y su participación fundamental. A las docentes de “Ecología y Desarrollo”: Sylvia Fischer, Carolina Facchinetti y Haydée Pizarro por el espacio, la predisposición, el acompañamiento y el apoyo.

Referencias

- Brenner, L. 2010. Gobernanza Ambiental, Actores Sociales Y Conflictos En Las Áreas Naturales Protegidas Mexicanas. 10, 283–310.
- Díaz, S., Quétier, F., Cáceres, D. M., Trainor, S. F., Pérez-Harguindeguy, N., Bret-Harte, M. S., *et al.* 2011. Linking functional diversity and social actor strategies in a framework for interdisciplinary analysis of nature's benefits to society. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108(3), 895–902. <https://doi.org/10.1073/pnas.1017993108>
- Leeuwis, C. Van Den Ban, A.. 2004. *Communication for Rural Innovation Rethinking Agricultural Extension*. Third. Oxford: Blackwell Publishing Ltd. Retrieved February 7, 2017.
- Marcomini, S. C., López, R. A. . 2004. Generación de Nuevos Ecosistemas Litorales Por Albardones de Relleno En La Costa de La Ciudad de Buenos Aires. *Revista de La Asociación Geológica Argentina* 59 (2), 261–72.
- Risler, J., Ares, P. 2013. Manual de Mapeo Colectivo: Recursos Cartográficos Críticos Para Procesos Territoriales de Creación Colaborativa. *Buenos Aires*.
- Risler, J., Ares, P. 2014. Talleres de Mapeo. Recursos Lúdicos y Visuales Para La Construcción de Conocimiento Colectivo. *Ecología Política* (48), 28–32.
- Tapella, E.. 2007. El Mapeo de Actores Claves. *Universidad Nacional de Córdoba. Inter-American Institute for Global Change Research (IAI)*.
- Tapella, Esteban. 2012. “Heterogeneidad Social Y Valoración Diferencial de Servicios Ecosistémicos: Un Abordaje Multi-Actoral En El Oeste de Córdoba (Argentina).”

Servicios ecosistémicos del periurbano de Necochea-Quequén (Argentina): aportes para la definición de unidades de paisaje

Andrea Andersen¹ y Laura Zulaica^{1,2}

¹Instituto del Hábitat y del Ambiente, Facultad de Arquitectura, Urbanismo y Diseño, Universidad Nacional de Mar del Plata. Funes 3350 (CP 7600) Mar del Plata, provincia de Buenos Aires, Argentina.

²CONICET.

Mail de contacto: andreaandersen73@hotmail.com

RESUMEN

El desarrollo económico y social de las ciudades depende de la provisión de servicios ecosistémicos, muchos de los cuales se obtienen de las áreas periurbanas. El presente trabajo define unidades de paisaje en el periurbano de Necochea-Quequén, Argentina, a partir de la predominancia de servicios ecosistémicos. Para ello, se tomaron antecedentes de estudios previos y se delimitó el área periurbana. El esquema metodológico utilizado es el de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. Se identificaron once unidades de paisaje: en cuatro predominan servicios de aprovisionamiento, en tres de regulación y en cuatro culturales. Profundizar en el conocimiento de los servicios ecosistémicos en las áreas periurbanas reviste un interés particular dado que el crecimiento de las ciudades puede incidir sobre la provisión de los mismos, afectando el bienestar humano.

Palabras claves: servicios ambientales, interfaz urbano-rural, bienestar humano.

ABSTRACT

The economic and social development of cities depends on ecosystem services obtained from peri-urban areas. Landscape units in the peri-urban area of Necochea-Quequén, Argentina, were defined based on the predominance of ecosystem services following the methodological framework of the Millennium Ecosystem Assessment. Previous studies were considered to delimit the peri-urban area. Eleven landscape units could be identified: in four provisioning services predominate; in three regulating services prevail, and four are related to cultural services. Furthering the knowledge of ecosystem services in the peri-urban areas is of particular interest since urban growth can impact ecosystem the services, thus affecting human well-being.

Palabras claves: environmental services, urban-rural interface, human well-being.

Introducción

El desarrollo económico y social de las ciudades depende de la provisión de servicios ecosistémicos, muchos de los cuales se obtienen de las áreas periurbanas.

Los servicios ecosistémicos son el vínculo conceptual entre los ecosistemas, sus componentes, procesos y los beneficios que las sociedades obtienen de los mismos (Boyd y Banzhaf, 2007). El interés creciente por su estudio se ha convertido en un objetivo central en los ámbitos académicos y científicos para establecer los vínculos existentes entre

los cambios en los ecosistemas y el bienestar humano.

Además de los servicios de soporte, es posible diferenciar tres grandes grupos: aprovisionamiento (ligados a la producción de alimentos, materias primas y agua), regulación (relacionados fundamentalmente con la protección del suelo, control de la erosión, regulación de drenajes) y culturales (actividades recreativas, residenciales, industriales y de saneamiento urbano). Partiendo de estudios antecedentes, el presente trabajo define unidades de paisaje en el periurbano de Neco-

chea-Quequén, a partir de la predominancia de servicios ecosistémicos.

Materiales y métodos

Se tomaron antecedentes de estudios previos realizados en el periurbano de Mar del Plata (Ferraro y Zulaica, 2015) y se delimitó el área periurbana de Necochea Quequén. Luego, se identificaron unidades de paisaje a partir de los servicios ecosistémicos predominantes en los distintos sectores. La clasificación de los servicios utilizada para la definición de unidades de paisaje, UP (Burel y Baudry, 2002), es la propuesta en la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA, 2003). Las UP se representaron espacialmente utilizando un Sistema de Información Geográfica (gvSIG).

Resultados y discusión

Las áreas periurbanas de las ciudades constituyen una zona de interfaz de difícil definición, que se caracteriza por ser la transición entre lo urbano y lo rural. Se trata de una zona dinámica y compleja que presenta una fuerte inestabilidad. En este caso, tomando como referencia estudios antecedentes, el límite urbano-periurbano de Necochea-Quequén se definió a partir de la provisión de dos servicios de saneamiento esenciales como son el agua corriente y la presencia de red cloacal.

El límite externo, es decir periurbano-rural, es más difícil de delimitar a partir de un criterio específico. En este caso se tuvo en cuenta la dominancia de actividades extensivas (agricultura y ganadería), aunque en algunos sectores, dada la escala de análisis, quedaron incorporadas a la “matriz” periurbana.

Se identificaron once unidades (Figura 1): en cuatro predominan servicios de aprovisionamiento (UPA), en tres de regulación (UPR) y en cuatro culturales (UPC).

Las UPA integran servicios de producción de alimentos y materias primas. La UPA1 incluye cultivos extensivos (trigo y soja princi-

palmente). Las prácticas productivas son altamente tecnificadas e implican utilización de altos subsidios energéticos, escasa demanda de mano de obra y significativos impactos ambientales.

La UPA2 provee materiales para la construcción (arena, tosca) y se localiza en la zona de Bahía de los Vientos y en el Parque Miguel Lillo. Este servicio conlleva un uso de tipo extractivo que en el tiempo genera pasivos ambientales.

Por su parte, la UPA3 integra las áreas en las que se localizan pozos de extracción de agua, correspondientes a la zona norte de Necochea y en la denominada Curva de la Muerte en Quequén; en tanto que la UPA4 se corresponde con servicios brindados por la actividad ganadera (cría fundamentalmente).

Los sectores con escasa intervención humana permiten diferenciar las UPR. La UPR1 corresponde a la zona marítima (Punta Carballido) en la que predominan los servicios de depuración de efluentes cloacales. Se trata de una unidad con baja intervención humana pero que presenta gran degradación ya que los efluentes son volcados sin ningún tipo de tratamiento.

La UPR2 contiene las áreas costeras con potencial de conservación. En el caso de Necochea corresponde a la zona conocida como Punta Negra y a las playas al sur, en tanto que en Quequén se ubica en Costa Bonita. Predominan las características naturales (zona de médanos activos con vegetación y acantilados activos e inactivos), aunque en algunas zonas, sobre todo en la costa de Quequén, se verifican fuertes signos de intervención humana ligados con proyectos urbanísticos.

La UPR3 se define por las riberas del río Quequén Grande, en sus cuencas media y superior. Esta unidad presenta en algunos sectores signos de degradación que pueden poner en riesgo la oferta de sus servicios, sobre todo aquellos relacionados con la protección de la biodiversidad y el control del drenaje.

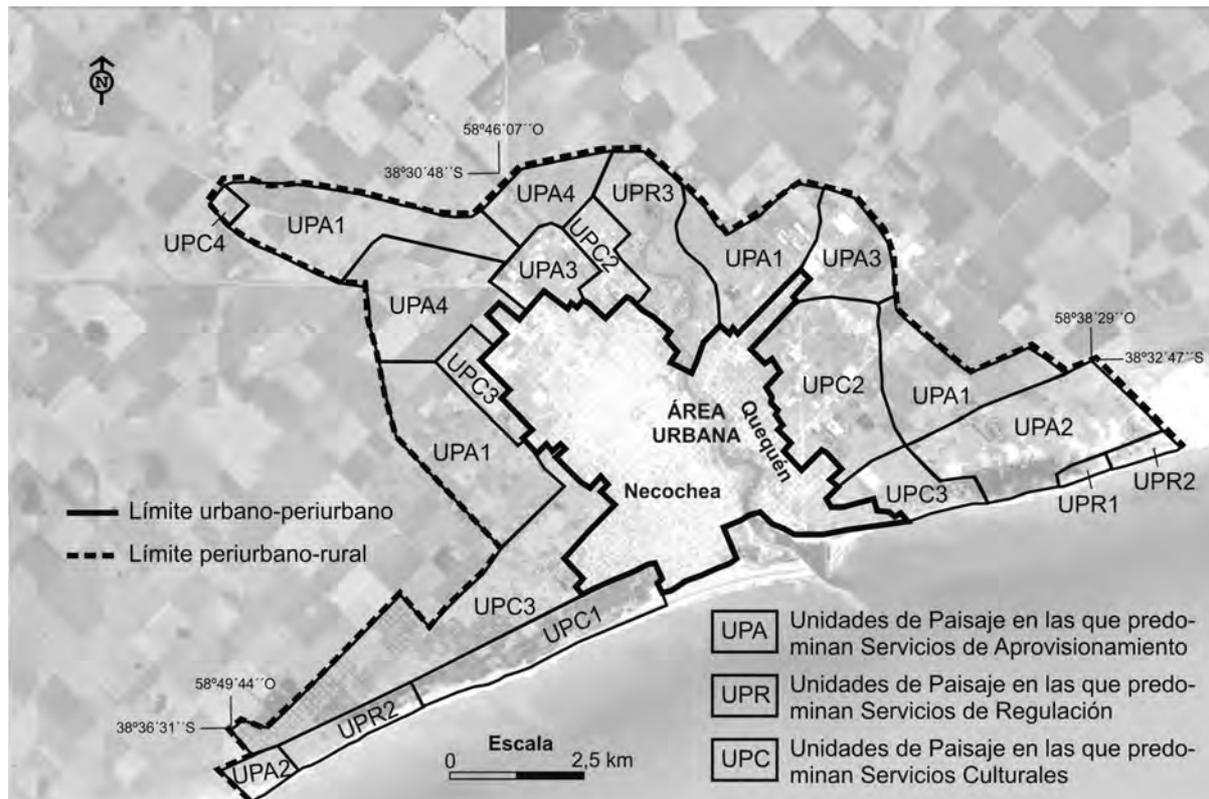


Fig. 1. Unidades de Paisaje del Periurbano de Necochea-Quequén.

Las UPC son el resultado de la evolución de la relación entre los seres humanos y la naturaleza. La UPC1 corresponde a las áreas recreativas, en este caso materializada en el Parque Miguel Lillo, que cuenta con un proyecto de media sanción para ser declarado Paisaje Protegido de interés provincial. Los servicios que brinda son de tipo recreativo, deportivo y contemplativo. Es un área con alto grado de intervención, sobre todo en las zonas de los campings donde se han construido complejos de cabañas.

La UPC2 incluye el parque industrial y la zona de cerealeras, donde se localizan silos de almacenaje de cereal, depósitos, talleres, terminales de ómnibus, cementeras, matadero, entre otros. Esta unidad se localiza fundamentalmente sobre ambas márgenes de la Ruta 86. En ocasiones, los mecanismos de control de estas actividades son deficientes, y por lo tanto se vuelven relevantes problemas ambientales ligados a procesos de contaminación.

La UPC3 agrupa servicios residenciales con distintas características, brindando una función de soporte a las actividades urbanas.

Allí se destacan los complejos de barrios de viviendas sociales próximos al ejido urbano que cuentan con servicios básicos de infraestructura y nuevas áreas residenciales con ausencia de infraestructura y servicios básicos (nuevo barrio Villa Florida o Villa del Deportista en Necochea y zona de Bahía de los Vientos en Quequén).

Por último, la UPC4 está destinada a la disposición final de residuos. Esta unidad se localiza en el límite externo del periurbano de Necochea, lindante con el límite periurbano-rural y en cercanías de la Ruta 228. En dicho predio no se realiza ningún tipo de tratamiento de los residuos, solo la disposición de los mismos en grandes cavas a cielo abierto.

Conclusiones

El periurbano de Necochea-Quequén constituye un gradiente urbano-rural heterogéneo en el que es posible definir unidades de paisaje a partir de la identificación de servicios ecosistémicos de aprovisionamiento, regulación, culturales y también aquellos de soporte, transversales a los anteriores.

Como se destaca en estudios antecedentes, en términos generales es posible afirmar que los servicios de regulación identificados tienen una relación más estrecha con el subsistema biofísico, que enfatiza en los factores ecológicos determinando las interacciones sociedad-naturaleza.

Por otra parte, los servicios de aprovisionamiento se vinculan más fuertemente con el subsistema económico-productivo, que incluye las actividades de transformación de los ecosistemas para el desarrollo de prácticas agropecuarias, así como actividades de extracción de recursos a fin de satisfacer las necesidades de consumo locales y regionales e incluso nacionales y globales.

Finalmente, los servicios culturales están ligados de manera directa con el subsistema socio-político-cultural, el cual comprende los procesos sociales que definen y condicionan estos servicios.

El estudio realizado permite destacar la importancia de identificar los vínculos entre la capacidad de provisión de servicios y las demandas sociales, como así también la ne-

cesidad de avanzar en el desarrollo de metodologías para la valoración de estos servicios en áreas de interfase urbano-rural. Por último, se considera que profundizar en el conocimiento de los servicios ecosistémicos en las áreas periurbanas reviste un interés particular dado que el crecimiento de las ciudades puede incidir sobre la provisión de los mismos, afectando el bienestar humano.

Referencias

- Boyd, J., Banzhaf, J. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63:616–626.
- Burel, F., Baudry, J. 2002. *Ecología del paisaje: conceptos, métodos y aplicaciones*. Editorial Mundi-Prensa. Madrid.
- Ferraro, R., Zulaica, L. 2015. Servicios ambientales en el gradiente urbano-rural: el periurbano de Mar del Plata. *Hábitat & Ambiente*, Año 1, N° 1, pp. 28-41.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2003. *Ecosystems and Human Well-Being: A Framework for Assessment*. Island Press. Washington, DC.

Aportes a la valoración de especies leñosas nativas para su utilización en urbanizaciones

Adriana Elizabeth OrtínVujovich¹, Gustavo Araya Farfán¹ y Juan Carlos Godoy¹.

¹ Proyecto CIUNSa N° 2245/1, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Salta, Av. Bolivia 5150, 4400 Salta.

Mail de contacto: aortin@unsa.edu.ar

RESUMEN

La urbanización avanza sobre bosques nativos valorándolos por su belleza escénica pero no validando sus especies. Se evalúan 10 especies leñosas nativas (una especie con pie masculino y femenino) de la Selva Montana de las cercanías de la ciudad de Salta como ornamentales y por sus funciones en el ecosistema. En base a bibliografía y observaciones fenológicas se definieron 10 criterios para calificarlas. Se incluyen criterios de morfología de las especies, de caracterización de flores/inflorescencias y valor de conservación, diferenciándose tres categorías de potencial ornamental y de conservación: bajo, medio y alto. Sólo *Tipuana tipu* presenta un alto valor corroborando su utilización en arbolados públicos. Sólo una se caracterizó como de poco valor. Cinco especies mostraron valores totales medios y altos valores de conservación (*Erythrina falcata*, *Parapiptadenia excelsa*, *Juglans australis* y *Ruprechtia apetala*). Las especies con alto valor de conservación, muestran características ornamentales para su uso en urbanizaciones.

Palabras claves: leñosas nativas, Yungas, urbanización

ABSTRACT

Urbanization advances on native forests valuing them for their scenic beauty but not validating their species. Ten native woody species (one with male and female individuals) are evaluated from the Selva Montana of the surroundings of the city of Salta as ornamental and for their functions in the ecosystem. Based on bibliography and phenological observations, 10 criteria were defined for grading. Criteria for species morphology, flower / inflorescence characterization and conservation value are included, with three categories of ornamental and conservation potential: low, medium and high. Only *Tipuana tipu* presents a high value corroborating its use in public areas. Only one was characterized as of little value. Five species showed medium values and high conservation values (*Erythrina falcata*, *Parapiptadenia excelsa*, *Juglans australis* and *Ruprechtia apetala*, male and female). Species with high conservation value show ornamental characteristics for use in housing estates.

Keywords: woody species, Yungas, urbanization

Introducción

La biodiversidad de los paisajes dominados por el hombre están fuertemente vinculados a los aspectos socioeconómicos (políticos, económicos y culturales) (Sánchez Azofeifa *et al.*, 2005). Los ecosistemas urbanos son importantes no solo porque in-

fluyen en el bienestar de los seres humanos sino también por su aporte al conocimiento de la biodiversidad (Savarda *et al.*, 2000; Morrison, 2004).

Savarda *et al.* (2000) mencionan los siguientes problemas en relación a la biodiversidad: (1) el impacto de la propia ciudad en

ecosistemas; (2) maximizar la biodiversidad dentro del ecosistema urbano y (3) manejo de especies indeseables dentro del ecosistema.

Entre los beneficios de los árboles en áreas urbanas se pueden mencionar: producción de oxígeno, calidad estética, valores simbólicos, recreacionales y pedagógicos; también colaboran en la planeación de la movilidad en la ciudad, son reguladores climáticos (mitigando la acción del viento y generando sombra), mitigan la contaminación, contrarrestan reflejos peligrosos o incómodos, amortiguan el ruido o sonidos molestos, controlan la erosión, estabilizan taludes, producen frutos, protegen cuencas hidrográficas y cuerpos de agua y valorizan la propiedad (Pacheco Zavaleta, 2016). Mas aún las leñosas nativas presentan mejor adaptación al clima, al suelo y a sus enemigos naturales, se puede tener ahorros de un 50 a un 75 % de agua de riego, soportan mejor los cambios climáticos, crecen con facilidad, son resistentes a enfermedades y plagas; los costos de mantenimiento son bajos y favorecen el abrigo y alimento de la fauna nativa (Savarda *et al.*, 2000; Morrison, 2004; López Enríquez *et al.*, 2008; Falfán y Mac Gregor-Fors, 2016).

Morrison (2004) propone restaurar el carácter regional de los paisajes urbanos, con efectos acumulativos e interconectados, con el beneficio adicional de reintroducir especies nativas y proporcionar una red de corredores donde la vida silvestre puede moverse.

Mcdonnell *et al.* (1997) reconocen que la conversión de paisajes naturales a paisajes urbanos altamente modificados, continuará a gran escala. Las nuevas urbanizaciones de mayor valor económico tienden a ocupar espacios de bosques nativos, valorizando el paisaje que ofrecen. Generalmente se reservan individuos de la flora nativa arbitrariamente sin valorar características específicas de las especies. El presente trabajo pretende aportar criterios para la valoración de especies nativas para fines ornamentales y de conservación que permitan la generación de políticas o prácticas que favorezcan la conservación de la biodiversidad en paisajes urbanos.

Materiales y Métodos

El área de estudio se encuentra ubicada en La Finca “El Rinconcito”, La Calderilla, Provincia de Salta. Pertenece a la provincia de las Yungas, distrito de Selva Montana. El Clima es Húmedo, Tipo III; mesotérmico, con pequeña o nula falta de agua y con una concentración estival de la eficiencia térmica del 48%. Es una de las áreas con mayor presión de urbanización con bosques nativos.

Se seleccionaron al azar 10 individuos de 10 especies, con buen estado sanitario: *Allophylus edulis* (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.) Hieron. Ex Niederl. (Ae); *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan (Ac); *Erythrina falcata* Benth. (Ef); *Juglans australis* Griseb.(Ja); *Myrsine laetevirens* (Mez) Arechav. (MI); *Ocotea porphyria* (Griseb.) van der Werff (Op); *Parapiptadenia excelsa* (Griseb.) Burkart (Pe); *Ruprechtia apetala* Wedd. (Ra); *Sebastiania brasiliensis* Spreng. (Sb); *Tipuana tipu* (Benth.) Kuntze (Tt). Para en el caso de *R. apétala*, dioica, se seleccionaron 10 individuos femeninos y 10 masculinos. Las mediciones se realizaron desde el 28 de diciembre 2013 hasta el 20 de diciembre del 2014, cada 15 días.

Se definieron 10 criterios para valorar las especies con uso potencial en paisajismo en base a la revisión bibliográfica y adaptando los criterios de Morrison (2004) y Ramírez-Hernández *et al.* (2012). Se incluyeron criterios de morfología de las especies (Texturas, persistencia y densidad de follaje), de caracterización de flores/inflorescencias (tamaño y color de flores y proporción de ejes de la inflorescencia) y valor de conservación (magnitud y periodo de floración y utilización de flor y fruto).

El tamaño de la flor, como así también el largo (eje y) y el ancho (eje x) de la inflorescencia se midió con un calibre. Para magnitud y el periodo de floración y la persistencia del follaje se empleó la metodología propuesta por Fournier (1974), para las fenofases de interés (flor y hoja). Para cuantificar cada fenofase se sumó el valor de cada individuo medido y se lo promedió, obteniendo un valor medio no mayor a 4 (máximo valor de

la escala de Fournier). La densidad del follaje se determinó mediante observación directa, teniendo en cuenta la sombra bajo la copa del árbol.

Para la textura del follaje se tuvo en cuenta la dimensión del foliolo u hoja (se toma el menor de los ejes).

Para los criterios uso de flor y fruto, se realizaron observaciones directas durante el desarrollo de las fenofases y se ponderó en una escala de alta, media y baja. Las flores fueron utilizadas principalmente por abejas, otros in-

sectos y aves. Para los frutos, el uso fue básicamente de aves. Se presentan en la Tabla 1 los criterios y sus valoraciones.

Se realizó una matriz de valoración de los criterios seleccionados, en la que cada uno toma un único valor de un rango del 1 al 3, con la excepción del criterio magnitud de la floración, el cual adquiere el rango de la magnitud de Fournier. Para la calificación se agruparon definiendo tres categorías de potencial ornamental: Bajo 10 - 16, Medio 17 a 23 y Alto 24 a 31.

Tabla 1. Matriz de criterios utilizados y valoraciones empleadas en el presente trabajo.

CRITERIOS	VALOR		
	3	2	1
Tamaño de la flor	> 3cm	1 - 3 cm	< 1 cm
Proporción de ejes	y > x	y < x	y = x
Color de la flor	Cálidos (rojos, amarillos, naranja)	Fríos (azul, morado)	Neutros (Blanco y tonos pastel)
Textura del follaje	fina (< 2 cm)	mediana (2 -8 cm)	Gruesa (> a 8 cm)
Persistencia del follaje	Perenne	Semicaducifolio	Caducifolio
Densidad de follaje	Densa	Semidensa	Laxa
Magnitud de floración	* Magnitud de Fournier		
Período de floración	> 3 meses	1 - 3 meses	< 1 mes
Utilización de flor	Alta	Media	Baja
Utilización de fruto	Alta	Media	Baja

Tabla 2: Calificación del potencial ornamental y de conservación de las especies estudiadas.

CRITERIOS DE POTENCIALIDAD	Especies										
	Ec	Tt	Ac	Pe	Op	Ja	Ae	Ml	Sb	Ra♂	Ra♀
Tamaño de la flor	3	3	1	2	1	3	1	1	1	1	3
Proporción de ejes de inflorescencia	3	3	1	3	2	3	2	3	3	3	3
Color de la flor	3	3	1	1	1	1	1	1	1	3	3
Textura del follaje	2	3	3	3	2	2	3	2	2	2	2
Persistencia del follaje	1	1	1	1	3	1	1	3	1	2	2
Densidad de follaje en copa	2	2	3	3	1	2	2	1	2	1	1
Periodo de floración	2	2	2	3	1	2	1	1	1	2	2
Magnitud de la floración	3	3	2	3	3	4	2	1	2	4	4
Utilización de flor	2	3	3	3	1	1	3	3	1	2	2
Utilización de fruto	1	1	1	1	2	3	3	3	1	0	1
TOTAL	22	24	18	23	17	22	19	19	15	20	23
Valor de conservación	8	9	8	10	7	10	9	8	5	8	9
POTENCIAL	M	A	M	M	M	M	M	M	B	M	M

Resultados y discusión

De las 10 especies, sólo una presentó bajos valores totales, *S.brasiliensis*, con bajos valores de conservación. Sólo *T. tipu* presentó altos valores como ornamental, que corrobora su utilización en espacios públicos. Las otras especies presentan valores medios como ornamentales. Se destacan 4 especies, *E. falcata*, *P. excelsa*, *J. australis* y *R. apetala* con sus pies femenino y masculino (tabla 2).

Las especies con alto valor de conservación son *P. excelsa*, *J.australis*, *T. tipu*, *A. edulis* y *R. apetala* pie femenino. Los criterios valorados, han sido objetivamente cuantificados en base a mediciones y observaciones de campo. Dado que muchas especies han calificado como de mediano potencial, se hace necesario ampliar la escala de la matriz e incorporar otros criterios como arquitectura (Ramírez-Hernández *et al.*, 2012), estructuras especiales de las especies, especies alergénicas entre otros criterios ornamentales y preferencia de hábitat, endemismos, alelopatía, etc. entre los de conservación.

Conclusiones

En el presente trabajo se aportan criterios para la valoración de las especies nativas como ornamentales tomando en cuenta además su valor para la conservación de la biodiversidad. Dos de las especies son utilizadas ya como ornamentales en áreas públicas lo que valida la metodología empleada. Todas las especies clasificadas como de alto y medio valor pueden ser recomendadas para ser

mantenidas en las nuevas urbanizaciones. Es necesario continuar con las investigaciones a fin de conciliar los usos urbanos con la conservación.

Agradecimientos

Los autores desean agradecer al Sr. David Acevedo por permitirnos acceder a su propiedad. Asimismo al Consejo de Investigación de la Universidad Nacional de Salta por el financiamiento del Proyecto N° 2245/1.

Referencias

- Falfán, I., MacGregor-Fors, I. 2016. Woody neotropical streets capes: a case study of tree and shrub species richness and composition in Xalapa. *Madera y Bosques* vol. 22, núm. 1, 95-110.
- Fournier, L.A. 1974. Un método cuantitativo para la medición de características fenológicas en árboles. *Turrialba* 24: 422-423
- López Enríquez, I. L., González Elizondo, M. S., González Elizondo, M., Tena Flores J. A. 2008. Especies Nativas de Durango con Potencial para la Forestación Urbana. Informe Técnico Final. Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional. CIIDIR Unidad Durango. 47 pp.
- McDonnell, M. J., Pickett S. T. A., Groffman P., Bohlen P., Pouyat R. V., Zipperer W. C., Parmelee R. W., Carreiro M. M., Medley, K. 1997. Ecosystem processes along an urban-to-rural gradient. *Urban Ecosystems*, 1, 21-36
- Morrison, D. 2004. A methodology for ecological landscape and planting design-site planning and spatial design. In: Dunnett, N., Hitchmough, J. D. (eds.) *The dynamic landscape*. SponPress, London, 115-129.
- Pacheco Zabaleta, Y. 2016. La quebrada El Copey y su impacto socio – ambiental en el Municipio de El Copey-Cesar. Trabajo de grado presentado como requisito parcial para optar al título de Ingeniero Agroforestal. Escuela de Ciencias Agrícolas, Pecuarias y del Medio Ambiente. Ecapma. UNAD. Cead – Valledupar.
- Ramírez-Hernández, S.G., Pérez-Vázquez A., García- Albarado J.C., Gómez-González A.y-Vargas-Mendoza M.C.. 2012. Criterios para la selección de especies herbáceas ornamentales para su uso en paisajismo. *Revista Chapingo Serie Horticultura* 18(1), 71-79.
- Sanchez-Azofeifa, G. A., Quesada M., Rodríguez J. P., Nassar J. M., Stoner K.E., Castillo A., Garvin T., Zent E. L., Calvo-Alvarado J. C., Kalacska M. E.R, Fajardo L., Gamon P. J. y Cuevas-Reyes A. 2005. Research Priorities for Neotropical Dry Forests. *Biotrópica* 37(4): 477-485.
- Savarda J.P.L., Clergeaub P. y Mennechez G. 2000. Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning* 48: 131-142.

Paisajes productivos

Modificación de paisaje en la cuenca del río Seco (Salta, Argentina) para habilitación de tierras destinadas a cultivos y ganadería

Ferreira Silvia^{1,2} y Rodríguez Lescano, María Lorena¹

¹Universidad Nacional de Salta. Facultad de Ciencias Naturales. Cátedra Manejo de Cuencas Hidrográficas.

²Consejo de Investigación. Av. Bolivia 5150, 4400 Salta, Argentina.

Mail de contacto: silferreira1@gmail.com

RESUMEN

Se analizó la variación temporal de clases de cobertura del suelo en la cuenca del río Seco, período 1977- 2009, utilizando imágenes satelitales LANDSAT. Se efectuó la clasificación supervisada de la vegetación. En 1977 la superficie agrícola era de 34 km² (1.5% del total del área de la cuenca); mientras que para el año 2009, se estimó en 466 km² (20% de la superficie total). Hubo una reducción de la superficie de Selva Pedemontana y Bosque de Transición (SP, 18 %) y Chaco Occidental (CO, 2%); y un aumento del suelo desnudo (SD 1,1%). La tasa anual de deforestación es - 0,86 (r). Siguiendo con esta tendencia, podría esperarse que en los próximos años, continúen los desmontes y la transformación del paisaje. Las intensas precipitaciones estivales y el cambio de cobertura vegetal han intensificado los procesos de erosión hídrica y la producción de sedimentos en esta cuenca, estimados en 0,118 Hm³/año.

Palabras claves: Selva Pedemontana, desmonte, transformación

ABSTRACT

The temporal variation of soil's cover classes in the Seco basin, from 1977 to 2009, was analyzed using LANDSAT satellite imagen. Supervised classification of vegetation was carried out. In 1977 the agricultural area was 34 km² (1.5% of the total area basin); while for 2009, it was estimated at 466 km² (20% of the total area). There was a reduction of the area of Pedemontana Forest and Transition Forest (SP, 18%) and West Chaco (CO, 2%); and a naked soil increase (SD 1.1%). The annual rate of deforestation is - 0.86% (r). Continuing with this trend, it could be expected that in the coming years, the clearing and transformation of the landscape will continue. The intense summer precipitation and the change in vegetation cover have intensified the processes of water erosion and the production of sediments in this basin, estimated at 0.118 Hm³ / year.

Keywords: Pedemontana Forest, clearance, transformation.

Introducción

El mayor problema evidente en las cuencas hidrográficas de regiones montañosas y serranas del NOA, radica en una degradación general y progresiva de los recursos naturales, especialmente por los impactos producidos por deforestación, sobreexplotación forestal, sobrepastoreo, extracción selectiva de leña y madera, y agricultura de

subsistencia o transhumante. Otro impacto que se presenta es la quema de pastizales, en sitios inadecuados debido a pendientes pronunciadas (Romero y Ferreira, 2010).

Desde el año 1977 hasta la actualidad, existen cambios significativos en el uso del suelo en la cuenca del río Seco (2.271 km²), al norte de la provincia de Salta, en áreas de baja pendiente. La Selva Pede-

montana, Bosque de Transición (ubicado sobre las Serranías de San Antonio, Macueta y Tartagal) y el Bosque Chaqueño Occidental (sobre llanuras pedemontanas) han sufrido los mayores cambios, ya que fueron desmontados para destinar las tierras a las actividades agrícola-ganaderas, producto del avance de la frontera agropecuaria (Rodríguez Lescano, 2010). El clima es tropical serrano, con lluvias estivales y heladas durante el invierno. El régimen de precipitaciones es de tipo monzónico, tropical continental con valores medios anuales que oscilan entre los 700 – 1200 mm (Bianchi y Yañez, 1992). El periodo húmedo está concentrado entre los meses de octubre y abril, donde se produce aproximadamente el 96 % de la precipitación anual y un periodo seco entre los meses de mayo y septiembre, donde se produce el 4 % restante.

Weber y Ferreira (2014) estimaron la producción de sedimentos en esta cuenca para el año 2013 en 0,118 Hm³/año, producto de la erosión hídrica y procesos gravitacionales por el cambio del uso del suelo. Consideraron los registros de lluvias de 16 localidades, ubicadas en el departamento General San Martín.

El objetivo de este trabajo es analizar la variación temporal de las clases de cobertura del suelo en la cuenca del río Seco, entre los años 1977 y 2009, relacionándolo con la producción de sedimentos.

Materiales y Métodos

Se emplearon imágenes satelitales LANDSAT (Sistema de Proyección UTM, zona 20 Hemisferio Sur, Datum SAD 69) para los años 1977 y 2009. Para su procesamiento, se realizó combinaciones de banda en falso color para poder determinar las distintas unidades de cobertura del suelo, empleando el Software Suri Pluma (Versión 1.1). Se realizó la clasificación supervisada empleando el Software ÁreaSat (Versión 1.2) e imágenes RGB en falso color obtenidas para los años

1977 y 2009, utilizando puntos de referencia tomados en campo. Se definieron 8 unidades de uso del suelo: 1) áreas urbanas, 2) áreas de pastoreo, 3) suelo desnudo, 4) parcelas de cultivos, 5) cauce del río y laguna, 6) Selva Montana, 7) Selva Pedemontana-Transición y 8) Chaco Occidental.

Se estimaron para cada clase de cobertura las superficies en cada año. Para este trabajo se interpreta la magnitud del incremento o decremento de la variación del uso del suelo, expresado en superficie para una misma unidad de paisaje, comparando los dos años. Se aplicaron los modelos r y q para estimar la tasa anual de deforestación propuesta por Puyravaud (2003) y usadas por la FAO:

$$r = 1 / (t_2 - t_1) \times \text{Ln} (A_2/A_1)$$

$$q = (A_2/A_1)^{1/(t_2 - t_1)} - 1$$

Donde A₁: superficie de bosque al inicio del período; A₂: superficie de bosque al final del período; t₁: año de inicio; t₂: año final.

r y q: tasa anual de deforestación.

Se emplearon los resultados obtenidos por Weber y Ferreira (2014) para el año 2013 de producción de sedimentos mediante aplicación del modelo Gravelovic-Djorovic en SIG (Sistema de Información Geográfica) en el punto de cierre de la cuenca, considerando la cobertura vegetal de 2009.

Resultados y Discusión

Se presentan los mapas de uso del suelo de la cuenca del río Seco para los años 1977 y 2009 (Fig. 1), que permiten apreciar la variación temporal de las diferentes clases de coberturas (Rodríguez Lescano y Ferreira, 2011). En el año 1977, la superficie agrícola fue de 34 km² (1.5 % del total) y en el año 2009, fue de 454 km² (20%) (Tabla 1, Fig. 2).

En el año 1977 Selva Pedemontana ocupaba un área de 1817 km² (80 %), mientras que 32 años después ocupaba una superficie de 1404 km²; es decir que 413 km² (18 %) fueron transformados para usos agrícolas

(Fig.1, Tabla 1). El bosque nativo de Chaco Occidental en 1977 ocupaba una superficie de 83 km² y en 2009, 37 km². La unidad de Selva Montana y áreas de pastoreo (Reserva Acambuco) no se modificaron prácticamente en el período y escala analizada. En áreas de pastoreo y suelo desnudo, se observó un incremento en la superficie de 1 km² y 26 km², representando un 0.04 % y 1.1 % de la superficie total de la cuenca respectivamente. También se observó que la superficie ocupada por las áreas urbanas se duplicó y aumentó el área del cauce del río Seco junto con la Laguna San José (17 km²), que representan un 0.1 % y 0.7 % de la superficie total de la cuenca.

La tasa anual de deforestación estimada (r y q) para los bosques de la cuenca fue de - 0,86 % (r) y - 0,98 % (q), es decir que por año se han desmontado superficies de casi del 1% del total de la cuenca.

La producción de sedimentos de la cuenca estimada por (Weber y Ferreira, 2014) es de 0,118 Hm³/año, valor elevado, nivel 6 (degradación muy alta) debido a los desmontes que se llevaron a cabo. Como resultado de esto y de las lluvias extremas, en el año 2006 se produjo un aluvión que destruyó el puente carretero.

Conclusiones

Tanto la Selva Pedemontana como el Chaco Occidental, han sido intensamente explotados desde la década de los años setenta hasta la actualidad, para la habilitación de tierras para ser destinadas a la agricultura. Siguiendo con esta tendencia de aprovechamiento de las zonas planas, podría esperarse que en los próximos años, continúe la fuerte presión de

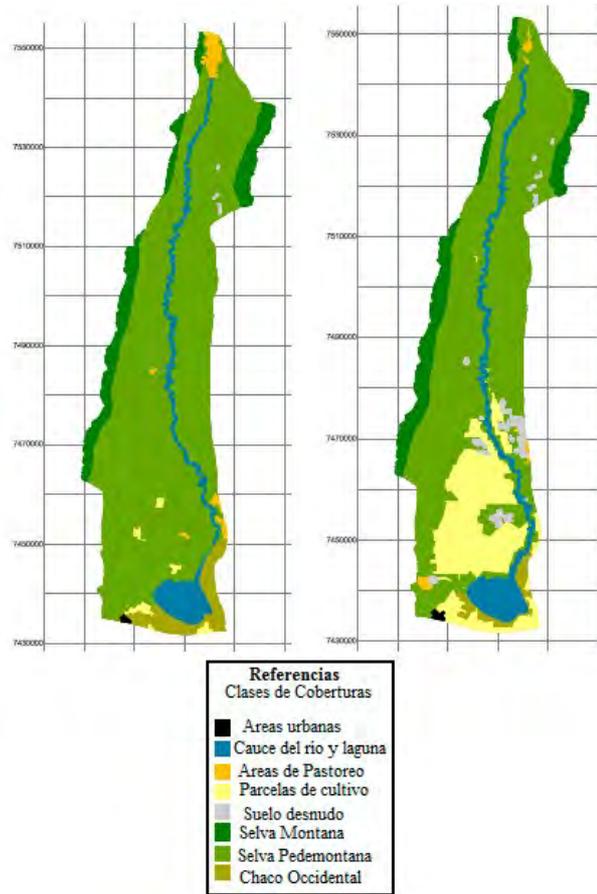


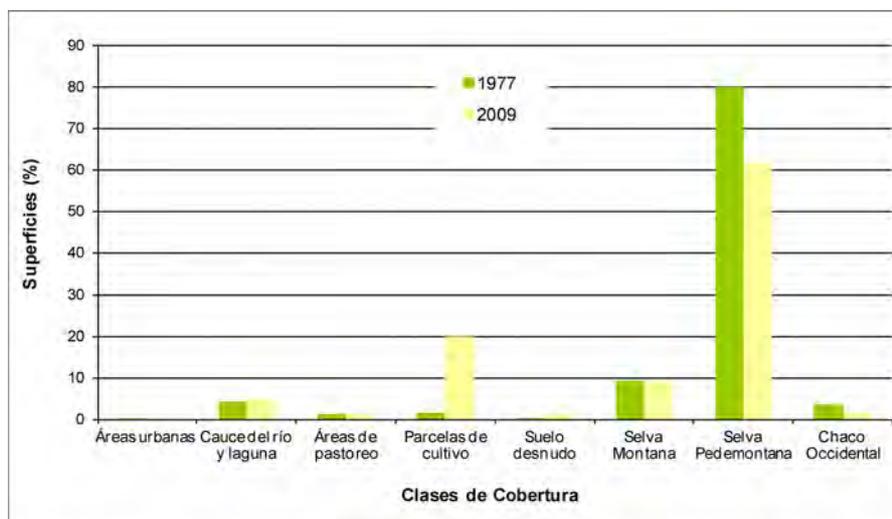
Fig. 1. Mapa de uso del suelo, año 1977(izquierda) y 2009 (derecha) en la cuenca del río Seco.

transformación, que traerá como consecuencia la pérdida de ecosistemas forestales nativos, en especial la selva pedemontana y esto llevará a la pérdida de biodiversidad e incremento de la producción de sedimentos, aumentando la degradación de la cuenca. Esto se repite en la mayoría de las cuencas montañosas del norte de Salta, tales como las de los río Tartagal, Caraparí, Zanja Honda, Bermejo, río Grande de Tarija.

Tabla 1. Superficie (km²) y variación de la cobertura (km² y %) de cada clase en 1977 y 2009, en la cuenca del río Seco.

Clases de Cobertura	Período			
	1977	2009	Variación	%
Áreas urbanas	2	4	2	0,1
Cauce del río y laguna	94	111	17	0,7
Áreas de pastoreo	29	30	1	0,04
Parcelas de cultivo	34	454	420	18
Suelo desnudo	2	28	26	1,1
Selva Montana	210	203	7	0,3
Selva Pedemontana	1817	1404	413	18
Chaco Occidental	83	37	46	2
Total	2271	2271		

Fuente: Rodríguez Lescano y Ferreira, 2013

**Fig. 2.** Superficie de cada clase de cobertura del suelo (%) en la cuenca del río Seco, para los años 1977 y 2009. Fuente: Rodríguez Lescano y Ferreira, 2013

Referencias

- Rodríguez Lescano, M. L., Ferreira, S. E.. 2013. Transformación del Bosque Nativo en zonas agrícola-ganadera en la cuenca del río Seco (Dpto. Gral. San Martín, Salta). Actas 4º Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano setiembre 2013, Puerto Iguazú- Misiones.
- Rodríguez Lescano, M. L., Ferreira S. 2011. Cambios en el uso del suelo de la cuenca del río Seco (Salta). Memorias COPIME 2011. 1º Congreso de Ciencias Ambientales. Buenos Aires.
- Rodríguez Lescano, M. L. 2010. Análisis de la Composición Florística, Diversidad e IVI de la Vegetación Arbórea y Variación Temporal del Uso del Suelo en la Cuenca del Río Seco (Departamento San Martín, Provincia de Salta). Universidad Nacional de Salta.
- Romero, E.P., Ferreira, S. E.. 2010. Índices de Protección hidrológica de la vegetación en la cuenca del río Potrero (Provincia de Salta). Revista Ciencia 5(16), 49-60.
- Weber P. A., Ferreira, S.E. .2014. Diagnóstico ambiental y problemática de la cuenca del río Seco (Salta, Argentina) mediante Sistema de Información Geográfica (SIG). Actas 4to. Encuentro Internacional de Geografía del Cono Sur. Universidad Nacional del junio 2014 - Santa Fe, Argentina.
- Puyravaud, J. P. 2003. Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. Forest Ecology and Management 117, 593-596.

Ampliación de la frontera agropecuaria y la actividad agroindustrial en la Cuenca Antinaco–Los Colorados. Implicancias en el recurso hídrico subterráneo.

Roberto Esteban Miguel¹, Joaquín V. Gonzalez Ribot¹ y María Cecilia Gareis²

¹ Estación Experimental Agropecuaria Chilecito, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Ruta de la Producción Km. 7,5. Tilimuqui (5361), Chilecito, La Rioja.

² Becaria Interna Doctoral CONICET, Instituto del Hábitat y del Ambiente (IHAM-FAUD-UNMdP), Docente-Investigadora del Instituto de Ambiente de Montaña y Regiones Áridas (IAMRA-UNdeC)

Mail de contacto: miguel.roberto@inta.gob.ar

RESUMEN

La cuenca Antinaco-Los Colorados es una de las áreas agrícolas y agroindustriales más importantes del Noroeste Argentino. El clima árido y la escasez de recursos hídricos superficiales genera que el recurso hídrico subterráneo sea explotado intensamente. El objetivo del trabajo fue analizar las implicancias de la actividad agropecuaria y agroindustrial hacia el recurso hídrico subterráneo. Los resultados indican un incremento de la superficie agropecuaria y de la actividad agroindustrial, que utiliza exclusivamente agua subterránea para su desarrollo mientras que el sistema acuífero responde con una profundización de niveles, pérdida de reservas y salinización de la capa freática. El aumento de la superficie agrícola y la instalación de agroindustrias en áreas de recarga suponen que los efectos de la explotación intensiva se incrementarán.

Palabras claves: agricultura, agroindustria, recurso hídrico subterráneo

ABSTRACT

Antinaco-Los Colorados Basin is one of the most relevant agricultural and industrial areas of the Argentinean Northwest. An arid climate and poor flowrate of rivers generate that groundwater be intensively extract. The aim was to analyze the implications of agriculture and industrial activities in the groundwater. The results showed an increase of agricultural area and industrial activities that use only groundwater to their development while the aquifer system showed a deepening of water table, lost of reserves and salinization of phreatic water. The rise of agricultural area and new industries in recharge locations support the idea that the effects of intensive extraction will increase.

Keywords: agriculture, industry, groundwater

Introducción

La cuenca Antinaco – Los Colorados (CALC) es una de las áreas productivas más importantes del Noroeste Argentino. Allí se desarrollan cultivos de olivo, vid, nogal, otros frutales y hortalizas, así como agroindustrias asociadas a su procesamiento. Inicialmente las producciones utilizaban el agua de los ríos y vertientes, sin embargo, los efímeros caudales, la alta evapotranspiración – 1.193 mm año⁻¹ (Costa y Minetti, 2001)– y

precipitaciones medias del orden de los 178 mm año⁻¹ (Sosic, 1971) limitaban la expansión agrícola.

El territorio de la CALC posee un importante volumen de recursos hídricos subterráneos, fue por ello que en la década del 60s se elaboró un *Plan de Colonización del Gobierno de La Rioja* donde se proyectó la realización de unas 140 perforaciones. A partir de este plan la producción agrícola y agroindustrial se desarrolló con ímpetu en la CALC.

En la década de los 90s, con la aplicación de la Ley Nacional 22.021, múltiples inversiones ampliaron la superficie cultivada que para el año 2006 alcanzó 13.231 ha (Brito y Del Moral, 2004). En esos años la provincia impulsó la creación de empresas SAPEM destinadas a la producción y elaboración de productos olivícolas, vitícolas y hortícolas.

Desde la década de 70s a la actualidad, el crecimiento productivo en el valle tiene su base en el recurso hídrico subterráneo, el cual ha sido estudiado a demanda del estado provincial por el INA-CRAS entre el año 1973 (estudio de base) y 2006 (Rocca, 1975; Poblete y Guimarães, 2006). Desde esa fecha a la actualidad, el control sobre la extracción, el monitoreo de las variaciones hidrodinámicas – profundización de niveles estáticos, pérdida de reservas, entre otras– e hidroquímicas –cambios químicos en el agua– y la localización de las producciones con criterios hidrogeológicos y de gestión integrada de recursos hídricos ha sido exiguo. Con el propósito de generar información con una visión sistémica, se planteó analizar las implicancias de la actividad agropecuaria y agroindustrial sobre el recurso hídrico subterráneo en la CALC.

Materiales y métodos

La CALC (Figura 1) se localiza en la Provincia de La Rioja, limita al Norte con la divisoria de aguas a la altura de la localidad de Pituil (Lat. -28,5640), al Sur con la Formación Los Colorados (Lat -30,0297), al Este con las Sierras de Velasco (Long.-67,0561) y al Oeste con las Sierras de Famatina (Long. -67,8139).

Políticamente, la cuenca está integrada por los departamentos de Famatina, Chilecito e Independencia. Para comprender el modelo conceptual hidrogeológico se accedió a tra-

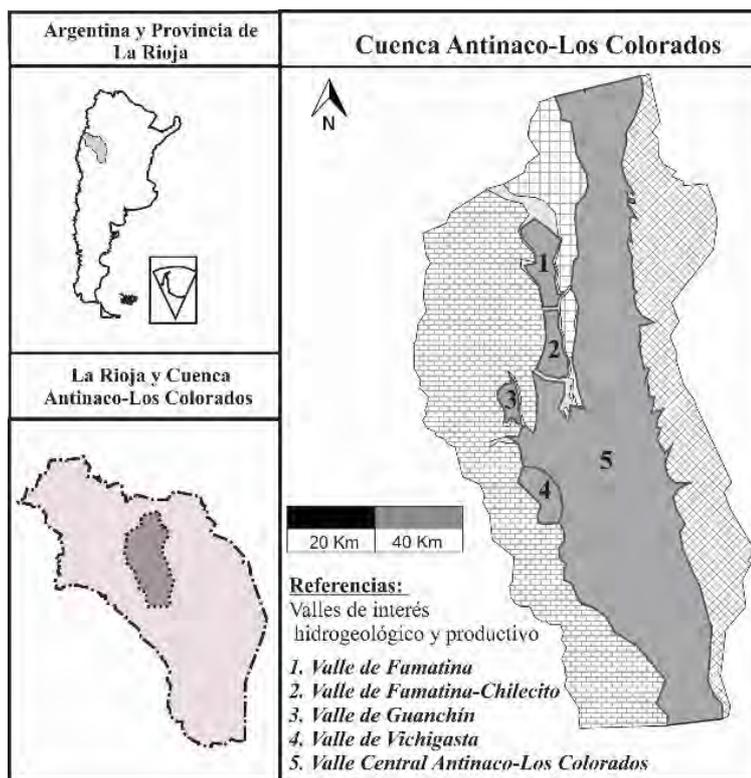


Fig. 1. Localización del área de estudio y valles de interés hidrogeológico. Elaboración propia.

bajos antecedentes efectuados por Sosic (Op. Cit.), INA-CRAS e INTA. Esta información permitió conocer los cambios hidrogeológicos en la cuenca entre el año 1973 y 2015.

Por otro lado, se efectuó una estimación de la superficie cultivada en dos períodos – año 2004 y 2015– a partir de informes antecedentes y análisis de imágenes satelitales Landsat analizadas en el programa QGIS 2.18. Para correlacionar la información de la superficie cultivada con el uso de agua subterránea para riego y el efectuado por la industria asociada se procedió al análisis y procesamiento de informes estadísticos del Ministerio de Energía y Minería de la Nación Argentina para los años 2004 y 2015.

Resultados y discusión

Modelo conceptual hidrogeológico

La CALC posee al menos cinco áreas con interés hidrogeológico, el sistema acuífero del Valle de Famatina, Valle de Guanchín, Valle Famatina-Chilecito y Valle de Vichi-

gasta, los cuales aportan al área de mayor importancia productiva e hidrogeológica: el Valle Central Antinaco–Los Colorados (VCALC). Dicho Valle se desarrolla en una fosa tectónica generada por el ascenso de grandes bloques del basamento cristalino cuya depresión se rellenó con sedimentos aluviales terciarios y cuaternarios. La CALC ha almacenado importantes volúmenes de agua a lo largo de milenios, debido al cierre del flujo al Sur por la presencia de una falla de contención a la altura de la Formación Los Colorados (Peña, Op. Cit.).

Los principales acuíferos en el VCALC se desarrollan en sedimentos cuaternarios con profundidades entre 300 y 500 m. Es importante destacar que el reservorio es un complejo acuífero donde los niveles inferiores están conectados con los superiores con materiales altamente permeables conformando así un acuífero tipo multicapa (Sosic, 1971).

La recarga del acuífero, del orden de los 130 a 140 $\text{Hm}^3 \text{año}^{-1}$, deriva de las escasas precipitaciones en el valle y de los aportes de ríos y quebradas que infiltran sus caudales al abandonar el sistema serrano en los conos aluviales. Otra importante fuente de recarga es dada por una compleja red de diaclasas existentes en las Sierras de Famatina (Sosic, Op. Cit.). Como recarga artificial, debe considerarse la posibilidad de que los retornos de riego alcancen las capas superiores del sistema acuífero.

La descarga natural del agua subterránea se produce por evapotranspiración de especies freatófitas (Morello, 1955 citado por Sosic, 1971) mientras que la descarga artificial se realiza por medio de una importante red de pozos localizados a lo largo del valle.

La dirección regional del flujo subterráneo en el VCALC es Norte-Sur con cambios locales debido al aporte de los valles con interés hidrogeológico anteriormente citados o la explotación de pozos de bombeo.

Cambios hidrodinámicos e hidroquímicos

En el año 1971, Sosic efectuó uno de los primeros trabajos hidrogeológicos de detalle del VCALC. En dicho documento, se advier-

te la presencia de aproximadamente 100 perforaciones que en conjunto tenían el potencial de extraer 37 % de la recarga ($51 \text{Hm}^3 \text{año}^{-1}$). Para el año 1973 el INA CRAS efectuó una extensa caracterización hidrogeológica del valle con construcción de mapas hidrodinámicos e hidroquímicos que son considerados como línea de base, aunque como advertía Sosic en 1971, ya existía una presión sobre el recurso hídrico subterráneo. Desde el año 1973 al 2006 el INA CRAS efectuó varios estudios, pero es en el año 2006 donde realiza una comparación con la situación de base inicial. El informe advierte la presencia de 246 perforaciones en condiciones de funcionar y la existencia de 186 pozos nuevos. El flujo regional, si bien se mantiene similar en 1973, presenta localmente concentraciones de flujo por explotación intensiva para satisfacer demandas de riego. Los niveles piezométricos descendieron entre 10 y 20 m con tasas entre 0,29 y 0,56 m año^{-1} . Se concluye que, debido a la gran extensión de la cuenca, si la extracción no aumentaba de manera descontrolada, la tasa de descenso anual se atenuaría. Desde la hidroquímica no advierten cambios debido a la explotación intensiva por lo que la composición de las aguas se mantuvo mayormente como Sulfatadas Cálcidas o Bicarbonatadas Cálcidas, estas últimas en áreas con influencia de recarga. Sin embargo, se evidenció hacia el área de Vichigasta la presencia de elevados tenores salinos debido, *a priori*, a la descarga de efluentes agroindustriales sin tratamiento.

Recientemente Miguel y Gonzalez Ribot (Miguel et al., 2016; Miguel y Gonzalez Ribot, 2016; Gonzalez Ribot y Miguel, 2016) analizan la evolución hidrodinámica e hidroquímica en áreas bajo explotación intensiva para uso agrícola y agroindustrial donde advierten una profundización de niveles estáticos con máximos entre 15 y 25 m entre los años 2006 y 2015. En adición, observan una aceleración en las tasas anuales de profundización respecto a los años 1973-2005; registrándose en las áreas de Tilimuqui, Malligasta y Anguinán una media de 1,12 m año^{-1} .

Estos descensos significan una reducción en la reserva de agua almacenada en el sistema. Los documentos mencionan, además, las implicancias que tendrían en la hidrodinámica la localización de nuevos emprendimientos en áreas de recarga antes no explotadas.

Las calidades químicas de las aguas no sufrieron cambios, aunque en el área de Vichigasta y Catinzaco se advierte una ampliación del área con problemas de elevada salinidad. Como aporte los autores señalan que además de la disposición histórica de efluentes agroindustriales, los excesos de riego y fertilizantes podrían ser también causantes del problema de salinización de las capas superiores del sistema acuífero.

Superficie cultivada y consumo de energía eléctrica

Los incrementos en la superficie cultivada en la CALC significan una mayor extracción y uso de agua subterránea para riego de los cultivos y actividades agroindustriales asociadas. En la Tabla 1 se presenta la superficie cultivada en la CALC para el año 2004 y 2015, donde se evidencia un incremento del 33 % en 11 años. En la Tabla 2 se presentan los consumos de energía eléctrica para disponer del agua para riego y para uso agroindustrial. Los datos muestran un incremento del 38% y 111 %; respectivamente; entre los años 2004 y 2015. Todo ello sustenta la mayor presión agrícola y agroindustrial sobre el recurso hídrico de la CALC con las consecuencias explicadas en el apartado precedente.

Tabla 1. Fluctuaciones de la superficie cultivada en la Cuenca Antinaco - Los Colorados.

Área	Superficie cultivada 2004	Superficie cultivada 2015
Famatina	1.790	3.350
Chilecito	14.290*	18.090
CALC	16.080	21.440

*Información tomada y modificada de Brito y Del Moral, 2004.

Tabla 2. Consumo de MWh según sector industrial o riego en la CALC en 2004 y 2015. Fuente: Ministerio de Energía y Minería de la Nación Argentina.

Año	Área	Industrial (MWh)	Riego (MWh)
2004	Famatina	146	239
	Chilecito	15.763	43.421
	CALC	15.909	53.660
2015	Famatina	631	965
	Chilecito	33.002	73.255
	CALC	33.633	74.221

Conclusiones

El incremento de la superficie agropecuaria y de la actividad agroindustrial, que utilizan exclusivamente agua subterránea para su desarrollo, generan sobre el sistema acuífero de la CALC una profundización de niveles, pérdida de reservas y salinización de la capa freática por retornos de riego y disposición inadecuada en efluentes industriales. La expansión no controlada de la superficie agrícola y la instalación de agroindustrias en áreas de recarga suponen una profundización de los efectos asociados a la explotación intensiva del agua subterránea.

Agradecimientos

Por el apoyo y financiamiento al PRoT CATRI 1233204 y la PNAGUA 1133023 del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.

Referencias

- Brito, B., Del Moral, D. 2004. Identificación de cultivo intensivo y no intensivo con imágenes satelitales LANDSAT EMT. Provincia de La Rioja. Universidad Nacional de La Rioja.
- Costa, M.C. y Minetti, J.L. 2001. El agua: una limitante de la agricultura en La Rioja. Avances en la producción vegetal del N.O.A.
- Gonzalez Ribot, J.V.; Miguel, R.E. 2016. Evolución de los niveles estáticos de agua subterránea en las colonias agrícolas de Tilimuqui, Malligasta y Anguinán, Chilecito, Provincia de La Rioja. Periodo 1973 – 2005 – 2014. Libro de Resúmenes Extendidos de las I Jornadas Internacionales Ambiente, 129-131.

- Miguel, R.E.; Tálamo, E.; Cristos, D.S.; Gonzalez Ribot, J.V.; Chayle, L. 2016. Análisis y evolución del proceso de salinización del sistema acuífero Antinaco Los Colorados en las Colonias de Vichigasta y Catinzaco, La Rioja, Argentina. Actas del IX Congreso Argentino de Hidrogeología 2016. Calidad de Agua Subterránea, 304-311.
- Miguel, R.E. y Gonzalez Ribot, J.V. 2016 Evolución hidrodinámica e hidroquímica del acuífero explotado para riego en las Colonias Agrícolas de Tilimuqui, Malligasta y Anguinan, Chilecito, La Rioja. Actas del IX Congreso Argentino de Hidrogeología 2016. Hidrogeología Regional, 166-173.
- Morello, J. 1955. Estudios botánicos en las regiones áridas en la Argentina, II: Transpiración de los arbustos resinosos de follaje permanente del Monte. Rev. Noroeste Arg. 1 (3), 385-524.
- Peña, E.P. 1969. 1^{ra} Reunión Nacional para la experiencia de desarrollo cultural en La Rioja. Anales de Academia Nacional de Agronomía y Veterinaria. Tomo XXIII, 206-218.
- Poblete, M.A. y Guimaraes R.E. 2006. Evaluación hidrogeológica de los acuíferos explotados en la cuenca Antinaco-Los Colorados. INA-CRAS, 28 pp.
- Rocca, J.A. 1975. Investigación del agua subterránea en el Valle Antinaco-Los Colorados, Provincia de La Rioja. Publicación N° P-067. INA CRAS. Secretaría de Estado de Recursos Naturales y Ambiente Humano, Subsecretaría de Recursos Hídricos, 350 pp.
- Sosic, M. 1971. Descripción hidrogeológica del Valle de Antinaco-Los Colorados, prov. de La Rioja. Buenos Aires. Dirección Nacional de Geología y Minería. Boletín 123, 51 pp.

Análisis de la distribución espacial y temporal del bosque nativo. Dpto. Moreno, Santiago del Estero. Período 2000-2016

Mariangel Arias Ferreyra¹, Hugo Raúl Zerda² y José Luis Tiedemann²

¹ Nodo Regional Parque Chaqueño - Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Independencia 2462, Santiago del Estero, Argentina.

² SIGL@b, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Santiago del Estero, Av. Belgrano sur 1912, Santiago del Estero, Argentina.

Mail de contacto: maryangelarias@hotmail.com

RESUMEN

En el dpto. Moreno, el avance de la agricultura de gran escala ha generado cambios en la estructura del paisaje, referidos a la deforestación y fragmentación de hábitat. Mediante percepción remota se analizaron los cambios estructurales a través de índices de paisajes, que tuvieron lugar durante el período 2000-2016. Los resultados evidenciaron una tasa de deforestación anual de 47.000 has/año. Además, los cambios estructurales estuvieron determinados por un aumento en el número de fragmentos, un descenso en su tamaño medio, un incremento del efecto de borde y por ende un mayor aislamiento entre los parches de bosques. Estos marcados procesos ponen de manifiesto un alto riesgo y deterioro de los ecosistemas, afectando la estabilidad de la biodiversidad y a las sociedades locales.

Palabras claves: fragmentación, estructura del paisaje, NDVI.

ABSTRACT

In Moreno Department, the advance of large-scale agriculture has led to changes in the structure of the landscape, related to deforestation and habitat fragmentation. Through satellite imagery analysis, the landscape structural changes for the period 2000-2016 were assessed by means of landscape indexes. The results showed an annual deforestation rate of 47.000 ha/year. In addition, structural changes were determined by an increase in the number of fragments, a decrease in their average size, an increase in the edge effect, resulting in greater isolation between forest patches. This process reveals a situation of high risk and deterioration of forest ecosystems, affecting the stability of biodiversity and local societies.

Keywords: fragmentation, landscape structure, NDVI.

Introducción

El reemplazo del bosque nativo para la habilitación de tierras destinadas a la agricultura extensiva representa una de las principales causas de la deforestación del Parque Chaqueño Semiárido.

Un paisaje representa un nivel de organización de los sistemas ecológicos superior al ecosistema, que se caracteriza esencialmente por su heterogeneidad y por su dinámica, controlada en gran parte por las actividades humanas” (Burel y Baudry, 2002). Un paisaje interrumpido por una deforestación, revela además otro proceso menos perceptible pero

que incide fuertemente en la estabilidad de la biodiversidad - la fragmentación de hábitat, la cual consiste tanto en la ruptura, como en la desconexión y en el aislamiento de un hábitat, proceso que establece cambios en la estructura de un paisaje (Turner *et al.*, 2001). El análisis de paisaje proporciona las bases necesarias para la comprensión de las características y los procesos que tienen lugar en un paisaje, su línea científica es la “ecología del paisaje” (Lorenz, 2005), la cual se centra en tres características básicas: la estructura, la función y el cambio (Forman y Godron, 1986). Un aporte importante para estos estu-

dios, es la aplicación de métodos cuantitativos “índices de paisaje” a través de la información numérica que aportan los elementos que lo conforman (Vila Subirós *et al.*, 2006). En este trabajo se analizó la estructura espacial y temporal del bosque nativo del departamento Moreno de la provincia de Santiago del Estero, mediante técnicas de análisis de paisaje, durante el período 2000-2016.

Materiales y Métodos

Se utilizó el índice multiespectral NDVI (Normalized Difference Vegetative Index) a partir de datos del sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) del satélite Terra (AM) - Collection5, con resolución espacial 250 m x 250 m, en composiciones de 16 días, correspondiente al período 273 (septiembre-octubre) de GLAM (Global Agriculture Monitoring), fecha en la cual se manifiesta mayor diferencia entre formaciones leñosas y herbáceas (Zerda, 2009). El NDVI es un cociente que utiliza el contraste entre las longitudes de onda electromagnéticas del rojo (0,6 a 0,7 μm) y el infrarrojo cercano (0,7 a 1,1 μm); el comportamiento diferenciado de la vegetación en estos intervalos permite discriminar la vegetación de otras cubiertas terrestres (Chuvienco, 1996). Para representar los cambios temporales se seleccionaron los años 2000, 2004, 2008, 2012 y 2016. Los productos NDVI-MODIS se recodificaron en base a umbrales (tabla 1), para generar mapas binarios denominados: bosque (1) y sin bosque (0).

Tabla 1. Umbrales de la clase con cobertura vegetal de tipo Bosque.

Año	Umbrales
2000	0.28 - 0.63
2004	0.28 - 0.81
2008	0.19 - 0.56
2012	0.25 - 0.72
2016	0.26 - 0.70

A los mapas binarios se les aplicaron un filtro de ventana móvil 3x3. La clase bosque

de los productos resultante fueron validados con imágenes de mayor resolución (Landsat-8), usándose el índice Kappa para determinar el nivel de similitud entre las máscaras de bosque y las imágenes clasificadas. La Tasa de deforestación anual en ha/año (EISA, 2011) se determinó a partir de la diferencia en la cobertura espacial de bosque entre años seleccionados sucesivos, como:

$$D = \frac{(Df - Di)}{N} \quad (1)$$

Para el análisis de la estructura espacial se utilizaron los siguientes índices:

Proporción de bosque en el paisaje (PBP), se refiere a la suma de las áreas de fragmentos de bosque del paisaje (S_j), dividido por el área total del paisaje (S), multiplicado por 100.

$$PBP\% = \frac{\sum_{j=1}^n S_j}{S} \quad (2)$$

Número de fragmentos (Nf), grado de subdivisión del paisaje de bosque, como número total de fragmentos.

$$Nf = n \quad (3)$$

Tamaño medio de los fragmentos (TMF), es la suma de las áreas de todos los fragmentos del paisaje (S_j), divididas por el número de fragmentos (Vargas Linde y Subirós, 2005), expresada en hectáreas.

$$TMF = \frac{\sum_{j=1}^n S_j}{NT} \quad (4)$$

Borde de bosque, longitud del contorno exterior de los fragmentos, en km.

$$Bb = \sum_{j=1}^n b_j \quad (5)$$

Distancia media entre fragmentos (DMF), expresada en metros.

$$DMF = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n d_i \quad (6)$$

El índice PBP se aplicó tanto para el total departamental, como para el mayor fragmento de bosque (MFB). El MFB representa la superficie continua de bosque al año 2000, es decir, sin fragmentación.

Todos los análisis de datos se realizaron mediante los paquetes computacionales ENVI 4.8 y Qgis 2.8.1.

Resultados

La deforestación en la Región Chaqueña responde a cambios de gran escala. El departamento Moreno posee una superficie aproximada de 1.600.000 has; durante los años 2000 y 2016 se redujeron 757.963 has de bosque nativo, equivalente a una disminución anual de 47.373 has/año aproximadamente.

Con respecto a los índices de paisaje, los resultados se exponen en la tabla 2.

Tabla 2. Valores numéricos de los índices de paisaje en el departamento Moreno.

Índice	2000	2004	2008	2012	2016
PBP%	72	55	38	30	25
Nf	163	227	273	290	297
TMF%	7.14	3.92	2.22	1.65	1.36
Bb (km)	3,65	4,44	5,61	5,36	5,07
DMF (m)	9.58	2.32	4.99	6.30	7.90

El índice PBP% refleja la creciente pérdida de bosque en los años comprendidos (fig. 1). En relación al dpto. Moreno, el mayor fragmento de bosque nativo al año 2000 representaba una superficie del 65 %, disminuyendo su continuidad en un 39 % en 2004; 23 % en 2008; 14 % en 2012, y 3 % en el 2016. El mayor fragmento, es el fragmento de bosque

continuo más extenso que existe en el paisaje, el elemento dominante en cuanto a superficie ocupada en el paisaje, que se caracteriza por tener una implicancia muy importante en muchos procesos ecológicos, aportando información valiosa en el estado de los paisajes (Forman, 1995). El rol que cumple un fragmento grande y continuo en un área es fundamental en lo que refiere a la estabilidad de la biodiversidad, para que los organismos mantengan su patrón normal de comportamiento, como alimentación y estructura social (Vargas Linde y Subirós, 2005). En fragmentos grandes las poblaciones tienen más posibilidades para superar las posibles alteraciones externas, en tanto que en fragmentos pequeños, hace que las tensiones externas lleguen al área núcleo (Turner *et al.*, 2001).

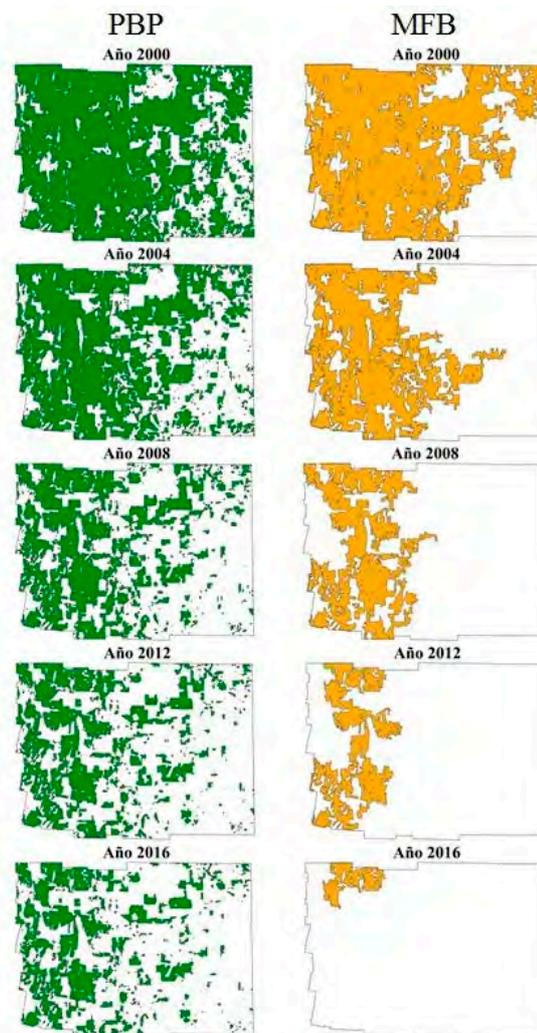


Fig. 1. Dinámica del índice "Proporción de bosque en porcentaje" (PBP): a) Total departamen-

tal; b) Mayor fragmento de bosque MFB (Fuente: elaboración propia).

Los índices número de fragmentos (Nf) y tamaño medio (TMF) dan cuenta de la subdivisión creciente acontecida. El índice TMF adquiere valores menores cuanto más acentuado es el proceso de fragmentación y se incrementa con la homogeneidad del paisaje (Martínez de Toda, 2001). Al aumentar la fragmentación, también se incrementa el efecto borde (Bb), influyendo en el interior de los parches sobre factores como el viento, la insolación, las lluvias, etc., afectando de manera directa a la componente biológica (Consejería de Medio Ambiente, 2005). Los resultados de la Tabla 2 indican un descenso de los valores de Bb a partir del año 2012 por efecto de la deforestación que implica la eliminación directa de parches.

El aislamiento en el área de estudio se puede visualizar con el incremento de las distancias entre los parches de bosque, tales como lo indica la Tabla 2 y la Fig. 2.

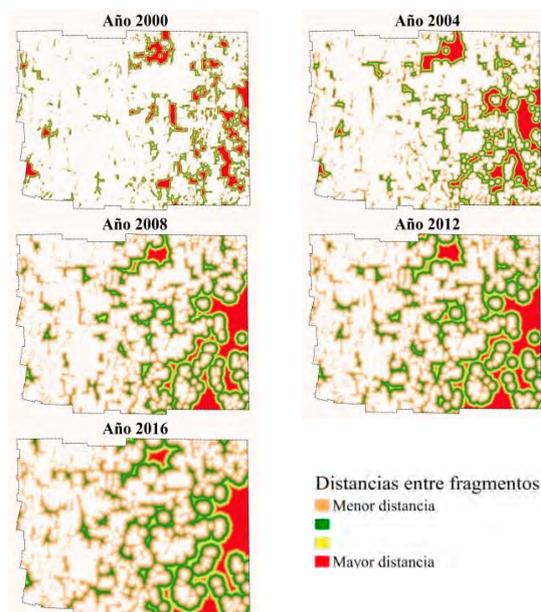


Fig. 2. Mapas ilustrando el incremento de las distancias entre los fragmentos de bosque.

Conclusiones

El análisis de paisaje realizado ha permitido verificar el proceso de fragmentación de hábitat que se produjo en

departamento Moreno de la provincia de Santiago del Estero. La fragmentación siempre se encuentra asociada a los efectos negativos derivados de las acciones antrópicas que conllevan a una modificación intensa del territorio y que se traduce en una pérdida importante de hábitats naturales, en la disminución e incluso en la extinción local de especies.

Agradecimientos

Al Dr. Hugo Zerda.

Al Laboratorio SIGL@b; y a la Facultad de Ciencias Forestales de Santiago del Estero.

Referencias

- Burel, F., Baudry J. 2002. Ecología del Paisaje. Conceptos, Métodos y Aplicaciones. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Consejería de Medio Ambiente. 2005. Integración territorial de espacios naturales protegidos y conectividad ecológica en paisajes mediterráneos. Junta de Andalucía, España.
- Chuvieco, E. 1996. Fundamentos de la teledetección espacial. 3ª edición revisada. 569. Ediciones RIALP S.A. Madrid. España.
- Eisa. 2011. Corredor Vial Interoceánico Sur Perú – Brasil: Análisis de la deforestación. Concesionaria IIRSA Sur. Perú – Brasil.
- Forman, R. T. T. 1995. Land Mosaic: The ecology of landscapes and regions. Nueva York: Cambridge. University Press.
- Forman, R. T. T.; Godron, M. 1986. Landscape ecology. John Wiley y Sons. New York.
- Lorenz, G. 2005. Suelos y paisajes: Perspectiva para el cambio. En: Santiago del Estero: Una mirada ambiental. Universidad Nacional de Santiago del Estero. UNSE. Primera edición. ISBN: 987-99083-9-2.
- Martínez de Toda, S. S. 2001. Influencia de la escala en la configuración del paisaje: estudio mediante un nuevo método de simulación espacial, imágenes de satélite y cartografías temáticas. Departamento de economía y gestión de las explotaciones e industrias forestales. Escuela técnica superior de ingenieros de montes.
- Turner, M. G., Gardner, R. H., O' Neill. 2001. Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process. Springer-Verlag New York, Inc.

- Vargas Linde, D., Vila Subirós, J. 2005. Ecología del paisaje y sistemas de información geográfica ante el cambio socioambiental en las áreas de montaña mediterránea. Una aproximación metodológica al caso de los valles d'Hortmoier y Sant Aniol (Alta Garrotxa. Girona). *Revista Internacional de Ciencias Sociales* 25, La transformación del territorio, antes y después de 1950, 59 - 72.
- Vila Subirós, J., Linde V. D., Pascual LL. A., Palom R. A. 2006. Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (Landscape ecology). Una interpretación desde la geografía. Universitat de Girona. Unitat de Geografia i Institut de Medi Ambient. Plaça Ferrater Mora, 1. 17071. Girona.
- Zerda, H. R. 2009. Estrategia metodológica de teledetección para el monitoreo de la deforestación en el Chaco argentino. En: Conferencia presentada en el Workshop "Percepción Remota como Herramienta de Estudios de Cambios en Recursos Forestales", XIV Simposio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), Natal-RN, Brasil. 25-30.04.2009.

Transformaciones de los paisajes productivos mixtos en partidos de la Región Pampeana Austral, Argentina

Patricia Vazquez¹, Laura Zulaica², Nahuel Sequeira¹ y Daiana Daga²

¹CONICET, Centro de Estudios Sociales de América Latina, Facultad de Ciencias Humanas, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Paraje Arroyo Seco s/n, Buenos Aires, Argentina.

²CONICET, Instituto del Hábitat y del Ambiente, Facultad de Arquitectura, Urbanismo y Diseño, Universidad Nacional de Mar del Plata, Funes 3350, Buenos Aires, Argentina.

Mail de contacto: patriciavazquez11@gmail.com

RESUMEN

La ecología de paisajes contempla el estudio de las variaciones de los paisajes en determinadas escalas espaciales y temporales. En este marco, el presente trabajo compara las transformaciones de los ecosistemas mixtos de la Región Pampeana Austral con el propósito de elaborar un diagnóstico ambiental de los paisajes productivos. Se seleccionaron dos partidos costeros (Necochea y Lobería) y dos mediterráneos (Tandil y Benito Juárez) y se analizaron las campañas agrícolas 2002-2003/2010-2011. Se evaluaron imágenes Landsat 5 por Partido y campaña seleccionada y se procesaron y clasificaron (ENVI 5.1) a partir de trabajo de campo. Tanto en los partidos costeros como en los mediterráneos, la agricultura creció significativamente. En contraposición, las áreas ganaderas se redujeron. Los resultados obtenidos revelan un aumento de problemáticas ambientales, cuya intensidad se manifiesta diferencialmente en los partidos, volviéndose necesario generar estrategias para el ordenamiento territorial de la región, contemplando la diversidad de paisajes productivos.

Palabras claves: ecosistemas mixtos productivos, agriculturización, diagnóstico ambiental.

ABSTRACT

The landscape ecology contemplates the study of landscapes variations in determined spatial and temporal scales. In this context, the present study compares the transformations of the mixed ecosystems in the Southern Pampas with the purpose of elaborating an environmental diagnosis of the productive landscapes. Two seaside counties (Necochea and Lobería) and two mediterranean counties (Tandil and Benito Juárez) were selected and the agricultural campaigns 2002-2003/2010-2011 were analyzed. Landsat 5 images were evaluated for each county and selected campaign and were processed and classified (ENVI 5.1) from fieldwork. In both the seaside and mediterranean counties, agriculture grew significantly. In contrast, livestock areas were reduced. The results obtained reveal an increase in environmental problems, whose intensity is differently manifested in the counties, making it necessary to generate land use planning strategies in the region, contemplating the diversity of productive landscapes.

Keywords: mixed productive ecosystems, agriculturization, environmental diagnosis.

Introducción

La ecología de paisajes contempla el estudio de los paisajes en determinadas escalas espaciales y temporales, combinando distintas disciplinas e integrando las ciencias naturales y sociales, analizando impactos tales como los provocados por la acción del hombre sobre los ecosistemas. Tal es el caso de la actividad agropecuaria argentina la cual ha crecido transformando notablemente los paisajes en los últimos 20 años. Esto ha llevado a la intensificación de los impactos ambientales sobre los ecosistemas derivados del proceso de agriculturización. Dicho proceso ha trans-

Materiales y Métodos

Se analizaron por Partido y campaña seleccionada (2002-2003/2010-2011) imágenes satelitales Landsat 5 correspondientes al sensor TM, obtenidas del Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais de Brasil. En el caso de los partidos mediterráneos (Tandil y Benito Juárez), las fechas de adquisición se corresponden al 28/12/2003 y 26/02/2011, con Path/Row 225-86. Respecto a los partidos costeros, las fechas de adquisición de las imágenes fueron el caso del partido de Necochea: 24-08-2003 y 03-11-2011, con Path/Row 224-87 y 225-86, mientras que para el partido de

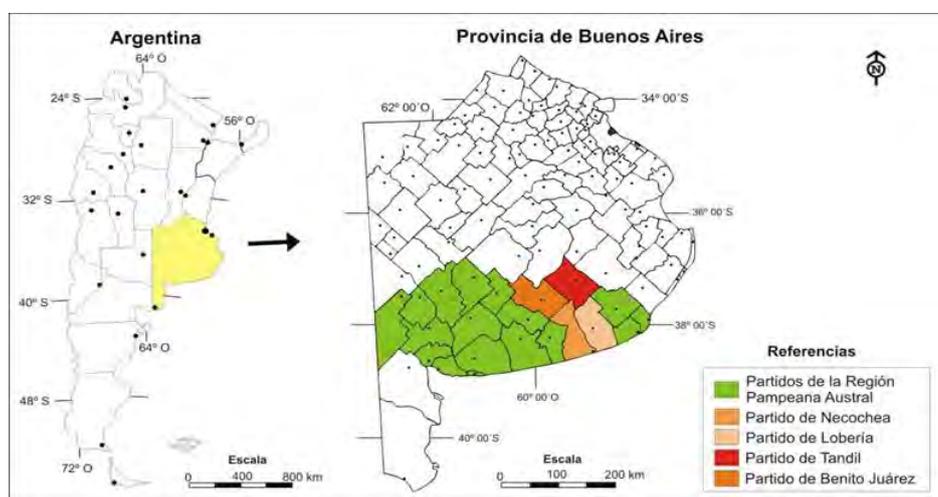


Fig. 1. Localización de los partidos mediterráneos y costeros estudiados, correspondientes a la RPA.

formado el sistema de rotación agrícola-ganadera en la región pampeana, con el consiguiente corrimiento e intensificación de la actividad ganadera hacia zonas marginales y hacia ambientes confinados (Oesterheld, 2008). En este marco, el presente trabajo compara las transformaciones de los ecosistemas mixtos de la Región Pampeana Austral (RPA), inserta en la región pampeana, con el propósito de elaborar un diagnóstico ambiental de los paisajes productivos. Para ello, se seleccionaron dos partidos costeros (Necochea y Lobería) y dos mediterráneos (Tandil y Benito Juárez) (Figura 1) y se analizaron las campañas agrícolas: 2002-2003/2010-2011.

Lobería, el Path/Row es 224-86 y las fechas de adquisición fueron 27-10-2003 y 18-01-2011. Cabe mencionar que los objetivos de este trabajo responden a un proyecto mayor, dirigido y codirigido por las Dras. Patricia Vazquez y Laura Zulaica, denominado “Indicadores de sustentabilidad ambiental en áreas urbanas, periurbanas y rurales de partidos costeros y mediterráneos representativos de la Región Pampeana Austral”. Este proyecto marco fue aprobado en abril de 2016, con N° de Proyecto de Investigación Plurianual (2015 – 2017): 112, Resolución 20150100044, siendo su objetivo principal generar una base de indicadores de sustentabilidad ambiental que permitan evaluar áreas rurales, áreas periurbanas y urbanas de la Región Pampeana Austral con el propósito de

definir estrategias de Ordenamiento Ambiental. La primera campaña, 2002-2003, corresponde al momento de adopción masiva de soja transgénica, mientras que la segunda, 2010-2011, pertenece a la consolidación del esquema productivo que prevalece en la actualidad. Se realizaron correcciones geométricas y radiométricas y se efectuaron clasificaciones supervisadas de las imágenes satelitales (software ENVI 5.1) a partir de trabajo de campo, tal como se muestra en trabajos antecedentes (Vazquez y Zulaica, 2012; Sequeira *et al.*, 2015; entre otros). Se definieron dos clases de usos de suelo para los momentos analizados: áreas predominantemente agrícolas y áreas predominantemente ganaderas; mientras que la superficie restante de cada Partido está constituida por áreas con cuerpos de agua, áreas urbanas, entre otras, las cuales no fueron contempladas en este trabajo.

Resultados y Discusión

Los paisajes poseen diversas funciones cuyos servicios pueden ser valorados por la sociedad desde una perspectiva económica, socio-cultural y ecológica (Termorshuizen y Opdam, 2009). Las clases de uso identificadas a partir de la clasificación de las imágenes dan cuenta de ello. La valoración agroproductiva muestra cambios significativos en los años analizados. Es así que en los partidos seleccionados (Figura 2) se evidencia el avance de la agricultura en desmedro de la ganadería.

Respecto de los partidos costeros (Figura 2), la agricultura creció en Necochea un 19,15%, mientras que en Lobería el crecimiento fue del 65,6%. En contraposición, la ganadería decreció en 29,96% y 34,9%, respectivamente. De manera semejante, en los partidos mediterráneos (Figura 2), se observó un incremento de las áreas agrícolas en Tandil del 13,2% y en Benito Juárez del 82,5%,

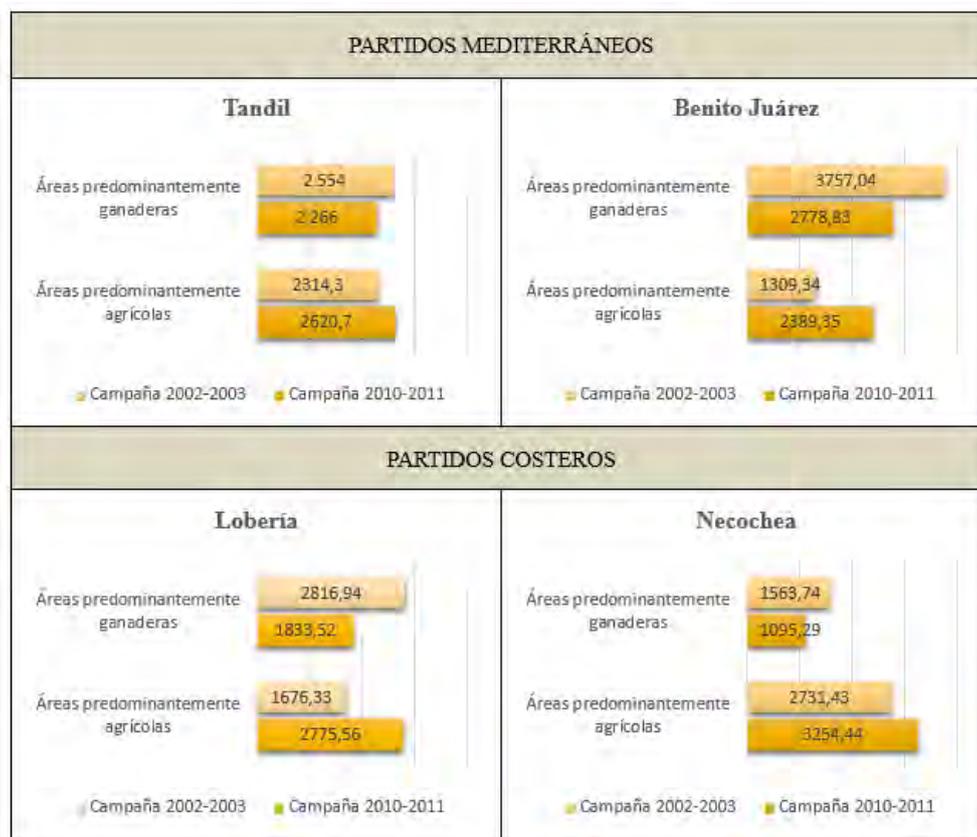


Fig. 2. Usos del suelo en cada Partido seleccionado (superficies expresadas en km²).

mientras que las áreas ganaderas disminuyeron en 11,3% y 26,1%. En todos los casos, la agriculturización comenzó en aquellos paisajes de buena aptitud agrícola, extendiéndose luego hacia zonas con mayores limitaciones ecológicas.

Los paisajes de los partidos analizados, definidos a partir de las interacciones establecidas entre la sociedad y la naturaleza a través del tiempo, presentan distintos niveles de estabilidad determinada por las características ecológicas, pero fundamentalmente por los niveles de artificialización. Oesterheld (2008) expresa que la estabilidad del funcionamiento de un ecosistema aumenta con su diversidad. La “homogeneización” de los paisajes productivos en el período estudiado y asociada al proceso de agriculturización, ha sido mayor en los partidos de Benito Juárez y Lobería. Sin embargo, el grado de artificialización es más relevante en Necochea y Tandil, partidos con mejor aptitud ecológica, en los cuales la expansión agrícola fue más intensa en momentos anteriores. Independientemente de la proximidad costera, entre 2002-2003/2010-2011 las transformaciones de los paisajes tuvieron lugar en aquellas áreas con limitaciones productivas más significativas. Esto revela cambios en la dinámica de los ecosistemas que intensifican los problemas ambientales.

Conclusiones

Los efectos de la artificialización de los ecosistemas derivados de la agriculturización pueden ser poco significativos a escala de predio, pero en conjunto, presentan repercusiones de índole regional. Esto se verifica en el incremento de problemáticas ambientales, cuya intensidad se manifiesta diferencialmente en los partidos, volviéndose necesario generar estrategias para el ordenamiento territorial de la RPA, contemplando la diversidad de paisajes productivos.

Referencias

- Oesterheld, M. 2008. Impacto de la agricultura sobre los ecosistemas. Fundamentos ecológicos y problemas más relevantes. *Ecología Austral* 18 (3), 337-346.
- Sequeira, N., Vazquez, P., Zulaica, L. 2015. Consecuencias ambientales de la expansión agrícola en el partido de Benito Juárez (Buenos Aires, Argentina), en el período 2003-2011. *Revista Georaguaia* 5 (2), 27-29.
- Termorshuizen, J. W., Opdam, P. 2009. Landscape services as a bridge between landscape ecology and sustainable development. *Landscape Ecology* 24(8), 1037-1052.
- Vazquez, P. Zulaica, L. 2012. Transformaciones agroproductivas e indicadores de sustentabilidad en el Partido de Tandil (Provincia de Buenos Aires) durante los periodos 1988-2002 y 2002-2010. *Revista Campo-Territorio* 7 (13), 5-39.

Evaluación de un agrosistema de olivar desde una perspectiva de paisaje: el caso de la Denominación de Origen Protegida Estepa (Andalucía, España)

Antonio Alberto Rodríguez Sousa¹, Alejandro J. Rescia Perazzo¹ y Jesús M. Barandica Fernández¹

¹ Departamento de Ecología, Facultad de Biología, Universidad Complutense de Madrid, C/ José Antonio Novás 2, 28040 Madrid, España.

Mail de contacto: antonr05@ucm.es

RESUMEN

En España los agrosistemas de olivar tienen gran relevancia socio-ambiental y económica, conformando en Andalucía un paisaje agrícola de carácter multifuncional (ecológico, socio-cultural y económico). Dicha funcionalidad les otorga prioridad para la aplicación de una planificación y gestión sostenible a escala de paisaje. Históricamente, la explotación del olivar ha sido extensiva, sin embargo, en las últimas décadas, se ha tendido a su intensificación o abandono, conllevando ambas opciones consecuencias socio-ambientales indeseables. En este trabajo se analizó el olivar a escala de paisaje (sistema agrícola y su entorno) aplicando modelos de simulación para proyectar escenarios de producción. Los resultados mostraron que una gestión que combine apropiadamente prácticas agrícolas intensivas, integradas y ecológicas representa una opción sostenible y rentable en el tiempo, al reducirse el impacto ambiental. El modelo obtenido es una propuesta en la búsqueda de alternativas al actual modelo de gestión olivarera de la comarca de Estepa.

Palabras claves: gestión olivarera, paisaje, socio-ecosistema

ABSTRACT

In Spain olive groves have great socio-environmental and economic relevance, forming in Andalusia an agricultural landscape of a multifunctional carácter (ecological, socio-cultural and economic). This functionality gives them priority for the application of sustainable landscape planning and management. Historically, the exploitation of the olive grove has been extensive, however, in the last decades, it has been tended to intensify or abandon, implying both options undesirable socio-environmental consequences. In this work the olivar was analyzed at scale of landscape (agricultural system and its environment) applying simulation models to Project production scenarios. The results showed that management that appropriately combines intensive, integrated and ecological farming practices represents a sustainable and cost-effective option over time, with reduced environmental impact. The model obtained is a proposal in the search for alternatives to the current model of olive management in the region of Estepa.

Keywords: landscape, olive grove management, socio-ecosystem

Introducción

En Andalucía, sur de España, los agrosistemas de olivar conforman un paisaje agrícola y cultural de larga tradición con un carácter multifuncional (ecológico, social y económico) y de manejo históricamente extensivo ocasionando bajos niveles de impacto ambiental (Fernández, 2008). Sin embargo, en

las últimas décadas, a causa del éxodo rural hacia el medio urbano y a la entrada en vigor de la Política Agraria Común (PAC) en 1962, estos agrosistemas entraron en una situación de vulnerabilidad económica (Taguas y Gómez, 2015), por lo que se ha tendido a intensificar su manejo o abandonar su explotación, conllevando ambas medidas efectos multidimensionales y afectando su estabili-

dad como sistemas socio-ecológicos (Duarte *et al.*, 2008). Así pues, mientras el abandono conlleva un aumento de biomasa incrementando el riesgo de incendios, la intensificación de las plantaciones agrava los problemas de erosión edáfica (Francia *et al.*, 2006). Los olivares y los ecosistemas circundantes, conforman un paisaje agrícola que se debe analizar en su conjunto con el objeto de promover la aplicación de una gestión sostenible, que implicaría, a parte de un adecuado manejo de los cultivos olivareros, una planificación territorial que considere el patrón de usos y coberturas del territorio más adecuado para garantizar su persistencia a largo plazo (Palese *et al.*, 2012). Esta planificación se debe plantear integrando sus aspectos ambientales, productivos y económicos. Bajo esta premisa, en este trabajo se aplicaron modelos de simulación dinámicos para establecer una gestión balanceada (multifuncional) entre dichos aspectos, en diferentes escenarios de explotación.

Materiales y Métodos

Se desarrolló un modelo dinámico de simulación (programa Stella versión 9.1.4) para una explotación de olivar correspondiente a la Denominación de Origen Protegida de la Comarca de Estepa (Sevilla, Andalucía), que cuenta con casi 40.000 hectáreas de olivar junto a 20.000 hectáreas de otros usos agrícolas y relictos de vegetación (Guzmán, 2004).

Consideraciones principales del modelo:

- Se consideraron tres tipos de oliviculturas, pudiendo ser la gestión de tipo integrada, en la que se permite el empleo de agro-químicos y riego de forma regulada por agencias técnicas de control; intensiva y superintensiva, diferenciándose principalmente en la densidad de plantación y presentando ambos tiempos de vida útil de 12 y 40 años respectivamente (AEMO, 2010). A partir de ese límite temporal se debería abandonar la explotación por un descenso masivo en su rentabilidad. Por último la gestión ecológica, en la

que se emplean productos no químicos aprobados por la Comisión Europea (abonos CE).

- Actualmente cualquier tipo de gestión olivarera sería subvencionada por la PAC, pudiendo percibir pagos ambientales a raíz de la última reforma de esta legislación en la que se considera al olivar como cultivo leñoso de carácter ancestral (Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural, 2015). Este supuesto se mantendrá constante en la simulación.

- Las tasas de erosión, y los datos de producción, gastos y beneficios considerados en el modelo se obtuvieron a partir de bibliografía científica, informes técnicos y consultas directas a expertos. Estas condiciones se mantendrán constantes durante el período de simulación.

- Acorde al criterio de Gómez Calero y Giraldez, 2009, el rendimiento medio de una hectárea de olivar es de 1.000-4.000 kg de aceitunas, y por debajo de éste se abandona el cultivo.

- La producción decae exponencialmente en el tiempo debido a la pérdida de suelo por erosión (Delgado *et al.*, 1998); esto se deriva de una relación lineal entre la pérdida de suelo y la producción.

- No existe información disponible sobre la edad relativa de cada parcela con relación a los procesos erosivos, optando por ello por un supuesto conservativo, asumiendo que al inicio de la simulación su edad relativa a estos efectos es 0.

- En la Denominación de Origen Protegida Estepa no se encuentra documentada ninguna medida de recuperación de hectáreas que hayan perdido su productividad, por lo que se asume que su abandono tiene carácter permanente.

- El período de simulación empleado fue de 50 años, período muy amplio en el que se prevén cambios tanto en la gestión olivarera como en la PAC, pero necesario para mostrar las consecuencias de las diferentes gestiones olivareras sobre el suelo y su repercusión sobre la producción y productividad de la comarca olivarera.

Diseño de Escenarios

Por un lado se analizó una situación actual de gestión integrada sin incorporar cambio alguno a la gestión olivarera de la Comarca. A parte, se simularon diferentes escenarios de transición, con una tasa de conversión de hectáreas del 10% de la cantidad inicial, a cultivo intensivo, superintensivo y ecológico, respectivamente, para finalmente simular una gestión mixta que combinase las gestiones integrada, intensiva y ecológica.

Resultados

Se consideró para los diferentes escenarios: a) las hectáreas susceptibles de ser abandonadas por disminución de su rentabilidad por erosión (**Fig. 1**), siendo las prácticas de intensificación aquéllas en las que se producía un mayor abandono; b) la producción (**Fig. 2**), siendo el escenario propuesto de gestión mixta el de mayor producción a largo plazo y c) los beneficios (**Fig. 3**), siendo el escenario de transición a cultivo ecológico el más rentable a largo plazo.

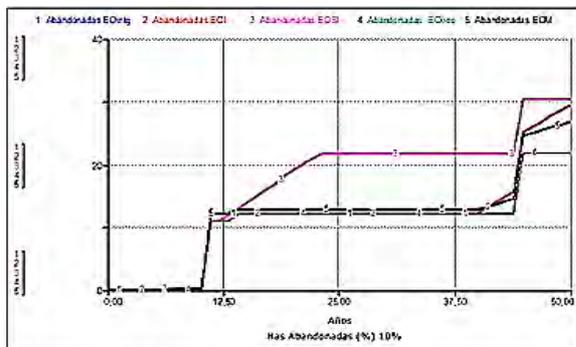


Fig. 1. Porcentaje de abandono en los escenarios actual (EOIntg), transición a olivar intensivo (EOI), super-intensivo (EOSI), ecológico (EOeco) y mixto (EOM).

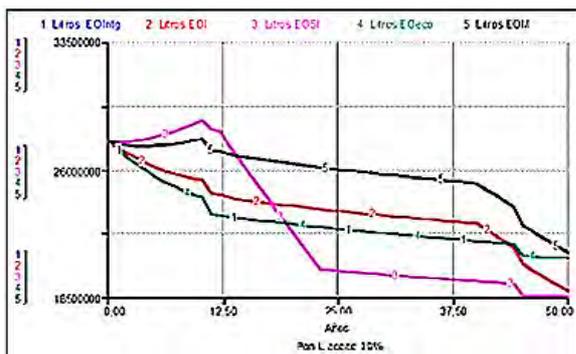


Fig. 2. Producción de los escenarios actual (EOIntg), transición a olivar intensivo (EOI), superintensivo (EOSI), ecológico (EOeco) y mixto (EOM).

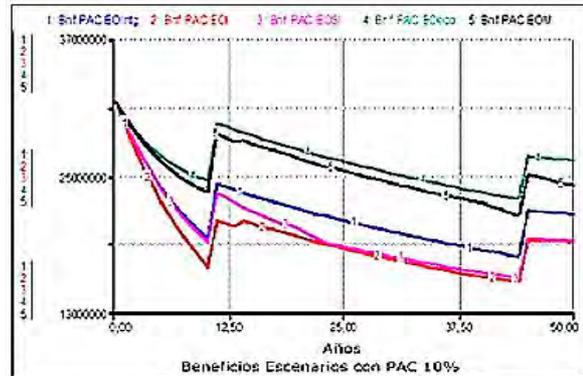


Fig. 3. Beneficios con PAC, de los escenarios actual (EOIntg), transición a olivar intensivo (EOI), superintensivo (EOSI), ecológico (EOeco) y mixto (EOM).

Discusión

Con el análisis teórico realizado de las consecuencias a largo plazo tanto de la gestión olivarera actual de la Denominación de Origen Protegida Estepa como de los escenarios propuestos se pretende proporcionar una base estructurada de previsiones que sirva de apoyo para la toma de decisiones. Sin embargo, los resultados de este estudio no se deben tomar como argumentos categóricos otorgándoles una validez general, si no que únicamente representan el horizonte de lo esperable a partir de los supuestos del modelo diseñado basado en la situación olivarera actual.

Los escenarios de intensificación, ya se trate de cultivo intensivo o superintensivo, son los que presentan un mayor abandono de hectáreas que dejan de ser productivas debido a que son gestiones en las que prima producir grandes cantidades de producto con la finalidad de incrementar a corto plazo los beneficios (Hernández *et al.*, 2010), sin valorar las repercusiones ambientales que se puedan derivar de estas prácticas. Esto provoca que dichos escenarios presenten un gran abandono en las explotaciones agrícolas al causar infertilidad del suelo por erosión al no realizarse ninguna práctica de conservación (Fernández, 2008). Por el contrario, los cultivos

integrado y ecológico si presentan prácticas de protección edáfica que adicionalmente aumentan la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos (Milgroom *et al.*, 2006), como pueden ser el empleo de cubiertas vegetales vivas o inertes (Hartwig y Ammon, 2002). Este hecho sumado a que presentan prácticas de laboreo reducidas hace que se mantenga un horizonte fértil en el suelo, siendo menor el abandono de hectáreas presentado por estas gestiones.

En cuanto a producción y beneficios las prácticas de intensificación presentan una gran producción en etapas tempranas de la simulación, aunque ésta decae rápidamente debido a la degradación edáfica (Arriaza y Nekhay, 2010), provocando que la rentabilidad de estas gestiones sea bastante menor que en el resto de los escenarios simulados. En cambio, es el escenario de transición a cultivo ecológico el que presenta mayores beneficios a largo plazo, debido a que es un cultivo sostenible en el tiempo (Cabrera *et al.*, 2013), y al elevado precio de venta del aceite producido. No obstante, esta tendencia debe tratarse con prudencia, ya que no necesariamente una mayor conversión hacia cultivo ecológico implicará mayores beneficios, cabe esperar que a medida que aumente la cantidad de aceite ecológico en el mercado se produzca un descenso de su precio de venta. En cambio, al valorar la producción a lo largo del tiempo vemos que es el escenario propuesto de gestión mixta el que presenta mayor producción a largo plazo, presentando además una rentabilidad por encima del resto de las gestiones exceptuando la ecológica. Por tanto, esta gestión podría considerarse una alternativa a la actual, al mantener una alta producción, y presentar menores impactos que una intensificación directa.

Conclusiones

Una gestión mixta del olivar de Estepa, que combine prácticas integradas, intensivas y ecológicas de manera adecuada, sería la opción más equilibrada y sostenible, ecológica y socio-económicamente, de todas las opciones valoradas, pudiendo constituir una al-

ternativa a valorar ante los modelos de gestión olivarera actuales.

Referencias

- Asociación Española de Municipios del Olivo (AEMO). 2010. *Aproximación a los costes del cultivo del olivo: cuaderno de conclusiones del seminario AEMO*. Córdoba.
- Arriaza, M., Nekhay, O. 2010. Evaluación social multicriterio del territorio agrícola: el caso del olivar de baja producción. *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 226: pp. 39-69.
- Cabrera, E., Gallardo, R., Gómez-Limón, J. A. 2013. La sostenibilidad del olivar: producción convencional vs. ecológica en Los Pedroches". *Itea. Información Técnica Económica Agraria*, 109 (3), 345-369.
- Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural. 2015. *Plan Director del Olivar Andaluz*. Junta de Andalucía.
- Delgado, F., Terrazas, R., López, R. 1998. Planificación de la conservación de suelos en cuencas altas, utilizando relaciones erosión-productividad. *Agronomía Tropical*, 48 (4), 395-411.
- Duarte, F., Jones, N., Fleskens, L. 2008. Traditional olive orchards on sloping land: sustainability or abandonment. *Journal of Environmental Management*, 89 (2), 86-98.
- Fernández, R. 2008. Fertilización. El cultivo del olivo. *Editorial Mundi-Prensa y Junta de Andalucía*.
- Francia, J.R., Durán, V.H., Martínez, A. 2006. Environmental impact from mountainous olive orchards under different soil-management systems (SE Spain). *Science of the Total Environment*, 358, 46-60.
- Gómez Calero, J. A., Giráldez, J. V. 2009. Sostenibilidad de la producción de olivar en Andalucía. *Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía*, Sevilla.
- Guzmán J.R. 2004, *Geografía de los paisajes del olivar andaluz*, Sevilla, Eds. Junta de Andalucía, 202 pp.
- Hartwig, N.L., Ammon, H.U. 2002. Cover crops and living mulches. *Weed Science Society of America*, 50, 688-699.
- Hernández, J. V., Gámez, M. D. M. V., Poyatos, R. P., Cerámica, P. L. C. 2010. Incidencia del modo de explotación del olivo sobre la renta neta del olivicultor. Estrategias para el cultivo

- extensivo en el contexto de la posible ausencia de subvenciones. *Grasas y Aceites* 61 (4).
- Milgroom, J., Garrido, J. M., Soriano, M., Gomez, J. A., Fereres Castiel, E. 2006. *Erosión en olivar ecológico*. Manual de campo: diagnóstico y recomendaciones.
- Palese, A.M., Pergola, M., Favia, M., Xiloyannis, C., Celan, G. 2012. A sustainable model for the management of olive orchards located in semi-arid marginal areas: some remarks and indications for policy makers. *Environmental Science & Policy*, 27, 81-90.
- Taguas, E.V., Gómez, J.A. 2015. Vulnerability of olive orchards under the current CAP (Common Agricultural Policy) regulations on soil erosion: a study case in Southern Spain. *Land Use Policy*, 42, 683-694.

Transformaciones agropecuarias e impactos sobre de la biodiversidad en el Partido de Tandil, Región Pampeana Austral.

Patricia Vazquez^{1,2}, Laura Zulaica^{1,3}, Ailín Somoza² y Milagros Vignolles²

1CONICET (Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas).

2Centro de Estudios Sociales de América Latina, FCH; UNCPBA, (CP 7000) Tandil, provincia de Buenos Aires, Argentina.

3Instituto del Hábitat y del Ambiente, FAUD, UNMdP.

Mail de contacto: patriciavazquez11@gmail.com

RESUMEN

Las actividades agropecuarias de la Región Pampeana Austral (RPA), conllevan una serie de problemas debido a la intensificación en el uso de la tierra, con pérdida y fragmentación de biodiversidad. Surge como objetivo analizar los cambios en el uso de la tierra asociados a las transformaciones agroproductivas en un partido representativo de la RPA, Tandil, y estimar el impacto sobre la intervención del hábitat en el período 2002-2015. Se utilizaron dos imágenes satelitales, donde se identifican distintas clases de uso. Sobre los datos obtenidos de la clasificación de las imágenes, se aplicó el indicador denominado Riesgo de Intervención del Hábitat (RIH) que aumenta un 23,1%, debido al incremento de las áreas agrícolas (53,2%) en el período seleccionado. La aplicación de la teledetección e indicadores de sustentabilidad conforman herramientas de propuestas de gestión ambiental orientadas a la conservación de la biodiversidad.

Palabras clave: biodiversidad; teledetección; indicadores de sustentabilidad

ABSTRACT

The agricultural activities of the Southern Pampean Region (RPA), involve a series of problems due to the intensification of land use, with loss and fragmentation of biodiversity. The objective is to analyze the changes in land use associated with agroproductive transformations in a party representative of the RPA, Tandil, and to estimate the impact on habitat intervention in the period 2002-2015. Two satellite images were used, where different classes of use are identified. On the data obtained from the classification of the images, the indicator called Habitat Intervention Risk (RIH) was applied, which increased by 23.1%, due to the increase in agricultural areas (53.2%) in the selected period. The application of remote sensing and sustainability indicators are tools of environmental management proposals aimed at the conservation of biodiversity.

Keywords: biodiversity; Remote sensing; Sustainability indicators

Introducción

Las actividades agropecuarias de la RPA, afectan la biodiversidad de los paisajes, debido a que la agricultura moderna ha generado cambios en el uso de la tierra los cuales han desencadenado en problemas ambientales a diferentes escalas. Tales transformaciones del territorio han ocasionado la pérdida de hábitats y biodiversidad, la alteración de la estructura y fun-

cionamiento de los ecosistemas (Millennium Ecosystem Assessment, 2003). Esta característica, junto con la alta primarización, implican una gran dependencia del "buen clima" en los mercados internacionales (altos precios de los commodities, elevada demanda mundial de nuestras exportaciones) y de las condiciones ambientales favorables (temperaturas y precipitaciones). Esto supone un alto riesgo y vulnera-

bilidad del modelo de especialización en un cultivo (Sábato 1981).

De acuerdo con lo anterior, surge como objetivo analizar los cambios en el uso de la tierra asociados a las transformaciones agroproductivas en un partido representativo de la RPA, Tandil, y estimar a partir de un indicador de sustentabilidad el impacto sobre la intervención del hábitat en el período 2002-2015.

Materiales y Métodos

Se utilizaron dos imágenes satelitales, una obtenida a partir de estudios previos (Vazquez y Zulaica, 2012, Vazquez et al. 2014), captada por el sensor TM de la misión Landsat 5; y otra actual captada por el sensor OLI, de la misión Landsat 8, ambas con Path/Row 225-86, adquiridas de la página www.inpe.br y <http://landsat.usgs.gov/> respectivamente. Para el procesamiento de las imágenes se utilizó el Software ENVI 5.1, y se siguió la metodología empleada en los estudios anteriores anteriormente. Por último, se aplicó el indicador de sustentabilidad denominado Riesgo de Intervención del Hábitat (RIH), adaptado de Viglizzo (2003) y utilizado en diversos trabajos (Vazquez y Zulaica, 2012, entre otros).

$$RPIH = (Ce + Or + Pe + Oev + Ose) / 26 \quad (1)$$

donde: **Ce**: coeficiente relativo a la cantidad de especies; **Or**: coeficiente referido al origen; **Pe**: coeficiente de periodicidad; **Oev**: coeficiente de organización de estratos verticales; y **Osv**: coeficiente de estratos subverticales; por último, se divide dicha sumatoria por 26 (para obtener un valor de cero a uno).

$$RIH = [RPIH] * cpSupAc \quad (2)$$

donde: **cpSupAc**: coeficiente de ponderación que indica la proporción de la superficie del Partido ocupada por la agricultura; **RIH**: indicador de riesgo de intervención del hábitat.

Resultados y discusión

Las imágenes permitieron realizar un análisis comparativo de los cambios en el uso de la tierra en el partido de Tandil, en el período seleccionado (Tabla 1).

Tabla 1. Superficie ocupada en el partido de Tandil por cada clase de uso del suelo en los años seleccionados.

Fuente: Elaboración sobre la base de estudios antecedentes (Vazquez y Zulaica, 2012) y elaboración propia a partir de la imagen clasificada 2015.

Clases	Píxeles 2002	Sup. 2002 (km ²)	Píxeles 2015	Sup. 2015 (km ²)
Usos urbanos	22,4	28.0	50.03	43,6
Áreas con pastizales y pasturas	2934	3091,5	2789.77	1266,0
Áreas cultivadas	455,2	710,2	2284.96	1977,2
Áreas cultivables	1424,5	2091,1	941.61	1567,8
Agua	98,7	10.3	10.36	80,4

Luego, con el fin de dimensionar el impacto de las transformaciones agroproductivas sobre el hábitat original del Partido, se utilizó el indicador RIH. Dicho indicador fue calculado para 2002 y 2015. En la Tabla 2 y 3, se especifican los coeficientes aplicados para cada año y los resultados de RIH obtenidos para cada año seleccionado.

Tabla 2. Coeficientes aplicados para cada año para el cálculo del RIH.

Actividades	cp-Sup Ac	Ce	Or	Pe	Oev	O _{sv}	
2002	Agrícolas	0,469	10	7,5	5	0	0
	Ganaderas	0,518	5	7,5	0	0	0
	Urbanas	0,008	10	7,5	5	2,5	1
2015	Agrícolas	0,531	10	7,5	5	0	0
	Ganaderas	0,459	5	7,5	0	0	0
	Urbanas	0,008	10	7,5	5	2,5	1

Tabla 3. Resultados del RIH entre 2002 y 2015.
Fuente: Elaboración propia sobre la base de Vazquez y Zulaica (2012).

Actividades	RPIH	RIH	
2002	Agrícolas	0,865	0,389
	Ganaderas	0,481	0,250
	Urbanas	1,000	0,005
	Total	0,644	
2015	Agrícolas	0,865	0,623
	Ganaderas	0,481	0,225
	Urbanas	1,000	0,009
	Total	0,857	

Los resultados muestran que el RIH varía en función de las transformaciones agropecuarias generadas en el partido de Tandil, como consecuencia del importante incremento en el tiempo de las áreas agrícolas (53,2%) en detrimento de la ganadería (50,4%). En este proceso, los paisajes naturales se ven fuertemente afectados como consecuencia de la pérdida de vegetación nativa, tal como lo demuestra el cálculo del indicador RIH, cuyo valor aumenta un 23,1% en el período seleccionado. En 2002 el RIH presenta un valor de 0,64, mientras que en 2015 se incrementa a 0,83. Lo anterior se condice con lo expresado en Millennium Ecosystem Assessment (2003), donde se expone que la destrucción de hábitats naturales para producir alimentos u otros productos agrícolas destinados al consumo humano o animal (tal el caso de los afamados commodities), representa la más severa y extendida amenaza a la biodiversidad global.

Por otra parte, cabe mencionar que el indicador correspondiente a usos urbanos alcanza el máximo valor (1), debido a que el ecosistema natural se encuentra completamente sustituido; y además no se estima el indicador para áreas ocupadas por agua, dado que se asume que en esta clase de uso, el riesgo es mínimo o nulo ya que la presencia de agua limita las distintas intervenciones.

Conclusiones

La monopolización de recursos por parte de una especie por lo general conlleva una disminución de la diversidad biológica. En consecuencia, la dominancia de una especie a escala geográfica determina la exclusión de otras. Luego, el uso y aplicación de la teledetección e indicadores de sustentabilidad, herramientas indispensables en el desarrollo de propuestas de gestión ambiental orientadas a la conservación de la biodiversidad de los paisajes.

Referencias

- Millennium Ecosystem Assessment. 2003. *Ecosystems and Human Wellbeing: A framework Assessment*. Island Press, Washington DC.
- Sábato, J.F. 1981. La pampa pródiga: claves de una frustración. Cisea, Buenos Aires.
- Vazquez, P., Zulaica, L. 2012. Transformaciones agroproductivas e indicadores de sustentabilidad en el Partido de Tandil (Provincia de Buenos Aires) durante los periodos 1988-2002 y 2002-2010. *Revista Campo-Territorio: revista de Geografía Agraria*, 7 (13), 5-39.
- Vazquez, P., Zulaica L., Ferreyra, V. 2014. Expansión agrícola e impactos territoriales en la Cuenca Superior del Arroyo Langueyú (Partido de Tandil, provincia de Buenos Aires, Argentina). *Revista Geografía en Cuestión*, 7 (1), 177-202.
- Viglizzo, E. 2003. *Manual AGRO-ECO-INDEX*. Buenos Aires: Programa Nacional de Gestión Ambiental Agropecuaria-Proyecto de Eco-Certificación, INTA.

Balance de gases efecto invernadero en un paisaje productivo y de conservación en la Provincia de Salta

Juan Carlos Godoy^{1,2}, Adriana E. Ortín Vujovich¹

¹ Universidad Nacional de Salta. Facultad de Ciencias Naturales. Av. Bolivia 5.150, 4400 Salta, Argentina

²OiKOS – Fundación para el Desarrollo Sustentable. Las Tipas 654, 4400 Salta, Argentina

Mail de contacto: jcgpalucha@gmail.com

RESUMEN

La deforestación y la producción agropecuaria en el Chaco salteño, generan gases de efecto invernadero, requiriendo estrategias de adaptación y mitigación a los impactos que estos producen. Una de las estrategias es la conservación de áreas de bosques nativos. En el presente estudio se estimaron el balance de las emisiones, captura y almacenamiento de los gases de efecto invernadero (CH₄, CO₂ y N₂O) en un paisaje agropecuario y forestal de 70.000 ha (24.000 ha de bosque nativo, 32.000 ha de pasturas y 14.000 ha de agricultura). Las emisiones totales por año del sistema fueron de 136.540 t CO₂ equivalente/año. La captura y almacenamiento del carbono se estimó en 162.104 t CO₂ equivalente/año, resultando un balance positivo del almacenamiento de 25.564 t CO₂ equivalente/año, por lo que, la protección y conservación del bosque integrado en el paisaje, es efectiva y eficiente para mitigar las emisiones de los gases de efecto invernadero del sistema.

Palabras claves: Emisiones, bosque, conservación.

ABSTRACT

Deforestation and agricultural production in Chaco salteño generate greenhouse gases, requiring strategies for adaptation and mitigation to the impacts they produce. One of the strategies is the conservation of native forest areas. In the present study, the greenhouse gas (CH₄, CO₂ and N₂O) emissions, capture and storage balance was estimated in an agricultural and forestry landscape of 70,000 ha (24,000 ha of native forest, 32,000 ha of pasture and 14,000 ha of agriculture). The total emissions per year of the system were 136,540 t CO₂ equivalent / year. Carbon capture and storage was estimated at 162,104 t CO₂ equivalent / year, resulting in a positive storage balance of 25,564 t CO₂ equivalent / year, thus, the protection and conservation of the integrated forest in the landscape, is effective and efficient to mitigate emissions of the greenhouse gases of the system.

Keywords: Emissions, forest, conservation.

Introducción

El gran desafío mundial de garantizar la disponibilidad alimentaria a toda la población a través de una mayor producción agro-ganadera debe, además, tener en cuenta y resolver otros desafíos, como por ejemplo los efectos en el cambio climático y las limitaciones sobre los recursos naturales (Nieto *et al.*, 2014).

El actual modelo de uso de la tierra en el Chaco salteño de la Provincia de Salta, en el que predomina el desmonte para la futura

implantación de pasturas megatérmicas y el cultivo de soja-maíz-poroto, se ha convertido en un importante emisor de gases de efecto invernadero.

De acuerdo con la tercera comunicación nacional ante la convención marco de Naciones Unidas sobre cambio climático (Gobierno Argentino, 2015), las emisiones de GEI (Gases de efecto invernadero) en el año 2012 ascendieron a 429.437.000 t de CO₂ equivalente; el 63,7% corresponde al CO₂, 19,1% al CH₄, y 17,1% al N₂O. De este to-

tal, la agricultura y ganadería aportaron el 27,8%. En cuanto al CH₄, las emisiones totales fueron de 3.899.800 t, siendo el sector agricultura y ganadería el de mayor nivel de emisiones que sumaron el 60%. Las emisiones estimadas de N₂O para el año 2012 fueron 237.540 t; el sector agricultura y ganadería generó el 95% de las emisiones de este gas. Aunque el N₂O y el CH₄ son emitidos en menor cantidad que el CO₂, presentan un potencial de calentamiento 298 y 25 veces mayor que el CO₂, respectivamente (IPCC, 2006). Esta situación no implica que se deben restringir o prohibir los procesos productivos agropecuarios, por considerarlos emisores de gases de efecto invernadero (GEI), más bien, se debe orientar al conocimiento sobre la magnitud de la problemática y buscar alternativas técnicas y tecnológicas, tendientes a reducir las emisiones de los GEI y a mitigarlas.

El desafío es lograr armonizar la producción agropecuaria y la protección y conservación de los recursos naturales en un modelo adecuado de sustentabilidad para la región del Chaco salteño,

En el presente trabajo, se han estimado el balance entre las emisiones de metano, óxido nitroso y dióxido de carbono, provenientes de la actividad ganadera de cría, recría y engorde típica de la región chaqueña de Salta, así como la captura y almacenamiento de los gases emitidos, por el sistema forestal que conforman las áreas de conservación de la empresa.

Materiales y Métodos.

El área de estudio se encuentra ubicada a 8 km al este de la localidad de Joaquín V. González, en la Provincia de Salta, en la región del Chaco salteño, con precipitaciones medias de 600 mm/año.

La propiedad en la que se realizó el estudio cuenta con 70.000 ha, de las cuales, 24.000 ha corresponden al bosque nativo y cortinas forestales, 32.000 ha de pasturas y 14.000 ha de agricultura a secano. El bosque corresponde a un típico quebrachal de dos quebrachos, con la dominancia de los que-

brachos colorado (*Schinopsis lorentzii* (Griseb.) Engl) y blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco* Schltdl.), acompañada por algarrobo negro (*Prosopis nigra* (Griseb.) Hieron, mistol (*Sarcomphalus mistol* (Griseb.) Hauenschild) y guayacán (*Caesalpinia paraguariensis* (D. Parodi) Burkart).

El sistema ganadero es de cría, recría y engorde con alimentación a campo de pasturas de *gaton panic* (*Panicum maximum* Jacq) y suplementación con alimento balanceado en corral.

La agricultura se desarrolla a secano bajo el sistema de siembra directa con rotaciones de gramíneas y leguminosa (maíz-soja). La raza bovina predominante es Brangus, adaptada a la región.

Del sistema productivo antes descripto, se cuantificaron las emisiones de gases de efecto invernadero que fueron CO₂, CH₄ y N₂O, identificando las fuentes de emisión que fueron, la ganadería (metano entérico y óxido nitroso); la combustión del combustible (dióxido de carbono).

Las emisiones totales fueron cuantificadas en función de la población bovina anual en el sistema, la que ha permanecido invariable en los últimos 5 años.

Por otro lado, la captura y almacenamiento del carbono atmosférico en los bosques, se ha determinado mediante las mediciones del componente arbóreo en parcelas permanentes de medición y monitoreo. Se realizaron 3 mediciones en un periodo de 5 años en 9 parcelas permanentes distribuidas en cortinas forestales y en el bosque. Las variables medidas fueron DAP y altura total, para determinar la biomasa por individuo, por parcela y hectárea. Para la determinación de la biomasa se utilizó la siguiente expresión determinada por Brown (1997):

$$B = EXP(0.9522 * LN(HT * DAP^2 * 1.18658) - 2.409) / 1000$$

Donde: B= biomasa en m³

LN= logaritmo natural

HT= altura total en m

DAP= diámetro a la altura del pecho en cm

Los valores obtenidos permitieron determinar los incrementos en la biomasa durante el periodo de 5 años, con las tres mediciones realizadas. El valor de la biomasa luego fue transformado en carbono, utilizando el factor de 0,5.

Con el fin de poder tener un valor de comparación, los valores de las emisiones y las capturas de los gases de efecto invernadero analizados, se transformaron en t de carbono equivalente, utilizando el factor de 3,66 toneladas de CO₂ atmosférico por cada tonelada de carbono emitida o captada (IPCC, 2006).

Además, se unificaron las emisiones de metano y óxido nitroso a CO₂, utilizando los factores de conversión; 1 kg de CH₄ = 21 kg de CO₂ y, 1 kg de N₂O = 310 kg de CO₂ (IPCC, 1996). Para el gasoil de empleo el factor de 2,63 kg de CO₂/L de gasoil (IPCC, 2003).

Finalmente se cuantificaron las capturas y emisiones totales de CO₂ por año, permitiendo obtener un balance entre ambas, para determinar si el sistema bajo el actual esquema de producción y conservación, es capaz de mitigar los GEI que produce a nivel de empresa.

Resultados y discusión

Las emisiones contabilizadas en el sistema productivo analizado muestran los siguientes valores para cada fuente de emisión.

En el caso del combustible, se utiliza el diesel, en una cantidad anual de 1.924.000 L, lo que equivale a una emisión total de 5.060 t CO₂/año.

Las emisiones de metano provenientes de la ganadería determinada sobre una población de 83.000 animales/año, son de 4.631 t CH₄/año (55 t CH₄/año/animal) que equivalen a 97.259 t CO₂ equivalente/año. Este resultado implica un periodo de engorde de 320 días, de los cuales 90 días son en feedlot (engorde a corral) y el resto (230 días) en

pasturas implantadas de *gaton panic* (*Panicum maximum Jacq*).

Para el óxido nitroso, las emisiones se han calculado en 0,001338 T/animal/año, totalizando 110,39 t N₂O/año. Este valor equivale a 34.221 t CO₂ equivalente/año (Tabla 1).

Tabla 1. Total de emisiones de GEI del sistema productivo.

Fuente de Emisión	t CO ₂ equivalente/año
Combustible diesel	5.060
Metano entérico	97.259
Óxido Nitroso	34.221
Total Emisiones	136.540

En cuanto a la captura y almacenamiento del CO₂ atmosférico que lleva adelante el componente forestal del sistema analizado, se discriminó en superficie de cortinas forestales que es de 9.500 ha y superficie de bosque que es de 13.396 ha.

Los valores de incremento medio anual resultantes de las mediciones en las parcelas permanentes fueron de 1,81 t C/ha en las cortinas forestales y de 1,23 t C/ha en el bosque, que totalizan 44.170 t C/año que equivalen a 162.104 t CO₂/año.

Para el caso, el balance entre las emisiones y la captura del CO₂, muestran un balance positivo e igual a 25.560 t CO₂ equivalente/año, mostrando que la estrategia de conservar áreas boscosas en los sistemas productivos, es eficiente para mitigar los efectos de las emisiones de GEI.

Sin embargo, esta estrategia no será suficiente, si no se acompaña con buenas prácticas agropecuarias y el uso de técnicas y tecnologías capaces de reducir las emisiones por parte del ganado vacuno. Con la manipulación de la dieta de los rumiantes se reduce no sólo la emisión de metano sino la pérdida de energía en el animal (Berra y Valtorta, 2009).

Se utiliza en este sistema la incorporación de productos, capaces de mejorar la digestibilidad de los alimentos balanceados y controlar la población de bacterias metaníferas. Estos productos permiten mejorar la eficien-

cia de conversión y reducen hasta en un 30% las emisiones de metano. Es importante mencionar, que aunque el balance es positivo, el tiempo de persistencia de los gases metano y óxido nitroso en la atmosfera es superior al del dióxido de carbono. Por ejemplo, el metano persiste entre 7 y 10 años mientras que el óxido nitroso entre 140 y 190 años (Nazareno, 2009), por lo que, se debe trabajar intensamente en la reducción de estas emisiones.

Conclusiones

Los sistemas de producción agropecuaria en el Chaco salteño deben ser manejados bajo criterios que armonicen la producción y la conservación, con capacidad de mitigar los efectos de los GEI que generan, a través de la conservación y protección de los bosques nativos que poseen.

El sistema evaluado ha mostrado el potencial que los bosques nativos poseen como sumideros de CO₂, siempre y cuando, los mismos se encuentren bajo protección y que permiten la realización de actividades de corto y mediano plazo tendientes a garantizar su perpetuidad.

Pero esta estrategia de mitigación de GEI debe ir acompañada con el manejo sustentable de las áreas de pastoreo y la mejora en la calidad de los alimentos que son proporcionados a los animales en engorde, contribuyendo a la reducción de las emisiones de metano y óxido nitroso.

Agradecimientos

A la empresa Inversora Juramento S.A

Referencias

Berra, G., Valtorta, S.. 2009. Determinación de Metano entérico. En: El cambio Climático en Argentina. Nazareno C. M. Editor. Jefatura de Gabinete de Ministros, Presidencia de la Nación. Cambio Climático, Argentina. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. Agencia de Cooperación Internacional del Japón (JICA). Buenos Aires, Argentina.

Brown, S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forests. FAO Forestry Paper 134. Rome, Italia

Gobierno Argentino, 2007. Inventario Nacional de la República Argentina, de fuentes de emisiones y absorciones de gases de efecto invernadero, no controlados por el protocolo de Montreal. Inventario correspondiente al año 2000 y revisión de los inventarios 1990, 1994 y 1997. Buenos Aires, Argentina.

Gobierno Argentino. 2015. Tercera comunicación nacional ante la convención marco de Naciones Unidas sobre cambio climático. Buenos Aires, Argentina.

IPCC. 1996. Revised 1996. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Reference Manual. Edited by: J.T. Houghton, L.G. Meira Filho, B. Lim., K. Tréanton, I. Mamaty, Y. Bonduki, D.J. Griggs and B.A. Callander. London, United Kingdom.

IPCC. 1997. Estabilización de los gases atmosféricos de efecto invernadero: implicaciones físicas, biológicas y socioeconómicas. Documento técnico III del IPCC. Editados por: Houghton, J.; Gylvan Meira Filho, L.; Griggs, D.; y Maskell, K. OCDE, Londres, Reino Unido.

IPCC. 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme UNEP Edited by Jim Penman, Michael Gytarsky, Taka Hiraishi, Thelma Krug, Dina Kruger, Riitta Pipatti, Leandro Buendia, Kyoko Miwa, Todd Ngara, Kiyoto Tanabe and Fabian Wagner. Published by IGES, Japan.

IPCC, 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T., and Tanabe K. (eds). Publicado por: IGES, Japón

Nazareno, C.M. 2009. El cambio Climático en Argentina. Jefatura de Gabinete de Ministros, Presidencia de la Nación. Cambio Climático, Argentina. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. Agencia de Cooperación Internacio-

nal del Japón (JICA). Buenos Aires, Argentina.
Nieto, M.I., M.L. Guzmán, Steinaker, D. 2014. Emisiones de gases de efecto inver-

nadero: simulación de un sistema ganadero de carne típico de la región central Argentina. RIA/Vol 40/N°1. Buenos Aires, Argentina.

Crecimiento diamétrico de las especies de valor forestal de la Selva pedemontana de Yungas

Humano¹, Cristian

1.- Docente-Investigador. Facultad Ciencias Agrarias-UNJu. Alberdi 47.CP 4600. Jujuy. Argentina.

Mail de contacto: cahumano@yahoo.com .

RESUMEN

En la Selva de Yungas se utilizan turnos de corta basados en datos estimativos, sin bases científicas, que han resultado inapropiados para la preservación de este sistema boscoso. Por ello el objetivo de este trabajo fue definir un modelo de crecimiento diamétrico para definir los turnos de corta de las especies maderables. Se utilizaron los datos de crecimiento diamétrico obtenidos de la remediación de 8 parcelas permanentes. Las variables estructurales más influyentes en el crecimiento son la posición sociológica de la copa del individuo y la ocupación del rodal. Las especies con mayores incrementos diamétricos son *Cedrela balansae* y *Anadenanthera colubrina* con 5,77 mm/año y 4,77 mm/año respectivamente. A partir del modelo se estimó que los turnos de corta de las especies maderables varían entre 50 a 80 años determinando el lento crecimiento de las especies.

Palabras claves: turno de corta, crecimiento, modelo.

ABSTRACT

In the forest of Yungas there are used cutting cycles based on estimated data, without scientific bases, that have proved unsuitable for the preservation of this forest system. For this reason, the objective of this work was to define a growth model to define appropriate cutting cycles. Were used the data of diametric growth obtained from the remitted 8 plots of permanent measurement. The most influential structural variables in growth are the sociological position of the crown and the occupation of the stand. The species with the highest diametric increments are *Cedrela balansae* and *Anadenanthera colubrina* with 5.77 mm / year and 4.77 mm / year, respectively. From the model it was estimated that the cutting cycles of the timber species vary between 50 and 80 years, determining the slow growth of the species.

Keywords: cutting cycles, Growth, model.

Introducción

El estudio del crecimiento de los rodales forestales es básico y fundamental para la planificación y administración forestal de los bosques. Los datos de crecimientos diamétricos pueden ser obtenidos de la experiencia acumulada por la observación y por la práctica, por ello lo indispensable de la disponibilidad de modelos de crecimiento, que puedan mostrar similitudes y diferencias sobre el crecimiento entre especies y rodales como un todo (Moscovich, 2004).

La información necesaria para la construcción de modelos de dinámica forestal provie-

ne de sucesivas mediciones realizadas en árboles individuales marcados dentro de parcelas permanentes (Newton, 2007). El monitoreo de parcelas permanentes sobre el crecimiento y la producción de las masas forestales, resulta fundamental para la construcción de modelos de crecimiento y de dinámica poblacional, ya que representan la verdadera evolución de las poblaciones arbóreas componentes de las masas estudiadas (Gadow *et al.*, 1999). Se han utilizado modelos para predecir el crecimiento y rendimiento de los bosques, y para administrar y comprender sus procesos demográficos y de sucesión (Brie-

nen *et al.*, 2003). Por lo tanto, para determinar la capacidad de producción de un bosque y realizar la planificación, es indispensable el desarrollo de los modelos de crecimiento (Gasparri y Goya, 2006), de las especies de mayor valor forestal.

La legislación de las diferentes Provincias establece el aprovechamiento del bosque a partir del Diámetro Mínimo de Corta (DMC) para cada especie, pero esta medida no se complementa con otras tendientes a asegurar la regeneración del bosque ni a regular la participación de las especies en la estructura forestal del sotobosque (Brassiole, 2004).

En términos estrictamente técnicos, las tierras destinadas a la producción forestal deben estar sujetas a un Plan General de Ordenación, de modo de lograr un suministro continuo y sustentable de madera rolliza para las empresas involucradas. Para ello se debe contar con modelos fehacientes que brinden simulaciones adecuadas para generar la información base de dicha planificación (Martínez Pastur *et al.*, 2002). Por ello el objetivo de este trabajo es obtener un modelo no lineal que ajuste el crecimiento diamétrico de las especies de mayor forestal, con el cual poder predecir el tiempo en lograr los turnos de corta según los DMC correspondientes.

Materiales y Métodos

Área de estudio

Se trabajó en 8 parcelas de medición permanente (PMP) instaladas en el año 2003, que corresponden a parcelas de la Red Subtropical de Parcelas Permanentes (RedSPP) de la Fundación Proyungas (Blundo y Malizia, 2008). La localización de la PMP fue definida mediante la interpretación de mapas de vegetación e imagen de satélite, además se tomó en cuenta su accesibilidad y estado de conservación (Malizia *et al.* 2006; Blundo y Malizia 2008). Se encuentran distribuidas a lo largo del gradiente latitudinal que abarca la Selva Pedemontana de las Yungas, 22° a 28° de latitud sur, en el rango altitudinal de 400 a 800 msnm, que de acuerdo a la clasificación por pisos altitudinales (SRNyDS, 1998; Brown *et al.*, 2002), abarcan una superficie de 1500 km². La ubicación de las

parcelas corresponde a los departamentos de Ledesma en la Provincia de Jujuy y Orán en la Provincia de Salta.

Obtención de los datos de las variables dasométricas

Los datos utilizados en este estudio fueron obtenidos de 8 parcelas de medición permanente instaladas en el año 2003. En el año 2008 se realizó la remediación de las mismas. Para el análisis realizado en este trabajo, se tomaron aquellas parcelas que corresponden al distrito de Selva Pedemontana. Las parcelas miden 20 x 500 m, corregidas por pendiente para cubrir 1 ha (Condit, 1998). Cada parcela de 1 ha, está subdividida en 25 subparcelas de 20 x 20 m, correspondiendo a 25 cuadrantes numerados de 1 a 25 en dirección Norte (Gentry, 1995).

En cada parcela de 1ha, se identificaron todos los individuos de DAP (diámetro altura al pecho) iguales o mayores a 10 cm y a cada individuo se determinó; especie, diámetro altura al pecho (DAP) (medido a 1.3 m de altura por encima del suelo), altura total (siendo la distancia desde el nivel del suelo hasta el ápice del árbol), altura de fuste (siendo la distancia) desde la base del tronco hasta el inicio de la copa), posición sociológica (se usó la clasificación de acuerdo a la posición de la copa propuesta por Oliver y Larson (1996).

Modelado del Crecimiento diamétrico

Para determinar el crecimiento diamétrico de las especies componentes de la masa forestal, la variable DAP fue medida en dos oportunidades en inventarios realizados con una periodicidad de 5 años. El incremento periódico anual es el incremento promedio anual en diámetro del individuo y de una clase diamétrica sobre un período determinado. Debido a la alta variabilidad de los crecimientos individuales, los valores se agruparon por categoría diamétrica (Weaver, 1979), para calcular el crecimiento con la siguiente fórmula:

$$IMA_i = \left[\sum_1^K \frac{D_{i,j+1} - D_{i,j}}{K} \right] / P$$

Donde:

IMAi: Crecimiento medio anual en la clase i.

Di: Diámetro del individuo de la clase i a 1.30 m.

J: Ocasión de la medición del diámetro.

P: Período de tiempo entre las mediciones- K: N° de individuos de la clase.

Obtenidos los datos de crecimiento diamétrico de las especies de mayor valor forestal se ajustó un modelo mediante una función no lineal, con el fin de predecir los incrementos medios anuales (IMA) (variable respuesta) utilizando como variables predictoras la posición sociológica de los individuos (PS), el área basal (m²/ha) de los individuos (AB), el área basal (m²/ha) de las especies no maderables correspondiente a cada cuadrante (GNM) y un ranking de crecimiento de las especies de mayor valor forestal (C). Se usaron clasificaciones artificiales en la posición sociológica (PS) y un clasificador de especies de acuerdo a un ranking de crecimiento diamétrico (C) con el objetivo de lograr un mejor ajuste del modelo. La posición sociológica se discrimina en 1: árboles oprimidos; 2: árboles intermedios; 3: árboles codominantes y 4: árboles dominantes. C, representa un clasificador de las especies de acuerdo a un mayor crecimiento diamétrico en relación al tiempo, la especie de mayor crecimiento es calificada como 8 y la de menor crecimiento le corresponde el número 1; de esta manera se obtuvo el siguiente ranking: *C. balansae* (8), *A. colubrina* (7), *A. urundeuva* (6), *P. excelsa* (5), *M. peruviana* (4), *T. impetiginosa* (3), *C. multiflorum* (2) y *P. rhamnoides* (1).

Resultados y discusión

Las especies arbóreas poseen incrementos anuales (mm/año) entre 0.2 mm a 23 mm/año. El incremento de mayor frecuencia es entre 0.20 a 2.48 mm/año y el incremento menos frecuente es entre 18.44 a 20.72 mm/año. Los incrementos diamétricos para las especies maderables son en promedio de 2.97 mm/año y de 2.76 mm/año para las no maderables.

Las especies de valor forestal se pueden agrupar en tres grupos de crecimiento diamétricos. (Cuales son los límites) Las de creci-

miento rápido (CR), *C. balansae* y *A. colubrina*; las de crecimiento intermedio (CI), *A. urundeuva*, *M. peruiiferum* y *P. excelsa*; y las de crecimiento lento (CL) *C. multiflorum*, *P. rhamnoides* y *T. impetiginosa*. También existe un ranking de crecimiento de menor a mayores incrementos *P. rhamnoides* (1), *T. impetiginosa* (2), *C. multiflorum* (3), *M. peruiiferum* (4), *P. excelsa* (5), *A. urundeuva* (6), *A. colubrina* (7) y *C. balansae* (8).

Se determinó que existen diferencias significativas en el incremento medio anual entre las especies heliófilas (*A. colubrina*, *A. urundeuva*, *C. balansae*, *P. excelsa* y *T. impetiginosa*) y las especies umbrófilas (*C. multiflorum*, *M. peruiiferum* y *P. rhamnoides*) (GMSJ 2010).

Con el objetivo de modelar el crecimiento diamétrico de las especies de mayor valor forestal, se ajustó un modelo de ecuación no lineal.

$$IMA = 0,111722 \cdot PS^{0,739526} \cdot AB^{-0,054870} \cdot GNM^{-0,0003} \cdot C^{4,536384}$$

Donde el incremento promedio anual expresado en cm/año (IMA) es la variable dependiente y las variables independientes son la posición sociológica de los individuos (PS), el área basal correspondiente a cada individuo (AB), área basal de las especies no maderables (GNM) y un índice clasificador de las especies (C).

Con la ecuación obtenida se determinaron los siguientes turnos de corta:

Especie	DM C (cm)	Tiempo estima- do en lograr DMC (años)	L _i (años)	L _s (años)
<i>C. balansae</i>	40	50	25	90
<i>A. colubrina</i> <i>var cebil</i>	30	35	15	55
<i>P. excelsa</i>	30	60	30	90
<i>A. urundeu- va</i>	30	55	20	100
<i>M. peruife- rum</i>	35	80	40	120
<i>P. rhamnoides</i>	30	85	40	130
<i>C. multiflo- rum</i>	30	135	60	200
<i>T. impetigi- nosa</i>	35	115	60	170

Conclusiones

Si consideramos todas las especies presentes, los mayores incrementos diamétricos promedios se obtuvieron en los árboles de copa dominantes con 0,448 cm/año.

.-Las especies nativas de mayores crecimientos diamétricos son *C. balansae* (cedro Orán), *A. colubrina* (cebil colorado), *A. urundeuva* (urundel) y *M. peruiferum* (Quina).

.- El modelo obtenido servirá para predecir el tiempo en obtener los DMC, los turnos de corta, la producción corriente y futura, lo cual es vital para preservar los bienes y servicios del sistema.

Referencias

Blundo, C., Malizia, L. R. 2008. Impacto del aprovechamiento forestal en la estructura y diversidad de la Selva Pedemontana. En Brown, A., Blendinger, P., Lomáscolo, T. Ecología, historia natural y conservación de la Selva Pedemontana de las Yungas Australes. Ediciones del Subtrópico. 387-406.

Brassiolo, M. M. 2004. Los Bosques del Chaco Semiárido- Propuestas para la conversión de bosques degradados. Revista IDIA XXI 7, 23-28.

Brienen, R., Zuldema, P., Gómez J. 2003. Recuperación del Volumen de madera bajo diferentes ciclos de corta: resultados de

simulaciones para seis especies maderables en el norte de Bolivia. Programa Manejo de Bosques de la Amazonia Boliviana. Informe técnico n° 9. Riberalta. Beni, Bolivia.

- Brown, A. D., Grau, A., Lomáscolo, T., Gasparri, N. I. 2002. Una estrategia de conservación para las Selvas subtropicales de montaña (Yungas) de Argentina. Revista Ecotropicos 15, 147-159.
- Condit, R. 1998. Field guide for tropical forest census plots: methods and results from Barro Colorado Island, Panama and a comparison with other plots. Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Gadow, K.V., Rojo, A., Álvarez González, J. G., Rodríguez, R. 1999. Ensayos de crecimiento. Parcelas permanentes, temporales y de intervalo. Revista Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales 1, 299-310.
- Gasparri, N.I., Goya J. 2006. Modelos de crecimiento de *Cedrela lilloi* en el sector norte de las Yungas Argentinas. En Pacheco, S., Brown, A. (eds.) *Ecología y producción de Cedro (género Cedrela)*. Ediciones del Subtrópico. Argentina. 105-116.
- Gentry, A. H. 1995. Patrones de diversidad y composición florística en los bosques de las montañas Neotropicales. En Kappelle, M., Brown, A. Bosques Nublados de Latinoamérica. Editorial INBio. Costa Rica. 85-123.
- Guía para la Formulación de Planes de Manejo Forestales Sostenible de los Bosques Nativos en la Provincia de Jujuy (GMSJ). 2010. Proyecto Piloto: Ley 26.331. Secretaría de Recursos Naturales. Ministerio de Producción y Medio Ambiente. Cartilla de Divulgación. Jujuy, Argentina.
- Malizia, L. R.; Blundo, C., Pacheco, S. 2006. Diversidad, estructura y distribución de bosques con cedro en el noroeste de Argentina y sur de Bolivia. En Pacheco, S., Brown, A. (eds.) *Ecología y producción de cedro (género Cedrela) en las Yungas australes*. Ediciones del Subtrópico. Argentina. 83-103.
- Martínez Pastur, G., Lencinas, M.V., Cellini, J. M., Diaz, B., Peri, P. 2002. Herramientas disponibles para la construcción de un modelo de producción para la lenga (*Nothofagus pumilio*) bajo manejo en un gradiente de calidad de sitio. Revista Bosque 23 (2), 69-80.
- Moscovich, FA. 2004. Modelos de crecimiento y producción forestal. Informe Técnico 55/2004. INTA (EEA- Monte Carlos). Misiones, Argentina.

Newton, A. C. .2007. Forest Ecology and Conservation. Oxford University Press. Oxford. GB.

Oliver, C. D., Larson, B. C. 1996. Forest stand dynamics. Wiley. New York. USA.

Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable (SRNyDS). 1998. Estudio Integral de la Selva Tucumano Boliviana. Proyecto

Bosques Nativos y Áreas Protegidas. Préstamo BIRF N° 4085-AR. Gerencia Técnica Bosques Nativos, Dirección de Bosques. Argentina

Weaver, P. L. 1979. The growth in several tropical forest of Puerto Rico. United States Service Research Paper SO 152, 47-54.

Unidad de domesticación forestal de especies nativas destinada a madera y leña en Jujuy, Argentina.

*Cristian Ariel Humano*¹

1.- Docente-Investigador. Facultad Ciencias Agrarias-UNJu. Alberdi 47.CP 4600. Jujuy. Argentina.

Mail de contacto: cahumano@yahoo.com.

RESUMEN

Los inapropiados planes de aprovechamientos de los bosques del Norte Argentinos no garantizan su sustentabilidad. Una solución para resguardar nuestro patrimonio maderero es la domesticación de especies nativas de valor forestal. Acorde a este planteo, en 2007, se instalaron parcelas permanentes de medición de varias especies nativas de la Transición Yungas-Chaco. El objetivo fue determinar el crecimiento diamétrico, y la edad que superan los 2 m de altura (reclutado). El análisis estadístico y visual, mostró que las especies promisorias son *Pterogyne nitens*, *Anadenanthera colubrina* y *Tipuana tipu*. La edad en la cual logran la altura de reclutamiento son 7 años, 6 años y 5 años respectivamente. Los incrementos diamétricos medios anuales (IMA) son: *P. nitens* de 7 mm/año, *A. colubrina* de 10 mm/año y para *T. tipu* de 11 mm/año. Considerando los objetivos planteados se define una unidad de domesticación forestal compuesta por las 3 especies destinadas a madera de calidad y leña.

Palabras claves: Domesticación, especies nativas, crecimiento.

ABSTRACT

The inappropriate plans of exploitation of the forests of the North Argentinos do not guarantee their sustainability. One solution to protect our forest heritage is the domestication of native species of forest value. According to this approach, in 2007, permanent plots of measurement of several native species of the Yungas-Chaco Transition were installed. The objective was to determine the diametrical growth, and the age that exceed the height of 2 m. The statistical and visual analysis showed that the promising species are *Pterogyne nitens*, *Anadenanthera colubrina* and *Tipuana tipu*. The age at which the recruitment height is recorded are 7 years, 6 years and 5 years, respectively. The annual mean diameter increments (IMA) are: *P. nitens* of 7 mm / year, *A. colubrina* of 10 mm / year and for *T. tipu* of 11 mm / year. The objectives set out define a unit of forest domestication composed of the 3 species of quality wood and firewood.

Keywords: Domestication, native species, growth.

Introducción

La irreversible situación de sobrexplotación forestal a la que están expuestos los bosques subtropicales, y debido a su fragilidad y baja resiliencia llevan a la generación nuevas de alternativas viables de producción forestal (Brown *et al.*, 2005; Balducci *et al.*, 2009), una de ellas es la domesticación de especies nativas de alto valor forestal promisorias por su adaptabilidad a la plantación en macizo, por la cali-

dad de su madera y por su rápido crecimiento (Del Castillo *et al.*, 2001; Varela *et al.*, 2008). Una medida importante para contribuir a salvaguardar el futuro del recurso forestal de los bosques, es la reforestación a través de enriquecimientos o macizos con fines comerciales con especies nativas de valor comercial, aliviando la presión sobre las formaciones nativas (Lamprecht, 1990; Mármol, 1995; Del Castillo, 2005; Minetti, 2006). En ese sentido una serie de experiencias se han desarrollado durante la

última década, combinando distintas especies, densidades y tareas de mantenimiento (Del Castillo *et al.*, 2006). Estas experiencias generan la opción de que las plantaciones forestales con especies nativas sean una alternativa productiva frente a plantaciones con especies exóticas de rápido crecimiento e incluso frente a cultivos agrícolas como la soja. Adicionalmente podrían cumplir la función de restaurar antiguas áreas de bosque en sitios ambientalmente estratégicos, como márgenes de ríos o corredores para la fauna, que permitan reconectar áreas actualmente disyuntas (Brown y Pacheco, 2006). De la investigación surgen especies propicias para ecosistemas semiáridos como por ej. *Pterogyne nitens* (Tipa colorada), *Tipuana tipu* (Tipa Blanca) y *Anadenanthera colubrina* (Cebil colorado) (Valdora y Soria, 1999; Del Castillo, 2006; Balducci *et al.*, 2009); las que fueron practicadas en condiciones de cultivo en parcelas donde los crecimientos y comportamientos difieren notablemente con los datos que podemos hoy inferir del monte nativo o de unos pocos ejemplares cultivados (Balducci *et al.*, 2009). Por ello el objetivo de este trabajo fue estimar las tasas de crecimiento diamétrico, basimétrica y volumétrico; y a partir de estos datos calcular un primer aprovechamiento (raleo) de las especies implantadas en rodales coetáneos.

Materiales y Métodos

El trabajo se realizó en un predio correspondiente del Campo Experimental "Dr. Emilio Navea" (24° 21' 8" S 65° 11' 28" O); perteneciente a la Facultad de Ciencias Agrarias-Universidad Nacional de Jujuy. El clima es subtropical serrano, con estación seca, con una temperatura promedio anual de 18 °C y un régimen de precipitaciones orográficas monzónico con 650 mm anuales, con déficit hídrico desde el mes de Abril hasta el mes de Noviembre (Buitrago, 2002). Condiciones que caracterizan al lugar con un clima semiárido (Braun Wilke, 2001).

El suelo es un Argiustol vértico con fuerte desarrollo, drenaje imperfecto; ca-

racterizado por horizonte argílico B2t, fuertemente estructurado –hasta 50 cm –con textura arcillosa a arcillo limosa (50-60%), con contenido de materia orgánica variable, al igual que N (de muy bajo a moderadamente alto). Contenido de P con valores elevados, valores altos de K.

La vegetación característica es el Bosque transicional, dominada por elementos xerofíticos (Braun Wilke, 2001), donde las especies arbóreas predominantes son *Aspidosperma quebracho blanco*, *Caesalpinia paraguayensis*, *Anadenanthera colubrina*, *Parapiptadenia excelsa* y *Schinopsis lorentzii* (Cabrera, 1976, Brown *et al.*, 2002, Humano, 2014).

Establecimiento del ensayo

En Marzo del año 2007, se instalaron parcelas permanentes de medición de 3 especies nativas de valor forestal, *P. nitens*, *A. colubrina* y *T. tipu*. Cada parcela consta de 40 individuos con un marco de plantación de 3 m x 3 m. Los individuos plantados provenían de vivero y poseían una altura total superior a los 40 cm. Al 1° año se refalló los individuos muertos por otros de igual edad. Durante los 3 primeros años se realizaron tareas de desmalezamiento de los individuos para evitar la competencia con las malezas. Se realizaron tratamientos de conducción durante el 1° al 6° año, a partir de escamondos (poda de brotes laterales) para lograr una altura de fuste, recto libre de nudos y ramas, superior a los 2,5 m.

Toma y análisis de los datos

Al inicio del ensayo y durante los primeros años se midió el diámetro altura al cuello (Dac) expresada en cm, y a medida que los individuos crecieron, posteriormente se midió el diámetro altura al pecho (Dap) expresada en cm. En todos los casos además se midió a cada individuo la altura total (AT) expresada en m; se estimó la sanidad y la calidad de fuste.

Para estimar las tasas de crecimiento de cada individuo y poder obtener el Incremento medio anual (IMA) para cada especie, la variable Dap fue medida en varios años consecutivos y el IMA se calculó con la siguiente ecuación (Cervajal-Vanegas y Calvo-Álvarado, 2013):

$$IMA_i = \frac{Dap 2_i - Dap 1_i}{p}$$

En que:

IMAi = Crecimiento promedio por árbol;

Dap1i = Diámetro del individuo i a 1,30 m del primer año de medición;

Dap2i = Diámetro del individuo i a 1,30 m del último año de medición;

P = Período de tiempo entre las mediciones.

En idéntico sentido se obtuvo el incremento medio anual en altura total (IMA-AT). Con los datos se IMAAT se estimó el tiempo que demoran las plantaciones en superar la altura de ramoneo (2 m) del ganado vacuno (Brassiolo y Pokorny, 2000).

A partir de los IMA's acumulados se ajustaron a la dispersión de los pares de valores (y: años e X: Dap) ecuaciones no lineales para las especies (Araujo, 2005; Humano *et al.*, 2012; Humano, 2013). Con las ecuaciones se estimó, para cada especie, el tiempo necesario para lograr los 10 cm de Dap he ingresar a la primer clase diamétrica.

Para determinar si existen diferencias significativas entre los incrementos de las distintas especies se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis ($\alpha=0,05$) (Kruskal y Wallis, 1952), ya que los valores incrementales no poseen una distribución normal.

Resultados y discusión

Desde la implantación del ensayo (2007) no se observan diferencias significativas entre el Dap y AT de las especies; siendo la especie que manifestó el mayor Dap es *T. tipu* y la de mayor AT fue *A. colubrina* (tabla 1).

Tabla 1. Comparación entre las especies del Dap (valor de media aritmética \pm la desviación estándar) y AT (valor de media aritmética \pm la desviación estándar)

Especie	Dap (cm)	AT (m)
<i>P nitens</i>	1,32 \pm 0,37 a	2,09 \pm 2,34 a
<i>A. colubrina</i>	1,88 \pm 0,81 a	2,27 \pm 2,56 a
<i>T. tipu</i>	2,17 \pm 1,28 a	2,28 \pm 6,05 a
H	1,30	1,19
p	0,54	0,58

Prueba no paramétrica de comparaciones múltiples de Kruskal-Wallis ($p<0,05$). **H**: estadístico calculado, **p**: grado de significación estadística ($p < 0,05$), letras distintas indica diferencias estadísticamente significativas

Con los datos obtenidos se estima, que en plantación, el tiempo en superar la altura de ramoneo (2 m) para *P. nitens*, *A. colubrina* y *T. tipu*, es de 6, 4 y 5 años respectivamente.

Las tasas o incrementos medios anuales (IMA) de Dap y AT se observan en la tabla 2. En ninguno de los casos existen diferencias entre los incrementos de las especies. Siendo destacable el IMA de 6 mm/año de *T. tipu*.

Tabla 2. Incrementos en Dap (mm/año) y AT (cm/año) de las especies.

Especie	IMA	
	Dap (mm/año)	AT (cm/año)
<i>P nitens</i>	2,2 a	13,6 a
<i>colubrina</i>	4,3 a	12,6 a
<i>T. tipu</i>	6,0 a	18,5 a
H	0,48	1,57
p	0,81	0,51

Prueba no paramétrica de comparaciones múltiples de Kruskal-Wallis ($p<0,05$). **H**: estadístico calculado, **p**: grado de significación estadística ($p < 0,05$), letras distintas indica diferencias estadísticamente significativas.

Los modelos no lineales que ajustan a la dispersión de los IMAS acumulados por cada especie, se describen en la tabla 3.

Tabla 3. Modelos no lineales para el ajuste de la dispersión de los IMAS acumulados por especie.

Especie	Ecuación	R ²
<i>P nitens</i>	$y = 7,9209 * \ln(x) + 4,3766$	0,88
<i>A. colubrina</i>	$y = 11,14 * \exp^{(-2,48 * \exp^{-0,04 * x})}$	0,92
<i>T. tipu</i>	$y = 16,71 * x / (93,52 + x)$	0,90

Donde Y es años y X es el DAP (cm)

A partir de los modelos lineales se estima que para las especies logren alcanzar los 10 cm de Dap faltan 15, 7 y 9 años para *P. nitens*, *A. colubrina* y *T. tipu*, respectivamente.

Las tasas de crecimiento anual en AB (m^2/ha) y VOL (m^3/ha), se muestran en tabla 4, no observándose diferencias de los incrementos entre las especies.

Tabla 4. Incrementos en AB (m^2/ha) y VOL (m^3/ha) de las especies.

Especie	IMA	
	AB (m^2/ha)	VOL (m^3/ha)
<i>P. nitens</i>	0,20±0,08 a	2,79±1,26 a
<i>A. colubrina</i>	0,66±0,27 a	11,08±4,68 a
<i>T. tipu</i>	1,28±0,54 a	23,57±9,94 a
H	0,47	0,74
p	0,81	0,72

Prueba no paramétrica de comparaciones múltiples de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$). **H**: estadístico calculado, **p**: grado de significación estadística ($p < 0,05$), letras distintas indica diferencias estadísticamente significativas.

Conclusiones

- Las especies demostraron su adaptabilidad a la forestación a cielo abierto, debido a una baja mortalidad en plantación, a pesar de sus bajos incrementos diamétricos son recomendables para forestaciones a mayor escala (5 a 10 ha).
- Se crea una unidad de domesticación destinada a forestación para madera de calidad, madera para carpintería rural y leña.
- A través de la difusión de las forestaciones con estas especies se tiende a la sustentabilidad del proceso forestal.

Referencias

Araujo, P. A. 2005. Bases para la gestión sostenible de Bosques en Regeneración del Chaco Semiárido. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid. España.

Balducci, E.D., Arturi, M. F., Goya, J. F., Brown, A. D. 2009. Potencial de Plantaciones Forestales en el Pedemontana de las Yungas. Fundación ProYungas. Ediciones del Subtrópico. Argentina.

Braun Wilke, R. H. 2001. Carta de Aptitud ambiental de la Provincia de Jujuy. Colección: Arte y Ciencia. Red de Editoriales Universitarias Nacionales. Jujuy, Argentina.

Brassiolo, M., Pokorny, B. 2000. Crecimiento de plantas jóvenes de quebracho colorado santiagueño (*Schinopsis quebracho-colorado*). Revista Quebracho 8, 64 – 69.

Brown, A. D., Grau, A., Lomáscolo, T., Gasparri, N. I. 2002. Una estrategia de conservación para las Selvas subtropicales de montaña (Yungas) de Argentina. Revista Ecotropicos 15, 147-159.

Brown A. D., Pacheco, S., Lomáscolo, T., Malizia, L. 2005. Situación Ambiental en los Bosques Andinos Yungueños. 21 p. Inédito.

Brown, A. D. y Pacheco, S. E. 2006. Importancia del género *Cedrela* en la conservación y desarrollo sustentable de las Yungas australes. En: Pacheco, S., Brown, A (eds.) Ecología y producción de cedro (género *Cedrela*) en las Yungas australes. Ediciones del Subtrópico. Argentina. 9-18.

Buitrago, G. L. 2002. El clima de la Provincia de Jujuy. Editorial Unju. Jujuy, Argentina.

Cabrera, A. L. 1976. Enciclopedia Argentina de agricultura y jardinería. Regiones fitogeográficas Argentinas. Fascículo 1. Editorial Acme. Bs. As, Argentina.

Carvajal-Vanegas, D., Calvo-Álvarado, J. 2013. Tasas de crecimiento, mortalidad y reclutamiento de vegetación en tres estadios sucesionales del bosque seco tropical, Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica. Revista Forestal Mesoamericana Kurú, 25, 1-12 .

Del Castillo, E. M., Zapater, M. A., Gil, M. N., Saravia Toledo, J. 2001. Estudio autoecológico en especies de maderas preciosas de la Selva subtropical del noroeste argentino. Actas V Congreso Latinoamericano de Ecología. Facultad de Ciencias Agrarias. UNJU. Jujuy, Argentina.

Del Castillo, E. M. 2005 b. Arboricultura de Especies Forestales de Alto Valor- con riego presurizado. Revista IDIA XXI, 8, 122-125.

Del Castillo, E.M., Zapater, M.A., Norma Gil, M. 2006. Resultados comparativos de plantaciones experimentales de *Cedrela balansae* en INTA - Yuto, Jujuy. En: Pacheco, S., Brown, A. Ecología y producción de Cedro (género *Cedrela*), 179-192. Ediciones del Subtrópico. Argentina.

Humano, C., Giulianotti, C., Duran, A., Gaspar, S. 2012. Composición, Estructura y Diversidad arbórea de un rodal disetáneo característico del ecotono Yungas-Bosque Chaqueño semiárido, de la provincia en Jujuy-Argentina. Revista Agraria, VI (13), 84-90.

Humano C. A. 2013. Modelado de la dinámica y producción forestal de la Selva Pedemontana de

- Yungas, Argentina. Tesis Maestría Recursos Naturales. UBA. Argentina. 159 pp.
- Humano, C. A. 2014. Innovación y transferencia de Tecnología aplicada en plantaciones forestales en macizo de *Pterogyne nitens* (tipa colorada) destinada a madera de calidad. Revista Agraria. En prensa.
- Kruskal, W. H., Wallis, W. A. 1952. Use of ranks in one-criterion variable analysis. Journal of the American Statistical Association 47 (260), 583-621.
- Lamprecht, H. 1990. Silvicultura en los trópicos. Los ecosistemas forestales en los bosques tropicales y sus especies arbóreas. GTZ. Alemania.
- Mármol, L. A. 1995. Enriquecimiento forestal de Selva degradada en las Yungas de Yuto (Prov. De Jujuy). En: Brown, D. A., Grau, H. R. (eds.) Investigación, conservación y desarrollo en Selvas Subtropicales de Montaña. Tucumán, Argentina, 85-92
- Minetti, J. M. 2006. Aprovechamiento forestal de cedro en las Yungas de Argentina. En: Pacheco, S., Brown, A. (eds.) Ecología y producción de cedro (género *Cedrela*) en las Yungas australes. Ediciones del Subtrópico, Argentina, 143-154.
- Valdora, E. E., Soria, M. B. 1999. Árboles de interés forestal y ornamental para el noroeste argentino. Laboratorio de Investigaciones Ecológicas de las Yungas. Tucumán, Argentina.
- Varela, S., Gyenge, J., Fernández, M. E., Schlichter, T. 2008. Hacia la domesticación de especies forestales nativas y la importancia de los estudios en ecofisiología. Grupo de Ecología Forestal INTA Bariloche. CONICET. 3 p. Inédito.

Mapeo de paisaje forestal mediante imágenes satelitales de alta resolución espacial y OBIA: análisis de la etapa de segmentación por detección de bordes

Rosa Lourdes Scaramuzzino¹ Marcelo Luciano Gandini^{1,2} y Bruno Lara^{1,3}

1 Facultad de Agronomía. UNCPBA. República de Italia 780, Azul, Buenos Aires, Argentina.

2 CIC Provincia Bs. As.

3 CONICET.

Mail de contacto: mgandini@faa.unicen.edu.ar

RESUMEN

La clasificación basada en objetos es un método adecuado para el análisis de imágenes satelitales de alta resolución espacial. Esta metodología consta de dos etapas: segmentación y clasificación. La abundante literatura sobre estudios de la vegetación con segmentación por región de crecimiento conduce a conceptos erróneos cuando se aplica segmentación por detección de bordes, en particular en la delineación de las copas de los árboles ya sea en un paisaje urbano o rural. En este trabajo se analizaron varios factores que afectaron la identificación, delineación y partición de la copa de *Eucalyptus viminalis*. Se concluyó que la disminución del número de segmentos en que se particiona la imagen a medida que aumenta la escala es diferente en la copa de los árboles que para el resto de la escena; la correcta delimitación de las copas varió según su tamaño, su entorno y el tamaño de la subescena que se considera.

Palabras claves: *Eucalyptus viminalis*, segmentación, OBIA

ABSTRACT

Object-based classification is a suitable method for the analysis of high spatial resolution satellite images. This methodology consists of two stages: segmentation and classification. The abundant literature on vegetation studies with segmentation by growth region, leads to misconceptions when edge detection segmentation is applied, particularly in the delineation of tree canopies in either urban or rural landscapes. In this paper we analyzed several factors that affected the identification, delineation and partition of the canopy of *Eucalyptus viminalis*. We concluded that decreasing the number of segments in which the image is partitioned as the scale increases affects differentially the tree crown. The correct delimitation of the individual tree canopies varied according to their size, the environment and the size of the subscene being considered.

Keywords: *Eucalyptus viminalis*, segmentation, OBIA

Introducción

La clasificación basada en objetos (OBIA o GEOBIA) es un método adecuado para el análisis de imágenes satelitales de alta resolución espacial o submétricas (Blaschke *et al.*, 2014). Esta metodología consta de dos etapas: segmentación y clasificación. La segmentación es una técnica de agrupa-

ción de píxeles, en la cual solamente regiones espacialmente adyacentes, y de características espectrales semejantes, pueden ser agrupadas (Umbarila *et al.*, 2005). La segmentación inicial puede realizarse con diversas técnicas. La mayoría de los trabajos para clasificar especies leñosas mediante OBIA utiliza algoritmos de segmentación inicial del grupo de estrategias “bottom-up”

(por fusión de regiones a partir de píxeles o segmentos pequeños), generalmente mediante el software Definiens e-Cognition (Laliberte *et al.*, 2004, Walsh *et al.*, 2008, Mullerova *et al.*, 2013). Por el contrario, el módulo “Feature extraction” de Envizoom (ENVI 4.5) segmenta inicialmente por detección de bordes. Requiere un parámetro definido por el usuario denominado “escala de segmentación” cuyos valores pueden variar desde 0 (segmentos más pequeños) hasta 100 (todos los píxeles son asignados a un único segmento).

La abundante literatura sobre estudios de la vegetación con segmentación por región de crecimiento conduce a conceptos erróneos cuando se aplica segmentación por detección de bordes, en particular en la delineación de las copas de los árboles ya sea en un paisaje urbano o rural. A diferencia de la segmentación por región de crecimiento, donde a partir de un pixel semilla se va “construyendo” la copa según un algoritmo, en la segmentación por detección de bordes se particiona una imagen según las diferencias espectrales. El objetivo de este trabajo fue analizar el efecto de distintos factores en la identificación de *Eucalyptus viminalis* en una imagen de alta resolución espacial.

Materiales y Métodos

Área de estudio: Sierras de Azul, Sistema de Tandilia, Provincia de Buenos Aires, (ubicación geográfica: 37°3'27"S, 59°40'26" O), con una población de *Eucalyptus viminalis* disetánea, por lo tanto los ejemplares poseen diferente tamaño de copa, algunos se disponen en forma agrupada y otros aislados.

Imagen satelital: Quickbird (Digital Globe), adquirida el 10 de marzo de 2010.

Software: La segmentación a diferentes escalas se implementó en el módulo “Feature extraction” de Envizoom (ENVI 4.6.1). Es de destacar que la escala de segmentación es un parámetro adimensional.

En este trabajo se analizaron varios factores que afectaron la identificación, delineación y partición de la copa de *Eucalyptus viminalis* Labill.: tamaño y disposición de los

árboles, entorno de cada árbol (rodeado por otros árboles, por pastizal, por sombras), diferentes subescenas.

Por un lado, en la imagen citada se seleccionó un subescena de 140 x 72 (10080 píxeles) conteniendo tres árboles pequeños, uno de ellos rodeado de sombras, los otros dos rodeados de sombras, roquedal y pastizal, y que mantienen su copas delineadas hasta altas escalas de segmentación (fig. 1). Se segmentó desde la menor escala de segmentación (0.0) hasta la mayor (100 o casi 100), con incrementos de a 5. Se graficó el número de objetos obtenidos en cada segmentación con respecto a la escala (fig. 2).



Fig. 1. Subescena de tamaño 140 x 72 con árboles pequeños.

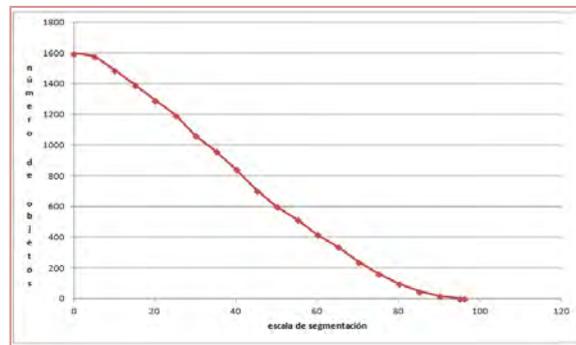


Fig. 2. Relación entre la escala de segmentación y el número de objetos para un subescena de tamaño 140 x 72 con tres ejemplares de *Eucalyptus* pequeños.

Por otro lado, se comparó la segmentación de un árbol grande y aislado (no rodeado por otros árboles, sólo por pastizal y en parte de su propia sombra) en diferentes tamaños de subescenas y escalas de segmentación. Se contabilizó el número de segmentos de la copa de un árbol mediano y rodeado de pastizal, donde a escalas medias y altas la copa pierde delimitación, por unión de algunos de sus segmentos con segmentos del pastizal, y

además como medida comparativa se analizó la segmentación de la copa de los árboles pequeños en otros tamaños de subset: 669 x 343 y 1158 x 611.

Resultados y discusión

Análisis de la segmentación de árboles pequeños

Cuando disminuyó el número de objetos en la totalidad de la subescena, la cantidad de segmentos en la copa no lo hizo en la misma proporción (fig 3). Su número se mantuvo constante a escalas bajas (con algunas modificaciones en tamaño y forma de los segmentos), y a escalas más altas se redujo la cantidad de segmentos en que se particionó la copa. Se presentaron diferencias en la segmentación de las copas según las diferencias espectrales entre la copa y su entorno (rodeadas de pastizal, de sombras, de roquedal).

El incremento de la escala de segmentación no afectó de la misma forma a las copas de los árboles que a otros elementos de la escena como el pastizal. La estructura de la copa es tal que presenta bordes (por diferencias espectrales) más fuertes que los que tienen otros elementos. Algunos segmentos mantienen la misma forma y tamaño desde la escala 0 hasta escalas altas, por ejemplo 60.

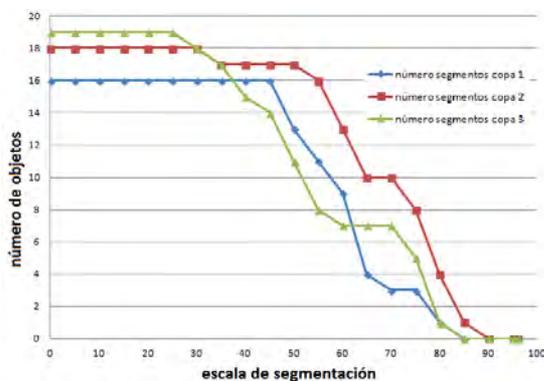


Fig. 3. Comparación de la relación entre escala de segmentación y número de segmentos de las copas de tres árboles pequeños.

Debido a que el algoritmo que emplea Envizoom suprime los bordes débiles a diferentes niveles según la escala de segmentación (ENVI, 2008) se infiere que los bordes dentro de la copa son lo suficientemente definidos como para no ser suprimidos a escalas donde ha disminuido considerablemente el número de objetos en el resto de la escena, por ejemplo 50 o 60.

El incremento en el tamaño de subset afectó muy levemente la segmentación de la copa de los árboles pequeños rodeados, principalmente a escalas bajas e intermedias. Sólo a escalas altas son más notables las diferencias. Se observó que los segmentos de la copa tienen en algunos casos la misma forma y número de píxeles que a escalas más bajas, lo que indica la presencia de bordes definidos claramente dentro de la copa (fig. 4).

Análisis de la segmentación de árboles medianos y grandes

A diferencia de las copas pequeñas (fig. 3), en este caso sólo permaneció completamente delimitada la copa hasta la escala 45 (fig. 4), luego se fue desdibujando por unión de la copa en penumbras a las sombras y de segmentos de la copa iluminada al pastizal.

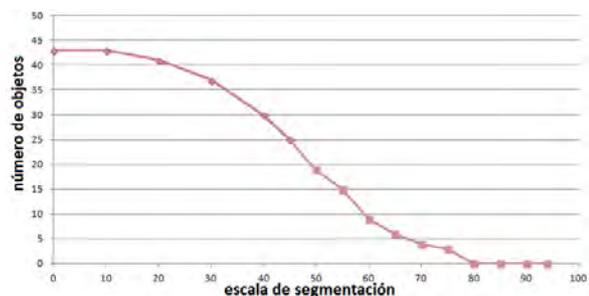


Fig. 4. Relación entre la escala de segmentación y el número de objetos de copa de árbol de tamaño mediano en subset 1158 x 611. Escala hasta 45: copa delimitada; mayor que 50; copa desdibujada.

El número de segmentos fue disminuyendo gradualmente, aunque en menor proporción que la totalidad de los objetos de la subescena. En cuanto a la segmentación de un árbol grande y aislado en diferentes tamaños de subescenas y escalas de segmentación (figs. 5 y 6) se observó que el tamaño de subset afectó

la delineación de la copa a escalas mayores a 40, mientras que a escalas bajas las diferencias fueron escasas. La sobresegmentación fue alta en todas las escalas y en todos los subsets.

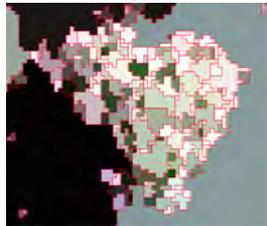


Fig. 5. Árbol grande y aislado. Escala de segmentación 70. Subset de tamaño 140 x 72.

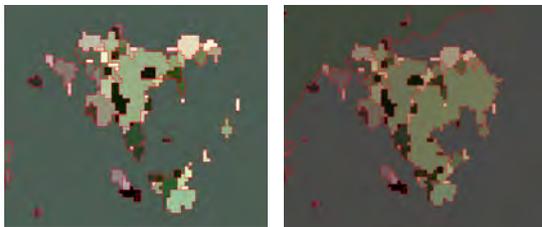


Fig. 6. Árbol grande y aislado. Escala de segmentación 70. izquierda: Subset de tamaño 669 x 343. derecha: Subset de tamaño 1158 x 611.

Por otro lado, se observa que las diferencias en segmentación de la copa en dos subescenas del mismo tamaño pero ligeramente diferentes son notables generalmente a escalas de segmentación medias y altas (fig. 7).

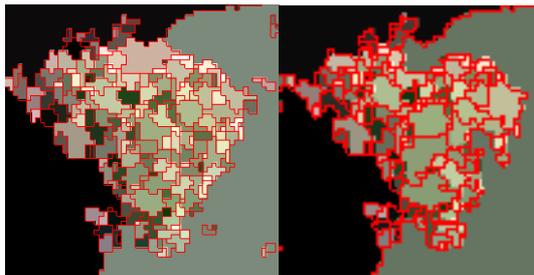


Fig 7. Árbol grande y aislado. subsets 669 x 343 con diferentes escenas, escala de segmentación 60.

Conclusiones

En el presente trabajo se concluyó que la disminución del número de segmentos en que se particiona una imagen satelital a medida que aumenta la escala de segmentación es diferente en la copa de los árboles que

para el resto de la escena; la correcta delimitación de las copas varió según su tamaño, forma y estructura, según el entorno del árbol (si estaba rodeado por una gran proporción de sombras o por una gran proporción de pastizal o por otros árboles) y también según el tamaño de la subescena que se considera. La segmentación de las copas de los ejemplares de la especie estudiada presentó dos problemas: la sobresegmentación de las copas y su pérdida de la delimitación.

Referencias

- Blaschke, T., Hay, G., Kelly, M., Lang, S., Hofmann, P., Addink, E., Queiroz Feitosa, R., van der Meer, F., van der Werff, H., van Coillie, F., Tiede, D. 2014. Geographic Object-Based Image Analysis – Towards a new paradigm. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 87, 180–191.
- ENVI. 2008. Feature Extraction Module User's Guide. ITT Visual Information Solutions.
- Laliberte, A., Havstad, K., Paris, J., Beck, R., McNeely, R., Gonzalez, A.. 2004. Object-oriented image análisis for mapping shrub encroachment from 1937 to 2003 in southern New Mexico. *Remote Sensing of Environment* 93,198 – 210.
- Mullerova, J., Pergl, J., Pysek, P. 2013. Remote sensing as a tool for monitoring plant invasions: Testing the effects of data resolution and image classification approach on the detection of a model plant species *Heracleum mantegazzianum* (giant hogweed). *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 25, 55–65
- Umbarila, E., Duarte, R., Simi Júnior, R. 2005. Aplicación de la metodología de PRODES Digital y detalle de su leyenda en área de la frontera Leticia (Colombia) - Tabatinga (Brasil). *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia, Brasil, INPE, Vol 1.4269-4276.*
- Walsh, S., McCleary, A., Mena, C., Shao, Y., Tuttle, J., González, A., Atkinson, R. 2008. QuickBird and Hyperion data analysis of an invasive plant species in the Galapagos Islands of Ecuador: Implications for control and land use management. *Remote Sensing of Environment* 112, 1927–1941.

Paisajes naturales

Fisonomías de vegetación actual en la Hoja Geológica Gualeguaychú.

Sandra Cavallaro¹, María Inés. Tobío¹,

¹CONICET-SEGEMAR, Dirección de Geología Ambiental. Avenida General Paz 5445, Edificio 25, Oficina 119. Buenos Aires, Argentina.

Mail de contacto: scavall@gmail.com

RESUMEN

El presente estudio toma la carta temática de vegetación actual de la Hoja Geológica Gualeguaychú, con el objetivo de caracterizar las fisonomías vegetales actuales a través de la interpretación de la imagen satelital LANDSAT TM y chequeos de campo. Con el software ArcGis, 9.0 se confeccionó un mapa de vegetación actual a escala 1: 250000 y se realizó la caracterización florística de los ambientes representativos a lo largo de vías de acceso. Las unidades fisonómicas identificadas fueron bosques, arbustales, pastizales, humedales y unidades de uso agroforestal, además de mosaicos de coberturas. Con la herramienta Spatial Statistic del módulo Patch Analyst se realizó el análisis estadístico de las unidades. Las coberturas nativas ocupan el 61 % del área, mientras que las unidades vinculadas a usos forestales o agro-ganaderos el 35 %. La información producida en cartografía vegetal resulta necesaria para instrumentar planes de ordenamiento territorial.

Palabras claves: Vegetación, Cartografía, Paisaje.

ABSTRACT

This study show the thematic map of current vegetation of Gualeguaychú geological sheet, with the aim of characterizing plant physiognomy through the interpretation of the LANDSAT TM image and field checks. The software ArcGis, 9.0 was uses to prepare a vegetation map scale 1: 250000. The floristic characterization of representative environments was performed. The physiognomic units identified were forests, shrubland, grassland, wetlands and units of agro-forestry use, as well as mosaics. With the Spatial Statistic tool of Patch Analyst performed the statistical analysis of the units. Almost 61 % of the area is covered by native units. The forest, farming and agricultural use covers the 35 % of the area. The information produced in vegetation cartography is necessary to implement land management plans.

Keywords: Vegetation, Cartography, Landscape

Introducción

Los estudios geoambientales (EGAs) abarcan la relación entre el medio biofísico y distintos aspectos del medio social. La información ambiental recopilada y producida en estos trabajos conduce al conocimiento del ambiente, junto con sus procesos naturales y los derivados de las actuaciones antrópicas. En este contexto, la información referida al área temática de vegetación, desempeña un rol importante en el esquema del EGA, pues es un elemento que establece importantes rela-

ciones con los demás componentes ambientales. De hecho, la vegetación es estabilizadora de pendientes, minimiza la erosión, influye en la calidad y cantidad de agua, es hábitat de especies y productora de materias primas para diferentes aplicaciones antrópicas, entre muchas otras funciones. Los objetivos que plantea el estudio de las comunidades vegetales en el marco de los EGAs implican la caracterización y composición del paisaje a través de las unidades fisonómicas de vegetación, su distribución, la estimación

de su estado y la identificación de áreas protegidas. Esta información, es volcada en mapas de unidades fisonómicas de vegetación actual y puede ser utilizada como línea de base en estudios ambientales o de ordenamiento territorial, entre otros.

Este trabajo pertenece a la Hoja Geológica Gualeguaychú (IGN 3360-IV y 3357-III). Cabe destacar que la delimitación del área no se corresponde con límites naturales o ambientales, sino que sigue el formato de Hojas del Instituto Geográfico Nacional, y guarda el objetivo de un relevamiento ambiental sistemático en todo el territorio nacional. El área comprende diferentes ambientes que integran el bajo delta del río Paraná, con sus mosaicos de humedales y barrancas, con regiones del distrito Pampeano Oriental, al NE de la provincia de Buenos Aires, dedicadas a distintos usos económicos donde se destacan la agricultura, ganadería y forestaciones.

El trabajo de Burkart *et al.* (1999) define la región del Delta como la ecorregión Delta e Islas del Paraná, que domina los valles de inundación del Paraná medio e inferior, el río Paraguay y el río de la Plata. Desde el trabajo de Morello (1949) y los posteriores aportes de Burkart (1957) se tiene una identificación de las distintas comunidades vegetales y su disposición en el paisaje. Por otra parte, los trabajos de Malvárez (1987, 1993, 1997, 1999), Voglino (2001), *Giacosa et al.*, 2002, Kandus *et al.* (1997, 2003, 2006, 2010), Kalesnik *et al.* (2008) y Codignotto y Medina (2011), entre otros, han contribuido a la comprensión de la compleja dinámica de este ambiente y su relación con las comunidades vegetales.

Materiales y Métodos

El área de estudio abarca el sector norte de la Provincia de Buenos Aires y el sur de la Provincia de Entre Ríos, entre los paralelos de 33° 00' y 34° 00'S, y los meridianos de 58° 00' y 60° 00' O.

Para delimitar las unidades de vegetación se realizó una interpretación de la imagen satelital Landsat TM, escala 1:250.000, en una combinación de falso color compuesto

con una resolución espacial de 30 m, con el software ArcGis, 9.0. Se realizaron dos campañas de muestreo en el mes de marzo de 2012 y 2013, respectivamente. El trabajo de campo consistió en la descripción fisonómica y florística de las unidades previamente delimitadas en gabinete, mediante un muestreo estratificado, con el fin de caracterizar las diferentes fisonomías vegetales. El muestreo florístico se llevó a cabo considerando especies arbóreas, arbustivas y herbáceas, a partir de transectas en ambientes representativos y a lo largo de vías de acceso y caminos. A lo largo de cada transecta se establecieron 100 puntos de muestreo que fueron georreferenciados. Con el módulo Patch Analyst se observó la configuración espacial del paisaje y de sus parches, considerando distintos atributos como su superficie, perímetro y número de parches, entre otras.

Resultados y discusión

Se identificaron 7 coberturas de vegetación, agrupadas en las siguientes fisonomías: formaciones boscosas, arbustales, pastizales y humedales; además de 4 unidades de usos de usos de suelo que comprendían los usos agro-ganadero, forestal, urbano y rural. La escala utilizada determinó la descripción de dos unidades más que integraban coberturas, identificadas como arbustales y forestaciones y arbustales y peladales. La distribución de las unidades descriptas y las especies presentes en cada una se puede observar en la fig. 1.

Los bosques de mayor riqueza específica, localmente llamados “monte blanco”, se asientan sobre las barrancas del río Paraná. Los arbustales, en cambio, ocupan distintas posiciones en el paisaje, muchas veces asociados a deltas antiguos. En esta unidad se han encontrado sectores con coberturas menores al 10 %, tanto como consecuencia de la presión del uso ganadero como por la influencia de inundaciones que alteran o eliminan la cobertura herbácea y arbustiva. En el mosaico arbustales – forestaciones se observó un reemplazo progresivo de la cobertura nativa por plantaciones forestales, dejando

relegada la unidad original a pequeños parches. En los pastizales la vegetación predominante son las gramíneas, con coberturas mayores al 75%. Suelen contener también algunos ejemplares de tipo arbustivo. Los humedales fueron clasificados de acuerdo al flujo hidrológico (Brinson, 1993), separándolos en dos tipos: humedales de cauces y humedales de bajos. Los primeros, asociados a cursos de agua y espiras de meandros, ocupaban las planicies de inundación. Los humedales de bajos se vincularon a depresiones del paisaje, generalmente ocupadas por cuerpos de agua lénticos. En estas áreas la vegetación sigue un gradiente relacionado con la distancia al cuerpo de agua, observándose pajonales hacia la zona más húmeda y arbustales en sus partes distales. Las unidades de uso del suelo mapeadas presentan las activi-

dades principales en el área, que incluyen forestaciones y actividades agrícola-ganaderas dedicados al cultivo de soja, maíz y trigo, junto con ganadería extensiva de ovinos, bovinos de tambo, porcinos y avicultura.

Las métricas del paisaje utilizadas (Tabla 1) permitieron describir la configuración actual del paisaje. Las unidades de uso forestal y agroganadero ocupan casi la tercera parte del área de estudio (29.74%, más un 5.25% si se suma el mosaico arbustales y forestaciones). Las coberturas nativas suman alrededor del 60%. Asimismo, las coberturas nativas tienen mayor número de parches con respecto a los de uso, que comprenden grandes áreas casi continuas. En referencia la media del área ocupada por cada unidad (MPS) se encontraron valores bastante semejantes, con

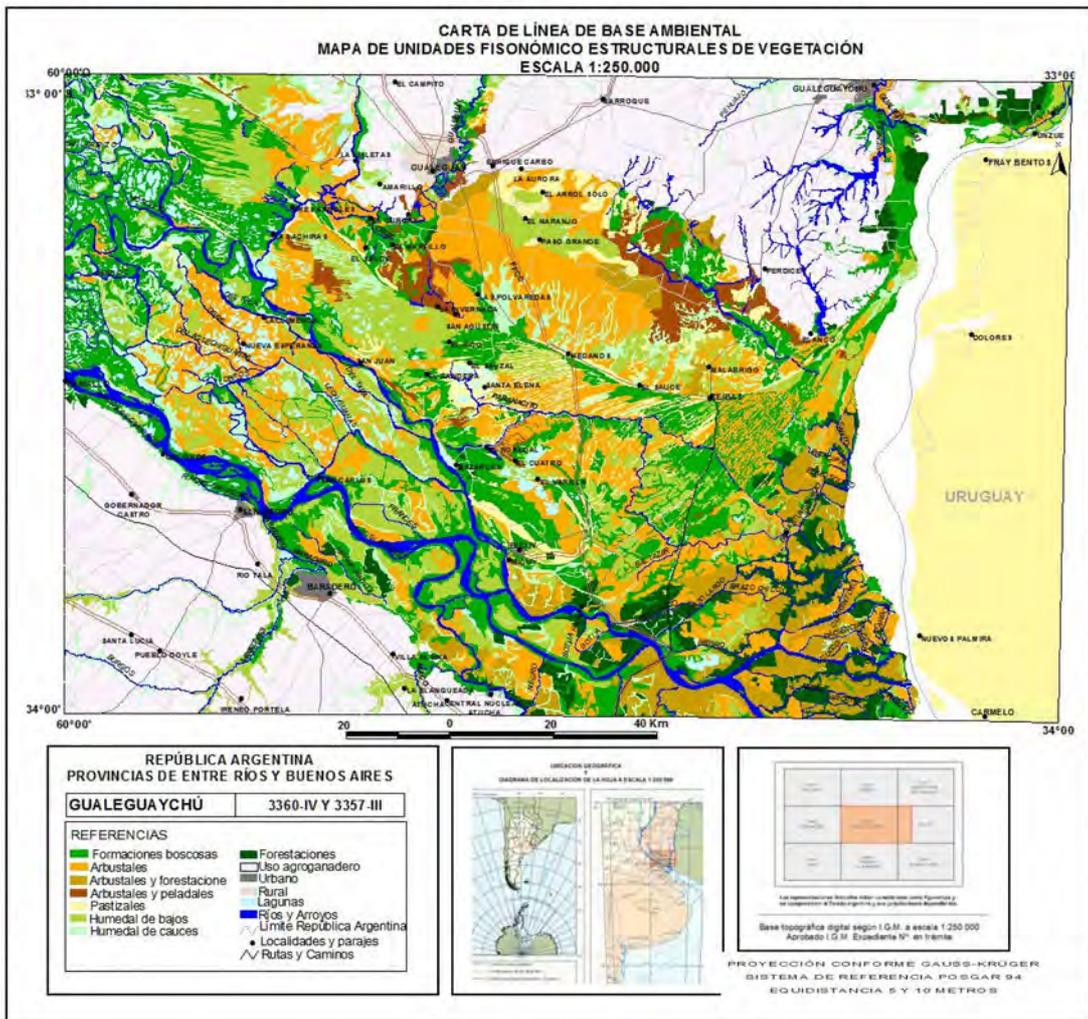


Figura 1: Mapa de unidades fisionómicas (A) y tabla de especies relevadas (B)

Especie *	1	2	3	4
<i>Pistia stratiotes</i>				x
<i>Sagittaria montevidensis</i>				x
<i>Eryngium sparganoides</i> , E. nudicaule			x	
<i>Hydrocotyle bonariensis</i>				x
<i>Baccharis dracunculifolia</i> , B. medulosa		x	x	
<i>Eclipta prostrata</i>				x
<i>Eupatorium hecatanthum</i>				
<i>Tessaria integrifolia</i>	x	x	x	
<i>Viguiera anclusaeifolia</i>				x
<i>Nymphoides indica</i>				x
<i>Alternanthera philoxeroides</i>				x
<i>Rhaphis lumbrioides</i>				x
<i>Cereus aethiops</i>	x	x		
<i>Opuntia elata</i>				x
<i>Schaefferia argentinensis</i>	x	x		
<i>Muehlenbeckia sagittifolia</i>	x			x
<i>Polygonum acuminatum</i>	x	x		
<i>Phytolacca dioica</i>	x	x		
<i>Rivina humilis</i>	x			
<i>Eichhornia azurea</i>				x
<i>Cayaponia podantha</i>	x	x		
<i>Commelina erecta</i>	x	x	x	
<i>Lonicera japonica</i>	x			
<i>Myrsine laetevirens</i>	x			
<i>Pouteria salicifolia</i>	x			
<i>Albizia inundata</i>				x
<i>Acacia caven</i>		x	x	
<i>Acacia bonariensis</i>	x	x	x	
<i>Acacia visco</i>	x			
<i>Adesmia incana</i>				x
<i>Aeschynomene montevidensis</i> , A. rudis		x	x	
<i>Caesalpinia gilliesii</i>	x			
<i>Cathartium polyanthum</i>	x			
<i>Desmodium incanum</i>				x
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	x			
<i>Erythrina crista-galli</i>	x	x	x	
<i>Goffroea decorticans</i>	x	x	x	
<i>Gleditsia triacanthos</i>	x			
<i>Mimosa pigra</i>	x			
<i>Parkinsonia aculeata</i>	x	x		
<i>Prosopis alba</i>	x	x		
<i>Prosopis nigra</i>	x	x		
<i>Senna corymbosa</i>	x	x		
<i>Sesbania punicea</i>	x		x	
<i>Sesbania virgata</i>	x	x		
<i>Vigna caracalla</i>	x	x		
<i>Dicliptera tweediana</i>	x			x
<i>Funastrum clausum</i>				x
<i>Morrenia brachystephana</i>	x			
<i>Cephalanthus glabratus</i>	x			
<i>Marrubium vulgare</i>	x	x	x	

*1: F. Boscosa; 2: Arbustales; 3: pastizales; 4: humedales

variaciones entre 835 y 150ha, a excepción del uso ganadero, donde se registró un valor que lo supera por un orden de magnitud (11.636 ha.). Con respecto a los valores de TE (perímetro de los parches), expresados en Km, las unidades de vegetación nativa presentaron valores mucho más elevados, indicando una mayor complejidad en las formas con respecto a las unidades de uso.

Tabla 1: Métricas a nivel de clase. NumP: número de parches, Ca: área (ha), MPS: Media del parche (ha); TE: Perímetro (km).

Coberturas	NumP	Ca	MPS	TE
------------	------	----	-----	----

F. Boscosa	377	2713.3	7.19	10496
Arbustal	485	2489.9	5.13	8212
Ar. y Forest.	96	799.1	8.32	1786
Ar. y Pelad.	57	365.5	6.41	1191
Pastizales	399	594.6	1.49	3965
Hum. Bajos	656	2033.5	3.09	6976
Hum. Cauces	456	1156.2	2.53	7389
Forestaciones	134	569.1	424.7	1670
Agro-ganad	34	3956.5	11636	3124

Los resultados obtenidos ponen en evidencia la progresiva pérdida de naturalidad en las comunidades del Delta a través del reemplazo de coberturas nativas por unidades de uso. La información relevada en las cartas de unidades fisonómico estructurales de vegetación, integradas en un GIS, permiten contar con información de base para analizar la evolución ambiental del territorio.

Referencias

Brinson, M. M. 1993. Changes in the functioning of wetlands along environmental gradients. *Wetlands* 13 (2), 65-74.

Burkart, A. 1957. Ojeada sinóptica sobre la vegetación del Delta del Río Paraná. *Darwiniana*, 11 (3), 457-561

Burkart, A., Bárbaro, N., Sánchez, R., Gómez, D. 1999. Eco-regiones de la Argentina. Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable, Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires, Argentina.

Codignotto, J.O., Medina, R.A. 2011. Evolución geomorfológica del delta del Paraná. En: Quintana, R., Villar, M., Astrada, E., Saccone, P., Malzof, S. (eds.) *El Patrimonio natural y cultural del Bajo Delta Insular. Bases para su conservación y uso sostenible*. Ed. Aprelenda, Bs As. Cap. 5, 66-75.

Giacosa, B., Wagner, M., Voglino, D., Argoglio, A., Liotta, J. 2002. Área Protegida Barranca Norte. Fundación Arturo Figueroa Salas. Fundación Arturo Figueroa Salas; 43 pp.

Kalesnik, F., Valles, L., Quintana, R., Aceñolaza, P. 2008. Parches Relictuales de Selva en Galería (Monte Blanco) en la región del Bajo Delta del Río Paraná. *Temas de la Biodiversidad del Litoral III*. Aceñolaza, E.G. (Coordinador – Editor). INSUGEO, Miscelánea, 17. <http://www.researchgate.net>. Consultado en marzo de 2014.

Kandus, P. 1997. Análisis de Patrones de vegetación a escala regional en el Bajo Delta del Río

- Paraná (Argentina). Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires.
- Kandus, P., A. I. Malvárez, y N. Madanes. 2003. Estudio de las comunidades de plantas herbáceas de las islas Bonaerenses del Bajo Delta del río Paraná. *Darwiniana* 41, 1-4.
- Kandus, P., Morandeira, N., Schivo, F. (eds). 2010. Bienes y servicios ecosistémicos de los humedales del delta del Paraná. Fundación Humedales / Wetlands International. Buenos Aires, Argentina. 32 p.
- Kandus, P., Quintana, R. D., Bó, R. F., 2006. Patrones de paisaje y biodiversidad del Bajo Delta del Río Paraná. Mapa de ambientes. Primera Edición. Grupo de Investigaciones en Ecología de Humedales (GIEH), Dpto. De Ecología, Genética y Evolución, fceyn, UBA. Ediciones. Pablo Casamajor, Buenos Aires. 48 pp.
- Malvárez, A. I. 1987. Informe: Delta. Medio natural regional. En: Planificación de áreas protegidas. Documentos de trabajo. Convenio APN-CFI. Volumen 10. 29 pp.
- Malvárez, A. I. 1993. El Delta del río Paraná como región ecológica. En: Iriondo, M. (ed) *El Holoceno en la Argentina*. Vol. 2.: 81-93. CADINQUA (INQUA-AGA-CONICET) Paraná.
- Malvárez, A. I. 1997. Las comunidades vegetales del Delta del Río Paraná. Su relación con factores ambientales y patrones de paisaje. Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires. Argentina.
- Malvárez, A. I. 1999. El Delta del Río Paraná como mosaico de humedales. En Malvárez, A.I. (Ed.): *Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica*: 35-54. Oficina Regional de Ciencia y Técnica para América Latina y el Caribe (orcyt) MAB/UNESCO. Montevideo, Uruguay
- Morello, J. H. 1949. Las comunidades vegetales de las islas cercanas al puerto de Rosario. Tesis del Museo de La Plata No 133. La Plata.
- Voglino, D., Herrera, R., Maugeri, G. 2001. Descripción Biológica y Ambiental del Parque Regional, Florestal y Botánico "Rafael de Aguiar", de San Nicolás Pcia. De Buenos Aires. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. La Plata.

Grado de invasión de especies leñosas en selva de Yungas

Ferreira Silvia¹ y Orce Hugo²

¹Universidad Nacional de Salta. Facultad de Ciencias Naturales. Cátedra Manejo de Cuencas Hidrográficas.

²Consejo de Investigación. Av. Bolivia 5150, 4400 Salta, Argentina.

Mail de contacto: silferreira1@gmail.com

RESUMEN

Algunas áreas de la Selva Montana de Yungas en San Lorenzo (Salta) han sido invadidas por especies leñosas exóticas. Se determinó el grado de invasión mediante la abundancia relativa (AR) del bosque y de la regeneración en cuatro sectores diferenciados por la composición florística y presencia de exóticas. *Gleditsia triacanthos* es la principal invasora del bosque maduro (sectores B, C y D) con grado de invasión que va desde severo a extremadamente crítico, siendo extremadamente crítico en los Sectores C y D de la regeneración e incipiente en el sector A debido a la dispersión que realiza el ganado vacuno. *Ligustrum sinense* predomina como invasora en la regeneración en sectores B y C, siendo el grado de invasión extremadamente crítico, mientras que es incipiente en el bosque maduro. *L. lucidum* presenta invasión severa (Sectores B y D) del estrato arbóreo y extremadamente crítica en los mismos sectores de la regeneración.

Palabras claves: bosque maduro, regeneración, exóticas.

ABSTRACT

Some areas of the Montana Jungle of Yungas in San Lorenzo (Salta) have been invaded by adventive woody species. The degree of invasion was determined by the relative abundance (RA) in the forest composition and the tree regeneration in four areas differentiated by the floristic composition and the presence of the exotic species. *Gleditsia triacanthos* is the main invasive species of mature forest (areas B, C and D) with a great range of invasion from severe to extremely critical, being extremely critical in areas C and D where regeneration is quite abundant, while is incipient in area A due to dispersion by the cattle. *Ligustrum sinense* predominates as an invader due to its regeneration in areas B and C, due to its degree of invasion extremely critical, while it is incipient in the mature forest. *L. lucidum* presented severe invasion (areas B and D) of the mature stratum and extremely critical in the same areas in the regeneration.

Keywords: mature forest, regeneration, exotics.

Introducción

La vegetación de San Lorenzo (Salta) corresponde a la provincia fitogeográfica de las Yungas o Selva Tucumano-Oranense (Cabrerá, 1976) y se encuentra en relieve montañoso, de laderas escarpadas (pendientes mayores al 70 %), ubicada en las Sierras de Lesser. El área es una cuenca productora de agua potable y en ella se desarrolla ganadería extensiva y de cría, turismo y la recreación. Los bosques fueron aprovechados en el pasado,

extrayéndose las especies maderables valiosas.

El objetivo fue determinar el grado de invasión mediante la abundancia relativa (AR) de la vegetación arbórea y la regeneración en cuatro áreas diferenciadas por la composición florística y presencia de especies arbóreas exóticas en Selva Montana. Se usó la abundancia relativa debido a que es un buen indicador para establecer los grados de invasión que describe la composición cuantitativa de

una comunidad y permite comparar valores obtenidos para la vegetación arbórea con los de regeneración natural para las distintas comunidades estudiadas.

Materiales y Métodos

El área de estudio se ubica a 14 km al oeste de la ciudad de Salta y ocupa una superficie aproximada de 10 km² en el municipio de San Lorenzo, provincia de Salta.

Se realizó un muestreo exploratorio, donde se identificaron cuatro sectores con características florísticas distintivas y presencia de especies exóticas en función de la exposición, pendientes y altitud entre los 1.350 y 1.550 m.s.n.m. Luego, se efectuaron muestreos aleatorios de la vegetación arbórea en parcelas de diámetro variable (K=1) por medio de Relascopio de Bitterlich, siendo la distancia entre parcelas de 50 metros. Se registraron las especies de los árboles maduros, determinando riqueza y abundancia total y relativa de especies arbóreas, mayores a 10 cm de DAP (diámetro de altura al pecho) en los sectores estudiados. Asimismo en cada sector, se efectuaron muestreos aleatorios de la regeneración natural en parcelas circulares de 2 m de diámetro, donde se registraron los renovales de plantas nativas y exóticas provenientes de rebrotes de tallo, renuevos de raíz y/o semillas (brinzales) menores de 10 cm de DAP. Se estableció el Grado de Invasión según la Abundancia relativa propuesto por Ferreira y Orce (2002) en cada uno de los sectores (Tabla 1).

Tabla 1. Grado de Invasión de leñosas en Yungas

Abundancia Relativa (%)	Grado de Invasión
< 1	Sin invasión
1-5	Incipiente
5-10	Moderada
10-20	Grave
20-40	Severa
40-50	Crítica
>50	Extremadamente crítica

Fuente: Ferreira y Ferreira (2002)

Esta calificación tiene como meta caracterizar los sectores estudiados y priorizar los sectores más críticos en San Lorenzo, a fin de efectuar una planificación para el control de las especies invasoras.

Resultados y Discusión

Según Ferreira y Orce (2002, 2004) la Selva Montana de Yungas en San Lorenzo (Salta) consiste en un bosque maduro, donde el estrato superior está formado por árboles de gran porte como *Ocotea porphyria* (Griseb.) van der Werff (laurel de la falda), *Juglans australis* Griseb. (nogal criollo), *Cedrella saltensis* Zapater & del Castillo (cedro coya), *Blepharocalyx salicifolius* (Kunth) O. Berg (palo barroso o horco molle), *Parapitadenia excelsa* (Griseb.) Burkart (horco cebil), *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan var. *colubrina* (cebil colorado), *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong (pacará u oreja de negro), *Myrsine laetevirens* (Mez) Arechav. (palo San Antonio), *Tipuana tipu* (Benth.) Kuntze (tipa blanca), *Myrcianthes pseudomato* (D. Legrand) McVaugh (pseudomato), *Jacaranda mimosifolia* D. Don (jacarandá) y *Erythrina falcata* Benth. (seibo). Un segundo estrato está formado por *Tecoma stans* (L.) Juss. ex Kunth (guarán), *Celtis chichape* (Wedd.) Miq. (tala), *Allophylus edulis* (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.) Hieron. ex Niederl. (chal chal), *Alnus acuminata* Kunth (aliso), *Zanthoxylum coco* Gillies ex Hook. f. & Arn. (cochucho) y *Prunus tucumanensis* Lillo (palo luz).

De acuerdo con Ferreira y Orce (2002 y 2004) las especies leñosas exóticas registradas fueron: *Gleditsia triacanthos* L. (espinaca corona), *Ligustrum lucidum* Ait. (sereno o ligustro), *L. sinensis* Lour. (ligustrina), *Morus alba* L. (mora blanca), *Piracantha angustifolia* (Franch.) Schneid. (crataegus). Otras especies exóticas no invasoras observadas en la selva son *Ficus carica* L. (higuera), *Persea americana* Mill. (palta), *Populus alba* L. (álamo), *Manilkara huberi* (Ducke) Standl. (níspero), *Prunus domestica* L. (ciruelo) y *Araucaria* sp. (araucaria). Todas ellas se cul-

tivaron desde comienzo de siglo XX en jardines y parques e invadieron la selva posteriormente. Estas plantas presentan abundante fructificación y semillas, que son dispersadas por el ganado vacuno (*G. triacanthos*) y las aves de la zona (*L. lucidum*, *L. sinensis* y *P. angustifolia*).

En el Sector A se registraron 112 individuos, con una riqueza de 11 especies medidos en 7 parcelas, caracterizada por el predominio de especies nativas: *O. porphyria*, *J. australis* y *B. salicifolius*, que representan el 80 % de las leñosas. Se aprecia una ausencia de leñosas de madera valiosa. No presenta invasión de árboles maduros y está presente *M. alba*, posiblemente en un antiguo puesto (tabla 2).

Tabla 2. Grado de Invasión de leñosas en 4 sectores del bosque maduro

Sectores	Invasión
A	Sin invasión
B	Invasión severa de <i>L. lucidum</i> (AR>40%), moderada para <i>G. triacanthos</i> (AR 10%) e incipiente de <i>M. alba</i> (AR 4%)
C	Invasión extremadamente crítica de <i>G. triacanthos</i> (AR>58%)
D	Invasión severa de <i>P. angustifolia</i> y <i>L. lucidum</i> AR > 20 %, moderada de <i>G. triacanthos</i> (AR7,5 %) e incipiente de <i>L. sinense</i> (AR< 5 %).

En la regeneración se registraron 319 plántulas originadas de semillas y rebrote, con una riqueza de 16 especies, 13 renovales nativos y 3 especies exóticas: *G. triacanthos*, *L. lucidum* y *L. sinense*, que en su conjunto no superan el 5 % de AR en toda la muestra (14 parcelas), Tabla 3. El grado de invasión es incipiente invasión (AR 1 %) de *G. triacanthos* en la regeneración, Tabla 4. Las aves silvestres son los principales dispersores de *L. lucidum* y *L. sinense*, dado que se alimentan de sus frutos en invierno (Ferreira y Orce, 2002).

Tabla 3. Abundancia relativa (%) de la regeneración en 4 sectores de la selva

Especies invasoras	Abundancia relativa (%)			
	Sector A	Sector B	Sector C	Sector D
<i>L. sinense</i>	0,31	67,18		2,01
<i>L. lucidum</i>	0,63	27,38		81,69
<i>G. triacanthos</i>	3,76	0,17	85,38	3,57
Abund. total	319	5768	520	1147
A R % exóticas	4,7	95	85	88
AR% nativas	95	5	15	12

Tabla 4. Grado de Invasión en la regeneración en 4 sectores de la selva

Sectores	Invasión
A	Incipiente invasión (AR< 1%) de <i>G. triacanthos</i>
B	Invasión extremadamente crítica <i>L. sinense</i> (AR 67%) y <i>L. lucidum</i> (AR 27%)
C	Invasión extremadamente crítica de <i>G. triacanthos</i> (AR >85%),
D	Extremadamente crítica para <i>L. lucidum</i> (AR>85%), e incipiente para <i>G. triacanthos</i> y <i>L. sinense</i> (AR< 5 %)



Fig. 1. Brinzales de *L. lucidum* y *L. sinense* (Sector B).

El Sector B se registraron 69 árboles, con una Riqueza de 14 especies, siendo 5 de ellas exóticas; presenta invasión severa de *L. lucidum* (AR 40 %), moderada para *G. triacanthos* (AR 10 %) e incipiente de *M. alba* (AR 4 %). Las especies más abundantes son: *L. lucidum*, *B. salicifolius* y *O. porphyria*, que representan el 61 %. También están presentes *L. sinense* y *G. robusta*. En la regeneración se registraron 5768 plántulas, con una riqueza de 12 especies, 8 renovales nativos y 4 especies exóticas: *L. sinense*, *G. triacanthos*, *L.*

lucidum y *M. alba*. La regeneración está dominada por *L. sinense* (AR 67 %), *L. lucidum* (AR 27%), Tabla 3, siendo extremadamente crítica para ambas especies, Tabla 4.



Fig. 2. Renuevo de *G. triacanthos* en Sector C.

Fig. 3. Frutos de *P. angustifolia* en Sector B.

En el Sector C se registraron 68 individuos, con una Riqueza de 10 especies, siendo sólo una exótica invasiva. El grado de invasión es extremadamente crítica para *G. triacanthos* (AR>58 %) en el estrato arbóreo. Las especies más abundantes son *G. triacanthos*, *J. australis* y *C. chichape*. En la regeneración se registraron 520 plántulas, con una riqueza de 8 especies, siendo 1 exótica: *G. triacanthos* que es la más abundante (AR >85 %), Tabla 3. El grado de invasión es extremadamente crítico, Tabla 4.

En el Sector D se registraron 53 ejemplares, con una Riqueza de 13 especies, siendo 5 exóticas. *P. angustifolia* y *L. lucidum* superan el 20 % AR c/u, y entre ambas representan el 43 % del total de los árboles medidos. El grado de invasión es severo y presenta una invasión moderada de *G. triacanthos* (AR 7,5 %) e incipiente invasión de *L. sinense* (AR < 5 %). Las especies más abundantes son *G. triacanthos*, *P. angustifolia* y *T. tipu*. Están presentes también *M. alba* y *P. angustifolia*. En la regeneración se registraron 1147 plántulas, con una riqueza de 15 especies, siendo 5 las especies exóticas. Están presentes también *L. sinense*, *L. lucidum* y *M. alba*. Todas

ellas representan el 88 % de las plántulas, Tabla 3. Presenta una situación extremadamente crítica para *L. lucidum* (AR>85%), e invasión incipiente para *G. triacanthos* y *L. sinense* (AR < 5 %), Tabla 4.

Conclusiones

La situación en este bosque es alarmante o crítica, tanto en el estrato maduro y especialmente en la regeneración natural. Sólo en el sector B se registraron 3875 renovales de *L. sinense* y 1579 de *L. lucidum*, que en conjunto representa el 94 % de los renovales observados. *G. triacanthos* es la invasora dominante en la regeneración del sector C, representa el 85 %. *P. angustifolia* no es una invasora relevante en la regeneración, dado que las semillas tardan años en germinar. Podría transformarse en un problema en el futuro.

Referencias

- Cabrera, A. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. Enciclopedia Agricultura y Jardinería, 2º ed. Tomo II. Editorial ACME.
- Ferreira S. E., Orce, H. A. 2002. Comparación de dos ambientes de selva montana en la Quebrada de San Lorenzo (Salta, Argentina). Actas XIX Jornadas Científicas. Asociación de Biología de Tucumán, 263-269.
- Ferreira S. E., Orce, H.A. 2002. Composición de especies arbóreas en la quebrada de San Lorenzo (Salta, Argentina). Actas III Reunión Regional de Selvas de Montaña, S.S.de Jujuy.
- Ferreira S., Orce, H. 2004. Diversidad y composición del estrato arbóreo de selva en San Lorenzo (Salta, Argentina). Actas II Congreso Iberoamericano Ambiente y Calidad de Vida, Catamarca.

Distribución del arbusto nativo *Baccharis dracunculifolia* ssp *tandilensis* y su relación con cambios en el paisaje, suelos y condiciones de germinación

Rosa Lourdes Scaramuzzino¹, Vilma Teresa Manfreda¹, Maria Luciana Alcaraz, Bruno Lara^{1,2}, Marcelo Luciano Gandini^{1,3}.

¹ Facultad de Agronomía. UNCPBA. República de Italia 780, Azul, Buenos Aires, Argentina. 2. CONICET, Argentina 3. CICPBA.

Mail de contacto: mgandini@faa.unicen.edu.ar

RESUMEN

Hasta hace algunos años el área de distribución del arbusto *Baccharis dracunculifolia* subsp. *tandilensis* estaba restringida al sistema serrano de Tandilia. Sin embargo, han sido observados ejemplares aislados o arbustales incipientes en áreas de llanura generalmente ocupando corredores (rutas, caminos vecinales, vías férreas) y en algunos casos en pastizales. Para comprobar si el tipo de suelo puede ser una limitante a su expansión se superpusieron los vectores puntuales georreferenciados de localización, con las cartas de suelo INTA 1:500000 y 1:50000. A estas escalas no se observó una asociación clara entre el suelo y la distribución. Como la ubicación de los arbustos en los corredores corresponde generalmente a sitios disturbados se supuso que su germinación requería luz. Se verificó que la germinación se acelera con la temperatura y es dependiente de la luz por lo que, el manejo antrópico y la consiguiente creación de sitios favorables facilitarían la expansión de este arbusto.

Palabras claves: *Baccharis dracunculifolia* subsp. *tandilensis*, germinación, suelos.

ABSTRACT

Until few years ago the distribution of the shrub *Baccharis dracunculifolia* subsp. *Tandilensis* was restricted to the Tandilia hills system. However, incipient isolated specimens have been observed in flat areas generally occupying corridors with some type of disturbance (roads, railways) and in some cases in pasture lands. In order to verify if the type of soil can be a limiting environmental condition to its expansion, the georeferenced point location vectors were superimposed, with the INTA 1: 500000 and 1: 50000 soil charts. At these scales there was no visible association between soil and distribution. As the location of the shrubs in the corridors and pastures generally match with disturbed sites it was assumed that their germination required light. It was verified that the germination velocity increases with the temperature and is light dependent. This results support the hypothesis that the antropic management and the consequent creation of favorable sites by disturbance would favor the expansion of this shrub.

Keywords: *Baccharis dracunculifolia* subsp. *tandilensis*, germination, soils

Introducción

Baccharis dracunculifolia DC subsp. *tandilensis* (Speg.) Giuliano es un arbusto perteneciente a la familia Asteraceae. Hasta hace algunos años su área de distribución estaba restringida al sistema serrano de Tandilia (Buenos Aires, Argentina) (Crisci *et al.*, 2001), en afloramientos rocosos, grietas in-

terbloques y pajonales serranos (Frangi, 1975). Sin embargo, han sido observados, con presencia cada vez más frecuente, ejemplares aislados o arbustales incipientes ocupando pequeñas áreas en ambientes de llanura hacia el norte y el sur del sistema de Tandilia, llegando hasta la costa atlántica (8 msnm), generalmente en corredores (en las

proximidades de rutas, caminos vecinales, vías férreas) y en algunos casos en pastizales, por lo que su presencia modificó la fisonomía del paisaje en las adyacencias del Sistema de Tandilia (Scaramuzzino *et al.*, 2015). Su actual distribución puede estar relacionada con factores ambientales, pero es posible que exista algún efecto de manejo antrópico (movimientos de suelo o cortes periódicos de pasto) u otros disturbios que, independientemente del ambiente, favorezcan la expansión de esta especie. El requerimiento de luz para germinar, como elemento subyacente a la hipótesis antes expuesta, es apoyado parcialmente por la información disponible (Gomes y Fernandes, 2002). Los objetivos de este trabajo son, por un lado, analizar algunos factores ambientales que determinarían la expansión de la distribución de este arbusto: ¿está relacionado con el suelo? ¿el tipo de suelo puede ser una limitante a su expansión en las áreas de llanura?, ¿las cartas de suelo INTA 1:500000 y 1:50000 aportan la información necesaria?. Por otro lado, analizar requerimientos ambientales de la germinación correspondientes con la ubicación de los arbustos con sitios disturbados por maquinaria o sujetos a incendios: ¿la germinación de esta especie requiere luz? De comprobarse ¿es este requerimiento independiente de la temperatura?

Materiales y Métodos

El área de estudio se ubica en la provincia de Buenos Aires, Argentina (Sistema de Tandilia y áreas adyacentes).

Para comprobar si el tipo de suelo puede ser una limitante a la expansión de la especie en las áreas de llanura se superpusieron en QGIS las capas GoogleEarth, los vectores puntuales georreferenciados de localización de individuos aislados y en grupos, con las cartas digitalizadas de suelo INTA 1:500000 (fig. 1) y 1:50000 (Ejemplo de uno de éstos casos se muestra en la fig. 2). Para poner a prueba la hipótesis de que la germinación depende de la luz, se efectuaron ensayos de germinación en el rango de 7 a 33 °C de temperatura y presencia o no de luz. La siembra

se realizó en cajas de petri sobre papel humedecido con agua, ubicadas en cajas termostáticas y en cámaras de cultivo. En el tratamiento con luz (L) se empleó luz blanca durante 16 horas, mientras que en el caso del tratamiento de oscuridad (O) la siembra se realizó bajo luz verde y los baños termostáticos se cubrieron con plástico negro. Los recuentos de germinación comenzaron a los dos días en el tratamiento L y fueron continuados hasta que se consideró que llegaron a la máxima germinación (TFinal), salvo en el caso de 33 °C que se lo dio por concluido a las 864 horas. Finalmente los aquenios fueron analizados y clasificados según las siguientes categorías: vacíos (V), germinados (G), con semilla firme y viva (F) o con semilla blanda o muerta (M). Los porcentajes de germinación y de semillas F y M se realizaron sobre cuatro muestras descontando del total los aquenios vacíos. Los porcentajes fueron comparados mediante un ANOVA y con la prueba de Tuckey.

Resultados y discusión

Suelos

Se ubicaron las localizaciones en campo de *Baccharis dracunculifolia* subsp. *Tandilensis* en cartas de suelos INTA 1:500000 y 1:50000.

Carta de suelos 1:500000

Se seleccionaron tres localizaciones para verificar si la carta suelos INTA 1:500000 permitía relacionar la distribución de la especie en la llanura con los suelos (Tabla 1)

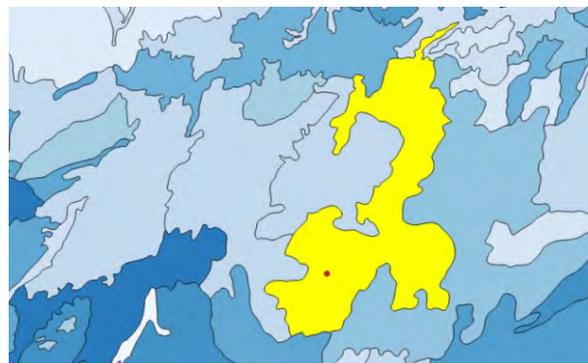


Fig. 1. Superposición de vector puntual localización Azul-Rauch $36^{\circ}49'39''S$; $59^{\circ}27'37''O$ con carta de suelos digitalizada 1:500000

La carta de suelos 1:500000 tiene un potencial informativo bajo, muy general, y las unidades cartográficas no son lo suficientemente homogéneas. Los levantamientos son de reconocimiento, brinda una primera apreciación. A esta escala las localizaciones correspondieron a diferentes tipos de suelo de los órdenes Molisoles y Entisoles, lo que permitió una caracterización general del área, pero no se observó una asociación clara entre el suelo y la distribución de la especie.

Tabla 1. Suelos 1:500000 en localizaciones de *Baccharis dracunculifolia* ssp. *tandilensis* en ambientes de llanura. PI: Molisoles (Natracuoles, Natracuol típico); C (cubetas): Alfisoles (Natracuales, Natracualf típico) DU: Entisoles (Udipsamientos y Cuarcipsamientos);

Localización	georeferenciación	altitud	suelos
Azul-Rauch	$36^{\circ}49'39''S$; $59^{\circ}27'03''O$	118	PI (planos inundables). C (cubetas)
Las Armas - Mardariaga	$37^{\circ}06'22''S$; $57^{\circ}49'30''O$	18	Hapludoles, Natracuoles y Natralboles
Pinamar	$36^{\circ}50'05''S$; $56^{\circ}42'30''O$	11	DU (dunas) PI (planos inundables)

Carta de suelos 1:50000

Para verificar si es posible relacionar la presencia de *B. tandilensis* en el paisaje con un tipo de suelo, se eligió un área de la Pampa Deprimida, en la llanura de inundación del Arroyo de los Huesos (partidos de Azul y Rauch), hoja La Isabelita 3760-17-1 (fig. 2).

La unidad cartográfica donde se ubica la ventana de estudio es el complejo Chelforó, ubicado en las depresiones del paisaje.

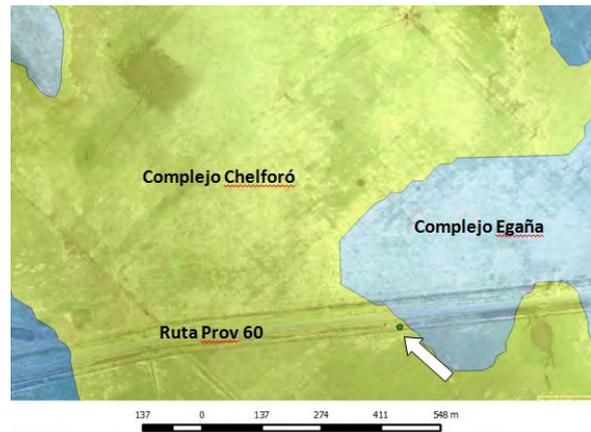


Fig. 2. Superposición de Google Earth con carta de suelos digitalizada 1:50000 hoja La Isabelita 3760-17-1. La flecha indica la ubicación de un punto conflictivo en el borde de la ruta provincial 60.

En este caso la unidad de paisaje contiene un 40 % de la serie Chelforó (Natracuualf Vértico), un 40 % de la serie General Guido (Natracuol Típico) y un 20 % de la serie Tandileofú (Natracuualf Mólico).

Al no poder mapearse las series por separado, no se puede asegurar a partir de esta información en qué serie se estableció *Baccharis dracunculifolia* subsp. *Tandilensis* y por lo tanto tampoco se pueden utilizar los datos de los perfiles y analíticos que se detallan en la carta de suelos para las series para extraer conclusiones sobre la relación entre la especie y características del suelo, incluso podrían haber inclusiones (suelos no mapeados; Rossiter, 2004) donde esta especie podría haberse establecido, dada la pequeña área ocupada por los escasos ejemplares.

Por otra parte, en los mapas se observa que el área de muestreo se encuentra cercana al límite con la unidad Egaña, ubicada en los relieves positivos del paisaje. Este complejo está constituido por serie Egaña (Argiudol Típico; 30 %), serie Cacharí (Hapludol Taptó Nátrico) (30 %), serie Rauch (Natrudol Típico) (30 %).

De acuerdo con la carta de suelos INTA 1:50000 se podría observar que *Baccharis dracunculifolia* ssp. *tandilensis* se encuentra ubicado en el complejo Chelforó, o sea que

los suelos en los que se ha establecido presentan horizonte nátrico, ya que son suelos del gran grupo Natracuol y Natracualf, (con horizonte nátrico). La posibilidad de inclusiones en el complejo Chelforó, así como la posibilidad de errores en los límites entre las unidades cartográficas Chelforó y Egaña, incorporan incertidumbre que puede disminuirse con estudios de mayor detalle.

Germinación

En el tratamiento de oscuridad no se registró germinación en ninguna temperatura, mostrando un requerimiento absoluto de iluminación independiente de la temperatura aplicada. Por otro lado, la germinación con luz mostró efectos significativos de la temperatura ($\alpha < 0.0001$, Tabla 2). A 20 °C se registró el mayor porcentaje de germinación, mientras que 33°C mostró ser inhibitoria para la germinación, generando una condición de quiescencia evidenciada por el alto número de semillas vivas (%F) al final del ensayo (Tabla 2). Estos resultados apoyan la hipótesis de favorecerse la presencia de los arbustos en sitios bajo disturbio, cumplimentando el requerimiento de luz para la germinación. Por otro lado, es de destacar que el requerimiento estricto de luz no coincide con la respuesta encontrada por Gomes y Fernandes (2002) para los aquenios de esta especie obtenidos en el Departamento de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brasil.

Tabla 2. Porcentajes de germinación (%G), de semillas firme y viva (%F), y semillas blanda o muerta (%M) al final del ensayo. Las medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

Temp. (°C)	Tfinal (horas)	%G	%F	%M
7	1466	75,15 a	11,5 a	13,3 a
13	474	78,55 ab	7,4 a	14,0 a
20	188	90,39 b	4,1 a	5,5 a
33	864	0,00 c	82,4 b	17,6 a

Conclusiones

En el presente trabajo se han analizado las relaciones entre la distribución de *Baccharis dracunculifolia* ssp *tandilensis* en la llanura en cuanto a suelos y condiciones y requerimientos para la germinación.

En cuanto a las cartas de suelos a las dos escalas de trabajo, no se puede identificar un tipo al que responda la distribución de *Baccharis dracunculifolia* subsp. *Tandi-lensis*, se debería contar con mapas a escala más detallada para poder detectar una relación con el tipo de suelo. Las cartas de suelos disponibles no brindan información a escala suficiente para poder relacionar el establecimiento de estos arbustos con el tipo de suelo. Por otro lado, la germinación favorecida por disturbios y mediada por un requerimiento lumínico es apoyada por nuestros resultados como mecanismo de expansión para las semillas de la población local.

Referencias

- Crisci, J.V., Freire, S., Sancho, G., Katinas, L. 2001. Historical biogeography of the Asteraceae from Tandilia and Ventania mountain ranges (Buenos Aires, Argentina). *Caldasia* 23(1), 21-41.
- Frangi, J.L. 1975. Sinopsis de las comunidades vegetales y el medio de las sierras de Tandil (Provincia de Buenos Aires). *Boletín Sociedad Argentina Botánica* 15(4), 293-319.
- Gomes, V., Fernandes, G.W. 2002. Germinação de aquênios de *Baccharis dracunculifolia* D.C. (Asteraceae). *Acta Botanicaasilica* 16(4), 421-427.
- Rossiter, D. 2004. Metodologías para el levantamiento del recurso suelo. (Traducido y adaptado al español por R. Vargas Rojas). CLAS-UMSS-ITC. Cochabamba.
- Scaramuzzino, R., Gandini, M., Lara, B., Bardi, J., D'Alfonso, C. 2015. Distribución del arbusto *Baccharis dracunculifolia* subsp. *tandilensis* en la provincia de Buenos Aires: cambios en la preferencia de hábitat y su incidencia sobre el paisaje. II Congreso Argentino Ecología de Paisajes, Azul, 258-260.

Una ficha electrónica para el relevamiento de ambientes, con el software *Memento database*

Marcelo Javier Rodríguez¹; Guido Lorenz¹; Marta Evelia Izzo¹

¹ Instituto de Silvicultura y Manejo de Bosques, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Santiago del Estero, Av. Belgrano (S) 1912; C.P. 4200 Santiago del Estero, Argentina.

Mail de contacto: mjrodriguez.juy@gmail.com

RESUMEN

Este trabajo busca generar una ficha electrónica de relevamiento de datos a campo, para dispositivos móviles, como tabletas y teléfonos inteligentes, en el marco de un proyecto sobre servicios ecosistémicos. Se eligió la aplicación *Memento database*, un sistema de base de datos relacionales flexible y adaptable. El software permite (i) crear bibliotecas personalizadas de acuerdo con el requerimiento de cada usuario, y (ii) diseñar una interfaz amigable de entrada de datos. Usando esta aplicación, se generó una base de registros de sitio, con datos de suelo, vegetación, uso de la tierra, acompañados con fotografías (cámara del dispositivo) y coordenadas geográficas (sensor GPS). El ingreso de información se basa principalmente en opciones predefinidas, a través de tablas de búsqueda, con uso mínimo de teclado. Los datos se sincronizan con una hoja de cálculo y una carpeta de imágenes en Google Drive. Ofrece una nueva opción frente a los métodos tradicionales de inventario.

Palabras claves: inventario; database; información ambiental, descripción de sitio

ABSTRACT

This work aims to create an electronic form sheet for field work registries, to be used with mobile devices, such as tablets or smart phones, in the framework of an investigation project about ecosystem services. The application *Memento database* was chosen, a flexible and adaptable relational database system. This software allows (i) to create custom libraries according to the user's needs and (ii) to design a user-friendly interface for data entry. Based on this application, a database of site characteristics was created, with observational parameters of soil, vegetation and land-use, together with photographs (device's camera) and geographic coordinates (GPS sensor). Information entries are based primarily on predefined options in lookup-tables, minimizing keyboard use. The data may be synchronized with a spreadsheet and image folder on Google Drive. It offers a new option compared to traditional methods of inventories.

Keywords: inventory, data base, environmental information, site description

Introducción

El surgimiento de los dispositivos móviles digitales, como tabletas y teléfonos inteligentes, ha revolucionado las actividades cotidianas de la sociedad. El potencial que abren estas innovaciones, puede extenderse fácilmente a tareas específicas de las ciencias forestales y del ambiente, desde el mapeo y la nave-

gación hasta el registro detallado de información en terreno. (Navall *et al.*, 2013). Los teléfonos inteligentes y tabletas de hoy ofrecen capacidades de cómputo y almacenamiento atractivos, los cuales permiten una gran variedad de aplicaciones móviles con una gran funcionalidad. (Acuña *et al.*, 2013). Las aplicaciones forestales disponibles para los teléfonos inteligentes aún son escasas y la mayo-

ría de ellas no se encuentran registradas en publicaciones científicas. (Acuña *et al.*, 2013).

El objetivo de este trabajo es generar una ficha electrónica de relevamiento de datos a campo para el proyecto “servicios ecosistémicos a lo largo del Corredor Vial Sur de la ciudad de Santiago del Estero”.

Materiales y métodos

En este trabajo se optó por la aplicación del *software Memento database* (2016), desarrollado por *LuckyDroid*, para el sistema operativo *Android* de *Google* y diversos sistemas de PC. Es una herramienta flexible y adaptable de gestión de base de datos relacionales.

El *Memento database* permite (i) crear bibliotecas personalizadas de acuerdo con el requerimiento propio de cada usuario, y (ii) diseñar una interfaz amigable de entrada de datos. Ofrece una gran variedad en el tipo de campos a registrar y tiene una excelente integración con *Google Drive*, permitiendo subir los datos registrados en cualquier momento a una planilla compartida en internet.

Además del ingreso manual de datos, permite registrar información de modo directo a partir de los propios sensores del equipo, como coordenadas GPS, fotos y archivos de audio. También permite realizar operaciones matemáticas sencillas, a partir de las variables registradas.

La aplicación no necesita de conectividad con internet para la carga de datos o para visualizar resultados. Solamente la requiere para sincronizar los datos con la cuenta de *Google Drive* del usuario o en la nube del servidor de *Memento*.

El software permite a los usuarios crear bibliotecas personalizadas con un conjunto único de campos de datos, contando con 29 formatos diferentes.

Al ser una base de datos relacional, el diseño de una base compleja se puede mantener sumamente transparente, al asignar a cada variable que posee múltiples opciones una base o librería propia. Dichas librerías se pueden enlazar a la base principal como tabla

de búsqueda, ofreciendo al usuario las diferentes alternativas de valores.

En cuanto al *hardware*, se empleó un dispositivo portátil genérico (tableta) de 10 pulgadas, con el sistema operativo *Android Lollipop 5.1*.

Resultados

La ficha electrónica cuenta con una estructura constituida fundamentalmente por una base de datos principal que se relaciona con doce bases individuales que constituyen las tablas de búsqueda.

El objetivo técnico de la ficha es el registro de descriptores de vegetación y factores de sitio, con especial énfasis en el suelo. En función a ello, ofrece el asentamiento de la siguiente información:

- identificación y ubicación del sitio;
- vegetación, fisionomía, especies;
- suelos: clasificación, parámetros descriptivos para el muestreo de suelos urbanos;

Desarrollo de la ficha

En cuanto a la interfaz, se agrupan los campos de entrada de acuerdo con (i) el concepto (identificación, vegetación, ...) y (ii) la superficie de visualización del dispositivo. En cuanto a este último aspecto, el número de campos se limita de tal manera, todas las posibles entradas sean visibles en la pantalla, sin necesidad de moverse en la página. Partiendo de estas condiciones, la agrupación de los campos se logra a través de pestañas (fig. 1).

A continuación, se describen las características de la ficha electrónica, de acuerdo con los diversos grupos de variables.

La primera pestaña, denominada “PRINCIPAL” en la base (fig. 1), contiene los datos de identificación referente al punto a muestrear: un número único de identificación (id), de generación automática, datos del proyecto marco y del observador, el registro de coordenadas por medio del GPS del dispositivo, la fecha, fotos del sitio (con cámara del dispositivo), y observaciones adicionales.



Fig. 1 Vista de la pestaña “PRINCIPAL” de la base de datos, para el registro de datos de identificación y ubicación. En la cabecera se ven también los nombres de las otras pestañas, que agrupan cada una un conjunto de entradas: VEGFISIO, VEGESP, SOIL_CLASS, SUELO_URBANO_SUPER

En la solapa siguiente, “VEGFISIO”, se recolectan los datos en relación a las unidades de vegetación y su fisonomía existente. Respecto a la fisonomía, se usa la clave de Morello y Adámoli (1974), que es específica para el Chaco. Sin embargo, pensando en una aplicación de la base en un contexto geográfico más amplio, se podría cargar la clasificación de acuerdo con UNESCO (1973).

Para el relevamiento de especies en el sitio se cuenta con una serie de campos en la pestaña “VEGESP”, en la cual se registran las especies dominantes y asociadas. La entrada de datos se facilita a través de tablas de búsqueda de los ejemplares que están presentes en el terreno ya sea por su nombre científico o bien por el nombre vernáculo o local (fig.

2). Actualmente, se cuenta con 163 especies asentadas, también con imágenes de las especies, para una mejor identificación.

id	nombre	familia	cod	nomtrivi	fe
1	tusca, aroma Acacia aroma				
2	tucumanensis Buddleja tucumanensis	Fabáceas	Aca-ar	Tusca, aroma	arto
3	tubulosus Cnidocolus tubulosus	Fabáceas	Aca-ca	Churqui, esoinillo	arbl
4	tul. emend i.h. hunz Ephedra triandra	Fabáceas	Aca-fu	Teatin	arto
5	turbinata Lippia turbinata	Fabáceas	Aca-pr	Garabato	arto
6	tuna, penca Opuntia ficus-indica	Compuestas	Aca-hi	Huajclilla	heb
7	tu tía Solanum sisymbriifolium	Quenopodiáceas	All-pa	Jumi puca	arto
8	Aloysia gratifissima (Gillies ex Hook.)...	Quenopodiáceas	All-va	Jurne neoro	arto
9	Alternanthera pungens Kunth.	Verbenáceas	Alo-gr	Azar del carmo	arto
10	Amaranthus muricatus (Moq.) Hieron.	Amarantáceas	All-pu	Ashpa ouishca	heb
11	Amaranthus viridis L.	Amarantáceas	Ama-mu	Yerba meona...	heb
12	Ambrosia tenuifolia L.	Amarantáceas	Ama-vi		heb
13	Anadenanthera culubrina (Vell.) Brenan v...	Compuestas	Amb-te		heb
14	Aristolochia argentina Griseb.	Fabáceas	Ana-cu	Cebil	arbl
		Aristolochiáceas	Ari-ar	Charrúa	heb

Fig. 2 Tabla de búsqueda de especies, relacionada con la base principal

En la solapa “SOIL_CLASS”, se almacenan características relacionadas a la clasificación de suelos, según la “*Base Referencial Mundial del Recurso Suelo*” (IUSS Working Group WRB, 2015), como el nombre del grupo de referencia (32), en combinación con 255 adjetivos que complementan el mismo como prefijo o sufijo. Aparte, se asientan los horizontes (36), propiedades (16), y materiales de diagnóstico (16).

Finalmente, en la última página, “SUELO_URBANO_SUPER”, se registran parámetros en relación a la descripción, análisis y muestreo de suelos urbanos. Los registros se rigen principalmente según el “*Urban Topsoil Geochemical Mapping Manual*” (Demetriades y Birke, 2015), y la “*guía de descripción de suelos*” (FAO, 2009). Variables que se registran son: tipo de uso urbano (12 opciones), influencia humana, fragmentos en superficie (7 opciones), salinidad, textura (21 opciones), artefactos antropogénicos (8 opciones) y materiales transportados por humanos (16 opciones). Adicionalmente, se gene-

raron entradas para el registro de mediciones de infiltración.

Una vez terminado el muestreo, las bases de datos quedan almacenadas dentro de la memoria del dispositivo móvil y pueden ser consultadas de acuerdo con las necesidades de información del usuario. Posteriormente, los datos ingresados se pueden sincronizar con una hoja de cálculo y una carpeta de imágenes en la nube de *Google Drive*.

Resultados de la implementación

Los primeros usos de la ficha electrónica en el terreno, arrojaron las siguientes experiencias:

- en términos generales, la base queda completamente abierta y flexible en cuanto a diseño y tipo / número de variables a registrar;
- se reduce la necesidad de llevar diversos instrumentos (GPS, cámara) por separado, y la medición de los sensores internos se almacena en forma directa en la base;
- se puede prescindir las claves de descripción de los parámetros de registros, dado que están incorporadas en la base como librerías propias, en forma de tablas de búsqueda;
- el uso librerías / tablas de búsqueda para los parámetros individuales resulta en una mejor homologación en cuanto a la terminología usada;
- se tiene la ventaja que las observaciones ya quedarán almacenadas en una base de datos, listos para el procesamiento digital / estadístico;
- en función del dispositivo usado, pueden ser limitantes el tamaño de la pantalla y la calidad de la cámara interna;

Conclusiones

La ficha electrónica ofrece una nueva opción frente a los métodos tradicionales de in-

ventario. Permite una mayor homologación en cuanto a los registros y la inmediata digitalización de los mismos, siendo adaptable a la demanda del usuario.

Agradecimientos

A la Facultad de Ciencias Forestales y al Consejo de Ciencia y Técnica de la UNSE.

Referencias

- Acuña, E., Mena, P., Torres, C., Cancino, J. 2013. ForestTime: una aplicación móvil para el estudio de tiempos de trabajo de maquinaria forestal a través de teléfonos inteligentes. *Bosque (Valdivia)* 34, 359-366. <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002013000300012>
- Demetriades, A., Birke, M. 2015. *Urban Topsoil Geochemical Mapping Manual (URGE II)*, Brussels, EuroGeoSurveys, Brussels.
- FAO. 2009. *Guía de descripción de suelos*, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma.
- IUSS Working Group WRB, 2015. *Base referencial mundial del recurso suelo 2014, Actualización 2015. Sistema Internacional de clasificación de suelos para la nomenclatura de suelos y la creación de leyendas de mapas de suelos 106*. FAO, Roma.
- Memento Database. 2016. *Memento Database. Flexible and easy to use database for Android*. <http://mementodatabase.com/>
- Morello, J., Adámoli, J. 1974. *Las Grandes Unidades de vegetación y ambiente del Chaco argentino. Segunda parte. Vegetación y ambiente de la provincia del Chaco. La Vegetación de la República Argentina, Serie Fitogeográfica 13*, Buenos Aires.
- Navall, M., Cassino, W., Carignano, L., D'Angelo, P. 2013. *SilvoINTA: una aplicación móvil para asistir la silvicultura de bosques irregulares*. <http://intainforma.inta.gov.ar/?p=19883>
- UNESCO. 1973. *International classification and mapping of vegetation*, Paris, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, Paris.

Sistemas ecológicos y expansión de la agricultura en el partido de Azul, Argentina

Laura Zulaica¹, Patricia Vazquez² y Eduardo Requesens³

¹ CONICET – Instituto del Hábitat y del Ambiente, Facultad de Arquitectura, Urbanismo y Diseño, Universidad Nacional de Mar del Plata. Funes 3350 (CP7600) Mar del Plata, provincia de Buenos Aires, Argentina.

² CONICET – Centro de Estudios Sociales de América Latina, Facultad de Ciencias Humanas, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.

³ Núcleo de Estudios Vegetacionales y Agroecológicos de Azul, Facultad de Agronomía, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.

Mail de contacto: laurazulaica@yahoo.com.ar

RESUMEN

En la región pampeana (Argentina), la sustitución de los pastizales nativos por agroecosistemas está condicionada por las particularidades ecológicas. El partido de Azul, inserto en la región, presenta ecosistemas con características diferenciadas. Este trabajo identifica sistemas y subsistemas ecológicos en el Partido y analiza de manera preliminar el avance de la agricultura entre 1995 y 2011. Metodológicamente, se realizó una zonificación mediante la integración de atributos bióticos y abióticos y se analizaron los cambios de uso del suelo considerando estudios antecedentes. Se definieron tres sistemas ecológicos (serranías, llanuras periserranas y planicies deprimidas) y nueve subsistemas. La superficie agrícola se incrementó 173% en 16 años, en desmedro de las áreas ganaderas. El avance agrícola tuvo lugar desde las llanuras periserranas hacia los paisajes de serranías y planicies deprimidas. Los resultados obtenidos revelan la necesidad de gestionar integradamente los sistemas y subsistemas para no comprometer la sustentabilidad socio-ecológica del territorio del Partido.

Palabras claves: zonificación ecológica, agriculturización, sustentabilidad socio-ecológica.

ABSTRACT

The substitution of grasslands for agroecosystems in the Pampean region (Argentina) is conditioned by ecological particularities. The municipality of Azul, located in this region, presents ecosystems with differentiated characteristics. Its ecological systems and subsystems are identified and the expansion of agriculture between 1995 and 2011 is preliminarily analyzed. Methodologically, a zoning approach is performed by integrating biotic and abiotic attributes and changes in land use are analyzed considering previous studies. Three ecological systems (Hills, Hillock Plain and Depressed Plain) and nine subsystems could be defined. The agricultural area increased 173% in 16 years, over livestock areas. The agricultural expansion extended from Hillock Plain to the landscapes of Hills and Depressed Plain. The results shows that an integral management of the systems and subsystems is important to ensure the socio-ecological sustainability of the territory.

Keywords: ecological zoning, agriculturization, socio-ecological sustainability.

Introducción

Los diagnósticos socio-ecológicos conforman instrumentos centrales para comprender y mejorar las relaciones complejas que emergen entre la sociedad y la naturaleza. Estas relaciones han sido abordadas desde múlti-

ples perspectivas, sin embargo, se destacan entre las más importantes aquellas provenientes de las tradiciones sistémicas (Urquiza Gómez y Cadenas, 2015). Los autores destacan que el enfoque de los sistemas socio-ecológicos entiende a éstos como un entramado

de relaciones en torno a recursos que son necesarios para la vida humana, donde interactúan variables sociales y ecológicas en un espacio determinado.

Los ecosistemas condicionan la ocupación del suelo y el uso de los recursos naturales. En la región pampeana, las actividades agropecuarias han sustituido de manera extensiva los pastizales nativos. Sin embargo, esta sustitución no es homogénea en la región ya que particularidades ecológicas determinan en mayor o menor medida el proceso de ocupación.

El partido de Azul contiene sectores correspondientes a la Pampa Deprimida hacia el norte y al sistema de Tandilia hacia el sur, manifestando diferencias en sus características ecológicas y en la expansión agrícola que ha tenido lugar en su territorio (Vazquez *et al.*, 2016). Partiendo de estudios antecedentes realizados en el área, el presente trabajo, propone diferenciar sistemas y subsistemas ecológicos en el Partido y analizar de manera preliminar el avance de la agricultura entre 1995 y 2011.

Materiales y métodos

La zonificación demandó el análisis de estudios antecedentes realizados en la región (Sánchez *et al.*, 1999). Los sistemas y subsistemas del partido de Azul se delimitaron tomando como base cartográfica las cartas topográficas del Instituto Geográfico Militar (IGM) y los límites de las unidades de suelos publicadas por el INTA (1970) en escala 1:50.000.

Partiendo del concepto de paisaje (Burel y Baudry, 2002), se integraron los atributos bióticos y abióticos (geoformas, características edáficas, condiciones de drenaje y comunidades vegetales) que se representaron espacialmente utilizando gvSIG. Posteriormente se analizaron los cambios de uso del suelo a partir de estudios antecedentes en los que se procesaron y clasificaron imágenes satelitales de 1995 y 2011, captadas por el sensor

TM de la misión Landsat 5 (Vazquez *et al.*, 2016).

Resultados y discusión

La zonificación realizada (Tabla 1; Figura 1) permitió definir tres sistemas ecológicos (serranías, llanuras periserranas y planicies deprimidas) con distintos grados de estabilidad y nueve subsistemas con características diferenciadas. Las serranías integran cerros, laderas y lomadas altas de las formaciones geológicas del sistema de Tandilia, ocupando casi un 3% de la superficie del Partido.

Luego, las llanuras periserranas abarcan casi el 30% del Partido. En altitudes menores, se presentan las planicies deprimidas. En este sistema, que alcanza la mayor extensión (casi 70%), el drenaje es deficiente presentando limitaciones agrícolas. La estabilidad de los sistemas depende de las actividades que se realizan y de su evolución temporal. En términos generales, sin considerar la intervención humana, el sistema serrano sería el más vulnerable debido a la escasa profundidad de las formaciones superficiales.

Dentro de las llanuras periserranas y de las planicies deprimidas, los elementos más vulnerables son las lomas que presentan pendientes comprendidas entre un 2% y 5%.

En condiciones naturales, la susceptibilidad a la erosión es relativamente baja. Sin embargo, la sustitución de la vegetación nativa por agroecosistemas hace que la vulnerabilidad de estos ambientes sea mayor. En consecuencia, los impactos sobre los sistemas y subsistemas se intensificaron con el proceso de agriculturización.

La superficie agrícola pasó de 129.000 ha en 1995 a 351.900 ha en 2011, equivalente a un incremento de 173% en 16 años, en desmedro de las áreas ganaderas (Vazquez *et al.*, 2016).

Este reemplazo de ganadería extensiva basada en pastizales naturales por cultivos anuales implica retrotraer el sistema a los estados iniciales de la sucesión ecológica secundaria.

Tabla 1. Sistemas y subsistemas ecológicos del partido de Azul.

Sistemas	Subsistemas	
Serranías	S	Subsistema serrano que asocia afloramientos rocosos y suelos contactos líticos próximos a la superficie. Las pendientes determinan condiciones de escurrimiento rápido y en numerosos sectores se destaca la presencia de pastizales nativos.
Llanuras periserranas	Llp1	Subsistema con muy buenas condiciones de drenaje. Presenta relieves ondulados y ocasionalmente ligeramente ondulados con suelos profundos que destacan la presencia de epipedones mólicos y horizontes subsuperficiales argílicos. En ocasiones se presentan afloramientos rocosos. En términos agroecológicos este sistema no exhibe restricciones considerables para la agricultura, por ello los flechillares típicos de la zona han sido sustituidos extensivamente.
	Llp2	Subsistema con muy buenas condiciones de drenaje. Presenta relieves ondulados en los cuales se definen suelos poco profundos (contactos líticos) que destacan la presencia de epipedones mólicos y horizontes subsuperficiales argílicos. El ecosistema no exhibe restricciones considerables para el cultivo, de ahí la sustitución extensiva de los flechillares nativos.
	Llp3	Subsistema que asocia en general buenas condiciones de drenaje. Presenta relieves ondulados con suelos poco profundos (contactos petrocálcicos) que destacan la presencia de epipedones mólicos y horizontes subsuperficiales argílicos y en ocasiones nátricos. Las lomas y lomadas asocian depresiones y vías de drenaje. En las áreas donde el ecosistema no presenta restricciones considerables para el cultivo, los flechillares típicos han sido sustituidos por cultivos.
	Llp4	Subsistema con condiciones relativamente buenas de drenaje. Las superficies geomórficas son ligeramente onduladas y muy suavemente inclinadas, con ligero potencial de escurrimiento superficial. Los suelos son generalmente profundos, presentando en ocasiones contactos petrocálcicos. Asocia suelos caracterizados por la presencia de horizontes subsuperficiales argílicos y muy ocasionalmente de horizontes nátricos. El ecosistema define una matriz espacial que asocia depresiones y vías de escurrimiento que conserva en ocasiones el pastizal natural.
	Llp5	Subsistema que asocia llanuras periserranas y planicies aluviales. Combina la presencia de condiciones relativamente buenas de drenaje y bajo potencial de escurrimiento. En general, las áreas bien drenadas fueron sustituidas por cultivos, mientras que las restantes conservan especies nativas.
Planicies deprimidas	Pd1	Subsistema conformado por planicies que presentan un potencial de escurrimiento superficial relativamente bajo y un lento drenaje interno. Los suelos presentan horizontes subsuperficiales nátricos. Las variaciones espaciales en los niveles freáticos, la salinidad y períodos de anegamiento, determinan la presencia de mosaicos de diferentes comunidades nativas.
	Pd2	Subsistema conformado por planicies que adquieren relativamente bajos potenciales de escurrimiento superficial y un lento drenaje interno. Las formaciones superficiales son a veces poco profundas debido a la existencia de contactos petrocálcicos. Los suelos presentan horizontes subsuperficiales nátricos y menos frecuentemente de horizontes argílicos. Se identifican especies nativas en áreas con limitantes hídricas, en tanto que en aquellas con buenas condiciones de drenaje y suelos aptos para la agricultura, la vegetación nativa es ocasional.
	Pd3	Subsistema con bajo potencial de escurrimiento superficial y lento drenaje interno. Subsuperficialmente predominan los suelos con horizontes nátricos y en ocasiones argílicos a veces sepultados por materiales más jóvenes. Dado que esta unidad presenta fuertes limitaciones para liberar excesos de agua, se identifican especies vegetales nativas.
	CA	Sistema ecológico urbano. Corresponde a la ciudad de Azul.

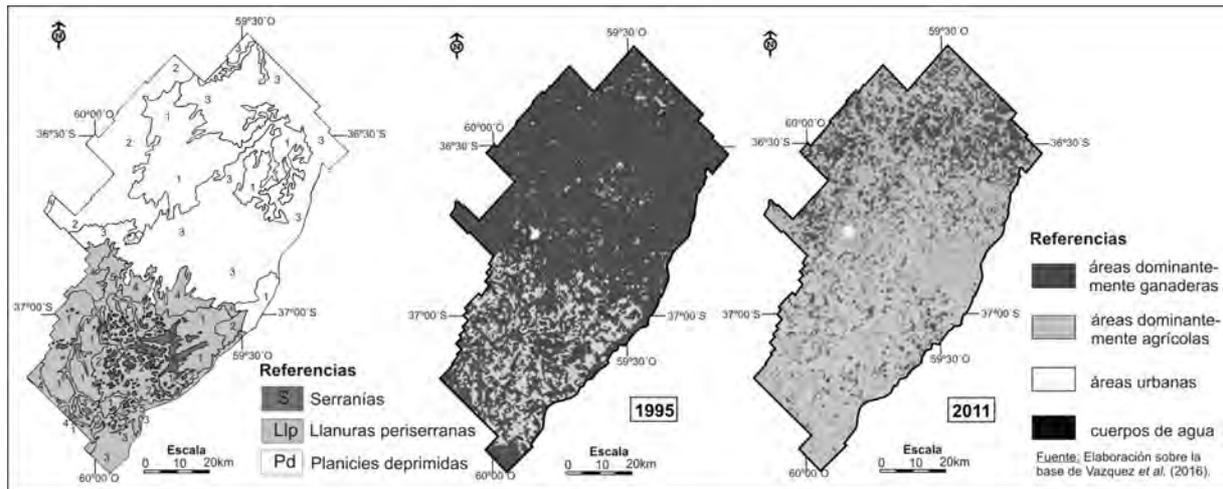


Fig. 1. Partido de Azul: sistemas y subsistemas ecológicos y proceso de agriculturización.

En esta situación se maximiza la productividad primaria neta pero, al mismo tiempo, se pierden atributos (complejidad estructural, ciclos biológicos prolongados y lentos, ciclos minerales cerrados con alta conservación de nutrientes, alta eficiencia energética) de los estados maduros que resultan fundamentales para mantener la estabilidad del sistema.

El avance agrícola tuvo lugar desde las llanuras periserranas hacia los paisajes de serranías y planicies deprimidas (especialmente Pd3). En 2011, la agricultura ocupaba prácticamente la totalidad de las llanuras periserranas y serranías, excepto las áreas con afloramientos rocosos y pendientes pronunciadas. Evidenciaba además, un avance considerable sobre las planicies deprimidas del centro del Partido (especialmente Pd3).

Conclusiones

La zonificación realizada en el partido de Azul surge de la integración de cualidades bióticas y abióticas de tres sistemas y nueve

subsistemas ecológicos. Los resultados obtenidos revelan la necesidad de gestionar integralmente estas unidades para no comprometer la sustentabilidad socio-ecológica del territorio, aportando bases diagnósticas necesarias para su ordenamiento.

Referencias

- Burel, F., Baudry, J. 2002. *Ecología del paisaje: conceptos, métodos y aplicaciones*. Editorial Mundi-Prensa. Madrid.
- Sánchez, R., Mattus, G., Zulaica, L. 1999. *Compartimentación ecológica y ambiental del partido de Tandil (provincia de Buenos Aires)*. Ambiental '99, PRODEA, UNSJ, San Juan.
- Urquiza Gómez A., Cadenas, H. 2015. *Sistemas socio-ecológicos: elementos teóricos y conceptuales para la discusión en torno a vulnerabilidad hídrica*. *L'Ordinaire des Amériques* [En línea], 218, URL: <http://orda.revues.org/1774>
- Vazquez, P., Zulaica, L., Requesens, E. 2016. *Análisis ambiental de los cambios en el uso de las tierras en el partido de Azul (Buenos Aires, Argentina)*. *Agriscientia* 33 (1): 15-26.

Estructura, composición florística y variabilidad del bosque de *Schinopsis balansae* en el Chaco húmedo boreal, Paraguay

María Fátima Mereles,¹ Juana De Egea-Elsam¹, Rodolphe Spichiger², Gloria Céspedes³

¹ Centro para el Desarrollo de la Investigación Científica (CEDIC). Fundación Moisés Bertoni y Laboratorios Díaz-Gill. Manduvirá 635. Asunción-Paraguay y Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT).

² Conservatoire et Jardin botaniques de la Ville de Geneve. Case postale 60. Geneve-Suisse. Centro para el Desarrollo de la Investigación Científica (CEDIC). Fundación Moisés Bertoni y

³ Laboratorios Díaz-Gill. Manduvirá 635, Asunción-Paraguay

Mail de contacto: fmereles@sce.cnc.una.py, fmereleshaydar@gmail.com

RESUMEN

Los bosques de *Schinopsis balansae* en el Chaco paraguayo forman parte del mosaico bosques-sabanas palmares-humedales, desarrollados sobre planosoles y gleysoles, con diferentes contenidos de arcilla; se considera a este bosque como la formación clímax del Chaco húmedo en el país. Para su estudio se realizaron trabajos preliminares con imágenes satelitales Landsat TM a escala 1:100.000 y luego estudios *in situ* de su estructura y composición florística, que incluyó cálculos de abundancia, frecuencia, dominancia y del Índice de Valor de Importancia (IVI) de las especies leñosas, sobre una superficie de muestreo de 1 hectárea. Los resultados indican que dicho bosque es un complejo de especies de las familias Fabaceae-Anacardiaceae-Arecacea y florísticamente es una formación transicional entre otras boscosas de América del Sur.

Palabras claves: Estructura, *Schinopsis balansae*, Chaco húmedo.

ABSTRACT

The forests of *Schinopsis balansae* in the Paraguayan Chaco are part of the forests–palm savannas–wetlands mosaic, developed on planosols and gleysols, with different contents of clay. This forest is considered the climax formation of the Chaco in the country. Preliminary work with Landsat TM satellite images at scale of 1:100,000 was carried out, followed by *in situ* studies of this forest structure and floristic composition; these included calculations of abundance, frequency, dominance and the Importance Value Index (IVI) of the woody species, within a sampling area of one hectare. The results indicate that this forest is a complex of species of the families Fabaceae-Anacardiaceae-Arecaceae and from the floristic point of view, is a transitional formation among other forests of South America.

Keywords: Structure, *Schinopsis balansae*, humid Chaco.

Introducción

El bosque de *Schinopsis balansae* es una de las formaciones vegetales consideradas climácicas en el Chaco regional, que comprende el Chaco argentino, boliviano y paraguayo (Morello y Adámoli, 1974); se trata de una formación con mucho valor ecológico y económico, tanto por la diversidad de especies leñosas y herbáceas que alberga como por las extensiones que aún permanecen en el territorio. Este bosque

se distribuye en gran parte del Chaco paraguayo: hacia el este, a lo largo del litoral del río Paraguay desde las proximidades de Fuerte Olimpo, 21°02'27.58"S, 57°52'35.97"W, hasta las cercanías de Asunción y en la mesopotamia de los ríos Paraguay y Pilcomayo; el mismo se desarrolla como parte del mosaico bosques-sabanas palmares (Ramella y Spichiger, 1989, Spichiger y al., 1991), al que se agregan los humedales en las partes más

deprimidas (Mereles, 2005); abarca dos de las cinco ecorregiones del Chaco boreal: Pantanal y Chaco húmedo. Este mosaico corresponde a la parte más deprimida y húmeda del Chaco boreal no solo por el mayor tenor de precipitación sino también por la cantidad de cursos de agua que riegan el territorio como parte del delta continental del río Pilcomayo.

Todo el mosaico se desarrolla sobre suelos arcillosos y estructurados como los planosoles y gleysoles (Proyecto Sistema Ambiental del Chaco, 1992-97).

El trabajo tuvo por objetivos a) realizar una breve descripción del mosaico bosques-sabanas palmares-humedales b) analizar la estructura y composición florística utilizando el índice de valor de importancia de las especies (IVI) y c) correlacionar los resultados con otras masas boscosas de América del Sur.

Materiales y Métodos

El área de estudio se ubicó en el Depto. Presidente Hayes, Estancia Santa María del Doce, Retiro San Juan, 24° 56' S, 57°40' W, ecorregión del Chaco húmedo.

El trabajo consistió en:

- una descripción fisonómica del mosaico de vegetación bosque-sabanas palmares-humedales y de la cobertura del bosque (Matteucci y Colma, 1982).

- el análisis estructural del bosque basado en la abundancia relativa (número de individuos), de la frecuencia relativa indicadora de la homogeneidad del bosque y de la dominancia relativa. En una hectárea dividida en 25 sub-parcelas de 400 m² cada una, se consideró la sumatoria de las áreas basales, con mediciones del diámetro a la altura del pecho (DAP) de 10 cm o más (Lamprecht, 1991) y el cálculo del IVI, consistente en la sumatoria de los tres valores mencionados. El IVI es el mejor descriptor utilizado para catalogar individualmente a las especies y permite definir florísticamente a los tipos de bosques (Mostacedo y Fredericksen, 2000).

- el análisis florístico de las leñosas, con las colectas del material de herbario

para la estimación de la diversidad alfa (Moreno, 2001) y el análisis del origen de las especies del bosque. Los pliegos de herbario están depositados en los herbarios del Instituto de Botánica del Nordeste, Rca. Argentina, IBONE (CTES), el de la Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Nacional de Asunción (FCQ) y el Conservatorio y Jardín Botánico de Ginebra, Suiza (G).

Resultados y Discusión

Los bosques de *Schinopsis balansae* se ubican sobre las partes más elevadas del mosaico de vegetación, sobre los planosoles que se anegan temporariamente; las sabanas palmares se ubican un poco más abajo, sobre suelos gleyicos anegados e inundados en épocas de aguas altas y los humedales se instalan sobre gleysoles y vertisoles en las depresiones con agua permanente.

Los bosques tienen una altura de hasta 20-22 m en el dosel superior, con 3-4 estratos bastante definidos, con lianas umbrófilas al interior y dominancia de herbáceas crasas como *Bromelia balansae* y *Aechmea distichantha*. Se encontraron de 396 especies, siendo las 5 más abundantes: *S. balansae*, *Syagrus romanzoffiana*, *Gleditsia amorphoides*, *Astronium urundeuva* y *Tabebuia nodosa*. *Schinus balansae* fue la especie más frecuente seguida por: *T. nodosa*, *Astronium urundeuva*, *Diplokeleba floribunda* y *Gleditsia amorphoides*. Las cinco primeras especies dominantes fueron: *S. balansae*, *Handroanthus heptaphyllus*, *G. amorphoides*, *A. urundeuva* y *Caesalpinia paraguariensis*. Las 5 especies dominantes fueron *A. urundeuva*, *S. balansae*, *Enterolobium contortisiliquum*, *G. amorphoides*, *A. urundeuva* y *Anadenanthera colubrina* var. *cebil*.

Las 5 especies con mayor peso ecológico (IVI), fueron: *H. heptaphyllus*, *S. balansae*, *G. amorphoides*, *C. paraguariensis* y *D. floribunda*.

Comunidades muy similares al bosque analizado se extienden en la provincia

de Formosa, Chaco argentino (Placci, 1995). En apariencia, este tipo de mosaico posee una preferencia hacia los suelos arcillosos aunque otro grupo de especies se desarrollan sobre los fluvisoles como *Nectandra megapotamica*, *Cynometra bauhinifolia*, *Chrisophyllum marginatum* y *Aporosella chacoensis*. La estructura es similar a otros mosaicos presentes en el país como los húmedos y caducifolios del este de la región oriental del Paraguay, región que se sitúa entre los ríos Paraguay y Paraná; Smith (1973) menciona que la estratificación responde a la implicancia de los factores abióticos en tanto que Richards *et al.* (1940) admite que la estratificación es difícil de discernirse pero que siempre existe, situación con la que acordamos para este caso. Por la distribución de su clase diamétrica puede inferirse que este bosque se encuentra en pleno camino a la madurez y que la causa principal de la distribución de las especies es la condición edáfica (Solomon y Gove, 1999).

En el análisis de la distribución de los bosques secos estacionales del Paraguay (Oakley y Prado, 2011), se menciona que el bosque analizado en el presente trabajo sería parte de este dominio. Sin embargo los autores no mencionan a *S. balansae* ni a *S. romanzoffiana*, especies con los IVI de mayor importancia en nuestro bosque.

Conclusiones

Analizando los datos se concluye que: 1) el bosque en estudio es un complejo con dominancia de *Fabaceae-Anacardiaceae-Arecaceae*; 2) las especies conforman asociaciones edafo-botánicas muy marcadas; 3) se trata de una formación mixta y transicional entre las formaciones boscosas de las cuencas de los ríos Paraguay y Paraná, del piedemonte andino, del borde de la Amazonía, el Cerrado y la Catinga y del mismo Chaco, ya que el bosque analizado presenta especies propias de cada una de las ecorregiones mencionadas.

Referencias

- Lamprecht, H., 1991. Silvicultura en los trópicos: los ecosistemas forestales y métodos de aprovechamiento. GTZ. Eschborn. 210 pp.
- Matteucci, S., Colma, A. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. Programa Regional de Desarrollo Científico y Técnico, OEA. Washington, D.C. 168 pp.
- Mereles, F. 2005. Las formaciones vegetales del Chaco paraguayo. *Rojasiana* 6(2), 5-65.
- Morello, J., Adamoli, J. 1974. La vegetación de la Rca. Argentina. Vegetación y Ambiente de la Provincia del Chaco. INTA, Serie Fitogeográfica 13, 40-45.
- Moreno, C.E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T Manuales y Tesis SEA. I. Zaragoza, España. 148 pp.
- Mostacedo, B., Fredericksen, B. 2000. Manual de Métodos Básicos de Muestreos en Ecología Vegetal. Bolivia Forestal, BOLFOR. 168 pp.
- Oakley, L., Prado, D. 2011. El dominio de los bosques secos estacionales neotropicales en Paraguay. *Rojasiana* 10(1), 65-75.
- Placci, L. 1995. Estructura y fenología en relación a un gradiente hídrico en bosques del este de Formosa. Tesis. UNLP. 169 pp.
- Proyecto Sistema Ambiental del Chaco, 1992-1997. Suelos. Instituto General de Geociencias, Alemania y Ministerio de Agricultura, Paraguay. 39 pp.
- Ramella, L., Spichiger, R. 1989. Interpretación preliminar del medio físico y de la vegetación del Chaco boreal, Paraguay. Contribución al estudio de la flora y la vegetación del Chaco. I. *Candollea* 44 (2), 639-680.
- Richards, P., Tansley, A., Watt, A. 1940. The recording of structure, life forms and flora of tropical forest communities as a basis for their classification. *J. Ecol.* 28, 224-239.
- Spichiger, R., Ramella, L., Palese, R., Mereles, F. 1991. Proposición de leyenda para la cartografía de las formaciones vegetales del Chaco. III. *Candollea* 46 (2), 541-564.
- Smith, A.P. 1973. Stratification of temperate and tropical forest. *Amer. Nat.* 107, 671-683.
- Solomon, D. S., J. H. Gove. 1999. Effects of uneven-age management intensity on structural diversity in two major forest types in New England. *Forest Ecol. Manag.* 114, 265-274.

Heterogeneidad funcional y biodiversidad en paisajes de la Pampa Argentina

Bruno Lara^{1,2}, Marcelo Gandini^{1,3}, Patricia Gantes⁴ y Silvia Matteucci^{2,5}

¹ Laboratorio de Investigación y Servicios en Teledetección de Azul (LISTA), Facultad de Agronomía, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Av. República de Italia 780, Azul, Buenos Aires, Argentina.

² CONICET.

³ CIC Provincia de Buenos Aires.

⁴ Grupo de Investigación en Ecología Acuática, Dep. Cs. Básicas, UNLu; Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES) (UNLu-CONICET).

⁵ Grupo de Ecología de Paisajes y Medioambiente (GEPAMA), Facultad de Arquitectura, Diseño y Urbanismo, Universidad de Buenos Aires.

Mail de contacto: brunolara73@gmail.com

RESUMEN

Durante las últimas décadas, el papel del funcionamiento de los ecosistemas en la gestión del medioambiente y en la conservación de la biodiversidad ha tenido una creciente importancia. El objetivo general de este trabajo fue caracterizar la heterogeneidad espacial en el funcionamiento de los ecosistemas en la región pampeana mediante la obtención de Tipos Funcionales de Ecosistemas (TFEs). A partir de una serie de imágenes NDVI-MODIS para el período 2000-2014 se obtuvieron 14 descriptores funcionales. Con la combinación de procedimientos de clasificación no supervisada y análisis discriminante se identificaron nueve TFEs. Estimadores de la productividad anual, la variabilidad interanual de un conjunto de atributos funcionales y la estacionalidad presentaron las cargas más altas en las funciones discriminantes. Estos resultados representan un aporte para la implementación de estrategias de manejo de los recursos naturales basadas en aspectos funcionales en lugar de estructurales.

Palabras claves: funcionamiento ecosistémico, Tipos Funcionales de Ecosistemas, NDVI-MODIS.

ABSTRACT

During the last decades, the role of ecosystem functioning in natural resources management and biodiversity conservation has gained relevance in literature. In this way, the main objective of this work was to characterize the spatial heterogeneity on ecosystem functioning at Pampas region by obtaining the Ecosystem Functional Types (EFTs). A set of 14 functional descriptors was obtained by means of NDVI-MODIS time-series for the period 2000-2014. Nine EFTs were identified by using non-supervised classification methods and discriminant analysis. Parameters estimating annual productivity of ecosystems, the interannual variability of a set of functional attributes and seasonality showed the highest loadings in the discriminant functions. These results are a contribution that can be useful in natural resources management strategies based on functional rather than structural aspects.

Keywords: ecosystem functioning, Ecosystem Functional Types, NDVI-MODIS.

Introducción

Durante el último tiempo, el rol del funcionamiento de los ecosistemas, tanto en la gestión de los recursos naturales como en la

conservación de la biodiversidad, ha conseguido una gran atención (Cabello *et al.* 2012); especialmente a partir de la evidencia creciente de la degradación de los ecosistemas debido al uso intensivo de los recursos

naturales y del reconocimiento de la dependencia por parte de la población de los servicios que los ecosistemas proveen (Alcaraz-Segura *et al.*, 2013; Ivits *et al.*, 2013). Además, los efectos del cambio climático global sobre la biodiversidad son especialmente perceptibles a la escala de los ecosistemas y con una influencia más directa sobre los aspectos funcionales que sobre los estructurales.

Particularmente en la región pampeana gran parte de los sistemas naturales han sido reemplazados por sistemas agropecuarios (Viglizzo *et al.*, 2001) y, en este contexto, los cambios en las características funcionales son más inmediatos que sobre las características estructurales por lo que resulta más conveniente identificar la heterogeneidad en el funcionamiento de los ecosistemas. Por otro lado, incorporar la dimensión del funcionamiento ecosistémico es una forma de incorporar la biodiversidad funcional, la que está asociada a procesos que operan a gran escala y donde los impactos del cambio climático son particularmente percibidos (Vitousek *et al.*, 1997). La caracterización de la heterogeneidad en el funcionamiento de los ecosistemas se ha basado en la definición de Tipos Funcionales de Ecosistemas (TFEs), es decir, regiones de la superficie terrestre que muestran una dinámica estacional del carbono similar independientemente de la estructura de la vegetación (Paruelo *et al.*, 2001).

De esta manera, el objetivo de este trabajo fue caracterizar la heterogeneidad espacial en el funcionamiento de los ecosistemas en la región pampeana mediante la obtención de Tipos Funcionales de Ecosistemas (TFEs).

Materiales y Métodos

Datos satelitales y obtención de atributos funcionales

Se utilizó una serie temporal de imágenes NDVI de MODIS, derivadas del producto MOD13Q1, para el período 2000-2014 (escena h13v12). De acuerdo con resultados previos (Lara y Gandini, 2016) se aplicó el

filtro de Savitzky-Golay para suavizar la serie de datos originales. Posteriormente, se obtuvieron para cada estación de crecimiento diferentes atributos que permiten describir el funcionamiento de los ecosistemas (Pettorelli *et al.*, 2005): comienzo de la estación de crecimiento (CEC), duración de la estación de crecimiento (DEC), integral anual del NDVI (i-NDVI), momento del máximo NDVI (t-MAX), tasas de crecimiento y de-crecimiento de NDVI (TASA_CREC y TASA_DECREC, respectivamente) y el rango relativo anual del NDVI (RREL). Se calcularon los promedios para cada uno de ellos y sus desvíos fueron utilizados como una forma de caracterizar la variabilidad interanual.

Identificación y caracterización de la heterogeneidad funcional

A pesar de que existen diversas metodologías para abordar la caracterización del funcionamiento de los ecosistemas, la variabilidad interanual no es tenida en cuenta para su identificación. Sin embargo, su utilización es de importancia por el impacto que tiene sobre ella la variabilidad climática. Por ello, se aplicó la técnica ISODATA sobre las 14 variables obtenidas (7 promedios y sus desvíos); puesto que el número de iteraciones del algoritmo es quien tiene una mayor influencia en la cantidad de clusters obtenidos, el procedimiento se ejecutó un total de 7 veces con una cantidad de iteraciones de 1, 5, 10, 25, 50, 100 y 200. Mediante Análisis Discriminante (AD) se seleccionó aquel resultado de la clasificación que produjo la mayor separación de los clusters en el espacio multidimensional, de acuerdo con dos estadísticos como el lambda de Wilks y el coeficiente de correlación canónica. Finalmente, para facilitar la interpretación y visualización, algunos clusters fueron reagrupados mediante su análisis en un dendrograma de manera tal que la varianza dentro de cada uno de los nuevos clusters fuera la mínima. Éstos últimos fueron designados como los TFEs.

Resultados y discusión

Se obtuvieron 15 grupos funcionales que, posteriormente, fueron reagrupados en nueve TFEs en el área de estudio (Fig. 1). La mayor capacidad discriminante y significativa se alcanzó en la iteración 50^a, con valores de lambda de Wilks y correlación canónica de 0,071 y 0,858, respectivamente. Esto garantiza que los TFEs obtenidos son significativamente diferentes en cuanto a su dinámica estacional. Las primeras tres funciones discriminantes explicaron un 95,1% de la variación total. Sólo la primera función explicó el 61,5% de la variación, mientras que la segunda y tercera funciones discriminantes representaron el 24,3% y 9,3%, respectivamente.

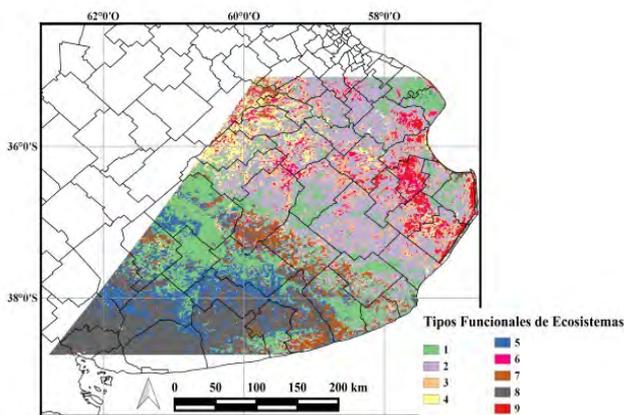


Fig. 1. Tipos Funcionales de Ecosistemas (TFEs) encontrados en el área de estudio.

Las correlaciones de los atributos funcionales con las respectivas funciones discriminantes pueden ser interpretadas como las cargas y, de esta manera, permiten dar un significado a ellas (Tabla 1). La primera función discriminante está asociada principalmente a *i*-NDVI (estimador de la productividad primaria neta) y, en menor medida a DEC, ambos atributos con correlaciones negativas. La segunda función discriminante se asocia a un conjunto de atributos que describen la variabilidad interanual (desvíos de CEC, DEC, *i*-NDVI y *t*-MAX). Por otro lado, RREL (un descriptor de la estacionalidad de los ecosis-

temas) fue quien presentó una mayor asociación con la tercera función discriminante.

Tabla 1. Correlaciones entre los atributos funcionales y las funciones discriminantes (FD).

Atributo funcional*	FD1	FD2	FD3
DEC	-0,60	-0,23	0,21
CEC	0,16	0,11	0,13
<i>i</i> -NDVI	-0,87	-0,17	-0,003
RREL	0,48	-0,46	-0,55
<i>t</i> -MAX	-0,16	-0,06	0,24
TASA_CREC	0,38	-0,15	-0,41
TASA_DECREC	0,35	-0,29	-0,41
DEC_de	-0,12	0,77	0,02
CEC_de	0,17	0,81	0,34
<i>i</i> -NDVI_de	-0,28	0,82	-0,06
RREL_de	0,49	0,19	0,11
<i>t</i> -MAX_de	0,14	0,81	0,27
TASA_CREC_de	0,27	0,07	-0,24
TASA_DECREC_de	0,34	-0,09	-0,36

*El sufijo *_de* indica la desviación estándar de los diferentes atributos funcionales (indicador de la variabilidad interanual).

De esta manera, se pudo identificar tres dimensiones de importancia en la diferenciación de los TFEs: una asociada a la productividad anual, otra a la variabilidad interanual de un conjunto de atributos funcionales, y la restante a la estacionalidad de los ecosistemas. Al igual que en otros trabajos (Alcaraz-Segura *et al.*, 2006; Paruelo *et al.* 2001), la productividad anual y la estacionalidad resultaron ser importantes para la identificación de la heterogeneidad funcional. Sin embargo, los resultados obtenidos muestran la relevancia de la variabilidad interanual para la caracterización funcional, lo que indica el efecto que la variabilidad climática posee sobre el funcionamiento de los ecosistemas.

Como puede apreciarse los TFEs obtenidos difícilmente representen unidades descriptas en regionalizaciones previas, ya que éstas se basan en la estructura y composición de la vegetación, características geomorfológicas y, eventualmente, características macroclimáticas. En cambio, aquí se caracterizó la heterogeneidad espacial en el funcionamiento de los ecosistemas, la cual se define independientemente de la estructura y composición de la vegetación y donde la produc-

tividad primaria neta es uno de los indicadores más integrales que permiten caracterizar este funcionamiento. De esta manera, distintos tipos de vegetación podrían tener dinámicas en el NDVI similares (pertenecer al mismo TFE) o, de modo inverso, diferentes TFEs estar asociados a un único tipo de vegetación.

La identificación de TFEs aquí encontrados muestra una mayor heterogeneidad que en trabajos previos (Alcaraz-Segura *et al.* 2013; Paruelo *et al.* 2001). Desde el punto de vista metodológico, la aproximación aquí realizada presenta dos diferencias centrales con otros trabajos: por un lado, se tiene en cuenta una mayor cantidad de atributos funcionales y, por otro lado, por incorporar la variabilidad interanual como elemento clave para la identificación de la heterogeneidad funcional. Además, un mayor número de TFEs asegura una mayor homogeneidad funcional dentro de cada uno, lo que puede ser de importancia en estrategias de manejo y gestión de los recursos naturales.

Conclusiones

En el presente trabajo se logró establecer la heterogeneidad espacial en el funcionamiento de los ecosistemas de la región pampeana a partir de un conjunto de descriptores funcionales derivados de series temporales de NDVI, y la aplicación de técnicas de clasificación no supervisada conjuntamente con análisis discriminante. Los Tipos Funcionales de Ecosistemas se diferenciaron a partir de la productividad anual (i-NDVI), la variabilidad interanual de un conjunto de atributos funcionales (principalmente de CEC, DEC, i-NDVI y t-MAX) y la estacionalidad (RREL). La propuesta metodológica presentada en este trabajo es novedosa no sólo por la incorporación de una mayor cantidad de atributos funcionales, sino por tener en cuenta la variación interanual de los mismos para caracterizar la heterogeneidad funcional.

La elevada heterogeneidad de TFEs encontrados en el área de estudio refleja la bio-

diversidad funcional asociada a los procesos que operan a gran escala, de tal manera que esta identificación permite asentar un punto de partida para analizar las características asociadas a la dinámica del carbono en los ecosistemas a escala de paisaje.

Agradecimientos

Los autores agradecen al CONICET, la CICPBA y a la SECyT-UNCPBA por el apoyo para la realización de este trabajo.

Referencias

- Alcaraz-Segura, D., Paruelo, J., Cabello, J. 2006. Identification of current ecosystem functional types in the Iberian Peninsula. *Global Ecology and Biogeography* 15, 200-212.
- Alcaraz-Segura, D., Paruelo, J., Epstein, H., Cabello, J. 2013. Environmental and human controls of ecosystem functional diversity in Temperate South America. *Remote Sensing* 5, 127-154.
- Cabello, J., Fernández, N., Alcaraz-Segura, D., Oyonarte, C., Piñeiro, G., Altesor, A., Delibes, M., Paruelo, J. 2012. The ecosystem functioning dimension in conservation: insights from remote sensing. *Biodiversity Conservation* 21, 3287-3305.
- Ivits, E., Cherlet, M., Horion, S., Fensholt, R. 2013. Global biogeographical pattern of ecosystem functional types derived from earth observation data. *Remote Sensing* 5, 3305-3330.
- Lara, B., Gandini, M. 2016. Assessing the performance of smoothing functions to estimate land surface phenology on temperate grassland. *International Journal of Remote Sensing* 37(8), 1801-1813.
- Paruelo, J., Jobbágy, E., Sala, O. 2001. Current distribution of ecosystem functional types in temperate South America. *Ecosystems* 4, 683-698.
- Pettorelli, N., Vik, J., Mysterud, A., Gaillard, J., Tucker, C., Stenseth, N. 2005. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology and Evolution* 20(9), 503-510.
- Viglizzo, E., Lértora, F., Pordomingo, A., Bernardos, J., Roberto, Z., Del Valle, H. 2001. Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83, 65-81.
- Vitousek, P., Mooney, H., Lubchenco, J., Melillo, J. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277, 494-499.

La biodiversidad de los pastizales naturales valorizada diferencialmente por ambientes a partir de especies forrajeras

Ilda Entraigas^{1,2,4}, *Natalia Vercelli*^{1,3,4}, *María Guadalupe Ares*^{1,3}, *Sergio Chiramberro*⁴, *Fernando Carretero*⁴, *Nicolás Carretero*⁴ y *Horacio de Dominicis*⁴

¹ Instituto de Hidrología de Llanuras “Dr. Eduardo Usunoff”, Campus Universitario Azul, Av. República de Italia 780, – CC 47 – CP B7300 – Azul, Buenos Aires, Argentina.

² Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires.

³ Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas.

⁴ Facultad de Agronomía, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.

Mail de contacto: ilda@faa.unicen.edu.ar

RESUMEN

El paisaje de gran parte de la Pampa Deprimida está dominado por pastizales naturales cuya biodiversidad aporta forraje a lo largo de todo el año al ganado bovino que se cría en la región. El objetivo del presente trabajo (desarrollado en la zona rural de Shaw, partido de Azul, provincia de Buenos Aires) fue valorizar la biodiversidad que poseen estos pastizales mediante la consideración del valor forrajero de los diferentes ambientes que se desarrollan en su seno, y caracterizar la valoración y el manejo que los productores le atribuyen a estos pastizales para sus rodeos. El 86 % de los productores reconoce diferencias de calidad en el pastizal natural (a partir de la identificación de especies presentes en los distintos ambientes), pero solamente la mitad aprovecha dichas diferencias a partir del manejo por ambientes. El reconocimiento de esta heterogeneidad interna es la herramienta fundamental para la aplicación de un manejo estratégico que contribuya a optimizar la productividad de estos sistemas.

Palabras claves: biodiversidad, forraje, ambientes.

ABSTRACT

The landscape of Flooding Pampa is dominated by natural grasslands that provide forage for cattle over the year. The objective of this work (developed in Shaw, Azul county, Province of Buenos Aires) was to value the biodiversity of these grasslands taking into account the consideration of the forrage value of the different stands, and to characterize the valuation and management that farmers attribute to them. 86% of the farmers recognize differences in quality in their natural pastures (from the identification of species present in different stands), but only a half of them take advantage of these differences.

Keywords: biodiversity, forage, stands.

Introducción

Por sus limitantes ambientales, la cría extensiva de ganado vacuno en Argentina ha sido la actividad agropecuaria a la que se han incorporado menos insumos tecnológicos. Suele desarrollarse en regiones con limitantes hídricas y suelos de calidad pobre o regular, lo que se traduce en productividades forrajeras muy bajas. Esto

implica una baja utilización de la tierra, con cargas ganaderas de 0,15 a 0,5 vaca/ha, distribuidas en grandes establecimientos. En estos sistemas el manejo reproductivo y sanitario suele no tener una estrategia definida, aunque en las últimas décadas se ha mejorado dicha situación. La cría bovina se sustenta fundamentalmente en los pastizales naturales que constituyen la base forrajera principal para

la alimentación del ganado. El pastizal natural fue, es y seguirá siendo, aún en el largo plazo, el componente más importante del ecosistema pastoril ya que su reemplazo por cultivos forrajeros a gran escala solo es posible en algunas áreas agroecológicas y requiere la utilización de bienes de capital, lo que compromete la rentabilidad y la estabilidad ecológica del sistema (Pérez González et al., 2012). Por lo tanto, los pastizales naturales conforman un patrimonio biológico de importancia incuestionable, el cual debería ser utilizado con técnicas de manejo que permitan sustentarlo en el futuro.

El paisaje de gran parte de la Pampa Deprimida está dominado por pastizales naturales cuya biodiversidad aporta forraje a lo largo de todo el año al ganado bovino que se cría en la región (además de otros servicios muy valiosos, como el aporte de plantas medicinales, Vercelli et al., 2013). Dichos pastizales suelen nombrarse a partir de las especies que determinan su fisonomía característica, siendo los más relevantes los flechillares (dominados por especies de los géneros *Nassella*, *Piptochaetium*, *Amelichloa*, *Jarava*, entre otros) y los pajonales (con *Paspalum quadrifarium* Lam. como especie dominante). Estos pastizales suelen ser considerados poco productivos, ya que frecuentemente no son explotados con las debidas prácticas de manejo que permitirían, por un lado, atenuar las marcadas fluctuaciones estacionales en la productividad, y por otro lado, aprovechar la heterogeneidad interna de los mismos.

El objetivo del presente trabajo es valorizar la biodiversidad que poseen los pastizales de un área representativa de la Pampa Deprimida, a partir de la aplicación de un índice de valor forrajero (IVF) que considera los diferentes ambientes, y caracterizar la valoración y el manejo que los productores de la zona le atribuyen a los pastizales naturales para sus rodeos.

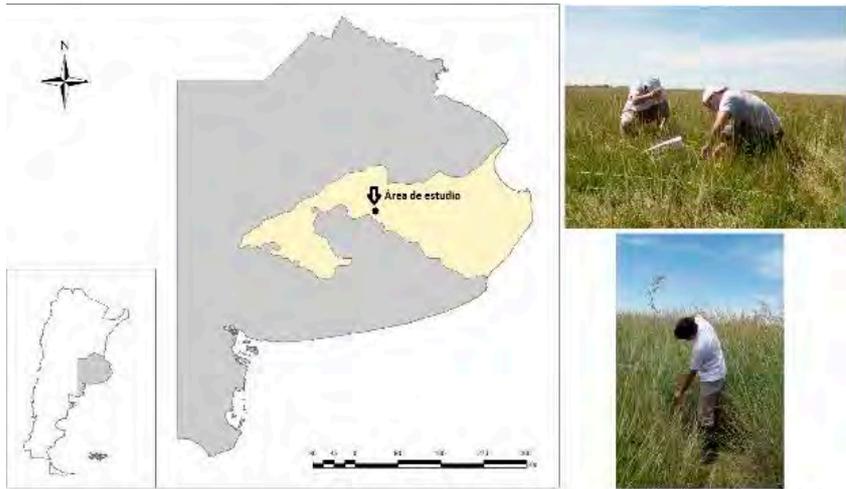
Materiales y Métodos

Área de estudio y unidades de análisis

La cuenca del arroyo del Azul, ubicada en el centro de la provincia de Buenos Aires (58° 51' – 60° 10' O; 36° 09' – 37° 19' S), presenta en su sector norte características típicas de la Pampa Deprimida: dominan pastizales naturales sometidos frecuentemente a excesos hídricos, en suelos con serias limitaciones para la agricultura (drenaje deficiente, presencia de un encostamiento calcáreo estratiforme, niveles freáticos cercanos a la superficie, y alcalinidad en superficie y/o profundidad). Las características anteriores hacen que los pastizales sean destinados casi con exclusividad a la cría extensiva de ganado vacuno.

Específicamente los muestreos de vegetación se llevaron a cabo en dos establecimientos rurales ubicados sobre el camino vecinal de la localidad de Shaw (partido de Azul, provincia de Buenos Aires) (Fig. 1). En el lote de uno de los establecimientos, dominado por flechillares (64 ha), se reconocieron 5 stands de vegetación diferentes, de acuerdo con las especies más abundantes y/o conspicuas presentes en cada uno: (1) *Nassella formicarum* (Delile) Barkworth; (2) *Distichlis spicata* (L) Greene; (3) *Cynodon dactylon* (L) Pers. var. *dactylon*; (4) *Botriochloa laguroides* (DC.) Herter; y (5) *Amelichloa caudata* (Trin.) Arriaga & Barkworth. En el lote del establecimiento dominado por pajonales (90 ha) se identificaron 3 stands a partir de la densidad de matas de *P. quadrifarium*, los cuales se denominaron: (A) pajonal laxo, (B) espacio cubierto por matas en el pajonal denso, y (C) espacio intermata en el pajonal denso.

Para caracterizar la valoración y el manejo que los productores de la zona realizan sobre los pastizales naturales se encuestaron a los propietarios/encargados de 18 establecimientos ganaderos ubicados sobre el camino vecinal de Shaw, cuya superficie total estimada es de 22.000 ha.



Muestreo y aplicación del IVF

En cada stand identificado, se dispusieron unidades de análisis delimitadas por una cuadrícula de 4 m² en las que se registraron todas las especies vegetales presentes, su cobertura porcentual, altura y estado fenológico. El muestreo de vegetación se llevó a cabo en diciembre de 2013.

En primer lugar, se estimó el índice primario para cada especie (InPsp), el cual combina valores de cobertura, digestibilidad, accesibilidad y estado fenológico, de acuerdo a escalas pre-establecidas (Chiramberro et al., 2015).

$$InPsp = Icob \times Idig \times Iacc \times Ief$$

donde: *Icob*: indicador de cobertura; *Idig*: indicador de digestibilidad; *Iacc*: indicador de accesibilidad; *Ief*: indicador del estado fenológico.

Luego, se estimó el índice total primario para cada stand (InTPst) a partir de la sumatoria de los InPsp de todas las especies forrajeras presentes en cada uno. Finalmente, para obtener el IFV a escala de parcela (InFVpar), se ponderó cada InTPst por la superficie ocupada (*sup*) por cada stand (por ejemplo, α y β) en una determinada parcela.

El índice tiene la siguiente fórmula:

$$InPVpar = InTPst\alpha \times sup\alpha + InTPst\beta \times sup\beta$$

Fig. 1. Ubicación relativa del área de estudio en la Pampa Deprimida (amarillo) de la provincia de Buenos Aires (gris). A la derecha: mediciones a campo para los indicadores de cobertura y accesibilidad.

El índice puede alcanzar valores en un rango entre 0 y 1, donde 0 representa una parcela sin vegetación, o sin especies forrajeras o con plantas que no tienen la altura suficiente para ser alcanzadas por la mordida del ganado; y 1 representa una parcela con cobertura total de especies con valores de digestibilidad mayores a 70 %, totalmente accesibles para el ganado, y en el mejor estado fenológico desde el punto de vista nutricional.

Encuestas

Se llevó adelante una encuesta cerrada a los encargados de los establecimientos, compuesta por siete preguntas (Tabla 1).

Tabla 1. Encuesta realizada a productores.

Pregunta	Posibles respuestas
Superficie ocupada por pastizales naturales	---
¿Suplementa el pastoreo?	Si No
¿Qué tipo de pastoreo realiza?	Continuo Rotativo Frontal
¿Diferencia especies según su calidad en el pastizal natural?	Si No
¿Hace algo con dichas diferencias?	Si No
¿Descansa el pastizal natural?	Si No
¿Posee pajonales?	Si, y quema
¿Realiza quemas?	Si, y no quema No posee

Resultados y discusión

En los 2 establecimientos analizados se reconocieron 85 especies diferentes, pertenecientes a 23 familias botánicas, 33 de las cuales resultaron comunes a ambos.

La aplicación del IVF mostró valores más altos a nivel de parcela para el pajonal (0,46) que para el flechillar (0,35), además de evidenciar gran heterogeneidad interna en ambos pastizales (Tabla 2).

Tabla 2. Índice primario total por stand (InPst) e índice primario por parcela (InPVpar) para los establecimientos analizados.

Stand	InPst	InPVpar
A	0,54	
B	0,11	0,46
C	0,43	
1	0,43	
2	0,22	
3	0,30	0,35
4	0,39	
5	0,43	

El análisis de las encuestas realizadas muestra que se relevaron 14.554 ha de superficie ganadera, de las cuales el 49 % se encuentra cubierta por pastizales naturales, y el resto por praderas (32 %), verdes de invierno (14 %), y de verano para

consumo directo o diferido (5 %). La forma de pastoreo más utilizada es la de tipo continuo (59 %), optando el resto por el pastoreo rotativo.

El 53 % de los establecimientos decide no suplementar a pastoreo, mientras que el 47 % que sí lo hace utiliza granos (29 %), rollos (12 %) y ensillados (6 %).

Del total de establecimientos evaluados, el 86 % realiza descansos en el pastizal natural principalmente en primavera, mientras que otro grupo de productores prefiere los descansos de invierno, o de verano en menor medida. Por otro lado, el 86 % de los productores reconoce diferencias de calidad en el pastizal natural (a partir de la identificación de especies presentes en los distintos ambientes), pero solamente la mitad aprovecha dichas diferencias (a partir del manejo por ambientes). Finalmente, se determinó que el 40 % de los establecimientos posee pajonales que son manejados mediante la aplicación de herbicidas o quema, con el fin de obtener una mejor calidad forrajera.

Conclusiones

La aplicación de este índice resulta útil en análisis ecológicos de sistemas productivos como estos pastizales naturales, en los cuales su biodiversidad merece destacarse y su heterogeneidad interna analizarse diferencialmente.

El reconocimiento, justamente, de esta heterogeneidad interna en aquellos establecimientos rurales donde los pastizales naturales constituyen la oferta forrajera predominante, es la herramienta fundamental para la aplicación de un manejo estratégico que contribuya a optimizar su productividad.

Agradecimientos

A los productores que ofrecieron sus establecimientos para los muestreos y su tiempo para ser encuestados. A los técnicos del IHLLA, por su valioso apoyo en las tareas de campo.

Referencias

- Chiramberro, S., Carretero, N., Vercelli, N., Entraigas, I., de Dominicis, H. y Ramaglio, J.C. 2015. Variabilidad espacio-temporal del valor forrajero de un pajonal de *Paspalum quadrifarium* en la Cuenca del arroyo del Azul. II Congreso Argentino de Ecología de Paisajes. Azul. 70-72.
- Pérez González, L., Lértora, R., Céspedes, F., Fernández, J. y Bernardis, A. 2012. Valor nutritivo de un pastizal de *Sorghastrum setosum* (Griseb) Hitchc fertilizado. XVIII Reunión de Comunicaciones Científicas y Tecnológicas. Corrientes. CA-033.
- Vercelli, N., Entraigas, I., Scaramuzzino, R., Migueltoarena, V. y D'Alfonso, C. 2013. Plantas medicinales de los bajos alcalinos de la cuenca del arroyo del Azul (provincia de Buenos Aires, Argentina). Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias de la UNC 45(2), 285-298.

Frecuencia y propagación de los incendios en el paisaje del Chaco árido y semiárido, efecto de la cantidad de biomasa combustible.

Landi Marcos Alejandro¹; Di Bella Carlos Marcelo^{2,3}; Argañaraz Juan Pablo¹; Bellis Laura Marisa¹

1 Instituto de Diversidad y Ecología Animal (IDEA), CONICET-UNC y Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Av. Vélez Sarsfield 299, Córdoba, Argentina.

2 Instituto Clima y Agua INTA Castelar, Nicolás Repetto y de los reseros 1686, Hurlingham, Argentina.

3 Departamento de Métodos Cuantitativos - Facultad de Agronomía - Universidad de Buenos Aires, Av. San Martín 4453, Buenos Aires, Argentina.

Mail de contacto: marcoslandi1980@gmail.com

RESUMEN

La frecuencia y propagación de incendios a lo largo del paisaje se hallan íntimamente ligados a la inflamabilidad de la matriz de combustible vegetal. A nivel mundial, los ecosistemas de sabana, han sufrido fuertes cambios en la estructura de la matriz de combustible vegetal. Por lo tanto los objetivos del presente trabajo fueron estudiar las variaciones en la frecuencia y la susceptibilidad a incendiarse de las diferentes coberturas vegetales en la región chaqueña árida y semiárida y determinar el efecto de la cobertura boscosa sobre el tamaño del área quemadas en el paisaje. La cobertura boscosa fue la que tuvo menor frecuencia de incendio y susceptibilidad de incendiarse, mientras que las coberturas de pastizal y arbustal tuvieron una frecuencia y susceptibilidad a incendiarse significativamente superior. La cobertura boscosa tuvo un efecto significativo sobre el tamaño del área quemada en el paisaje para niveles de cobertura superiores a 61 %.

Palabras claves: ecosistemas de sabana, inflamabilidad del paisaje, Propagación de incendios.

ABSTRACT

The fire frequency and wildland fire propagation are related to the flammability of the fuel bed. At present, savannah ecosystems around the world have been undergone drastic changes in the structure of the fuel bed. Therefore, the aims of this study were to analyse the variations in the fire frequency and the susceptibility to fire of the main vegetation cover present in the arid and semiarid Argentine Chaco regions, and to determine the effect of the forest cover on the amount of landscape burned area. Forest cover had the lowest fire frequency and susceptibility to fire, while shrubland and grassland covers had the highest fire frequency and susceptibility to fire. The presence of forest cover had a significant effect on the amount of landscape burned area at levels greater than 61 %.

Keywords: savannah ecosystems, landscape flammability, wildland fire propagation.

Introducción

La frecuencia y propagación de incendios a lo largo del paisaje se hallan íntimamente ligados a la inflamabilidad de la matriz de combustible vegetal (Palma *et al.*, 2007). A nivel de paisaje la inflamabilidad hace referencia a la susceptibilidad o tendencia que posee la matriz de combustible vegetal a

quemarse (Palma *et al.*, 2007); la cual puede ser caracterizada por la probabilidad de incendiarse que posee un sitio determinado, la tasa de propagación de las llamas y la intensidad del incendio (Gill y Zylstra, 2005).

Los ecosistemas de sabanas poseen una matriz combustible vegetal con características particulares, debido a que en las mismas

coexisten en forma simultánea zonas de pastizal sin árboles, zonas de pastizal con diferentes niveles de cobertura arbórea y zonas de bosque con dosel cerrado (Bodini y Clerici, 2016). Debido a la mixtura de combustibles allí presente se generan condiciones ideales para la propagación de incendios. A nivel mundial, una de las consecuencias más importantes de la presión de uso a la que fueron sometidos los ecosistemas de sabana, ha sido la arbustización y proliferación de la cobertura arbórea. Este proceso ha sido detectado en África, Australia (Staver *et al.*, 2011) y en el Chaco Sudamericano (Adámoli *et al.* 1990). El resultado final del proceso de arbustización sobre la frecuencia y propagación de los incendios, depende del efecto sobre el desarrollo de las pasturas de una compleja red de interacciones entre las condiciones climáticas, la presencia de ganado y el desarrollo de especies arbustivas y arbóreas (Bodini y Clerici, 2016). Por lo tanto los objetivos del presente trabajo fueron.

1) Estudiar las diferencias en la inflamabilidad de las coberturas de vegetación (pastizal, bosque, arbustal) en las regiones chaqueñas árida y semiárida, en función de frecuencia y la susceptibilidad a incendiarse.

2) Estudiar el efecto de la cobertura boscosa sobre la cantidad de hectáreas quemadas en el paisaje en las regiones árida y semiárida.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El trabajo se realizó en la región chaqueña localizada en el centro y norte de la Argentina entre los 21,5° y 34° S y entre los 59° y 68° O. La región chaqueña se dividió en árida (16.250.000 ha) y semiárida (12.650.000 ha). Estas se delimitaron a través del índice de aridez de De Martone (<http://geointa.inta.gov.ar/visor/>).

La vegetación se compone de parches de bosque, arbustales y sabanas (Adámoli *et al.* 1990). El dosel del bosque posee una cobertura arbórea que oscila entre los 35 a 80 % (Atala *et al.*, 2008). La cobertura de arbustal está formada por una vegetación leñosa de

baja altura, en la cual suele ser común la presencia de una matriz de pastizal entre los arbustos (Atala *et al.*, 2008). Los arbustales de la región chaqueña presentan una gran heterogeneidad, poseen una cobertura de especie leñosa que oscila entre el 15 y 75 %. El estrato herbáceo asociado a los arbustales posee una cobertura de suelo cercana al 60 % en la región semiárida y del 40 % en la región árida. La cobertura de pastizal se caracteriza por presentar árboles dispersos con una cobertura de especies herbáceas cercana al 60 % (Atala *et al.*, 2008).

Detección de incendios

Para detectar los incendios ocurridos en el periodo 2000-2010 se utilizó el producto satelital de área quemada de MODIS (MCD45 V5.1). Este posee una resolución espacial de 500x500 metros y una resolución temporal mensual. Fue obtenido en forma gratuita a partir del servidor de la NASA LP-DAAC (<https://lpdaac.usgs.gov/>).

Determinación de Coberturas vegetales

El área de estudio se dividió en 3 tipos de coberturas vegetales bosque, arbustal y pastizal. Para determinar las coberturas entre 2000-2005 se utilizó el producto Globcover 2005, mientras que para el periodo 2006-2010 se utilizó el producto Globcover 2009. Ambos mapas poseen una resolución espacial de 300 m x 300 m y fueron desarrollados y distribuidos en forma gratuita por la Agencia Espacial Europea (<http://www.esa.int/>).

Diseños Experimentales y análisis de datos

El área de estudio fue dividida en paisajes (celdas) de 62.500 hectáreas (25 km x 25 km). Para la región árida se delimitaron 260 paisajes y para la región semiárida 202 paisajes. A cada incendio delimitado con el producto MCD45 se le asignó la cobertura vegetal en la cual sucedió. En cada uno de los paisajes se realizaron los siguientes muestreos y análisis de datos.

1) En cada paisaje se estimó la frecuencia promedio de incendios para las coberturas de bosque, arbustal y pastizal. La frecuencia se definió como el número de veces que se que-

mó un mismo sitio (500 m x 500 m, 1 pixel MCD45) en el periodo de 11 años de estudio. Se comparó si existen diferencias significativas en las frecuencias de incendio de cada cobertura y región, para lo cual se realizó un ANOVA en bloques, con 1 factor y 6 niveles de factor obtenidos a partir de cruzar las 3 coberturas con las dos regiones. Cada paisaje fue utilizado como bloque.

2) Para cada paisaje se calculó el índice de selección de Ivlev (Flores *et al.*, 2012) promedio de cada cobertura vegetal. Este índice está escalado entre -1 y 1, valores negativos indican que la cantidad de hectáreas quemadas es menor a la que se espera por azar. En el caso de los incendios, una cobertura vegetal con valores negativos sugiere que en dicha cobertura existen características que evitan la ocurrencia y/o propagación de incendios. Valores positivos indican que la cantidad de hectáreas quemadas es mayor a la que se espera por azar, lo que sugiere que en dicha cobertura existen características que favorecen la ocurrencia y/o propagación de incendios. Mientras que, un índice con valor cero indica que dicha cobertura se quema según lo esperado por azar. Se analizó si los valores de índice de Ivlev promedio calculados para cada cobertura en cada región son significativamente diferentes de cero. Para esto se adaptó el método estadístico de simulaciones neutras y muestreo bootstrap utilizado en Flores *et al.* (2012).

3) Se calculó la cantidad de hectáreas quemadas en cada paisaje. Luego mediante ANOVA, se comparó si existen diferencias significativas en la cantidad de hectáreas quemadas, entre paisajes con diferentes niveles de cobertura boscosa. Los paisajes se clasificaron en los siguientes siete niveles 1) > 10%, 2) entre 11 y 20 %, 3) entre 21 y 30 %, 4) entre 31 y 40 %, 5) entre 41 y 60 %, 6) entre 61 y 80 %, 7) < 80 %.

Resultados y Discusión

Se detectaron diferencias significativas en la frecuencia promedio de incendios entre las regiones árida y semiárida y entre las diferentes coberturas vegetales (Fig. 1, $H=383.1$,

$P<0.0001$). En ambas regiones la cobertura de bosque es la que presentó menor frecuencia promedio de incendios. En la región semiárida los arbustales presentaron el mismo comportamiento que los arbustales.

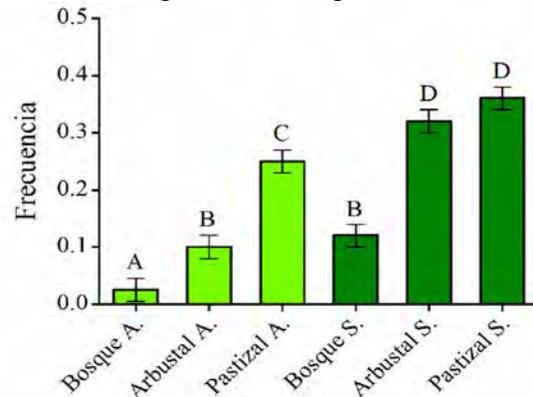


Fig. 1. Frecuencia promedio de incendios y su desvío estándar en las diferentes coberturas de la región árida (verde claro) y semiárida (Verde oscuro). Letras diferentes indican diferencias significativas. $\alpha=0,05$.

En ambas regiones las coberturas de arbustal y pastizal se quemaron más de lo que se espera por azar, mientras que la cobertura de bosque es la que posee menor susceptibilidad a quemarse ya que se quema menos de lo que se esperaría por azar (Fig. 2).

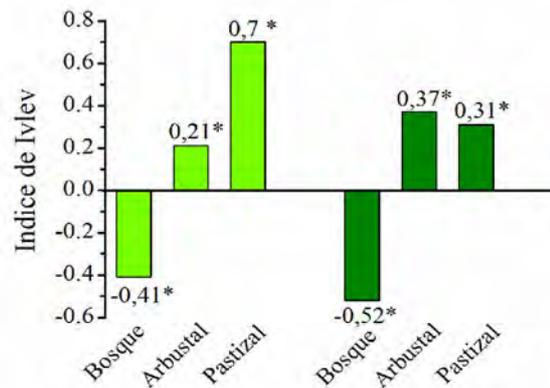


Fig. 2. Índice de preferencia de Ivlev por cobertura en cada región. Las coberturas con estrella difieren significativamente de cero. $\alpha=0,01$.

La cantidad de hectáreas quemadas en el paisaje disminuye en forma significativa para niveles de cobertura boscosa superiores a 61 % en la región Árida ($F=5,97$; $P<0,0001$) y de 81 % en la región Semiárida ($F=9,61$; $P<0,0001$) (Fig 3).

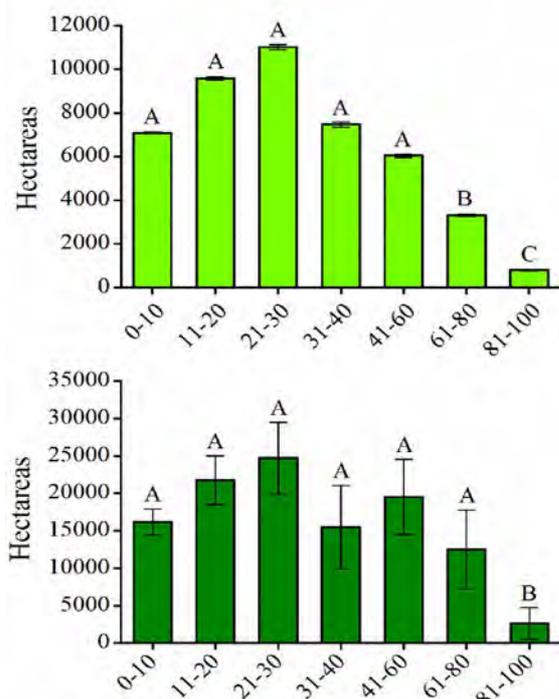


Fig. 3. Hectáreas quemadas y su error estándar en relación al porcentaje de cobertura arbórea presente en el paisaje de la región Árida (verde claro) y Semiárida (verde oscuro). Letras diferentes indican diferencias significativas. $\alpha=0,05$.

En la región semiárida la inflamabilidad de los arbustales es similar a la de los pastizales, ya que entre ambas coberturas poseen un índice de Ivlev muy similar y no se detectan diferencias significativas en la frecuencia de incendios. En cambio en la región árida se detectaron mayores diferencias en la inflamabilidad de ambas coberturas. Esta diferencia de comportamiento entre regiones puede deberse a la matriz de pastizal asociada a las coberturas de arbustal (Atala *et al.*, 2008). La región árida se caracteriza por poseer un déficit hídrico más marcado que la región semiárida. Por lo tanto, la atenuación de las condiciones ambientales generadas por la cobertura de las especies leñosas es más eficiente en la región semiárida. Esto permitiría un mayor desarrollo de pasturas en los arbustales de la región semiárida, lo cual incrementaría su inflamabilidad.

Los resultados obtenidos muestran que la cobertura de bosque posee menor inflamabilidad de que las demás coberturas. Estos re-

sultados concuerdan con lo esperado debido a la mayor proporción de combustibles gruesos (Gill y Zylstra, 2005) y a la mayor protección contra la desecación (Chen *et al.*, 1999). Sin embargo, la menor inflamabilidad de la cobertura boscosa genera un efecto represor en la propagación de los incendios a niveles de coberturas muy superior al umbral del 40% detectado tanto en modelos de simulación como en estudios empíricos (Bodini y Clerici, 2016). Esto puede deberse a un incremento en la inflamabilidad total del paisaje debido a los arbustales, los cuales poseen una inflamabilidad similar a la de los arbustales, y pueden generar un incremento en la conectividad a nivel de paisaje de las coberturas inflamables.

Referencias

- Adamoli, J., Sennhauser, E., Acero, J.M., Rescia, A. 1990. Stress and Disturbance: Vegetation Dynamics in the Dry Chaco Region of Argentina. *J. Biogeogr.* 17, 491-500.
- Atala, D., Schneider C., Ruffini S. 2008. Mapa de cobertura forestal nativa de la provincia de Córdoba 2008. Secretaría de Ambiente de la provincial de Córdoba.
- Bodini, A., Clerici, N. 2016. Vegetation, herbivores and fires in savanna ecosystems: A network perspective. *Ecol. Complex.* 28, 36-46.
- Chen, J., Saunders, S.C., Crow, T.R., Naiman, R.J., Brosfke, K.D., Mroz, G.D., Brookshire, B.L., Franklin, J.F. 1999. Microclimate in Forest Ecosystem and Landscape Ecology. *BioScience.* 49, 288-297.
- Flores, C.E., Cingolani, A.M., von Müller, A., Barri, F.R. 2012. Habitat selection by reintroduced guanacos (*Lama guanicoe*) in a heterogeneous mountain rangeland of central Argentina. *Rangel. J.* 34, 439-445.
- Gill, A.M., Zylstra, P. 2005. Flammability of Australian forests. *Aust. For.* 68, 87-93.
- Palma, C.D., Cui, W., Martell, D.L., Robak, D., Weintraub, A. 2007. Assessing the impact of stand-level harvests on the flammability of forest landscapes. *Int. J. Wildland Fire* 16, 584.
- Staver, A. C., Archibald, S., Levin, S. A. 2011. The global extent and determinants of savannah and forest as alternative biome states. *Science* 334, 230-232.

Evaluación del Crecimiento de la Palma Choapo (*Dictyocaryum lamarckianum* Mart.) H.Wendl.) en bosque muy húmedo premontano del municipio de Cubarral, Meta, Colombia

Juliana Cárdenas Torres¹ y Deivid Álvarez Cortés²

¹ Semillero de Investigación en Restauración Ecológica, Ingeniería Forestal. Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Av. Circunvalar Venado de Oro, Carrera 5 Este N° 15-82, Bogotá, Colombia.

² Semillero de Investigación en Restauración Ecológica, Ingeniería Forestal. Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Av. Circunvalar Venado de Oro, Carrera 5 Este N° 15-82, Bogotá, Colombia.

Mail de contacto: jfcardenast@correo.udistrital.edu.co

RESUMEN

Se evaluó el crecimiento de individuos de palma Choapo (*Dictyocaryum lamarckianum*) en la Reserva Natural Las Palmeras localizada en Cubarral, suroccidente del departamento del Meta, Colombia. Bajo un diseño experimental simple al azar con 3 repeticiones se establecieron 6 parcelas de 25 m² repartidas en dos tipos de bosque (intervenido y conservado) y en cada una fueron sembrados 16 individuos de 1,5 años. Se analizaron valores promedio de altura, diámetro, área foliar, longitud de raíces y calidad de hoja, obteniendo mejores resultados para todas las variables en las parcelas de bosque intervenido, excepto para diámetro, que presentó mejor comportamiento bajo condiciones de bosque conservado. Se concluye que, a pesar de manejar la hipótesis de que la planta se comporta mejor en bosque conservado, los individuos de la palma también pueden desarrollarse en zonas intervenidas cuando han alcanzado una edad promedio de 1,5 años y diámetros superiores a 0,4 cm.

Palabras claves: *Dictyocaryum lamarckianum*, crecimiento, Colombia.

ABSTRACT

The growth of individuals of the Choapo palm (*Dictyocaryum lamarckianum*) was evaluated in the Natural Reserve Las Palmeras, located in Cubarral, southwest Meta department, Colombia. Under a simple randomized experimental design with 3 replicates, 6 plots of 25 m² were established in two types of forest (intervened and preserved) and 16 individuals of 1.5 years of age were sown. Average values of height, diameter, leaf area, root length and leaf quality were analysed, obtaining better results for all the variables in the intervened forest plots, except for the diameter, which showed a better behaviour in conserved forest conditions. It is concluded that, despite the hypothesis that the plant behaves better in the conserved forest, the individuals can also develop themselves in intervened areas when they have reached an average age of 1.5 years and diameters higher than 0.4 cm.

Keywords: *Dictyocaryum lamarckianum*, growth, Colombia.

Introducción

Colombia es el país más rico en palmas a nivel continental y el tercero más rico a nivel mundial con 212 especies distribuidas en 44 géneros, solo superado por Malasia y Filipinas (Galeano y Bernal, 2005). Su importan-

cia en la dinámica de los bosques y en los contextos social, económico y político radica en que luego de las gramíneas y las leguminosas, *Arecaceae* es la familia de plantas más útiles para el hombre del trópico (Johnson, 1996). Otros autores como Bernal *et al.* (2011) afirman que ésta es probablemente la

familia más importante del Neotrópico, teniendo en cuenta su diversidad y abundancia de usos. En términos ecológicos, las palmas son consideradas elementos estructurantes del bosque tropical por el alto número de especies que cumplen un papel como fuente de alimento para la fauna silvestre (Henderson *et al.*, 1995) y ejemplo de ello es *Dictyocaryum lamarckianum*.

De acuerdo con Bernal *et al.* (2016) existen registros de esta palma en Caquetá, Antioquia, Boyacá, Magdalena, Huila y Magdalena (Sierra Nevada), no obstante, se encuentra también en Cubarral (Meta), municipio que se caracteriza por presentar una zona de transición entre las regiones de la Orinoquia y los Andes, en una zona denominada ecológicamente como ecotono, con transiciones entre comunidades diferentes a lo largo de gradientes ambientales (Holland *et al.*, 1991; Hansen y Di Castri, 1992). Esta palma es particularmente trascendental también por la función ecológica que cumple específicamente en la simbiosis mutualista que mantiene con el Loro Orejiamarillo (*Ognorhynchus icterotis*), especie catalogada en peligro Crítico a nivel nacional y global principalmente por la destrucción de su hábitat original, la palma de cera (*Ceroxylum quindiuense*).

Esta zona es de importancia natural respecto al resto de la Orinoquia y también uno de los paisajes más productivos económicamente y el de mejor manejo agrícola y pecuario (Jamoy, 2011), lo que implica una fuerte presión al territorio y cambios en la estructura del bosque por acción antrópica. Galeano y Bernal (2005) afirman que las palmas al ser típicas de los bosques requieren, al menos en los estadios iniciales, las condiciones de iluminación y humedad que el bosque provee, haciendo que la posibilidad de regeneración en potreros o áreas deforestadas sea casi nula. Con el propósito de comprobar esta hipótesis y describir el crecimiento y desarrollo fenológico de la especie, en el presente trabajo se muestran los resultados de un ensayo realizado en la Reserva Natural las Palmeras en Cubarral, en dos condiciones de

sitio dentro del bosque muy húmedo premontano.

Materiales y Métodos

El estudio fue realizado en la Reserva Natural Las Palmeras, en la vereda El Vergel Alto del municipio de San Luís de Cubarral, al suroccidente del departamento del Meta, entre los 1650 y 1900 m de altitud, donde se presentan temperaturas que oscilan entre los 12 y 23 °C, precipitaciones superiores a 4000 mm anuales y una humedad relativa promedio de 94 %, correspondiendo a la zona de vida de bosque muy húmedo premontano (bmh-PM).

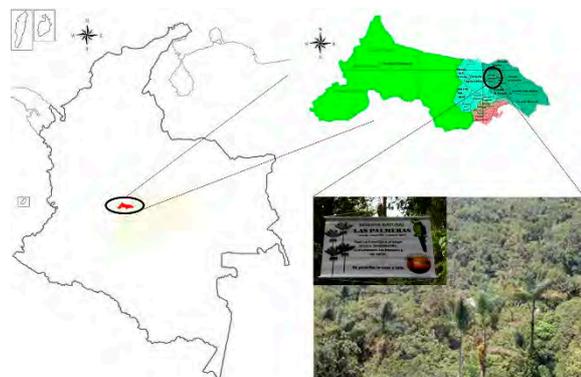


Fig. 1. Ubicación área de estudio.

La reserva se extiende ocupando unas 257 hectáreas dentro de las cuales algunos parches han sido objeto de aprovechamiento selectivo de especies maderables valiosas (aserradero), mientras que los bosques primarios se encuentran en la parte más alta de la reserva (conservado). De acuerdo con la metodología adaptada de Palacio *et al.* (1998), Pulgarín (2001), Gallo y García (2005) y Balslev *et al.* (2010) y bajo un diseño experimental simple completamente al azar con 3 repeticiones se establecieron en total 6 parcelas de 25 m² a finales de julio de 2015, en los lugares anteriormente mencionados teniendo en cuenta las características de conservación e intervención que las diferencia. Las parcelas fueron demarcadas con cuerda visible y en cada una fueron plantados 16 individuos de la palma de edades entre 1 y 1,5 años, previamente obtenidos del vivero instalado en la reserva. Para cada uno se midió: altura

total (altura 1 en cm); altura a la base de la hoja (altura 2 en cm); diámetro a la altura del cuello (DAC en cm); área foliar (AF en m²); calidad de hojas y longitud de raíz (en cm). De estas la única variable no cuantitativa fue calidad, razón por la cual se procedió a evaluar de acuerdo a la información de la tabla 1.

Tabla 1. Categorías para evaluar la calidad de las hojas.

Calidad	Categoría	Descripción de la hoja
Muy buena	4	Verde, sin afectaciones de ningún tipo
Buena	3	Verde amarillento con ligeras afectaciones
Regular	2	Café, con mayores afectaciones como mordeduras
Mala	1	Seca y muerta

Se determinaron valores promedio para todas las variables y se analizaron en el programa estadístico Infostat[®] con el fin de determinar en qué condiciones crecen mejor los individuos de *Dictyocaryum lamarckianum* y cuáles son los principales factores que influyen en su desarrollo juvenil, mediante un análisis de varianza.

Resultados y discusión

Las parcelas ubicadas en el bosque intervenido o aserradero presentaron mayor esperanza de vida ya que más individuos lograron mantenerse a través del tiempo. Esto no concuerda con los resultados obtenidos por Palacio *et al.* (1998) quienes concluyeron que las plántulas de la especie presentan menor esperanza de vida en los sitios alterados dada su reducida capacidad para establecerse en zonas deforestadas. Sin embargo pensamos que nuestro resultado es válido teniendo en cuenta que en las parcelas ubicadas en bosque conservado los individuos presentaron mayor vulnerabilidad debido a factores como la humedad, la cual, en exceso, reduce significativamente el crecimiento de las palmas (Burgos *et al.*, 2007) y puede provocar pudrición en algunos individuos, así como las in-

clemencias climáticas que causaban la caída de árboles sobre las plántulas de esta especie.

En las figuras 2 y 3 se observan los resultados promedio obtenidos para las variables cuantitativas. En todos los casos los individuos de bosque intervenido (aserradero) presentaron valores más altos, la línea de corte permite observar que DAC presentó el mismo comportamiento. Para altura total los individuos de bosque intervenido midieron un 10 % más, con un promedio de 43,88 cm en aserradero y 34,52 cm en conservado. Para el DAC se obtuvo una diferencia entre sitio de 0,3mm siendo en el bosque intervenido el de mayor valor con 1,34 cm. La variable longitud de raíz presentó diferencias de 1,1 cm entre los sitios analizados, siendo nuevamente mejor en aserradero con 3,51 cm. Estos resultados coinciden con lo encontrado por Palacio *et al.* (1998), quienes dicen que en áreas intervenidas mueren individuos de todas las clases diamétricas usadas por ellos menos la clase 5 (igual o superior a 1,5 cm, diámetro manejado en el presente trabajo), porque tienen un sistema radicular más desarrollado, pudiendo acceder a suministros de agua.

El sitio con mayor área foliar (figura 3) coincide con el que obtuvo mayor altura evidenciando la relación entre estas dos variables. A lo largo del estudio se pudo observar una disminución del área en la segunda medición respecto a la primera, debido probablemente a la etapa de adaptación de los individuos a las nuevas condiciones de su entorno, provocando en algunos casos pérdida de una parte de la hoja o sequedad. No obstante, para la medición final esta variable volvió a presentar valores altos aunque con menos individuos evaluados (eliminando los que habían muerto) permitiendo inferir que estos pudieron establecerse y desarrollar sus hojas.

Por su parte los resultados para la variable cualitativa calidad de la hoja se observan en la figura 4. Se observa que las hojas categorizadas como de calidad buena predominan en los dos sitios estudiados sin importar el tipo de bosque. En bosque intervenido o aserrade-

ro hubo más individuos de calidad regular mientras que en conservado el porcentaje de hojas de mala calidad y de muy buena, fue mayor.

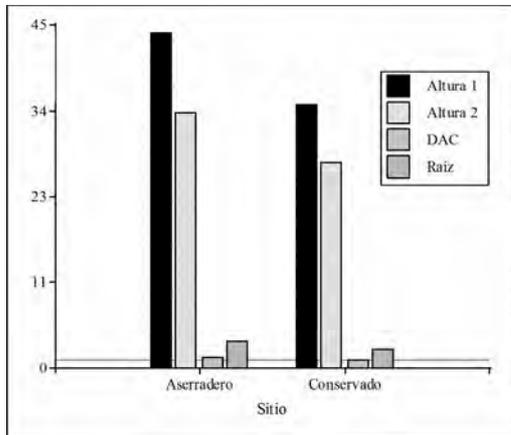


Fig. 2. Resultados obtenidos para las variables cuantitativas lineales. Todos los valores en cm.

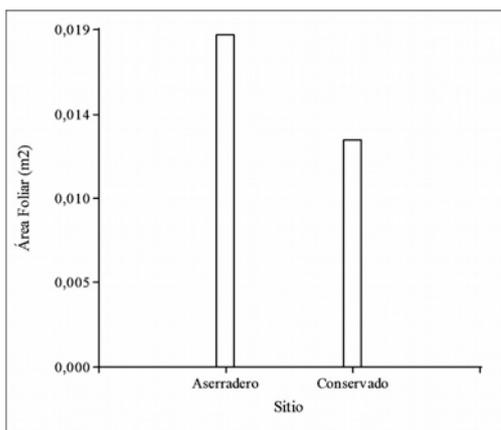


Fig. 3. Área foliar (m²) para los individuos de *D. lamarckianum* evaluados.

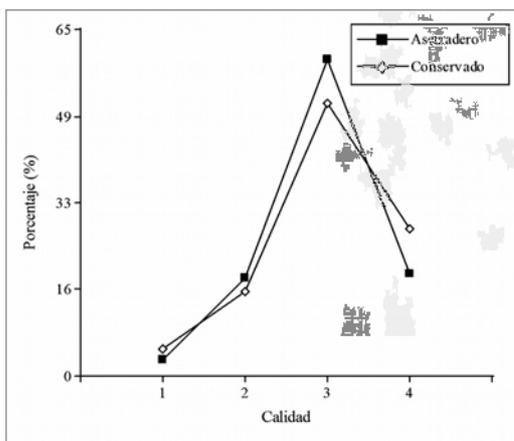


Fig. 4. Porcentaje de calidad de hoja para cada sitio.

Análisis de Varianza

Para el análisis de varianza se planteó como hipótesis nula que las plántulas no se desarrollan óptimamente bajo intervención y como alternativa, que sí lo hacen. Analizando el p valor se obtiene que para todas las variables existen diferencias significativas entre los sitios significando de esta forma que los resultados sí se ven afectados por el tipo de bosque y no son producto del azar, excepto para calidad de la hoja cuyo p valor fue mayor a 0,05, lo que indica que se desarrolla independientemente del tipo de bosque.

Finalmente, los suelos de los dos sitios presentaron altos valores de acidez indicando la dificultad de las plantas para disponer de nutrientes, no obstante, en el bosque intervenido se presentaron altos valores de carbono orgánico debido a los residuos de la extracción maderera encontrándose más fácilmente disponibles para las plantas y explicando el comportamiento del sitio. Conclusiones

- Los individuos de *D. lamarckianum* desarrollaron mayor altura, diámetro, área foliar y longitud de raíz en el bosque intervenido debido a factores como sistema radicular desarrollado, edad, composición del suelo y adaptación a la regeneración adyacente.
- Debido a la alta humedad presente en el bosque conservado y la caída de árboles muchos individuos murieron lo que influyó en el desarrollo de los mismos a lo largo del estudio.
- La calidad de la hoja no se ve afectada por el tipo de bosque en que crece el individuo ni su grado de intervención, las hojas de todos los individuos fueron evaluadas como de buena calidad.

Agradecimientos

A la Universidad Distrital por brindarnos la formación profesional, al profesor Lyndon Carvajal Rojas por la oportunidad y a COR-MACARENA por la financiación. A nuestras familias y amigos por el apoyo incondicional.

Referencias

- Balslev, H., Navarrete, H., Paniagua, N., Pedersen, D., Eiserhardt, W., Kristiansen, T. 2010. El uso de transectos para el estudio de comunidades de palmas. *Ecología en Bolivia* 45(3), 8-23.
- Bernal, R., García, N., Figueroa, Y., Galeano, G. 2011. Resúmenes: Simposio Internacional Impacto de la cosecha de palmas en los bosques tropicales. Leticia, Colombia.
- Bernal, R., Galeano, G., Rodríguez, A., Sarmiento, H., Gutiérrez, M. 2016. Nombres Comunes de las Plantas de Colombia. Disponible en <http://www.biovirtual.unal.edu.co/nombrescomunes>. [fecha de consulta: 15 de octubre 2016].
- Burgos, C., Perdomo, R., Cayón, G. 2007. Efecto de niveles de agua en el suelo sobre el crecimiento y desarrollo de palmas de vivero. *Palmas*, 28(1), 67-75.
- Galeano, G., Bernal, R. 2005. Palmas (Familia *Arecaceae* o *Palmae*) Libro Rojo De Plantas De Colombia. Volumen 2: Palmas, Frailejones Y Zamias. Serie Libros Rojos De Especies Amenazadas De Colombia.
- Gallo, E., García, J. 2005. Estudio demográfico de la palma choapo *Dictyocaryum lamarckianum* (Mart) H. Wendl. en Antioquia. Trabajo de Grado para optar al título de Ingenieros Forestales. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Colombia.
- Hansen, A. J., Di Castri, F. 1992. *Landscape Boundaries: Consequences for Biotic Diversity and Ecological Flows*. Springer-Verlag, New York.
- Henderson, A., Galeano, G., Bernal, R. 1995. *Field guide to the palms of the Americas*. Princeton University. New Jersey. 352p.
- Holland, M., Risser, P., Naiman, J. (eds.) 1991. *Ecotones. The role of landscape boundaries in the management and restoration of changing environments*. Chapman & Hall, New York.
- Jamoy, D. 2011. Propuesta de indicadores de calidad edafológicos para valorar la influencia de los sistemas productivos sobre algunas propiedades físicas y químicas en suelos Oxisoles del piedemonte llanero colombiano. Universidad Nacional de Colombia.
- Johnson, D. (ed.) 1996. *Palms: Their Conservation and Sustained Utilization*. IUCN, World Conservation Union, Gland, Switzerland.
- Palacio, M., Sierra, M., Uribe, A. 1998. Ecología poblacional de *Dictyocaryum lamarckianum* (Mart) H. Wendl. en una región de la Cordillera Central de Colombia. *Actual. Biol.* 20(69), 115-120.
- Pulgarín, J. 2001. Avances del estudio demográfico de la palma choapo (*Dictyocaryum lamarckianum*) en bosques muy húmedos pre-montanos (Amalfi, Antioquia). Programa Biodiversidad para el Desarrollo. Universidad Nacional de Colombia.

Sistemas socio-ecológicos

Fortalezas y debilidades en los procesos de Ordenamiento Territorial. Provincia de Santa Fe, Argentina

Néstor Ricardo Biasatti¹ y Edgardo Fabián Seguro²

¹ Dirección Provincial de Planificación del Ministerio de Medio Ambiente, provincia de Santa Fe, Calle Montevideo N° 970, Rosario. Provincia de Santa Fe. Argentina

² Subsecretaría de Gestión Ambiental, Secretaría de Medio Ambiente del Ministerio de Medio Ambiente, provincia de Santa Fe, Calle Montevideo N° 970, Rosario. Provincia de Santa Fe. Argentina

Mail de contacto: rbiasatti@hotmail.com

RESUMEN

En este trabajo se evalúan los procesos de Ordenamiento Territorial (OT) implementados en la provincia de Santa Fe con el objeto de caracterizar el alcance y aplicabilidad de criterios que aportan a la toma de decisiones en la gestión de gobierno. Para tal fin, se entiende el OT como una herramienta transversal para la conciliación de intereses en las intervenciones territoriales, la mejora en la planificación y la sistematización de información a los fines de optimizar los procesos de gestión.

Palabras claves: Ordenamiento Territorial, Gestión, Ecología de Paisajes.

ABSTRACT

This work assesses the processes of Territorial Planning that are held in the Province of Santa Fe with the aim of characterizing the scope and applicability of the criteria that affect the process of decision making in the government management. For that purpose, the Territorial Planning is understood as a transverse tool aimed at the conciliation of interests in the territorial intervention, the improvement in planning and the systematization of information to enhance the management processes.

Keywords: , Territorial Planning, Management, Landscape Ecologist

Introducción

El objetivo de caracterizar el alcance y aplicabilidad de criterios de Ordenamiento Territorial (OT) de las intervenciones territoriales efectuadas desde la gestión de gobierno de la provincia de Santa Fe, pretende identificar y sistematizar herramientas de planificación de carácter transversal y sostenible.

La decisión política de implementar estos procedimientos en base a herramientas de orden conceptual y metodológico como la ecología de paisajes (Forman y Godron 1986, Naveh *et al.* 2001), y la regionalización, encuentra algunos obstáculos que deben ser identificados, abordados y resueltos en el marco de la gestión del territorio. Se incor-

pora formalmente la participación ciudadana como parte del proceso.

Santa Fe implementa estrategias de OT en el marco del Plan Estratégico Provincial, iniciado por Binner y Bonfatti (2008) y actualizado por Bonfatti y Galassi (2012). En este contexto, se iniciaron acciones específicas tendientes a poner en valor los procesos de OT mediante estrategias interministeriales de abordajes transversales a los problemas complejos, cuyas primeras referencias pueden verse en Biasatti y Rapalino (2011) y Biasatti *et al.* (2013).

Otras herramientas que han contribuido al proceso han sido, por ejemplo la aplicación de la Ley de Protección Ambiental del Bosque Nativo N° 26.331, cuyo correlato provincial en cumplimiento a esa norma de presu-

puestos mínimos se desarrolló mediante un proceso participativo culminando en la sanción de la ley provincial N° 13.372 que aprueba el mapa de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos.

Los corredores biológicos han tomado escala de política de estado, incorporándose al Sistema Provincial de Áreas Naturales Protegidas (ANP's) (Ley provincial 12175) como describe en Biasatti *et al.* (2016).

El proceso de OT de la provincia implica numerosas estrategias tendientes a consolidar un cambio de actitud tanto hacia el interior de la gestión de gobierno como hacia la comunidad. En términos administrativos, se formaliza la creación del Comité Interministerial de Ordenamiento Territorial (CIOT) mediante el Decreto N° 638/14, y se consolida ampliando los miembros del mismo mediante el Decreto N° 4.109/17.

El OT avanza en la provincia de Santa Fe atravesando la gestión de gobierno como abordaje transversal. No constituye un camino lineal, ni implica un problema resuelto, pero ha contribuido a la resolución de situaciones de crisis, mejorar muchos aspectos de la planificación, unificar criterios de uso del suelo y organización del territorio que en otro contexto se hallan más dispersos e inconexos.

Materiales y Métodos

El Plan de Ordenamiento Territorial es un Instrumento de carácter técnico y normativo para el planeamiento y la gestión local capaz de dar cuenta, no solo del escenario actual, sino también para el mediano y largo plazo, proveer previsibilidad, establecer un marco institucional organizado para la administración del territorio y apuntalar los procesos de toma de decisión en la información específica que le dé fundamento.

No es un “proyecto” cuyo ciclo comienza con una iniciativa y finaliza con un “producto” en un tiempo determinado. Se trata del diseño de un conjunto de acciones y políticas de carácter constante que devienen en pautas para el planeamiento físico y funcional del territorio capaz de orientar el desarrollo, di-

ñar el modelo de ocupación del suelo y regular la transformación del espacio físico urbano y rural.

El trabajo abarca la superficie total del territorio provincial, tanto las áreas rurales como las urbanas, observando particular interés en las zonas de bordes, suburbanas o interfases urbano-rurales, así como las áreas industriales y logísticas, por su dinamismo y conflictividad.

Se exponen los avances del CIOT creado a tal efecto, se evalúan (registro y sistematización) diferentes casos, el rol del sector privado, su formalidad, su cumplimiento de las normas y los lineamientos establecidos por la provincia para el uso del suelo.

Se da cuenta de la escasa relevancia de la herramienta de Estudios de Impacto Ambiental (EsIA) en un contexto en el cual no existe un ordenamiento territorial.

Resultados y discusión

Si bien muy reciente, el CIOT identifica la dificultad para revertir ciertas prácticas ejercidas por el sector privado basadas en primero hacer, luego formalizar. Este Comité aborda el problema y consolida el acompañamiento a municipios y comunas para la institucionalización de sus procesos de OT a escala distrital. Los casos analizados evidencian que los mecanismos establecidos para evaluar cada emprendimiento en particular por medio de Estudios de Impacto Ambiental, en muchos casos constituyen una escala de abordaje inadecuada y no contribuyen a resolver las externalidades. Sus consecuencias son, por ejemplo: impactos aditivos encubiertos, especulación inmobiliaria o encajecimiento del suelo urbano, sin un adecuado criterio de OT.

Así mismo, se demuestra la importancia de la intervención del CIOT, poniendo en contexto los EsIA particulares, permitiendo a la autoridad de aplicación una evaluación más ajustada de los mismos.

Conclusiones

El sector privado avanza con una capacidad operativa espacio-temporal que en gene-

ral prevalece sobre las escasas regulaciones de gobiernos locales, consolidando criterios “de hecho” sobre el territorio. Las externalidades de tales procesos tienden a generar diversos impactos a sectores de la sociedad que devienen en demandas al estado. El perfil de gestión para el OT en Santa Fe ha definido enfrentar tales tendencias, institucionalizado mediante el CIOT, mientras que en lo procedimental avanza en la normalización de diversas irregularidades históricas, incluyendo la adaptación de la normativa.

Agradecimientos

Especial agradecimiento a las autoridades del Ministerio de Medio Ambiente de la Provincia de Santa Fe: Ministro Ing. Agr. Jacinto Speranza y Secretario de Medio Ambiente, Ing. César Mackler.

A los miembros integrantes del Comité Interministerial de Ordenamiento Territorial (CIOT) de la provincia de Santa Fe, porque dan cuerpo al conjunto de ideas y forma a las tareas para seguir avanzando.

Al equipo de la Dirección Provincial de Planificación y de la Dirección General de Desarrollo Sustentable del Ministerio de Medio Ambiente por su compromiso y colaboración constantes.

Referencias

Biasatti, N. R.; Rapalino, M. 2011. Aproximación a un modelo de ordenamiento territorial en el marco del proceso de planificación estratégica en la provincia de Santa Fe, Argentina. *Revista de la Asociación Argentina de Ecología de Paisajes* 2(2): 100-108. Volumen Especial IIIJAEP: "Hacia la sustentabilidad ecológica en un planeta que cambia rápidamente". Dic. 2011.

Biasatti, N. R.; Avogradini, F.; Rapalino, M. 2013.- Sistema reticulado para conservación de la biodiversidad en la provincia de Santa Fe, Argentina. *Revista de la Asociación Argentina de Ecología de Paisajes* 4(2): 181-189. Diciembre 2013.

Biasatti, N.R., Rozzatti, J. C., Fandiño, B., Pautaso, A., Mosso, E., Marteleur, G., Algarañaz, N., Giraud, A., Chiarulli, C., Romano, M., Ramírez Llorens, P., Vallejos, L. 2016. En: N.R. Biasatti (compilador, director) *Las ecoregiones: su conservación y las áreas naturales protegidas de la provincia de Santa Fe*. Secretaría de Medio Ambiente. MASPyMA. Imprenta UNL. 1ª Ed., 244 pp.

Binner, H.; Bonfatti, A. 2008. Plan estratégico provincial Santa Fe. Cinco regiones, una sola provincia. Provincia de Santa Fe/URBAL. Rosario, Santa Fe. Argentina

Bonfatti, A.; Galassi, R. 2012. Plan estratégico provincial Santa Fe. Visión 2030. Primera Edición, Ministerio de Gobierno y Reforma del Estado. Provincia de Santa Fe. Argentina. ISBN 978-987-23560-9-5.

Forman, R.T., Godron, M. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & Son. N. York.

Naveh, Z.; Lieberman, A.; Sarmiento, S.; Ghersa, C.; León, R. 2001. *Ecología de Paisajes*. Editorial Facultad de Agronomía, Buenos Aires, Argentina.

PROTEGGILSUOLO 2014. Last update on the petition: Protect European soils, open a new way to a European Soil Directive. Disponible en: <http://www.proteggiamoilsuolo.it/signs.html>. [fecha de consulta: 27 diciembre 2014].

Vercelli, N., Lara, B., M., Ares, G. 2012. Estimación del escurrimiento potencial con el uso de Sistemas de Información Geográfica y Teledetección. XI Reunión Argentina de Agrometeorología. La Plata, 213-214.

Percepción y valoración del paisaje de ribera por parte de los pobladores de la localidad de Río Ceballos, Córdoba (Argentina). Implicancias para la gestión

Cecilia Ruth Inés Giovanola¹ y Cecilia Trillo²

¹Becaria Instituto Nacional del Agua, Avenida Ambrosio Olmos 1142, X5000AVP, Córdoba. Maestría en Manejo de Vida Silvestre, Centro de Zoología Aplicada, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Universidad Nacional de Córdoba. Rondeau 798, X5000AVP, Córdoba, Argentina

²Departamento Diversidad Biológica, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Avenida Vélez Sarsfield 299, X5000AVP, Córdoba, Argentina.

Mail de contacto: ceciliagianola@gmail.com

ABSTRACT

Effective urban riparian landscape (RL) management implies linking between the ecological and social dimensions. We have explored people's perception and preferences of RL, its uses, biodiversity, ecosystem services (ES) and changes over time, in Río Ceballos city (Córdoba, Argentina). Structured and semi-structured interviews were conducted with 33 residents nearby the river. The data analysis included qualitative approach, free-list, and attitude measurements with Likert-type test. Our results suggest that dam construction represented the main driving factor of RL changes that influences perception. Cultural values were the ES most frequently mentioned, and 74 ethnospecies were cited. Residents approved well-vegetated RL that guarantees a safe access to the river for recreational and tourist activities, with well-maintained lawns and clean from urban wastes. Decision-makers are advised to prioritize actions on green public spaces based on residents' attitude, that contemplates the urban and ecological functions collectively.

Keywords: public environmental perception, riparian zone, urban planning

Introducción

Las riberas fluviales urbanas son corredores que brindan funciones y servicios ecosistémicos (SE) a distintas escalas. A nivel paisajístico, representan un espacio dinámico, con una estética que refleja las concepciones de "lo natural" situadas éstas en contextos culturales, locales e históricos particulares (Johnson y Davidson-Hunt, 2011). Por lo tanto, su manejo implica el desafío de combinar el valor estético, el diseño, las expectativas y necesidades de los pobladores, con las características y beneficios ecológicos (Nassauer *et al.*, 2001). Este estudio se plantea como objetivo analizar la percepción de los pobladores del paisaje ribereño, en su estructura y cambio en el tiempo, sus usos, biodiversidad, preferencias y SE.

Materiales y Métodos

La localidad de Río Ceballos está emplazada en el faldeo oriental de las Sierras Chicas, en el Departamento Colón (31° 4' a 31° 17' S y 64° 11' a 64°26' O) a 35 km al noroeste de la capital de Córdoba. La población total es de 20.242 habitantes (INDEC, 2010). El clima es semi-húmedo, con tendencia al semi-seco de la montaña, con temperatura media anual de 13,9 °C y promedio anual de lluvias de 725 mm. (Capitanelli, 1979). El Río Ceballos nace del Dique La Quebrada y continúa hacia el sur para desembocar en el Río Suquía, con el nombre de Arroyo Saldán (Formica *et al.*, 2015). La vegetación es característica del Distrito Serrano de la Provincia Fitogeográfica Chaqueña (Cabido y Zak 1999), no obstante actualmente se encuentra modificada y degradada por impacto antrópico (Gavier y Bucher, 2004; Giorgis, 2011).

Metodología

Se realizaron entrevistas abiertas y semiestructuradas (Bernard, 1995) a 33 informantes clave seleccionados a través de la técnica de “bola de nieve” (Aguilera *et al.*, 2003; Guerber, 1991). Se priorizaron aquellos que residen adyacente a la ribera hasta 200 metros del río. Se confeccionaron listados libres sobre usos, SE y las especies de flora y fauna que conocen del ecosistema ribereño. Se realizaron preguntas estructuradas para evaluar medición de actitudes con el test de Likert (Padua, 1994), que constó en 8 ítems fotográficos de 5 niveles para indagar el grado de aprobación (1-nada, 2-un poco, 3-algo, 4-bastante, 5-mucho) de modelos de ribera que difieren en el nivel de intervención antrópica. La preferencia fue determinada por la moda que obtuvo cada ítem.

Resultados y Discusión

Percepción

Los resultados sugieren que el tiempo de residencia en la localidad influye en la percepción de los principales estructuradores del paisaje. Aquellos que habitaban previo a la construcción del dique y desarrollo urbanístico, recuerdan la ribera más amplia, con bancos de arena, considerable arboleda, río más limpio y caudaloso. Por otro lado, los cambios que advierten los residentes post construcción son variaciones en el caudal, asociados a épocas húmedas-secas. Esta interpretación se coteja con la evidencia de los impactos negativos que produce la gestión de los embalses en la geomorfología y el caudal del río (Brandt, 2000).

Usos y SE

Los residentes utilizan la ribera principalmente para recreación y esparcimiento (Fig. 1), y mencionaron el uso turístico de habitantes de la capital para pasear y comer asado los fines de semana. Como resultado de dichas actividades los informantes destacaron la “basura” como el impacto antrópico más notorio.

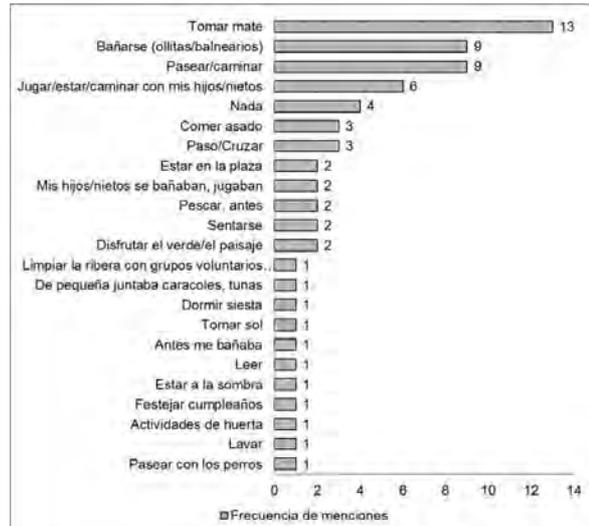


Fig. 1. Actividades mencionadas por los informantes.

Con respecto a los beneficios que provee el río y su ribera a la comunidad (Fig. 2) se citaron 40, de los cuales 26 se categorizaron en “culturales”, 10 se incluyeron en “aprovisionamiento”, y 7 en “regulación”.

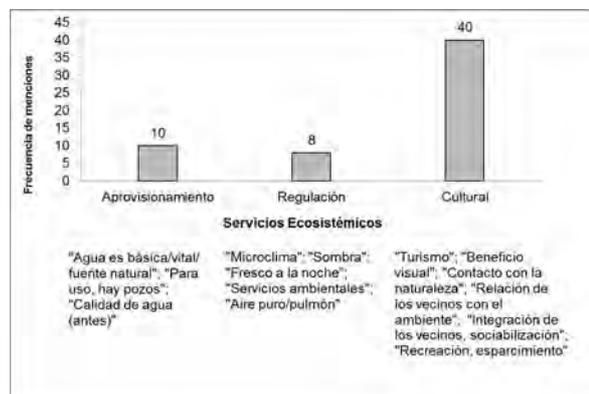


Fig. 2. Beneficios que provee la ribera y el río

Biodiversidad

Del análisis de árboles que los pobladores conocen de la ribera, se confeccionó un listado de 34 etnoespecies pertenecientes a 21 familias botánicas (Tabla 1).

La especie con mayor frecuencia de mención fue *Salix* sp (23), lo cual se corresponde con su uso histórico en la localidad como arbolado ribereño (Page, 2005). Le siguieron las exóticas ornamentales *L. lucidum* (12) y *Morus* sp (12), citadas como invasoras en las Sierras Chicas (Giorgis y Tecco, 2014). La especie autóctona más conocida fue el “tala”,

característica de bosque ripario (Demaio *et al.*, 2002).

Tabla 1. Listado de flora con consenso > 1. Especies nativas (*).

Familia	Taxón/Especie	Nombre vernáculo	Consenso
Salicaceae	<i>Salix</i> sp	sauce	23
Moraceae	<i>Morus</i> sp	mora	12
Oleaceae	<i>Ligustrum lucidum</i> Ait.	siempreverde	12
	<i>Celtis</i>		
Celtidaceae	<i>ehrenbergiana</i> (Klotzsch) Liebm.	tala	6
	*	espinillo,	
		aromillo	4
Fabaceae	<i>Acacia</i> sp *		4
Pinaceae	<i>Pinus</i> sp	pino	4
Platanaceae	<i>Platanus x acerifolia</i> (Ait.) Willd.	plátano	4
Salicaceae	<i>Salix viminalis</i> L.	sauce mimbre	3
Salicaceae	<i>Populus</i> sp	álamo	3
Ulmaceae	<i>Ulmus</i> sp	olmo	3
Anacardiaceae	<i>Schinus</i> sp	aguaribay	2
Fabaceae	<i>Prosopis</i> sp *	algarrobo	2

En cuanto a los animales, los informantes mencionaron 40 nombres vernáculo, correspondientes a 23 especies, 25 familias, 19 órdenes y 5 clases (Tabla 2). El grupo vulgarmente conocido como “sapos” obtuvo la mayor frecuencia de mención (17). En Kufner *et al.* (1998) y Juncos y Freyer (2006) se citan las especies observadas por los pobladores.

Tabla 2. Listado de fauna con consenso > 1.

Clase	Orden	Familia	Especie	Nombre vernáculo	Consenso
Amphibia	Amura			sapos	17
Amphibia	Amura			ranas	8
Actinopterygii	Siluriformes	Loricariidae	<i>Hypostomus cordovae</i> (Günther, 1880)	vieja del agua	8
Sauropsida	Piciformes	Picidae		pájaros carpinteros	8
Amphibia				renacuajos	7
Sauropsida	Columbiformes	Columbidae		paloma	7
Sauropsida	Passeriformes	Turdidae	<i>Turdus</i> sp	zorzal	7
Mammalia	Perissodactyla	Equidae	<i>Equus ferus caballus</i> (Linnaeus, 1758)	caballo	7
Gastropoda	Infraorden			caracoles	6
Actinopterygii	Stylommatophora	Characiformes		mojarras	6
Sauropsida	Passeriformes	Tyrannidae	<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	heneveo	6
Sauropsida	Passeriformes	Mitridae	<i>Mimus</i> sp	calandria	4
Mammalia	Carnivora	Canidae	<i>Pseudalopex gymnocercus</i> (Eisler, 1814)	zorro	4
Sauropsida				aves serranas	3
Sauropsida	Passeriformes	Thraupidae	<i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)	jilguero	3
Actinopterygii				peces picaflores	2
Sauropsida	Apodiformes	Trochilidae	<i>Thraupis bonariensis</i> (Gmelin, 1789)	sietecolores	2
Sauropsida	Passeriformes	Thraupidae	<i>Didelphis albiventris</i> (Lund, 1840)	comadreja	2
Mammalia	Didelphimorphia	Didelphidae			
Mammalia	Carnivora	Canidae	<i>Canis lupus familiaris</i> (Linnaeus, 1758)	perros	2
Sauropsida	Passeriformes	Thraupidae	<i>Paroaria coronata</i> (Miller, 1776)	cardenal	2

Preferencias de modelos de ribera

Los pobladores mostraron mayor aprobación por la ribera más natural (Moda: 4; Fig 3a) y, dentro del espectro intervenido por aquella con un diseño intermedio (Moda: 4; Fig 3b).

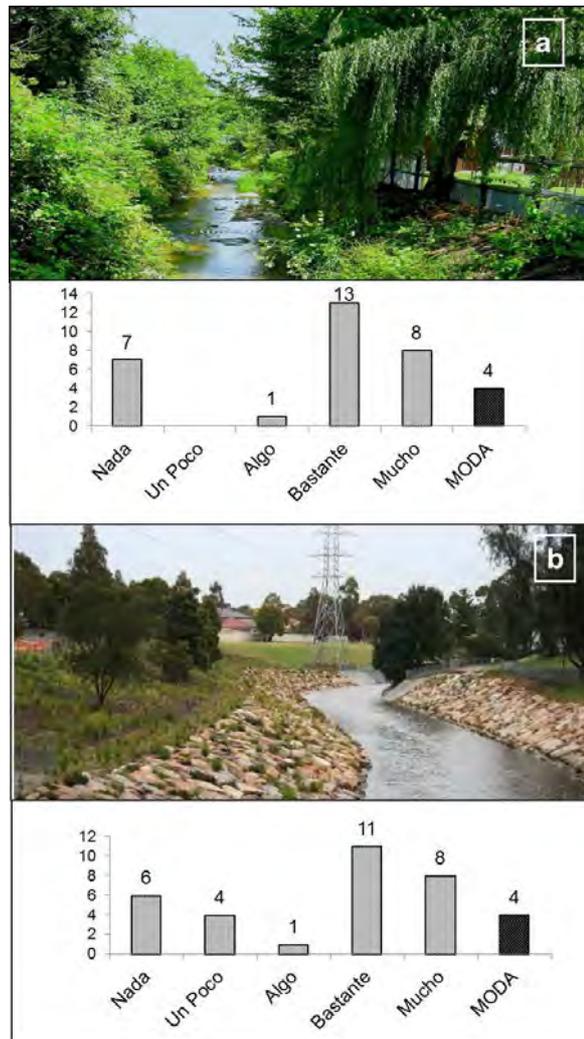


Fig. 3. Modelos de ribera aprobados por los entrevistados.

Manifestaron la importancia de un acceso seguro al río, con riberas con árboles que procuren sombra y sin espinas, pastos controlados, pocas piedras y sin residuos urbanos. Las obras de canalización sólo serían valoradas si cumplen dichos criterios, y se aceptarían en zonas puntuales para mitigar futuras crecidas. En Kaplan (2001) se halló que los ambientes naturales son más valorados visualmente que los intervenidos, ya que brindan bienestar físico y psicoemocional.

Sin embargo, la sensación de seguridad y mantenimiento que los espacios manejados transmiten en el contexto de vecindario, también fueron componentes de satisfacción.

Conclusiones

Se recomienda a los tomadores de decisiones que, las acciones previas de actuación sobre los espacios públicos se apoyen en la indagación de las percepciones y valoraciones que los pobladores poseen de este ambiente tan particular, con el fin de que las intervenciones se construyan de manera colectiva, resignificando los sentidos de lo público y ecológico.

Agradecimientos

Este trabajo se enmarca en una tesis de posgrado financiada por el Programa de Maestría en Manejo de Vida Silvestre (UNC) que cuenta con el apoyo del Servicio de Pesca y Vida Silvestre de los Estados Unidos de América (U.S.F.W.S); y avalada por el Municipio de Río Ceballos.

Referencias

- Aguilera, R. M., Durand-Smith, A., Rodríguez, E. M., M. Romero Mendoza. 2003. Veinticinco años de investigación cualitativa en salud mental y adicciones con poblaciones ocultas. Primera parte. *Salud Mental* 26(6): 76-83.
- Bernard, H. R. 1995. *Research Methods in Anthropology Qualitative and Quantitative Approaches*. Altamira Press, USA.
- Brandt, S. A. 2000. Classification of geomorphological effects downstream of dams. *Catena*, 40(4), 375-401.
- Cabido, M., Zak, M. 1999. *Vegetación del Norte de Córdoba*. Secretaria de Agricultura, Ganadería y Recursos Renovables de Córdoba, p. 54.
- Capitanelli, J. 1979. Geomorfología. En: *Geografía Física de la Provincia de Córdoba*, pp. 144-203.
- Demaio, P., Karlin U., Medina, M. 2002. Árboles nativos del centro de la Argentina. Editorial L.O.L.A., Literature of Latin América, Córdoba.
- Formica, S. M., Sacchi, G. A., Campodonico, V. A., Pasquini, A. I., Cioccale, M. A. 2015. Modelado de calidad de agua en ríos de montaña con impacto antrópico. Caso de estudio: Sierra Chica de Córdoba, Argentina. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 31(4), 327-341.
- Gavier, G. I., Bucher, E. H. (2004). Deforestación de las Sierras Chicas de Córdoba (Argentina) en el período 1970-1997 (Vol. 101). Córdoba: Academia nacional de ciencias.
- Giorgis, M. A. 2011. Caracterización florística y estructural del Bosque Chaqueño Serrano (Córdoba) en relación a gradientes ambientales y de uso. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina.
- Giorgis, M. A., Tecco, P. A. 2014. Árboles y arbustos invasores de la Provincia de Córdoba (Argentina): una contribución a la sistematización de bases de datos globales. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 49(4), 581-603.
- Guber, R. 1991. *El Salvaje Metropolitano*. Legasa, Buenos Aires.
- INDEC. 2010. Censo 2010. Resultados Previsionales. [en línea] Recuperado de <http://www.indec.gov.ar/>
- Johnson, L. M., Davidson-Hunt, I. 2011. Ethnecology and Landscapes. En: Anderson, E. N., Pearsall, D. M., Hunn, E. S., Turner, N. J., Ford, R. I. (eds.) *Ethnobiology*, pp. 267-284, Hoboken, New Jersey: John Wiley, Sons.
- Juncos, R., Freyer, I. Z. 2006. Composition and structure of the ichthyofauna of the Ceballos-Saldán River (Córdoba, Argentina). *Iheringia. Série Zoologia*, 96(3), 363-371.
- Kaplan, R. 2001. The nature of the view from home: Psychological benefits. *Environment and behavior*, 33(4), 507-542.
- Kufner, M., Giraudo, L., Gavier, G., Altrichter, M. 1998. Fauna de Tetrápodos y sus biótotos en la Reserva La Quebrada, Río Ceballos, Córdoba. *Acta Zoológica Lilloana*, 44(1), 177-184.
- Nassauer, J. I., Kosek, S. E., Corry, R. C. 2001. Meeting public expectations with ecological innovation in riparian landscapes.
- Padua, J. 1994. Técnicas de investigación aplicadas a las ciencias sociales. Sección de Obras de Sociología, Fondo de Cultura Económica Chile S. A.
- Page, C. 2005. El Río de los Ceballos, historia de un pueblo (1583-1983). BR Copias, Argentina.

Ordenamiento territorial urbano-rural para el desarrollo local: el caso del Municipio de Selva en Santiago del Estero

Valeria Teresa Ceirano¹, Guido Lorenz², Néstor Chazarreta³, Noelia Continelli¹, Gustavo Gerlero¹, Marta Izzo² y Claudia Ríos³

¹ Estación Experimental Agropecuaria Quimilí, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, CP: 3740. Santiago del Estero. Argentina

² Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Santiago del Estero, Belgrano Sur N° 1912 CP: 4200. Santiago del Estero. Argentina.

³ Comité de Emergencia Territorial. Jefatura de Gabinete de la provincia de Santiago del Estero. Argentina.

Mail de contacto: ceirano.valeria@inta.gob.ar

RESUMEN

Este trabajo surge a partir de problemas manifestados en sistemas apícolas, debido a las fumigaciones en las inmediaciones de la ciudad de Selva, ubicada al sudeste de la provincia de Santiago del Estero. Se define como objetivo realizar un diagnóstico socio-político-económico-ambiental del área de estudio, con el fin de contribuir a la generación de políticas públicas en pos del bienestar socio-ambiental. Las unidades de estudio se definieron a dos escalas: la zona urbana de Selva y 5 km de radio, y un área regional de 40 km x 60 km. En esta oportunidad se inició la fase de formulación de un plan de ordenamiento territorial participativo definiendo los objetivos con la comunidad y realizando un análisis integral del área de estudio. Basada en la información generada en el diagnóstico, se realizó una primera propuesta de ordenamiento, atendiendo de esta manera la problemática y el crecimiento urbano no planificado.

Palabras claves: ordenamiento territorial participativo, conflicto socio-ambiental, políticas públicas

ABSTRACT

This study arose from problems experienced by apiculture systems, due to pesticide applications in agriculture, in the nearby of Selva, a small town in the southeast of Santiago del Estero province. The objective was to generate a diagnostics of social, political, economic and environmental conditions of the study area, in order to contribute to create public policies about land management, focussed in human well-being. The study units were defined at two levels: the urban area of Selva with a 5 km buffer at detailed scale, and a 40 km x 60 km area at a regional one. A participatory land-use planning process was initiated, defining the goals together with the community and carrying out an integral analysis of the study area. Based on the information generated in the diagnostic step, a first proposal of a land-use plan was developed, attending this way the environmental problem and unplanned urban growth.

Keywords: participatory land-use planning, social-environmental conflicts, public policies

Introducción

Este proyecto surgió a partir de la demanda de productores apícolas de la zona de Selva, (sudeste de la provincia de Santiago del Estero), quienes plantearon problemas relacionados con fumigaciones en las inmediaciones de la ciudad, donde desarrollan su producción.

El crecimiento urbano no planificado y el cambio en el sistema productivo hacia el modelo agroindustrial que se desarrolla en las zonas rurales y periurbanas de la provincia, pueden ser las principales causas de los problemas que plantea la comunidad.

Desde hace casi 10 años los pobladores de las zonas rurales y periurbanas de Argentina

vienen reclamando, ante las autoridades políticas y la justicia, porque consideran que la salud de sus comunidades está siendo afectada, principalmente por las fumigaciones con agroquímicos (Ávila Vásquez y Nota, 2010).

En este contexto es que se define como objetivo realizar un diagnóstico socio-político-económico-ambiental del área de estudio, con el fin de contribuir a la generación de herramientas de políticas públicas en pos del bienestar socio-ambiental.

Materiales y métodos

Teniendo en cuenta que “*la dinámica paisajística depende de las relaciones entre las sociedades y su ambiente, creando estructuras cambiantes en el espacio y en el tiempo*” (Burel y Baudry, 2002) y el concepto de los niveles de integración en la ecología (Matteucci, 1998), se trabajó con unidades de estudio a dos escalas de observación. Una de ellas se corresponde con la zona urbana de la ciudad de Selva y una zona de 5 km de radio,

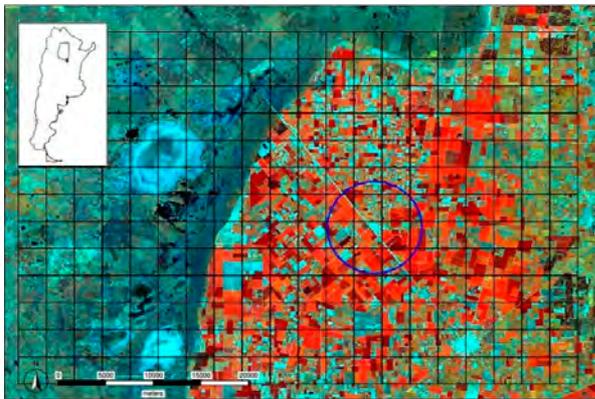


Fig. 1. Unidades de estudio: a nivel local: ciudad de Selva con 5 km de radio (círculo), regional: área de 40 km x 60 km, con una grilla regular que se aplica en los métodos de estudio de la zona (260 celdas de 9 km² cada una)

definida como zona buffer (escala local) y la otra corresponde a un área de 60 km x 40 km (escala regional) (fig. 1).

Méndez Casariego y Pascale Medina (2014), proponen una metodología para el ordenamiento territorial basada en dos fases: formulación del plan de ordenamiento participativo (preparatoria, diagnóstico y prospec-

tiva) e implementación (instrumentación y ejecución). Utilizando esta metodología, iniciamos la fase de formulación, definiendo los objetivos del ordenamiento con la comunidad y realizando un análisis integral del área de estudio.

A continuación se presentan los métodos utilizados para el análisis integral del territorio:

- Eje socio-económico-político: A nivel local se realizaron análisis de datos poblacionales (INDEC, 2010); se diseñaron y llevaron a cabo encuestas y talleres, utilizando técnicas participativas (Vargas, 1999). Con el fin de conocer la realidad política a escala regional se realizó entrevista a referente de la organización *Pueblos Fumigados* de la ciudad de Hersilia (Santa Fe) y revisión bibliográfica de herramientas legales internacionales, nacionales y locales en relación a ordenamiento y gestión territorial.
- Eje ambiental: a escala regional se determinó el índice de hemerobia el cual permite determinar el grado de modificación antropogénica del paisaje (Steinhardt *et al.*, 1999, Lorenz, 2016).

Para este análisis se utilizó una imagen Landsat 8 (cortesía de USGS/NAS database, 2016) y los software Grass GIS y QGIS (GRASS Development Team, 2016, Quantum GIS Development Team, 2016)

Otro estudio que se analizó a escala regional es la evaluación funcional de suelos (Lorenz, 2016), utilizando como información de base la carta de suelos de San Guillermo (INTA, 1990), y a escala local se determinó presencia de agroquímicos en agua, teniendo en cuenta puntos estratégicos de sumideros en el paisaje: aljibe, represa, río Salado y pozo de toma de agua. Se analizaron los principios activos de los pesticidas más utilizados en las actividades agrícolas de la zona: Atrazina y su metabolito Atz(OH), Glifosato y su metabolito AMPA y 2,4 D. (Servicio del Laboratorio INTA Balcarce, 2016).

Resultados y discusión

El análisis socio-económico (talleres y encuesta) remarcó la preocupación por la salud de la población (15% de 219 encuestados) y la necesidad de un plan de ordenamiento para la ciudad de Selva con políticas públicas eficientes (24%).

A través del análisis legal se determinó que la herramienta con mejor eficiencia y aplicabilidad de un plan de ordenamiento territorial, serían los proyectos de ordenanzas, ya que Selva es un municipio de 3° categoría, supeditada a la constitución provincial y sin un código urbano propio. Estas ordenanzas se deberán definir teniendo en cuenta el diagnóstico social y las características biofísicas del lugar.

A nivel regional, el índice de hemerobia (Figura 2), la clasificación de cobertura vegetal-uso de la tierra y las características geomorfológicas permitieron distinguir tres secciones principales: (i) una zona de humedales, parcialmente salinas (casi naturales); (ii) una sección de dominio absoluto de agricultura y ganadería, en la dorsal de San Guillermo, donde se encuentra la ciudad de Selva (ambientes con alteraciones profundas); y (iii) las lomadas medias tendidas al E, donde se agregan a la matriz agrícola ambientes de inundación temporaria, en forma de cubetas y canaletas, con su respectiva vege-

tación hidrófila (antropizado con elementos naturales).

Para la unidad de la dorsal de San Guillermo, que conforma la matriz inmediata a la ciudad de Selva, la evaluación ecológica del suelos representativo de la zona, el *Luvic Phaeozem*, exhibe buenas a muy buenas



Fig. 2: Evaluación del grado de modificación antropogénica del paisaje. 1 a 3: Sistemas naturales y seminaturales (*oligo a mesohemerobia*); 4-5: Sistemas alejados de ser naturales (*euhemerobia*) y 6-7: ambientes con alteraciones profundas (*poli a metahemerobia*)

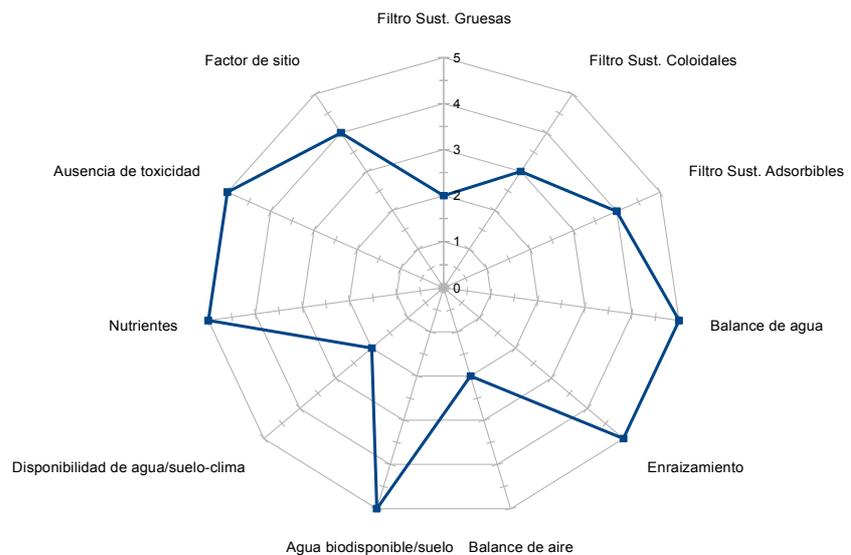


Fig. 3. Evaluación ecológica de suelos. (valores es desde 1=muy bajo a 5=muy alto)

prestaciones para las tres eco-funciones, la función biológica de factor de sitio, las funciones de regulación y las de filtro ambiental, tal como se observa en la figura 3.

El alto potencial productivo de la zona, combinada con la historia de uso de la tierra hasta el presente, generan hoy una problemática ambiental nueva. A partir de la evaluación de las funciones del suelo podemos determinar que la limitante en este contexto son las condiciones climáticas, por la falta de humedad (disponibilidad de agua/suelo-clima).

Los datos obtenidos del análisis de agroquímicos en agua marcan una elevada concentración de AMPA, metabolito del Glifosato y ATZ(OH), metabolito de Atrazina, en el aljibe y la represa (Tabla 1). Los datos se compararon con las normas especificadas en el Real Decreto 140/2003 de la Unión Europea ($> 0.1 \mu\text{g/l}$ molécula individual, $> 0.5 \mu\text{g/l}$ suma de moléculas) considerando que las demás normas presentan todavía vacíos en niveles guías de varios principios activos.

Tabla 1. Presencia de agroquímicos en diferentes fuentes de agua a escala local. Valores en $\mu\text{g/l}$.

Muestras	Atrazina	Atz(OH)	AMPA	2,4 D	Suma
Aljibe	0.073	0.16	0.7	0.023	1.067
Pozo	0.005	0.03	0.2	0.017	0.253
Río Salado	0.057	0.20	0.2	0.046	0.522
Represa	0.014	1.36	0.4	0.092	1.873

Con esto se comprueba que existe contaminación del recurso agua, siendo un riesgo para la salud humana y animal. Considerando a su vez la inserción de la ciudad de Selva en la matriz agrícola, surge la necesidad de generar una zona *buffer* que permita disminuir los riesgos de salud de la población urbana.

Estudiando la información generada en el diagnóstico, se realizó una primera propuesta de ordenamiento para la ciudad, delimitando un cinturón de 800 metros libres de fumigaciones, atendiendo de esta manera la proble-

mática planteada y el crecimiento urbano no planificado.

Conclusiones

Este trabajo confirma la existencia de amenazas a la calidad de vida de la comunidad de Selva, al estar inmersa en la matriz agrícola sin protección de una zona de transición.

Ante esto se concluye que es necesario problematizar la realidad socio-ambiental que se está viviendo y construir de manera participativa las herramientas (legal y técnica) que permitan ordenar las actividades que se desarrollan en el territorio.

Agradecimientos

A la Secretaría de Políticas Universitarias, dependiente del Ministerio de Educación de la Nación, a la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Nacional de Santiago del Estero, a la EEA Quimilí del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria y a la Municipalidad de la ciudad de Selva.

Referencias

- Ávila Vasquez, M., Nota, C. 2010. 1° Informe de la Red Médicxs de Pueblos Fumigados. Córdoba. Argentina: Facultad de Ciencias Médicas - Universidad Nacional de Córdoba.
- Baurel, F., Baudry, J. 2002. Ecología de paisaje, conceptos, métodos y aplicaciones. Mundi-Prensa Libros. Madrid. 353 pp.
- GRASS Development Team. 2016. Geographic Resources Analysis Support System (GRASS) Software, Version 7.01. GNU General Public License. <http://grass.osgeo.org>. Open Source Geospatial Foundation. USA.
- INDEC 2010. (Instituto Nacional de Estadística y Censo). www.sig.indec.gov.ar/censo2010.
- INTA 1990. Carta de suelos de la República Argentina. Provincia Santa Fe, San Guillermo, hoja 3163 - 11 y 12. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Rafaela. Argentina.
- Lorenz, G. 2016. Guía de Evaluación Ecológica de Suelos. Santiago del Estero, Argentina: FCF-UNSE.
- Matteucci, S., 1998. La cuestión del patrón y la escala en la ecología del paisaje y de la región. En Matteucci, S.D. and Buzai, G.D. (ed.),

- Sistemas ambientales complejos: herramientas de análisis espacial. Colección Centro de Estudios Avanzados 21. Eudeba, Buenos Aires.
- Méndez Casariego, H., Pascale Medina, C. 2014. Ordenamiento Territorial en el Municipio. Una guía metodológica. Buenos Aires: INTA.
- Quantum GIS Development Team. (2016) Quantum GIS Geographic Information System Versión 2.16. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>.
- Steinhardt, U., Herzog, F., Lausch, A., Müller, E., Lehmann, S., 1999. Hemeroby index for landscape monitoring and evaluation. En: Pykh, Y. A., Hyatt D. E., Lenz R. J. M. Environmental indices, system analysis approach: 237- 254. EOLSS Publications, Oxford, United Kingdom.
- USGS/NAS database. 2016. Gainesville, FL. <http://nas.er.usgs.gov>.
- Vargas, L. 1999. Técnicas participativas para la educación popular: 8a. ed. Alforja: Programa coordinado de educación popular. San José, Costa Rica.

Plan de Ordenación y Manejo de la Microcuenca del río Curubital, Cuenca Alta del río Tunjuelo en la cuenca del río Bogotá, Colombia

Deivid Joan Álvarez¹ y Juliana Fernanda Cárdenas²

¹ Semillero de Investigación en Restauración Ecológica, Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Carrera 5 Este N° 15–82, Bogotá D.C., Colombia.

² Semillero de Investigación en Diversidad Forestal, Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Carrera 5 Este N° 15–82, Bogotá D.C., Colombia.

Mail de contacto: jparaujo@gmail.com

RESUMEN

Se elaboró un proyecto piloto a manera de propuesta para la formulación de un Plan de Ordenación y Manejo de Cuenca Hidrográfica – POMCA para el río Curubital, cauce que alimenta al río Bogotá. Esta área es de especial interés por su rol preponderante en la dinámica hidrológica local, sirviendo como captadora, retenedora y fuente de agua para la ciudad capital y aledañas. Se encuentra bajo la jurisdicción de tres autoridades ambientales diferentes. Debido a esta disyuntiva, junto con diversos factores particulares el área presenta un alto conflicto de uso y manejo de los recursos naturales, que transforma gradual y progresivamente el paisaje. La propuesta se formuló basada en los lineamientos establecidos en el Decreto 1729 del 6 de Agosto del 2002 (artículos 9 al 11). Los resultados incluyen la zonificación y actividades recomendadas para las diferentes áreas, y se presentó esperando sea articulada al actual POMCA del río Tunjuelo.

Palabras claves: POMCA, propuesta, Curubital.

ABSTRACT

A pilot Project was elaborated as a proposal for the formulation of a Hydrographic Basin Management Plan – HBMP for the Curubital river, channel that feeds to the Bogotá river. This area has special interest due to its preponderant role in the local hydrological dynamics, serving as a catcher, retainer and source of water for the capital city and surrounding areas. Due to this dilemma, along with several particular factors the area presents a high conflict of use and management of the natural resources, that gradually and progressively transforms the landscape. The proposal was formulated based on the guidelines established in Decree 1729 of August 6, 2002 (articles 9 to 11). The results include the zoning and recommended activities for the different areas, and was presented hoping to be articulated to the current HBMP of the Tunjuelo River.

Keywords: HBMP, proposal, Curubital

Introducción

Cuenca hidrográfica es el área de aguas superficiales o subterráneas, que vierten a una red hidrográfica natural mediante uno o más cauces naturales, de caudal continuo o intermitentes, y que confluyen en un curso mayor que a su vez, puede desembocar en un río principal, en un depósito natural de aguas, en un pantano o directamente al mar (Decreto 1729 de 2002). Ésta involucra una

serie de factores y elementos espaciales y sociales que permiten una comprensión integral de la realidad del territorio (Dourojeanni *et al.*, 2002).

El área de la microcuenca del río Curubital constituye la transición entre ecosistemas alto andino y páramo, sirviendo de conectora entre los Cerros Orientales y el Parque Nacional Natural de Sumapaz. Es de importancia en términos de captación, aprovisiona-

miento y suministro de agua para Bogotá y las ciudades aledañas. Ha sufrido la transformación de su paisaje, composición ecológica y estructura debido a los conflictos de uso y manejo, prácticas inadecuadas resultado de una disyuntiva de jurisdicción otros factores.

Por tal razón se propuso un POMCA para el área, como instrumento de formulación y ejecución de un sistema de acciones que involucren el manejo de los recursos naturales (Sheng, 1992), que se articule con los POMCA de las microcuencas aledañas.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La microcuenca del río Curubital se encuentra localizada en la cuenca alta del río Tunjuelo, al sur oriente de la ciudad de Bogotá, Colombia. El 2 % del área, al oriente, pertenece al Parque Nacional Natural Sumapaz. Hacia la región media se encuentra la jurisdicción de la Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca - CAR, (autoridad ambiental), y hacia la parte baja, al norte, la jurisdicción por parte del Distrito Capital. En la Figura 1 se observa el área de estudio.

Metodología

El desarrollo del proyecto se hizo acorde con el Decreto 1729 del 2002. Por ser un ejercicio piloto abarcó solamente la fase de diagnóstico, prospectiva y formulación. También fue criterio de selección el tamaño de la cuenca en escala 1:25.000.

La caracterización climática se hizo gracias a la información provista por el IDEAM. Se hizo la demás caracterización biofísica. Posteriormente de procedió con los cálculos de índices morfométricos. A demás una caracterización socio económica y cultural del lugar. Para el desarrollo de los procedimien-

tos cartográficos se utilizó el software ArcMap (ESRI ArcGIS v. 10.1, 2012).

La información cartográfica fue obtenida de la Gobernación de Cundinamarca, y la teórica de documentos oficiales de la CAR, el distrito y el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia - IDEAM.

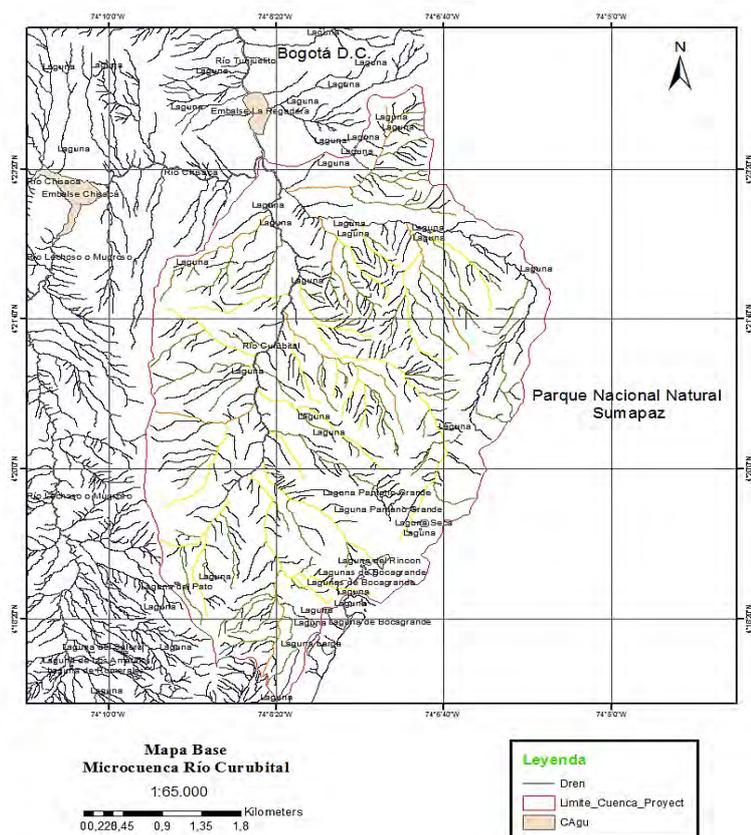


Fig. 1. Microcuenca del río Curubital: Mapa base del área de estudio a escala 1:65.000

Se generaron dos perfiles geocológicos ajustados a la región baja y media de la cuenca para identificar las unidades homogéneas y luego aquellas en las que existe conflicto de uso en el suelo.

Finalmente se hizo el análisis de las problemáticas asociadas a los conflictos de uso del suelo y la formulación de las alternativas de manejo.

Resultados y discusión

Caracterización climática

Presenta un régimen de lluvias de tipo bimodal. Los valores de precipitación máxima se presentan entre abril y julio. La precipitación promedio anual es de 1200mm. La temperatura media anual es de 9,3 °C. Los valores mínimos son entre 4 - 5 °C, aunque pueden presentarse menores de 0 °C en las zonas más elevadas. La variación climática sobre el territorio se observa en la figura 2.

Las zonas de páramo ($t^{\circ}= 5\text{ °C} - 8.6\text{ °C}$) poseen una baja evaporación y transpiración, por tanto una menor pérdida de agua cuya relación con la vegetación y las condiciones del suelo propicia la presencia de vegetación con estructuras chaparradas y pajonales (SDA, 2007).

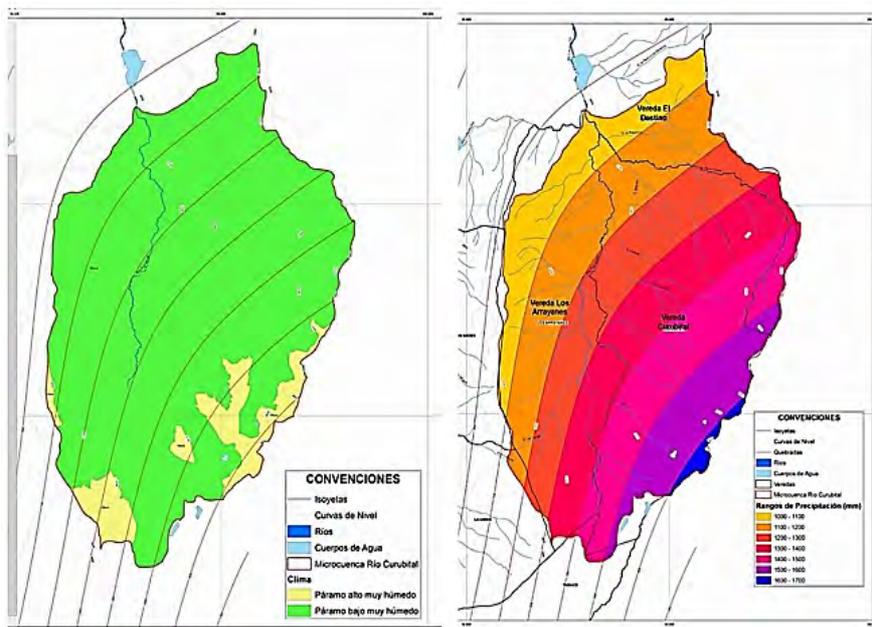


Fig. 2. Dinámica climática del área de estudio: Isotermas (Izq) e Isoyetas (Der) de la microcuenca

De acuerdo a la clasificación de zonas de vida Caldas–Lang, en la microcuenca se presentan las unidades climáticas Páramo bajo muy húmedo - PBMh (3.000 – 3.700 msnm) y Páramo alto muy húmedo - PAMh (3.700 - 3850 msnm).

Hidrografía

La microcuenca tiene un área de 5.778,36 Ha y hace parte de la subcuenca alta del río Tunjuelo. El río Curubital que es de orden 5 se forma de la unión de las quebradas Hoya Honda y Bocagrande, además de la quebrada Las aulas. En la tabla 1 se observa la clasificación jerárquica de la cuenca.

Tabla 1. Clasificación Hidrográfica Jerárquica de la microcuenca del Río Curubital.

CATEGORÍA	NOMBRE
Cuenca	Río Bogotá
Subcuenca	(Alta) Río Tunjuelo
Microcuenca	Río Curubital

Geología

El área está rodeada por una secuencia de rocas sedimentarias fuertemente plegadas y fracturadas de edad cretácica tales como la formación Guadalupe, y Terciarias tales como las formaciones Guaduas, Regadera, Bogotá y Usme (SDA e INSAT, 2009).

Geomorfología

El área se ve influenciada por el desarrollo de topografía suavizada y el desarrollo de amplios valles en U producto de procesos glaciares del cuaternario. Se destacan las glaciares coluvial, crestones homoclinales, lomas, cuevas homoclinales, espinazos y campos de morrenas (EAAB, 1986).

El 37,44 % del área corresponde a los predios públicos de la EAAB y el Ejército Nacional, cuyo rango de fragmentación es mayor a 500 ha; un 37,20 % corresponde a predios privados con rango de fragmentación

Sociología

El 37,44 % del área corresponde a los predios públicos de la EAAB y el Ejército Nacional, cuyo rango de fragmentación es mayor a 500 ha; un 37,20 % corresponde a predios privados con rango de fragmentación

entre 50 y 100 ha; y un 22,36 % corresponde a predios privados con rango de fragmentación entre 10 y 50 ha. La densidad poblacional es de 10 hab/ha y en gran parte del territorio nunca superó los 5 hab/ha, predominando en un 90 % los estratos socioeconómicos 1 y 2.

Índices Morfométricos

Índice del área de captación. Forma alargada, que coincide con los valores de la Alcaldía Mayor de Bogotá (2013); la longitud del canal principal frente a mismo autor se encontró menor (8,095 km) lo que influyó en el factor de forma. El coeficiente de compacidad indica una respuesta poco rápida a las precipitaciones máximas, sin intensificar el vigor de las crecidas y con una tendencia media a las crecientes.

Índice de relieve. La mediana de altitud da cuenta de una cuenca de evolución media. Presentó una curva hipsométrica que permitió desarrollar los perfiles geocológicos. El índice de Fournier indica que la cuenca es propensa a la erosión, coincidiendo con lo encontrado por la Alcaldía Mayor de Bogotá (2013), cuya pendiente media de 25 % se aproxima a la calculada por los autores (17,84 %). Esto influye en la velocidad media de la escorrentía y el poder de arrastre, determinando una alta tendencia a los fenómenos de erosión.

Índice de la red de drenaje. Los parámetros calculados permiten determinar que es una cuenca bien drenada (5,1 dren/km²). El total de drenajes indica nuevamente la alta tendencia a la erosión.

Análisis del territorio

La fisiografía de la cuenca baja se encuentra dominada por la geomorfología y las coberturas vegetales de páramo (Ver figura 3). Se logra evidenciar que la región nororiental se encuentra en mejor estado de conservación. Se encuentra provista de sistemas de cultivos asociados al afluente principal (R. Curubital). No se evidencian grandes asentamientos humanos ni redes viales desarrolladas.

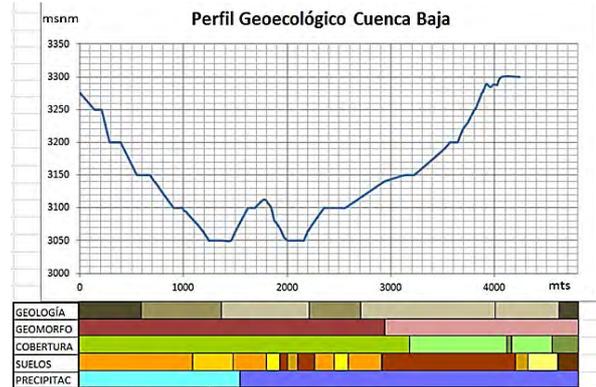


Fig. 3. Perfil geocológico de la parte baja de la microcuenca

Respecto de la parte media de la microcuenca la dominancia de componentes se disipa, pues su intervención se hace más heterogénea. La vegetación de tipo agropecuario disminuye y la de bosque natural se hace más presente. Lo anterior se puede observar en la figura 4.

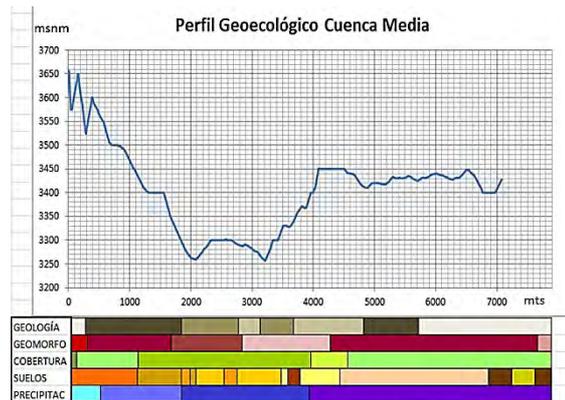


Fig. 4. Perfil geocológico de la parte media de la microcuenca

Conclusiones

La cuenca es altamente erosionable. Se debe hacer una restauración ecológica de las rondas hídricas. Hay una transición de prácticas pecuarias, que se disipan hacia lo alto de la microcuenca. Se propone que el 75 % de la microcuenca esté bajo una figura de conservación respaldada normativamente y el 25 % restante para actividades agropecuarias con ciertas restricciones. Se propone el Pago por Servicios Ambientales como una alternativa de uso y manejo del área. El POMCA propuesto se debe vincular al de los ríos Chi-

sacá y Mugroso, para una gestión ambiental sostenible de la cuenca alta del río Tunjuelo.

Agradecimientos

A nuestras familias y amigos, a la Universidad Distrital y al profesor Luis F. Ortiz por su instrucción en la materia.

Referencias

Alcaldía Mayor de Bogotá. 2013. Anexo 2.2.1. Documento con la Caracterización Física de la Microcuenca del río Curubital, localidad de Usme.

ArcGIS v. 10.1. 2012. ESRI Products.

Decreto 1729 de 2002. Por el cual se reglamenta la Parte XIII, Título 2, Capítulo III del Decreto-ley 2811 de 1974 sobre cuencas hidrográfi-

cas, parcialmente el numeral 12 del Artículo 5° de la Ley 99 de 1993 y se dictan otras disposiciones. Agosto 6 de 2002.

Dourojeanni, A., Jouralev, A., Chavez, G. 2002. Gestión del agua a nivel de cuencas: Teoría y práctica. Santiago de Chile: ONU.

Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá - EAAB. 1986. Estudio geológico geotécnico de la cuenca alta del río Tunjuelito.

Secretaría Distrital de Ambiente –SDA. 2007. Atlas Ambiental de Bogotá. Alcaldía Mayor de Bogotá. Imprenta Nacional de Colombia.

Secretaria Distrital de Ambiente – INSAT. 2009. UT Rastrojo a Escala Humana. Plan de Manejo Ambiental AFD CR Piedra Gorda.

Sheng, T.C. 1992. Manual de campo para la ordenación de cuencas hidrográficas: estudio y planificación de cuencas. Guía de conservación FAO 13/6. Roma: FAO. 185p.

Análisis de la demanda laboral del sector forestal en Colombia

*Karen Daniella Ceballos Rodríguez¹, Fredy Giovani Angarita Tarazona¹,
Liz Villarraga Florez¹ y Sandra Rodríguez Piñeros²*

1 Ingeniería Forestal, Facultad de medio ambiente y recurso naturales. Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá, Colombia

2 Zootecnia y Ecología, Universidad Autónoma de Chihuahua, Chihuahua, México. 33820

Mail de contacto: karenrodri94@gmail.com

RESUMEN

En este documento se pretende evaluar el sector laboral forestal Colombiano, por medio de la utilización de tres plataformas virtuales en las cuales se caracterizaron cada una de las ofertas, donde se analizaron 533 ofertas para el periodo de 2013-2016, se describieron las competencias laborales, la localización, requisito de posgrado, el salario y la inserción de los recién egresados a la dinámica laboral. La competencia con mayor demanda es Silvicultura, la región donde hay mayor requerimiento de Ingenieros Forestales es la Andina, la contratación en su mayoría es a término definido por prestación de servicio y la inserción de nuevos egresados corresponde solo al 4,5%.

Palabras claves: Educación Forestal, Competencias y Dinámica laboral del sector Forestal

ABSTRACT

This document intends to evaluate the Colombian forestry labor sector, using three virtual platforms in which each of the offers was characterized, where 533 offers were analyzed for the period 2013-2016 and the labor skills, location, postgraduate requirement, salary and the insertion of new graduates to the work dynamics were described. The competition with the highest demand is Silviculture, the region with the highest requirement of Forestry Engineers is the Andean, contracting is mostly defined by service provision and the inclusion of new graduates corresponds to only 4.5%.

Keywords: Forestry Education, Skills and Forestry sector's job dynamics

Introducción

En Colombia debido a su alta biodiversidad se debe capacitar a las nuevas generaciones en el uso, manejo y conservación de los bosques. Colombia cuenta como 14 instituciones que imparten carreras relacionadas con la educación forestal cinco de ellas de orden universitario, Ingeniería Forestal, las demás corresponden a educación técnica y tecnológica forestal o agroforestal.

Para ampliar la cobertura de la educación forestal se debe conocer cómo se comporta la dinámica laboral del sector forestal, por ende el estudio pretende evaluar la demanda laboral del sector y las especificaciones de las mismas, para poder conocer los requerimientos de las entidades contratantes, además de

conocer las competencias que están demandando en mayor medida Ingenieros Forestales, determinar la duración de los contratos, lograr establecer clusters a lo largo del país donde se encuentran los proyectos forestales en los que haya mayor demanda de egresados, con el objetivo de evaluar la inserción de los nuevos profesionales a la dinámica laboral.

Es bien sabido que no se realizan muchos trabajos de investigación en educación forestal, pero diferentes autores revelan la necesidad de ahondar en estos temas, para reforzar algunos aspecto como en lo relacionado con los temas sociales y la complejidad que los circunda (Villarraga *et.al*, 2016), como lo expone Encinas (2007a) las fortalezas y debili-

dades de los profesionales varían mucho a lo largo del continente Latinoamericano, por eso se hace necesario que cada universidad realice estudios sobre la eficacia de su malla curricular, incluso propiciar una reconceptualización de la Ingeniería Forestal (Encinas, 2007b) para que los futuros egresados respondan a las demandas del sector laboral.

De acuerdo con Vona *et.al* (2015) la dinámica de las ofertas tiene una relación directa con los cambios políticos de cada país, ya que estos en los últimos años se han formulado nuevas políticas públicas encaminadas hacia el cuidado del medio ambiente, por ejemplo para Estados Unidos durante el periodo 2002-2011 aumento la demanda de clasificados verdes en respuesta a una reglamentación más rigurosa para disminuir las emisiones de carbono (Ciarli y Savona, 2015)

Está claro que para la dinamización del sector forestal y que este responda con las demandas generadas por la sociedad se debe fortalecer la educación forestal, ya que se requiere personal capacitado que tenga acceso a la información, además de tener claro el uso y conservación del recurso forestal (FAO, 2012).

Con el presente estudio se pretende caracterizar las ofertas laborales para el caso específico de Colombia a fin de identificar cuáles son los requisitos más recurrentes por las entidades empleadoras.

Materiales y Métodos

El área de estudio se localiza en Colombia, para realizar el estudio como primera medida se identificaron cuáles eran las plataformas que agrupan la mayor cantidad de ofertas laborales, de esta forma se seleccionaron dos páginas de Facebook, *Forestales trabajando* y *Bolsa de empleo Ingenieros Forestales*, además de verificar la plataforma *El empleo*. Las tres plataformas son de carácter virtual, *Forestales trabajando* es una fanpage que se creó en el año 2014 la cual en la actualidad cuenta con 13.719 seguidores, esta es administrada por el Ingeniero Rodolfo Franco, docente de la Universidad Distri-

tal Francisco José de Caldas Bogotá, Colombia. *Bolsa de empleo Ingenieros Forestales* también es una fanpage, esta se creó en 2013 y actualmente cuenta con 3.203 seguidores, esta es administrada por un egresado de la Universidad del Tolima, Ibagué, Colombia. *El Empleo* es una plataforma creada por la casa editorial el Tiempo, gracias a la necesidad de modernizar la forma de presentación de los clasificados que se encontraban en la prensa escrita, en esta página se pueden encontrar más de 35.000 ofertas laborales para todos los sectores, en ella 391 empresas publican sus ofertas laborales las cuales aplican para todo el país.

Después se procedió a completar una matriz con la información provista en cada una de los anuncios, la matriz contempla aspectos como: plataforma en la cual se encontró la oferta laboral, fecha de publicación, empresa o entidad ofertante, lugar de trabajo, salario, experiencia general, experiencia específica, requisito de postgrado, la competencia del postgrado, tipo de contratación, duración del contrato y requisitos varios. Tras tener la matriz completa, se clasificaron las empresas o entidades por sector, público y privado, se agruparon los lugares de trabajo por las cinco regiones biogeográficas del país, se clasificó la experiencia específica y la competencia del postgrado bajo la clasificación de competencias específicas propuestas por Arévalo *et.al* (2010). Para el caso específico de los salarios, considerando que las ofertas corresponden a diferentes años, se trajeron esos valores a valor futuro (Vf) para el año 2017, para la tasa de descuento se utilizó la inflación anual que se presentó en el país.

$$Vf = Vp * (1 + r)^n \quad (1)$$

Donde:

Vf: Valor futuro

Vp: Valor presente

r: Tasa de descuento

n: años

Posteriormente los valores traídos a Vf se agruparon por medio de la distribución de frecuencias por intervalos, resultando 8

grupos con amplitud de \$ 850.000, donde el valor mínimo es \$ 1.059.066 y el máximo es \$ 7.834.249. Tras de esto se procedió hacer un análisis estadístico cuantitativo.

Resultados y discusión

Los resultados corresponden al periodo 2013-2016, donde se encontró un total de 533 ofertas, aportando mayor cantidad de anuncios la página *Forestales Trabajando* la cual cuenta con 437, seguida de *Bolsa de empleo Ingeniería Forestal* con 72 y *El Empleo* con 24 anuncios. Se puede observar claramente que *Forestales Trabajando* es un excelente medio de comunicación para exponer las ofertas laborales que son exclusivamente del sector forestal, siendo un claro ejemplo a seguir para los demás países latinoamericanos, ya que no se encontró un medio de comunicación similar.

Se observa como las ofertas en estas páginas tiende a la alza teniendo en cuenta como el mundo moderno ha posicionado el uso de medios virtuales, para diversas actividades como el relacionamiento social, actividades de transacción, compras y ventas, entre otras. Se puede observar que del año 2014 al 2015 se presentó un aumento de aproximadamente 125% en la cantidad de publicaciones del 2015 al 2016, hubo un aumento del 20% aproximadamente.

De las 533 ofertas laborales analizadas 296 fueron ofrecidas por entidades del sector privado, 115 por empresas del sector público y 122 de los anuncios no especificaban la empresa oferente. Observando claramente que el sector privado ofrece más del doble de empleos forestales en los medios de comunicación digital.

De las ofertas analizadas 338 especificaban el lugar donde se iba a desarrollar la labor, la región donde se presentó mayor demanda de ingenieros forestales fue la región Andina con 227 ofertas, seguida de la región Caribe con 40 ofertas, la región Orinoquia con 28 ofertas, la región Amazonia con 18 y por último la región Pacífico con 12 ofertas, cabe resaltar que 13 ofertas se ubicaban en más de una región colombiana.

De las 141 ofertas que mencionaban el salario, 32 era salario que se tenían que convenir directamente con el empleador y 103 ofertas daban el valor del salario. Las 103 ofertas laborales que daban el valor del salario se trajeron a Vf, posteriormente agrupándolos en 8 grupos, donde el primer grupo (\$1.046.657 - \$ 1.896.657) tiene el 15% de las ofertas, el segundo grupo (\$ 1.896.657 - \$ 2.746.657) tiene el 23% de las ofertas, el tercer grupo (\$ 2.746.657 - \$ 3.596.657) tiene el 26% de las ofertas, el cuarto grupo (\$ 3.596.657 - \$ 4.446.657) tiene el 17% de las ofertas, el quinto grupo (\$ 4.446.657 - \$ 5.296.657) tiene el 14% de las ofertas, el sexto grupo (\$ 5.296.657 - \$ 6.146.657) tiene el 4% de las ofertas y el último grupo (\$6.996.657 - \$ 7.846.657) tiene el 1% de las ofertas. Observándose que el 38% de las ofertas laborales pagan menos de \$ 2.567.000 que según Colegiatura (2016) es el salario promedio para un egresado sin experiencia.

Analizando la dinámica de los salarios, en Vf, a lo largo del tiempo se obtuvo como resultado que para el año 2014 el salario promedio fue de \$2.609.258, para 2015 \$3.587.953 y 2016 \$3.256.201, demostrando que el salario promedio tuvo un aumento significativo de 2014 a 2015 y un ligero declive de 2015 a 2016.

110 ofertas exigen experiencia general y 264 requieren experiencia específica. Para el caso de la experiencia general se observa que 24 de las ofertas son para recién egresados. La experiencia específica se relacionó con las competencias propuestas por Arévalo (2010), estos resultados demuestran una alta demanda en trabajos relacionados con silvicultura 80 ofertas, 64 para sistemas de información geográfica (SIG), inventarios 62 y llama la atención ver la alta cantidad de ofertas, 60 en total, para la elaboración de estudios de impacto ambiental (EIA), Planes de Manejo Ambiental (PMA) u otros documentos relacionados con evaluación de impactos ambientales, esto demuestra un amplio y nuevo campo de acción para el Ingeniero Forestal. Esto se presenta gracias a que estos

documentos se han tornado indispensables para la realización de políticas públicas en toda Latinoamérica (Perevochtchikova, 2012). En Colombia se amplió el espectro para realizar los EIA, ya que en el decreto 2041 del 2014 se obliga a que los proyectos elaboren documentos para solicitar la licencia ambiental y poder ejecutarlos.

También llama la atención ver la gran cantidad de ofertas para gobernanza forestal y todos los aspectos sociales que circundan al sector, ya que en total se reportaron 20 ofertas y de acuerdo con Villarraga *et.al*, (2016) la educación forestal en Colombia no está capacitando de forma adecuada a los profesionales para enfrentar proyectos de dicha índole, al comparar las mallas curriculares de las 5 universidades que imparten Ingeniería Forestal, se observó que ninguna de ellas dicta la asignatura de Gobernanza Forestal como un espacio académico obligatorio, sólo una la ofrece por electiva.

123 de las ofertas exigen algún tipo de posgrado, para 48 de estas les es indiferente en nivel, 34 exigen especialización, 15 maestría, 3 doctorado, 14 especialización o maestría y 9 maestría o doctorado. Entre las competencias más exigidas están SIG con 30, economía forestal y proyectos 11 y silvicultura 8, esto demuestra la gran relevancia que están tomando los SIG para el conocimiento de las características de un territorio específico y de sus recursos naturales (Gómez, 1992).

Para el caso específico del tipo de contratación 310 ofertas no aclaran cual será el tipo de contrato, sólo 7 afirman que sostendrán un contrato a término indefinido, por el contrario las 25 restantes hablan de contratación por prestación de servicios, lo cual desobliga a la empresa de asumir los gastos de licencia de maternidad, vacaciones, primas, entre otros. Este tipo de contratación de acuerdo con León (2012) atenta contra uno de los pilares del derecho laboral, la estabilidad, yendo en contra la dignidad de las personas ya que se desconocen las garantías de carácter laboral como es el derecho inquebrantable a la seguridad social y prestaciones sociales. A

la hora de evaluar la duración de los contratos, sólo 93 expresan esta información, aquí se ve que aproximadamente el 41% de estos ofrece contratos a 6 meses (14 ofertas), 3 meses (14 ofertas) y 1 mes (10 ofertas).

Considerando que 123 de las ofertas laborales exigen algún tipo de posgrado, el tipo de contratación por prestación de servicios se convierte en una limitante para que el profesional pueda solventar sus estudios de posgrado, ya que este debe asumir aparte de sus gastos personales los costos de la seguridad social y prestaciones. Sólo 56 anuncios solicitan requisitos varios de los cuales 12 exigen inglés, demostrando la relevancia del manejo del segundo idioma

Conclusiones

En la totalidad de ofertas analizadas las competencias que está demandando en mayor medida corresponden a Silvicultura, SIG, Inventario y Evaluación de Impactos

La inestabilidad del sector laboral forestal se ve reflejada en el tipo de contratación, ya que como primera medida los profesionales actualmente trabajan por proyectos, los cuales tienen una corta duración, además que estos contratos en su mayoría son por prestación de servicios, lo que se convierte el algo contraproducente para la superación del profesional.

La región andina es donde se está presentando la mayor cantidad de ofertas publicadas en las plataformas virtuales con 227 en total, contrastando con las demás regiones que hacen un aporte de menos de 40 ofertas por región.

Considerando que el número total de ofertas asciende a 533, sólo el 4,5% de estas corresponde a oportunidades laborales para recién egresados, lo cual indica que la inserción de estos en la dinámica laboral es precaria.

En Colombia el salario no está acorde con la formación académica, debido a que el 38% de las ofertas laborales están por debajo del promedio del salario ofrecido para un profesional sin experiencia.

Es muy importante que los países de la región, generen espacios como las plataformas analizadas para facilitar la divulgación de las ofertas laborales.

Agradecimientos

Agradecemos a la Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Al Ingeniero Rodolfo Franco y al administrador de *Bolsa de Empleo Ingeniería Forestal* por tener la iniciativa de crear estas fanpage.

Referencias

- Arévalo, J., Pitkänen, S., Gritten, D., Tahvanainen, L. 2010. Martek-relevant competencies for professional foresters in European graduate education. *International Forestry Review* 12 (3), 200-208.
- Ciarli, T., Savona, M. 2016. De los cambios cuadráticos a los cambios exponenciales. Relación entre la estructura económica y sostenibilidad. *El cambio climático en América Latina*. Naciones Unidas, Santiago. 106 p
- Colegiatura. 2016. Escala salarial 2016 red enlace profesional. Disponible en: <http://www.colegiatura.edu.co/images/contenidos/admisiones/EscalaSalarial2016RedEnlaceProfesional.pdf> [Fecha de consulta: 15 enero 2017]
- Decreto N°2041. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Bogotá, Colombia. 15 de octubre de 2014.
- Encinas, O. 2007a. Estado actual y perspectiva de la educación forestal en América Latina. Roma, Italia. Universidad de los Andes Mérida, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación FAO y Universidad de Concepción. 73 p.
- Encinas, O. 2007b. La necesidad de reconceptualizar la ingeniería forestal en la educación forestal. Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales, Universidad de Los Andes. 8p
- FAO. 2012. Educación Forestal. Disponible en: <http://www.fao.org/forestry/material-educativo/73712/es/>. [Fecha de consulta: 6 agosto 2016]
- Gómez, F. 2012. Los sistemas de información geográfica. Su importancia y su utilidad en los estudios ambientales. Cuadernos de sección. *Historia* 20.
- León, M. 2012. El contrato de prestación de servicios de apoyo a la gestión administrativa del estado Colombiano. Tesis para optar al título de Magister en Derecho. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.
- Perevochtchikova, M., 2012. La evaluación del impacto ambiental y la importancia de los indicadores ambientales. *Gestión y política pública* 22 (2), 283-312.
- Vona, F., Marín, G., Consoli, D., Popp, D. 2015. Green skills, NBER Working Papers, N° 21116, Cambridge Massachusetts, National Bureau of Economic Research.
- Villarraga, L., Rodríguez, S., Martínez, G. 2016. Social Science in Forestry Curricula: A Case Study of Colombia Forestry Programs 8(1), 1-10.

Percepción del bosque y sus servicios ecosistémicos por integrantes de la cooperativa Agro Naciente de Colonia El Simbolar, Santiago del Estero, Argentina

Carlos Alberto Bruno¹ y Miguel Ángel Sarmiento²

¹ Ministerio de Agroindustria. Ingeniero Forestal. Tesista de Doctorado de la Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Santiago del Estero. E-mail: ibrunoca@yahoo.com.ar

² Instituto de Tecnología de la Madera, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Santiago del Estero, Av. Belgrano (S) 1912, 4200 Santiago del Estero, Argentina. Ingeniero Forestal, Doctor Profesor en Economía Ambiental y Economía Forestal.

Mail de contacto: ibrunoca@yahoo.com.ar

RESUMEN

Los ecosistemas proporcionan bienes y servicios, que contribuyen al bienestar humano. Los valores sociales de los Servicios Ecosistémicos (SE) pueden definirse como la percepción sociocultural del bienestar humano brindado por los mismos, siendo importantes para tomar decisiones sobre el uso y la conservación de recursos naturales. Se analizó el conocimiento y percepción que integrantes de la cooperativa Agro Naciente (productores) tienen sobre los SE en las áreas boscosa que ocupan. Se aplicaron 50 encuestas a productores locales orientadas a la percepción de SE. Según frecuencias de respuestas, los SE producción (alimentación animal, humana y leña, entre otras) fueron los más valorados, seguidos del SE mantenimiento (control de erosión), regulación (hábitat), e información (científica educativa). Se constató dependencia económica del bosque y SE por parte de los encuestados. Los SE son importantes para los productores con cierta dependencia lo cual asegura mediante manejo adecuado de los recursos naturales la continua provisión de SE.

Palabras clave: valoración e importancia - función ecosistémica - productor

ABSTRACT

Ecosystems provide goods and services, which contribute to human well-being. The social values of Ecosystem Services (ES) can be defined as the sociocultural perception of human welfare provided by them, being important for making decisions about the use and conservation of natural resources. We analyzed the knowledge and perception that members of the Agro Naciente cooperative (producers) have over the ES in the wooded areas where they live. Fifty surveys were applied to local producers oriented to the perception of ES. According to frequency of responses, ES (animal, human, and firewood, among others) were the most valued, followed by ES maintenance (erosion control), regulation (habitat), and (educational) information. Economic dependence of the forest and ES was verified by the respondents. ES are important for producers with some dependence, which ensures through adequate management of natural resources the continuous provision of ES.

Keywords: Valuation and importance - ecosystem function – producers

Introducción

Los ecosistemas tienen la capacidad natural, a través de sus funciones de regulación, hábitat producción e información, de proporcionar bienes y servicios que contribuyen al bienestar humano (De Groot *et al.*, 2002). Son los conocidos bienes y servicios ecosistémicos (MEA, 2005 y Harrington *et al.*, 2010). Los valores sociales de estos Servicios Ecosistémicos (SE) se pueden definir como la percepción sociocultural del bienestar humano brindado por los ecosistemas (Codato, 2015). Asimismo, se está reconociendo cada vez más la importancia de la inclusión de los SE, del conocimiento de los productores y de brindar a los tomadores de decisiones una estimación de los valores sociales percibidos, además de los económicos o biofísicos, para evaluar el rango completo de valores ecosistémicos.

Colonia El Simbolar (Dpto. Robles, Santiago del Estero, Argentina) cuenta con un área forestada con *Prosopis alba* realizada durante los años 2005 y 2007 con fines de captura de carbono en el marco de un Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL) por parte de las organizaciones Grupo Ambiental para el Desarrollo (GADE) y Fundación del Sur plantando unas 900 ha de las 3.000 proyectadas (Arce *et al.*, 2014). El objetivo de aquel proyecto fue recuperar la capacidad productiva de los suelos, (directamente vinculada con la salinización de las tierras, producto de malos manejos, falta de asistencia técnica, y ausencia de recursos financieros) y capturar carbono de la atmósfera.

A partir del año 2005 la Cooperativa Agro Naciente trabajó conjuntamente con las organizaciones de implementación del MDL en la forestación para la captación de bonos de carbono. En los últimos años con la colaboración de distintas instituciones, como la Dirección de Recursos Forestales y Medio Ambiente, ONG's, Secretaría de Agricultura Familiar, y Universidad Nacional de Santiago del Estero, se han comenzado a realizar distintas iniciativas para promover el desarrollo de actividades forestales en predios de pequeños productores.

Este artículo es parte de una investigación orientada a estudiar el conocimiento y la percepción de los productores locales agrupados en la Cooperativa Agro Naciente en Colonia El Simbolar de los SE permitiendo generar posibles medidas para la conservación del ecosistema bosque.

Materiales y Métodos

La presente investigación representa parte de un estudio que se realiza en cuatro departamentos de la provincia de Santiago del Estero: Atamisqui, Loreto, Robles y Silipica. Los resultados de este estudio preliminar corresponden al departamento Robles.

Geomorfológicamente, el área se encuentra dentro de la Llanura Chaqueña, una amplia cuenca de sedimentación, de poca pendiente e interrumpida por la presencia de paleocauces que definen los únicos elementos del relieve (INTA, 2009). La vegetación nativa comprende a los bosques xerofíticos y semicaducifolios del Chaco Semiárido, extendiéndose desde el oeste de Chaco y Formosa hasta el este de Salta y Tucumán incluyendo el noroeste de Córdoba y la totalidad de Santiago del Estero. En el departamento Robles, se encuentra Colonia El Simbolar, en la cual algunos productores desarrollaron forestaciones con ayuda de la ley 25.080. Esta área en particular tiene un clima cálido, con una temperatura media anual de 21,5 °C y con variaciones extremas hasta 45 °C. La diferencia entre la máxima y la mínima diaria oscila entre 5 °C y 15 °C (INTA, 2009).

En Santiago del Estero, se distingue por un lado, una estación lluviosa con fuertes calores, y un régimen pluviométrico que varía entre 600 mm a 800 mm anuales desde octubre a marzo y, por el otro lado, una estación seca con temperaturas moderadas que se extiende desde abril a septiembre, con una temperatura media entre los 15 °C y 20 °C. Los días de mínima temperatura son excepcionales.

Encuestas semiestructuradas

La información fue obtenida a través de la aplicación de 50 encuestas dirigidas a integrantes de la cooperativa Agro Naciente, in-

tegrada por productores agrícolas, ganaderos y forestales ubicados en la Colonia El Simbolar. Se desarrolló un censo de los mismos entre agosto y noviembre del año 2015.

Se realizó una encuesta preliminar para ajustar posteriormente a la definitiva que se adapte al área de estudio. La encuesta definitiva se construyó en base a bibliografía de casos similares (Codato, 2015). Todas las preguntas y la metodología de investigación fueron examinadas, revisadas y adaptadas a la realidad local a través de una serie de reuniones con los productores pertenecientes a la cooperativa.

La encuesta consta de 19 preguntas de las que se extrajeron datos de 2 de ellas para este documento. La primera pregunta mostraba una tabla donde figuran los servicios ecosistémicos según MEA (2005), y en la que los encuestados identifican el servicio ecosistémico según su uso e importancia. Posteriormente, los encuestados realizaban una selección de los tres SE más importantes y una priorización de los mismos. En esta pregunta los encuestados seleccionaron entre los siguientes grupos de SE: i) *producción*, ii) *regulación*, iii) *mantenimiento* y iv) *información*.

El SE de *producción* contaba con las siguientes opciones: Alimentación humana, alimentación animal, plantas medicinales, materia prima para manufactura, postes, recursos ornamentales, leña y carbón. El SE de *regulación* se integraba por las siguientes opciones: almacenaje de agua y reciclaje de nutrientes, control biológico, mantenimiento de la diversidad biológica, secuestro y liberación de CO₂, regulación climática y control de erosión. El SE de *mantenimiento* se conformaba de las siguientes opciones: de hábitat humano, de hábitat para animales, de cultivos asociados, y de la estructura del paisaje y el SE de *información* se integraba por las siguientes opciones: estética, cultural, y científica y educativa.

La segunda pregunta consistió en conocer cuál era el grado de dependencia (económica y de obtención de recursos) que tenía el usuario del bosque y de los servicios ecosistémicos

que éste le brindaba. Las opciones de respuestas únicas fueron: *ninguno*, *bajo*, *medio*, *alto* y *muy alto*. según la percepción *a priori* del encuestado

Los datos fueron procesados con el software SPSS versión 15.0. Se realizaron análisis de frecuencias con cada una de las preguntas planteadas.

Resultados y discusión

Los resultados muestran participación por parte de los encuestados respondiendo a los requerimientos de la encuesta. En primer lugar se muestran los resultados de los servicios ecosistémicos seleccionados y en segundo lugar los resultados del grado de dependencia (económica y de recursos) del bosque.

Servicios ecosistémicos

El SE más relevante es el de *producción* (alimentación animal, humana y leña entre otras), seguido por el de *mantenimiento* (control de erosión), el de *regulación* (hábitat), y el de *información* (científica educativa) (Figura 1).

Los resultados de la pregunta 1 se pueden analizar de la siguiente manera: el servicio ecosistémico de *producción* fue el más relevante para los encuestados y dentro de éste, la producción de alimentos para el ganado y consumo humano, además de la producción de postes y leña. Los resultados son similares a los obtenidos por Hartel *et al.* (2014), quien estudió la importancia de los servicios ambientales en Rumania con una muestra de 98 encuestas encontrando también la obtención de alimentos y madera como los más importantes.

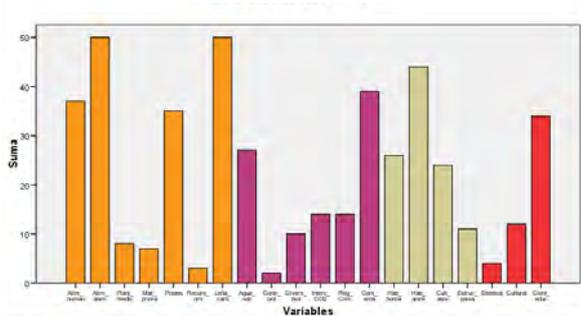


Fig. 1. Gráfico frecuencias de respuestas de los diferentes Servicios Ecosistémicos percibidos por los encuestados.

Los resultados obtenidos en este estudio también son comparables a los obtenidos por Martín López *et al.* (2012). Estos autores en el marco de un estudio de preferencias socio-culturales de los SE en España, con 3.379 entrevistas, obtuvieron similares resultados con respecto a productos forestales, tal como se muestra en la figura 1.

Dependencia del bosque

La otra pregunta se orientó a la dependencia que los encuestados tienen del bosque. Más de la mitad de los encuestados manifestaron tener dependencia *media* del bosque (Figura 2) en lo que respecta a los servicios ecosistémicos presentados en la pregunta 1.

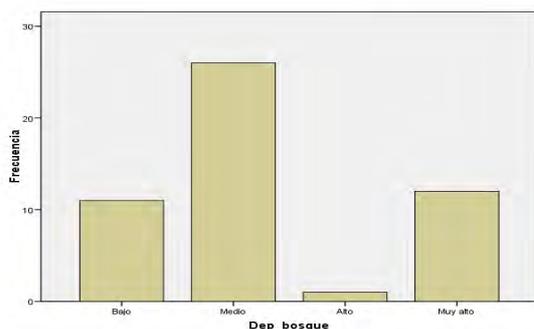


Fig. 2. Grado de dependencia al bosque.

Si bien las mayores frecuencias de respuestas son para una dependencia *media* es de destacar que los encuestados manifestaron además tener dependencia *alta* y *baja* en cantidades similares, asegurando una relación importante entre el ecosistema y el usuario del mismo. Meijaard *et al.* (2013) estudiaron las percepciones de las personas sobre la im-

portancia de los bosques de Borneo, Indonesia y Malasia. El 67% de los encuestados (de un total de 1.837 encuestas) consideran al bosque como muy importante para su salud ya que se proveen de alimentos, plantas medicinales, leña, etc.

En este trabajo los encuestados reconocen la importancia de los SE como proveedores de bienes, manifiestan además reconocer las funciones de control de la erosión, regulación climática. Las respuestas también incluyen el SE de proveedor de hábitat para las personas y animales así como la importancia de aspectos culturales y educativos.

Las preferencias de las personas con respecto al uso de la tierra están influenciadas por una variedad de motivos, actitudes y valores intrínsecos a la toma de decisiones de cada individuo (Morris y Potter 1995, Zhang *et al.* 2015). Es probable, como considera Ma *et al.* (2016), que los servicios generados por los ecosistemas están influenciados por los tipos de manejo que se apliquen en los mismos.

Conclusiones

Los resultados obtenidos son útiles para diseñar políticas públicas tendientes a conservar o emplear recursos forestales locales.

Nuestro estudio demuestra que aún queda mucho por investigar al respecto, entre otras cosas aumentar la conciencia y el conocimiento en las comunidades sobre los SE.

Se recomienda el esfuerzo dirigido por agencias de extensión en incorporar gestión sostenible de recursos naturales en programas de apoyo tendientes a mejorar la generación de servicios ecosistémicos de provisión.

Agradecimientos

Se agradece a los productores de Cooperativa Agro Naciente y técnicos de la dirección de Producción Forestal de Santiago del Estero, por la buena predisposición para la realización de las encuestas y compartir espacios de trabajo.

Referencias

- Arce, L.; Lucero, A., Bilela, P. 2014. ¿De productores agrícolas a forestales? El caso de Colonia El Simbolar departamento Robles, Santiago del Estero. *Revista Producción Forestal* 10, 12-15.
- Codato, D. 2015. Estudio de la percepción social del territorio y de los servicios ecosistémicos en el Alto Mayo, Región San Martín, Perú.
- De Groot, R. S., Wilson, M. A., Boumans R. M. J. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41, 393–408.
- Harrington, R., Anton, C., Dawson, T. P., de Bello, F., Feld, C. K., Haslett, J. R., Kluvánková-Oravská, T., Kontogianni, A., Lavorel, S., Luck, G. W., Rounsevell, M. D. A., Samways, M. J., Settele, J., Skourtos, M., Spangenberg, J. H., Vandewalle, M., Zobel, M., Harrison, P. A., 2010. Ecosystem services and biodiversity conservation: concepts and a glossary. *Biodiversity and Conservation* 19, 2773–2790.
- Hartel, T., Fischer, J., Câmpeanu, C., Milcu, A. I., Hanspach, J., Fazey, I. 2014. The importance of ecosystem services for rural inhabitants in a changing cultural landscape in Romania. *Ecología y Sociedad* 19 (2), 42.
- INTA. 2009. Desarrollo metodológico y operativo para el relevamiento, correlación y evaluación de tierras. Área piloto: Las Lajitas, provincia de Salta. Ediciones INTA 2009. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria
- Ma, S., Duggan, J., Eichelberger, B., McNally, B., Foster, J., Pepi, E., Conte, M., Daily, G., Ziv, G. 2016. Valuation of ecosystem services to inform management of multiple-uses landscapes. *Ecosystem Services* 19, 6-18.
- Martín López, B., Iniesta-Arandia, I., García Llorente, M., Palomo, I., Casado Arzuaga, I., *et al.* 2012 Uncovering Ecosystem Service Bundles through Social Preferences. *PLoS ONE* 7(6), e38970. doi:10.1371/journal.pone.0038970
- Meijaard, E., Abram, N.K., Wells, J.A., *et al.* 2013. People's Perceptions about the Importance of Forests on Borneo. *Turvey ST*, ed. *PLoS ONE* 8 (9), e73008. doi: 10.1371 / journal.pone.0073008.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA) 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC
- Morris, C., Potter, C. 1995. Recruiting the new conservationists: Farmers' adoption of agri-environmental schemes in the U.K. *Journal of Rural Studies*, 11(1), 51-63.
- Zhang, W., Kato, E., Bhandary, P., Nkonya, E., Ibrahim, H. I., Agbonlahor, M., Ibrahim, H. Y. 2015. Communities' Perceptions and Knowledge of Ecosystem Services. In: 2015 Conference, August 9-14, 2015, Milan, Italy (No. 212605). International Association of Agricultural Economists.

Diagnóstico, diseño y gestión participativa del Parque Municipal Finky, localidad de Turdera, partido de Lomas de Zamora

Rayen Blanco y Hernan Quatromano

Facultad de Ingeniería - Instituto de Ingeniería Sanitaria Dr. Rogelio A. Trelles Universidad de Buenos Aires
Av. Paseo Colón 850, C1063ACV Ciudad Autónoma de Buenos Aires

Mail de contacto: rayenen27@gmail.com

RESUMEN

Se realizó un diagnóstico participativo en Parque Municipal Finky Localidad de Turdera, Partido de Lomas de Zamora, Provincia de Buenos Aires, a fin de identificar tecnologías urbanas sostenibles adecuadas y formular un proyecto para su hipotética implementación. Los resultados obtenidos por proceso participativo fueron analizados mediante el árbol de problemas/objetivos, definiendo líneas de acción, que se evaluaron en un sistema de priorización diseñado *ad hoc*, con criterios e indicadores específicos hasta definir dos objetivos para el Proyecto: Un sistema de gestión de residuos sólidos urbanos y mejorar los servicios de educación y comunicación incorporando elementos de educación ambiental al parque.

Palabras claves: Diagnóstico Participativo, Parque, Tecnologías Urbanas Sostenibles.

ABSTRACT

A participatory diagnosis was made in Finky Municipality Park, Turdera locality, Lomas de Zamora Party, Province of Buenos Aires, in order to identify suitable Sustainable Urban Technologies and to formulate a project for its hypothetical implementation. The results obtained by participatory process were analyzed through problem / objectives tree, defining lines of action, which were evaluated in a system of prioritization designed *ad hoc*, with specific criteria and indicators to define two objectives for the Project: An urban solid waste management System and to improve education and communication services by incorporating elements of environmental education in the park.

Keywords: Participative Diagnosis, Park, Sustainable Urban Technologies.

Introducción

El parque Finky cuenta con una superficie aproximada de 8 (ocho) hectáreas, es un parque de escala metropolitana ubicado en la Localidad de Turdera, Partido de Lomas de Zamora, Provincia de Buenos Aires, Argentina. Alberga un tramo natural del Arroyo Galíndez, (Cuenca Río de la Plata y Arroyo Sarandí) (Grassi, 2011), el cual se encuentra entubado prácticamente en todo su recorrido. Solo en este predio, se conserva el último vestigio de naturaleza en estado silvestre, que confiere gran importancia como singularidad paisajística, y conservación de biodiversidad.

El predio, era propiedad de la Administración de Infraestructura Ferroviaria (ADIF), ex Organismo Nacional de Administración de Bienes (ONABE), se configuraba como una zona vulnerable para asentamientos, creación de nuevos basurales. En el año 2009 los vecinos se organizaron en Asamblea e impulsaron la Creación de un “Parque de Reserva Ecológica, con un área para la Recreación y Deporte de uso Público y Gratuito”, que finalmente fue concebido como Parque Municipal Finky.

Materiales y Métodos

Se realizó un diagnóstico participativo *in situ* (Marquez, 2011)., mediante encuestas y entrevistas a actores sociales vinculados con el proceso de creación del Parque, y visitantes frecuentes, particularmente del grupo de los Observadores de Aves (COA Lanus-Lomas). Se trabajaron con estos grupos en las redes sociales (Facebook).

Se aplicó triangulación metodológica, mediante consulta de referencias bibliográficas, diarios digitales, notas radiales, mapas, imágenes, encuestas y entrevistas, para obtener un abordaje detallado de la evolución espacial-temporal y de situación actual. Mediante imágenes satelitales de Google Earth se hizo un análisis visual de evolución histórica desde el año 2002 al 2014, para constatar cambios en de infraestructura. Mediante las entrevistas se recuperó la historia de la creación del parque por iniciativa vecinal.

Se elaboró un modelo de encuesta del tipo opción múltiple (múltiple choice), a fin de determinar las características y atributos de la población muestral, sus preferencias y opiniones. La encuesta incluyó preguntas abiertas y cerradas. Para las respuestas abiertas se utilizó un análisis de codificación asistida por software Atlas.ti (software para el análisis cualitativo de Datos) en su versión de prueba, confeccionando “Categorías” de respuestas que facilitan el análisis basado en frecuencia de respuestas obtenidas y enunciados recurrentes. El tamaño de la muestra fue restringido a un número arbitrario de 100 (cien) encuestados, para realizar una simple inferencia, sin transpolar los resultados a la población, puesto que un modelo aleatorizado implica un diseño experimental complejo y análisis de un volumen de datos que no es justificable para la dimensión del estudio.

Las encuestas se realizaron en días y horarios aleatorios, utilizando metodología mixta: encuestas personales realizadas por encuestador, y mediante formulario online de google, dirigidas a grupos de interés, personas vinculadas a Grupos de Facebook del Parque Finky y afines: Finky Verde, Planeta Finky, Asamblea de Turdera, y vecinos identificados

como actores sociales de relevancia en el espacio.

Las propuestas iniciales fueron contrastadas con resultados del diagnóstico participativo utilizado en el “Árbol de Problemas-Objetivos”, quedando definidas líneas de acción posibles, que fueron seleccionadas por un sistema de priorización mediante umbrales, criterios e indicadores elaborados específicamente para el proyecto:

• Umbrales

Umbral #1: “Que todas las líneas de acción propuestas correspondan a la aplicación de Tecnologías Urbanas Sostenibles”. Que sean de importancia Social, Económica y Ambiental.

Umbral #2: “Que todas las líneas de acción propuestas queden delimitadas exclusivamente al parque Finky” para que, resuelvan problemas locales exclusivamente.

Umbral #3: “Que todas las líneas de acción propuestas sean viables técnica y económicamente” Es decir que, sean realizables efectivamente.

• Criterios

C1 - ¿Estimula la participación comunitaria en una determinada problemática ambiental y/o social local?. determina el impacto sostenible de las líneas de acción.

C2 - ¿En qué proporción beneficia a la población que visita Finky?. Establece la magnitud del impacto de las líneas de acción.

C3 - ¿Promueve la interrelación entre los visitantes? El nivel de influencia de las líneas de acción sobre la integración comunitaria.

C4 - ¿Mejora la experiencia en el parque? El grado de mejora en la percepción de los usuarios.

C5 - ¿Qué nivel de recursos requiere para su implementación y mantenimiento? Determina su grado de implementabilidad.

Estos criterios serán ponderados siguiendo una escala predeterminada de 1 (uno) a 4 (cuatro), siendo 4 (cuatro) el valor de mayor importancia.

Tabla 1. Ponderación de Criterios

Criterio	C1	C2	C3	C4	C5	TOTAL
Ponderación	4	3	2	2	1	12
Valor Normalizado	0,33	0,25	0,17	0,17	0,08	1,00

- **Indicadores**

Para la evaluación de las líneas de acción se utilizan indicadores ad hoc empleando la misma escala del 1 (uno) al 4 (cuatro), donde 4 (cuatro) representa el valor más alto.

Resultados y Discusión

La característica más valorada es la de espacio verde, por sus atributos naturales, biodiversidad y plantas nativas. Existe un alto sentido de apropiación del espacio y de identidad colectiva. Esto se puede apreciar en respuestas del tipo “Es nuestro”, “Lo vimos nacer”, “Nuestro parque es el mejor”, etc. En general, es valorado como espacio seguro, inclusive por las noches y a pesar de que la iluminación no resulta suficiente según las apreciaciones de sus visitantes. Las tecnologías sustentables propuestas, en general han sido aceptadas y en la mayoría de los casos responden a las necesidades expuestas por los encuestados.

Las encuestas revelaron que Parque Finky es un espacio valorado por sus visitantes, por ser espacio verde, espacio público, de uso libre y gratuito, por su naturaleza, belleza escénica y paisaje, por ser parte de su identidad, por su seguridad, y porque cumple con las expectativas de sus visitantes. Aún tiene gran potencial de mejora y las tecnologías urbanas sostenibles podrían ser una alternativa viable para resolver problemas identificados en esta instancia.

A partir de la información del diagnóstico, se elaboró el árbol de problemas correspondiente, identificando como problema troncal, la deficiencia en infraestructura que comprende a la estructura edilicia, mobiliario, equipamientos, y servicios (de agua, gas, transporte, comunicación, salud, educación, seguridad, entre otros), y sus consecuentes objetivos, quedando definidas múltiples lí-

neas de acción, las que luego fueron depuradas mediante la aplicación de los umbrales, a 16 (dieciséis) líneas de acción. A estas se les aplicaron los criterios e indicadores, originando un ranking de prioridades:

Tabla 2. Ranking Líneas de acción

L13: Sist. Gestion RSU	3,083
L15: Calendario de Eventos	3,083
L11: Educación Ambiental	3,000
L7: Infraestr. para obs. Nat	3,000
L6: Sombra arbolado nativo rap.cto.	2,750
L9: Iluminación Eficiente Renov.	2,667
L14: Protección Biodiversidad	2,583
L3: Circuitos y canchas	2,500
L16: Huerta Comunitaria	2,417
L12: Adecuación del sist. de riego	2,333
L2: Exclusivo Peatón	2,083
L4: Mesas y Bancos	1,917
L1: Biscisendas	1,833
L8: Bicicleteros	1,833
L10: Señaletica	1,750
L5: Sombra con toldos y enredaderas	1,667

Finalmente, se definieron dos objetivos para formular el proyecto:

“Diseñar e implementar un sistema de Gestión de Residuos Sólidos Urbanos para el parque”

“Mejorar los servicios de Educación y Comunicación, mediante incorporación de elementos de Educación Ambiental y ampliación de información disponible in situ y mejora de infraestructura edilicia, mediante construcción de estructura adecuada para observación de naturaleza”

Conclusiones

El Parque Finky es un espacio muy valorado por la población de su área de influencia, por sus características ambientales únicas y por su proceso de creación, existe gran identificación con el espacio. Su funcionamiento es óptimo, aunque no expresa todo su potencial.

Este proyecto propone el puntapié inicial en la aplicación de tecnologías urbanas sostenibles en gestión de espacios públicos, un sistema de gestión de residuos sólidos urbanos, y la incorporación de Educación Ambiental Integrada al Parque Finky, brindando un conocimiento base, experimental, que podría ampliarse y proyectarse a otras escalas.

Resulta necesario un marco legislativo que apoye y fomente iniciativas de intervención participativa en espacios públicos, particularmente en el cuidado del ambiente, educación ambiental integrada, para mejorar de la calidad de vida y la integración paisajística y socio-comunitaria.

Agradecimientos

A la Universidad de Buenos Aires, al Instituto de Ingeniería Sanitaria de la Facultad de Ingeniería, a los profesores de la maestría en Tecnologías Urbanas Sostenibles, especialmente Rosana Iribarne, Lucio Capalbo y Fabio Márquez, y a todas las personas que contribuyeron para la realización de este trabajo en Parque Finky: Alejandro Galup, Santos Di Mauro, Claudia, José Luis Merlo, Gabriel Belloc, Patricia Bularte, Alejandro Almeida y al COA Lanus-Lomas.

A mi compañero de la vida, Hugo y a mi familia por alentarme siempre.

Referencias

- Grassi, A. H. (2011). *Centro de Investigaciones Territoriales y Ambientales Bonaerenses - Lomas de Zamora 150 Años*. Obtenido de 02. Paisaje geográfico Lomense. Pg. 10:
- Marquez, F. (2011). *Planificación, diseño y gestión participativa del paisaje*. Buenos Aires: Nobuko.

Propuesta de Plan de Manejo de la Reserva Provincial de Uso Múltiple Lagunas Saladas -Santiago del Estero, Argentina.

*Eliana Jorgelina Luna¹, Gabriela Josefina Ibañez Pacheco², Angela Virginia Díaz³,
María Eugenia Figueroa⁴, Matías Barte I⁵, Víctor Abel Rosales⁶*

1,2,3,4,5 Profesional Independiente; 6 Director General de Bosques y Fauna de Santiago del Estero-
Independencia 475. 4200 Santiago del Estero, Argentina.

Mail de contacto: elianaluna02@gmail.com

RESUMEN

La propuesta de plan de manejo de la reserva provincial de uso múltiple Lagunas Saladas, pretende ser el punto de partida para una gestión efectiva, estratégica e integral de este ecosistema protegido, asegurando el mantenimiento de las funciones ecológicas, la biodiversidad y el uso sostenible del territorio y sus recursos naturales, junto a las comunidades que forman parte del paisaje. En este trabajo se completaron las tres primeras etapas del ciclo de planificación: diagnóstico, definición de objetivos y definición de estrategias. La metodología empleada para la elaboración del diagnóstico consistió en: (i) revisión de antecedentes normativos y de gestión de áreas protegidas similares; y (ii) elaboración de un diagnóstico socio-ambiental. Se definieron cuatro zonas de manejo, con objetivos y estrategias de intervención, y cuatro programas de acuerdo a cada estrategia. El desafío planteado en la reserva de uso múltiple es lograr la gestión participativa de todos los actores en el proceso de planificación, donde el uso múltiple de los recursos sea contemplado como el medio para la conservación de los mismos.

Palabras claves: Plan de gestión, uso múltiple, área protegida.

ABSTRACT

The management plan proposal for the multiple use reserve called “Lagunas Saladas”, tries to be the starting point for an effective, strategic and integral management of this protected ecosystem, assuring the maintenance of the ecological functions, the biodiversity and the sustainable use of the territory and its natural resources, along with the communities that are part of the landscape. There were completed the first three stages of the cycle of planning: diagnosis, definition of targets and definition of strategies. The methodology used for diagnostic elaboration consisted in: (i) review of normative precedents and management experiences of similar protected areas; (ii) fulfillment of a social and environmental diagnostic. It has been discussed targets, strategies of intervention, four programs of management in accordance with every strategy, and the definition of areas from every proposed program. The challenge raised in the multiple use reserve is to achieve the joint management with all the actors in the planning process, where the multiple use of the resources is contemplated as a way for their conservation.

Keywords: management, multiple use, protected area

Introducción

La reserva de uso múltiple (RUM) Lagunas Saladas, tiene por objeto proteger la subunidad biogeográfica Bajos Submeridionales en la provincia de Santiago del Estero, la cual,

se encuentra escasamente preservada en el resto de las provincias que la comparten (Chaco y Santa Fe). Este humedal ocupa un restringido sector en el centro-este del departamento Juan Felipe Ibarra, formando un

conjunto de 5 lagunas, cuyas funciones ambientales incluyen: hábitat para especies de flora y fauna amenazadas; fuente de recursos para pueblos originarios; colector regional de agua y sedimentos; filtro de sustancias contaminantes; regulador de inundaciones y de la dinámica del río Salado, moderación meso climática; potencial para el eco turismo. La ley provincial N° 6381 la declara RUM en el año 1997, sin establecer límites ni la efectiva planificación del área. El objetivo general de este trabajo es determinar lineamientos básicos para la gestión de los Bajos Submeridionales de la provincia de Santiago del Estero. El objetivo específico es diseñar una propuesta de plan de manejo para la RUM Lagunas Saladas. Los resultados obtenidos deben ser puestos en consideración de todos los involucrados en la gestión de la RUM para efectivizar el funcionamiento de la misma.

Materiales y Métodos

Área de estudio

Las Lagunas Saladas (fig. 1) forman parte de la subunidad biogeográfica Bajos Submeridionales, humedal con balance positivo originado por lluvias locales (Ginzburg *et al.*, 2005).

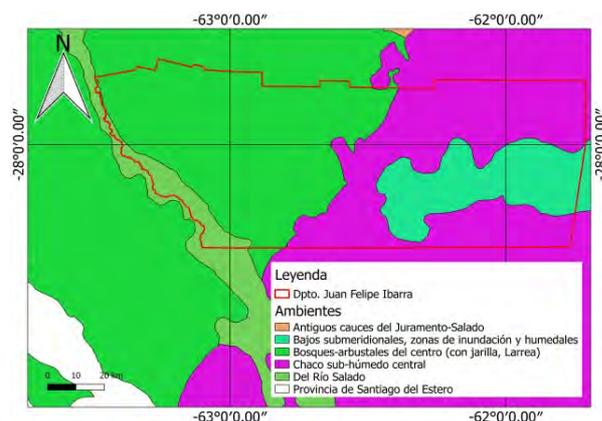


Fig. 1. Área de estudio. Localización de las Lagunas Saladas- Dpto. Juan Felipe Ibarra-Sgo. del Estero.

La temperatura media anual es de 20,6 °C, y la precipitación media anual varía entre 800 y 900 mm, con alternancia de períodos de sequías e inundaciones (Angueira *et al.*, 2007). La mayor parte del agua de lluvia desaparece

mediante la evaporación porque el escurrimiento en superficie es escaso. Según la zonificación hidrogeológica de la provincia, corresponde a la zona deprimida de concentración salada. El agua subterránea es de mala calidad, con acuíferos de bajo caudal y concentraciones salinas elevadas, que restringen su uso para el consumo humano (Martín *et al.*, 2003). Los suelos se clasifican como *Solonchak* (FAO y UNESCO, 1974), predominantemente arcillosos. La vegetación es típicamente halófila (fig. 2), siendo los espartillares de *Spartina argentinensis*, la comunidad más extendida, con escasas comunidades de palmares, chañares, sabanas de *Prosopis* sp., bosques de *Schinopsis balansae* (quebracho colorado chaqueño) hacia el noroeste de los Bajos Submeridionales (FVSA y FUNDAPAZ, 2007). Se ha reportado la existencia de comunidades y asociaciones vegetales de importancia botánica y fitogeográfica como el bosque de los tres quebrachos (Brown *et al.*, 2006): *Schinopsis lorentzii*, *Schinopsis balansae* y *Aspidosperma quebracho blanco* y asociaciones de *Larrea divaricata* y *Schinopsis balansae* (Araujo *et al.*, 1999).



Fig 2. Vegetación halófila en zona aledaña a lagunas.

Las Lagunas conforman un sitio de concentración y nidificación de aves acuáticas y migratorias de la Pampa y del Neártico; y de aves de pastizales y de bosques abiertos, como el águila coronada (*Harpyhaliaetus coronatus*) y el cardenal amarillo (*Gubernatrix cristata*), ambas en peligro de extinción (FVSA y FUNDAPAZ, 2007; Matteucci *et al.*, 2007).

Las especies de mamíferos presentes (Rivas, 2012) incluyen 22 especies nativas y una

exótica (*Lepus europaeus*). Entre las nativas, cabe destacar la presencia de especies bajo las categorías de amenaza de UICN (2016): en peligro, como el pecarí quimilero (*Catagonus wagneri*); y potencialmente vulnerable, como el puma (*Puma concolor*), el gato montés (*Oncifelis geoffroyi*), oso hormiguero (*Myrmecophaga tridactyla*) y el aguará guazú (*Chrysocyon brachyurus*), entre otros. El aguará guazú además está categorizado como especie amenazada (Resol. N°1030/2005, SAyDS).

Metodología

La propuesta se elaboró siguiendo la metodología de planificación de ciclo helicoidal citada en la “Guía para la elaboración de planes de gestión de áreas protegidas” (APN, 2010). Cada ciclo de planificación consta de 6 etapas (diagnóstico, definición de objetivos, definición de estrategias, ejecución del plan, seguimiento y ajustes, actualización del plan), de las cuales en este trabajo se completaron las tres primeras.

La metodología usada para la elaboración del diagnóstico incluyó: (i) revisión de antecedentes normativos y de gestión de áreas protegidas similares, y (ii) relevamientos in-situ de aspectos socio ambientales a través de encuestas y de observaciones en terreno. Se aplicaron 12 cuestionarios semi-estructurados a pobladores locales; entrevistas a informantes claves de la zona (comisionado municipal, unidad primaria de salud, docentes, referente de pueblos originarios); y consulta a instituciones públicas: Dirección de General Bosques y Fauna, Mesa Provincial de Tierras, y Comité de Emergencias. Los recorridos se realizaron en zonas claves de acuerdo a concentración de población, cercanía a las lagunas y cobertura boscosa, tomando registros fotográficos, georreferenciales, escritos y grabaciones (fig. 3).



Fig. 3. Caminos recorridos, familias e informantes claves entrevistados. Ref: 1. Comisión municipal El Colorado; 2. Posta Sanitaria El Colorado; 3 al 7, 9, 11, 12, 13, 15: Familias encuestadas. 8. Docente Esc. N° 699 (Paraje San Martín); 10. Representante comunidad indígena Vilela; 14. Docente Esc. N° 696 (Lote 63).

Para la definición de los objetivos se realizó un análisis de fortalezas, oportunidades, debilidades y amenazas.

La tercera etapa (definición de estrategias), consistió en la zonificación y elaboración de estrategias de intervención y programas de manejo, según criterios ecológicos, normativos y vinculados a las comunidades. En la definición del alcance geográfico se tuvieron en cuenta los conflictos territoriales y actuales usos de la tierra.

Resultados y discusión

Revisión de antecedentes

La revisión del marco legal nacional y provincial permitió establecer los criterios normativos para la zonificación. En el marco de las leyes N° 26331 y N° 6841, que disponen el Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos (OTBN), se identificaron dentro de las Lagunas Saladas, las zonas de uso del suelo B (agrícola, ganadera y forestal), D (forestal y ganadera), H (lagunas saladas y saladillos) y F (bañados y áreas inundables con ganadería). Se observaron algunas irregularidades respecto al cumplimiento de la normativa. Por otra parte, en algunos casos, dichas zonas, no fueron totalmente compatibles con la zonificación que aquí se propone, ya que, según la ley provincial N° 5787 de áreas na-

turales protegidas, las RUM deben prever la existencia de zonas de protección estricta y que las zonas donde hay más recursos, cuenten con áreas que gradúen y amortigüen la creciente presión sobre los mismos. En relación al corredor biológico del Este, definido en el OTBN 2015 (decreto 3133/ ley 6942), si bien su límite no se corresponde en su totalidad con el límite propuesto para la RUM, se considera primordial efectivizar la conectividad de las Lagunas Saladas con otros ecosistemas a través del corredor, y se considera oportuna la protección brindada por este decreto.

Diagnóstico socio-ambiental

A partir del diagnóstico socio-ambiental realizado, se pudo constatar que las lagunas saladas, además de su riqueza natural, albergan un importante legado histórico y cultural, históricamente desvalorizados (Kandus *et al.*, 2011). Han sido habitadas ancestralmente por comunidades indígenas, de las cuales algunas perduran aún en la zona y han obtenido el Reconocimiento Territorial de posesión actual, tradicional y pública. Los resultados de las entrevistas permitieron detectar procesos organizativos de estas comunidades, en materia de cuidado y defensa del territorio, así como prácticas socio-productivas y de economía social compatibles con la conservación del área protegida. Las amenazas a los que se enfrentan los pobladores incluyen desalojos, enfrentamientos armados, constantes fumigaciones, desmontes y fuego indiscriminado. La escasez de agua y la baja calidad de la existente, son algunas de las principales situaciones problemáticas; a ello se suma la salinización del suelo, el avance de la frontera agrícola, y el limitado acceso a servicios básicos como centros de salud, educación y transporte. Configuran en algunos casos un escenario de “desalojo silencioso” ya que muchos vecinos se ven obligados a abandonar sus prácticas tradicionales, y finalmente sus lugares de residencia.

Definición de objetivos

En base al diagnóstico y relevamientos realizados se pudieron establecer los siguientes puntos críticos: entre las fortalezas y valores de conservación se destacan los relictos de bosque con ejemplares de los tres quebrachos, especies de fauna nativa amenazada y sitios de nidificación de flamencos. Las comunidades campesinas locales tienen un gran sentido de pertenencia sobre el territorio y sus recursos naturales, por lo que realizan usos múltiples de las lagunas (recreativo, medicinal, extracción de sal, caza) y mantienen procesos organizativos en materia de cuidado y defensa del territorio. Las debilidades son: gran extensión del área, presencia de especies exóticas, acceso limitado al agua, conflictos territoriales, pérdida de prácticas productivas tradicionales locales. Las amenazas son: avance de la frontera agropecuaria, fragmentación del hábitat, falta de controles sobre desmontes y uso del fuego, uso intensivo y no controlado de agroquímicos, acceso restringido a las lagunas, y escasez de servicios e infraestructura a nivel local. Las oportunidades son: acceso a la protección de las leyes de ordenamiento territorial, antecedentes legales de protección sobre pueblos fumigados, reconocimiento de derechos a comunidades indígenas, vínculos con visitantes y organizaciones externas interesadas en el conocimiento y la conservación de valores naturales y culturales del área.

El plan de gestión de la RUM propuesto posee un alcance temporal de cinco años. El objetivo general es contribuir con el ordenamiento del uso múltiple y conservación del ecosistema y su área de influencia. Los objetivos específicos son: mantener las funciones ecosistémicas; fomentar la investigación en distintos aspectos; promover la conservación de sitios de nidificación y hábitats de aves migratorias; evaluar el estado de conservación de especies amenazadas; fortalecer los procesos organizativos y prácticas socio productivas sustentables locales; regular las actividades productivas de gran escala e intensidad; monitorear la contaminación ambiental.

Zonificación y estrategias de intervención

Las zonas de manejo propuestas son cuatro: zona uso restringido; zona de uso intensivo compatible con los objetivos de la RUM; zona de uso intensivo incompatible con los objetivos de la RUM; zona de uso extensivo. Para cada una se definieron objetivos, actividades permitidas y actividades restringidas (fig. 4).

Los programas de manejo definidos son cuatro: sensibilización y educación ambiental; manejo integral del territorio; investigación y monitoreo; control, vigilancia y seguridad.

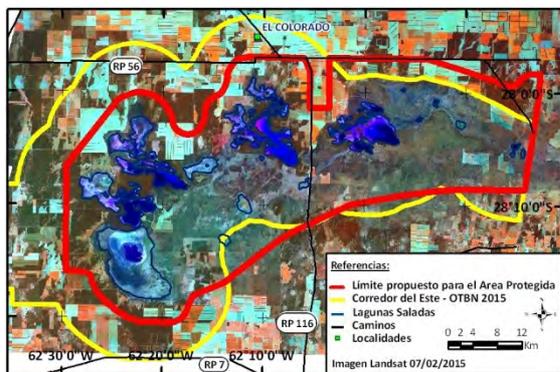


Fig. 4. Límites propuestos para la RUM Lagunas Saladas.

Conclusiones

En base a la información relevada se pudo identificar que en el área de influencia de las Lagunas Saladas conviven diferentes perfiles socio-productivos y actores sociales, con diferente grado de organización social/comunitario. En el sector noroeste, la principal actividad productiva en gran escala es la agricultura, y en el sector sureste, la ganadería. En este sentido, se detectaron varios aspectos relacionados con conflictos territoriales, problemas de salud relacionados a la contaminación del aire y a la falta de agua potable para consumo humano. Además se identificaron sitios con restos arqueológicos, zonas de bosque de uso múltiple comunitario, sitios de anidamiento de aves migratorias, hábitat de especies importantes como el Quebracho Colorado Chaqueño. Por todo ello, resulta fundamental atender las problemáticas socio-am-

bientales descriptas y valorar los impactos de éstas sobre el área protegida y la planificación de su gestión.

Agradecimientos

Al Comisionado Municipal de El Colorado, por su colaboración y acompañamiento en las visitas a Las Lagunas. Al Sr. Valentín Serrano, por el acompañamiento durante el recorrido a Rincón del Saladillo. A la Dirección de Bosques y Fauna de la Provincia por los recursos de movilidad facilitados para realizar el trabajo de campo. A las instituciones consultadas y a los informantes claves entrevistados (familias, docentes, enfermeros, directivos, referentes de pueblos originarios).

Referencias

- Administración de Parques Nacionales (APN). 2010. Guía para la elaboración de Planes de Gestión de Áreas Protegidas. Dirección nacional de conservación de áreas protegidas.
- Angueira, C., Prieto, D., López, J., Barraza, G. 2007. Sistema de Información Geográfica de Santiago del Estero (SigSE 2.0). Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina.
- Araujo, P., Brassiolo, M., Lopez, J., Maldonado, J., Pranzoni, O., Acosta, H. 1999. Áreas Naturales de Santiago del Estero con potencial para un uso múltiple. *Revista de Ciencia y Tecnología Serie Divulgación UNSE*, 4, 33-45.
- Brown, A., U. Martínez Ortiz, U., Acerbi, M., Corcuera, J. (eds.). 2006. *La Situación Ambiental Argentina 2005*, Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), UNESCO. 1974. *Soil map of the world*, 1:5.000.000.
- Fundación Vida Silvestre Argentina (FVSA), Fundación para el Desarrollo en Justicia y Paz (FUNDAPAZ). 2007. *Zonificación de los Bajos Submeridionales del Norte Santafesino. Una Herramienta para la Planificación del Desarrollo Productivo y la Conservación de la Biodiversidad del Humedal*. Buenos Aires. Vida Silvestre Argentina.
- Ginzburg, R., Adámoli, J., Herrera, P., Torrella, S. 2005. *Los humedales del Chaco: Clasificación, inventario y mapeo a escala regional*. Temas de la biodiversidad del Litoral fluvial Argentino II. Coordinador FG Aceñolaza. *INSU-GEO, Misceláneas*, 14, 121-138.

- Kandus, P., Quintana, R. D., Minotti, P. G., Oddi, J. D. P., Baigún, C., Trilla, G. G., Ceballos, D. 2011. Ecosistemas de humedal y una perspectiva hidrogeomórfica como marco para la valoración ecológica de sus bienes y servicios. Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Ediciones INTA, Buenos Aires, 265-292.
- Martín, R.A., Cortes, J., Storniolo, A., Thir, J. M. 2003. Zonificación hidrogeológica de Santiago del Estero, INTA Santiago del Estero. SigSE 1.0, proyecto ProSus NOA, CD-ROM.
- Matteucci, S.D., Herrera, P., Miñarro, F., Adámoli, J., Torrella, S., Ginzburg, R. 2007. Herramientas de toma de decisiones en la zonificación para el uso sustentable en los humedales del sudeste de la región chaqueña. En: Memorias XII Conferencia Iberoamericana de Sistemas de Información Geográfica. Sociedad Iberoamericana de Sistemas de Información Geográfica (SIBSIG)-Universidad Nacional de Luján.
- Rivas, F. 2012. Inventario de mamíferos de la Reserva Provincial de Uso Múltiple Lagunas Saladas, Santiago del Estero, Argentina. Dirección General de Bosques y Fauna de Santiago del Estero.
- Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) 2016. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2016-3.

Índice de Autores

Listado de Autores del Congreso

Acevedo, Daniela
 Actis Danna, Rubén
 Aide, Mitchell
 Akmentins, Mauricio
 Sebastián
 Alarías, Alejandrina
 Alcaraz, María Luciana
 Álvarez Cortés, Deivid
 Álvarez, Lucía
 Amarilla, Mabel
 Andersen, Andrea
 Angarita, Fredy
 Angueira, Cristina
 Araujo, Publio
 Araya Farfán, Gustavo
 Ares, María Guadalupe
 Argañaraz, Juan Pablo
 Arias Ferreyra, Mariangel
 Arias, Luis Benigno
 Arístide, Pablo
 Asís, Mónica
 Astrada, Elizabeth
 Austin, A. A.
 Baez, Iván
 Balasch, M. R.
 Barandica Fernández, Jesús
 Bárcena, H.
 Barchuk, Alicia
 Bartel, Matías
 Basconcelo, Sandra
 Basualdo, María
 Jimena García Battán
 Belelli, E.
 Bellis, Laura
 Benítez, J.
 Beribe, María José
 Biasatti, Néstor Ricardo
 Bitar, María Victoria
 Blanco, Rayen
 Blanda, Nicolás
 Bono, Julieta
 Borón, Carlos Ignacio
 Bran, Donaldo
 Brassiolo, Miguel
 Breda, J.
 Britos, Horacio
 Bruno, Carlos
 Bruno, Federico
 Bustos, Marina
 Buzzi, María Andrea
 Cabrera, A.
 Cabrini, Silvina María
 Calderón, Miguel Ángel
 Camargo Angelo, Alessandro
 Cárdenas Torres, Juliana
 Carretero, Fernando
 Carretero, Nicolás
 Casagrande, Pedro
 Casares, Marta
 Castillo, Rocío
 Cavallaro, Sandra
 Ceballos, Karen Daniela
 Ceirano, Valeria
 Céspedes, Gloria
 Chazarreta, Néstor
 Chichizola, Gisella
 Chiramberro, Sergio
 Cisneros, Ana Belén
 Continelli, Noelia
 Coria, Oscar
 Coria, Rubén
 Cresmani, Mónica
 Cristeche, Estela Raquel
 Cuesta, Gabriela
 da Rocha, Nicole
 Daga, Daiana
 Datri, Leonardo
 de Dominicis, Horacio
 de Egea, Juana
 de Groot, Grecia
 Di Bella, Carlos
 Di Marco, Alba Irene
 Díaz Lezcano, Maura Isabel
 Díaz, Ángela
 Díaz, B.
 Dolsan, Marcelo
 Elia, Mario
 Entraigas, Ilda
 Escalada, Cecilia
 Factorovich, Matías
 Famá, G. S.
 Ferraro, R. F.
 Ferreira, Silvia Elena
 Ferreyra, Marcelo
 Figueroa, María Eugenia
 Fioretti, Sonia
 Fischer S.
 Flores, Andrea
 Fonseca, Bráulio
 Francisco, Nicolás
 Gagliardi, Leiza
 Galeano, M. P.
 Galiano, Florencia
 Gamarra Lezcano, Cynthia
 Gandini, Marcelo
 Gantes, Patricia
 García Collazo, María Agustina
 Gareis, María Cecilia
 Gasparri, Néstor Ignacio
 Gattino, Laura
 Gerlero, Gustavo
 Ghermandi, Luciana
 Giménez, Ana María
 Giovanola, Cecilia Ruth Inés
 Giraudo, Alejandro
 Godoy, Juan Carlos
 Goerzen, Rosalía
 González Baffa-Trasci, Noelia V.
 Gonzalez Ribot, Joaquín
 Grau, Raúl
 Gutiérrez, María Teresa
 Guzmán, Analía
 Gymant, Gerardo
 Herrera, María Cristina
 Herrero Jaime, Patricia
 Huaranca, Laura Liliana
 Huertas Herrera, A.
 Huertas, Leonardo
 Humano, Cristian

Hunko, C. M. Claudia	Morzán, Uriel	Saavedra, Carlos
Ibañez Giménez, R.	Mosso, C. E.	Sarmiento, Miguel Ángel
Ibáñez, Gabriela	Moura, Ana Clara	Scaramuzzino, Rosa
Ibañez, R.	Nicola, Cintia	Scavuzzo, Marcelo
Ibarra, Amparo	Novello, María Alejandra	Seghezzeo, L.
Ithuralde, Raúl Esteban	Oddi, Facundo	Seguro, Edgardo Fabián
Iturre, Marta	Orce, Hugo Alberto	Seminara, Paola
Izzo, Marta Evelia	Ortín Vujovich, Adriana	Sena, Ítalo
Jeckeln, Gabriela	Pacaccio, Claudia	Sequeira, Nahuel
Kather, S.	Paschetta, Germán	Sola, Francisco
Kaufmann, Ingrid Irene	Pastor, Gabriela	Somoza, Ailín
Kunst, Carlos	Pereyra, Laura Cecilia	Sorondo, María Mercedes
Laforteza, Raffaele	Peri, Pablo	Sosa, Ramón Aberto
La Rosa, Daniele	Piegari, Estefanía	Spichiger, Rodolphe
Landi, Marcos	Pizarro, J. C.	Sticconi, María Eugenia
Lanzarotti, Esteban	Poveda Ducon, Kevin	Suligoy, H.
Lara, Bruno	Prado, Cyntia	Swartz, Yanelle
Lasagno, Romina	Quatromano, Hernán	Taurian, Magalí
Lecuona, Juan	Requesens, Eduardo	Tiedemann, José Luis
Lencinas, M. V. María Vanesa	Rescia Perazzo, Alejandro	Tobio, María Inés
Lichtig, Pablo	Reyna, Daniela	Tonda, Marta
Llomparte Frenzel, María	Riat, Marta	Torres, Ricardo
Paula	Ríos, Claudia	Torres, Luciano
Lorenz, Guido	Rivas, Federico	Totino, Mariana
Ludueña, Myriam Ethel	Rodríguez Laredo, D. M.	Trillo, Cecilia
Luna, Eliana Jorgelina	Daisy	Urdampilleta, Constanza
Macleán, S.	Rodríguez Lescano, María	Vaira, Marcos
Manfreda, Vilma Teresa	Lorena	Vallerga, María Belén
Martínez Pastur, Guillermo	Rodríguez Sousa, Antonio	Vázquez, Patricia
Marelli, Silvia	Rodríguez, Marcelo	Vega, Alejo
Mas, Alberto Ángel	Rodríguez, Norberto	Vera de Ortiz, M.
Matteucci, Silvia	Rodríguez, Sandra	Vercelli, Natalia
Menavide, Lucas	Roman, Liliana	Vidal, R. A.
Mereles, María Fátima	Romero, Juan Manuel	Videla, Eugenia
Michaud, J. F. P.	Roncallo, Luciana	Vignolles, Milagros
Michellini, Wilson	Rosales, Víctor	Villalba Marín, L. J.
Miguel, Roberto Esteban	Rosas, Yamina Micaela	Villarraga, Liz
Minotti, Priscilla	Rossi, Gladys Carla	Vincon, Sergio Gabriel
Moglia, Juana Graciela	Rovere, Adriana	Volante, José N.
Molares, Soledad	Rueda, Carla	Yañez, Diego
Mónaco, M. H.	Rueda, Marta	Zarbá, Lucía
Mónico Serrano, F. H.	Rueter, Bárbara	Zerda, Hugo Raúl
Morend, Sol	Ruiz, Pablo	Zulaica, Laura

El paisaje entre ciencia, educación y planificación: el legado que dejamos

VI Jornadas y III Congreso Argentino de Ecología de Paisajes

Edición Digital

En este libro se presentan los resúmenes expandidos de los trabajos presentados en las VI Jornadas y III Congreso Argentino de Ecología de Paisajes con el lema "El paisaje entre ciencia, educación y planificación: el legado que dejamos", realizado en la Universidad Nacional de Santiago del Estero, Argentina, del 16 al 19 de mayo de 2017. Este Congreso fue organizado por la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Nacional de Santiago del Estero y la Asociación Argentina de Ecología de Paisajes.

Se abordan las siguientes áreas temáticas: Sistemas socio-ecológicos, paisajes urbanos y peri-urbanos, ecosistemas naturales, ecosistemas productivos, y otros temas de interés ...

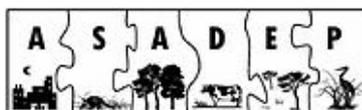
Editores:

Guido Lorenz - María Eugenia Figueroa
Amelia Nancy Giannuzzo - Myriam Ethel Ludueña

ISBN 978-987-1676-71-2



9 789871 676712



Asociación Argentina de Ecología de Paisajes



FACULTAD DE
CIENCIAS FORESTALES
Ing. Néstor René Ledesma



UNSE

Universidad Nacional
de Santiago del Estero