

Evaluación de la efectividad de la Reserva Parque Luro como herramienta de conservación del Caldenal pampeano: cambios en la cobertura vegetal a nivel de paisaje entre 1960 y 2004

MARIANO GONZÁLEZ-ROGLICH^{1,2,✉}; DIEGO VILLARREAL¹ & MÓNICA G. CASTRO¹

1. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa. Santa Rosa, La Pampa, Argentina.

2. Nicholas School of the Environment, Duke University, Durham, USA.

RESUMEN. Las áreas protegidas son la principal herramienta utilizada para favorecer la conservación de los sistemas naturales a nivel mundial. Sin embargo, la escasez de evaluaciones objetivas sobre su efectividad y potencial de conservación a largo plazo es notable. En este trabajo se analiza, mediante el uso de técnicas de percepción remota, el desempeño de la Reserva Provincial Parque Luro como herramienta de conservación del ecosistema del Caldenal de la provincia de La Pampa, Argentina. Para ello se examinó la abundancia de los diferentes componentes de la cobertura del terreno y su configuración espacial a nivel de paisaje en el área protegida, su entorno inmediato y otras áreas de referencia en el resto del Caldenal pampeano a comienzos de la década de 1960 y en 2004. Se demuestra que el área protegida ha logrado evitar el reemplazo del bosque por cultivos, proceso muy intenso fuera de los límites de la reserva, aunque las características del Caldenal existente difieren de las consideradas típicas un siglo atrás. Por otro lado, el proceso de fragmentación del bosque ha sido intenso en toda el área analizada, sin importar el tipo de uso que se haga de la tierra. Por último, se observa un importante reemplazo de bosques por cultivos en las inmediaciones de la reserva que limita su conectividad con remanentes no protegidos del Caldenal. Si bien la Reserva Provincial Parque Luro ha sido efectiva en preservar la cobertura de vegetación leñosa dentro de sus límites, el cerramiento de la vegetación presente, su alto nivel de fragmentación y el aislamiento de su entorno no protegido, reducen su utilidad para la conservación de una porción representativa y funcional del ecosistema del Caldenal pampeano.

[Palabras clave: área protegida, La Pampa, deforestación, arbustización, teledetección, auditoría de conservación]

ABSTRACT. Assessment of Parque Luro Reserve effectiveness as a conservation tool for the Pampean Caldenal: landscape scale vegetation change between 1960 and 2004: Protected areas are the main conservation tool being used to favor the preservation of natural ecosystems worldwide. However, it is notorious the scarcity of objective assessments on their effectiveness and long term conservation potential. The Caldenal is one of the most threatened ecosystems in Argentina, being in the margins of the Pampas agricultural region, conversion to croplands is its biggest conservation threat. Moreover, only 0.2% of the ecosystem's area is formally protected in La Pampa province, being Parque Luro the only protected area in the region. Here we analyze, through the use of remote sensing techniques, Parque Luro Provincial Reserve's performance as a conservation tool for the Caldenal ecosystem in La Pampa Province, Argentina. Abundance and spatial distribution of the different components of the land cover was analyzed at a landscape scale for the protected area, its immediate surroundings and in other reference areas in the rest of the Pampean Caldenal in the early 1960s (before the establishment of the protected area) and in 2004. High resolution panchromatic aerial photographs were used for 1960 and Landsat TM5 for 2004. Fragmentation indicators were also calculated for both periods. Results indicate that the establishment of the protected area has avoided the replacement of native forests by exotic annual crops, as is intensively occurring outside the limits of the park. However, even though Parque Luro maintains most of its area covered by woody plants, the structural characteristics of the current community greatly differ from those considered typical 100 years ago. The Caldenal was originally described as a savanna looking ecosystem, with scattered trees in a grassland matrix, while the community currently present in the reserve is that of a dense woodland. The process of landscape fragmentation has been intense in the three areas analyzed, regardless of the land use type. The mean and maximum patch sizes are still larger in the park as compared to the unprotected areas, but the proportional reduction in size was the same in all areas, suggesting a lack of effect of the establishment of the reserve in this regard. Finally, land conversion in the surroundings of the protected area has been very important in the 40 years analyzed, limiting Parque Luro's connectivity to the unprotected remnants of the Caldenal ecosystem. Even though Parque Luro has been effective in maintaining woody cover within its boundaries, the process of woody plant encroachment, the high level of fragmentation in and outside the park, and its isolation from the unprotected natural areas greatly hinder its utility for the conservation of a functional and representative portion of the Pampean Caldenal ecosystem.

[Keywords: protected area, La Pampa, deforestation, shrub encroachment, remote sensing, conservation auditing]

✉ Nicholas School of the Environment, Duke University, Box 90328, Durham, NC 27708, USA.
mariano.gr@duke.edu

Recibido: 1 de julio de 2011; Fin de arbitraje: 23 de agosto de 2011; Revisión recibida: 4 de noviembre de 2011; Aceptado: 27 de diciembre de 2011

INTRODUCCIÓN

La pérdida de diversidad biológica a causa del accionar humano es uno de los problemas ambientales irreversibles a escala mundial (Pimm & Raven 2000; Diaz et al. 2006). Los seres humanos degradan los ambientes naturales de dos modos complementarios: 1) reemplazándolos por cultivos anuales y/o perennes (incluyendo pasturas y forestaciones) y 2) modificando biológica, química y físicamente los remanentes del territorio. Al modificar la configuración espacial y la composición del sistema original se afecta su funcionamiento y estabilidad (Fischer & Lindenmayer 2007). Para disminuir el riesgo de una extinción masiva de especies se han desarrollado estrategias de conservación como el uso de prácticas sustentables para la explotación de los recursos naturales y el establecimiento de reservas naturales protegidas (Sinclair et al. 2000). El objetivo de estas reservas es el de preservar y manejar muestras de áreas naturales y seminaturales representativas de la variedad de paisajes regionales mayores con el objetivo de mantener la integridad ecológica y las funciones ecosistémicas, que de otra manera se perderían por la degradación continua del medio natural (Peres 2005; Cantu-Salazar & Gaston 2010).

A nivel mundial, el consenso alcanzado sobre la necesidad de las áreas protegidas como herramientas necesarias para la conservación de los sistemas naturales y su biodiversidad resultó en un aumento de 600% en las superficies reservadas en los últimos 40 años (Chape et al. 2005) y supera el 12% de la superficie continental mundial (WDPA 2010). Sin embargo, las tendencias negativas en la preservación de la diversidad no han cambiado (Butchart et al. 2010). Entre las razones principales se encuentran la escasez relativa de las superficies reservadas debida a la heterogeneidad en la representación de los diferentes ambientes en los sistemas de áreas protegidas (Chape et al. 2005) y la ocurrencia de errores en la planificación y ejecución de los proyectos (Kamaljit & Reinmar 1998; Lindenmayer et al. 2000; Sinclair et al. 2000). Uno de los puntos débiles de muchas estrategias de conservación es la falta de metodologías claras y objetivas para evaluar sus resultados. Por ejemplo, suele utilizarse la proporción protegida de cada bioregión como evaluación

del nivel de desarrollo de los sistemas de áreas protegidas (Forero-Medina & Joppa 2010), o indicadores como la existencia de infraestructura básica, la presencia de personal o el presupuesto anual asignado, como medidas del grado de manejo que posee cada una de las áreas (Bruner et al. 2001; Dudley et al. 2007). Estas evaluaciones sirven para establecer comparaciones entre diferentes ambientes o su evolución en el tiempo, pero no son indicadores directos de la efectividad de las áreas protegidas para preservar el sistema natural y su biodiversidad.

Los sistemas de percepción remota son herramientas utilizadas ampliamente para determinar la configuración espacial de la superficie terrestre y para establecer los cambios ocurridos a lo largo del tiempo (por ejemplo Betts et al. 2003; Viña et al. 2004; Lizzi et al. 2007). Estos sistemas permiten determinar las consecuencias de diferentes tipos de uso del suelo, entre ellos las áreas protegidas, en la productividad y conservación de ambientes naturales (Alcaraz-Segura et al. 2008; Roldan et al. 2010; Tang et al. 2011). En este trabajo se analizó, mediante el uso de técnicas de percepción remota, la efectividad de la Reserva Provincial Parque Luro como herramienta de conservación de la cobertura vegetal en el Caldenal pampeano. Para ello se caracterizó la cobertura del terreno en el área de la reserva en los años 1961 y 2004 y los cambios ocurridos entre ellos. Para determinar el efecto del área protegida sobre la dinámica de la cobertura del terreno, se comparó a Parque Luro con sectores no protegidos dentro de la misma región.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

En la provincia de La Pampa se distinguen tres unidades fitogeográficas: 1) el pastizal pampeano al noreste, 2) el Caldenal, en el centro, y 3) el monte xerófilo occidental, en la porción oeste de la provincia (Cano et al. 1980). El Caldenal corresponde a la formación denominada distrito del caldén (*Prosopis caldenia* Burkart), dentro de la región del espinal, que se extiende desde el sur de San Luis y por el centro de La Pampa hasta el suroeste de la provincia de Buenos Aires (Cabrera 1994). Este distrito se caracteriza por la abundancia del caldén, que forma

bosques xerófilos más o menos densos con una cobertura arbórea de entre 30 y 50%, con baja densidad de arbustos (Cano et al. 1980).

El Caldenal ha sufrido en los últimos 100 años un proceso de modificación muy intenso. Primero fueron los aprovechamientos madereros de carácter extractivo (Amieva 1993), la introducción de especies exóticas, la interrupción de los ciclos naturales de fuego (Medina 2007) y luego el continuo avance de la frontera agropecuaria desde el este. Se estima que originalmente la superficie del bosque en la provincia de La Pampa fue de 35000 km² (24% de la superficie provincial) (Stieben 1958). En la actualidad existe solo una reserva natural en dicha área, el Parque Luro. Por otro lado, no existen experiencias documentadas que conjuguen la utilización de los recursos del bosque con la conservación de su integridad ecosistémica.

Parque Luro (64°17' O, 36°55' S) es una reserva natural provincial de 7607 ha en la provincia de La Pampa, Argentina. La mayor parte de la superficie del Parque está cubierta por vegetación natural, que puede diferenciarse en tres tipos: salitral, zona medanosa y bosque de caldén. El predio que actualmente comprende la Reserva ha experimentado diferentes usos. Entre las décadas del '20 y del '40 del siglo pasado se utilizó como coto de caza, para cría de ganado y aprovechamiento maderero de carácter extractivo así como también para cría de ciervos (*Cervus elaphus* Linnaeus) (Amieva 1993). En el año 1967 se lo declaró área protegida de jurisdicción provincial, situación que se prolonga hasta el presente.

Zonificación

Para realizar el análisis de efectividad se determinaron 3 zonas: 1) Zona de Reserva (ZR), conformada por las 7607 ha correspondientes al Parque Luro, 2) Zona de No Reserva Cercana (ZNRC), conformada por 32393 ha correspondientes a un cinturón de 5 km de ancho que rodea a la Reserva, y 3) Zona de No Reserva Lejana (ZNRL) (Figura 1). Esta última zona está conformada por: ZNRL1 en Chapalcó (64°54' O, 36°56' S), ZNRL2 en El Durazno (65°14' O, 36°45' S), ZNRL3 en Nereco (64°00' O, 37°34' S) y ZNRL4 en Maracó (64°41' O, 36°34' S). Cada una de estas cuatro unidades posee 8100 ha sumando un área total comparable a la ZNRC. La selección

de estas 4 áreas se basó en la opinión de un profesional con experiencia en la zona que consideró que las condiciones de tipo de uso del suelo y formación vegetal presente en cada una de ellas era comparable a la existente en el Parque Luro al momento de su creación (B. Fernández, Facultad de Agronomía, UNLPam, comunicación personal). Esta diferenciación, de las zonas no protegidas en dos categorías diferentes, se debe a que por lo general la eficiencia de las reservas se ha establecido comparando solo con sus alrededores no protegidos (Bruner et al. 2001). Sin embargo, dicho procedimiento ha sido criticado (Bhagwat et al. 2001). Por ejemplo, la zona de la reserva puede contar con mejores rutas que favorecen la salida de productos naturales de sus alrededores y determinan una mayor presión, o a la inversa, puede haber mayor vigilancia sobre el uso de los recursos en el área resultando en un mejor estado de conservación que en el resto del Caldenal.

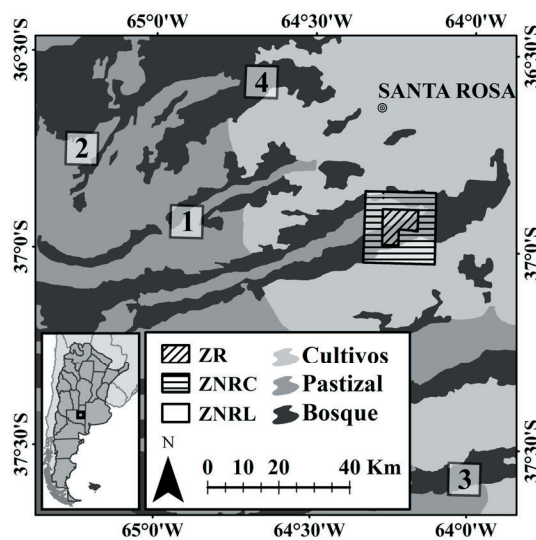


Figura 1. Ubicación de las diferentes áreas analizadas en la región fitogeográfica del Caldenal. El parque (ZR) se encuentra cercano al margen oriental natural del bosque de caldén, las áreas cubiertas por cultivos al este del mismo correspondían originalmente a pastizales pampeanos. El mapa de vegetación es una versión simplificada de Cano et al. (1980). ZR: Zona de Reserva, ZNRC: Zona de No Reserva Cercana, ZNRL: Zona de No Reserva Lejana. Dentro de las ZNRL, 1 corresponde a Chapalcó, 2 a El Durazno, 3 a Maracó y 4 a Nereco.

Figure 1. Location of the different areas analyzed within the Caldenal phytogeographic region. The park (ZR) is located in the eastern margin of the caldén natural area of distribution, areas covered by agriculture to the east were originally covered by pampean grasslands. The background vegetation map is a simplified version from Cano et al. (1980). ZR: protected area, ZNRC: unprotected surroundings, and ZNRL: unprotected far from the reserve. Numbers in the ZNRL indicate: 1) Chapalcó, 2) El Durazno, 3) Maracó, and 4) Nereco.

Teledetección y sistemas de información geográfica

Para la determinación de la configuración del paisaje se utilizaron fotografías aéreas (de 1961 a 1967) e imágenes satelitales Landsat 5 TM del año 2004. Las fotografías aéreas utilizadas fueron copias de contacto pancromáticas a escala 1:35000 (suministradas por la Dirección General de Catastro de de La Pampa). Las fechas fueron: 1961 para ZR, ZNRC y ZNRL3; 1962 para ZNRL1 y ZNRL4; y 1967 para la ZNRL2. Las fotografías fueron digitalizadas con una resolución de 600 dpi obteniendo imágenes con una resolución espacial final de 1.5 m (Dube 2008). Estos archivos de imagen fueron luego georreferenciados en base a la cartografía existente (Gauss Krugger faja 3, Elipsoide WGS84) tras lo que se confeccionó un mosaico digital utilizando Erdas Imagine 8.3.1. El proceso de fotointerpretación se desarrolló basado en la interpretación del mosaico y la observación estereoscópica de las fotografías originales en papel, determinando las diferentes clases de cobertura del terreno. En adición, para la zona correspondiente al Parque Luro, se contó con una clasificación preliminar de la vegetación realizada en base a las mismas fotografías utilizadas para este trabajo (B. Fernández, datos no publicados). Las unidades fueron luego convertidas a ficheros de forma por medio del programa ArcView 3.1.

Para la determinación de las características actuales del sistema se utilizaron imágenes satelitales Landsat TM5 228-086 (del 12/12/2004) y 229-085 (del 19/12/2004). Las imágenes fueron georreferenciadas utilizando el mismo sistema de referencia espacial de las fotografías. Se aplicó primero una clasificación multiespectral no supervisada ISODATA (ERDAS Inc. 1997) y, luego del control a campo, se realizó una clasificación supervisada utilizando las bandas 2, 3, 4, 5 y 7. Las clases de cobertura del terreno identificadas fueron: 1) agua (superficies de agua libre), 2) bajo salino (depresión topográfica asociada a los cuerpos de agua y definidos por su régimen hídrico variable, escasa o nula cobertura vegetal y abundancia de sales), 3) herbáceas (área cubierta por vegetación de tipo herbácea, pudiendo ser pastizales naturales, pasturas implantadas o cultivos), 4) arbustal abierto (formación vegetal dominada por el estrato arbustivo con cobertura de

vegetación leñosa inferior a 75%), 5) arbustal cerrado (formación vegetal dominada por el estrato arbustivo con cobertura de vegetación leñosa superior al 75%), 6) bosque abierto (formación vegetal dominada por el estrato arbóreo con cobertura de vegetación leñosa inferior a 75%), 7) bosque cerrado (formación vegetal dominada por el estrato arbóreo con cobertura de vegetación leñosa superior a 75%), y 8) urbana (corresponde a la localidad de Ataliva Roca). La clasificación se evaluó utilizando 147 puntos de cobertura conocida distribuidos de forma homogénea en la ZR y ZNRC. A partir de estos puntos, obtenidos en las visitas a campo y de imágenes de alta resolución espacial de Google Earth, se elaboró una matriz de contingencia y determinó la precisión de la clasificación y el estadístico Kappa (Jensen 2005). Para el análisis de fragmentación y cambio de cobertura a nivel regional se utilizó una clasificación agrupada. Las clases 1 y 2 se agruparon en la clase lagunas y las clases 4, 5, 6 y 7 en la clase Caldenal, mientras que herbáceas y urbana permanecieron igual. La cobertura de las ZNRLs se caracterizó solo según el esquema de clases agrupadas descrito anteriormente, y se tomó como referencia la clasificación supervisada hecha para la ZR y la ZNRC. Se utilizó un modelo digital de elevación (Farr 2007) con el fin de analizar de modo cualitativo los efectos de la topografía en la configuración espacial de las coberturas del terreno y sus cambios en el tiempo.

Identificación de picadas

Las picadas son desmontes en fajas angostas, por lo general menores a 90 m, de cobertura herbácea, gramínea o suelo desnudo, que divide o ingresa en formaciones leñosas (bosques y arbustales). Para evitar la sobreestimación de picadas para el año 1961, en comparación con el 2004, se remuestreó el mosaico de las fotografías aéreas con el método de interpolación bilineal, para así obtener una imagen con una resolución espacial de 30 m comparable con la imagen satelital utilizada. A partir de estas imágenes, se identificaron todas las picadas observables mayores a 30 m.

Fragmentación de hábitat

Se utilizaron cinco indicadores de fragmentación del hábitat: la longitud de la red de picadas, número de parches por

kilómetro cuadrado, superficie máxima, superficie promedio y tamaño efectivo de malla. Se definió al parche como una unidad de vegetación leñosa (i.e., bosque y/o arbustal) de superficie superior a 3 ha que se encuentra separada de unidades similares por otro tipo de cobertura. La superficie mínima de los parches fue definida en 3 ha para el proceso de fotointerpretación (no se identificaron parches con superficies menores a 0.25 cm²). El tamaño efectivo de malla está basado en la probabilidad de que dos puntos elegidos aleatoriamente en una región estén ubicados en el mismo parche, y su valor puede variar entre cero, cuando el ambiente está completamente fragmentado, y el área total considerada, cuando la conectividad es total (Jaeger 2000).

RESULTADOS

Cambios en la cobertura del terreno

La clasificación final tuvo una precisión de 83% y un estadístico Kappa de 0.801 (Tabla 1). La variación en la superficie ocupada por la vegetación leñosa (bosque y arbustal en su conjunto) dentro de la reserva entre 1961 y 2004 (Figura 2) fue demasiado ligera (3%) como para ser detectada con precisión por nuestra metodología. Sin embargo, esa variación menor en la superficie total enmascara dos procesos opuestos, el avance de la vegetación leñosa en zonas anteriormente ocupadas por suelo desnudo y vegetación herbácea, como se observa en el ángulo noroeste de la ZR, y el aumento de la superficie de picadas (Figura 3). Cuando se analiza lo ocurrido en cada una de las clases por separado, el cambio es más

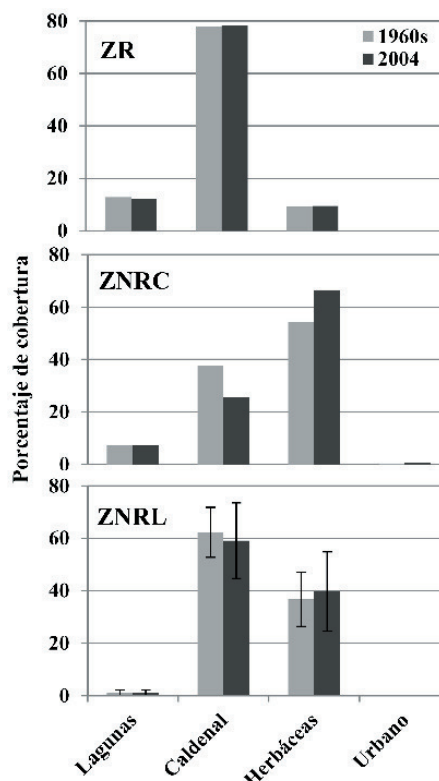


Figura 2. Clases de cobertura del terreno agrupadas para cada una de las zonas y fechas analizadas. ZR: Zona de Reserva, ZNRC: Zona de No Reserva Cercana, ZNRL: Zona de No Reserva Lejana.

Figure 2. Grouped land cover classes for each of the areas and dates analyzed. ZR: protected area, ZNRC: unprotected surroundings, and ZNRL: unprotected far from the reserve.

significativo en magnitud e importancia ecológica, ya que se observa un incremento de 40% en el arbustal cerrado, pasando a ocupar 42% de la superficie del área protegida (Figura 4). En las inmediaciones de la reserva, en la ZNRC, se observó una disminución muy

Tabla 1. Matriz de confusión con los resultados de la clasificación supervisada. Clases: 1) agua, 2) bajo salino, 3) herbáceas, 4) arbustal abierto, 5) arbustal cerrado, 6) bosque abierto, 7) bosque cerrado, y 8) urbano.

Table 1. Confusion matrix with the results of the supervised classification. Classes: 1) water, 2) saline depression, 3) herbaceous, 4) open shrubland, 5) closed shrubland, 6) open forest, 7) closed forest, and 8) urban

Imagen clasificada	Datos de referencia								Total	Precisión uso
	1	2	3	4	5	6	7	8		
1	8	2							10	80.0%
2	1	11	1						13	84.6%
3		1	27					1	29	93.1%
4			2	15	1	2	1		21	71.4%
5				1	19		1		21	90.5%
6				2	1	18	2		23	78.3%
7				1	3	1	18		23	78.3%
8		1						6	7	85.7%
Total	9	15	30	19	24	21	22	7	147	
Precisión productividad	88.9%	73.3%	90.0%	78.9%	79.2%	85.7%	81.8%	85.7%		83.0%

Tabla 2. Métricas de parches de Caldenal para cada una de las zonas y fechas analizadas. ZR: zona de reserva, ZRNC: zona de no reserva cercana, ZNRL: zona de no reserva lejana.

Table 2. Caldenal patch metrics for each of the areas and dates analyzed. ZR: protected area, ZRNC: unprotected surroundings, and ZNRL: unprotected far from the reserve.

	1960s			2004			Cambio (%)		
	ZR	ZRNC	ZNRL	ZR	ZRNC	ZNRL	ZR	ZRNC	ZNRL
Suma (ha)	5925.6	12228.7	20173.4	5950.9	8295.1	19153.7	0.4	-32.2	-5.1
Media	369.9	203.6	411.7	116.3	46.5	115.4	-68.6	-77.2	-72.0
Max (ha)	2303.6	1765.9	4830.1	561.6	969.6	760.4	-75.6	-45.1	-84.3
N/km ²	0.21	0.18	0.15	0.67	0.54	0.51	218.8	190.0	238.8

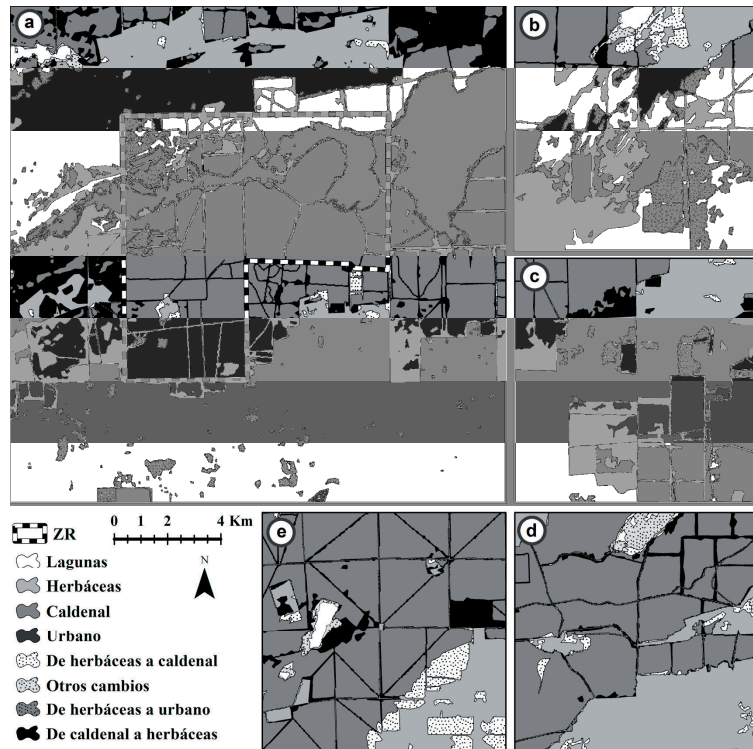
importante de la cobertura de vegetación leñosa en su conjunto, perdiendo 3900 ha de superficie en el periodo analizado (Tabla 2). Al descomponer este valor se observa un incremento en la superficie ocupada por las clases arbustal abierto (6 %) y bosque abierto (46 %) y, por otro lado, una disminución del bosque cerrado (64%) y el arbustal cerrado (57%) (Figura 4). Hasta el año 1961, el proceso de reemplazo de vegetación natural por cultivos pareció limitarse a los sectores de planicie y el bosque mantuvo su continuidad en las pendientes y bajos. Sin embargo, en el año 2004, se observó la remoción de bosque en porciones de la ZNRC con relieves de mayor pendiente. No se encontraron diferencias topográficas importantes entre las áreas con bosque remanente y las desmontadas entre 1961 y 2004 en la ZNRC.

Las ZNRLs mostraron cierta variabilidad en cuanto a la cobertura, aunque con predominio de la vegetación leñosa en ambos períodos (Figura 2). En cuanto a la configuración espacial se identifican procesos dinámicos de reemplazo de coberturas. Por ejemplo, en la ZNRL1 el Caldenal avanzó sobre zonas anteriormente ocupadas por pastizales, mientras que se observan actualmente cultivos en zonas ocupadas en 1962 por vegetación leñosa (Figura 3).

La superficie ocupada por la vegetación de tipo herbácea también mostró en la ZR una variación demasiado ligera (2%) (Figura 2) para nuestra capacidad de detección. Pero la variación toma importancia cuando se analiza la configuración espacial de la superficie ocupada en 2004 por esta clase (Figura 3). La

Figura 3. Transiciones de cobertura del terreno entre 1961 y 2004. a) ZR y ZNRC, b) ZNRL Chapalcó, c) ZNRL El Durzano, d) ZNRL Maracó, y e) ZNRL Nereco. Las clases con rellenos sólidos indican áreas donde la cobertura no cambió. Las clases con colores punteados indican áreas de cambio de cobertura entre 1961 y 2004.

Figure 3. Land cover transitions between 1961 and 2004. a) ZR y ZNRC, b) ZNRL Chapalcó, c) ZNRL El Durzano, d) ZNRL Maracó, y e) ZNRL Nereco. Solid areas indicate areas where land cover remained unchanged. Dotted areas indicate areas of land cover change between 1961 and 2004.



vegetación herbácea disminuyó en la ZR en el área cubierta por pastizal natural de médano y aumentó la cubierta de herbáceas anuales, muchas de ellas exóticas, que crecen sobre la red interna de picadas. En la ZNRC esta clase es la que presenta el mayor incremento para el período, pasando a ocupar 21500 ha de las 17600 que ocupaba inicialmente (incremento de 22%) (Figura 2). Este aumento se debe al reemplazo de superficies con vegetación leñosa por cultivos y se centra fundamentalmente en dos sectores: el primero en el oeste de la ZNRC y el segundo en el ángulo noreste (Figura 3). En las ZNRLs se observan ambos procesos descritos: por un lado, el dominante de reemplazo de bosques y arbustales por cultivos y pasturas implantadas y, por otro lado y aunque de menor magnitud, el avance de la vegetación leñosa sobre pastizales (Figuras 2 y 3).

Fragmentación del Caldenal

La longitud de picadas tuvo un incremento fuerte entre 1961 y 2004 en las 3 zonas analizadas. El aumento fue mucho mayor en el área protegida, y se observó en 2004 un crecimiento de 250% con respecto a 1961 (Tabla 3). La red de picadas en la ZR ha pasado de ser casi inexistente a formar una malla densa de distribución casi homogénea en el área. Además, en el área protegida se observan cambios en la configuración de los parches de Caldenal. Esto indica un proceso fuerte de fragmentación en el sentido de Turner et al. (2001), es decir, la reducción del tamaño medio de los parches a un tercio de su valor original y el aumento en el número de parches (Tabla 2), mientras que en el mismo período la cobertura total de Caldenal se mantuvo constante. El aumento de la longitud de las picadas y

Tabla 3. Longitud de picadas en cada una de las zonas analizadas y su variación en el tiempo. ZR: zona de reserva, ZNRC: zona de no reserva cercana, ZNRL: zona de no reserva lejana (representa la suma de las cuatro ZNRL).

Table 3. Road length in each of the areas analyzed and its percent change over time. ZR: protected area, ZNRC: unprotected surroundings, and ZNRL: unprotected far from the reserve (represents the sum of the four ZNRLs).

Zona	Longitud (km)		Cambio	
	1960s	2004	km	%
ZR	31.5	111.7	80.2	254
ZNRC	64.0	149.3	85.3	133
ZNRL	96.0	203.5	107.5	112

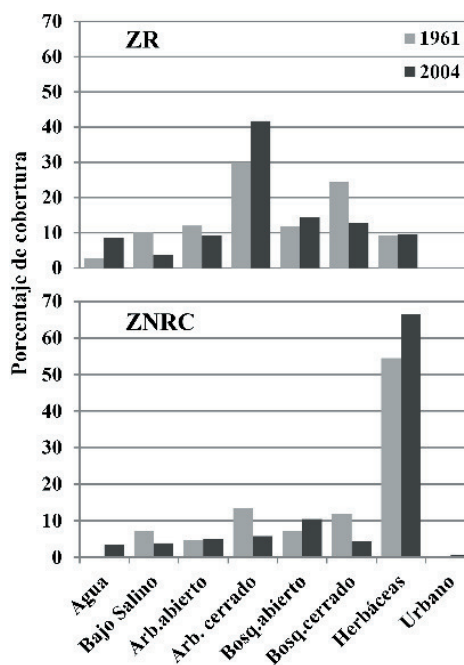


Figura 4. Clases de cobertura del terreno desagregadas para cada una de las zonas y fechas analizadas. ZR: Zona de Reserva, ZNRC: Zona de No Reserva Cercana. Nota: este análisis no fue realizado para las ZNRLs.

Figure 4. Ungrouped land cover classes for each of the areas and dates analyzed. ZR: protected area, ZNRC: unprotected surroundings. Note: this analysis was not performed for the unprotected areas far from the reserve (ZNRLs).

la disminución del tamaño de los parches (Figura 5) son medidas interdependientes ya que el aumento en la cantidad de picadas sobre una misma superficie resulta en un mayor número de parches de menor superficie individual. En las otras dos zonas ocurren de manera simultánea los procesos de pérdida

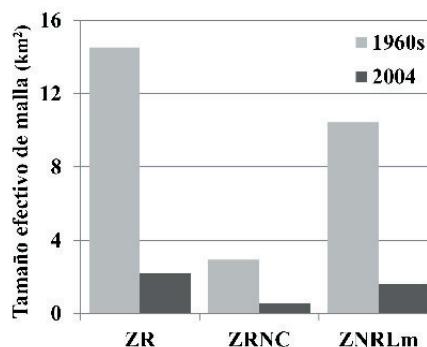


Figura 5. Tamaño efectivo de malla en cada una de las zonas y fechas analizadas. ZR: Zona de Reserva, ZNRC: Zona de No Reserva Cercana, ZNRLm: promedio de las 4 zonas de no reserva lejana.

Figure 5. Effective mesh size for each of the areas and dates analyzed. ZR: protected area, ZNRC: unprotected surroundings, and ZNRL: unprotected far from the reserve.

de hábitat y fragmentación, como lo indica el incremento en la longitud de picadas (Tabla 3), la disminución en el tamaño medio y máximo de los parches (Tabla 2), la disminución del tamaño efectivo de malla (Figura 5) y la disminución en el área total de Caldenal (Tabla 2). Es importante destacar que en la ZNRL, la disminución en el área total de Caldenal ha ocurrido en menor intensidad que en la ZNRC (-5.1% contra -32.2% de cambio en la cobertura, respectivamente).

DISCUSIÓN

Cambios de cobertura

El reemplazo de vegetación leñosa por herbácea no se ha observado de modo importante dentro del área protegida, por lo tanto se puede interpretar que su implementación ha sido efectiva para evitar una de las principales amenazas a la conservación del Caldenal y su diversidad biológica: su reemplazo por cultivos. Sin embargo, el reemplazo del sistema original es muy intenso en el entorno inmediato del área protegida, zona que debería actuar como una extensión de la reserva al moderar los impactos que generan las actividades productivas (Tabarelli & Gascon 2005). La falta de diferencias topográficas importantes entre las áreas con bosque remanente y las desmontadas en el período 1961-2004 en la ZNRC parece indicar que la topografía local ya no funcionaría como factor protector del bosque. Este cambio, en el uso de la tierra en zonas con mayor pendiente se debería a la ocurrencia de menores limitaciones hídricas en las últimas décadas del siglo 20 y a la introducción de técnicas de labranza mínima y siembra directa.

Además de la magnitud de la reducción del Caldenal, es muy importante la configuración espacial de dicho cambio ya que aumentó el aislamiento del área protegida con respecto al bosque circundante. Esto genera condicionantes muy fuertes al logro de los objetivos de la reserva por las implicancias ecológicas del mismo: interrupción de flujos dispersivos de especies, aumento de la presión de propágulos de especies exóticas invasivas y la reducción de la resistencia y resiliencia del sistema ante eventuales disturbios (e.g., fuegos y enfermedades) (Carey et al. 2000; Fahrig 2003; Schultz & Crone 2005; Wiegand

et al. 2005; Mortelliti et al. 2010; Pardini et al. 2010). Estos resultados demuestran que la conectividad entre el área protegida y el resto del Caldenal se encuentra muy amenazada. Por lo tanto, la probabilidad que Parque Luro funcione de forma efectiva como una reserva, al proteger una porción funcionalmente activa del Caldenal (una porción de tamaño y conectividad suficiente para mantener poblaciones viables de las especies vegetales y animales nativas), se encuentra muy amenazada.

El proceso de reemplazo de cobertura leñosa por herbácea presenta características e intensidades diferentes en cada una de las ZNRLs estudiadas. Sin embargo, al analizar el cambio en forma conjunta se observa que la reducción es importante (5%) (Tabla 2), aunque menor a la observada en la ZNRC. Las causas de esta menor afectación del sistema leñoso pueden ser muy diversas, aunque la menor capacidad productiva de estas zonas podría ser un factor principal. La ubicación de las ZNRLs hacia el sur y el oeste de las ZR y ZNRC (Figura 1) se correlaciona con la menor productividad agrícola de las empresas rurales (González-Roglich et al. 2012).

Arbustización y cerramiento de la vegetación

El cambio observado en las proporciones de cada una de las fracciones de la vegetación leñosa fue muy diferente en las dos zonas analizadas. En la ZNRC se produjo un incremento leve en la superficie del bosque abierto y del arbustal abierto, presumiblemente con el fin de mejorar el aprovechamiento ganadero; sin embargo, estos cambios resultan de una importancia relativa menor cuando son comparados con la magnitud de la reducción del Caldenal en su conjunto (32.2%). Por otro lado, dentro del área protegida, si bien la cobertura total de leñosas se mantuvo constante entre 1961 y 2004, el arbustal cerrado pasó a ocupar en el 2004 más de 40% de la superficie del área protegida.

El origen de este arbustal cerrado puede deberse a cinco causas principales que podrían actuar en forma conjunta y sinérgica en la reserva. Primero, la historia de tala del predio, ya que el caldén retoña desde la base cuando es cortado (Cano et al. 1980). Segundo, la exclusión de la actividad forrajera de especies

anteriormente presentes, tanto de las nativas que se alimentan de arbustos o los cortan como la mara (*Dolichotus patagonum* Zimmermann) y la vizcacha (*Lagostomus maximus* Desmarest) (Branch et al. 1996; Branch et al. 1999; Hierro et al. 2011), como del ganado doméstico. Tercero, la alteración del régimen natural de fuegos, que ha sido el resultado de una política activa de control de incendios dentro de la reserva. Cuarto, la ocurrencia de eventuales incendios calientes que eliminan la parte arbórea de los caldenes adultos (Cano et al. 1980). Por último, el aumento de la concentración atmosférica de CO₂, que podría favorecer el incremento en abundancia de las plantas leñosas (Bond & Midgley 2000).

El proceso de cerramiento de la vegetación leñosa dentro del área protegida es indicativo de la poca efectividad que el establecimiento del parque ha tenido para el mantenimiento y la conservación de una muestra del ecosistema del Caldenal. Esta conclusión se basa en que el establecimiento de la reserva pareciera haber alejado aún más al sistema existente en 1961 de las condiciones enunciadas por diversos autores que describen originalmente al Caldenal como un bosque abierto con presencia escasa de arbustos y de aspecto sabánico (Monticelli 1938; Cano et al. 1980; Cabrera 1994), muy diferentes de los arbustales cerrados que dominan el paisaje del Parque Luro en el 2004. Desde entonces y hasta la fecha, estimamos que no han tenido lugar variaciones sustanciales en las tendencias de cambio encontradas en el presente análisis para el área protegida, ya que no ha habido modificaciones en su sistema de manejo. Por otro lado, con la sanción de la Ley de Presupuestos Mínimos de Protección del Bosque Nativo en el año 2007 (Ley 26331), se estableció una moratoria con el fin de evitar cambios en la cobertura del terreno en áreas de bosque. Sería de esperar entonces que tampoco en las áreas no protegidas del Caldenal hubieran ocurrido cambios significativos en estos últimos siete años.

Fragmentación

El efecto de la fragmentación en el mantenimiento de la diversidad biológica depende de las características propias del sistema y de las especies presentes (Wiegand et al. 2005). En algunas situaciones, los ambientes fragmentados conservan

(Tallmon & Mills 2004; Driscoll & Weir 2005) (e incluso aumentan) la diversidad biológica original (Fahrig 2003), mientras que en otras generan condiciones propicias para un grupo de especies (que a su vez impactan de manera negativa sobre otros componentes del ensamblaje) (Tallmon et al. 2003). Los indicadores utilizados para identificar el proceso de fragmentación muestran que el establecimiento del Parque Luro no ha podido evitarlo. Muy por el contrario, la fragmentación ha sido mayor en la reserva que en las áreas no protegidas. Por otro lado, si bien el tamaño medio de los parches se ha reducido en ~70% en las tres zonas, la reserva continua manteniendo en promedio parches de mayor tamaño que su entorno inmediato. Está demostrado que los parches de tamaño mayor, al minimizar los efectos de borde y la probabilidad de invasión de especies exóticas, son más eficientes en el mantenimiento de poblaciones y comunidades estables (Peres 2005; Tabarelli & Gascon 2005; Fischer & Lindenmayer 2007).

Amenazas a la conservación del Caldenal

A nivel mundial, las áreas protegidas están sujetas a diferentes amenazas que ponen en peligro el logro de sus objetivos de conservación. Las principales amenazas son el aislamiento, los cambios en la cobertura del terreno en su interior y el empobrecimiento del sistema ecológico objeto de conservación. Si bien el aislamiento de las reservas no se debe al manejo interno que de ella se haga, limita su éxito en la conservación de la biodiversidad. Parque Luro no ha logrado resolver la integración de la superficie protegida con su entorno inmediato, por lo que la efectividad del área protegida se ve limitada por factores externos. Por otro lado, la conversión de tierras en su interior se evitó, aunque en este sentido, y como lo demuestran Bruner y colaboradores (2001), la mayoría de los parques con un cierto nivel de manejo (por ejemplo, personal de control y límites bien demarcados), son efectivos en evitar la deforestación en su interior. Finalmente, la problemática del empobrecimiento del ecosistema en el interior del área protegida, generada en este caso por la arbustización, es una de las debilidades principales de la reserva estudiada. La arbustización genera pérdida de cobertura de herbáceas (Eldridge et al. 2011), y en particular en esta reserva genera pérdida

de heterogeneidad de ambientes, ya que las áreas arbustizadas reemplazan a otras que no lo estaban y hacen más uniforme a la reserva. Estos cambios imposibilitan la presencia en la reserva de especies que requieren hábitats abiertos como las maras, vizcachas, guanacos, venados y ñandú, todas especies extintas demográfica o ecológicamente en la reserva. Si bien es factible que haya algunos efectos de la arbustización que puedan enriquecer al sistema de la reserva, no parece que puedan compensar los efectos negativos.

Para asegurar la conservación de la biodiversidad en ecosistemas naturales el manejo de las áreas protegidas debe: 1) mantener la conectividad del área con su entorno natural, 2) mantener la heterogeneidad del paisaje, 3) mantener la complejidad estructural del sistema, y 4) utilizar los regímenes naturales de disturbio como guía para el manejo del área (Lindenmayer et al. 2006). El manejo que se ha hecho de Parque Luro parecería no haber estado regido por los tales principios, y así lo reflejan los resultados de este trabajo. Podemos decir, entonces, que Parque Luro ha sido efectivo en frenar el proceso de reemplazo del bosque, que sí tuvo lugar en su entorno inmediato. Sin embargo, el manejo dentro de sus límites generó un ambiente muy arbustizado y fragmentado, poco adecuado para la conservación de la biodiversidad del ecosistema del Caldenal. Por otro lado, si bien la tendencia general de disminución de los ambientes de bosque y arbustal se confirma en las ZNRLs en conjunto, la presencia de áreas donde la cobertura leñosa se ha mantenido o incluso aumentado debería ser objeto de futuras investigaciones. Finalmente, dado la escasa cobertura del sistema de áreas protegidas, la identificación de tipos de uso de la tierra en propiedades privadas que propicien la conservación de los ambientes naturales en la región del Caldenal debiera ser una prioridad para el desarrollo de políticas regionales de ordenamiento territorial que aseguren el mantenimiento del ecosistema.

AGRADECIMIENTOS. Este trabajo fue financiado por la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad Nacional de La Pampa. Agradecemos a la Subsecretaría de Ecología de La Pampa por el acceso a las imágenes satelitales y el programas informáticos de procesamiento de imágenes. A la Dirección General de Catastro por las fotografías aéreas. A la Dirección de Recursos Naturales por la cooperación y logística en el trabajo dentro de la reserva. A la Ing. B. Fernández por

compartir sus trabajos inéditos de fotointerpretación del área de la reserva. A M. Betelu por sus sugerencias metodológicas. Y a J. Hierro, E. Cadena y dos revisores anónimos por sus comentarios en el manuscrito.

BIBLIOGRAFIA

- ALCARAZ-SEGURA, D; G BALDI; P DURANTE & MF GARBULSKY. 2008. Análisis de la dinámica temporal del NDVI en áreas protegidas: tres casos de estudio a distintas escalas espaciales, temporales y de gestión. *Ecosistemas* 17(3): 108-117.
- AMIEVA, EO. 1993. *El Parque Luro*. Santa Rosa, Fondo Editorial Pampeano. Pp. 220.
- BETTS, MG; SE FRANKLIN & RG TAYLOR. 2003. Interpretation of landscape pattern and habitat change for local indicator species using satellite imagery and geographic information system data in New Brunswick, Canada. *Can. J. For. Res.* 33:1821-1831.
- BHAGWAT, S; N BROWN; T EVANS; S JENNINGS & P SAVILL. 2001. Parks and factors in their success. *Science* 293(5532): 1045-1046.
- BOND, WJ & GF MIDGLEY. 2000. A proposed CO₂-controlled mechanism of woody plant invasion in grasslands and savannas. *Global Change Biology* 6(8):865-869.
- BRANCH, LC; JL HIERRO & D VILLARREAL. 1999. Patterns of plant species diversity following local extinction of the plains vizcacha in semi-arid scrub. *Journal of Arid Environments* 41(2):173-182.
- BRANCH, LC; D VILLARREAL; JL HIERRO & KM PORTIER. 1996. Effects of local extinction of the plains vizcacha (*Lagostomus maximus*) on vegetation patterns in semi-arid scrub. *Oecologia* 106(3):389-399.
- BRUNER, AG; RE GULLISON; RE RICE & GAB DA FONSECA. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* 291(5501):125-128.
- BUTCHART, SHM; M WALPOLE; B COLLEN; A VAN STRIEN; JPW SCHARLEMANN; ET AL. 2010. Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science* 328(5982):1164-1168.
- CABRERA, AL. 1994. *Enciclopedia Argentina de agricultura y jardinería, Tomo II, Fascículo 1: Regiones fitogeográficas Argentinas*. Buenos Aires, Acme. Pp. 85.
- CANO, E; B FERNÁNDEZ & A MONTES. 1980. *Inventario integrado de los recursos naturales de la provincia de La Pampa*. Buenos Aires, UNLPam, Gobierno de La Pampa e INTA. Pp. 493.
- CANTU-SALAZAR, L & KJ GASTON. 2010. Very Large Protected Areas and Their Contribution to Terrestrial Biological Conservation. *Bioscience* 60(10):808-818.
- CAREY, C; N DUDLEY & S STOLTON. 2000. *Squandering paradise? The importance and vulnerability of world's protected areas*. Gland, Switzerland: WWF International.
- CHAPE, S; J HARRISON; M SPALDING & I LYSENKO. 2005. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philosophical Transactions of The Royal Society* 360:443-455.
- DÍAZ, S; J FARGIONE; FS CHAPIN & D TILMAN. 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. *Plos Biology* 4(8):1300-1305.
- DRISCOLL, DA & T WEIR. 2005. Beetle responses to habitat fragmentation depend on ecological traits, habitat condition, and remnant size. *Conservation Biology* 19(1): 182-194.
- DUBE, OP. 2008. Estimating Woody Plant Density from

- Aerial Photographs in Communal and Leasehold Land Tenure Systems in Northwest Botswana. *Journal of Environmental Informatics* **11**(2):131-145.
- DUDLEY, N; A BELOKUROV; L HIGGINS-ZOGIB; M HOCKINGS; S STOLTON: ET AL. 2007. *Tracking progress in managing protected areas around the world*. Switzerland, WWF International: 32.
- ELDRIDGE, DJ; MA BOWKER; FT MAESTRE; E ROGER; JF REYNOLDS; ET AL. 2011. Impacts of shrub encroachment on ecosystem structure and functioning: towards a global synthesis. *Ecology Letters* **14**(7):709-722.
- ERDAS INC. 1997. *ERDAS Field Guide*. Atlanta. Pp. 686.
- FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* **34**:487-515.
- FARR, TG. 2007. The Shuttle Radar Topography Mission. *Rev. Geophys.* **45**.
- FISCHER, J & DB LINDENMAYER. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* **16**(3):265-280.
- FORERO-MEDINA, G & L JOPPA. 2010. Representation of Global and National Conservation Priorities by Colombia's Protected Area Network. *Plos One* **5**(10):11.
- GONZÁLEZ-ROGLICH, M; J SOUTHWORTH & LC BRANCH. 2012. The role of private lands for conservation: Land cover change analysis in the Caldenal savanna ecosystem, Argentina. *Applied Geography* **34**:281-288.
- HIERRO, JL; C CLARK; LC BRANCH & D VILLARREAL. 2011. Native herbivore exerts contrasting effects on fire regime and vegetation structure. *Oecologia* DOI: 10.1007/s00442-0011-01954-00448.
- JAEGER, JAG. 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* **15**(2):115-130.
- JENSEN, JR. 2005. *Introductory digital image processing: A remote sensing perspective*. Upper Saddle River, Pearson Prentice Hall. Pp. 526.
- KAMALJIT, SB & S REINMAR. 1998. Natural forest management and conservation of biodiversity in tropical forests. *Conservation Biology* **12**(1):46-55.
- LINDENMAYER, DB; JF FRANKLIN & J FISCHER. 2006. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation* **131**(3):433-445.
- LINDENMAYER, DB; CR MARGULES & DB BOTKIN. 2000. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation Biology* **14**(4):941-950.
- LIZZI, JM; MF GARBULSKY; RA GOLLUSCIO & AV DEREGIBUS. 2007. Mapeo indirecto de la vegetación de Sierra de la Ventana, provincia de Buenos Aires. *Ecología Austral* **17**:217-230.
- MEDINA, AA. 2007. Reconstrucción de los regímenes de fuego en un bosque de *Prosopis caldenia*, provincia de La Pampa, Argentina. *Bosque* **28**(3):234-240.
- MENDEZ, JL. 2007. *Primer inventario nacional de bosques nativos. Segunda etapa, inventario de campo de la región del espinal: Distritos del Caldén y Ñandubay. Anexo 1: Estado de conservación del Caldenal*. Buenos Aires, Dirección nacional de bosques. Pp. 86.
- MONTICELLI, JV. 1938. Anotaciones fitogeográficas de la Pampa Central. *Lilloa* **III**:251-382.
- MORTELLITI, A; S FAGIANI; C BATTISTI; D CAPIZZI & L BOITANI. 2010. Independent effects of habitat loss, habitat fragmentation and structural connectivity on forest-dependent birds. *Diversity and Distributions* **16**(6):941-951.
- PARDINI, R; AD BUENO; TA GARDNER; PI PRADO & JP METZGER. 2010. Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. *Plos One* **5**(10):10.
- PERES, CA. 2005. Why we need megareserves in Amazonia. *Conservation Biology* **19**(3):728-733.
- PIMM, SL & P RAVEN. 2000. Extinction by numbers. *Nature* **403**:843-845.
- ROLDAN, M; A CARMINATI; F BIGANZOLI & JM PARUELO. 2010. Las reservas privadas ¿son efectivas para conservar las propiedades de los ecosistemas? *Ecología Austral* **20**: 185-199.
- SCHULTZ, CB & EE CRONE. 2005. Patch size and connectivity threshold for butterfly habitat restoration. *Conservation Biology* **19**(3):887-896.
- SINCLAIR, ARE; D LUDWIG & W CLARK. 2000. Conservation in the real world. *Science* **489**:1875.
- STIEBEN, E. 1958. *Manual de geografía de La Pampa*. Santa Rosa, Edit. Movero. Pp. 131.
- TABARELLI, M & C GASCON. 2005. Lessons from fragmentation research: Improving management and policy guidelines for biodiversity conservation. *Conservation Biology* **19**(3):734-739.
- TALLMON, DA; ES JULES; NJ RADKE & LS MILLS. 2003. Of mice and men and *Trillium*: cascading effects of forest fragmentation. *Ecological Applications* **13**(5):1993-1203.
- TALLMON, DA & LS MILLS. 2004. Edge effects and isolation: red-backed voles revisited. *Conservation Biology* **18**(6): 1658-1664.
- TANG, Z; J FANG; J SUN & KJ GASTON. 2011. Effectiveness of protected areas in maintaining plant production. *Plos One* **6**(4):e19116.
- VIÑA, A; FR ECHAVARRIA & DC RUNDQUIST. 2004. Satellite change detection analysis of deforestation rates and patterns along the Colombia-Ecuador border. *Ambio* **33**(3):118-125.
- WDPA. 2010. *Biodiversity Indicators Paternship 2010 - Coverage of Protected Areas, World Database on Protected Areas*.
- WIEGAND, T; E REVILLA & KA MOLONEY. 2005. Effects of habitat loss and fragmentation on population dynamics. *Conservation Biology* **19**(1):108-121.