

Universidad de la República
Facultad de Ciencias
Maestría en Ciencias Ambientales

TESIS DE MAESTRÍA

Análisis temporal del uso del suelo
en el Departamento de Soriano
y su incidencia en la biodiversidad

Lic. Guadalupe Tiscornia

Orientadores: Dr. Marcel Achkar
Dr. Alejandro Brazeiro

Junio, 2011

RESUMEN

Las tierras destinadas a las actividades agropecuarias se obtienen, necesariamente, a expensas de ecosistemas naturales. En las últimas décadas, impulsado por la creciente demanda de alimentos y biocombustibles a nivel mundial, la actividad agrícola ha sufrido un desarrollo exponencial. Este proceso de intensificación agrícola ha provocado en varias partes del mundo, la disminución de la heterogeneidad del paisaje rural, repercutiendo negativamente sobre el hábitat de las comunidades y la conectividad del paisaje para varias especies. Uruguay no es ajeno a este fenómeno caracterizado fundamentalmente por el avance de los monocultivos a expensas, en algunos casos, de áreas de pastizales naturales. Este avance se ha dado con mayor intensidad en el litoral oeste del país, donde se focalizó el área de estudio de la presente tesis.

El objetivo general de la tesis es evaluar los cambios territoriales ocurridos a nivel de paisaje por el proceso de intensificación agrícola del área en Soriano y su potencial impacto en la biodiversidad, en el período 1990 - 2009, caracterizado por una fuerte transformación agrícola, impulsado por el cultivo de la soja.

La comparación de los patrones de uso del suelo entre 1990 y 2009, a partir del análisis de imágenes satelitales, mostró que las tierras destinadas a cultivos aumentaron un 27%. La superficie de bosque nativo (BN) disminuyó un 30% pasando de 4.515 fragmentos a 2.539, perdiéndose principalmente los fragmentos boscosos de pequeño tamaño (menores a 10 has.). La superficie de campo natural (CN) se redujo en un 23% y el número de fragmentos pasó de 13.661 a 11.430, con un tamaño promedio que disminuyó de 30,19 has a 27,69 has, perdiéndose principalmente fragmentos de hasta 50 has.

La estimación del efecto potencial de la intensificación agrícola sobre la viabilidad poblacional de los mamíferos terrestre de Soriano se realizó analizando las áreas mínimas viables (AMV) de las especies en función de la pérdida de hábitats naturales por cultivos/forestación. Como primera aproximación, se usaron las AMV genéricas estimadas por Belovsky (1987) en base al tamaño corporal. A nivel departamental, todas las especies encontrarían, tanto en 1990 como en 2009, al menos una fragmento de hábitat lo suficientemente grande como para satisfacer sus AMV. En este sentido, no se esperarían extinciones a nivel departamental. A nivel local la situación es diferente. La cantidad de fragmentos capaces de satisfacer AMV se redujo desde 1990 a 2009 para un 82% de las especies. En estos casos podrían darse extinciones locales. Por ejemplo, un ratón de campo de 32 g habría tenido 32 poblaciones viables (e.g., 32 fragmentos de CN con área mayor a su AMV= 4 Km²) en 1990, de las cuales, 8 dejarían de ser viables en 2009 (e.g., 24 fragmentos de CN tiene áreas mayores a sus AMV). En relación a esto, es importante destacar los fragmentos que fueron eliminados en el período estudiado (2.000 fragmentos <10 has de BN y 2500 entre 1 ha y 100 has de CN). Las extinciones locales (ocurridas o futuras) serían particularmente preocupante en el caso de especies clasificadas como cercanas a la amenaza

por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). Tal es el caso del gato pajero (*Leopardus braccatus*) o la mulita (*Dasyopus hybridus*).

Por otro lado, estos resultados deben considerarse como una aproximación preliminar al tema, ya que factores no considerados aquí, como la calidad de los hábitats, conectividad (asumida aquí como nula), perturbaciones e interacciones biológicas, pueden tener efectos importantes en la viabilidad poblacional.

AGRADECIMIENTOS

Principalmente a mi familia y amigos por la incondicionalidad y ser el sustento en mi carrera. Por su respaldo y comprensión en muchos momentos y por darme sus puntos de vista y correcciones de estilo al documento.

A mis orientadores, Dr. Marcel Achkar y Dr. Alejandro Brazeiro, por el apoyo, la facilitación, la claridad en sus correcciones y sus comentarios oportunos. Pero sobre todo por hacerme pensar!

Al Proyecto de Producción Responsable del Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca, en especial al Ing. Agr. Alfredo Bruno y el Dr. Nicolás Marchand por facilitarme la ejecución de esta tesis.

Al Ing. Agr. Agustín Giménez, Coordinador Nacional de la Unidad GRAS del Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA) por permitirme algunos tiempos en la etapa final, sin los cuales me hubiera costado mucho más terminarla.

Por último, quisiera agradecer a los miembros del tribunal evaluador, Dr. Alberto Yanosky; Dr. Néstor Mazzeo y Prof. Daniel Panario, por las sugerencias y comentarios que ayudaron a enriquecer este documento.

INTRODUCCIÓN

La expansión agrícola

La expansión agrícola es uno de los tantos casos de cambios producidos en el uso del suelo, o en el tipo de aprovechamiento que se realiza en los distintos ecosistemas terrestres. Esta expansión es parte importante del “cambio global” (Green *et al.*, 2005). Influye sobre el clima, ciclos del agua, carbono y nitrógeno de la biósfera, emisiones de gases causantes del efecto invernadero y sobre la biodiversidad (Foley *et al.*, 2005; Paruelo *et al.*, 2006). Por otro lado, y ante la creciente demanda por alimentos, este proceso parece irreversible. Sin embargo, y a pesar de su probable beneficio económico, las consecuencias sociales y ambientales que trae aparejado advierten acerca de la importancia de planificar y regular la expansión del área cultivada (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Paruelo *et al.*, 2006).

Las estrategias de desarrollo que se han elaborado para ordenar el proceso, en general, privilegian el corto plazo. Las prácticas modernas de uso del suelo mientras incrementan los bienes en el corto plazo pueden perjudicar muchos servicios ecosistémicos a largo plazo (Foley *et al.*, 2005). Esto lleva a ignorar una condición básica que debe tener cualquier estrategia de desarrollo: la **sustentabilidad ambiental**. Por ejemplo, según lo expuesto por Gligo (1987), para que la transformación de una explotación ganadera extensiva en un agrosistema de cereales sea ambientalmente sustentable, se requiere que el mismo llegue a un equilibrio ambiental al menos en 20 años. Para ello es necesario introducir insumos para compensar las pérdidas, especialmente de nutrientes, y evitar la erosión de los suelos con prácticas agrícolas adecuadas.

Cuando se expande la frontera agropecuaria, los planificadores normalmente evalúan el incremento del producto agropecuario y su evolución en el corto plazo. Como no existen inventarios exhaustivos (o incluso cuentas patrimoniales), no se computa la pérdida de esa transformación (Gligo, 1987; Foley *et al.*, 2005). Según este mismo autor, se debería cuantificar, por ejemplo, lo que se pierde en la regulación hídrica de las cuencas por tala de bosques, las especies de fauna o flora que se extinguirán en la zona, los incrementos en erosión, los sedimentos que se vuelcan a los cursos de agua, entre otros.

Una de las grandes utilidades del estudio de las variaciones de los usos del suelo es su utilización como indicador ambiental. Estos indicadores sirven para dar “imágenes sintéticas” del problema ambiental y constituyen una herramienta en la toma de decisiones, punto esencial de cualquier proceso de planificación (López González *et al.*, 2002).

Las actividades humanas presionan sobre el medio y sobre la cantidad y calidad de los recursos naturales modificando su estado. Por lo tanto debe existir una respuesta a través de políticas y acciones sociales que modulen esa presión (López González *et al.*, 2002).

Así, en López González *et al.* (2002), se detallan trece áreas de interés definidas por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE):

- Cambio climático
- Destrucción de la capa de ozono
- Eutrofización
- Acidificación
- Contaminación tóxica
- Medio ambiente urbano
- Biodiversidad
- Diversidad de ecosistemas
- Residuos
- Recursos hídricos
- Recursos forestales
- Recursos piscícolas
- Erosión

Uno de los indicadores ambientales de la Biodiversidad es la *Variación de los usos del suelo*.

Las tierras destinadas a las actividades agropecuarias se obtienen, en muchos casos, a expensas de áreas cubiertas de bosques nativos. Este fenómeno tiene efectos ambientales graves tales como el aumento en la penetración de los rayos solares que incide en forma directa en la evapotranspiración del suelo, el aumento de la salinidad y la pérdida de la materia orgánica, y de los nutrientes y de la biomasa de las capas superficiales del suelo, alterando sus propiedades físicas y químicas. El desmonte facilita también los procesos erosivos del suelo restando productividad. La modificación del hábitat produce necesariamente una disminución de la biodiversidad de vegetales y de la mayoría de los animales silvestres ante la pérdida de las condiciones favorables para su existencia (Pérez-Carrera *et al.*, 2008), mientras que otros aumentan drásticamente su población causando cuantiosas pérdidas en las plantaciones agrícolas (Bucher, 1998, 1986 y 1974, Murton *et al.* 1974 y Willis & Oniki, 1987).

Uruguay no es ajeno al fenómeno de expansión agrícola. Este sector viene atravesado en los últimos años un proceso de transformación con importantes cambios en la base productiva y social. Este proceso está caracterizado fundamentalmente por el avance de la superficie ocupada por monocultivos, en la mayoría de los casos, a expensas de áreas de pastizales naturales. Principalmente los cultivos de soja (Anexo I) y forestación (Anexo II), vienen acelerando las tendencias históricas de concentración de la producción y desplazamiento de productores familiares que debido principalmente al avance de la soja han disminuido, en el litoral oeste del país, de 15% en 2000 a 6% en 2009 (Narbondó y Oyhancabal, 2009). Estas transformaciones recientes, en conjunto, han presentado su mayor importancia en los últimos años y afectan a la totalidad del sector agrario del país. Se produce competencia por la tierra agrícola disponible, por el destino del capital, la disponibilidad de trabajo, la modificación del paisaje rural y el modelo de transformación secundario

asociado (exportación a granel, producción de pasta de celulosa y producción de agrocombustibles).

Según Achkar *et al.* (2008), las consecuencias de estos procesos presentan una diversidad de facetas que aún no han sido evaluadas:

- Impacto económico. Se genera una tendencia dinámica de crecimiento económico en algunas zonas del país, que difiere de las tradicionales. Así se crea un sector empresarial fuerte que desplaza a productores tradicionales.
- Impacto sobre el sector ganadero que es desplazado desde tierras con alta aptitud agrícola-ganadera hacia tierras de menor nivel de productividad.
- Limitaciones en la actividad lechera. La lechería que, en especial en los últimos años, logró insertarse en un importante contexto internacional favorable, encuentra ahora restricciones para asociarse con estas nuevas producciones tal como lo realizaba con el sistema agrícola convencional.
- Progresivo abandono de las rotaciones agricultura-praderas. Esta tecnología, perfectamente ajustada a las condiciones ambientales y sociales del espacio agrario, hoy es sustituida por sistemas de cultivo continuo, generando aceleración en la degradación de tierras.
- Transformaciones del paisaje agrario y el avance en la fragmentación de los espacios naturales, con un aumento sostenido en la presión sobre los ambientes naturales (como bosques nativos, campo natural, humedales y otros).

Siguiendo lo expuesto por Achkar *et al.* (2008), estas transformaciones comienzan a constituir una preocupación en la opinión pública, no sólo en el ámbito rural sino también urbano y, progresivamente, comienza a ser un tema de debate. Sin embargo, la generación de información sobre los efectos de estos procesos, las evaluaciones de tendencias, los escenarios futuros y la construcción de alternativas son mucho más lentas que la manifestación de dichas transformaciones. Siguiendo lo expuesto por estos mismo autores, la información generada se reduce, en algunos casos, a cifras estadísticas, evaluaciones de impacto puntuales, análisis de los efectos sobre algún compartimiento de la naturaleza (agua, suelos) o evaluación de algún contaminante en el ambiente,

Para evaluar los cambios territoriales ocurridos por el proceso de intensificación agrícola, la utilización de técnicas de teledetección en asociación con un Sistema de Información Geográfica (SIG), constituye una de las principales herramientas para resolver estos problemas ambientales (Kontoes *et al.*, 1993; Price *et al.*, 1992; Lauver & Whistler, 1993; Paruelo *et al.*, 2006). Unido a la utilización del SIG, la teledetección es una fuente de información extremadamente valiosa para la estimación de la superficie agrícola y forestada (Paruelo *et al.*, 2006). Tal es el caso de la utilización de estas técnicas para la determinación de la drástica disminución del ecosistema de mata atlántica paraguaya desde 1973 a 2000. En este estudio se reveló la mayor deforestación de mata atlántica pasando de un 73.4% de cobertura boscosa en los años 70 a un 24,9% en 2000 (Huang *et al.*, 2009 y 2007).

La disponibilidad creciente de imágenes de alta resolución, así como la evolución constante de la informática, constituyen elementos que facilitan la expansión de estas técnicas (Pax-Lenney & Woodcock, 1997; Guerschman *et al.*, 2002; Seyler *et al.*, 2002; Oetter *et al.*, 2000). El seguimiento de la productividad y el desempeño temporal y espacial de la vegetación han sido los principales desafíos en la investigación a partir de técnicas de teledetección (Moulin *et al.* 1997; Clevers, 1997; Moulin *et al.* 2003). Progresivamente se han obtenido importantes resultados en la evaluación de la cobertura vegetal del suelo (Qin, 1993; Ray & Murray, 1996; Asner *et al.* 2000; Braun y Hense, 2004). Los índices de vegetación se han convertido en las principales fuentes de información para realizar el monitoreo y espacializar en forma cartográfica los resultados de los cambios de la cobertura vegetal ya que distintas cubiertas vegetales muestran un comportamiento reflectivo diferente. El índice de vegetación más utilizado en este contexto es el NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) que representa una función de bandas espectrales correspondientes al rojo e infrarrojo cercano (Rouse *et al.*, 1974; Tucker, 1979).

$$\text{NDVI} = (\text{PIR}-\text{R}) / \text{PIR}+\text{R}$$

Donde:

PIR = reflectividad en la banda del infrarrojo cercano

R = reflectividad en la banda del rojo

La diferencia entre las bandas roja e infrarroja es un indicador fuerte de la cantidad de biomasa verde fotosintéticamente activa (Tucker, 1979). Este índice es ampliamente utilizado a diversas escalas: locales, regionales, continentales y globales (Estreguil, 1996; Girard & Girard, 1989; Paruelo *et al.* 2001).

Efectos de la expansión agrícola sobre la biodiversidad

Una de las tendencias ecológicas más drásticas del siglo pasado ha sido la pérdida de biodiversidad y la degradación de los ecosistemas como consecuencia de las actividades humanas a escala global (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Se estima que la tasa de extinción actual es de 100 a 1.000 veces mayor que las tasas basales, derivadas de los registros paleontológicos antes de los humanos (Pimm *et al.* 1995). Son cuatro los principales mecanismos generadores de pérdida de biodiversidad reconocidos mundialmente: el cambio climático, especies exóticas invasoras, extracción y caza, y pérdida de hábitat. Este último punto está directamente involucrado con la expansión agrícola. El hábitat es considerado como el espacio o ambiente donde una planta o animal normalmente vive y crece. El hábitat provee las condiciones ecológicas específicas para las cuales una especie está adaptada: temperatura, humedad e ítems alimenticios. Una especie no puede sobrevivir sin su hábitat por lo que mantener la viabilidad de los mismos es un aspecto crucial para la conservación de la biodiversidad (Eppink, 2005).

La preservación del hábitat es un proceso más complicado que simplemente controlar la actividad humana en determinadas zonas; incluye la prevención de procesos como la conversión, fragmentación y degradación. El primero refiere a la pérdida de la viabilidad del hábitat, el segundo a la cohesión de los distintos fragmentos de un mismo hábitat y el tercero a la pérdida de cualidades ecológicas debidas a distintos procesos (Eppink, 2005).

La fragmentación de los hábitats se ha estudiado desde los años 60 bajo dos fundamentos teóricos: la teoría biogeográfica de islas (MacArthur & Wilson, 1967) y la teoría de metapoblaciones (Levins, 1969). La teoría de islas estudia la influencia del aislamiento y el tamaño de los fragmentos en la riqueza y composición de especies, mientras que el concepto ecológico de metapoblación enfatiza la idea de conectividad y el intercambio entre poblaciones espacialmente separadas (Hanski, 1999). La fragmentación es entendida como un proceso dinámico por el cual un determinado hábitat va quedando reducido a fragmentos o islas de menor tamaño, más o menos conectadas entre sí en una matriz, diferente de la original. En este contexto se asume que la fragmentación siempre está asociada a acciones antrópicas que conllevan una modificación del territorio y que se traduce en una pérdida importante de hábitats naturales, lo que termina en una disminución e incluso la extinción de especies (Múgica de la Guerra *et al.*, 2002).

De acuerdo a lo expuesto por Forman (1995) y Saunders *et al.* (1991), la alteración de los patrones espaciales de los fragmentos de hábitat, derivada de los procesos de fragmentación, se manifiesta a través de ciertas tendencias que pueden resumirse en (Figura 1):

- Disminución de la superficie de hábitat.
- Aumento de los fragmentos.
- Reducción del tamaño de los fragmentos debido a la división de superficies más o menos amplias en fragmentos de menor tamaño.
- Aislamiento de los fragmentos en el paisaje provocado por una destrucción intensa de las superficies naturales, aumentando la distancia entre los fragmentos de hábitat natural.
- Aumento de la relación perímetro/superficie de los fragmentos.

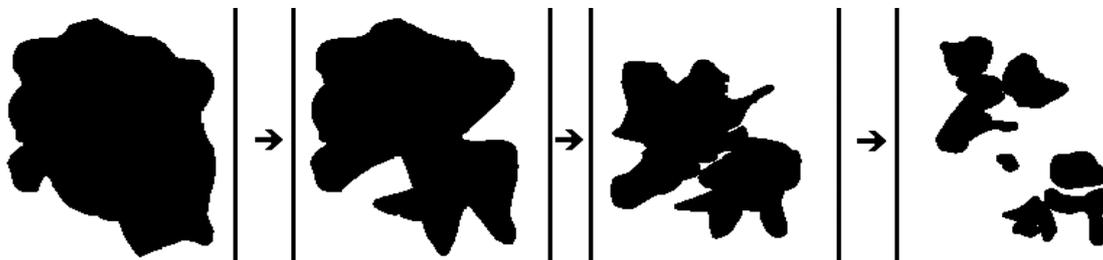


Figura 1. Estado creciente de fragmentación del hábitat. Tomado de Gurrutxaga y Lozano, 2008.

De forma general, los procesos que se ven más afectados por los efectos de la fragmentación del paisaje son aquellos que dependen de vectores de transmisión dentro del mismo. La dispersión de semillas, la polinización, las relaciones predador-presa, la dispersión de parásitos y epidemias, son

ejemplos de procesos ecológicos que dependen de vectores animales que tendrían limitado el movimiento por el paisaje (Múgica de la Guerra *et al.*, 2002).

Por otro lado, y también citado en Múgica de la Guerra *et al.*, 2002, estos efectos amenazan la supervivencia de los organismos afectados, a saber:

- La disminución en la disponibilidad de superficie del hábitat produce una pérdida neta en el tamaño de las poblaciones que lo ocupan.
- La reducción de los fragmentos produce un aumento en la relación perímetro-superficie, lo que aumenta asimismo la permeabilidad de los fragmentos a los efectos de los hábitats periféricos.
- El aislamiento de los fragmentos y, por tanto el aumento de la distancia entre ellos, dificulta el intercambio de individuos. Las especies más resistentes (generalistas) logran mantenerse, mientras que las más sensibles quedan relegadas a los fragmentos de mayor tamaño.

El tamaño y la forma de los fragmentos condicionan en gran medida las posibilidades de mantener ciertas poblaciones. Al aumentar la fragmentación se producirían fenómenos de extinción local. Así, cuanto menor sea la superficie del fragmento no sólo podrían ser lo tan pequeños como para no poder albergar una determinada población sino que son más vulnerables a los agentes externos y es mayor el efecto borde. Mientras que en el interior de los fragmentos grandes se dan propiedades y características internas del fragmento. En aquellos en los que la superficie es reducida, los efectos y tensiones de la matriz se reflejan en el interior, por lo que las poblaciones de interior se ven perjudicadas en beneficio de aquellas que habitan ecotonos (Múgica de la Guerra *et al.*, 2002 y Gurrutxaga & Lozano, 2008).

Por todo ésto podemos afirmar que en fragmentos de mayor superficie las poblaciones serán más numerosas y con mayores posibilidades para superar las posibles alteraciones o extinciones locales. Por otro lado, los fragmentos alargados tienen mayor efecto borde que aquellos que tienen formas cuadradas o redondeadas. En estas últimas formas es más probable que el interior del fragmento mantenga sus condiciones internas y los efectos de la matriz queden restringidos al borde del mismo (Múgica de la Guerra *et al.*, 2002). Adicionalmente, y según Gurrutxaga & Lozano (2008) cuando los fragmentos no están aislados para la población y existe intercambio de individuos, los fragmentos constituyen una población formada por un conjunto de poblaciones locales, distribuidas en diferentes fragmentos, que se extinguen y recolonizan localmente.

A nivel general, la intensificación de la agricultura ha provocado la disminución de la heterogeneidad del paisaje rural, repercutiendo negativamente sobre el hábitat de una comunidad biológica rica y sobre la conectividad del paisaje para numerosas especies (Burel & Baudry, 2005). Asimismo, se ha señalado la importancia de la matriz agraria como soporte de los futuros cambios en el área de distribución de diversos organismos en respuesta al cambio climático (Hannah *et al.*, 2002 y del Barrio *et al.*, 2006). Los efectos negativos de la intensificación agraria tratan de ser mitigados articulando instrumentos como

las medidas agroambientales y los procedimientos de certificación de gestión forestal sostenible. No obstante, se constata que aún es insuficiente la integración de los criterios de la Ecología del Paisaje para que la aplicación de estos instrumentos, así como la propia ordenación agraria y forestal, se realice con una perspectiva territorial, y no sólo de parcela o predio (Pierce & Ervin, 1999; Donald & Evans, 2006).

Cabe destacar que en nuestro país los procesos de intensificación de la agricultura, con la consecuente fragmentación del hábitat, se manifiestan con gran intensidad en el litoral oeste del país, donde se establecen una serie de transformaciones territoriales producto de una competencia por la tierra entre la producción agrícola ganadera convencional, el cultivo de soja y oleaginosas y la forestación (Brazeiro *et al.* 2008a).

Caso de estudio

Si se toma en cuenta la globalidad del proceso en un intento de generar información que aporte a su comprensión y permita abordar el estudio en mayor profundidad, en esta tesis se acotó la zona de trabajo al Departamento de Soriano. Se eligió este Departamento por su relevancia como una zona representativa del litoral oeste y por entender que se trata de una de las regiones donde se manifiestan con mayor intensidad estos procesos.

Este Departamento (Figura 2), ubicado en 33°30'22,28"S y 57°45'30,77"O, ocupa una superficie de alrededor de 900.000 has. Limita al Norte con el Río Negro, al Sur con el Departamento de Colonia, al Este con Flores y al Oeste tiene costas sobre el Río Uruguay. La capital departamental es Mercedes y otras localidades urbanas importantes son Dolores y Palmitas. Los principales cursos de agua son los ríos Uruguay y Negro. La mayor parte de su superficie (alrededor de 2/3) no supera la cota de los 90 m y el resto se ubica entre los 90 y 160 m de cota.

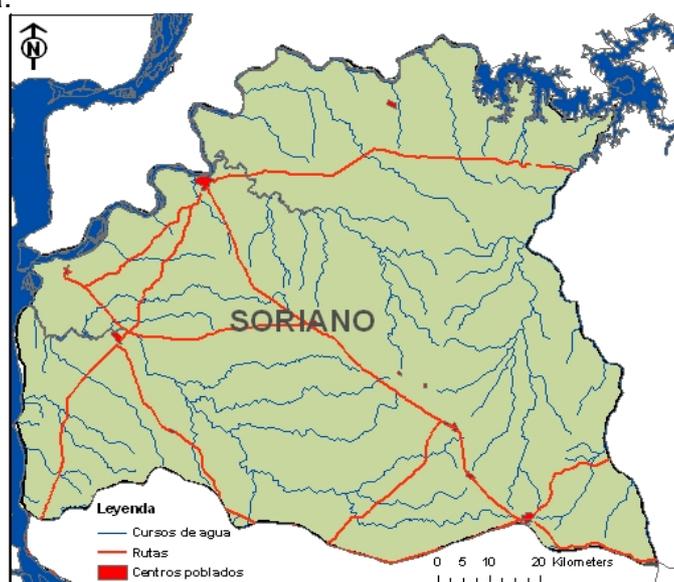


Figura 2. Departamento de Soriano donde se muestran rutas principales y cursos de agua. Elaboración propia con coberturas del Ministerio de Transporte y Obras Públicas (MTOB).

Los suelos se caracterizan por su alta fertilidad e importante potencialidad agrícola. Considerando la carta de reconocimientos de suelos 1:1.000.000, se encuentran las siguientes unidades: Villa Soriano, Fray Bentos, Cañada Nieto, Bequelo, Cuchilla de Corralito, San Gabriel – Guaycurú, Risso, La Carolina y Paso Palmar (MAP/DSF, 1976)

Según el Censo General Agropecuario del año 2000, 41.554 has (4,9%) están ocupadas por bosque nativo y 335.098 has (40,2%) por campo natural.

Según el Instituto Nacional de Estadísticas (INE, 2004) la población del Departamento ha aumentado en 5.000 personas, en los últimos 20 años (79.439 en 1985 y 84.563 en 2004). En cuanto al número de viviendas tanto particulares como colectivas se registró, en el mismo período, un aumento de aproximadamente 6.000 (24.504 en 1985 y 30.414 en 2004).

Características productivas

Según el Censo General Agropecuario del año 2000 (MGAP-DIEA, 2000), las actividades productivas predominantes del Departamento son la agrícola o agrícola-ganadera, seguida de la forestal y lechera y, por último, una zona hortícola. La superficie destinada a cada uso del suelo se detalla según se la Tabla 1.

Tabla 1. Usos del suelo en el departamento de Soriano, según el Censo General Agropecuario del año 2000 (MGAP-DIEA, 2000).

Uso/Cobertura del suelo	Superficie (ha)
Bosques naturales	41.554
Bosques artificiales	20.691
Cítricos	105
Otros frutales	17
Viñedos	15
Cultivos de huerta	376
Cultivos cerealeros de industria	139.844
Forrajeros anuales	61.105
Tierra arada	20.761
Tierra de rastrojo	14.245
Praderas artificiales	154.786
Siembra en cobertura	12.107
Campo natural fertilizado	24.196
Campo natural	335.098
Tierras improductivas	8.879
TOTAL	833.689

El comportamiento del Departamento en relación al número de explotaciones y superficie explotada sigue el mismo patrón que se observa en el análisis territorial nacional. En comparación al censo del año 1990 (MGAP-DIEA, 1990),

el número de explotaciones disminuyó de 2.335 a 2.197, pero en relación a la superficie explotada, aumentó en casi 40.000 has, pasando de 793.964 has a 833.689 has.

Desde 1990, el rubro con mayor crecimiento fue la soja dándose en esta zona el proceso de “sojización” ya mencionado en la Introducción que, según publica la Intendencia de Soriano en su página web, ocupa el 47% del departamento. Le sigue forestación llegando a 29.000 has según el Anuario 2009 (MGAP-DIEA).

PREGUNTAS

Las preguntas de la presente tesis, se centran en los efectos de las transformaciones en el uso del suelo ocurridas en los últimos 20 años en el Departamento de Soriano producto de la intensificación agrícola, sobre la biodiversidad del departamento, especialmente a escala del paisaje. En particular, estas transformaciones han provocado:

- 1) ¿disminución y fragmentación de los ecosistemas naturales (analizando bosques nativos y campo natural)?
- 2) ¿disminución de la conectividad y aumento del efecto borde entre fragmentos de hábitats naturales?
- 3) ¿efectos potenciales sobre la viabilidad poblacional de las especies de la fauna?

OBJETIVOS

General

El objetivo general de la tesis es evaluar, durante el período 1990-2009, los cambios territoriales ocurridos en el Departamento de Soriano a nivel de paisaje, asociados al proceso de intensificación agrícola (aumento del área y ciclo de cultivos) y su potencial impacto en la biodiversidad.

Específicos

- Evaluar las variaciones temporales (1990-2009) de los arreglos espaciales del uso del suelo en el Departamento de Soriano.
- Determinar y analizar los fragmentos de vegetación natural (tipo, tamaño, forma), grado de fragmentación, conectividad y efecto de borde.
- Evaluar el potencial impacto sufrido por la biodiversidad, tomando a los mamíferos como grupo indicador, derivado del proceso de intensificación agrícola.

METODOLOGÍA

Uso del suelo

La metodología de trabajo que se utilizó para la definición y delimitación de las clases de uso del suelo (Anno *et al.*, 2003; Achkar *et al.*, 2004) se dividió en cinco pasos:

1. Elaborar una tipología de clases de vegetación – uso del suelo.
2. Construir una base de datos georreferenciados a través de un SIG que permita combinar en forma de capas superpuestas la información secundaria, las imágenes, los índices de vegetación y las distintas aproximaciones de clasificaciones.
3. Evaluar las distintas clasificaciones supervisadas y no supervisadas, contrastadas con la información secundaria, para obtener una distribución espacio temporal.
4. Realizar relevamientos de información a nivel de campo.
5. Analizar y corregir la cartografía generada y realizar nuevas clasificaciones de imágenes.

La base de datos georreferenciada integró el conjunto de información ya existente que se detalla a continuación. Para el caso de las características ambientales se analizaron e incorporaron variables relevantes como tipos de suelo (Dirección General de Recursos Naturales Renovables; Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca - MGAP-), cursos de agua (Dirección Nacional de Topografía, Ministerio de Transporte y Obras Públicas – MTOP-) y curvas de nivel (Dirección Nacional de Topografía, MTOP). Por otro lado, y analizando el aspecto socio-económico, se ingresaron datos respecto a presencia de centros poblados (Dirección Nacional de Topografía, MTOP) y número de habitantes (Instituto Nacional de Estadísticas), caminería y vías férreas (ambas de Dirección Nacional de Topografía, MTOP). En cuanto al aspecto biológico, se analizaron los datos existentes sobre biodiversidad en base a registros históricos para el Departamento (Brazeiro *et al.*, 2008b). Finalmente, y desde el punto de vista productivo y con datos de la Dirección de Estadísticas Agropecuarias y la Dirección General de Recursos Naturales Renovables (ambas del MGAP), se incorporaron datos de regiones agrícolas y sistemas productivos.

Para la realización del trabajo se tomó todo el departamento de Soriano con sus límites departamentales establecidos y se realizó la evaluación de los cambios en la dinámica del paisaje en los últimos 20 años. A partir de esto, se realizó una evaluación en detalle de los cambios en el uso del suelo, analizando las modificaciones a partir del procesamiento de dos fechas de imágenes satelitales Landsat 5 Thematic Mapper. Se utilizó este satélite debido a que la resolución espacial de 30 m. x 30 m. permite detectar y clasificar los usos del suelo de manera más detallada. Se seleccionó una fecha 10 años antes y una 10 años después de la expansión de la actividad sojera ocurrida alrededor del año 2000 para poder detectar cambios ocurridos debido a ese fenómeno.

Las imágenes fueron una composición de diferentes fechas debido a que una sola no cubría por entero el departamento de soriano. Las fechas fueron:

- Para el año 1990, 23 de diciembre de 1989 y 15 de enero de 1990 (Figura 3)
- Para el año 2009, 4 y 13 de febrero de 2009 (Figura 4). Cabe aclarar en este caso, que al atravesar un período de seca durante el verano 2009, se complementó la clasificación con imágenes del 18 y 27 de octubre.

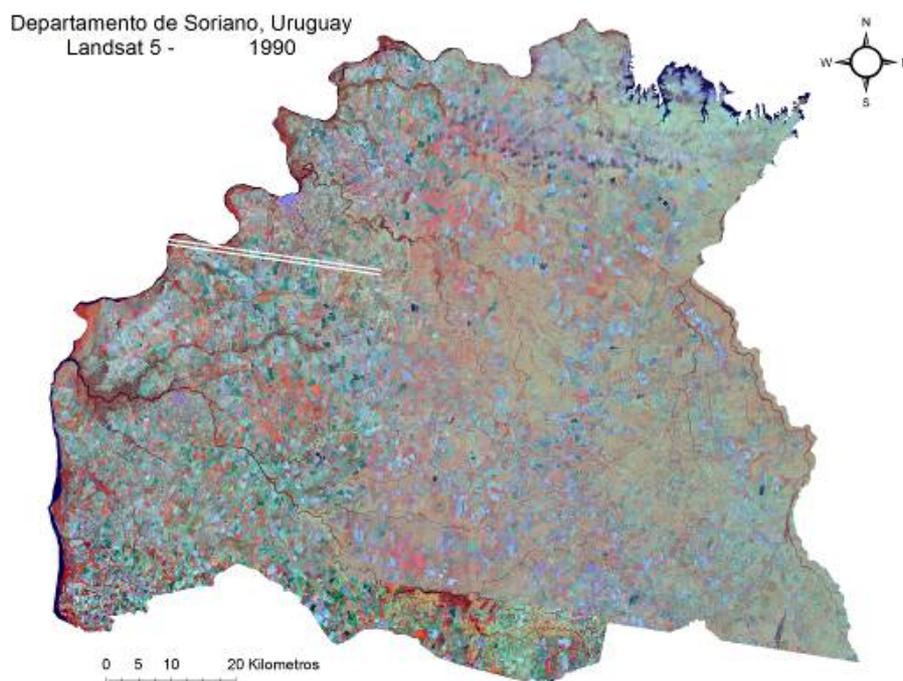


Figura 3. Imágenes satelitales Landsat 5 TM de diciembre/enero de 1990 para el departamento de Soriano. Proporcionada por INPE

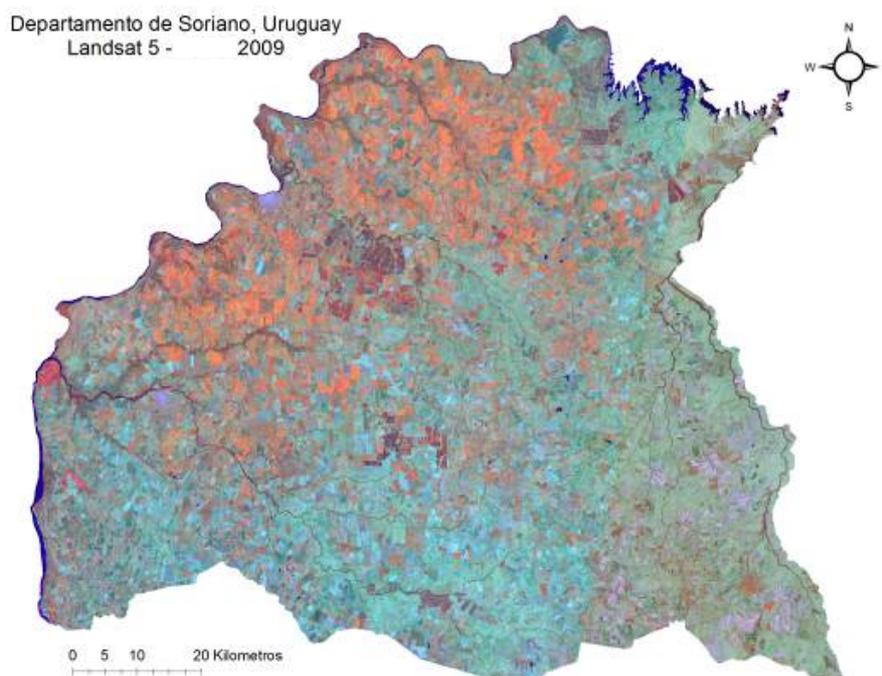


Figura 4. Imágenes satelitales Landsat 5 TM de febrero de 2009 para el departamento de Soriano. Proporcionada por INPE

Se utilizaron imágenes de los meses de verano (21 de diciembre a 21 de marzo) para que, tanto las especies nativas caducas como la soja presenten un desarrollo vegetal importante y poder así visualizarlas. Mediante clasificaciones supervisadas y no supervisadas, se determinaron superficies ocupadas por cinco categorías de uso del suelo:

- Cultivos
- Bañados y humedales
- Zonas urbanas
- Campo natural
- Bosques nativos
- Forestación

Vale aclarar que en la categoría campo natural se incluyeron zonas de pastoreo o no trabajadas (campo natural propiamente dicho, campo natural mejorado o zonas agrícolas con varios años en desuso).

A partir de los resultados de las clasificaciones de imágenes satelitales iniciales, se llevaron a cabo evaluaciones primarias de los arreglos espaciales del uso del suelo, fragmentación del territorio, superficie con vegetación natural y conectividad de las áreas naturales, que posteriormente fueron evaluadas a campo en sitios específicos según pautas obtenidas en el procesamiento anterior de datos.

Se realizó una campaña de terreno en donde se evaluó el área de trabajo y se recolectó información sobre el uso de suelo para la clasificación de las imágenes. Dicha salida se llevó a cabo en febrero de 2009, realizando una recorrida por diferentes rutas y caminos secundarios del departamento (alrededor de 250 Km.), georeferenciando y anotando los diferentes usos del suelo. Se relevaron un total de 366 puntos que correspondían a parcelas de uso del suelo. Luego esos puntos fueron incorporados al SIG y se utilizaron tanto para la clasificación supervisada como para la validación de la clasificación (alrededor de la mitad de los puntos).

Disminución de ambientes naturales

Para determinar la superficie de ambientes naturales (bosques nativos y campo natural) y siguiendo la metodología propuesta por Cayuela (2006) y McGarigal y Marks (1995), se calcularon:

- cantidad de fragmentos de las diferentes categorías
- superficie
- perímetro
- tamaño medio en has. (cuanto menor sea, mas fragmentado será la clase)
- variabilidad (tamaño máximo y mínimo de los fragmentos de la clase)
- su densidad ($n/100$ has.)

La forma de los fragmentos en el área de estudio fue caracterizada por el índice de forma

$$F = \frac{P}{2\pi * \frac{\sqrt{A}}{\pi}}$$

Donde A es el área del fragmento en m² y P el perímetro del fragmento en m (Echeverry & Rodríguez, 2006). Tiene valor 1 cuando el polígono es circular y aumenta su valor conforme aumenta la complejidad de la forma del fragmento.

Como complemento de F, se calculó además, la dimensión fractal que brinda información acerca de la forma del fragmento, ya que indican el grado de complejidad del perímetro (Mc Garigal et al., 2002 en Rodríguez-Loinaz *et al.*, 2007).

$$FD = \frac{2 \ln P}{\ln A}$$

Donde A es el área de cada fragmento en m² y P su perímetro en metros. El valor de este índice está comprendido entre 1 y 2. Valores próximos a 1 indican perímetros simples como círculos o cuadrados mientras que valores próximos a 2 indican perímetros complejos muy recortados.

Análisis de la fragmentación

Los procesos de fragmentación de hábitat pueden definirse como la de un hábitat original en una serie de fragmentos que sumen una superficie menor a la inicial. Un paisaje esta mas fragmentado cuanto menor es el tamaño de los fragmentos y, por consiguiente, mayor el número (Gurrutxaga & Lozano, 2008).

El análisis de los patrones de fragmentación del paisaje se llevó a cabo a través de índices ecológicos. Se calculó el índice de fragmentación F (Gurrutxaga, 2003 y Rodríguez Loinaz, 2004).

$$F = \frac{\textit{superficie total del hábitat}}{\textit{(número de parches * dispersión de los parches)}}$$

Donde, dispersión de los fragmentos (Rc)= 2 dc (λπ),

- dc = distancia media desde un fragmento (su centro o centroide) hasta el fragmento más cercano.
- λ = densidad media de fragmentos= (número de fragmentos/superficie total del área de estudio en has.) x 100 = número de fragmentos por cada 100 has.

Estos índices no son comparables entre diferentes ambientes, por lo que la evaluación de la evolución de estos índices se realizará únicamente entre datos referidos al mismo ambiente. Un aumento del valor del índice se relaciona con una disminución del grado de fragmentación. Esto se debe a que el incremento de la fragmentación se relaciona con la disminución de la superficie total de los fragmentos, un mayor número de fragmentos y una mayor dispersión de éstos (Gurrutxaga, 2003).

Conectividad

Relacionado con el concepto anterior, la conectividad espacial es el grado de contigüidad entre los fragmentos de un mismo tipo de hábitat. Cuanto más distanciados estén los fragmentos de hábitat entre ellos, menor conectividad espacial tendrá dicho hábitat en el paisaje (Gurrutxaga & Lozano, 2008).

Sin embargo, la conectividad es descriptor de las relaciones entre las machas tanto desde el punto de vista espacial como funcional. El concepto de conectividad funcional refiere a la capacidad del territorio para permitir los desplazamientos de los organismos entre los fragmentos (Taylor *et al.*, 1993).

Para determinar la conectividad entre los fragmentos se midieron las distancias del centro de un fragmento al borde del fragmento más cercano para cada uno (Cayuela, 2006 y McGarigal & Marks, 1995).

Efecto borde

Se determinaron también, la cantidad de fragmentos de hábitat interior a una determinada distancia del borde y la superficie del área interior para cada fragmento. El área interior de un fragmento refiere a la cantidad de área de un que no sufre el efecto de borde (básicamente aumento de la penetración de la luz y vientos). Se calculó la proporción de área interior (Echeverry & Rodríguez, 2006 y Mas & Correa, 2000).

Es importante tener en cuenta que a pesar de que los bordes han sido muy estudiados, la definición y medición del borde depende del investigador u observador, del organismo y de la escala espacial del estudio (Lidicker y Peterson, 1999). La percepción de un borde por un artrópodo va a ser diferente a la de un mamífero. Es por ésto que los bordes pueden ser específicos para una especie y según recientes estudios con mamíferos pequeños la percepción del borde puede ser relativa al sexo o edad de un animal dentro de una misma especie (Lidicker y Peterson, 1999).

En relación a lo antes mencionado, cabe destacar que no se pudo encontrar información sobre ecosistemas naturales similares, y menos a nivel nacional, por lo que se tomó como medida al perímetro, cinco metros para el caso de campo natural y diez metros para el bosque nativo. Estos valores de distancias al borde se fijaron operativamente de forma arbitraria ya que se consideró que a esas distancias y en esos ambientes el efecto de la matriz sobre el fragmento no sería importante y los ambientes se comportarían como de hábitat interior.

Diversidad

Por otro lado, se calculó la diversidad mediante el índice de Shannon-Wiener (H') y equitatividad (E) a nivel de paisaje (McGarigal & Marks, 1995).

Donde:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

S número de categorías en el área estudiada

p_i proporción del área ocupada por la categoría i

$$E = H' / \ln S$$

El valor de E se acerca a 0 cuando un ambiente domina al resto y a 1 cuando todos los ambientes comparten superficies similares

Para comprobar si existían diferencias estadísticamente significativas en la diversidad encontrada entre años, se compararon los índices de Shannon - Weaver calculados de a pares y mediante un test de t (Moreno, 2001).

Impacto potencial sobre la biodiversidad de mamíferos

Para determinar el impacto potencial sobre la biodiversidad, se tomaron a los mamíferos como grupo indicador por ser el grupo que tiene, en proporción, más especies amenazadas y por el requerimiento de hábitat tan estricto que presentan.

Por otro lado, de acuerdo a lo expuesto en Gurrutxaga y Lozano (2008), los grandes y medianos mamíferos son el grupo zoológico que más se ha utilizado en el diseño de corredores ecológicos a escala regional. Esto se debe a que se trata de especies cuyo ámbito de hogar y rangos de desplazamiento son detectables a escala regional. De esta forma, su escala de percepción del paisaje coincide, en general, con la de cartografías de vegetación y usos del suelo y con la percepción humana del paisaje. Otro criterio es que suelen presentar una distribución, al menos potencialmente, zonal con lo que se descartan poblaciones relictas o confinadas a sectores localizados. Además, la transitabilidad de ciertos grandes y medianos mamíferos a través del territorio resulta sensible a los principales procesos dinámicos de los patrones del paisaje causantes de pérdida de conectividad ecológica, como la fragmentación, pérdida de heterogeneidad en los paisajes agrícolas por la intensificación y efecto-barrera causada por las redes de infraestructuras de transporte. Por último, pueden actuar como especies paraguas de forma que, si sus requerimientos de hábitat y de transitabilidad son cubiertos en el paisaje, éste tiene capacidad para dar soporte a un amplio grupo de taxones con requerimientos ecológicos similares o menos estrictos.

Para evaluar el impacto potencial de la pérdida de hábitat sobre la viabilidad poblacional de los mamíferos, se usó el modelo de Belovsky (1987). Este autor deriva, a partir de relaciones conocidas entre atributos biológicos (e.g., tasa metabólica) y ecológicos (e.g., densidad poblacional) respecto a la masa corporal, relaciones funcionales entre tamaños poblacionales mínimos viable (TMV) y áreas mínimas viables (AMV), respecto a la masa corporal de las

especies (Figura 5). Estas relaciones corporales, se ajustan en función de la dieta (carnívoros - herbívoros), ambiente (templado - tropical) y ventanas temporales para estimar la persistencia de las poblaciones (100 y 1000 años). Los datos brindados se corresponden a un nivel de probabilidad asociado del 95%.

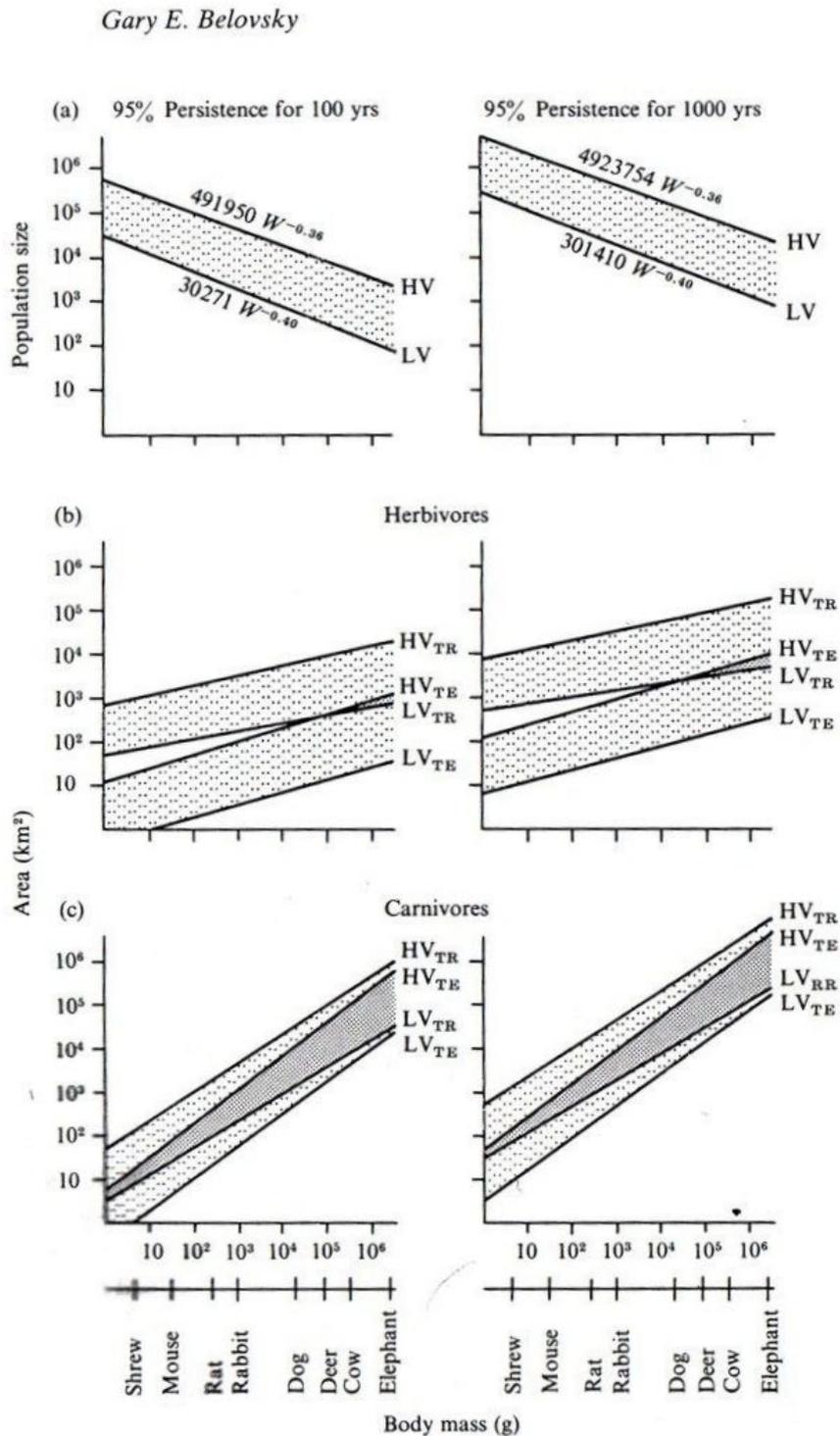


Figura 5. Modelo propuesto por Belovsky (1987) para la estimación de tamaños poblacionales mínimos viables (arriba) y áreas mínimas viables para herbívoros (medio) y carnívoros (abajo).

De acuerdo con lo expuesto por Belovsky (1987), dado un tamaño poblacional máximo, el tiempo de persistencia esperado va a depender de la tasa de crecimiento promedio y de la variación de esta tasa dependiente de las fluctuaciones ambientales relacionadas con el ambiente. Las densidades poblacionales para una especie van a ser menores en ambientes tropicales que en templados; ésto puede deberse a que en ambientes tropicales hay una mayor diversidad lo que puede conducir a un mayor número e intensidad de interacciones perjudiciales (competencia, depredación, etc). Por otro lado, el área necesaria por una población para persistir va a ser mayor, a masa corporal comparable, para carnívoros que para herbívoros debido a que la disponibilidad de alimento animal es menos abundante que el alimento vegetal. Dado esto, una AMV esperada va a depender del tipo de alimentación del mamífero en cuestión y del ambiente, siendo los carnívoros de zonas tropicales más susceptibles a la extinción que los herbívoros de zonas templadas.

En nuestro caso, consideraremos los valores de AMV para zonas templadas, para carnívoros o herbívoros según sea el caso, y con un 95% de persistencia por 100 años. La información de tamaños corporales de la fauna de mamíferos de Soriano se obtuvo de González y Martínez, 2010.

Siguiendo este modelo y en base a la información sobre las especies generada por el Proyecto PPD 32-26 (Brazeiro et al. 2008b) y datos biológicos de guía de mamíferos del Uruguay (González y Martínez, 2010), se clasificó el ensamble de mamíferos:

- por masa corporal
- separando herbívoros y carnívoros
- de ambientes de pastizales o bosques

Se consideraron únicamente los mamíferos continentales con hábitos terrestres. No se consideraron ni a los mamíferos voladores ni a especies con hábitos acuáticos como el lobito de río *Lontra longicaudis* o la rata de agua *Holochilus brasiliensis*, por no ajustarse a lo propuesto por el modelo de Belovsky.

Cabe aclarar que a los omnívoros se los clasificó en la mayoría de los casos como potencialmente carnívoros, a no ser que su dieta principalmente fuera herbívora con alguna posibilidad de alimentarse de insectos o invertebrados.

Por otro lado, a las especies que habitan ambientes de campo natural y bosques, se los ubicó en ambas categorías.

A partir de la información de masa corporal, dieta y hábitat de cada especie de mamífero, se estimó en base al modelo de Belovsky, el AMV de cada especie. Los valores de AMV se evaluaron a la luz de la superficie de cada hábitat natural remanente en Soriano. Así, se determinó la cantidad de especies de mamíferos que podrían satisfacer sus requerimientos de AMV en los fragmentos encontrados. O, dicho de otra manera, la cantidad de especies que ya no podrían ser albergadas por los fragmentos remanentes de vegetación nativa.

RESULTADOS y DISCUSION

Uso del suelo

De acuerdo a la clasificación de uso del suelo realizada para los dos años considerados, se pueden observar diferencias en cuanto a la superficie de campo natural, bosque nativo y cultivos (Figura 6).

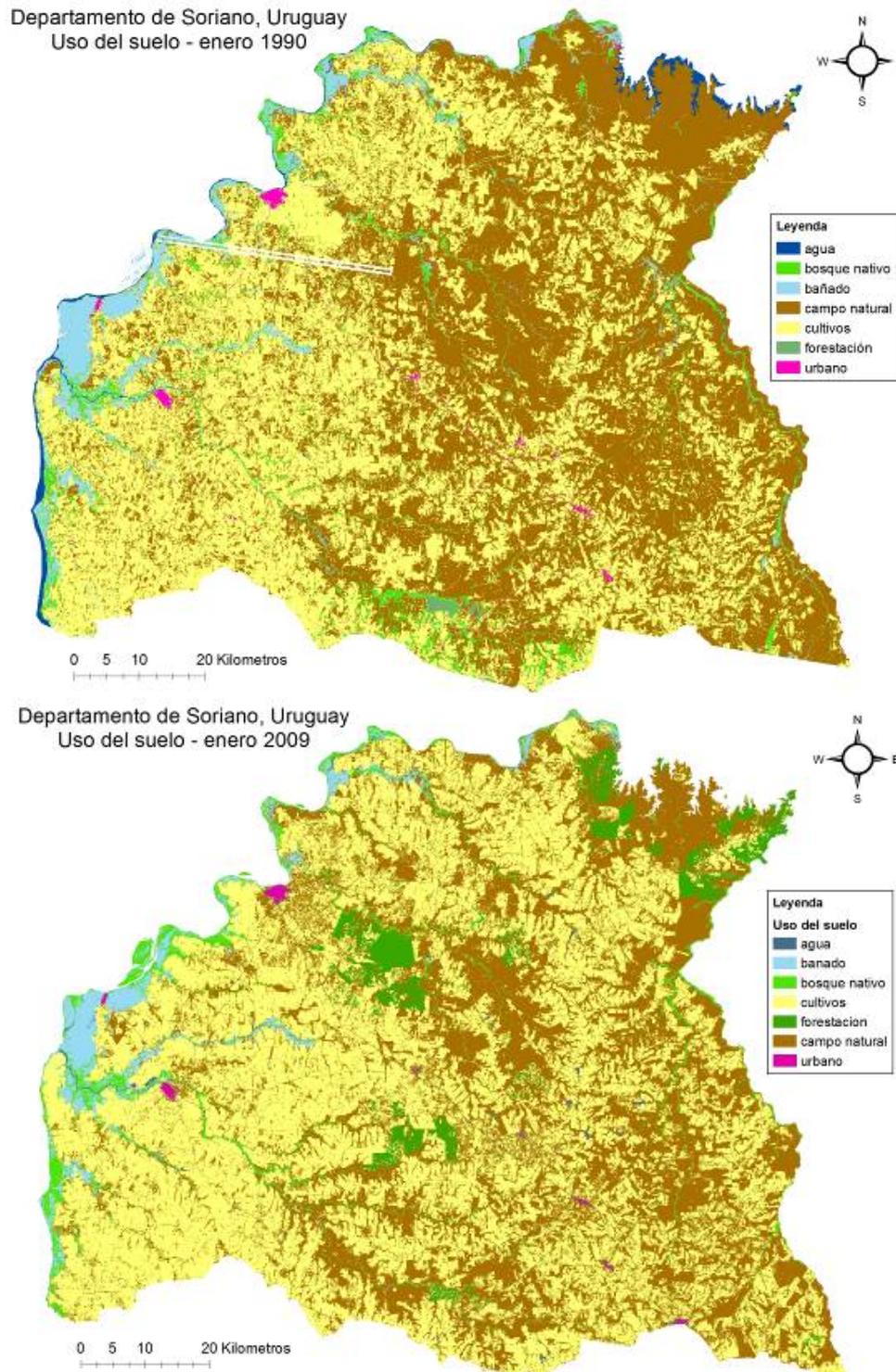


Figura 6. Análisis del uso del suelo de los años 1990 (arriba) y 2009 (abajo)

De acuerdo a los valores encontrados, las tierras destinadas a cultivos aumentaron un 27%, pasando de 401.563 has en 1990 a 511.903 has en 2009. Dentro de esto, está el caso de la forestación donde el aumento fue de 25.000 has ya que en 1990 sólo ocupaba 2.454 has.

Disminución de ambientes naturales

Analizando los ambientes naturales, el bosque nativo pasó de ser un 3,84% del total del departamento en 1990 a un 2,69% en 2009 (reducción del 30%), mientras que el campo natural redujo su superficie en un 23% pasando de 412.387 has en 1990 a 316.531 has en 2009.

Se resumen los parámetros evaluados para los años 1990 y 2009 en los dos ambientes naturales considerados (bosque nativo y campo natural) separados y en conjunto en la Tabla 2.

A fines prácticos se eliminaron los fragmentos menores a 0,5 has.

Tabla 2. Parámetros evaluados para el año 1990 y 2009 en los dos ambientes considerados y juntos como ambientes naturales.

	Bosque nativo		Campo natural		Ambiente natural (bosque nativo + campo natural)	
	1990	2009	1990	2009	1990	2009
Nº de fragmentos	4.515	2.539	13.661	11.430	18.176	13.969
Superficie total aproximada	34.004	23.559	412.386	316.531	446.391	340.100
Porcentaje del departamento	3,8	2,7	46,6	36,2	50,5	38,9
Perímetro (sumatoria aproximada)	6.716.030	5.438.021	34.868.888	43.680.847	41.584.918	49.118.868
Tamaño promedio (has)	7,5	9,3	30,2	27,7	24,7	24,4
Tamaño máx (has)	1.675,6	1.556,8	253.713,9	234.955,6	253.713,9	234.955,6
Tamaño mín (has)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Densidad de fragmentos (n/100 has)	0,54	0,29	1,64	1,31	2,05	1,60
Índice de forma promedio	1,6	2,0	1,7	2,0	1,7	2,0
Dimensión fractal promedio	1,35	1,37	1,35	1,38	1,35	1,38

Desde 1990 a 2009 los fragmentos de bosque nativo pasaron de 4.515 a 2.539 manteniendo la estructura de tamaños relativamente estable (Figura 7), con fragmentos mayores a 10 has prácticamente incambiadados. En cuanto al tamaño promedio, aumentó de 7,53 has a 9,58 has. Esto seguramente se deba a que los fragmentos talados fueron aquellos fragmentos pequeños dispersos por el territorio y no las grandes masas de bosque nativo presentes principalmente en las márgenes del Río Uruguay y Río Negro.

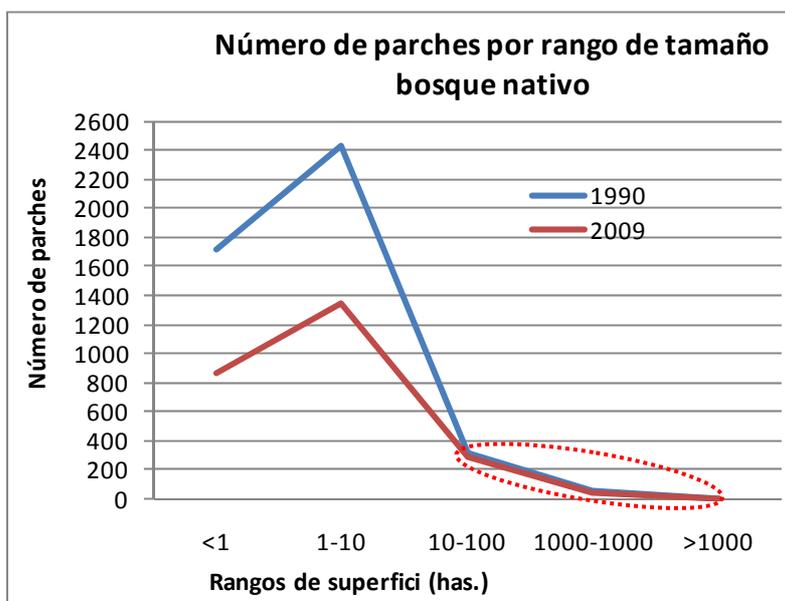


Figura 7. Número de fragmentos en función a los rangos de tamaño en hectáreas para el bosque nativo en los años 1990 y 2009. Se señalan con círculo rojo los fragmentos mayores a 10 has que permanecieron prácticamente incambiadados.

En cuanto al campo natural, de 13.661 fragmentos que había en 1990 pasaron a 11.430 en 2009 con un tamaño promedio que disminuyó de 30,19 has a 27,69 has manteniendo la misma forma de estructura de los fragmentos (Figura 8), con fragmentos menores a 1 ha y mayores a 100 has prácticamente incambiadados.

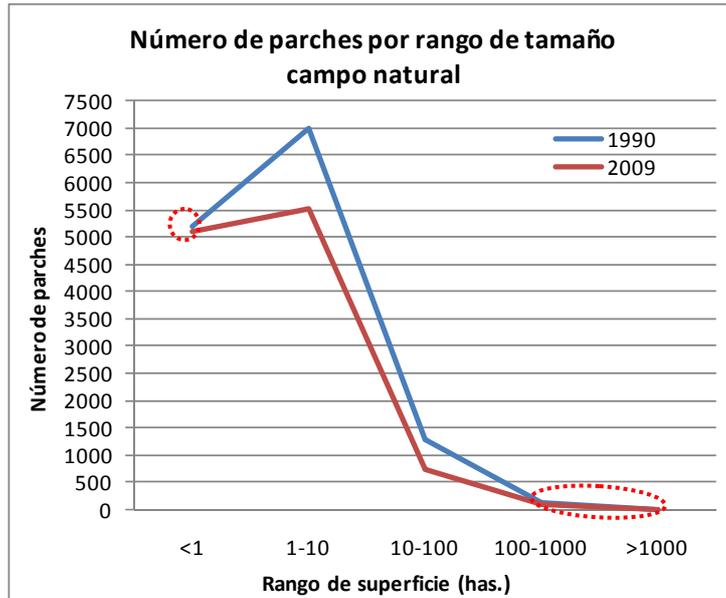


Figura 8. Número de fragmentos en función a los rangos de tamaño en hectáreas para el campo natural en los años 1990 y 2009. Se señalan con círculo rojo los fragmentos menores a 1 ha y mayores a 100 has que permanecieron prácticamente incambiad

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos sobre todo en relación a la estructura de los fragmentos, se decidió recalcular los parámetros encontrados pero descartando los fragmentos en los que no hubo cambios y que seguramente estarían enmascarando mayores diferencias.

En relación a la estructura de tamaños y de acuerdo a la Figura 9 vemos como se acentúan las diferencias en relación al número de fragmentos de bosque nativo en los diferentes rangos dándose la mayor pérdida en fragmentos de 1 ha a 3 has.

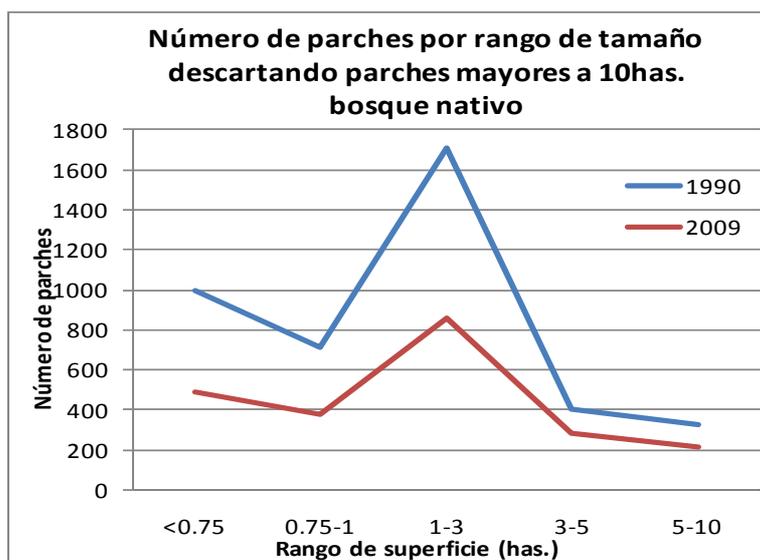


Figura 9. Número de fragmentos en función a los rangos de tamaño en hectáreas para el bosque nativo en los años 1990 y 2009.

En cuanto al campo natural, al rehacer el gráfico sin los fragmentos que no sufrieron modificaciones, tampoco se observaron modificaciones en los fragmentos mayores a 50 has por lo que no se consideraron esos datos. En la Figura 10 se muestran las diferencias en relación al número de fragmentos en los diferentes rangos dándose la mayor pérdida en fragmentos de hasta 15 has.

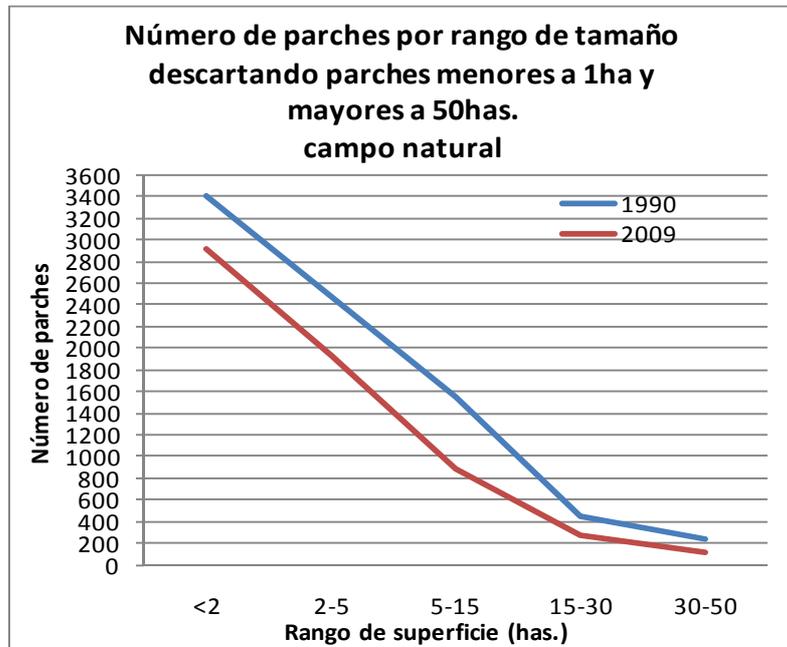


Figura 10. Número de fragmentos en función a los rangos de tamaño en hectáreas para el campo natural en los años 1990 y 2009.

Por otro lado, en cuanto a la forma de los fragmentos medida a través del índice de forma, tanto de bosque nativo como de campo natural, en 1990 tendían a formas más circulares (valores más cercanos a 1) mientras que en 2009 la forma se hace un poco más compleja llegando a mayores valores (cerca de 2). Por otro lado, el índice de dimensión fractal muestra valores similares de complejización del borde. Esto es interesante ya que depende el índice que se utilice, los resultados que se puedan obtener por lo que no sería aconsejable utilizarlos indistintamente sino de forma complementaria.

Analizando el ambiente natural (considerando únicamente bosque nativo + campo natural) observamos que pasó de una superficie que ocupaba el 50,5% del departamento en 1990 al 39% en 2009 manteniendo un tamaño promedio de alrededor de 24 has. En cuanto a la densidad de los fragmentos, bajan de 2,05 fragmentos cada 100 has en 1990 a 1,60 en 2009 complejizándose levemente la forma.

Fragmentación

Para el campo natural se observa un leve aumento de la fragmentación variando el valor del índice de 0,183 en 1990 a 0,173 en 2009. Analizando el ambiente natural en conjunto (únicamente bosque nativo y campo natural) se observa una disminución de la fragmentación debida a los valores de los fragmentos de bosque nativo. En la Tabla 3 se resumen los valores encontrados para el índice de fragmentación para los dos ambientes considerados en ambos años.

Tabla 3. Índice de fragmentación calculado para los años 1990 y 2009 en los dos ambientes considerados.

	1990	2009
Bosque nativo	0,063	0,197
Campo natural	0,183	0,173
Ambiente natural (bosque nativo + campo natural)	0,086	0,112

Todos estos cambios ocurridos se reflejan distinto en los índices de fragmentación calculados para el período los que muestran una disminución de la fragmentación para el bosque nativo (pasando el índice de 0,063 a 0,197) ya que una disminución del valor del índice se relaciona con un aumento del grado de fragmentación. Esto apoya los resultados encontrados en cuanto a que los fragmentos eliminados desde 1990 a 2009 fueron aquellos de menor tamaño ya que, si bien en número son muchos (alrededor de 2.000), no suman tanto en superficie lo que, al eliminarlos, aparenta un grado de fragmentación menor.

Recalculando el índice de fragmentación obtenemos los resultados que se muestran en la Tabla 4.

Tabla 4. Parámetros recalculados descartando fragmentos sin modificaciones entre los años 1990 y 2009 en los dos ambientes considerados.

	Bosque nativo		Campo natural	
	1990	2009	1990	2009
Nº de fragmentos	4.144	2.210	8.134	6.133
Superficie (has)	7.922,69	4.707,34	43.978,91	27.500,50
Tamaño promedio (has)	1,91	2,13	5,41	4,48
Índice de fragmentación	0,017	0,052	0,055	0,052

Es de destacar que estos nuevos resultados recalculados vuelven a mostrar, para bosque nativo, una fragmentación menor en 2009 con respecto a 1990 a pesar de que los tamaños promedio de los fragmentos son similares (aunque sigue siendo levemente mayor para 2009). Esto podría estar señalando que el índice de fragmentación calculado de esta manera, no estaría reflejando fielmente la realidad. Es por esto que, al analizar un paisaje, no se debería tomar solamente el índice de fragmentación sino considerar otros datos relevantes como son el número de fragmentos, la superficie total de ese ambiente y la superficie promedio, máxima y mínima de los fragmentos.

Conectividad

Analizando la conectividad medida como la distancia entre el centroide de un fragmento al borde del fragmento más cercano, resulta evidente que el bosque nativo presentó una caída, siendo la distancia promedio en 1990 de 365,48 m (con un máximo de 7.305 y un mínimo de 0) y de 254,78 m (máximo de 5.764 y mínimo de 11) en 2009. Esto concuerda con una distribución más extendida en el departamento para 1990 (aunque con fragmentos pequeños) y una más compacta en 2009.

Para campo natural, las distancias en 2009 fueron mayores a las encontradas para 1990 tanto la promedio (pasando de 168m en 1990 a 192m en 2009) como en la máxima (siendo de 1.865m en 1990 y 2.937m en 2009).

Las distancias medias y extremas entre el centroide de un fragmento al borde del fragmento más cercanos se resumen en la Tabla 5.

Tabla 5. Parámetros conectividades para los años 1990 y 2009 en los dos ambientes considerados.

	1990		2009	
	Bosque nativo	Campo natural	Bosque nativo	Campo natural
Distancia promedio (m)	365,48	168,02	254,78	192,29
Distancia máx (m)	7.305,57	1.864,73	5.764,63	2.937,22
Distancia mín (m)	0	0	10,97	6,92

Efecto borde

Analizando el efecto borde, encontramos que el área total donde el ambiente no se vería influenciado por el entorno (5m para el campo natural y 10 para el bosque nativo) disminuyó, pasando de 27.538 has efectivas de bosque nativo en 1990 a 18.289 has en 2009. En relación al campo natural, paso de 395.147 has a 294.853 has en 2009

Para las zonas núcleo de cada ambiente natural considerado (bosque nativo y campo natural), se analizaron los siguientes parámetros para los años 1990 y 2009 que se resumen en la Tabla 6.

Tabla 6. Parámetros evaluados para la zona efectiva (sin efecto borde) en el año 1990 y 2009 en los dos ambientes considerados y juntos como ambientes naturales.

	Bosque nativo		Campo natural	
	1990	2009	1990	2009
Número de fragmentos	4.515	2.539	13.661	11.430
Superficie total	27.537,91	18.288,89	395.146,54	294.852,66
Porcentaje del departamento	3,11	2,09	44,67	33,73
Tamaño promedio (has)	6,10	7,20	28,93	25,80
Tamaño máx (has)	1456,04	1.420,57	247809,04	223.732,51
Tamaño mín (has)	0,09	0,12	0,26	0,29

Diversidad

En cuanto a la diversidad del paisaje, permaneció con valores muy similares mostrando diferencias que no resultan estadísticamente significativas. En cuanto a la equitatividad, muestra valores similares y medios de lo que se desprende que no hay ningún ambiente que domine ampliamente a los otros (valores de equitatividad iguales a 0) aunque al no mostrar valores cercanos a 1, no se puede hablar de ambientes equitativamente abundantes.

En cuanto a la diversidad del paisaje medida a través del índice de Shannon-Wiener (H') y equitatividad (E), los valores calculados se resumen en la Tabla 7.

Tabla 7. Índices de diversidad de Shannon-Wiener y equitatividad para los años 1990 y 2009 en los dos ambientes considerados.

	1990	2009
Shannon-Wiener	1,007	1,018
Equitatividad	0,562	0,568

Las diferencias del índice de diversidad de Shannon-Wiener comparando ambos años no fueron significativas (t calculada = 9,105; $p=0,05$)

Cabe destacar que el comportamiento de los ecosistemas de bosque nativo y campo natural fue diferente. En ambos casos la superficie y el número de fragmentos disminuyeron desde 1990 a 2009, a pesar de que el índice de fragmentación mostró una disminución para el bosque nativo y un aumento para el campo natural. Esta disminución en el BN seguramente se deba al aumento de la superficie promedio en los fragmentos de bosque nativo debido a la desaparición de alrededor de 2.000 fragmentos menores a 10 has. Al aumentar la superficie agrícola se ocuparon zonas de fragmentos pequeños (en su mayoría entre 1 ha y 3 has) de bosque nativo distribuidos por el territorio, afectando en menor medida a las grandes masas de bosque nativo. Es importante destacar que tanto el bosque nativo como el campo natural históricamente han sido modificados por la necesidad de ganar espacios agrícolas y en este trabajo se evidencian los efectos producidos sobre remanentes de estos ecosistemas naturales que es deseable conservar.

Por todo lo antes mencionado, se puede afirmar que existió una modificación del paisaje en el departamento de Soriano desde 1990 al 2009 al reducirse o desaparecer fragmentos de bosque nativo y campo natural, aunque la variación sufrida analizada a nivel de paisaje mediante el índice de diversidad de Shannon-Wiener no fue significativa.

Impacto potencial sobre la biodiversidad de mamíferos

Como ya se explicara, para nuestro caso se consideraron los datos de zonas templadas y con un 95% de persistencia de la especie por 100 años (Figura 11).

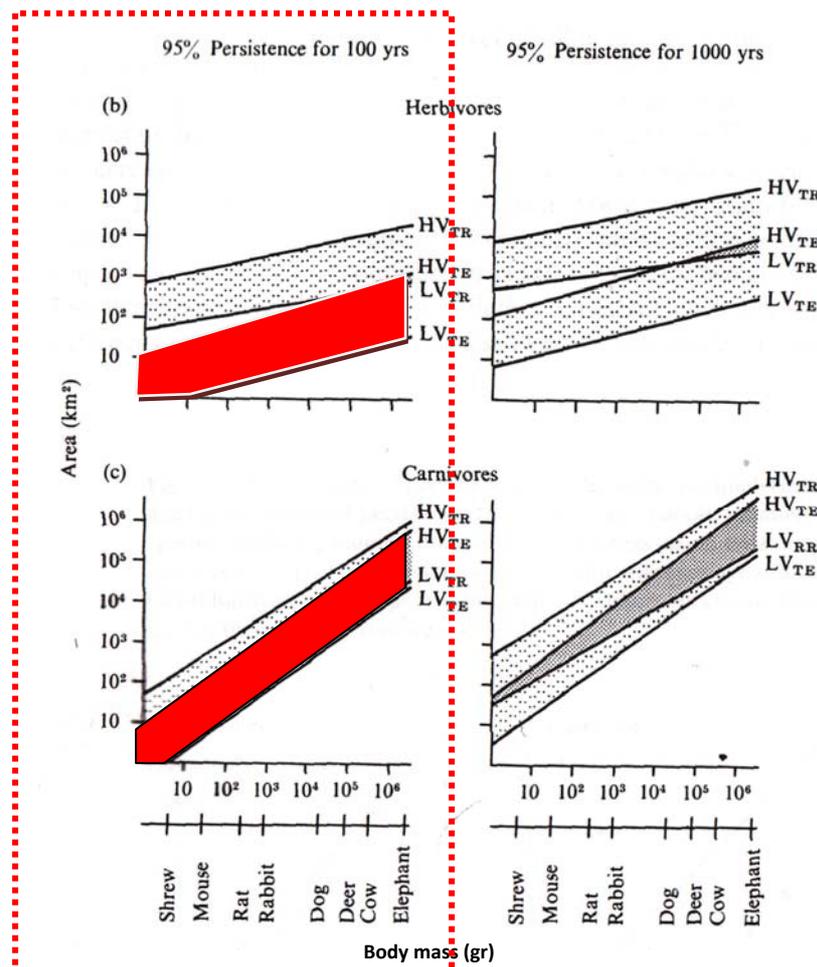


Figura 11. Modelo propuesto por Belovsky (1987). Se señala el rango de valores utilizados. El área roja indica la zona templada de la gráfica y el rectángulo punteado, el 95% de persistencia por 100 años.

De las 57 especies terrestres potencialmente presentes en el departamento de Soriano, 20 pertenecen al Orden Chiroptera y cuatro tienen hábitos acuáticos por lo que la clasificación se realizó con las 33 especies restantes. La lista de las especies potencialmente presentes se muestra en el Anexo III.

La lista de especies consideradas para este trabajo se muestra en la Tabla 8 donde se señala su peso máximo, hábitat y tipo de alimentación.

Como se puede observar, las áreas propuestas por este modelo son rangos y para este estudio se tomaron los valores mínimos de ese rango como AMV. Dicho de otra manera, se identificaron las mínimas superficies necesarias para que esas poblaciones tengan un 95% de probabilidad de sobrevivir por 100 años.

Tabla 8. Lista de las especies consideradas para este estudio con sus características más relevantes para el trabajo. La información fue obtenida de González y Martínez, 2010

Especie	Nombre común	Peso (Kg)	Alimentación	Hábitat	
<i>Mazama gouazoubira</i>	guazubirá	20	herbívoro	BN	
<i>Cerdocyon thous</i>	zorro perro	9	carnívoro	BN	CN
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	aguaraguazú	25	carnívoro	CN	
<i>Lycalopex gymnocercus</i>	zorro gris	8	carnívoro	CN	BN
<i>Leopardus braccatus</i>	gato pajero	5	carnívoro	CN	
<i>Leopardus geoffroyi</i>	gato montés	6	carnívoro	BN	
<i>Puma concolor</i>	puma	103	carnívoro	BN	CN
<i>Conepatus chionga</i>	zorrito	3	carnívoro	CN	BN
<i>Galictis cuja</i>	hurón	3	carnívoro	BN	CN
<i>Nasua nasua</i>	coatí	8	carnívoro	BN	
<i>Procyon cancrivorus</i>	mano pelada	10	carnívoro	BN	CN
<i>Dasypus hybridus</i>	mulita	2	carnívoro	CN	
<i>Dasypus novemcinctus</i>	tatú	6.5	carnívoro	BN	CN
<i>Euphractus sexcinctus</i>	peludo	7	carnívoro	CN	BN
<i>Cryptonanus cf. Chacoensis</i>	marmosa	0.034	carnívoro	CN	BN
<i>Didelphis albiventris</i>	comadreja mora	2	carnívoro	BN	CN
<i>Lutreolina crassicaudata</i>	comadreja colorada grande	0.8	carnívoro	CN	BN
<i>Monodelphis dimidiata</i>	comadreja colorada chica	0.15	carnívoro	CN	
<i>Cavia aperea</i>	apereá	0.8	herbívoro	CN	
<i>Sphiggurus spinosus</i>	coendú	2.5	herbívoro	BN	
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	carpincho	75	herbívoro	BN	
<i>Akodon azarae</i>	ratón de campo	0.046	carnívoro	CN	BN
<i>Calomys laucha</i>	laucha	0.016	herbívoro	CN	
<i>Deltamys kempii</i>	ratón aterciopelado	0.032	carnívoro	CN	
<i>Oligoryzomys flavescens</i>	ratón colilargo chico	0.039	herbívoro	CN	BN
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	ratón colilargo grande	0.052	herbívoro	BN	
<i>Oxymycterus josei</i>	ratón hocicudo de José	0.12	carnívoro	CN	
<i>Reithrodon typicus</i>	rata conejo	0.105	herbívoro	CN	
<i>Scapteromys tumidus</i>	rata de pajonal	0.21	carnívoro	BN	CN
<i>Wilfredomys oenax</i>	rata de hocico ferrugíneo	0.062	herbívoro	BN	
<i>Ctenomys pearsoni</i>	tucu tucu de Pearson	0.3	herbívoro	BN	
<i>Ctenomys rionegrensis</i>	tucu tucu de Río Negro	0.18	herbívoro	CN	
<i>Ctenomys torquatus</i>	tucu tucu	0.303	herbívoro	CN	

Se detectaron 22 especies de bosque y 25 de ambientes de pastizales.

De acuerdo a la masa corporal, para el bosque nativo se detectaron 15 especies carnívoras y siete herbívoras. La distribución por rangos de masa corporal se muestra en la Figura 12.

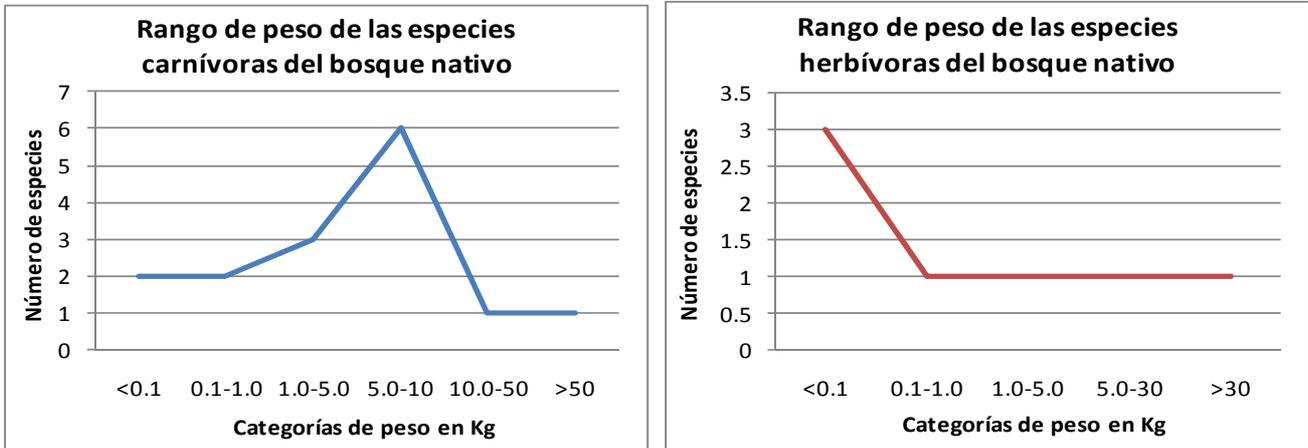


Figura 12. Número de especies en función de categorías de peso (en Kg.) para el bosque nativo. Se muestran los carnívoros a la izquierda y herbívoros a la derecha.

Para los carnívoros del bosque nativo, los pesos van desde 34 gr de la marmosa (*Cryptonanus cf. Chacoensis*) hasta 10 Kg del mano pelada (*Procyon cancrivorus*) con una especie potencialmente presente en la zona de 103 Kg (*Puma Puma concolor*). Para los herbívoros, los pesos van desde 39 gr del ratón colilargo chico (*Oligoryzomys flavescens*) hasta 70 Kg del carpincho (*Hydrochoerus hydrochaeris*).

Para el campo natural, se encontraron 19 especies de carnívoros y seis de herbívoros. En la Figura 13 se muestran las distribuciones por rango de peso en Kg.

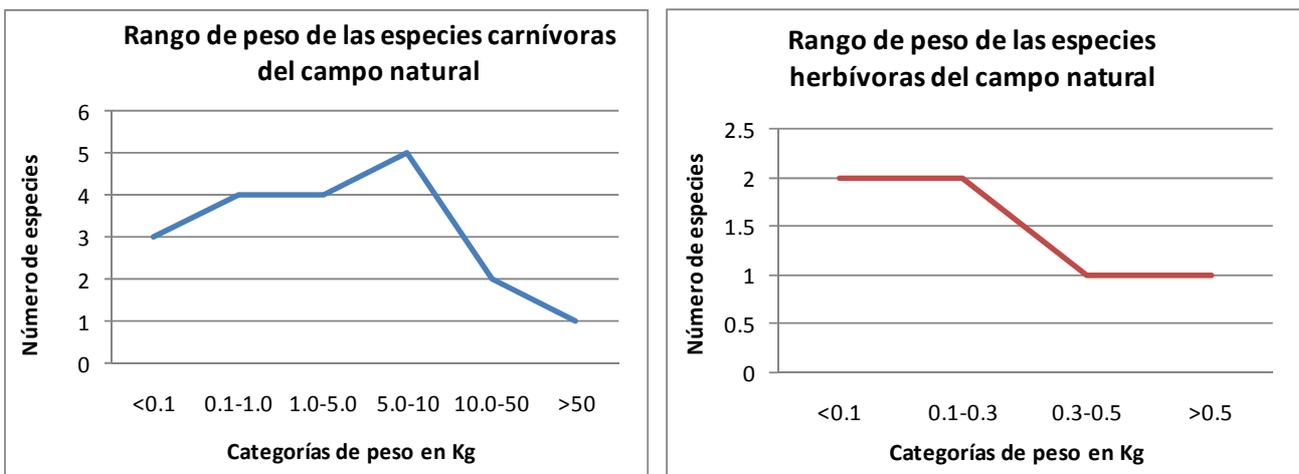


Figura 13. Número de especies en función de los rangos de peso (en Kg.) para el bosque nativo. Se muestran los carnívoros a la izquierda y herbívoros a la derecha.

En cuanto a los carnívoros, los pesos varían desde 32 gr (ratón aterciopelado *Deltamys kempii*) hasta los 25 Kg del aguaraguazú (*Chrysocyon brachyurus*).

Con un registro, al igual del bosque nativo, de 103 Kg. Para el caso de los herbívoros, van desde los 16 gr de la laucha (*Calomys laucha*) hasta los 800 gr del apereá (*Cavia aperea*).

En la Tabla 9 se muestra al AMV (valor mínimo del rango) según lo propuesto por el modelo de Belovsky (1987) y la cantidad de fragmentos que cumplen con cada AMV para esas especies en 1990 y 2009. Para contar el número de fragmentos se tuvo en cuenta el ambiente al cual pertenecían (BN, CN o BN+CN).

Tabla 9. Lista de las especies consideradas para este estudio con sus características más relevantes para el trabajo. La información fue obtenida de González y Martínez, 2010

Especie	Nombre común	Peso (Kg)	AMV* (Km ²)	Nº de fragmentos con superficie mayor o igual al AMV	
				1990	2009
<i>Mazama gouazoubira</i>	guazubirá	20	10	2	2
<i>Cerdocyon thous</i>	zorro perro	9	400	2	1
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	aguaraguazú	25	700	1	1
<i>Lycalopex gymnocercus</i>	zorro gris	8	300	2	1
<i>Leopardus braccatus</i>	gato pajero	5	100	2	1
<i>Leopardus geoffroyi</i>	gato montés	6	200	0	0
<i>Puma concolor</i>	puma	103	2.000	1	1
<i>Conepatus chionga</i>	zorrito	3	90	2	1
<i>Galictis cuja</i>	hurón	3	90	2	1
<i>Nasua nasua</i>	coatí	8	300	0	0
<i>Procyon cancrivorus</i>	mano pelada	10	450	2	1
<i>Dasypus hybridus</i>	mulita	2	70	2	1
<i>Dasypus novemcinctus</i>	tatú	6.5	200	2	1
<i>Euphractus sexcinctus</i>	peludo	7	250	2	1
<i>Cryptonanus cf. Chacoensis</i>	marmosa	0.034	4	44	30
<i>Didelphis albiventris</i>	comadreja mora	2	70	2	1
<i>Lutreolina crassicaudata</i>	comadreja colorada grande	0.8	50	3	3
<i>Monodelphis dimidiata</i>	comadreja colorada chica	0.15	15	8	6
<i>Cavia aperea</i>	apereá	0.8	5	24	20
<i>Sphiggurus spinosus</i>	coendú	2.5	7	5	4
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	carpincho	75	20	0	0
<i>Akodon azarae</i>	ratón de campo	0.046	5	35	25
<i>Calomys laucha</i>	laucha	0.016	0,5	314	193
<i>Deltamys kemp</i>	ratón aterciopelado	0.032	4	32	24
<i>Oligoryzomys flavescens</i>	ratón colilargo chico	0.039	1,5	140	76
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	ratón colilargo grande	0.052	2	25	16
<i>Oxymycterus josei</i>	ratón hocicudo de José	0.12	15	8	6
<i>Reithrodon typicus</i>	rata conejo	0.105	3	45	32
<i>Scapteromys tumidus</i>	rata de pajonal	0.21	20	6	5
<i>Wilfredomys oenax</i>	rata de hocico ferrugineo	0.062	2	25	16
<i>Ctenomys pearsoni</i>	tucu tucu de Pearson	0.3	4	12	6
<i>Ctenomys rionegrensis</i>	tucu tucu de Río Negro	0.18	3	45	32
<i>Ctenomys torquatus</i>	tucu tucu	0.303	4	32	24

* Según modelo (Belovsky, 1987) para zonas templadas y 95% de persistencia por 100 años.

Cabe destacar que para simplificar el análisis, asumimos fragmentos aislados completamente, por lo que la viabilidad de las especies dependería exclusivamente de la disponibilidad de hábitat local, ya que no existiría inmigración.

De acuerdo al modelo de Belovsky (1987), un carnívoro de 100 Kg necesitaría una superficie mínima de entre 2.000 Km² (200.000 has) y 70.000 Km² (7.000.000 has) para tener un 95% de persistencia por 100 años, mientras que uno de 30g necesitaría al menos 4 Km² (400 has). Teniendo en cuenta esto para campo natural y suponiendo los fragmentos "aislados", en 1990, 32 fragmentos cumplían ese requisito para un ratón aterciopelado (*Deltamys kempi*) de 32g, mientras que en 2009, solo 24 fragmentos lo harían. Si considerando un mano pelada (*Procyon cancrivorus*) de 10 Kg, se necesitarían 45.000 has, condición que en 1990 se cumplía en dos fragmentos, mientras que en 2009 solo se lograría en 1 fragmento. Si este análisis lo hacemos para los herbívoros, un apereá (*Cavia aperea*) de 800g necesitaría al menos 500 has y en 1990, 24 fragmentos tenían esa superficie mientras que 20 en 2009.

Si analizamos el bosque nativo, tenemos que para un ratón de campo (*Akodon azarae*) de 46g, en 2009 se redujo el número de fragmentos en los cuales se cumple la condición de tener un 95% de persistencia por 100 años de 35 a 25 mientras que para un coatí (*Nasua nasua*) o un gato montés (*Leopardus geoffroyi*) no existen fragmentos que cumplan esta condición ni en 1990 ni en 2009.

Considerando todo esto y como se muestra en la Tabla 9, todas las especies que disponen de AMV en 1990 en el departamento de Soriano, también las tendrían en 2009. Esto indicaría que la reducción en la disponibilidad de hábitats naturales en los 20 años analizados, como único factor de amenaza, no generaría extinciones a nivel de la fauna de mamíferos del departamento de Soriano. Igualmente, hay que tener en cuenta que existen tres especies de BN potencialmente presentes que, de acuerdo con este modelo, no disponen de AMV en la actualidad, pero tampoco la tenían en 1990. En relación a las especies de CN, todas las potencialmente presentes disponen de AMV, inclusive el puma (*Puma concolor*).

Cabe destacar que si bien no se daría ninguna extinción a nivel del departamento, sí se darían extinciones locales, ya que en el 82% de las especies disminuyó la cantidad de fragmentos que cumplían con el AMV y en ningún caso aumentó (Figura 14).

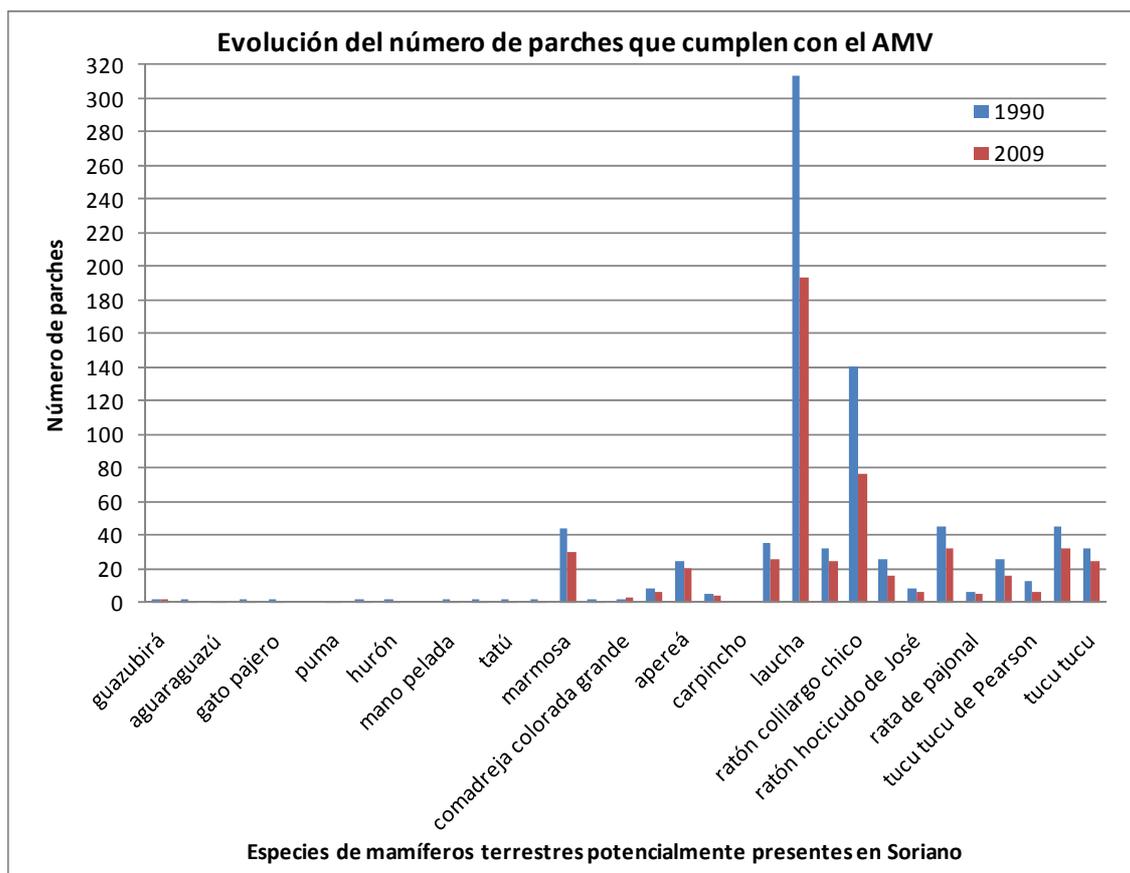


Figura 14. Se grafica el número de fragmentos que cumplen con el AMV por especie potencialmente presente en el departamento de Soriano en los años 1990 y 2009.

Es importante destacar que, teniendo en cuenta lo antes mencionado, para el carnívoro más pequeño potencialmente presentes en la zona (32 g), la superficie mínima necesaria para que cumpla con el modelo propuesto por Belovsky (1987) es de al menos 450 has y para el herbívoro de menor masa corporal (16g) de alrededor de 50 has. Considerando esto, es difícil pensar en medidas de conservación lo suficientemente efectivas para diferentes especies, considerando que si para un aguaraguazú la superficie mínima para que la población sea viable sería de al menos 75.000 has.

Cabe aclarar que para simplificar este análisis preliminar, y por carecer de información sobre conectividad en nuestros paisajes, se están considerando los fragmentos de hábitat como completamente aislados (“islas”). Obviamente que se reconoce esto es una sobre simplificación de la realidad, como lo muestra lo expuesto por Miranda (1997), quien encontró que de 23 especies de mamíferos, 16 estaban presentes tanto en selvas como en zonas desforestadas. En general estas especies son generalistas y se adaptan a diferentes ambientes dentro de los cuales se encuentran algunos cultivos. Así lo muestran los resultados obtenidos por Andrade-Nuñez & Aide (2010), quienes estudiaron la riqueza específica, abundancia y composición de especies de mamíferos grandes y medios en bosque galería, pastizales y plantaciones de árboles exóticos, encontrando que el bosque galería fue el

ambiente más diverso, seguido por las plantaciones de árboles exóticos y por último los pastizales.

En este sentido, queda planteada la necesidad de que se profundice más en los estudios sobre dispersión y movilidad de las especies nativas en paisajes insertos en matrices dominadas por sistemas agrícolas. Estudios de ese tipo permitirían avanzar en la determinación de superficies reales de conservación.

Por todo lo antes mencionado, podemos afirmar que tanto en bosque nativo como en campo natural, el número de fragmentos necesarios para tener un 95% de persistencia por 100 años se redujo desde 1990 a 2009 en el 82% de las especies del departamento de Soriano. También hay que tener en cuenta que, dadas las especies potencialmente presentes en la zona, solo cumplen con la condición del modelo fragmentos mayores a 50 has. Teniendo en cuenta esto y siendo más estrictos analizando únicamente la superficie de las zonas núcleo para el ambiente natural en su conjunto (bosque nativo + campo natural), solo el 2% (374) de los fragmentos cumplían esto en 1990 mientras que para 2009 la cifra se redujo aún más quedando solo el 1,6% (230). A esto hay que sumarle fenómenos como la competencia, especies muy específicas adaptadas solamente a ambientes prístinos, efectos de pesticidas, caza u otras que pueden restringir la superficie. De todas maneras, hay que relativizar estos datos ya que, de acuerdo a lo expuesto por Miranda (1997) y Andrade-Nuñez & Aide (2010):

- en este estudio se consideraron los fragmentos como aislado cosa que no ocurre en la naturaleza
- muchas especies se adaptan a cultivos como a las plantaciones de árboles exóticos.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos indican que la estructura del paisaje del departamento de Soriano sufrió cambios evidentes durante el período 1990 - 2009, asociado a un proceso de intensificación agrícola caracterizado por una fuerte expansión del cultivo de soja. El área cultivada avanzó sobre campos naturales y bosques nativos, perdiéndose 23% y 31% de estos ecosistemas respectivamente. Es importante destacar que los bosques nativos en Uruguay están protegidos por el Decreto N° 330/993 que regula el corte y la extracción de cualquier producto del bosque indígena y no está permitida su tala indiscriminada.

Si bien esta pérdida de hábitats no produciría extinciones de mamíferos a nivel del departamento, es importante destacar las extinciones locales de comunidades que seguramente se produjeron en los fragmentos que fueron eliminados en el período estudiado (2.000 fragmentos de bosque natural <10 has y 2500 fragmentos campo natural de 1-100 has), así como la alta probabilidad de extinciones locales (futuras en un importante número de poblaciones no viables. Esto sería particularmente preocupante en el caso de especies cercanas a la amenaza como el gato pajero (*Leopardus braccatus*) o la mulita (*Dasypus hybridus*).

Los escenarios futuros no son muy alentadores. El comportamiento de los mercados internacionales provoca la demanda creciente de commodities agrícolas que junto a la tasa de crecimiento poblacional mundial provoca una demanda creciente de alimento, procesos que seguirán aumentando aún más en el futuro cercano (Brazeiro et al., 2008). El mantenimiento de los altos precios de la soja y la falta de un ordenamiento territorial aplicado a escala país, nos enfrentamos a un desafío aún mayor. Hay que tener en cuenta que en Uruguay todavía estamos a tiempo de tomar medidas apropiadas para conservar los ecosistemas naturales que todavía existen y los servicios y bienes que nos prestan. Todo esto sin perder de vista las necesidades de producción pero en base a un desarrollo sostenible. Es posible producir conservando y conservar produciendo.

BIBLIOGRAFÍA

- Achkar, M., D.; Panario; M. Kaemmerer ; F. Anno; V. Puech; S. Garces; Mehier, S. & M.J. Lefèvre-Fonollosa. 2004. Use of SPOT4-5/VEGETATION data for the study of Vegetation Productivity in a humid moderate climate, based on Multivariable Analysis. Bassin A Sánchez – Río Negro - Uruguay, (1998 – 2002). Second International SPOT/VEGETATION Users Conference Antwerp, Belgium.
- Achkar, M.; A. Domínguez & F. Pesce. 2008. Complejidad, diversidad y transformaciones nuestros ecosistemas y territorios. Revista Quehacer educativo (Agosto). Montevideo. 33 - 38pp.
- Andrade-Núñez, M.J. & T. M. Aide. 2010. Effects of habitat and landscape characteristics on medium and large mammal species richness and composition in northern Uruguay. *Zoologia (Curitiba, Impr.)*. Vol.27 N°6. Curitiba.
- Anno, F., M. Achkar & V. Puech. 2003. Analyse multitemporelle et multirésolution pour l'étude de la productivité végétales en zone climatique tempérée, bulletin SFPT n°170, ISSN n°02446014, p.30-38.
- Asner, P.; A. Carol; C. Wessman; A. Bateson & L. Jeffrey. 2000. Impact of tissue, canopy and landscape factors on the hyperspectral reflectance variability of arid ecosystems. *Remote Sensing Environment*. N° 74. 69-84pp.
- Belovsky, G. E. 1987. Extinction models and mammalian persistence. En Soulé, M. E. *Viable population for conservation*. Cambridge University Press. 189pp.
- Braun, P. & A. Hense. 2004. Combining Ground –Based and satellite data for calibrating vegetation indices. Electronic format on the web the 2nd. Vegetation International Users Conference. Antwerp, Bélgica.
- Brazeiro, A.; M. Achkar, C. Toranza & L. Barthesagy. 2008a. Potenciales impactos del cambio de uso de suelo sobre la biodiversidad terrestre de Uruguay. 7-21. En Volpedo, A. V. & L. F. Reyes (eds). *Efectos de los cambios globales sobre la Biodiversidad*. Buenos Aires. CYTED - Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo.
- Brazeiro, A.; M. Achkar; A. Canavero; C. Fagúndez; E. González; I. Grela; F. Lezama; R. Maneyro; L. Barthesagy; A. Camargo; S. Carreira; B. Costa; D. Núñez; I. da Rosa & C. Toranza. 2008b. Prioridades geográficas para la conservación de la Biodiversidad terrestre de Uruguay. Resúmen Ejecutivo. Proyecto PDT 32-26. 48 pp.

- Bucher, E. H. 1998. Palomas: Biología y Dinámica Poblacional. 41-47. En: Rodríguez, E & M. Zaccagnini (eds). Manual de capacitación sobre manejo integrado de aves perjudiciales a la agricultura. MGAyP. Montevideo, Uruguay.
- Bucher, E. H. 1986. The influence of changes in regional land-uses patterns on Zenaida Dove population. en *Gronivorous birds in the agricultural landscape*. Proc. General meeting on the working group on granivorous birds, INTECOL. Eds. J Pinowsky y J. D. Summers-Smith. 27-39pp.
- Bucher, E. H. 1974. Bases ecológicas para el control de la paloma torcaza. Centro de Zoología aplicada. Publicación Nº 4. 21pp.
- Burel, F. y Baudry, J. (1999): *Écologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*, TEC & DOC, París.
- Caputti, P. 2005. "Evolución del sector agropecuario uruguayo 1984-2004: balance y perspectivas"
- Cayuela Delgado, L. 2006. Deforestación y fragmentación de bosques tropicales montanos en los Altos de Chiapas, tropicales montanos en los Altos de Chiapas, México. Efectos sobre la diversidad de árboles. Tesis Doctoral. Departamento de Ecología, Universidad de Alcalá. *Ecosistemas* 15 (3): 192-198. Septiembre 2006. 192-198pp.
- Clevers J. 1997. A simplified approach from yield prediction of sugra beet based on optical remote sensing data. *Remote Sensing Environment*. N° 61. 221-228pp.
- Del Barrio, G.; Simón, J. C.; Cuadrado, A.; Sánchez, E.; Ruiz-González, E. y García, R. (2000): "Aproximación para estimar la conectividad regional de las redes de conservación", en V Congreso Nacional de Medio Ambiente, Madrid, pp. 1-17.
- Donald, P. F. y Evans, A. D. (2006): "Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes", *Journal of Applied Ecology*, nº 43, pp. 209-218.
- Echeverry, M. A. & J. M. Rodríguez. 2006. Análisis de un paisaje fragmentado como herramienta para la conservación de la biodiversidad en áreas de bosque seco y sub-húmedo tropical en el municipio de Pereira, Rizada Colombia. *Scientia et Técnica*. Año XII, N° 30. Mayo de 2006. 405-410 pp.
- Estreguil, C. 1996. Télédétection spatiale visible et infrarouge de la dynamique du couvert forestier équatorial asiatique. Thèse de l'Université Paul Sabatier, CESBIO. Centre Commun de Recherche, Commission Européenne, 194 pp.

- Eppink, F. V. 2005. Space for Species: Spatial Ecological-Economic Analyses of Biodiversity Conservation. Tesis. VRIJE UNIVERSITEIT. 150pp.
- Foley, J. A., R. DeFries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. S. Chapin, M. T. Coe, G. C. Daily, Holly K. Gibbs, J. H. Helkowski, T. Holloway, E. A. Howard, C. J. Kucharik, C. Monfreda, J. A. Patz, I. C. Prentice, N. Ramankutty, P. K. Snyder. 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* 309: 570-574.
- Forman, R. T. T. 1995. Lands mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press. Cambridge/New York. 632pp.
- Girard, M. C. & C. M. Girard. 1989. Télédétection appliquée, zones tempérées et intertropicales. Editions MASSON – ISBN : 2-225-81202-0, 260 p.
- Gligo, N. 1987. Unidad Conjunta de Desarrollo y Medio Ambiente. CEPAL/PNUMA. Amb. y Des., Abril-Agosto 1987. Vol. III - N°s. 1 y 2: 17-19pp.
- González, E. M. & J. A. Martínez. 2010. Mamíferos del Uruguay. Guía de campo e introducción a su estudio y conservación. Banda Oriental. 461pp
- Green, E.; S. Cornell; J. Scharlemann & A. Balmford. 2005. Farming and the fate of wild nature. *Science* 307:550-555.
- Guerschman, J.P., J.M.Paruelo, C. Di Bella, M.C. Giallorenzi & F. Pacin. 2002. Land cover classification in the Argentine Pampas using multi-temporal Landsat TM data. *Int. J. Remote Sensing*, Vol. 00, N° 00.
- Gurrutxaga San Vicente, M. 2003. Índices de fragmentación y conectividad para el indicador de biodiversidad y paisaje de la Comunidad Autónoma del País Vasco. 32pp.
- Gurrutxaga San Vicente, M., & P. Lozano Valencia. 2008. Ecología del Paisaje. Un marco para el estudio integrado de la dinámica territorial y su incidencia en la vida silvestre. *Estudios Geográficos*, 69(265): 519-543 doi: 10.3989/estgeogr.0427
- Gutiérrez, D. 2002. Metapoblaciones: un pilar básico en biología de conservación. *Revista Ecosistemas*. Año XI, N°3.
- Hannah, L.; Midgley, G. F. y Millar, D. (2002): "Climate change-integrated conservation strategies", *Global Ecology and Biogeography*, n° 11, pp. 485-495.
- Hanski, I. 1999. Metapopulation ecology. Oxford University Press. New York. 113pp.

- Huang, C.; S. Kim, K. Song, J. R. G. Townshend, P. Davis, A. Altstatt, O. Rodas, A. Yanosky, R. Clay, C. J. Tucker & J. Musinsky. 2009. Assessment of Paraguay's forest cover change using Landsat observations. *Global and Planetary Change* 67: 1-12.
- Huang, C., S. Kim, A. Altstatt, J.R.G. Townshend, P. Davis, K. Song, C.J. Tucker, O.Rodas, A.A. Yanosky, R. Clay & J. Musinsky. 2007. Rapid Loss of Paraguay's Atlantic Forest and status of protected areas – A Landsat assessment. *Remote sensing of Environment* 106: 460-466.
- INE. 2004. Censo Poblacional año 2004. Instituto Nacional de Estadísticas. Uruguay. <http://www.ine.gub.uy>
- Kontoes, C.; G.G. Wilkinson; A. Burrill; S. Goffredo; & J. Megier. 1993. An experimental system for the integration of GIS data in knowledge-based image analysis for remote sensing of agriculture. *International Journal of Geographical Information Systems*. Vol. 7, No. 3, pp. 247-262pp.
- Lauver, C. & J. Whistler. 1993. A hierarchical classification of Landsat TM imagery to identify natural grassland areas and rare species habitat. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*. Vol. 59, No. 5. 627-634pp.
- Levins, R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15: 237-240.
- Lidicker, W. Z. J. & Peterson, J. A. 1999. Responses of small mammals to habitat edges. En *Landscape Ecology of Small Mammals* (eds Barrett, G.W. y Peles, J.D.), pp. 211-227, Springer-Verlag, Berlin, Germany
- López González, F. J.; R. Crecente Maseda & C.J. Álvarez López. 2002. Los usos del suelo analizados mediante S.I.G. XIV Congreso Internacional de Ingeniería Gráfica. Santander, España – 5-7 junio de 2002. 9pp
- MacArthur R. H. & E. O. Wilson, 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton N. J. Princeton University Press.
- Mas, J-F & J. Correa Sandoval. 2000. Análisis de la fragmentación del paisaje en el área protegida "Los Petenes", Campeche, México. *Investigaciones Geográficas*. Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. Núm. 43, 2000. 42-59pp.
- MAP/DSF. 1976. Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay a escala 1/1.000.000. Ministerio de Agricultura y Pesca. Dirección de Suelos y Fertilizantes. Uruguay.
- McGarigal, K. & B. J. Marks. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-

- GTR-351. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 122 p.
- MGAP-DIEA. 1999 al 2009. Anuarios Estadísticos. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Dirección de Estadísticas Agropecuarias. Uruguay.
- MGAP-DIEA. 1990. Censo General Agropecuario. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Dirección de Estadísticas Agropecuarias. Uruguay.
- MGAP-DIEA. 2000. Censo General Agropecuario. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Dirección de Estadísticas Agropecuarias. Uruguay.
- MGAP-DGF. 2007. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Dirección General Forestal. Uruguay.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.
- Miranda, A. 1997. Deforestación y fragmentación del hábitat: consecuencias ecológicas sobre la fauna de mamíferos de la selva tropical estacional. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Ecología. Bases de datos SNIB-CONABIO proyecto No. B033. México, D.F.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T – Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza. 84pp.
- Moulin, S., G. Dedieu; & A. Fischer. 1997. Assimilation of optical satellite data into a crop process model: interannual study, Physical Measurements and Signatures in Remote Sensing. Guyot & Phulpin, 767-771pp.
- Moulin, S.; R. Zurita; Guérif, M & F. Baret. 2003. Characterizing the spatial and temporal variability of biophysical variables of a whwat crop using hyper-spectral measurements. IEEE International Geoscience and remote sensing Symposium, July 21-25 /2003, Toulouse. Francia.
- Múgica de la Guerra, M., J. V. de Lucio Fernandez; C. Martinez Alandi; P. Sastre Olmos; J. A. Atauri-Mezquida & C. Montes del Olmo. 2002. Integración territorial de espacios naturales protegidos y conectividad ecológica en paisajes mediterraneos. Dirección General de la RENP y Servicios Ambientales Consejería de Medio Ambiente Junta de Andalucía. 124 pp
- Murton R; E. Bucher; M. Nores; E. Gómez & J. Reartes. 1974. The Ecology of the Eared Dove (*Zenaida auriculata*) in Argentina. The Condor 76 (1):80-88pp.
- Oetter, D. G.; W. B. Cohen; M. Berterretche; T. K. Maiersperger; & R. E. Kennedy. 2000. Land cover mapping in an agricultural setting using

- multiseasonal Thematic Mapper data. *Remote Sensing of Environment*, 76:139-155.
- Oyhantçabal, G & I. Narbondo. 2010. Radiografía del agronegocio sojero: El caso de Uruguay. VI Coloquio de la Sociedad Latinoamericana de Economía Política y Pensamiento Crítico (SEPLA). 29 de setiembre a 1º de octubre de 2010. Montevideo.
- Paruelo, J.M.; E. G. Jobbagy & E. O. Sala. 2001. Current distribution of ecosystem functional types in temperate South America. *Ecosystems* (2001) 4: 683-698pp.
- Paruelo, J.M.; J.P.Guerschman; G. Piñeiro,; E.G. Jobbágy; , S.R. Verón; G. Baldi & S. Baeza. 2006. Cambios en el uso de la tierra en argentina y uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia*. (2006) Vol. X N° 2. 47-61pp.
- Pax-Lenney, M., & C. E. Woodcock. 1997. Monitoring agricultural lands in Egypt with multitemporal Landsat TM imagery: How many images are needed?. *Remote Sensing of Environment*, 59:522-529pp.
- Pérez-Carrera, A., Moscuza, C.H. & A. Fernández-Cirelli. 2008. Efectos socioeconómicos y ambientales de la expansión agropecuaria. Estudio de caso: Santiago del Estero, Argentina. Enero 2008. *Ecosistemas* 17 (1): 5-15pp.
- Pimm, S. L.; G. J. Russell; J. L. Gittleman & T. M. Brooks. 1995. The Future of Biodiversity. *Science*. Vol. 269 N° 5222. 347-350 pp.
- Pierce, A. R. y Ervin, J. B. (1999): "La certificación independiente de la ordenación forestal y la Ecología del Paisaje", *Unasyuva*, n° 50, pp. 49-56.
- Price, K.P.; D. A. Pyke & L. Mendes. 1992. Shrub dieback in a semiarid ecosystem: The integration of remote sensing and geographic information systems for detecting vegetation change. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* Vol. 58, No. 4. 455-463pp.
- Qin, W. 1993. Modeling bidirectional reflectance of multicomponent vegetation canopies. *Remote Sensing Environment*. N° 46. 235-245pp.
- Ray, T. & B. Murray. 1996. Nonlinear spectral mixing in desert vegetation. *Remote Sensing Environment*. N° 55. 59-71pp.
- Rodríguez Loinaz, G. 2004. Biodiversidad y Paisaje: una estrecha relación. *Sustrai* N° 68. 49-52pp.
- Rodríguez Loinaz, G.; I. Amezaga Arriega; M. San Sebastián; L. Peña López & M. Onaindia Olalde. 2007. Análisis del paisaje de la Reserva de la

- Biosfera de Urdaibai. Forum de Sostenibilidad. Cátedra UNESCO. 1: 59-69.
- Rouse, J.; R. Hass; J. Schell; Deering, D. & J. Harlan. 1974. Monitoring the vernal advancement of natural vegetation. NASA/GSFC. Greenbelt. USA.
- Saunders, D. A.; Hobbs, R. J. y Margules, C. R. (1991): "Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review", *Conservation Biology*, n° 5, pp. 18-32.
- Seyler, F.; V. Chaplot; F. Muller; C. E. P. Cerri; M. Bernoux; V. Ballester; C. Feller. & C. Cerri. 2002. Pasture mapping by classification of Landsat TM images. Analysis of the spectral behaviour of the pasture class in a real medium-scale environment: the case of the Piracicaba Catchment (12 400 km², Brazil). *Int. J. Remote Sensing*, vol.23, n°23:4985-5004pp.
- Taylor, P. D.; Fahrig, L.; Henein, K. y Merriam, G. (1993): "Connectivity is a vital element of landscape structure", *Oikos*, n° 68, pp. 571-573.
- Tucker, C. J. 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 8:127-150pp.
- Willis, E. O. & Y. Oniki. 1987. Invasion of deforest regions of Sao Paulo state by the picazuro pigeon, *Columba picazuro* Temminck, 1813. *Ciencia e cultura*. Noviembre 1987.

Anexo I

EL SECTOR SOJERO

El sector agrícola en Uruguay se desarrolló con el objetivo de satisfacer las demandas del mercado interno, alcanzando una superficie máxima de ocupación del suelo a principios de la década de 1950 con casi 1 millón de hectáreas. Progresivamente, y a consecuencia del abandono del modelo de sustitución de importaciones, la actividad agrícola comienza a reducir las áreas cultivadas y el número de agricultores. Presenta un proceso continuo de tecnificación, aumento de la producción y concentración de la producción (De los Campos *et al.*, 2002), llegando a la década de 1990 a un promedio de 470.000 hectáreas ocupadas principalmente con arroz, trigo, cebada, girasol, maíz y sorgo generando cerca del 50% del VBP del sector agropecuario (Achkar *et al.*, 2000; Arbeletche & Carballo, 2006).

Durante este período se consolidó la integración de la agricultura de secano a los sistemas pecuarios, articulando los beneficios generados para ambas producciones con la rotación agrícola-praderas. Asimismo se manifestó una creciente integración vertical del sector con agroindustrias asociadas y la vinculación con el mercado externo que constituyó el 37% en la década de 1990 frente al 4% en la década de 1960 (Souto, 2007).

A principios de siglo XXI la irrupción del cultivo de soja como expansión de la frontera agrícola argentina desde el litoral oeste del país, convierte a este producto en el principal rubro de la agricultura nacional (Figura 1.I), desplazando a la producción de arroz, que durante muchos años constituyó el principal generador de excedentes exportables del sector agrícola nacional (Achkar *et al.*, 2008).

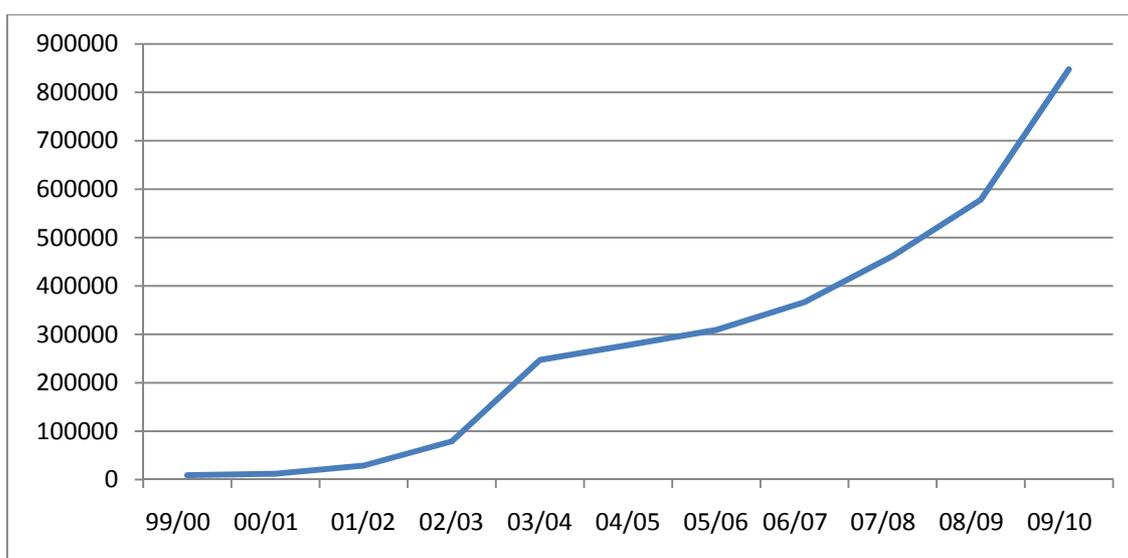


Figura 1.I. Área sembrada con soja. Superficie sembrada en función de los años (MGAP-DIEA, 1999 a 2007)

Las plantaciones principales se desarrollan en el litoral oeste del Uruguay, principalmente Soriano y Río Negro. Este proceso conduce a generar una situación de “veranización” de la agricultura en Uruguay liderada por el cultivo de soja, vinculado a una oferta de tecnología compuesta de semillas transgénicas resistentes al glifosato y paquetes de siembra directa. Un mercado internacional relativamente sostenido, un paquete tecnológico que asegura una productividad media entre 1.500 y 2.000 Kg/ha y el libre ingreso de capitales al sector, generaron un escenario positivo que despertó el interés de grandes inversores (muchos de ellos extranjeros), con lógicas de producción muy diferentes a la del agricultor “tradicional”, que encontraron en la agricultura una atractiva opción para realizar inversiones que podían llegar a ser seguras y que generaban rentabilidades competitivas con otros sectores de la economía (Arbeletche & Carballo, 2006).

BIBLIOGRAFÍA Anexo I

- Achkar, M.; J. P. Aicardi & D. Panario. 2000. Sector Agropecuario. Diagnóstico y escenarios sustentables. En: Uruguay Sustentable. Una Propuesta Ciudadana. Programa Uruguay Sustentable. REDES. Amigos de la Tierra. Montevideo.
- Achkar, M.; A. Domínguez & F. Pesce. 2008. Complejidad, diversidad y transformaciones nuestros ecosistemas y territorios. Revista Quehacer educativo (Agosto). Montevideo. 33 - 38pp.
- Arbeletche, P & C. Carballo. 2006. Crecimiento agrícola y exclusión: el caso de la agricultura de secano en Uruguay. VII Congreso de ALASRU, Quito, Ecuador.
- De los Campos, G & G. Pereira. 2002. “La actividad agrícola de secano en el Uruguay” Montevideo, Uruguay.
- Souto, G. & G. Muñoz. 2007. Congreso de de diciembre 2007. Reunión anual. www.caf.org.uy.

Anexo II

EL SECTOR FORESTAL

La plantación de especies arbóreas exóticas es una práctica que se ha llevado adelante en el país desde principios del siglo XX, inicialmente con fines básicamente de apoyo a la actividad ganadera. Posteriormente, en la década de 1970 y 1980, comienza un proceso de apoyo energético secundario para el sector industrial frente a los costos crecientes del petróleo. A partir de los comienzos de la década de 1990, con la promoción de la ley forestal (N°15.939) del 28 de diciembre de 1987 se consolida un sector orientado a la generación de materia prima para la industria de celulosa y, minoritariamente, para la generación de madera aserrada. El sector viene realizando un importante aporte en la exportación total del país, tendencia que sigue creciendo como muestra la Figura 1.II (Caputti, 2005).

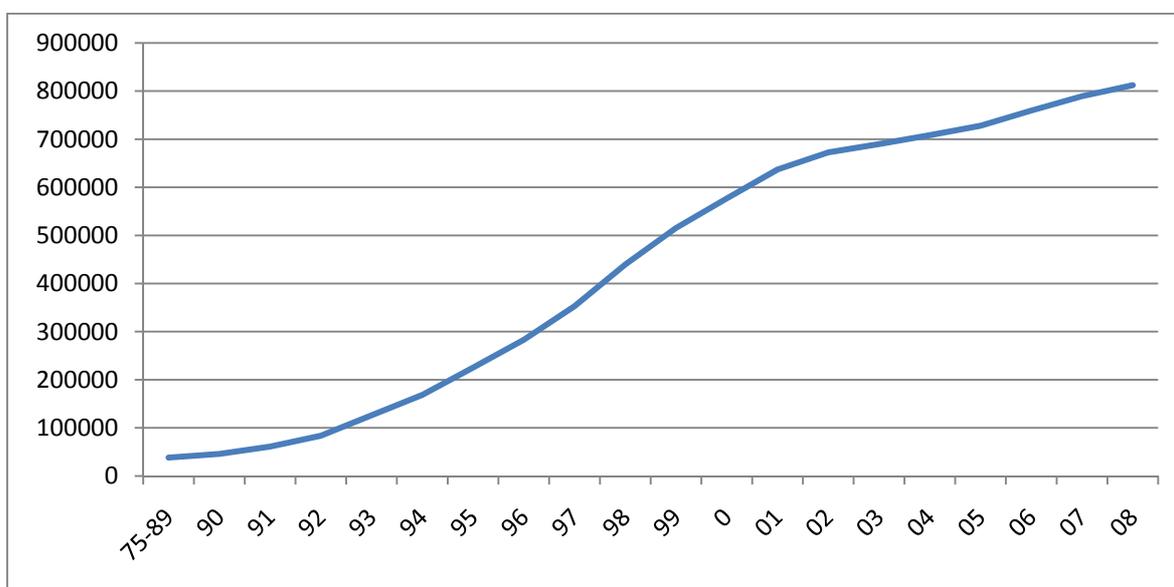


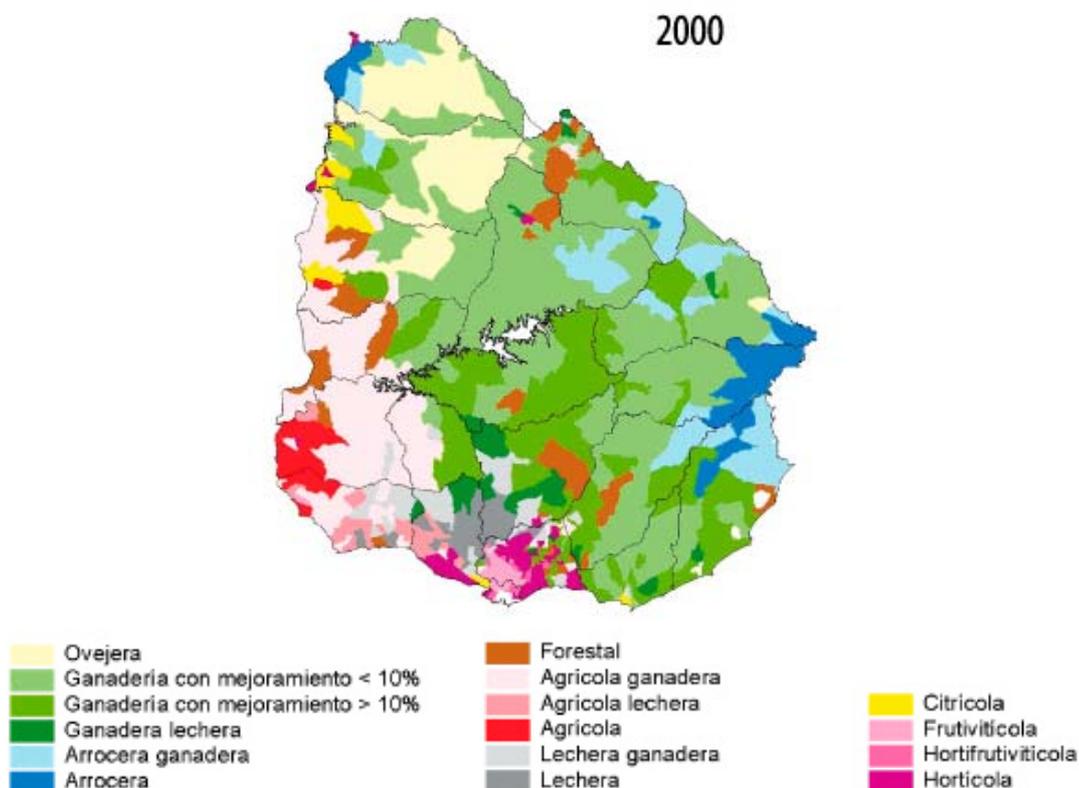
Figura 1.II. Área sembrada con forestación. Superficie sembrada en función de los años (MGAP-DGF, 1975 a 2007)

En los últimos años el sector presenta transformaciones como la eliminación de los subsidios directos al sector (2005), algunas acciones del Estado tendientes a regular al sector y la instalación de plantas de transformación de la madera en pasta de celulosa en el litoral y plantas de producción de paneles de madera en el noreste. En conjunto se consolida la presencia de grandes operadores transnacionales (principalmente finlandeses, españoles, canadienses, norteamericanos y chilenos), que controlan hegemónicamente el sector. En el litoral oeste del Uruguay se estima que más del 70% del área forestada es realizada por dos empresas, cuyo principal objetivo es abastecer sus propias industrias de celulosa (Arbeletche, *et al.* 2007).

De acuerdo con la expuesto por Achkar et al. (2008), la distribución geográfica de los monocultivos forestales en el Uruguay responde a una triple lógica espacial:

- Se desarrollan territorialmente en las áreas decretadas de prioridad forestal (que permitió a los productores acceder a los beneficios económicos).
- Se plantan en aquellas áreas favorecidas por las condiciones ambientales (fertilidad de suelos, disponibilidad hídrica, tierras de fácil laboreo).
- Se ubican en regiones con disponibilidad logística (proximidad a carreteras, puertos).

La integración de estos factores genera cuatro regiones forestales en el territorio: noreste, centro, sur este y litoral oeste. En la región del litoral este del país, que comprende los departamentos de Río Negro, Soriano y Paysandú, los monocultivos forestales se extienden en una superficie equivalente al 32% del total de la forestación del país (Figura 2.II). En esta región, la forestación se destaca como el uso del suelo rural más dinámico, a partir del año 1990, actividad que se desarrolla entre el 3% - 6% de las explotaciones rurales como rubro de principal ingresos (Achkar et al., 2008)



Fuente: Elaborado por MGAP-DIEA, con información de los Censos Generales Agropecuarios 1990 y 2000.

Figura 1.II. Zonas agropecuarias del país (MGAP-DIEA)

BIBLIOGRAFÍA Anexo II

- Achkar, M.; A. Domínguez & F. Pesce. 2008. Complejidad, diversidad y transformaciones nuestros ecosistemas y territorios. Revista Quehacer educativo (Agosto). Montevideo. 33 - 38pp.
- Arbeletche, P; V. Courdin, & G. Oliveira. 2007. Soja y forestación: los impactos sobre la ganadería uruguaya. CIEA, Buenos Aires, Argentina.
- Caputti, P. 2005. "Evolución del sector agropecuario uruguayo 1984-2004: balance y perspectivas"

Anexo III

Mamíferos potencialmente presentes en el Departamento de Soriano (Brazeiro et al., 2008. Proyecto PDT 32-26)

En amarillo se señalan las especies que no fueron consideradas para este trabajo por no tener hábitos terrestres.

ORDEN	FAMILIA	ESPECIE	NOMBRE COMUN	ESTATUS DE AMENAZA (UICN) *
Artiodactyla	Cervidae	<i>Mazama gouazoubira</i>	guazubirá	lc
Carnivora	Canidae	<i>Cerdocyon thous</i>	zorro perro	lc
Carnivora	Canidae	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	aguaraguazú	nt
Carnivora	Canidae	<i>Lycalopex gymnocercus</i>	zorro gris	lc
Carnivora	Felidae	<i>Leopardus braccatus</i>	gato pajero	nt
Carnivora	Felidae	<i>Leopardus geoffroyi</i>	gato montés	nt
Carnivora	Felidae	<i>Puma concolor</i>	puma	lc
Carnivora	Mustelidae	<i>Conepatus chionga</i>	zorrito	lc
Carnivora	Mustelidae	<i>Galictis cuja</i>	hurón	lc
Carnivora	Mustelidae	<i>Lontra longicaudis</i>	lobito de río	dd
Carnivora	Procyonidae	<i>Nasua nasua</i>	coatí	lc
Carnivora	Procyonidae	<i>Procyon cancrivorus</i>	mano pelada	lc
Chiroptera	Molossidae	<i>Eumops bonariensis</i>	murciélago de orejas anchas	lc
Chiroptera	Molossidae	<i>Eumops patagonicus</i>	murciélago de orejas anchas patagónico	lc
Chiroptera	Molossidae	<i>Molossops temminckii</i>	moloso de Temminck	lc
Chiroptera	Molossidae	<i>Molossus molossus</i>	molosso común	lc
Chiroptera	Molossidae	<i>Molossus rufus</i>	molosso grande	lc
Chiroptera	Molossidae	<i>Tadarida brasiliensis</i>	murciélago	nt
Chiroptera	Phyllostomidae	<i>Desmodus rotundus</i>	vampiro	lc
Chiroptera	Phyllostomidae	<i>Platyrrhinus lineatus</i>	murciélago de línea blanca	lc
Chiroptera	Phyllostomidae	<i>Sturnira lilium</i>	falso vampiro flor de lis	lc
Chiroptera	Vespertilionidae	<i>Eptesicus diminutus</i>	murciélago dorado	lc
Chiroptera	Vespertilionidae	<i>Eptesicus furinalis</i>	muerciélago bronceado	lc
Chiroptera	Vespertilionidae	<i>Histiotus montanus</i>	murciélago orejudo	lc
Chiroptera	Vespertilionidae	<i>Lasiurus blossevillii</i>	murciélago colorado	lc
Chiroptera	Vespertilionidae	<i>Lasiurus cinereus</i>	murciélago escarchado	lc
Chiroptera	Vespertilionidae	<i>Lasiurus ega</i>	murciélago de las palmeras	lc
Chiroptera	Vespertilionidae	<i>Myotis nigricans</i>	murciélago oscuro	lc

Chiroptera	Vespertilionidae	<i>Myotis albescens</i>	murciélago de vientre blanco	lc
Chiroptera	Vespertilionidae	<i>Myotis levis</i>	murciélago acanelado	lc
Chiroptera	Vespertilionidae	<i>Myotis riparius</i>	murciélago negruzco	lc
Chiroptera	Vespertilionidae	<i>Myotis ruber</i>	murciélago rojizo	vu
Cingulata	Dasypodidae	<i>Dasypus hybridus</i>	mulita	nt
Cingulata	Dasypodidae	<i>Dasypus novemcinctus</i>	tatú	lc
Cingulata	Dasypodidae	<i>Euphractus sexcinctus</i>	peludo	lc
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Cryptonanus cf. Chacoensis</i>	marmosa	lc
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Didelphis albiventris</i>	comadreja mora	lc
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Lutreolina crassicaudata</i>	comadreja colorada grande	lc
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Monodelphis dimidiata</i>	comadreja colorada chica	lc
Rodentia	Caviidae	<i>Cavia aperea</i>	apereá	lc
Rodentia	Erethizontidae	<i>Sphiggurus spinosus</i>	coendú	lc
Rodentia	Hydrochoeridae	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	carpincho	lc
Rodentia	Muridae	<i>Akodon azarae</i>	ratón de campo	lc
Rodentia	Muridae	<i>Calomys laucha</i>	laucha	lc
Rodentia	Muridae	<i>Deltamys kempii</i>	ratón aterciopelado	lc
Rodentia	Muridae	<i>Holochilus brasiliensis</i>	rata de agua chica	lc
Rodentia	Muridae	<i>Lundomys molitor</i>	rata de agua grande	lc
Rodentia	Muridae	<i>Oligoryzomys flavescens</i>	ratón colilargo chico	lc
Rodentia	Muridae	<i>Oligoryzomys nigripes</i>	ratón colilargo grande	lc
Rodentia	Muridae	<i>Oxymycterus josei</i>	ratón hocicudo de José	lc
Rodentia	Muridae	<i>Reithrodon typicus</i>	rata conejo	lc
Rodentia	Muridae	<i>Scapteromys tumidus</i>	rata de pajonal	lc
Rodentia	Muridae	<i>Wilfredomys oenax</i>	rata de hocico ferrugineo	lc
Rodentia	Myocastoridae	<i>Myocastor coypus</i>	nutria	lc
Rodentia	Octodontidae	<i>Ctenomys pearsoni</i>	tucu tucu de Pearson	lc
Rodentia	Octodontidae	<i>Ctenomys rionegrensis</i>	tucu tucu de Río Negro	lc
Rodentia	Octodontidae	<i>Ctenomys torquatus</i>	tucu tucu	lc

*lc: preocupación menor
nt: cercanas a la amenaza
vu: vulnerable
dd: datos insuficientes