

## Análisis y evaluación del proceso de fragmentación de hábitat en un sector de Yungas argentinas

G. D. Eliano<sup>1</sup>, D. Somma<sup>2</sup> y R. Quintana<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Maestría Ciencias Ambientales, Universidad de Buenos Aires (UBA). <sup>2</sup>Administración de Parques Nacionales, Argentina.

<sup>3</sup>Grupo de Investigaciones sobre Ecología de Humedales (GIEH), Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental (3iA), Universidad Nacional de San Martín, jeliano@hotmail.com; [djsomma@yahoo.com.ar](mailto:djsomma@yahoo.com.ar); mossisland2@gmail.com

### RESUMEN

Este trabajo pretende ser un aporte al conocimiento de la fragmentación y pérdida de bosques nativos en la ecorregión de las Yungas basado en el análisis resultante de la comparación de cuatro cortes temporales (años 1973, 1986, 1997 y 2000). La finalidad del estudio es acrecentar tanto el conocimiento como la comprensión del problema de fragmentación del bosque en el área de estudio para poder tomar decisiones de planificación y manejo en dicha ecorregión. El esquema metodológico plantea el uso de métricas del paisaje para analizar el cambio en los usos de la tierra y el programa MCK (Map Comparison Kit) para validar la comparación entre los distintos años. Los resultados obtenidos indican que la región de Yungas centrales de Argentina se encuentra sometida a un progresivo proceso de fragmentación y separación de los parches de hábitat natural, siendo la franja con dirección norte - sur que conecta los parques nacionales Baritú y Calilegua la zona con mayor cambio en el período de tiempo analizado. Ante esta situación, tanto de los resultados obtenidos en este trabajo como de otros sobre esta misma región, surge como recomendación intensificar la investigación científica en el área dado que por su gran diversidad resulta necesario diseñar planes de manejo que contemplen la conservación y uso sostenible de los recursos naturales.

**Palabras Clave:** ecología de paisajes, cambios en el uso del suelo, fragmentación de bosque, bosque montano neotropical, Yungas, manejo sustentable, Argentina.

**Key Words:** landscape ecology, land use change, forest fragmentation, Neotropical mountain forest, Yungas, sustainable management, Argentina.

## INTRODUCCIÓN

Los espacios naturales no son elementos territoriales simples y estáticos sino que, por el contrario, representan estructuras complejas inmersas en matrices territoriales más amplias y sometidas a una dinámica evolutiva constante. El mantenimiento de los ecosistemas y de las poblaciones de animales, plantas y otros organismos depende también del mantenimiento de flujos y conexiones más o menos continuos en el territorio. Muchas especies requieren diferentes tipos de facilidades o condiciones para su desplazamiento y dispersión, incluyendo el intercambio de genes entre sus individuos. Esto va a estar condicionado por contacto efectivo entre hábitats y paisajes a distintas escalas, es decir, de la existencia de territorios con funciones conectivas de distinto tipo (Rocha y Cardenal, 2001).

La fragmentación del hábitat es un proceso dinámico que resulta en cambios marcados en el patrón del hábitat en el paisaje a lo largo del tiempo. El término fragmentación es generalmente usado para describir modificaciones que ocurren cuando grandes bloques de hábitats naturales son incompletamente desmontados, dejando múltiples bloques más pequeños (parches o fragmentos), que están separados unos de otros. La fragmentación altera además del número de parches y su tamaño, su configuración en el espacio. Estos cambios en el patrón del paisaje resultan en cambios en los procesos ecológicos y a su vez éstos afectan el status de la flora y fauna. El aislamiento de los parches tiene efectos negativos sobre muchas poblaciones de especies y comunidades; uno de ellos es atribuido a la decreciente oportunidad de dispersión de animales desde y hacia nuevos parches. Sin embargo, el hábitat natural fragmentado está inserto en un "contexto", o sea en un mosaico de hábitat con diferentes grados de modificación. Comprender la estructura y funcionamiento de este mosaico a lo largo del tiempo es uno de los objetivos principales de la ecología del paisaje (Bennett, 2003).

La pérdida y fragmentación de ecosistemas naturales presenta un gran desafío para la conservación de los mismos y de los procesos ecológicos que allí ocurren. Dado que tanto los patrones resultantes como sus efectos sobre esos procesos varían en espacio y tiempo y tienen ritmos diferentes, siendo además los recursos económicos limitados, existe una gran necesidad de identificar y comprender de manera general las relaciones entre procesos y patrones del paisaje, especialmente aquellos que son el resultado de actividades humanas (Rutledge, 2003; Fernandez et al., 2006).

Entre los antecedentes de investigación en el tema en cuestión en la ecorregión de las Yungas, la deforestación se menciona como un proceso constante en Argentina, con pérdida creciente de superficie de bosque nativo, que muestra aceleración en las últimas décadas. Según estimaciones de la Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal (UMSEF), la deforestación para el período 1998-2002 fue de aproximadamente 230.000 ha/año (Montenegro et al., 2008).

La relevancia de la ecorregión de las Yungas se da principalmente por su diversidad biológica, la más alta en el país junto a la de la Selva Paranaense, lo que ha llevado a la creación de distintas formas de protección ambiental. Sin embargo, a pesar de esa característica y de los esfuerzos de conservación, la integridad de las Yungas está cambiando rápidamente dado que miles de hectáreas de bosque han sido convertidas a campos dedicados a agricultura en los últimos treinta años (Pacheco et al., 2005; Somma et al., 2007; Paruelo et al., 2004; Somma, 2006). En el año 2001 se realizó en el área un relevamiento histórico para analizar el cambio de usos de la tierra en esta ecorregión tomando en cuenta cuatro cortes temporales de análisis, 3 de ellos a partir de imágenes satelitales de los años 1986, 1997 y 2000, y el cuarto derivado de un mapa histórico de usos de la tierra basado en fotointerpretación (Movia, 1973 inédito), en mapas de suelos y de pendientes, con el fin de detectar zonas con potencial para desarrollo para la agricultura. Estudios más recientes (Somma et al., 2007; Somma, 2006) que constituyen el punto de partida del presente trabajo, plantean que entre los años 1973 y 2000, se duplicó el área de bosque que se transformó a agricultura pasando esta última actividad a ocupar de 75.000 ha a 155.000 ha, con grandes cambios en áreas como Orán y Ledesma. El bosque que constituía la matriz del paisaje en 1986, se retrajo y fragmentó hasta que en el 2000 pasó a constituir parches sobre una matriz agrícola. Otro estudio centrado en el análisis del avance del cultivo de soja en dos polos agrícolas salteños (Tartagal, al noreste y Las Lajitas al sudeste) mostró que la superficie de ese cultivo aumentó un 12% sobre el total del área estudiada entre 1989 y 2003 (Paruelo et al., 2004), y que como consecuencia de ese cambio de cobertura vegetal nativa por cultivos, habría disminuido la productividad vegetal o "producción primaria neta" (PPN), según se desprende de los valores negativos crecientes entre esos años en el Índice Verde Normalizado (IVN) (Paruelo et

al., 2004). Por otra parte, un informe del World Wildlife Fund (Dros, 2004) en el que se analizan los escenarios posibles de expansión del cultivo de soja en la Argentina y en otros países de América del Sur, señala que los ecosistemas del Chaco y de las Yungas se encuentran entre los más amenazados, “con tasas de deforestación prevalecientes, del orden de 10.000 hectáreas anuales y es de esperar que para el año 2010 el bosque en las zonas bajas de las Yungas desaparezca”. Hasta el año 2000, la selva pedemontana por debajo de los 600 m.s.n.m. fue talada predominantemente para dar principalmente paso a las plantaciones de azúcar, tabaco y forestaciones comerciales. Recientemente, la soja se ha convertido en el factor de estímulo más importante de la deforestación de estas selvas en las provincias de Salta y Tucumán.

Actualmente se está planteando un ordenamiento territorial de la ecorregión más acorde a los nuevos paradigmas ecológicos, los cuales contemplan, entre otras cuestiones, el mantenimiento de la conectividad entre parches de bosque nativo, la regulación de las cuencas e inundaciones, la regulación de la concentración de gases de invernadero, la regulación climática, el ciclado de nutrientes, los servicios de polinización, el mantenimiento de la biodiversidad y los valores recreativos, escénicos y de existencia (Paruelo et al., 2004; Somma, 2006; Daniele et al., 2006; Brown et al., 2006 y 2007).

La finalidad del presente estudio es acrecentar tanto el conocimiento como la comprensión del problema de fragmentación del bosque de las Yungas para poder tomar decisiones de planificación y manejo en dicha ecorregión.

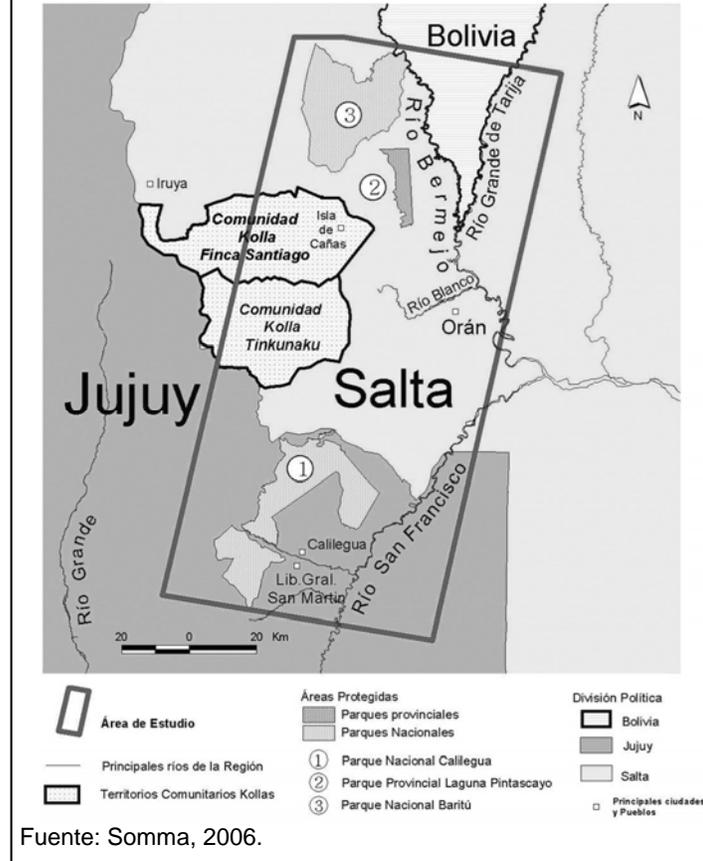
## ÁREA DE ESTUDIO

La ecorregión de las Yungas (Yungas centrales) o Selva Tucumano-Oranense se extiende por los cordones montañosos orientales de los Andes y ocupa una estrecha y larga franja de más de 4.000 km, desde los bosques andinos de Venezuela (7° Latitud N) hasta la provincia de Catamarca (28° Latitud S). Las Yungas se extienden a Bolivia (Figura 1), en los departamentos de Tarija y Chuquisaca, conformando una sola unidad tanto desde el punto de vista biogeográfico, como ecológico y social (Grau y Brown, 2000; Brown et al., 2002). Las “Yungas en sentido estricto” se caracterizan por un fuerte gradiente altitudinal con el que se corresponden cambios en la composición específica de la vegetación, la cual se organiza en pisos o franjas de vegetación de características fisonómicas y florísticas bien diferenciables (Brown et al., 2002), presenta adaptaciones a condiciones ambientales diversas (sequía, altas temperaturas, elevados niveles de humedad, heladas y nevadas invernales) y la coexistencia de especies de diferente origen biogeográfico (andino, holártico, austral-gondwánico y tropical).

El área de estudio (Figura 1) corresponde al sector norte de la ecorregión. Constituye un bosque de montaña subtropical que penetra en el Noroeste de Argentina, como continuidad de las fajas selváticas tropicales de los contrafuertes orientales de los cordones montañosos andinos.

En el año 2000 comenzó el proceso de diseño e implementación de la Reserva de Biósfera de las Yungas, creada finalmente en el año 2002, en el marco del programa del Hombre y la Biósfera de UNESCO. Esta Reserva involucra una extensa región de ecosistemas de bosques y selvas montana y pedemontana, y abarca una superficie total de 1.300.000 ha, dentro de la cual la zona núcleo abarca aproximadamente el 13 % del territorio y las zonas de amortiguamiento y transición ocupan el 87% restante.

**Figura 1:** Área de estudio en la región norte de la ecorregión de la Yungas argentinas.



## MATERIALES Y MÉTODOS

Para el año 1973 se trabajó con un mapa histórico elaborado a partir de fotointerpretación de fotografías aéreas en escala 1:250.000, realizado por Clara Movía para el proyecto COREBE BioAndes (Movía, 1973 inédito). Posteriormente, el mapa fue convertido a formato "jpg". A partir de este mapa se digitalizaron tres clases de polígonos: "Hábitat Natural", "Áreas Urbanas" y "Agricultura" utilizando el programa ARCVIEW (ESRI® 1995). A cada polígono se le asignó una etiqueta de identificación de acuerdo al tipo de uso correspondiente, definiendo así tres categorías para los paisajes estudiados.

Para el análisis de los cortes temporales correspondientes a los años 1986, 1997 y 2000 se utilizaron imágenes LANDSAT TM cuya caracterización fue realizada por la Administración de Parques Nacionales y fueron asignadas las siguientes clases de uso de la tierra o coberturas:

"Hábitat Natural", "Área Urbana" y "Agricultura" de acuerdo con criterios aplicados por la Administración de Parques Nacionales en un estudio previo: 1.- Área Urbana corresponde a parches con localidades con más de 500 habitantes, los cuales incluyen, entre otras, a Aguas Blancas, Baritú, Bermejo, Colonia Santa Rosa, Tabacal, Libertador Gral. San Martín y Valle Grande; 2.- Agricultura: corresponde a parches con actividad agrícola y/o plantación de especies arbóreas con valor comercial; 3.- Hábitat natural: Corresponde a parches donde se localizan tanto los parques nacionales, o que no estaban bajo agrícola ni urbano, y que para los fines del presente estudio fueron considerados como hábitat natural. Posteriormente, y dada la escala regional a la cual fue planteado el presente estudio, las categorías "agricultura" y "áreas urbanas" se reagruparon y la nueva unidad se identificó como "No Hábitat" de modo de enfocar el análisis solo en las dos clases mas contrastantes en cuanto a la intervención humana, nula o casi nula en el primer caso, y con uso agrícola y urbano, en el segundo. Cabe destacar que si bien el concepto de hábitat usualmente se relaciona con una especie en particular, en el marco teórico de las redes ecológicas y corredores, dicha condición es referida a la condición real o potencial para todas las especies contenidas en una red ecológica regional, la cual

incluye una amplia variedad de diferentes hábitats interconectados. (Somma et al., 2004). No se discriminaron los pisos altitudinales de vegetación, porque al ser éste un trabajo que pretende incluir en los parches de hábitat de muchas especies y no sólo de un grupo, consideramos que la fragmentación puede ser más significativa con este grado de generalización y a modo de diagnóstico de base para futuros estudios basados en grupos específicos. Tampoco se consideró la influencia de rutas ni vías ferroviarias ya que si bien pueden ser un obstáculo para la dispersión de algunas especies no lo son para otras. Por el mismo motivo no se incluyeron en la categoría de “No Hábitat” a las localidades menores de 500 habitantes.

### Métricas de Paisaje

A pesar de los múltiples cuestionamientos de muchos autores para el uso de las métricas (Hargis et al., 1998; Wu y Hobbs, 2002; Ritters, 2004; Li y Wu, 2004), también es cierto que no existe una forma de descartarlas que sea objetiva y tenga en cuenta su capacidad discriminadora (Matteucci y Silva, 2005). Siguiendo las recomendaciones de Botequilha y Ahern (2002) se seleccionaron cinco métricas para inferir los patrones de formación del paisaje, como un análisis exploratorio precursor de la puesta a prueba de hipótesis más estratégicas:

1.- Área Total por Clase (TCA): Mide la proporción de cada clase de elemento en el paisaje. Si una clase domina completamente el paisaje, éste no podrá proveer del hábitat necesario para múltiples especies; 2.- Número de parches (PN) de cada tipo específico de uso o cobertura de suelo. Si este número es muy alto implicará que el paisaje está muy fragmentado; con el número de parches aumentan el área de borde y el aislamiento de los parches; 3.- Tamaño promedio de Parche (MPS) de cada clase de cobertura. Si el MPS es pequeño y el número de parches es grande, se refuerza la interpretación de que el hábitat está muy fragmentado. 4- La distancia al vecino más cercano (MNN) y el Índice de Proximidad (PI) calculan la distancia relativa entre parches de la misma clase de cobertura; ambas medidas informan sobre la configuración espacial de ese hábitat y según el caso, podrían implicar aislamiento o conectividad.

Por otra parte, se analizó la heterogeneidad del paisaje a partir de la longitud de 5) Borde total (TE) resultante de medir todos los parches de cada clase, y la correspondiente a todos los parches en el paisaje sin distinguir clase de cobertura. 6) La densidad de borde en  $m/m^2$  (ED) es un valor que aumenta con los parches pequeños; este valor tiene relación numérica directa con la fragmentación del hábitat hasta cierto nivel ya que en caso de que la fragmentación crezcan mucho, hasta el punto que los parches coalescen, la densidad de borde puede disminuir debido al incremento de la razón perímetro área. El análisis de borde se usó también para definir áreas centrales (*core areas*) dado que éstas no estarían afectadas por su efecto negativo sobre algunas especies sensibles a dicho efecto.

### Análisis entre ventanas temporales

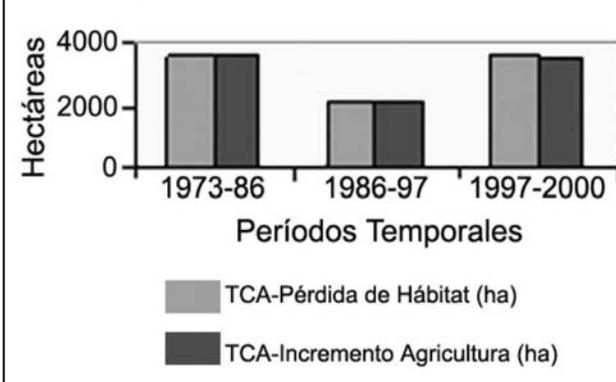
Para este análisis se utilizó el programa MCK (Map Comparison Kit 3.0, <http://www.riks.nl/mck/>) basado en la teoría de “conjunto de errores” (Fuzzy Set theory, Hagen, 2003) y en diferencias entre mapas utilizando la lógica borrosa. Esta última es básicamente una lógica multievaluada que permite valores intermedios para poder definir evaluaciones convencionales como sí/no, verdadero/falso, negro/blanco, etc. apropiadas para comparar a las distintas coberturas en ya que las cuatro ventanas temporales consideradas las cuales están autocorrelacionadas temporalmente entre sí. En este caso la utilización de estadísticas paramétricas convencionales tiene serias limitaciones.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

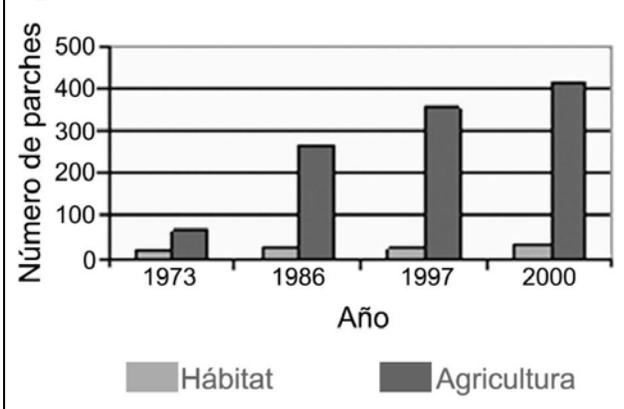
Como señala McGarigal (2003), la disminución del área total de hábitat natural no indicaría por sí sólo un proceso de fragmentación (Figura 2). En este caso se encontró relación entre el incremento de la superficie cubierta por agricultura y la pérdida de área total de hábitat natural, por tanto la tasa a la que ese proceso está ocurriendo puede ser utilizada para el planteo de políticas de ordenamiento territorial y para realizar estimaciones futuras sobre los cambios en las coberturas en función de las tasas estimadas.

Otro aspecto vinculado al cambio en el área total de cada tipo de cobertura es la modificación en el número de parches. Los parches de agricultura incrementaron desde 66 en el año 1973 hasta 409 en el 2000, y el número correspondiente a hábitat natural aumentó de 15 en el año 1973 a 38 en el 2000, disminuyendo el área de cada parche (Figuras 3 y 4), los cuales tuvieron relación directa con la pérdida de la selva de Yungas (Figura 2). Ese cambio en la estructura espacial de la selva podría afectar a diversos procesos ecológicos, entre ellos el mantenimiento a largo plazo de poblaciones viables de distintas especies, lo cual se menciona como una de las causas principales de pérdida de diversidad biológica, con muchas referencias, por ejemplo, por su impacto en aves migratorias neotropicales (Freemark y Collins, 1992 citado por Betts, 2000). Robbins et al. (1989) y Faaborg et al. (1995) que requieren de un área mínima para que un sitio pueda o no ser usado como parada de descanso para una bandada.

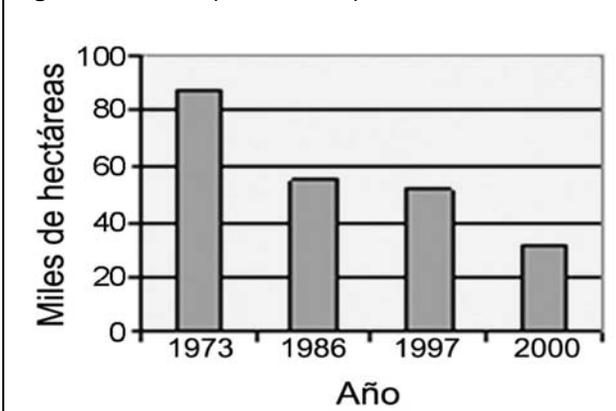
**Figura 2:** Tasas anuales de pérdida de hábitat e incremento de agricultura.



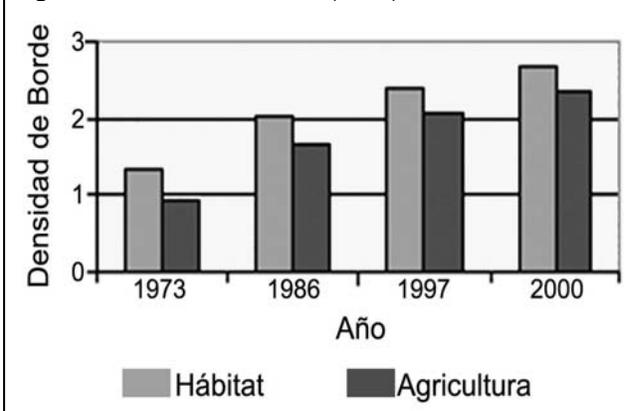
**Figura 3:** Número de parches.



**Figura 4:** Tamaño promedio de parche de hábitat.



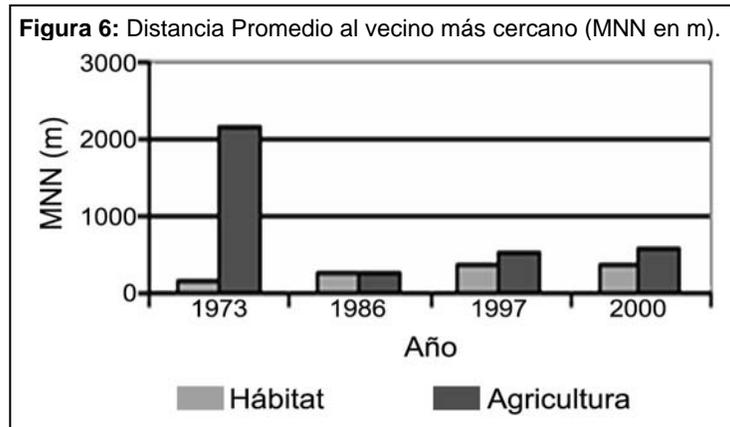
**Figura 5:** Densidad de borde ( $m/m^2$ ).



La longitud de borde total de hábitat natural aumentó con los años debido al mayor número de parches resultante de la fragmentación. La densidad de borde aumentó en forma creciente (Figura 5), especialmente del año 1973 al año 1986, y a una tasa menor del año 1997 al 2000, lo que tiene ligado mayor efecto de borde y condiciones que favorecen a “especies de borde”, en desmedro de las “especies de interior”. Si bien, en situaciones intermedias del proceso de transformación ese cambio puede traer aparejado mayor diversidad global de especies en un área, se ha observado que el incremento se da particularmente a expensas de especies cosmopolitas, generalistas y sin valor de conservación (Forman, 1997).

La distancia promedio entre parches de hábitat aumentó progresivamente de 133 m en el año 1973 a 353 m para el año 2000 (Figura 6). Tal como fuera mencionado anteriormente, tanto la disminución en la superficie de hábitat natural como el aislamiento progresivo de los parches remanentes, podrían afectar a patrones de distribución de especies y a procesos ecológicos.

En general, salvo excepciones, las tendencias aquí descritas son comunes a lo largo de los procesos de destrucción y fragmentación del hábitat, dando lugar a paisajes en los que, en fases avanzadas, conducen a la ausencia de muchas especies originales (Fahrig, 2003). Esta misma autora plantea que la fragmentación debe medirse tanto a nivel de paisaje como del hábitat focal para poder evaluar las tendencias promovidas por la alteración y desaparición un hábitat natural, ya que ambos influyen en la disminución de la diversidad biológica. En este contexto, la pérdida de área de hábitat para las especies es una de las peores consecuencias de la fragmentación, más aún que la pérdida de conectividad dada por la separación de fragmentos en el paisaje.

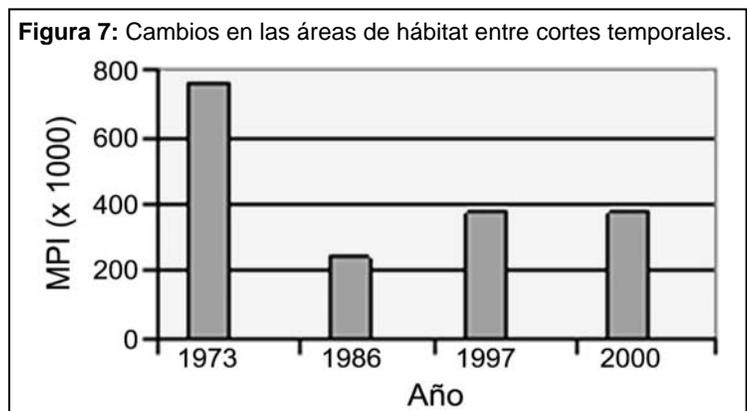


El análisis temporal a partir de la comparación entre años utilizando el programa MCK correspondiente a los años 1973 y 1986 (Figura 7 y Tabla 1) muestra cambios en el área de estudio, aunque el mismo no sería marcado (Fuzzy Kappa= 0,39). Entre los años 1986 y 1997 (Figura 7 y Tabla 1) el cambio fue menor que en el período anterior, aunque de los datos se desprende que la expansión del proceso es continuo (Fuzzy Kappa= 0,68), y la misma tendencia se observa entre 1997 y 2000 (Fuzzy Kappa= 0,81). Por último, al comparar el período completo (1973 vs. 2000) se observa que entre ambos mapas el área ha cambiado notablemente (Fuzzy Kappa = 0,17), en particular en la franja con dirección norte-sur que conecta los Parques Nacionales de Baritú (Salta) y Calilegua (Jujuy) (Figura 7 y Tabla 1), lo cual podría estar afectando la conectividad entre ambos. Ese proceso se hace particularmente visible a partir de la creación de los parques mencionados en 1974 y 1979 respectivamente, cuando comienza la expansión de lotes agrícolas en el sudeste de Jujuy y en el sur de Salta. Los resultados obtenidos en este trabajo coinciden con lo encontrado por Somma (2006) y Paruelo et al. (2004) respecto a la conversión de bosque nativo a agricultura en zonas con suelos aptos y pendientes suaves (bosque pedemontano) que además, tienen acceso o están próximas a las vías de transporte (ruta nacional 34 y 50, vías del ferrocarril General Belgrano y la ruta nacional 1 en Bolivia).

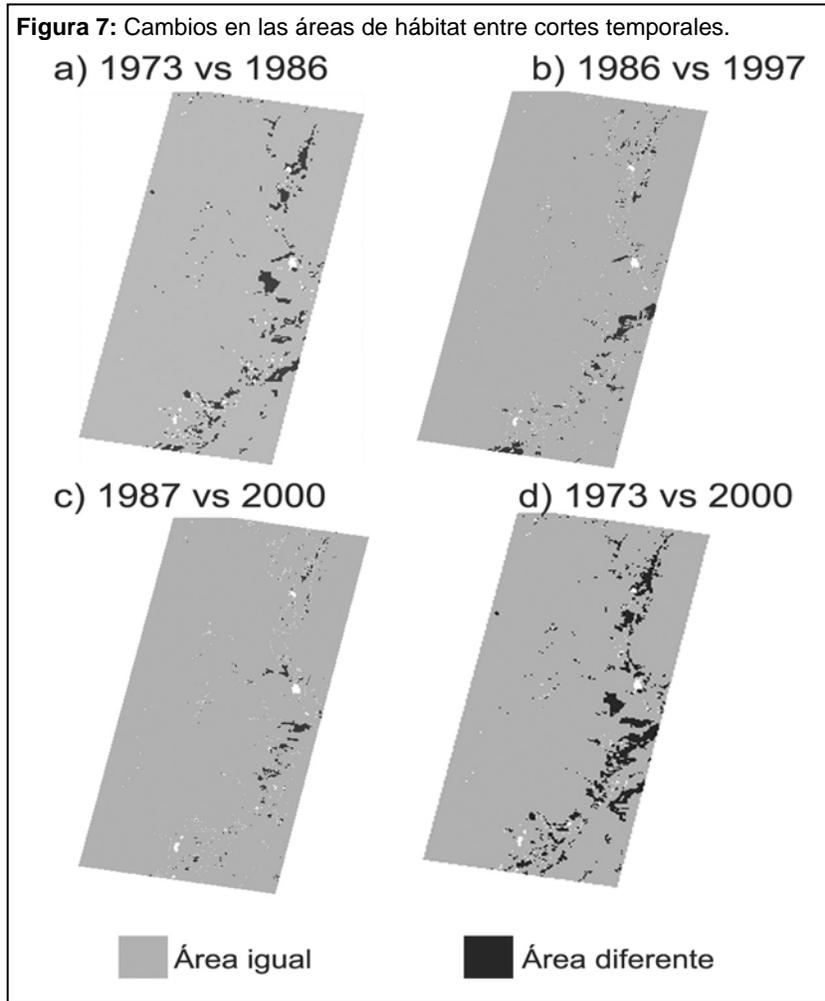
**Tabla 1:** Comparación de los cortes temporales.

	<b>Hábitat vs No Hábitat</b>			
	1973 vs 1986	1986 vs 1997	1997 vs 2000	<b>1973 vs 2000</b>
<b>Fuzzy Kappa*</b>	0,39	0,68	0,83	<b>0,17</b>

Fuzzy Kappa varía entre 0 (distintos) y 1 (idénticos).



La comparación de cortes temporales se realizó con MCK entre: a)1973 y 1986; b)1986 y 1997; c)1997 y 2000; d) 1973 y 2000.



## CONCLUSIONES

Las métricas de ecología de paisaje utilizadas en este trabajo para determinar la pérdida de hábitat, han resultado de utilidad para describir cambios en la composición y configuración del paisaje estudiado. Además del análisis realizado surgen hipótesis para estudios futuros sobre el efecto del estado de cobertura y fragmentación del paisaje en distintas especies asociadas al mismo. Los presentes resultados indican que el proceso de fragmentación actual de la selva no es muy avanzado aún, pero el patrón de uso agrícola, y tasa de cambio en la cobertura del suelo, detectados en los últimos 20 años, muestran que la retracción de la selva, el aumento de la fragmentación y de la separación de parches de hábitat natural son continuos. Es importante considerar la diferente resistencia y tiempo de respuesta de las distintas especies a esos cambios, y que su evidencia a escala de paisaje podría estar en proceso.

Las Yungas argentinas intensamente estudiadas por numerosos grupos de investigación, no tienen referencias de estudios con el enfoque y metodología de la ecología de paisajes que se comenta en este artículo. Resulta urgente revisar la noción de frontera agrícola que conocemos por escritos, discursos y textos, noción de la que se derivan pensamientos y actuaciones. Estos últimos tienen lugar tanto entre mestizos e indígenas, como en las instituciones y los especialistas en el tema, científicos o intelectuales, activistas sociales o dirigentes políticos cuyas ideas y acciones, en una creciente espiral, terminan traducándose en violencia, en deforestación y en más pobreza (Mendoza Vidaurre, 2004). Los resultados obtenidos en el presente trabajo contribuyen al diagnóstico de base necesario para planes de manejo a través del diseño de redes ecológicas con usos múltiples que contemplen a la matriz del paisaje como parte esencial del hábitat particular de cada especie, especialmente en aquellas zonas donde avanza la agricultura y/o la actividad forestal (e.g., Daniele et al., 2006; Paruelo et al., 2004; Somma, 2006 y Brown et al., 2007).

## BIBLIOGRAFÍA

- Bennett, A. 2003. Linkages in the landscape: The role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN, Gland, Switzerland. Pp: 254.
- Betts, M. 2000. In search of ecological relevancy: A review of landscape fragmentation metrics and their application for the Fundy Model Forest. Greater Fundy Ecosystem Research Group. (<http://www.unbf.ca/forestry/centers/fundy/metrics.htm>).
- Brown, A., A. Grau, T. Lomáscolo y N. Gasparri. 2002. Una estrategia de conservación para las selvas subtropicales de montaña (Yungas) de Argentina. *Ecotrópicos* 15: 147-159. (<http://www.saber.ula.ve/bitstream/123456789/25558/1/articulo2.pdf>).
- Brown, A., L. Malizia y T. Lomáscolo. 2006. Reserva de la Biósfera de las Yungas: armando un rompecabezas entre todos. (<http://www.proyungas.org.ar/publicaciones/pdf/articuloMABBrownetalweb.pdf>).
- Brown, A., S. Pacheco, L. Cristóbal, T. Lomáscolo y L. Malizia. 2007. Convenio de trabajo con el Gobierno de la Provincia de Jujuy. Plan de Ordenamiento Territorial adaptativo para las Áreas Boscosas de la Provincia de Jujuy. Ediciones del Subtrópico. (<http://www.proyungas.org.ar/publicaciones/pdf/OTJujuydic07.pdf>).
- Botequilha Leitão, A. y J. Ahern. 2002. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape and Urban Planning* 59(2): 65-93.
- Daniele, C., D. Somma, B. Aued, L. Bachmann y A. Frassetto. 2006. Land use planning and nature conservation in the northwest of Argentina: Evolution of the landscape fragmentation and its consequences. In: Proceedings of 29<sup>th</sup> International Symposium on Remote Sensing of Environment "Information for Sustainability and Development" (Paper Reference 8.71), Buenos Aires, Argentina.
- Dros, J. M. 2004. Managing the soy boom: Two scenarios of soy production expansion in South America. AID. Environment, Amsterdam, The Netherlands. ([http://assets.panda.org/downloads/managingthesoyboomenglish\\_nbvt.pdf](http://assets.panda.org/downloads/managingthesoyboomenglish_nbvt.pdf)).
- Faaborg, J., M. Brittingham, T. M. Donovan y J. Blake. 1995. Habitat fragmentation in the temperate zone. En: T.E. Martin y D. M. Finch (Eds.) *Ecology and Management of Neotropical Migratory Birds*. Oxford University Press, Oxford. Pp: 357-380.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487-515.
- Fernández, M., J. Cahill, E. Martinez y J. M. Lazcano. 2006. Consecuencias de la perturbación y fragmentación en bosques altoandinos de *Polylepis besseri*. Centro de Biodiversidad y Genética, Universidad Mayor de San Simón, Cochabamba, Bolivia.
- Forman, R. T. T. 1997 *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge, Cambridge University Press, New York.
- Grau, A. y A. D. Brown. 2000. Development threats to biodiversity and opportunities for conservation in the mountain ranges of the upper Bermejo river basin, nw Argentina and sw Bolivia. *Ambio*, 29, 7: 455-450. (<http://www.bioone.org/doi/full/10.1579/0044-7447-29.7.445>).
- Hagen, A. 2003. Fuzzy set approach to assessing similarity of categorical maps. *International Journal of Geographical Information Science* 17(3): 235-249.
- Hargis, C. D., J. A. Bissonette y J. L. David. 1998. The behaviour of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape Ecology* 13: 167-186.
- Li, H. y J. Wu J. 2004. Use and misuse of landscapes indices. *Landscape Ecology* 19: 389-399.
- Matteucci, S. D. y M. Silva. 2005. Selección de métricas de configuración espacial para la regionalización de un territorio antropizado. *GeoFocus* 5: 180-202.
- McGarigal, K. 2003. FRAGSTATS Workshop. Case Study Exercise #1 Quantifying habitat fragmentation under alternative land management scenarios. 6th International Association for Landscape Ecology (IALE) World Congress, Darwin, Australia. (<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/workshops/IALE2003/casestudy.pdf>).
- Mendoza Vidaurre, R. 2004. Un espejo engañoso: imágenes de la frontera agrícola. *Envío*, Año 23(265): 12-19. (<http://www.envio.org.ni/articulo/2069>).
- Montenegro, C., M. Strada, G. Parmuchi, J. Bono y M. Stamatí. 2008. Informe sobre Deforestación en Argentina. Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. ([http://www.ambiente.gov.ar/archivos/web/UMSEF/File/selva\\_misionera\\_deforestacion\\_1998-2006\\_v2.pdf](http://www.ambiente.gov.ar/archivos/web/UMSEF/File/selva_misionera_deforestacion_1998-2006_v2.pdf)).
- Pacheco, S., J. Gonzalez y M. Meitner. 2005. Land Use Planning in the Yungas Biosphere Reserve in Argentina. Fundación Pro Yungas. Collaborative for Advanced Landscape Planning Department of Forest Resources Management. University of British Columbia Vancouver, BC., Canada. (<http://gis.esri.com/library/userconf/proc05/papers/pap2039.pdf>).
- Paruelo, J., F. Del Pino y M. Oesterheld (Coordinadores). 2004. Patrones espaciales y temporales de la expansión de soja en Argentina. Relación con factores socio-económicos y ambientales. Laboratorio de Análisis

- Regional y Teledetección. Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires.  
([http://www.agro.uba.ar/users/lart/bancomundial/INFORME\\_final.pdf](http://www.agro.uba.ar/users/lart/bancomundial/INFORME_final.pdf)).
- Ritters, K., J. Wickham y J. Coulston. 2004. A preliminary assessment of Montreal process indicators of forest fragmentation for the United States. *Environmental Monitoring and Assessment* 91: 257-276.
- Robbins, C. S., D. Dawson y B. Dowell. 1989. Habitat area requirements of breeding forest birds of the Middle Atlantic States. *Wildlife Monographs* 103. The Wildlife Society, Washington D.C..
- Rocha, M. y L. Cardenal (Consultores). 2001. Principios y lineamientos sobre conectividad ecológica aplicables en los sistemas y procedimientos de evaluación de impacto ambiental en Centro América, en el marco del corredor biológico centroamericano.  
([www.ccad.ws/documentos/doc\\_tecnicos/lineamientos\\_conectividad.doc](http://www.ccad.ws/documentos/doc_tecnicos/lineamientos_conectividad.doc)).
- Rutledge, D. 2003. Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process? Department of Conservation PO Box 10-420 Wellington, New Zealand.  
(<http://www.doc.govt.nz/upload/documents/science-and-technical/DSIS98.pdf>).
- Somma, D. 2006. Interrelated modeling of land use and habitat for the design of an ecological corridor A case study in the Yungas, Argentina. PhD Thesis Wageningen University, Wageningen, the Netherlands.
- Somma, D., M. B. Aued y L. Bachman. 2004. The ecological network development in the Yungas, Argentina: planning, economic and social aspects. En: R. Jongman y G. Pungetti (eds.) *Ecological Networks and Greenways. Concept, design, implementation*. Cambridge University Press, Cambridge. Pp: 207-220.
- Somma, D.J., M. B. Aued, H. van Lier, R. Jongman y R. van Lammeren. 2007. Development of planning methods and spatial concepts for the design of sustainable ecological networks. En: S. D. Matteucci (Ed.) *Panorama de la ecología de paisajes en Argentina y países sudamericanos*, INTA-MAB-GEPAMA-SECyT, Buenos Aires. Pp: 267-285.
- Wu, J. y R. Hobbs. 2002. Key issues and research priorities in landscape ecology an idiosyncratic synthesis. *Landscape Ecology* 17: 355-365.