

REDUCCIÓN Y FRAGMENTACIÓN DE UN SECTOR DEL BOSQUE ATLANTICO DEL ALTO PARANA (MISIONES, ARGENTINA) EN EL PERÍODO 1989 - 2009.

S. Albarracín Franco¹, C. D' Angelo², A. Sosa¹

1. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA)

Estación Experimental Agropecuaria Cerro Azul, Ruta Nacional 14 Km. 1085, CP 3313 Misiones.

2. Cátedra de Ecología Agraria. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional del Litoral.

e-mail: albarracin_silvia@yahoo.com.ar

Recibido 14/08/14, aceptado 27/09/14

RESUMEN: En la actualidad el Bosque Atlántico del Alto Paraná (BAAP) se encuentra amenazado por el avance de la frontera agropecuaria. El empleo de la teledetección en el seguimiento de los procesos de deforestación es una herramienta muy valiosa, ya que proporciona rapidez y precisión en estudios ambientales de áreas ecológicamente amenazadas. En el presente trabajo se estudió la pérdida de un sector del BAAP en el departamento Guaraní (Misiones, Argentina) mediante interpretación visual de imágenes satelitales Landsat 5 TM, evaluando los cambios registrados en la cobertura de la tierra en el período 1989-2009. En este lapso la superficie total de bosques del departamento se redujo en 52.604 hectáreas con una tasa anual de deforestación de 1,15%. Del análisis visual de las clasificaciones se observa una manifiesta fragmentación del bosque, como consecuencia directa de la extensión de la frontera agrícola.

Palabras claves: deforestación, bosque, fragmentación, imágenes satelitales.

INTRODUCCIÓN

En la actualidad, el proceso agropecuario se encuentra relacionado con el deterioro de los recursos naturales renovables, el paulatino agotamiento de los recursos naturales no renovables, la afectación de la calidad y cantidad de la producción de alimentos y el agravamiento de problemas socioeconómicos (Francis y Youngberg, 1990; Viglizzo y Filippin, 1993; Sarandón, 2002). En nuestro país existen numerosas evidencias que demuestran esa correlación. La deforestación y transformación de ambientes, han sido uno de los mayores factores que impactaron sobre los recursos naturales. Ese proceso afectó al Bosque Atlántico del Alto Paraná (BAAP) que cubre en la actualidad sólo el 9% del millón de km² que existían a principios del siglo XX (Holz y Placci, 2003). Al quedar solamente pequeños relictos de áreas continuas de bosques tropicales, los esfuerzos de conservación se enfocan en los fragmentos de bosques remanentes, y para su adecuado manejo es necesaria mayor información.

El BAAP presenta dos características que lo han transformado en uno de los ecosistemas prioritarios a nivel mundial. En primer lugar es uno de los cinco hotspots más importantes de biodiversidad, debido a sus altos niveles de endemismos (Mittermeier et al., 1998; Myers et al., 2000; Galindo-Leal y Gusmão Câmara, 2003b). En segundo lugar, su superficie original (1.200.000 km²) ha sido dramáticamente modificada y reducida a solo el 7,8%, debido a la actividad antrópica conformando un paisaje altamente fragmentado (Di Bitetti et al., 2003; Holz y Placci, 2003; Laclau, 1994). El sector argentino de esta región conserva el mayor bloque de bosque continuo, representando aproximadamente el 50% de la cobertura original, mientras que Brasil sólo conserva el 3% y Paraguay un 10% (Di Bitetti et al., 2003).

Actualmente este gran bloque, situado en la provincia de Misiones, se encuentra amenazado por la conversión a tierras agropecuarias producto del avance de la frontera agraria (Bertonatti y Corcuera, 2000). Según las estimaciones efectuadas por la Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal (UMSEF) la deforestación en Misiones para el período 1998-2002 fue de 67.233 ha. a una tasa de 1,34% anual.

Además de la disminución de la superficie cubierta por la vegetación natural, debe considerarse también su grado de fragmentación, ya que esto modifica los procesos bióticos y abióticos. 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 de bosques incide en las condiciones microclimáticas de los remanentes, la abundancia de algunas especies y sus interacciones biológicas, las que condicionan en última instancia a la biodiversidad de los bosques. Mac Arthur y Wilson (1967) establecieron que el patrón de abundancia de las especies requiere de un área mínima por debajo de la cual peligra su supervivencia. Otros procesos como la productividad, la formación de detritus, la mineralización del humus, el movimiento de agua y de nutrientes, la sucesión y la competencia, pueden ser también afectados por el tamaño, forma y conexiones de los fragmentos (Morello y Matteucci, 1997). 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).

El avance tecnológico actual permite tener un conocimiento global de cualquier región de la superficie de la tierra a partir de imágenes provenientes de sensores a bordo de plataformas satelitales, que pueden ser accesibles a cualquier persona o institución. Estas tecnologías ofrecen una gran ayuda a los países en vías de desarrollo, ya que proporcionan rapidez y precisión en los estudios ambientales, además de facilitar el levantamiento, evaluación, análisis, toma de decisión y puesta en marcha de proyectos en espacios económicamente deprimidos o ecológicamente amenazados (Chuvieco, 1990).

El empleo de la teledetección, realizado tanto con análisis visual como digital en el seguimiento de los procesos de deforestación en Misiones, cuenta ya con abundantes antecedentes bibliográficos (Laclau, 1994; Perucca y Ligier, 2000; Manghi et al., 2005; Guerrero Borges et al., 2007; Izquierdo, 2010; Drozt, 2011). En este trabajo se usaron metodologías de teledetección, para analizar un problema medioambiental de gran trascendencia regional.

El objetivo del presente trabajo fue determinar la superficie cubierta por áreas boscosas y la tasa de deforestación a partir de 1989 hasta el año 2009, como también el nivel de fragmentación en el departamento Guaraní (Misiones, Argentina).

MATERIALES Y METODOS

Área de estudio

El departamento Guaraní es uno de los 17 departamentos en los que se divide la provincia de Misiones. Se ubica entre las coordenadas 27° 10' lat. S y 54° 10' long. E y se encuentra a una altitud de 287 msnm. Posee una extensión de 3.314 km² (equivalente al 11,10 % del total provincial), y limita al noreste con el departamento San Pedro, al sur con Brasil, al norte con el departamento Montecarlo y al oeste con los departamentos Cainguaés y 25 de Mayo (Figura 1).

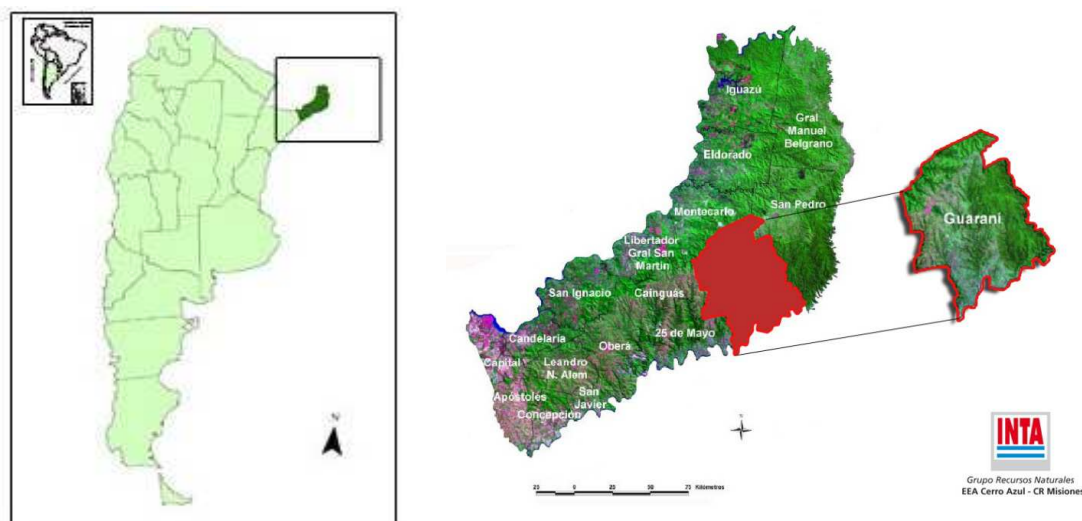


Figura 1. Ubicación del departamento Guaraní en la provincia de Misiones.

El clima según la clasificación de Köppen es de tipo Cfa, macrotrémico, constantemente húmedo y subtropical. Las isohietas recorren el departamento en dirección norte a sur, variando la cantidad de lluvia entre los 1500 mm y los 2500 mm anuales, las mayores deficiencias hídricas se dan en los meses de verano. La temperatura media anual es de 26 °C, con máximas absolutas de 38 °C, mientras la media del mes más frío oscila entre 14 y 18 °C (Olinuck, 2002). Se presentan heladas escasas pero intensas con cuatro meses de peligro en especial para lugares bajos. Los vientos son moderados predominado del sur-este y nor-este, también del este. (Olinuck y Cardozo, 2012). Geológicamente el área está cubierta por capas continuas y gruesas (10 a 20 m de espesor individual) de meláfiro (rocas eruptivas de origen volcánico), de la formación de Serra Geral (Margalot, 1985). Edafológicamente ocurren suelos rojos profundos, conocidos como “tierra colorada” y suelos pedregosos.

Dentro del primer grupo, predominan los Ultisoles y Alfisoles. El conjunto de suelos rojos son los de mejor aptitud agrícola forestal. Dentro de los suelos pedregosos predominan los Entisoles, principalmente presentes en áreas con pendientes pronunciadas. Sobre estos suelos, el uso actual predominante es la explotación de especies maderables de la selva, actualmente degradada por la acción antrópica y, en menor medida, el gradual reemplazo de su flora nativa por forestales implantados (pinos) (Piccolo y Sosa, 2002).

El territorio departamental presenta una matriz heterogénea con usos del suelo diversos en parcelas pequeñas, menores de 2 ha y grandes que alcanzan las 100 ha; dentro de ellas, ocurren parches de bosques nativos también de diversas superficies. El uso de suelo de esta zona muestra un mosaico heterogéneo de bosques y espacios con agricultura, tanto de cultivos industriales perennes: yerba mate (*Ilex paraguariensis*) y té (*Camellia sinensis* L. Kuntze) como cultivos anuales: tabaco

(*Nicotiana tabacum*), soja (*Glycine max*), maíz (*Zea mays*) y mandioca (*Manihot esculenta*), estos dos últimos principalmente para autoconsumo.

La importancia de la valoración del recurso forestal nativo del departamento adquiere relevancia por la presencia de la Reserva de Biósfera Yabotí, creada por Ley 3041 y reglamentada por decreto N° 2472/93. En esta reserva la tenencia de la tierra es la siguiente: provincial 32.619 ha (12,8%); privada 221.154 ha (87,2%). El régimen de desarrollo tiende a promover la explotación maderera en forma ordenada (Fuente: Ministerio de Ecología y Recursos Naturales Renovables de Misiones).

Confección de los mapas temáticos para estimar la deforestación y fragmentación

Con el propósito de garantizar la utilidad, validez de las etapas, monitoreo y uso futuro de la información, se describen a continuación los aspectos metodológicos del trabajo con imágenes satelitales, desarrollados a través de las siguientes actividades, derivadas de la metodología desarrollada por Steininger et al., (2006).

1. Selección y adquisición de imágenes para dos fechas definidas.
2. Combinación de las imágenes en una imagen multiespectral para cada fecha (bandas 1-5 y 7 de cada fecha) (*Layer Stacking, Erdas Imagine 9.1*).
3. Clasificación de las imágenes en Erdas Imagine con metodología supervisada (MLC – *Maximum Likelihood Classifier*).
4. Una vez obtenida las imágenes de deforestación, se realizó una verificación a campo para determinar la calidad del mismo y eventualmente realizar correcciones de interpretación de la imagen.
5. Filtrado de las clasificaciones para eliminar parches con superficie menor de 2 ha.
6. Completado de las aéreas filtradas con datos de usos por el método de vecino más cercano.
7. Producción de un mapa de cobertura boscosa y no-bosque para ambas fechas.
8. Análisis de la cobertura de bosque y deforestación.
9. Generación de los mapas temáticos como resultado de los análisis.

Para la digitalización de las imágenes y posterior análisis se contemplaron tres categorías: bosque alto, bosque bajo y no bosque. La descripción de las categorías se detalla en la Tabla 1.

Categoría	Descripción
Bosque nativo alto	Polígonos con bosque nativo al año 1989 y 2009.
Bosque nativo bajo	Polígonos con regeneración natural de bosque nativo o zonas con cobertura natural degradada al año 1989 y 2009.
No bosque	Polígonos que corresponden zonas urbanas, agrícola y forestación al año 1989 y 2009.

Tabla 1. Descripción de las categorías contempladas en la digitalización.

Las imágenes Landsat son probablemente la información de satélite más ampliamente usada para estudios de vegetación (Steininger et al., 2006). Se utilizaron imágenes Landsat (TM 5 del 1989 y TM 5 del 2009); bandas 1, 2, 3, 4, 5 y 7 (Tabla 2). Las imágenes se seleccionaron para minimizar nubes dentro de las áreas piloto y se delimitaron para la implementación del sistema de monitoreo. Las imágenes usadas como base para georreferencia fueron ortorrectificadas por el proyecto Geocover, disponibles de manera gratuita en el sitio de *Global Land Cover Facility* de la Universidad de Maryland (<http://glcf.umd.edu/index.shtml>).

Para el análisis de deforestación en el departamento Guaraní se combinaron imágenes de cada fecha para producir un archivo de 12 bandas por medio de *Layer Stacking en Erdas Imagine 9.1*

Satélite	Path / Row	Fecha
Landsat 5 TM	224 – 79	Abril, 1989
Landsat 5 TM	223 – 79	Mayo, 2009

Tabla 2. Características de las imágenes utilizadas

A pesar de los esfuerzos que se han realizado para cuantificar el proceso de deforestación, las diferentes escalas de análisis, los distintos tiempos y superficies consideradas dificultan en parte la comparación de los datos obtenidos en las diferentes regiones del globo. Una de las maneras más comunes de expresar la deforestación es como una proporción de la superficie del bosque (%) al inicio del período. En este trabajo se aplicaron dos fórmulas matemáticas para el cálculo del cambio anual en la cobertura forestal. La primera fórmula corresponde al cálculo de la tasa anual de deforestación (q) utilizada por la FAO, a través de la cual se mide el cambio en la cobertura de los bosques, y tiene un significado matemático y biológico (Montenegro et al., 2003):

$$q = (A_2 / A_1)^{1/(t_2-t_1)} - 1 \quad (1)$$

Y la segunda tasa, sugerida por Puyravaud (2003), y utilizada por la UMSEF, que es equivalente a la usada para cálculos financieros de interés compuesto, no subestima la tasa anual de deforestación cuando los cambios son muy grandes y acelerados:

$$r = 1/(t_2 - t_1) * \ln A_2/A_1 \quad (2)$$

Donde r : es la tasa anual de deforestación, A_1 : es la superficie del bosque al inicio del período, A_2 : es la superficie del bosque al final del período, t_1 : año del inicio del período y t_2 : año del final del período.

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). Las métricas que se utilizaron para inferir los patrones de formación del paisaje son las siguientes:

- 1.- Área Total por Clase (TA): 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.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como resultado del procesamiento y clasificación de las imágenes Landsat se generó una nueva cobertura vegetal correspondiente a las dos fechas estudiadas para el departamento Guaraní con las siguientes clases: 1= bosque nativo alto, 2 = bosque nativo bajo, 3 = no bosque (Figura 2). En estas imágenes se evidencia la progresiva deforestación a lo largo del tiempo. Sobre la base del análisis de las imágenes satelitales se calculó la superficie deforestada en las fechas analizadas y las métricas de fragmentación para las distintas fechas analizadas.

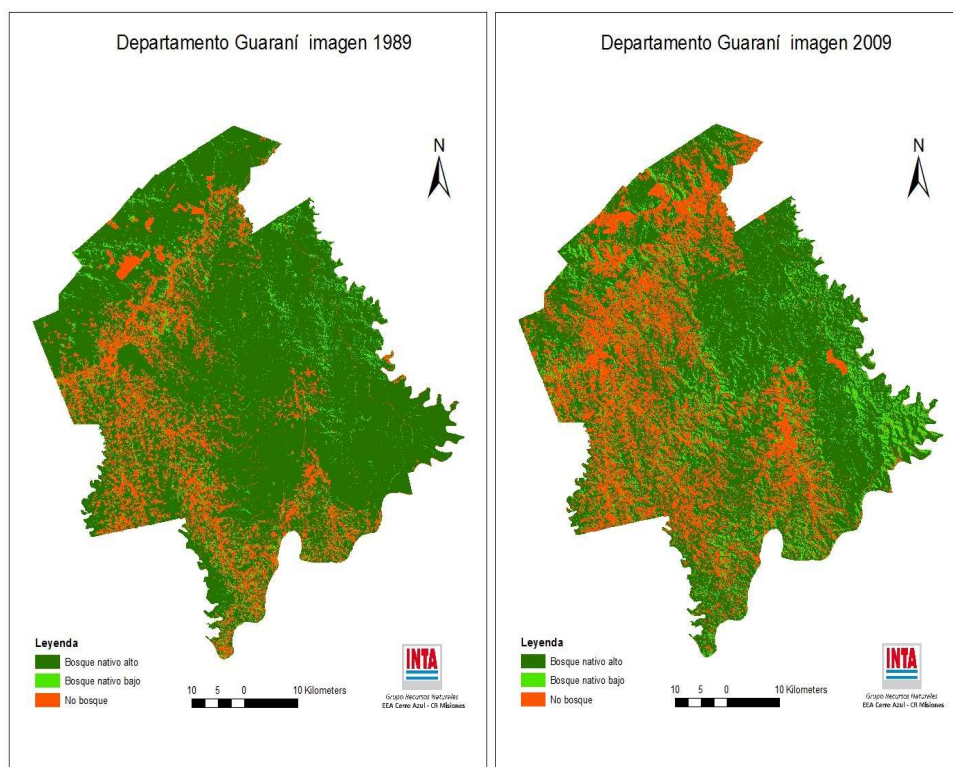


Figura 2. Imágenes clasificadas del departamento Guaraní para el análisis de deforestación.

En el departamento Guaraní durante el período 1989-2009 la superficie de la clase bosque nativo alto se redujo en un 21%, mientras que se incrementó en un 94,8% la superficie de la clase bosque nativo bajo y en un 67,4% la superficie de la clase no bosque. En este lapso de tiempo declinó la superficie total de bosques en un 12,8%, dado que el incremento en bosques bajos (886,95 ha/año) no compensa la pérdida anual de bosques altos (2.630,2 ha/año) (Tabla 3).

Clase	2009 (Ha)	1989 (Ha)	Diferencia (Ha)	Variación anual	Variación anual relativa	Variación total (%)
Bosque nativo alto	202.948	255.552	- 52.604	-2.630,2	-1,03	-21
Bosque nativo bajo	36.437	18.698	17.739	886,95	4,74	94,8
No bosque	86.622	51.757	34.865	1.743,25	3,37	67,4
Bosque total	239.385	274.250	-34.865	-1.743,25	-0,64	-12,8

Tabla 3. Variación anual y total de cada clase de cobertura en el período 1989-2009. Los valores negativos indican una reducción del área correspondiente a la clase en el lapso considerado.

Como señala McGarigal (2003), la disminución del área total de bosque nativo no indica por sí sola un proceso de fragmentación. En este caso se encontró relación entre el incremento de la superficie cubierta por agricultura y la pérdida de área total de bosque nativo (Figura 3).

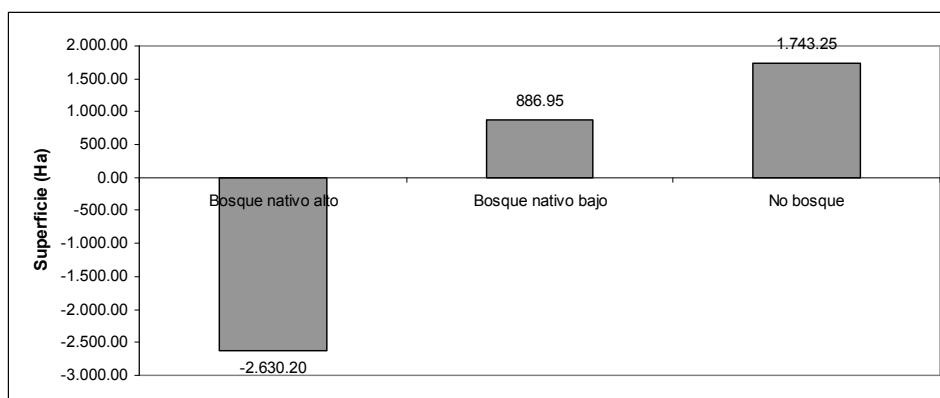


Figura 3. Variación anuales de pérdida de bosque nativo alto e incremento de bosque nativo bajo y no bosque.

Los valores derivados del cálculo permiten observar cuánto se perdió en superficie total de bosque en el período estudiado y, por otra parte, apreciar cuánto se incrementó la superficie agrícola así como el área urbano-rural. Según el informe publicado por la UMSEF durante el período de 1998 al 2002 en el departamento Guaraní se registraron 4.984 ha deforestadas, siendo uno de los departamentos con deforestación creciente en la provincia de Misiones.

Estos datos constituyen una información de gran utilidad para el desarrollo de políticas de ordenamiento territorial dado que no solo muestran la pérdida neta de superficie de hábitat natural sino que también permite estimar la tasa de pérdida anual en ese período y estimar cambios futuros en las coberturas en función de las tasas estimadas.

Mediante la aplicación de las fórmulas descriptas anteriormente se obtuvieron los índices $q = 1,16$ y $r = 1,15$ que indican la tasa de deforestación para el departamento Guaraní en el período 1989 – 2009.

La tasa anual de deforestación es un indicador de la magnitud del proceso de deforestación utilizado por la UMSEF, a través de la cual se pueden comparar los resultados obtenidos en distintos estudios, al independizarse de la superficie de bosque analizada y los períodos de tiempo considerados.

Si bien los valores utilizados en esta comparación se han calculado sobre diferentes superficies y tiempos, resultan orientativos a fin de considerar el proceso de deforestación en diferentes regiones. El valor calculado es menor al obtenido para la provincia de Misiones que es $r = 1,34\%$ (Manghi, 2005) y es superior al de la mayoría de las provincias argentinas en el período 1998-2002, según los datos del “Monitoreo de Bosque nativo Período 1998 - 2002” de la UMSEF (Tabla 4). En el trabajo de Guerrero Borges et al., (2007) obtuvieron un valor de $r = 1,13\%$ para el período 1998-2002. Para otras regiones del país como el Chaco salteño Gasparri y Parmuchi, (2003), obtuvieron que oscilaron entre $q = 1,16$ y $r = 1,17$, en el período 1997-2001. En la Cuña Boscosa en Santa Fe Carnevale et al., (2007) encontraron valores de $q = 2,30$ y $r = 2,32$. Otros países presentan índices aún más altos, como es el caso de Bolivia ($r = 2,81$, Steiningir et al., 2001) o Haití ($r = 5,85$, Puyravaud, 2003) (Tabla 4).

Lugar	Período	r (% anual)
En el mundo (Puyravaud, 2003)	1990-2000	0,23
África (Puyravaud, 2003)	1990-2000	0,78
Haití (Puyravaud, 2003)	1990-2000	5,85
Tierras Bajas, Bolivia (Steiningir et al., 2001)	1975-1998	2,81
Selva Lacandona (Mendoza y Dirso, 1999)	1974-1991	1,57
Provincia de Catamarca (UMSEF, 2005 ^a)	1998-2002	2,15
Provincia del Chaco (UMSEF, 2003)	1998-2002	0,57
Provincia de Córdoba (UMSEF, 2004a)	1998-2002	2,93
Provincia de Formosa (UMSEF, 2005b)	1998-2002	0,16
Provincia de Jujuy (UMSEF, 2004b)	1998-2002	0,16
Provincia de Salta (UMSEF, 2004c)	1998-2002	0,69
Provincia de Santa Fe (UMSEF, 2005c)	1998-2002	0,98
Provincia de Santiago del Estero (UMSEF, 2004d)	1998-2002	1,18
Provincia de Tucumán (UMSEF, 2004e)	1998-2002	0,68
Provincia de Misiones (UMSEF, 2005)	1998-2002	1,34
Departamento Guaraní	1989-2009	1,15

Tabla 4. Valores comparativos de r (Tomado de Manghi, 2005).

Métricas de paisaje

Año	Clase	TA (ha)	NP	MPS (ha)
1989	Bosque alto	255.552	189	1352,19
	Bosque bajo	18.698	2.566	7,22
	No bosque	51.757	1.364	38,13
2009	Bosque alto	202.948	571	355,86
	Bosque bajo	36.437	3.591	10,12
	No bosque	86.621	1.457	59,43

Tabla 5. Caracterización de los patrones espaciales a nivel de paisaje para los años evaluados. TA= total de áreas de parches, NP = número de parches, MPS = tamaño promedio de parche.

Total de áreas de parches por clase

Analizada el área total para las distintas coberturas de parches, se observaron variaciones en el área total por clase en el período estudiado. Considerando la superficie total del departamento (326.007 ha), el área de la clase de bosque nativo alto presentó una disminución en su superficie del 16,1%, pasando de 255.552 ha en el año 1989 a 202.948 ha en el año 2009 (Figura 4 y Tabla 5). En cambio, la clase bosque nativo bajo incrementó su superficie un 5,4%, pasando de 18.698 ha a 36.437 ha en un período de 20 años, al igual que la clase no bosque, que incrementó su superficie un 10,7%, pasando de 51.757 ha a 86.622 ha en el mismo período (Figura 4 y Tabla 5).

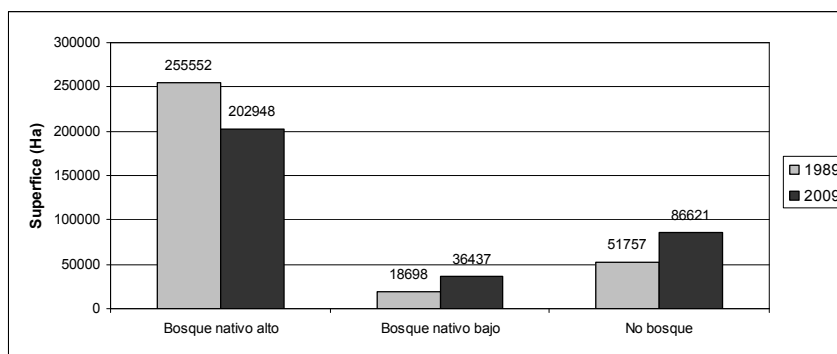


Figura 4. Superficie total de cada clase para los distintos años.

Número de parches (NP)

El número de parches del bosque nativo alto se incrementó en el período considerado, de 189 en el año 1989 a 571 en el 2009 lo que estaría indicando un incremento de la fragmentación en este período (Figura 5 y Tabla 5). También aumento el número de parches de la clase bosque nativo bajo: 2.566 en el año 1989 a 3.591 en el año 2009 y, de la clase no bosque: 1.364 en el año 1989 a 1.457 en el año 2009 respectivamente (Figura 5 y Tabla 5).

El número de parches podría afectar diversos procesos ecológicos y es una de las principales causas de la pérdida de diversidad biológica. Un factor crítico para la su supervivencia de una especie es disponer de un área suficiente para mantener una población mínima viable (PMV), es decir, el número más pequeño de individuos requerido por la población de una especie para tener una determinada probabilidad de persistencia en un rango de tiempo dado. Se ha mostrado que el tamaño poblacional es el mayor determinante de la persistencia de las poblaciones de muchas especies animales (De Ángelo. 2009). A menor número de parches menor será la probabilidad de mantener una PMV de una especie en la región.

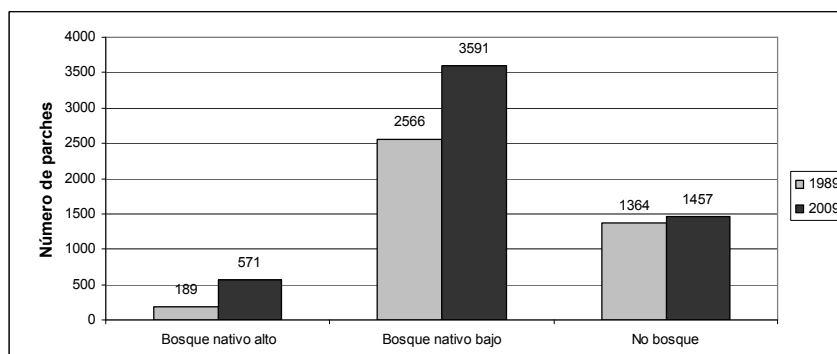


Figura 5. Número de parches de las distintas clases.

Tamaño Promedio de Parches (MPS)

Los resultados muestran que el tamaño medio de parches de la clase bosque nativo alto disminuye progresivamente, pudiendo considerarse como otro indicador de la fragmentación junto con el aumento del número de parches de la cobertura no bosque (Figura 6 y Tabla 5). Muchos organismos se ven afectados por el tamaño de parche. El tamaño de los parches de hábitat puede ser crítico también para especies que necesitan grandes territorios para satisfacer sus requisitos de vida. En la actualidad uno de los problemas más importantes de la conservación es el de los grandes felinos dados que en muchos sitios se observan problemas de aislamiento genético por pérdida y fragmentación de los hábitats. En este sentido, las estrategias de conservación de los mismos se establecen alrededor de dos factores: la disponibilidad de parches grandes de hábitat y la conectividad efectiva entre ellos a fin de evitar endogamia (De Ángelo, 2009). Para los vegetales, por el contrario, existen dudas acerca de cómo afecta el tamaño de parche al *pool* genético de las mismas; no obstante algunos estudios indican que los vegetales con poca capacidad de dispersión tienen una mayor probabilidad de extinguirse localmente que aquellos cuyo rango de dispersión es mayor, además su probabilidad de recolonización de nuevos parches de hábitat es baja (Betts, 2000).

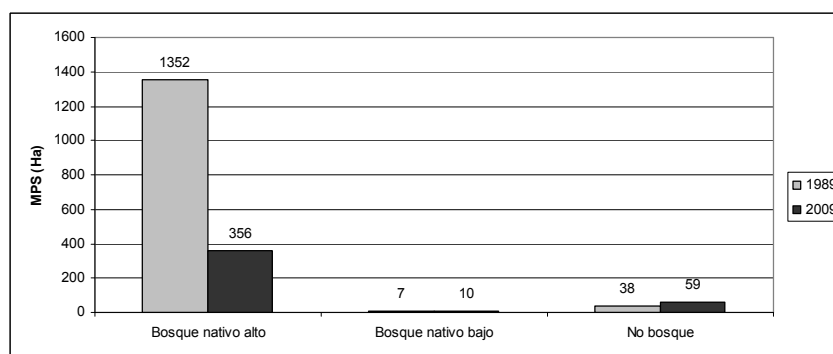


Figura 6. Tamaño medio de los parches de las distintas coberturas

CONCLUSIONES

- El análisis temporal realizado nos permitió seguir la evolución del bosque en el BAAP e interpretar la situación ecológica.
- En este lapso de tiempo 1989 -2009 la superficie total de bosques del departamento Guaraní se redujo en 52.604 hectáreas con una tasa anual de deforestación de 1,15%.
- Se evidenció un marcado proceso de fragmentación en el territorio por el aumento del tamaño medio de los parches y un aumento de los mismos.
- La metodología aplicada en este trabajo permitió medir en un lapso de 20 años el proceso de cambio en la superficie cubierta con bosque nativo, pudiéndose precisar la localización de las áreas desmontadas.

REFERENCIAS

- Bennett A. (2003). Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity Wildlife Conservation. IUCN. Gland, Switzerland. Pp 254
- Bertonatti C. y Corcuera J. (2000). Situación ambiental argentina 2000. Fundación Vida Silvestre. Buenos Aires. Argentina.
- 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>).
- Carnevale N. J., C. Alzugaray y Di Leo N. (2007). Estudio de la deforestación en la Cuña Boscosa santafesina mediante teledetección espacial. Quebracho N° 14: 47-56.
- De Angelo C.D. (2009). El paisaje del Bosque Atlántico del Alto Paraná y sus efectos sobre la distribución y estructura poblacional del jaguar (*Panthera onca*) y el puma (*Puma concolor*). Tesis de doctorado. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. Pp: 122-151
- Di Bitetti M. S., G. Placci y Dietz L. A. (2003). Una Visión de Biodiversidad para la Ecorregión del Bosque Atlántico del Alto Paraná: Diseño de un Paisaje para la Conservación de la Biodiversidad y prioridades para las acciones de conservación. World Wildlife Fund. Washington, D.C., USA.

- Drozd A. (2011). Dinámica espacial y temporal de la estructura del paisaje del Valle de Cuña Pirú y sus alrededores, Misiones, en relación al uso de la tierra. Tesis de doctorado. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata. Pp: 193
- Chuvieco E. (1990). Fundamentos de Teledetección Espacial. Rialp, S. A. eds. Madrid. Pp: 453.
- Francis C. A. y Youngberg G. (1990). Sustainable agriculture - An overview. In: Sustainable agriculture in temperate zones. Francis, C., C. Flora y L. King (Eds). J. Willey & Sons, pp. 1-24.
- Galindo-Leal, C. y Gusmão Câmara I., editors. (2003). The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats and outlook. Center for Applied Biodiversity Science at Conservation International, Island Press, Washington. D.C., USA.
- Gasparri, I. y Parmuchi G. (2003) Deforestación en la zona de transición entre Yungas y Chaco en la provincia de Salta. Dirección de Bosques y Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Pp 15.
- Guerrero Borge S., V. Cotti Alegre R. y Sarandon R. (2007). Cambios en la cobertura del Bosque Atlántico Argentino durante el periodo 1989-2004. In XII Congreso de la Asociación Española de Teledetección. Pp: 120
- Hargis C. D., J. A. Bissonette y David J. L. (1998). The behaviour of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape Ecology* 13: 167-186.
- Holz S.C. y Placci L.G. (2003). Socioeconomic Roots of Biodiversity Loss in Misiones. En: Galindo-Leal y Gusmao Camara (Eds.), State of Hotspots. The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook. Center for Applied Biodiversity Science at Conservation International. Island Press. Washington D.C. Pp. 207-227.
- Izquierdo A. (2010). Migración rural-urbana y sus implicancias para los patrones de uso de la tierra y la biodiversidad de la provincia de Misiones. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. Pp 115.
- Laclau P. (1994). La conservación de los recursos naturales renovables y el hombre en la selva Paranaense. *Boletín Técnico de Fundación Vida Silvestre Argentina*. 20:139.
- Li H. y Wu J. (2004). Use and misuse of landscapes indices. *Landscape Ecology* 19: 389–399.
- Mac Arthur R.H. y Wilson, E.O. (1967). *The Theory of island biogeography*. NJ: Princeton University Press, 207 p.
- 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>).
- Manghi E. Bono J. Montenegro C. Parmuchi M. G. Strada M. Brouver M. y Stamati M. (2005). Mapa forestal del Misiones. Actualización 2002. Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal. Dirección de Bosques. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Pp. 24.
- Margalot J.A. (1985). *Geografía de Misiones*. Buenos Aires. Pp 236.
- Matteucci S. D. y M. Silva. (2005). Selección de métricas de configuración espacial para la regionalización de un territorio antropizado. *GeoFocus* 5: 180-202.
- Mittermeier R. Myers N. Thomsen J. Da Fonseca G. y Olivieri S. (1998). Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities. *Conservation Biology*, 12:516-520.
- Montenegro C. Gasparri I. Manghi E. Strada M. Bono J. y Parmucchi M. G. (2003). Informe sobre deforestación en Argentina. Dirección de Bosques. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Pp 8
- Morello J. y Matteucci S. D. (1997). Estado actual del subsistema ecológico del Núcleo Maicero de la Pampa Húmeda. In: ¿Argentina granero del mundo: hasta cuándo? Morello, J. y Solbrig, O. (Comps). Orientación Gráfica Editora S.R.L. Buenos Aires, pp. 57- 110.
- Myers N. Mittermeier C.G. Mittermeier G.A. da Fonseca G.A.B. y Kent. J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:835-858.
- Olinuck J. (2002). El clima de la localidad de San Vicente Período 1970-2000. INTA, Estación Experimental Cerro Azul, Informe técnico N° 79.

- Olinuck J y Cardozo A. (2012). Informe agrometeorológico de la localidad de Cerro Azul y análisis de las precipitaciones en la provincia de Misiones Año 2012. INTA, Estación Experimental Cerro Azul, Miscelánea N° 61.
- Perucca A. R. y Ligier H. D. (2000). Clasificación de montes forestales nativos, mediante imágenes satelitales en la provincia de Misiones, Argentina. En: IX Simposio latinoamericano de Percepción Remota. Puerto Iguazú, Misiones.
- Piccolo G. A. y Sosa D. A. (2002). Suelos de Misiones. Características Generales. INTA. Cerro Azul. [http://www.inta.gov.ar/cerroazul/investiga/suelos anuales/suelos.htm](http://www.inta.gov.ar/cerroazul/investiga/suelos%20anuales/suelos.htm)
- Puyravaud J. P. (2003) Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management*: 117: 593-596
- Ritters K., J. Wickham y Coulston J. (2004). A preliminary assessment of Montreal process indicators of forest fragmentation for the United States. *Environmental Monitoring and Assessment* 91: 257-276
- Sarandón S.J. (2002). La agricultura como actividad transformadora del ambiente. El impacto de la agricultura intensiva de la revolución verde. In: El camino hacia una agricultura sustentable. Sarandón, S.J. (Ed.). Agroecología. Ediciones Científicas Americana. pp. 23-47.
- Steininger M.K. Tucker C.J. Ersts P. Killen T.J Villegas Z y Hecht S. B. (2001). Clearance and fragmentation of tropical deciduous forest in the Tierras Bajas, Santa Cruz, Bolivia. *Conservation Biology* 15:856-866.
- Steininger M. Epting J y G. Harper (2006). Forest cover mapping and change detection using moderate-resolution satellite imagery (Landsat, Aster and Modis). Washington, US, International Conservation. 4 p.
- Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal (UMSEF). Depende de la Dirección de Bosques de la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Ministerio de Salud y Ambiente.
- Viglizzo E. y Filippin C. (1993). Los agroecosistemas en la Argentina. In: Elementos de política ambiental. Goig, S. y Goñi, R. (Eds.). Cámara de Diputados de la Provincia de Buenos Aires, pp 109-131
- Wu J. y Hobbs R. (2002). Key issues and research priorities in landscape ecology an idiosyncratic synthesis. *Landscape Ecology* 17: 355-365.

ABSTRACT

Currently the Atlantic Forest of Alto Parana (BAAP) is threatened by the advance of the agricultural frontier. The use of remote sensing in monitoring deforestation is a very valuable tool, providing fast and accurate environmental studies of environmentally threatened areas. In this study the loss of a section of BAAP in Guarani department (Misiones, Argentina) was studied by visual interpretation of satellite images Landsat 5 TM, evaluating changes in land cover in the period 1989-2009. During this period the total area of forest department declined 52,604 hectares with an annual deforestation rate of 1.15%. Visual analysis of classifications overt forest fragmentation is seen as a direct consequence of the extension of the agricultural frontier.

Key words: deforestation, forest, satellite images, remote sensing.