

Estructura del paisaje y conservación de los bosques de *Celtis tala* Gill ex Planch del NE de la provincia de Buenos Aires

S. A. STUPINO, M. F. ARTURI & J. L. FRANGI

Laboratorio de Investigación de Sistemas Ecológicos y Ambientales (LISEA),
Facultad de Ciencias Naturales y Museo-Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales (UNLP)
E-mail: lisea@ceres.agro.unlp.edu.ar

STUPINO, S. A., M. F. ARTURI & J. L. FRANGI. 2004. Estructura del paisaje y conservación de los bosques de *Celtis tala* Gill ex Planch del NE de la provincia de Buenos Aires. *Rev. Fac. Agron.* 105 (2): 37-45.

La distribución espacial de los parches de vegetación influye sobre los procesos físicos, demográficos y de uso de las comunidades. La comprensión de estos procesos permite optimizar los esfuerzos de conservación de la naturaleza. La zona de Talares del noreste bonaerense constituye un mosaico de ambientes donde parches de bosque se combinan con pastizales y comunidades costeras del Río de la Plata. La selección eficiente de áreas para conservar la biodiversidad puede contribuir a aumentar los resultados obtenidos en relación al esfuerzo invertido. Se analizó la estructura del paisaje de los Talares para identificar áreas prioritarias de conservación sobre la base de la fragmentación del bosque, la diversidad de categorías de vegetación y su grado de contraste. Se efectuó un mapa digital del área estudiada con cinco tipos de unidades cartográficas de acuerdo a la vegetación dominante. Estos tipos se definieron considerando la cobertura arbórea y su carácter nativo o implantado, en: bosque cerrado, bosque abierto, pastizal arbolado, pastizales, y plantaciones forestales. Se calcularon índices de diversidad (Shannon & Wiener), de continuidad o inversa de la fragmentación (área de bosque cerrado / longitud de borde) y de contraste. Se identificaron como áreas prioritarias para la conservación aquellas con bajos valores de fragmentación, alta diversidad y alto contraste. Esas áreas corresponden a sectores con parches extensos de bosque cerrado y poco borde, y a otros con participación equitativa de diferentes unidades de vegetación. Así se incluirían áreas adecuadas para especies con diferentes requerimientos de hábitat aumentando la diversidad potencial en las áreas potenciales.

Palabras clave: Bosque espinoso templado, conservación, fragmentación, contraste, diversidad de paisaje.

STUPINO, S. A., M. F. ARTURI & J. L. FRANGI. 2004. Landscape structure and *Celtis tala* Gill ex Planch woodlands conservation at NE Buenos Aires province. *Rev. Fac. Agron.* 105 (2): 37-45.

The spatial distribution of vegetation patches influences physical, demographic and community use processes. Understanding these processes allows the optimization of conservation efforts. The *Celtis tala* forests (locally *Talares*) area, Northeast Buenos Aires Province, is an environmental mosaic where thorny forests and woodlands patches combine with humid grasslands and coastal communities of La Plata river. The efficient selection of areas for biodiversity conservation helps to increase the aimed conservation targets and reduces the cost of involved activities. The landscape structure of the Talares was analyzed to identify high-priority conservation areas on the base of forest fragmentation, diversity of vegetation categories and its contrast degree. We did a digital map of the study area with five cartographic unit types named according to dominant vegetation. These types, defined by tree cover range and the native or planted character, were native closed forest, woodland, tree-grassland (a tree savanna-like grassland), grassland and tree plantations. Indexes of landscape diversity (Shannon & Wiener), continuity or inverse of fragmentation (area of dense forest / border length) and contrast were calculated. High-priority conservation areas were identified as those with low

fragmentation, high diversity and high contrast; they correspond to sectors with extensive patches of closed forest and less border, and to sectors with equitable fractions of different vegetation units. In this way, the selected sectors would include appropriate areas for species with different habitat requirements increasing potential biodiversity in protected areas.

Key words: Temperate thorny woodlands, conservation, fragmentation, contrast, landscape diversity.

INTRODUCCIÓN

La ecología del paisaje centra su atención en los patrones espaciales de las comunidades, su efecto sobre los procesos biológicos y su relación con regímenes de disturbio y actividades humanas (Forman & Godron, 1986). Algunas de las características que definen la estructura del paisaje son la disposición espacial de sus elementos, la diversidad de parches o manchas y su distribución de tamaños. Tales características condicionan los movimientos de los organismos, la calidad del hábitat y afectan procesos demográficos e interacciones entre especies (Turner & Gardner, 1991). Además, la estructura del paisaje afecta los patrones de uso de la tierra (Turner, 1987; Forman, 1997). Ciertas actividades humanas como el desmonte, construcción de caminos, agricultura, incrementan el proceso de fragmentación del hábitat o reducción de la heterogeneidad ambiental a diferentes escalas (Usher, 1987). Los cambios en la estructura del paisaje fueron ampliamente reconocidos como factores causantes de la disminución del número de especies y la calidad ambiental por lo que las estrategias de conservación, y la planificación del uso de la tierra deben basarse en esa escala de trabajo (Forman, 1997).

La caracterización de la estructura del paisaje requiere de la cuantificación de la geometría, composición y arreglo espacial de los parches de diferentes tipos de vegetación (Li & Reynolds, 1993). Se han propuesto varios índices para caracterizar la estructura del paisaje (Forman & Godron, 1986; Turner, 1989). Los índices de complejidad del paisaje miden el número, proporción y diversidad de los parches. Los índices de configuración del paisa-

je miden el arreglo espacial de los parches, el contraste entre parches adyacentes y la conectividad entre parches del mismo tipo. Algunos de estos índices son útiles en la determinación de áreas de interés para la conservación. Diferentes autores discutieron sobre las estrategias de conservación basadas en la estructura del paisaje y las diferencias entre proteger numerosos parches pequeños o pocos parches grandes (Diamond, 1975; Whittcomb *et al.*, 1976; Simberloff & Abele 1976, 1982; Gilpin & Diamond, 1980; Higgs & Usher 1980; Järvinen, 1982; Lovejoy *et al.*, 1984).

Los bosques dominados por *Celtis tala* Gill ex Planch. (Talaes) del Noreste de la provincia de Buenos Aires, Argentina, representan la principal comunidad boscosa nativa de la región (Goya *et al.*, 1992; Arturi, 1997) y se desarrollan sobre cordones de depósitos calcáreos de conchillas marinas paralelos a la costa del río de La Plata. Constituyen un mosaico de ambientes donde parches de bosque se combinan con pastizales y comunidades costeras. Los Talaes se encuentran en un proceso de degradación debido al desarrollo de actividades como ganadería, extracción de material calcáreo, extracción de leña y establecimiento de plantaciones forestales (Goya *et al.*, 1992). Un sector de talaes entre los Partidos de Magdalena y Punta Indio fue declarado Reserva de Biosfera del Programa MAB-UNESCO. Sin embargo, la mayor parte de la superficie es de propiedad privada y no existe una regulación de las actividades económicas por parte del estado. A lo largo del área, la proporción de bosque y su grado de fragmentación podría depender de la disponibilidad de sustrato (cordones calcáreos) y de la historia de uso. Los cordones presentan cambios en extensión, altura y densidad en

dirección perpendicular a la costa del río (Cavallotto, 1995; Arturi, 1997). Cavallotto (1995) divide el área de cordones en cuatro subunidades morfológicas o sistemas de los cuales el más alejado respecto al río presenta una baja densidad de cordones. Esta densidad se incrementa en los dos sistemas intermedios y luego decrece en el sector más cercano a la línea de costa. Los cordones de los sistemas intermedios son además los más extensos. Esta variación espacial en la disposición de los cordones podría estar relacionada con una variación similar en el área de bosque. Además el tamaño de los establecimientos varía en dirección paralela a la costa, disminuyendo hacia la localidad de Punta Indio. Las áreas mejor conservadas se encuentran en los establecimientos más grandes probablemente en relación con un régimen de uso de la tierra de carácter más extensivo que en los más pequeños (Goya, com. pers.). La localización de áreas con alta proporción de bosque constituye un criterio guía para la conservación ya que esa es la comunidad que caracteriza el área estudiada. Horlent et al. (2003) encontraron en esa zona que la composición de aves varía con la proporción de bosque y que existen grupos de aves asociados a ambientes con predominio de bosques densos por un lado y de bosques abiertos por otro. Atendiendo a este tipo de resultados y la correlación positiva entre diversidad de ambientes y diversidad de organismos encontradas en otras regiones, podría plantearse que las áreas a conservar deben incluir ambientes con diferentes proporciones de cobertura arbórea. Es esperable que en torno a las áreas con alta proporción de bosque se detecten altos valores de contraste debido al límite entre los parches de bosque y la matriz de pastizal. En consecuencia podrían existir similitudes en la distribución espacial del grado de fragmentación y de contraste entre unidades. La existencia de tales regularidades en la distribución espacial de la estructura del paisaje podría ayudar en la selección de áreas adecuadas para conservar don-

de converjan bajos valores de fragmentación, altos valores de contraste y altos valores de diversidad. Los objetivos de este trabajo fueron (1) describir la estructura del paisaje de los Talares de Magdalena mediante la aplicación de índices cuantitativos (2) analizar la existencia de similitudes en la variación espacial de los índices e (3) identificar áreas prioritarias de conservación en función de la fragmentación del bosque, la diversidad de ambientes y el grado de contraste estructural entre los tipos de vegetación.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en una franja costera rioplatense de aproximadamente 4 km de ancho desde el arroyo el Destino, en el Parti-

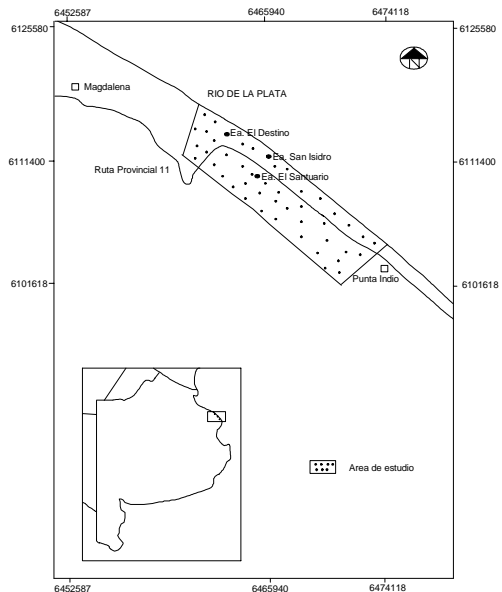


Figura 1. Localización geográfica del área de estudio. Los números representan coordenadas reales Gauss-Kruger en metros. Escala 1: 160000.

Geographic location of the study area. Numbers are Gauss-Kruger real coordinates in meters. Scale 1: 160000.

do de Magdalena, hasta la localidad de Punta Indio, en el Partido homónimo. Esta área comprende los Talaes del sector Norte de la Reserva de Biosfera Parque Costero del Sur que es donde se localizan los mayores parches de bosque (Figura 1).

Los Talaes se asientan sobre los cordones de conchilla formando manchones boscosos de tamaño variable entre 1 y 30 ha (Goya *et al.*, 1992). En algunos sectores, debido al alto grado de fragmentación, se encuentran parches de tamaño inferior a 1 ha. En los intercordones se desarrollan pastizales, sobre suelos de materiales más finos susceptibles a anegamiento (Arturi, 1997).

Métodos

Se utilizaron fotografías aéreas de Magdalena-Punta Indio, tomadas en el año 1999, de escala 1:10000 para analizar la vegetación y definir las unidades cartográficas. En estas fotografías se pudieron detectar parches de bosque de hasta aproximadamente 0,2 ha. Se utilizó un estereoscopio de espejos Topcon para determinar cuatro categorías de vegetación en función del grado de cobertura arbórea nativa y una quinta categoría correspondiente a plantaciones de árboles exóticos. Estas categorías se denominaron: (1) Pastizal: dominio de gramíneas y graminiiformes, árboles con < 10% cobertura y dispersos; (2) Bosque cerrado: la mayoría de las copas de los árboles se hallan en contacto o entrecruzadas; (3) Bosque abierto: la mayoría de las copas de los árboles no se hallan en contacto; la distancia entre copas puede llegar a ser algo mayor al diámetro de las copas; (4) Pastizal arbolado: dominio del estrato herbáceo con árboles dispersos cubriendo > 10% < 30% del terreno; (5) Plantaciones forestales. Una vez definidas las unidades se procedió a construir un mapa de las mismas. Para ello se utilizó un mosaico aerofotográfico (de 6,46 km x 17,36 km) de Magdalena-Punta Indio referenciado al sistema de coordenadas reales Gauss-Kruger. El mismo fue construido con las

mismas fotografías que se utilizaron para definir las categorías de vegetación. Las unidades cartográficas fueron digitalizadas en pantalla sobre una imagen digital del mosaico. Esas unidades cartográficas se denominaron con el nombre de la unidad de vegetación dominante en ellas, la cual debía cumplir con la condición de cubrir más del 70% de la unidad cartografiada. Este criterio se debió al elevado nivel de heterogeneidad espacial que presenta el mosaico de comunidades a la escala de estudio.

Se diseñó una base de datos asociada a la imagen obtenida conteniendo el área, perímetro, identificador y tipo de vegetación de cada unidad de vegetación.

Para cada uno de los 4 tipos nativos de unidades cartografiadas se tomaron 3 muestras de 200 m x 200 m al azar sobre el mosaico obteniendo un total de 12 muestras. Dentro de las muestras se determinó el área y perímetro de contacto con pastos de las áreas cubiertas por copas de árboles (aislados o agrupados). Se calculó la proporción promedio ocupada por árboles y la longitud promedio de borde entre árboles y pastos para cada categoría de vegetación. Para las plantaciones forestales se consideró que la cobertura arbórea era total y por ende la longitud de contacto árbol-pasto al interior de la plantación era nula. Esos valores fueron usados para calcular la distancia euclidiana entre las 5 categorías de vegetación utilizada para el cálculo del índice de contraste indicado más adelante.

El mapa de vegetación se dividió en celdas de 540 m x 540 m. En cada celda se calculó el índice de diversidad de Shannon o Shannon-Wiener (Pielou, 1975), el índice de contraste, y el índice de continuidad para el bosque cerrado.

El índice de Shannon-Wiener fue utilizado por diversos autores para cuantificar la diversidad de parches presentes en el paisaje (Índice de Diversidad: $H = -\sum p_i \ln p_i$ donde p_i es la proporción de área ocupada por el hábitat i (Li & Reynolds, 1993; Forman & Godron,

1986; Turner, 1989). El índice de contraste mide el grado de disimilitud entre los tipos de parches presentes ponderado por la superficie ocupada por cada uno. En este trabajo se calculó como: Índice de Contraste = $\sum Dij * Ai * Aj$, donde Dij es la distancia euclidiana entre las categorías de vegetación i y j y A es el área correspondiente a cada una. Este índice es directamente proporcional a la disimilitud entre las categorías y alcanza su valor máximo cuando las dos categorías de máximo contraste dentro de la celda son codominantes.

La inversa del grado de fragmentación (Índice de Continuidad) se cuantificó mediante el cociente entre la superficie ocupada por bosque cerrado y la longitud del borde entre bosque cerrado y otras categorías de vegetación. Este cociente aumenta con el tamaño de los parches debido al crecimiento cuadrático del área y lineal del perímetro. Además, a igualdad en el área cubierta por bosque, el índice es más alto en celdas con menor grado de subdivisión de los parches o con formas más isodiamétricas.

Mediante la aplicación de cada índice se produjeron sendas imágenes donde los diferentes colores de las celdas representaron distintos valores de continuidad, contraste y diversidad.

Para cada índice se calculó la proporción de celdas con valores por encima del percentil 90 en cada fila y cada columna de la grilla analizada. Estas proporciones permitieron evaluar tendencias, en sentido paralelo (40 filas) y transversal (10 columnas) a la costa, de cada uno de los índices. Se calcularon correlaciones por rangos de Spearman entre las proporciones halladas para los diferentes índices, por separado, para las filas y las columnas. De esta manera se evaluó la existencia de tendencias similares en la distribución espacial de los diferentes índices.

RESULTADOS

El área total cubierta por este estudio fue de 6868,7 hectáreas. El tipo de unidad cartográfica con mayor superficie correspondió al pastizal con un 77,2% (5303,05 ha), seguido por 8,0% (549,05 ha) de bosque cerrado, 6,9% (471,95 ha) para pastizal arbolado, 4,5% (309,34 ha) de bosque abierto y 3,4% (235,35 ha) para las plantaciones forestales (Figura 2).

En los 4 tipos nativos de unidades cartográficas, el valor promedio de la cobertura arbórea en la unidad de vegetación dominante que las denomina fue de 83,57% (± 3) en bos-

Tabla 1. Correlaciones entre los índices de complejidad del paisaje en dirección paralela y perpendicular a la línea de costa del Río de la Plata. R: Coeficiente de correlación de Spearman, P: nivel de significancia.

Correlation among landscape complexity indices in parallel and transversal direction with respect to the Río de la Plata coastal line. R: Spearman's rank correlation coefficient, P: significance level.

Correlaciones	N	R	P
<i>Paralela</i>			
Continuidad-Diversidad	40	-0,1280	0,4311
Continuidad-Contraste	40	0,1838	0,2561
Diversidad-Contraste	40	-0,0255	0,8758
<i>Perpendicular</i>			
Continuidad-Diversidad	10	0,7939	0,0061
Continuidad-Contraste	10	0,8621	0,0013
Diversidad-Contraste	10	0,9323	0,0001

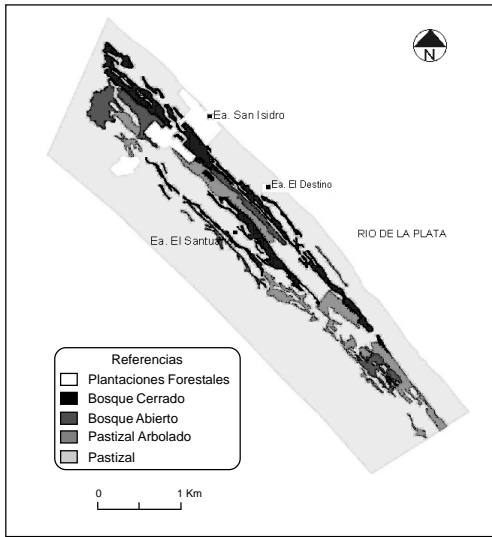


Figura 2. Distribución espacial de las unidades de vegetación del área de estudio. Escala 1: 83900.

Spatial distribution of vegetation units in the study area. Scale 1: 83900.

que cerrado, 50,13% (± 10) en bosque abierto, 26,35% (± 4) en pastizal arbolado y 6,23% (± 3) en pastizal.

La proporción de celdas con valores por encima del percentil 90 no presentó tendencias espaciales claras en el sentido paralelo a la costa (Figura 3). El índice de contraste tendió a presentar valores más altos en posiciones intermedias respecto de esa dirección y en menor medida en el extremo NO del área. Los mayores valores del índice de continuidad se localizaron en el extremo NO del área. El índice de diversidad presentó valores elevados en posiciones cercanas al extremo NO como también hacia el extremo opuesto. No se encontró correlación significativa entre los índices en esa dirección (Tabla 1).

En dirección perpendicular todos los índices presentaron sus valores máximos en posiciones intermedias cercanas al extremo próximo al río. Las tres medidas presentaron correlaciones positivas en esa dirección.

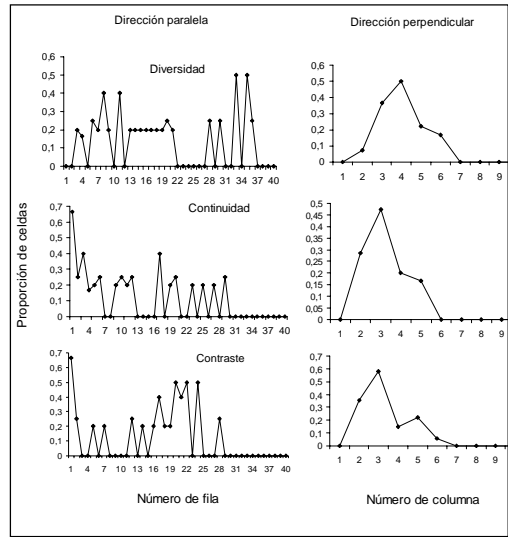


Figura 3. Tendencia espacial de los índices de complejidad del paisaje en dirección paralela y perpendicular a la línea de costa del Río de la Plata. Se indica la proporción de celdas de la grilla utilizada para el cálculo de los índices que superaron el percentil 90 de cada índice. Las filas fueron numeradas comenzando desde el extremo NO del área estudiada hacia el SE para la dirección paralela y desde la costa del río para la dirección perpendicular.

Spatial trend of landscape complexity indices in parallel and transverse direction with respect to the Río de la Plata coastal line. Proportion of cells above percentil 90 for each index is indicated. Rows and columns numbers begin at NW extreme of the study area and river coast respectively.

Las áreas con mayores valores de contraste, diversidad y continuidad respectivamente se indican en la Figura 4. Las celdas de mayor contraste entre las unidades de vegetación se correspondieron con zonas donde el cambio de categoría de vegetación entre parches adyacentes es más marcado: bosque cerrado-pastizal o bosque cerrado-pastizal arbolado y bosque abierto-pastizal (Figura 4a). Las celdas con mayor diversidad de parches se correspondieron con zonas que presentaban las tres categorías de bosque y el

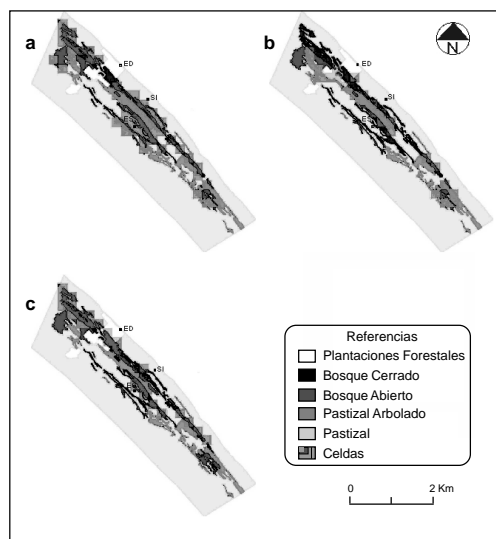


Figura 4. Mapas de los índices de complejidad del paisaje: contraste (a), diversidad (b) y continuidad (c). Se resaltan las celdas con valores ubicados en el tercio superior del rango. Estancias: ED = El Destino; SI = San Isidro; ES = El Santuario. Escala 1: 83900.

Maps of landscape complexity indices: contrast (a), diversity (b) and continuity (c). Cells with values in the upper third of the range are highlighted. Ranches: ED = El Destino; SI = San Isidro; ES = El Santuario Scale 1: 83900.

pastizal y algunas celdas incluyeron las plantaciones (Figura 4b). Los mayores valores del índice de continuidad se detectaron en áreas con parches de bosque cerrado extensos y poco subdivididos (Figura 4c).

DISCUSIÓN

Las variaciones de la estructura del paisaje dentro del área estudiada se deben, en parte, a las diferentes proporciones de bosques cerrados y pastizales y quedan reflejadas por los cambios en el índice de continuidad. Los sitios donde este índice es alto presentan parches de bosque cerrado grandes y

continuos mientras que los bajos valores representan sitios con baja proporción de bosque y alta fragmentación. La distribución espacial de este índice representa las variaciones en la disponibilidad de bosque cerrado continuo, que presenta sus valores más altos en posiciones intermedias respecto de la distancia al río, donde existe mayor densidad de cordones de conchilla. Los restantes índices presentan tendencias similares en esa dirección, indicando que el área de mayor densidad de cordones es la que presenta mayor diversidad de unidades de vegetación y mayor contraste. En dirección paralela a la costa, la tendencia observada del índice de continuidad a presentar valores altos hacia el extremo NO del área estudiada y los más bajos en el extremo opuesto, coincide con la localización de propiedades de mayor (>1000 ha) y menor (<500 ha) superficie respectivamente (Goya, *com. pers.*). Esta variación conjunta de la proporción de bosque en el paisaje y el tamaño de las propiedades sugiere que el tipo de manejo desarrollado en los establecimientos menores en general condujo a una mayor reducción de la superficie de bosque. Los demás índices no variaron espacialmente de la misma manera que el índice de continuidad pero existen áreas en las que se encuentran cercanas las celdas con valores altos de los índices. Esto ocurre en los sectores NO y central del área estudiada.

La confluencia de valores altos de los índices fue establecido en este trabajo como criterio para la selección de áreas prioritarias de conservación. Tales áreas deben incluir bosques poco fragmentados ya que se trata de la comunidad que caracteriza el área y que motiva los intereses de conservación dada la progresiva transformación de los talares. A estas comunidades boscosas se encuentran asociadas numerosas especies de aves cuya presencia en el área depende de la existencia de bosques (Cueto, 1996) y, probablemente, lo mismo ocurra con otras especies animales y vegetales. Sin embargo, dado que los es-

fuerzos de conservación implican costos, es necesario seleccionar áreas en las que dichos esfuerzos resulten más eficientes. Esto implica proteger áreas de talaes que incluyan especies relacionadas con los bosques y otras unidades de vegetación asociadas. El valor de las áreas con parches de diferentes tamaños desde el punto de vista de la conservación fue discutido por diferentes autores. Uno de los principales objetivos de la conservación en las reservas naturales es maximizar la diversidad de las especies (Quinn & Hastings, 1987; Begon *et al.*, 1988). Por otra parte, existen argumentos en favor de conservar numerosos parches pequeños. Algunos autores consideran que pequeños parches de hábitat alojan más especies en comparación con grandes áreas contiguas (Simberloff & Abele, 1976, 1982; Gilpin & Diamond, 1980; Higgs & Usher, 1980; Järvinen, 1982). Algunas especies responden positivamente a la existencia de áreas heterogéneas que combinan diferentes tipos de hábitat. Quinn & Hastings (1987) consideran que la subdivisión del hábitat puede producir una reducción en la probabilidad de extinción de las especies raras debido a que se incrementa el número de localidades en que las especies pueden escapar de los depredadores, competidores, catástrofes o estrés ambiental. Un estudio reciente (Horlent *et al.*, 2003) llegó a la conclusión de que, en esta zona, no existe relación entre el área de bosque y la diversidad de aves, lo que se atribuye a que ciertas especies de aves están asociadas a sitios con mayor cobertura de bosque y otras a sitios de baja cobertura. La diversidad de cada grupo aumenta en relación con la disponibilidad de su propio hábitat, que estaría constituido por bosques cerrados poco fragmentados en un caso, y por bosques abiertos, y pastizales arbolados, en el otro. Teniendo en cuenta la existencia de grupos de especies asociados a diferentes categorías de vegetación, así como de argumentos en favor, tanto de áreas de bosque continuo como fragmentado, se plantea que los esfuerzos de conservación debe-

rían efectuarse prioritariamente en áreas de confluencia de las diferentes situaciones vegetacionales, con el fin de obtener los resultados deseados de manera eficiente. Tales áreas son las de alta diversidad, alto contraste y baja fragmentación. En el extremo noroeste del área estudiada se localiza la mayor concentración de celdas con baja fragmentación. En esa zona también se registran altos valores de contraste resultantes de la combinación de bosque cerrado con pastizales en proporciones similares. Las celdas de alta diversidad, que incluyen todas las categorías vegetacionales, no coinciden exactamente con las de los otros índices pero resultan cercanas a las mismas en el extremo NO del área en la estancia El Destino y en posición central en las estancias San Isidro y El Santuario. Esas zonas podrían considerarse convenientes para conservar la naturaleza por combinar características apropiadas desde los diferentes criterios de conservación discutidos. La localización de esas áreas coincide con las expectativas planteadas en relación a la variación de la superficie de bosque disponible a lo largo del área estudiada de acuerdo a la influencia de la historia de uso y la disponibilidad de sustrato adecuado para el bosque así como la similar variación espacial de los índices de similitud y contraste.

BIBLIOGRAFÍA

- Arturi, M. F.** 1997. Regeneración de *Celtis tala* en el Noreste de la Provincia de Buenos Aires. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. UNLP. 163 pp.
- Begon, M., J. L. Harper & C. R. Townsend.** 1988. Ecología. Individuos, poblaciones y comunidades. Ediciones Omega S. A. Barcelona. 886 pp.
- Blake, J. G.** 1983. Trophic structure of bird communities. Condor 82: 149-158.
- Cavallotto, J. L.** 1995. Evolución geomorfológica de la costa del Río de la Plata. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias. Naturales y Museo. UNLP.
- Cueto, V. R.** 1996. Relación entre los ensamblajes de aves y la estructura de la vegetación. Un análisis a tres escalas espaciales. Tesis Doctoral.

- Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. UBA.
- Diamond, J. M.** 1975. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biological Conservation* 7: 129-146.
- Forman, R. T. T.** 1997. *Land Mosaics. The Ecology of landscapes and regions.* Cambridge University Press. 602 pp.
- Forman, R. T. T. & M. Godron.** 1986. *Landscape Ecology.* John Wiley and Sons, New York NY.
- Galli, A., C. Leck & R. T. T. Forman.** 1976. Avian distribution in forest islands of different sizes in central New Jersey. *Auk* 93: 356-364.
- Gilpin, M. E. & J. M. Diamond.** 1980. Subdivision of nature reserves and maintenance of species diversity. *Nature* 285: 567-568.
- Goya, J., G. Placci, M. Arturi & A. Brown.** 1992. Distribución y características estructurales de los Talares de la Reserva de Biosfera "Parque costero del sur". *Revista de la Facultad de Agronomía (La Plata)* 68: 53-64.
- Higgs, A. J. & M. B. Usher.** 1980. Should nature reserves be large or small? *Nature* 285: 568.
- Horlent, N., M. C. Juarez & M. Arturi.** 2003. Incidencia de la estructura del paisaje sobre la composición de especies de aves de los talares del noreste de la provincia de Buenos Aires. *Ecología Austral*, en prensa.
- Järvinen, O.** 1982. Conservation of endangered plant populations: single large or several small reserves? *Oikos* 38: 301-7.
- Li, H. & J. F. Reynolds.** 1993. A new contagion index to quantify spatial patterns of landscapes. *Landscape Ecology* 8: 155-162.
- Lovejoy, T. E., B. O. Bierregaard, K. S. Brown, L. H. Emmons & M. E. Van der Voort.** 1984. Ecosystem decay of Amazon forest fragments. pp 295-325. En: M. H. Niteki (editor). *Extinctions.* University of Chicago Press, Chicago, Illinois.
- Martin, T. E.** 1980. Diversity and abundance of spring migratory birds using habitats islands on the Great Plains. *Condor* 82: 430-439.
- Martin, T. E.** 1981. Limitation in small habitat islands: chance or competition? *Auk* 98: 715-734.
- Pielou, E. C.** 1975. *Ecological Diversity.* Wiley-Interscience, 165 p.
- Quinn, J. F. & A. Hastings.** 1987. Extinction in subdivided habitats. *Conservation Biology* 1: 198-208.
- Simberloff, D. S. & L. G. Abele.** 1976. Island biogeography theory and conservation practice. *Science* 191: 285-286.
- Simberloff, D. S. & L. G. Abele.** 1982. Refuge design and island biogeographic theory: effects of fragmentation. *American Naturalist* 120: 41-50
- Turner, M. G.** 1987. *Landscape Heterogeneity and Disturbance.* Springer-Verlag. New York. 239 pp.
- Turner, M. G.** 1989. Landscape Ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20: 171-197.
- Turner, M. & R. Gardner (eds).** 1991. *Quantitative Methods in Landscape Ecology.* Springer-Verlag. New York Inc. 197 pp.
- Usher, M. B.** 1987. Effects of fragmentation on communities and populations: a review with applications to wildlife conservation. pp 103-121. En: Saunders, D.A., G.W. Arnold, A.A. Burbidge & A.J.M Hopkins (eds). *Nature conservation: the role of remnants of native vegetation.* Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton, Australia.
- Willis, E. O.** 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Papeis Avulsos Zoológica* 33: 1-25.
- Whitcomb, R. F., J. F. Lynch, P. A. Opler & C. S. Chandler.** 1976. Island biogeography and conservation: strategy and limitation. *Science* 193: 1030-1032.