

## **Evaluación de las coberturas vegetales en el litoral Rancho Luna-Pasacaballo utilizando tecnologías de información geográfica**

Roberto Gómez-Brito <sup>\*</sup>(<sup>1</sup>), Rubén J. Chamizo-Pérez (<sup>1</sup>), Antonio Escarré-Esteve (<sup>2</sup>) e Iván Figueroa-Reyes (<sup>1</sup>)

(<sup>1</sup>) *Delegación Territorial CITMA Cienfuegos, Punta Gorda, Cienfuegos, Cuba. E-mail: [rgomez@ups.perla.inf.cu](mailto:rgomez@ups.perla.inf.cu)*

(<sup>2</sup>) *Universidad de Alicante, España*

Recibido: agosto 1, 2011

Aceptado: marzo 13, 2012

### **RESUMEN**

Algunos eventos naturales y humanos han tenido lugar en la línea costera de Rancho Luna y Pasacaballos y, aunque sus impactos no han sido evaluados, existen evidencias de transformaciones en la vegetación. Estos cambios fueron valorados mediante imágenes digitales de 1981, 2000 y 2004, con las que se confeccionaron mapas de coberturas empleando técnicas de teledetección. Se aplicó el Modelo de Markov a los años 1981 y 2001, combinado con la teoría de los Automatas Celulares para predecir tendencias durante los próximos 20 años. Se obtuvieron índices paisajísticos que permitieron verificar que el huracán Michelle (4/10/2001) alteró la configuración espacial de los bosques a nivel de parches, demostrando la fragmentación de las coberturas boscosas y su relativa pérdida de diversidad. Se previó la tendencia a la expansión del monte seco en el territorio, mientras que el monte costero, considerado raro en el paisaje, tenderá a desaparecer.

**Palabras clave:** Cobertura, configuración, disturbio, fragmentación, tendencia

## **Evaluation of vegetation covers in the coastline of Rancho Luna and Pasacaballo utilizing information geographic's technologies**

### **ABSTRACT**

Some natural and human events have taken place in Rancho Luna and Pasacaballo coastline and its impacts have not been evaluated, but exist proofs that the vegetation have been changed, these changes have been evaluated by means of 1981, 2001 and 2004 digital images analysis, coverage maps were created using techniques of remote sensing. For the couple of years 1981 - 2001 the Markov's model combined with the theory of the Automotons Cellular to predict the tendencies during the following 20 years, was applied. Landscape index were carried out in a detail search of the area, it could be established that the Hurricane Michelle (4/10/2001) altered the woodland spatial shape into a level of patches; It was demonstrated that the forests are fragmented with a relative loss of the diversity. It was foreseen a tendency of an expansion of the dry forest on the territory while the forest area of the coastline, which it is considered odd, will stretch for disappearing.

**Key words:** Cover, configuration, disturbance, fragmentation, tendency

### **1. Introducción**

La pérdida y la fragmentación del *hábitat* es la trayectoria prevaleciente de los cambios del paisaje en varias regiones del mundo dominadas por el hombre y, es cada vez más reconocida como la primera causa de la pérdida de biodiversidad. Este fenómeno es considerado la principal amenaza para la mayoría de las especies y sus efectos van más allá del límite de sus áreas de ocurrencia. Entre las causas de fragmentación de bosques se encuentran los eventos naturales, el fuego, la extracción maderera y los desmontes para la agricultura. La pérdida y la

fragmentación del *hábitat* han ocasionado la reducción y pérdida de especies, el aumento de la depredación y el incremento de la competencia por los recursos vitales. La fauna se ha visto particularmente afectada por un aumento de la mortalidad ocasionada por el propio hombre como resultado de la caza y los accidentes con vehículos (Carabelli y Claverie, 2004).

Collado y Dellafiore (2005) agregan que la progresiva división de ecosistemas naturales en pequeños espacios aislados, interrumpen algunos procesos ecológicos como el movimiento de materia y energía. Actualmente, estos remanentes juegan un importante papel en las políticas de restauración ecológica y la preservación de la biodiversidad, como relictos de fondo genético, a partir de los cuales se pueden desarrollar procesos de regeneración, reintroducción y flujos de especies. Por esta razón se han convertido en objeto de estudio de la Ecología del Paisaje (Chiappy 1996, citado por Chiappy y Gama, 2004).

Carabelli y Claverie (2004) refieren que el arreglo espacial influye sobre muchos procesos ecológicos, tales como los patrones de movimiento y la dispersión de disturbios, por lo que para proponer modificaciones prácticas al manejo de un territorio, es necesario conocer la condición de los paisajes, pues esto permite minimizar muchos efectos adversos. En la misma manera, la habilidad de inventariar, cuantificar y evaluar un *hábitat* es esencial para un manejo efectivo y apropiado de especies de vida silvestre (Roseberry y Hao, 1996). Los cambios de uso del suelo, según Naveh y Kutiel (1990), vienen ocurriendo desde los orígenes de la humanidad, los que han sido mediados por el hombre en busca de sus mejores productividades (VanderLeeuw, 1998). Los principales cambios de uso de suelo durante las últimas décadas han sido influenciados por las políticas agrarias (Ritson y Harvey, 1997), lo que propicia el abandono de zonas poco productivas (Lasanta y García, 1996) y la colonización de la vegetación silvestre que compite por los recursos del suelo, afectando el balance hídrico (Ritson y Harvey, 1997).

Estos cambios en composición, biomasa y estructura del paisaje pueden ser decisivos y a menudo se comportan de forma diferente ante las mismas condiciones ambientales (Regato-Pajares *et al.*, 1996) y (Dale, 1997). La dinámica de los paisajes varía debido a factores naturales o antrópicos (Forman, 1997). Los disturbios como incendios, inundaciones y tormentas tienen una reconocida influencia en su evolución histórica, pero generalmente, la influencia humana arrolla y enmascara los procesos naturales por su mayor frecuencia (Luque *et al.*, 1994). Los principales procesos de cambio relacionados con la actividad humana son: intensificación agrícola, abandono agrícola, incendios, deforestación, aprovechamiento ganadero y desarrollo urbano (Farina, 1998).

La Ecología de Paisaje y la percepción remota han compuesto herramientas importantes para la investigación, facilitando y ampliando la representación, la interpretación y el análisis de datos espaciales (Coulson *et al.* 1991; Texeira *et al.* 1992). El uso del suelo combinado con la tecnología SIG ha permitido tratar paisajes y regiones de forma integral, aportando un mejor diagnóstico y planificación de manejos en su transformación (Jonson 1969, citado por Quattrochi y Pelletier, 1991). Sumado a ello, las aproximaciones cuantitativas como las estadísticas espaciales y la modelación, ofrecen nuevas posibilidades para el análisis del patrón espacial y los procesos asociados. De esto, existen varias aplicaciones prácticas para manejar poblaciones de plantas y animales nativos sobre grandes áreas cuando cambian el uso de la tierra o el clima, para manejar los efectos de la pérdida del *hábitat* y para planear el establecimiento humano en áreas que experimentan un régimen particular de disturbios naturales (Carabelli y Claverie, 2004).

Por otra parte, las imágenes de percepción remota procesadas con un SIG permiten reconocer patrones de vegetación, e integrar y analizar su heterogeneidad. Con esta tecnología es posible modificar el nivel de resolución de la imagen para analizar esta heterogeneidad a diferentes escalas y calcular índices de paisajes, ya sea en forma directa o indirecta, permitiendo el intercambio de información con otros programas computarizados (Cámara *et al.* 1996, citado por Carabelli y Claverie, 2004). De igual forma, el procesado de imágenes y las tecnologías de SIG pueden mostrar cambios de usos en el tiempo de forma visual y analítica (Mastet *et al.*, 1997).

Existen algunos modelos de tendencia como la cadena de Markov y los Autómatas Celulares. Markov, identifica procesos claves de cambios de vegetación basados en las probabilidades y el lapso de tiempo para las transiciones entre diferentes estados de vegetación (Wiegand y Milton, 1996) y, puede utilizarse para simular gran variedad de sistemas ecológicos dinámicos, como son las comunidades vegetales (Childress *et al.*, 1998). Sin embargo, los resultados carecen de un componente espacial, es decir, puede saberse la cantidad de superficie que cambiará en una territorio objeto de estudio, pero no logra ubicar el lugar donde sucederá, pero este modelo se complementa con la teoría de los Autómatas Celulares, que añade el componente de contigüidad espacial a las transiciones de cambio del modelo anterior. “los autómatas celulares son herramientas útiles para modelar cualquier sistema en el universo. Pueden considerarse como una buena alternativa a las ecuaciones diferenciales y han sido utilizados para modelar sistemas físicos, como interacciones entre partículas, formación de galaxias, cinética de sistemas moleculares y crecimiento de cristales, así como diversos sistemas biológicos a nivel celular, multicelular y poblacional (dinámica del paisaje)”. (Peña, 2007).

Los temas de los disturbios, la fragmentación y la dinámica del paisaje han sido abordados a nivel global y regional con relativa frecuencia, pudiéndose mencionar trabajos como el de Kemper *et al.* (2000) que analizan la magnitud de la fragmentación en zonas de vegetación natural en Sudáfrica. Este trabajo informa las implicaciones para la conservación de estas coberturas y anuncia riesgos para la futura existencia de cultivos agrícolas. En la costa sur de Sonora, en el golfo de California, Mendoza (2005) valoró la diversidad espacial y determinó que las zonas de origen marino-transicional son las que presentan mayor diversidad por unidades de superficie.

Otro estudio de Williams-Linera *et al.* (2002) en México, evidencia el grado de fragmentación del bosque nublado. Algo similar analizan Chiappy y Gama (2004) pero para diferenciar geocomplejos naturales de Yucatán. Por otra parte, Boccoet *et al.* (2005) estudian el cambio de coberturas vegetales como un indicador de uso del suelo en varias regiones de México, destacando patrones de pérdida y deterioro de la cubierta natural y el crecimiento no planeado de ciudades en regiones con escasez de agua. En el departamento de Canelones, Uruguay, Moizo (2004) evalúa un área afectada por la intervención antrópica, confirmando una correlación entre el patrón espacial y el proceso de intervención humana. Este autor informa además que es posible seleccionar índices de paisaje sensibles a este fenómeno, pues constituyen una fuente importante para el manejo y predicción de cambios en el paisaje. Por otro lado, en la región Noroeste de Chubut, provincia Patagónica de Argentina, Carabelliet *et al.* (2005) analizaron cambios negativos de la heterogeneidad de los bosques de *Austrocedrus chilensis*, donde identifican causas de cambio inducido por el desarrollo humano.

En la Isla Guadalupe, en las Antillas menores, Imbert *et al.* (1996) valoraron los daños después del paso del Huracán Hugo para tres tipos de bosques, el manglar, el bosque semi-perenne y la selva; notificando que el manglar ralo con poblaciones homogéneas mostró mayor susceptibilidad a la intensidad del embate; la selva aumentó la complejidad estructural de la vegetación, induciendo gran variedad en la distribución espacial de daños a pequeñas escalas; y el bosque semi-perenne exhibió daños moderados por la alta diversidad de especies y su baja estatura. Haciendo referencia a la selva, explican estos autores que el cambio sustancial de la distribución espacial fue provocado por la presencia de árboles altos que fueron derribados. Explicando además, mecanismos de protección de esos bosques ante el embate del huracán, como los efectos de escudo y racimo.

En Cuba la implementación de algunas aplicaciones SIG vinculadas al ordenamiento y gestión de territorios es reciente (Gil *et al.*, 2002). En menor cuantía, se han implementado otras aplicaciones sobre teledetección para el reconocimiento de la vegetación como los trabajos de Páez *et al.* (1990) y Martín *et al.* (2002), en los que implementan metodologías para obtener información temática de diferentes tipos de coberturas en dos regiones de la isla. No obstante, Gil *et al.* (2002) informan que desde 1992 se viene experimentando con clasificadores adaptados al análisis de imágenes con resultados modestos, indicando la necesidad de profundizar en el desarrollo de nuevos métodos y enfoques.

En el espacio correspondiente a la franja litoral conocida como Rancho Luna – Pasacaballo, ubicada al sureste de la ciudad de Cienfuegos (**Fig.1**), en el centro sur de Cuba, no se han encontrado antecedentes que describan la evolución de sus condiciones paisajísticas. El presente trabajo evalúa la resolución óptima de trabajo para el área objeto de estudio, verifica si la configuración espacial de los tipos de bosque puede ser modificada por un huracán a nivel de parche, evalúa la fragmentación entre los tipos de bosques en un período de 23 años y predice la tendencia de futuros cambios de usos para un ciclo de 20 años. Como hipótesis de partida se plantea que, a partir de las fotografías aéreas disponibles, se pueden obtener imágenes digitales homogeneizadas que, con el empleo de procedimientos de análisis de paisaje y su procesamiento estadístico, permiten identificar las principales causas de transformación del paisaje, su biodiversidad y sus tendencias frente al actual sistema de gestión de recursos.

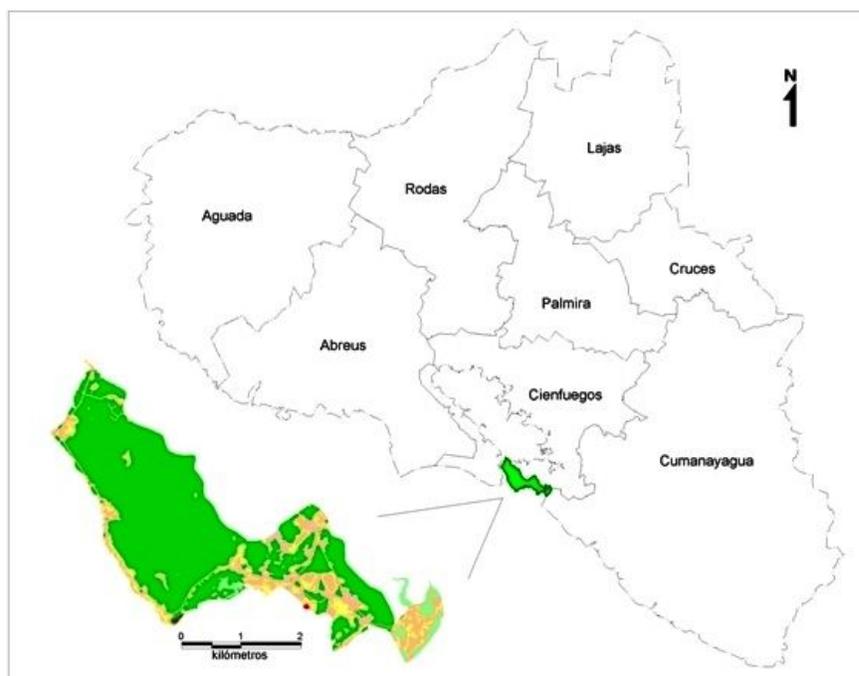


Fig. 1. Ubicación geográfica del litoral Rancho Luna – Pasacaballo, Cienfuegos, Cuba

## 2. Materiales y métodos

Para determinar los tipos de cobertura boscosa se utilizaron fotografías aéreas pancromáticas correspondientes al año 1981, obtenidas de la Dirección Provincial de Planificación Física (DPPF) de Cienfuegos que fueron digitalizadas para alcanzar una resolución espacial de 5 m y conformar un foto-mosaico; una imagen Land Sat multispectral del 31 de enero de 2001 y; una imagen obtenida del sitio Google Earth del 24 de enero de 2004. Estas dos últimas imágenes fueron concebidas con una resolución de 30 m. De la imagen Land Sat, se tomaron las bandas roja e infrarroja cercanas, con las que se calculó el índice de diferencia de vegetación normalizado (NDVI) mediante el programa TnEstudio 2.0. Este índice, según Mateucci y Buzai (1998) y Collado y Dellafiore (2005), es útil para discriminar la cobertura vegetal. En todos los casos, se homogeneizaron las imágenes mediante puntos de controles obtenidos de mapas digitales previamente elaborados. Se corrigieron geométricamente por el sistema de proyección Cuba norte contenido en los SIGs utilizados y, se asumió un error medio cuadrático inferior a cuatro píxeles.

Sobre las imágenes georeferenciadas se practicaron técnicas de teledetección espacial. Para su mejoramiento, se empleó un filtro modal paso bajo de 5x5, donde todos los valores fueron reemplazados por la moda en las clases aún no identificadas, lo que simplifica imágenes complejas (Peña, 2006). Luego se practicó una clasificación supervisada por el método del paralelepípedo definido en el SIG empleado. El modelo utilizado fue el ANOVAR (1), comúnmente utilizado para cartografiar unidades homogéneas del paisaje y, donde los objetos son reconocidos previamente sobre la imagen (Peña, 2006).

$$z(x_0) = \mu + \alpha_k + \varepsilon \quad (1)$$

La  $z$  es el valor del atributo en la localización  $x_0$ ,  $\mu$  es la media general de  $z$  sobre el dominio de interés,  $\alpha_k$  es la desviación entre  $\mu$  y la media de la unidad  $k$  (3) y,  $\varepsilon$  es el error residual o ruido.

Sobre la base de la experiencia de campo, se distinguieron seis tipos de usos o coberturas, (Pastizal, Manglar, Monte costero, Monte seco, Ruderal y sin cobertura) los que se incluyeron como muestras en la clasificación. Como resultado de todo el proceso, se obtuvieron tres mapas en formato vectorial correspondientes con los años mencionados. Para estos trabajos fueron utilizados los programas Micrograx 6.0, ENVI 4.1 y MapInfo 9.0.

Como los SIG dan la posibilidad de cambiar la resolución de un mapa específico y como los mapas obtenidos presentaron diferentes resoluciones, se decidió buscar el tamaño de píxel adecuado por el método de la teoría de la información, pues es muy utilizada en ecología (Turner 1989, citado por Peña, 2006). Se crearon juegos de imágenes a diferentes resoluciones de los mapas de paisaje previamente elaborados (6 para el año 1981 y otros 6 para el año 2001). Se tomaron los valores originales como máximo y mínimo, se le agregaron valores intermedios a un rango de 5 m y se calculó la diversidad para cada mapa mediante el índice de Shannon (2):

$$H' = - \sum p_i (\ln p_i) \quad (2)$$

$p_i$  es la proporción de píxeles para el tipo de cobertura  $i$  y  $H'$  representa la diversidad.

Para comprobar la distribución de la variable diversidad, se aplicó la prueba de Kolmogorov-Smirnov; para reconocer si existe diferencia entre los tamaños de los granos empleados mediante los índices de Shannon calculados, se empleó la prueba de comparación de medias ANOVA de un factor y; para evaluar la relación entre las tres variables, se practicó el análisis de correlaciones bivariadas mediante el coeficiente Rho de Spearman.

Una vez conseguido el tamaño idóneo del píxel y, para verificar si la configuración espacial de los tipos de bosque puede ser modificada por un huracán de gran intensidad, se utilizaron los mapas de paisaje correspondientes a los años 2001 y 2004. El primero, elaborado a partir de una imagen captada antes del paso del huracán Michelle (4 de octubre de 2001) y el segundo, de otra imagen captada tres años después, cuando los bosques habían pasado por un período de recuperación de los impactos sufridos. Luego, a estos mapas se les calculó el índice de dimensión fractal (FRAC), que es un índice de complejidad de la forma del parche (menor unidad de superficie empleada), útil para verificar la configuración espacial. Simultáneamente, se calculó el índice de proximidad (PROX), que no es más que la vecindad que existe entre un parche focal y otros parches correspondientes al mismo tipo de cobertura dentro de un rango de 300 metros que, según el autor, es la capacidad que tienen el monte seco, el monte costero y el manglar, de expandirse por factores bióticos y abióticos. Para valorar la fragmentación entre los tipos de bosques a nivel de clases en un período de 23 años, se utilizó el Número de Parches (NP) que indica el número de zonas equivalente a cada tipo de cobertura. Los conceptos, ecuaciones y resultados se obtuvieron del programa Fragstats 3.3.

Las bases de datos obtenidas a nivel de parche y clases, fueron reestructuradas y filtradas en Microsoft Excel para extraer las coberturas boscosas, además de ser procesada con el paquete estadístico SPSS. En esta base datos se declaró un grupo de variables tales como: EVENTO, que marcó el estado de los parches antes y después del huracán Michelle (nominal); TIPE, que fue el tipo de cobertura boscosas (variable nominal) y; FRAC y PROX explicadas anteriormente (tipo escala). A fin de comprobar el tipo de distribución, las variables tipo escala fueron sometidas a la prueba de Kolmogorov-Smirnov, la que sirvió de referencia para aplicar la prueba de Kruskal-Wallis y determinar relaciones causales. Para predecir la tendencia de los cambios de usos se emplearon mapas de paisaje correspondientes a los años 1981 y 2001. Para esto se utilizó el modelo de las Cadenas de Markov, que concibió mapas de probabilidades condicionales por clase, que luego se adecuaron y combinaron con la teoría de Automatas Celulares, a la que John Conway también llamó “Juego de la vida” (Peña, 2006). Esta combinación dio la posibilidad de generar un mapa de usos para el año 2021. Los procesamientos fueron realizados con el programa IDRISI 14.01 (Kilimanjaro).

### 3. Resultados y discusión

#### 3.1 Optimización de la resolución de trabajo

Al analizar las resoluciones mediante el ANOVA de un factor, se encontró que no existen diferencias significativas entre los valores de diversidad de Shannon ( $H'$ ) correspondiente a cada tamaño de píxel (**Tabla I**), permitiendo indicar que la heterogeneidad del paisaje en el litoral objeto de estudio, es la misma a diferentes escalas y, por lo tanto, se decidió adoptar una resolución de píxel de 15 metros de borde para optimizar los recursos disponibles, pues se tiene referencia (Carabelli y Claverie, 2004) que es una escala que detalla los cambios estructurales a nivel de parche y clase.

**Tabla I.** Comparación de los valores de Shannon respecto al tamaño del píxel

Contraste	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Entre distintos tamaños de píxel	.000	5	.000	.000	1.000
Dentro del mismo tamaño de píxel	.143	6	.024		
Total	.143	11			

ANOVA de un factor.

Al establecer el coeficiente Rho de Spearman se observó que las variables año y diversidad (H') exhiben una correlación altamente significativa con una pendiente negativa (**Tabla II**). Esto quiere decir que en el período enmarcado, la diversidad del paisaje ha disminuido, lo cual argumenta la pérdida de diversidad paisajística en litoral Rancho Luna - Pasacaballo.

**Tabla II.** Comparaciones mediante el coeficiente Rho de Spearman

	Shannon H'
Año	-0.869**
Tamaño m2	-0.198

\*\*La correlación es significativa al nivel 0.01

### 3.2 Disturbios ocasionados por el huracán Michelle en los bosques del litoral

Al aplicar la prueba aparamétrica de Kruskal-Wallis a las variables TIPE y FRAC se encontraron diferencias significativas respecto al tipo de vegetación y al índice de fragmentación de los parches antes y después del paso del huracán. Esto demuestra que el huracán Michelle generó disturbios en los parches de monte seco, monte costero y manglar y sugiere que la configuración espacial de los bosques puede ser modificada por un huracán de gran intensidad (**Tabla III**).

**Tabla III.** Comparación de valores para las variables TYPE y FRAC

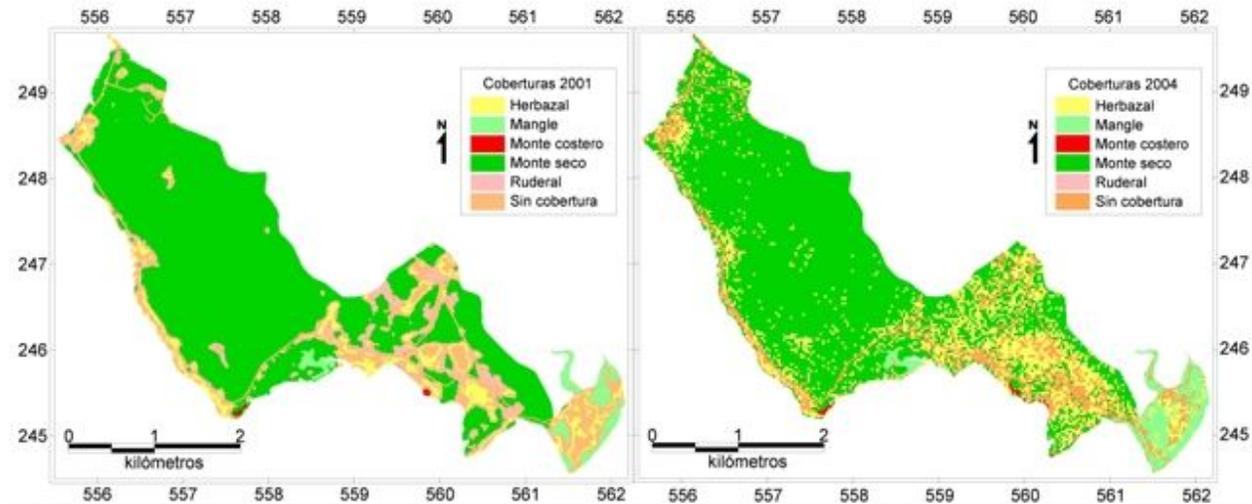
	TYPE	FRAC
Chi-cuadrado	8.754	8.637
gl	1.000	1.000
Sig. asintót.	0.003	0.003

Prueba de Kruskal-Wallis.

Variable de agrupación: Evento.

Otra prueba fehaciente se puede describir en la **Fig. 2**, del año 2004, donde el monte seco pudiera analizarse como una matriz que ha sido afectada por numerosos parches de disturbios ocasionados por el huracán y, que en este caso, han sido cubiertos por pastizal como el primer tipo de cobertura que aparece en la sucesión, lo cual concuerda con Imbert *et al.*, (1996) al valorar el aumento de la complejidad estructural de la selva a pequeñas escalas después del paso de un huracán. Al comparar ambos mapas, también se puede observar que existe un cambio en la distribución de la vegetación de forma general, lo que puede aparentar una baja semejanza. Esta percepción no es cierta, lo que se puede demostrar mediante el índice de similaridad entre pares de imágenes (kappa) (0,8). Igualmente, si a ambos mapas se les incorporara los costos zonales por sus balances de áreas y sus diferencias, pudieran servir de elementos para evaluar las pérdidas de cada recurso específico.

Evaluaciones realizadas al monte seco inmediatamente después del paso del huracán, permitieron observar que el Soplillo, *Lysilomalatisiliquum*(L.) Benth., especie arbórea dominante dentro de la formación, se despojó de sus foliolos ante el azote de los fuertes vientos, lo que ofreció una menor resistencia evitando en gran medida el derribo de los árboles. Además, en este tipo de formación la mayoría de las especies son micrófilas, por lo que también ofrecieron una menor resistencia ante el paso del evento. Esto coincide con el supuesto de que la formación presenta mecanismos de adaptación a condiciones edafo-climáticas adversas, pudiendo explicar que las afectaciones no hayan sido mayores.



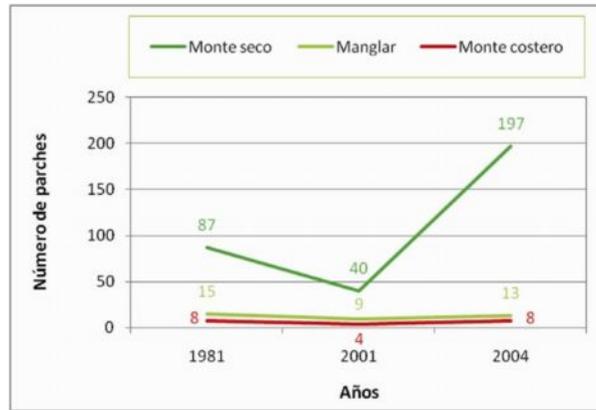
**Fig. 2: Mapas de transformaciones de coberturas del suelo tras la trayectoria del huracán Michelle, categoría 4 escala Saffir-Simpson**

El monte costero — áreas relativamente pequeñas y aisladas (**Fig. 2**) - también acusó los impactos del evento meteorológico. La especie dominante, Uva Caleta (*Coccolobauwifera*L.), no presenta ningún mecanismo de defoliación, creando macizos compactos en forma de barrera, lo que hizo gran resistencia al embate de los vientos. Estas características particulares hacen que la formación presente una alta vulnerabilidad, contribuyendo a que fuese fuertemente impactada por la acción del huracán. Ya antes, con el paso del huracán Lili, (17 de octubre de 1996), se observó una evidencia similar cuando la faja de Uva Caleta establecida en la línea alta de la duna de la playa Rancho Luna, resultó devastada.

El manglar también fue afectado por el huracán. Las especies Patabán (*Lagunculariaracemosa*L.) y Yana (*Conocarpuserectus*L.) quedaron totalmente defoliadas. Esto concuerda con lo referido por Guzmán y Menéndez (2006) para este mismo huracán acerca de la pérdida del follaje en los cayos al norte de las provincias de Matanzas y Villa Clara; además, se ajusta a lo expuesto por Rodríguez (2003) sobre los efectos del paso del huracán Isidore en un tramo de litoral de la provincia Pinar del Río.

### 3.3 Fragmentación en las coberturas boscosas

Para valorar la fragmentación existente a nivel de clases se empleó el número de parches calculado en los mapas referentes (**Fig. 3**). El monte seco, durante los primeros 20 años (período 1981-2001), disminuyó su valor reflejando una tendencia a la homogeneización, mientras que en los últimos tres (período 2001-2004) hubo un incremento sustancial debido al paso del huracán Michelle, fenómeno que ocasionó numerosos disturbios en esta formación y que concuerda con lo ya expresado en la **Fig. 2**. Resultados similares los describen Kemper *et al.* (2000) para zonas de Suráfrica, Williams-Linera *et al.* (2002), Bocco *et al.* (2005) y Chiappy y Gama (2004) para zonas mexicanas, evidenciando procesos de homogeneización y fragmentación en otras coberturas boscosas por cambios de usos y coberturas del suelo.



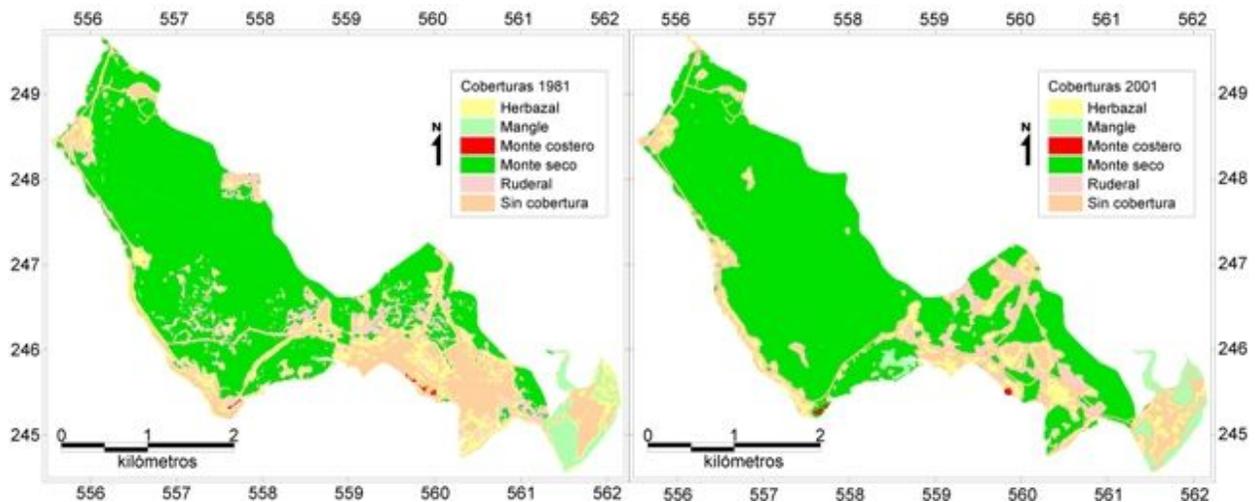
**Fig. 3: Fragmentación entre clases**

El manglar, en el primer período fue objeto de los mayores disturbios naturales y antrópicos, por lo que el número de parches disminuyó de 15 a 9. Sin embargo, el último período manifiesta una ligera recuperación con el aumento en 4 parches, lo cual permite suponer que las condiciones edafoclimáticas, junto a los mecanismos de dispersión y productividad, han iniciado la restauración natural de esta formación. Este resultado concuerda con lo expresado por Capote-Fuente *et al.* (2006) al valorar la resiliencia de cuatro localidades con manglares en el archipiélago cubano ante disturbios naturales y antrópicos.

Haciendo referencia a la formación de monte costero, es preciso decir que es considerada rara en el paisaje por los valores obtenidos (**Fig. 3**) y, por presentar áreas relativamente pequeñas y aisladas (**Fig. 2**). Al inicio del primer período el número de parches disminuyó justo a la mitad, fragmentándose luego a 8 parches que es el valor inicial (**Fig. 3**). Observaciones de campo indicaron que no hay indicios de recuperación natural, porque la especie dominante, *Coccolobauwifera*(L.) L., es de lento crecimiento y necesita un ciclo mucho mayor para notar su recuperación.

### 3.4 Tendencias de cambio de usos en el paisaje

El cruce de mapas permitió analizar la tendencia de futuros cambios de coberturas (**Fig. 4**), obteniéndose la combinación de áreas (en píxeles) que pasan a formar parte de otra cobertura o uso durante el período 1981-2001 (**Tabla IV**).



**Fig. 4: Mapas de transformaciones de coberturas de suelo en un período de 20 años (kappa 0,8)**

**Tabla IV.** Tabla cruzada entre los años 1981 y 2001 en píxeles

	<b>Herbazal</b>	<b>M. cost.</b>	<b>Ruderal</b>	<b>Mangle</b>	<b>M. seco</b>	<b>Sin cob.</b>
Herbazal	363	7	182	292	1045	777
Monte costero	10	4	0	10	10	18
Ruderal	200	0	651	1	17	531
Mangle	99	0	8	230	1679	299
Monte seco	383	0	313	831	29424	1254
Sin cobertura	1233	35	164	576	1737	3349

La tabla cruzada se ha transformado en una matriz de transición de edades consecutivas para cada combinación del período 1981-2001 (**Tabla V**), atendiendo al valor de la probabilidad de cambio de una a otra cobertura según Markov y, siguiendo las intercepciones en las filas, en orden descendente, los herbazales tienen la probabilidad de cambiar a monte seco, quedar sin cobertura, mantenerse como herbazal, cambiar a ruderal o pasar a manglar en las partes bajas, siendo muy poco probable que pasen a monte costero.

**Tabla V.** Matriz de probabilidad de cambio de uso de Markov

	<b>Herbazal</b>	<b>M. cost.</b>	<b>Ruderal</b>	<b>Mangle</b>	<b>M. seco</b>	<b>Sin cob.</b>
Herbazal	0.1361	0.0025	0.1094	0.0684	0.3920	0.2915
Monte costero	0.1923	0.0769	0.1923	0.0000	0.1923	0.3462
Ruderal	0.0428	0.0000	0.0993	0.0033	0.7253	0.1292
Mangle	0.1431	0.0000	0.0007	0.4650	0.0119	0.3793
Monte seco	0.0119	0.0000	0.0258	0.0097	0.9136	0.0389
Sin cobertura	0.1738	0.0050	0.0812	0.0232	0.2448	0.4721

Siguiendo el mismo orden descendente del cuadro anterior, las superficies de monte costero tienen la probabilidad de quedarse sin cobertura. Este resultado, al igual que el índice de fragmentación, percibe y anuncia esta tendencia, por lo que si no se hace una intervención oportuna, las zonas donde se encuentra esta formación pasarán a herbazal, ruderal y monte seco en iguales proporciones, es poco probable que se queden como monte costero y no tienen posibilidades de pasar a manglar.

De las superficies con ruderal es preciso informar que tiene altas probabilidades de convertirse en monte seco y, en menor proporción, quedarse sin cobertura (**Tabla V**), lo que resultaría beneficioso para el mejoramiento de visuales paisajísticas, pues el segmento costero objeto de referencia, es de interés turístico. La tendencia a pasar otros tipos de coberturas es baja y en el caso del monte costero es nula. De las zonas con manglar se puede decir que tiene posibilidad de seguir como están, quedar sin cobertura y en menor cuantía convertirse en herbazal. Tiene baja probabilidad de pasar a monte seco y ruderal y no tiene posibilidad de transformarse en monte costero (**Tabla V**).

Las zonas de monte seco tienen altas probabilidades de permanecer con la misma cobertura y una baja posibilidad de pasar a las coberturas restantes (**Tabla V**). Si a esto se le suma el resultado de las comparaciones expuestas en la **Tabla II**, se puede inferir que el paisaje tenderá a homogeneizarse con este tipo de uso, lo cual corrobora la pérdida de diversidad paisajística y pudiera tenerse en cuenta en el reordenamiento turístico, específicamente, en la diversificación de productos y el manejo de visuales. La probabilidad de que las áreas de monte seco pasen a monte costero también es nula.

Referente a las áreas sin coberturas, tenderán a permanecer como están y, en orden descendente, pasarán a monte seco y herbazal. Tienen pocas probabilidades de pasar a ruderal, a manglar y a monte costero.

La **Fig. 5** refleja la aplicación del modelo que combina las predicciones para las áreas de transiciones de cambio de las Cadenas de Markov y la teoría de Automatas Celulares que, según Peña (2006), añade el componente de contigüidad espacial. El mapa resultante es una predicción de la distribución de los tipos de cobertura que tendría el territorio para el año 2021. La veracidad de este método fue comprobada por el autor antes mencionado, quien comparó las predicciones obtenidas mediante este modelo con la cartografía actualizada para los usos del suelo en la Marina Baixa en Alicante.

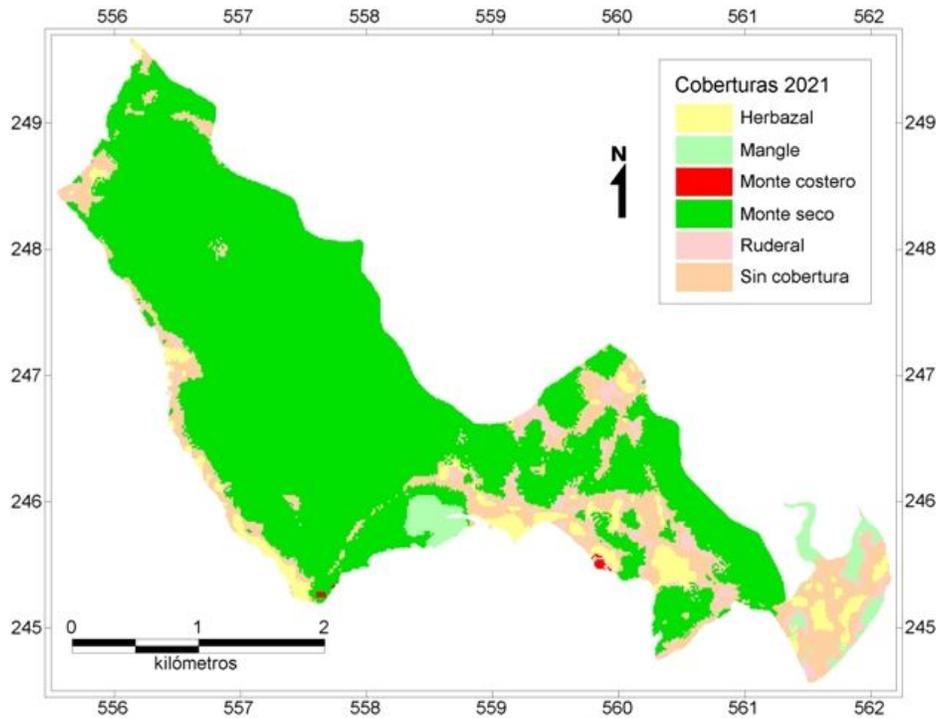


Fig. 5: Mapa de tendencia de cambio de coberturas para el año 2021

## Conclusiones

- El método basado en la teoría de la información permitió inferir que se puede utilizar resoluciones desde 5 hasta 30 metros, cuestión que pudiera ayudar a optimizar los recursos informáticos disponibles mediante la selección de la resolución óptima.
- El huracán Michelle alteró la configuración espacial en los bosques presentes a nivel de parches y, en ese sentido, sería conveniente dirigir estudios que ayuden a determinar costos zonales por tipos de coberturas, pues al incluirlos en la cartografía generada antes y después de un evento meteorológico, se estimarían pérdidas que favorecerá la toma de decisiones.
- La prueba de Kruskal-Wallis aplicada a los tipos de coberturas y al índice de complejidad de la forma, junto a la analogía de mapas antes y después del paso de un huracán, permitieron llegar a resultados similares, por lo que estos métodos resultaron efectivos para valorar disturbios naturales.
- Se observó una fragmentación de los bosques a nivel de clases para el período estudiado y sólo el manglar presenta indicios de auto-restauración.
- El análisis de la conectividad y el modelo de Markov permitieron argumentar la pérdida del monte costero o uveral, por lo que resultan métodos efectivos para valorar la fragmentación de bosques y la predicción de futuras tendencias de cambio, pudiéndose generalizar estos métodos en futuras evaluaciones de otros territorios.
- Las correlaciones de Rho de Spearman para la diversidad paisajística en el tiempo y el propio modelo de Markov, permitieron inferir la homogeneización del paisaje con el monte seco.

## Referencias

- Bocco, G., A. Priego y H. Cótler (2005):** Geografía física y ordenamiento territorial. Experiencias en México. Reliot. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. SEMARNAT., México, 15 p.
- Capote-Fuente, R. T., L. Menéndez, G. Garcell, D. Macías y E. Y. Roig (2006):** Regeneración de la vegetación como parte de la resiliencia del manglar. En: *Ecosistema de manglar en el archipiélago cubano*. Menéndez, L. y J. M. Guzmán. Ed. Academia., La Habana, 113-127.
- Carabelli, F. A. y H. H. Claverie (2004):** Estudio de la fragmentación de bosques subantárticos a escala de paisaje y de rodal. Conceptos y actividades prácticas. Edit. 2004, Editorial Club Universitario., Alicante, 252 p.
- , **R. T. Scoz, H. Claverie, M. Jaramillo y M. Gómez (2005):** Changes on landscape heterogeneity of Austrocedrus chilensis forests in patagonia, Argentina. National Council of Scientific and Technical Research-Patagonian., Argentina, 35 p.
- Chiappy, C. y L. Gama (2004):** Modificaciones y fragmentación de los geocomplejos tropicales de la península de Yucatán. Publicaciones/uciencia., 1, (1): 17-23.
- Childress, W. M., C. M. Crisafulli y E. J. Rykiel (1998):** Comparison of Markovian matrix models of a primary successional plant community. *Ecol. Model.*, 107 (1): 93-102.
- Collado, A. D. y C. D. Dellafiore (2005):** Influencia de la fragmentación del paisaje sobre la población del venado de las pampas en el sur de la provincia de San Luís. *RIA.*, 31 (2): 39-56.
- Coulson, R. N., C. N. Lovelady, R. O. Flamm, A. Spradling y M. C. Saunders (1991):** Intelligent geographic information systems for natural resource management. En: *Quantitative methods in landscape Ecology*. Turner, M G y R H Gardner. Springer Verlag., New York, 153-172.
- Dale, V. H. (1997):** The relationship between land-use change and climate change. *Ecol. Appl.*, 7, (3): 753-769.
- Farina, A. (1998):** Principles and methods in landscape ecology. Edit. 1998, Chapman & Hall., Cambridge, 225 p.
- Forman, R. T. T. (1997):** Land mosaics. The ecology of landscapes and regions. Edit. 1997, Cambridge University Press., Cambridge, 305 p.
- Gil, J. L., E. B. García, D. Ponvert-Delislés, R. Sánchez y M. B. Vega (2002):** Enfoques para la Clasificación Digital de Imágenes Mono y Multiespectrales y su Implementación en el Software Cubano Tn Estudio V 2.0. GEOCUBA., Habana., 11 p.
- Guzmán, J. M. y L. Menéndez (2006):** Huracanes y bosques de manglar. En: *Ecosistema de manglar en el archipiélago cubano*. Menéndez, L y J M Guzmán. Ed. Academia., La Habana, 302-305.
- Imbert, D., P. Labbe y A. Rousteau (1996):** Hurricane damage and forest structure in Guadeloupe, French West Indies. *Journal of Tropical Ecology*, 12, (5): 663-680.
- Kemper, J. D. M., C. Richardson, G. G. Forsyth y D. H. Mckelly (2000):** Landscape fragmentation in South Coast Renosterveld, South Africa, in relation to rainfall and topography. *Austral Ecology.*, 25, (1): 179-186.
- Lasanta, T. y J. M. García (1996):** Erosión y recuperación de tierras en áreas marginales Edit. 1996, Instituto de Estudios Riojanos., SEG. Logroño, 123 p.
- Luque, S. S., R. G. Lathrop y J. A. Bognar (1994):** Temporal and Spatial Changes in an Area of the New Jersey Pine Barrens Landscape. *Landscape. Ecol.*, 9, (4): 287-300.
- Martín, G., P. Romero, H. Vega, E. Garena y Y. Cruzán (2002):** Variante tecnológica para la creación y actualización de la base cartográfica típica digital, para el SIG de las regiones montañosas principales de cuba. GEOCUBA., La Habana, 6 p.
- Mast, J. N., T. T. Veblen y M. E. Hodgson (1997):** Tree invasion within a pine/grassland ecotone: An approach with historic aerial photography and GIS modeling. *Forest. Ecol. Manage.*, 93, (3): 181-194.
- Mateucci, S. D. y G. D. Buzai (1998):** Sistemas ambientales complejos: herramienta de análisis espacial. Edit. 1998, EUDEBA., Buenos Aires, 125 p.
- Mendoza, A. (2005):** Interpretación aerofotográfica de la diversidad espacial en la costa sur de Sonora, California. Publicaciones/uciencia., 2, 10-16.
- Moizo, L. (2004):** Áreas afectadas por la intervención antrópica. *Geografía física y ordenamiento territorial.*, 2, (2): 6-8.
- Naveh, Z. y P. Kutiel (1990):** Changes in the Mediterranean vegetation of Israel in response to human habitation and land use. En: *The Earth in transition. Patterns and processes of biotic impoverishment*. Woodwell, M G. Cambridge University Press., Cambrid, 259-299.
- Páez, M., J. Cabrera y P. Martínez (1990):** Tecnología para la digitalización masiva de mapas y planos. GEOCUBA-IC., La Habana, 20 p.
- Peña, J. (2006):** Conservación de la diversidad y el paisaje. SIG en ecología, Ed. Cub universitario., Alicante, 11 p.

- (2007): Efectos ecológicos de los cambios de coberturas y usos del suelo en la Marina Baixa. Univ. de Alicante, Alicante [Tesis Doctoral], 536 p.
- Quattrochi, D. A. y R. E. Pelletier (1991):** Remote sensing for analysis of landscapes: an introduction. Quantitative methods in landscape. En: *Quantitative methods in landscape Ecology* Turner, N G y R H Gardner. Springer-Verlag., New York, 51-76.
- Regato-Pajares, P., M Castejón, G. Tella, S. Giménez-Caballero, I. Barrera y R. Elena-Rosselló (1996):** Analysis of landscape changes in the Mediterranean mountain regions of Spain: seven case studies. Ecological and landscape consequences of land use change in Europe. H.G. Jongman (Ed.). European Centre for Nature Conservation. Publication series on Man and Nature. 2, (1): 259-285.
- Ritson, C. y D. R. Harvey (1997):** The Common Agricultural Policy. CAB International., Wallingford, 5 p.
- Rodríguez, G. (2003):** Bases para el manejo sostenible de un bosque de manglar en estado de deterioro. Sector Coloma Las Canas. Pinar del Río. Univ. de Alicante, Alicante [Tesis Doctoral], 200 p.
- Roseberry, J. L. y Q. W. Hao (1996):** Interactive computer program for landscape-level habitat analysis. Wildlife Soc. Bull., 24, (2): 340-341.
- Teixeira, A. L. A., M. Moretti y A. Christofolletti (1992):** Introdução aos sistemas de informação geográfica. Edit. 1992, UNESP., Rio Claro, 225 p.
- Vanderleeuw (1998):** Understanding the natural and anthropogenic causes of land degradation and desertification in the Mediterranean basin. The Archaeomedes project. Office for official publications of the European Union, Luxemburg, p.
- Wiegand, T. y S. J. Milton (1996):** Vegetation change in semiarid communities - Simulating probabilities and time scales. *Vegetation.*, 125, (2): 169-183.
- Williams-Linera, G., R. H. Manson y E. Isunza (2002):** La fragmentación del bosque mesófilo de montaña y patrones de uso del suelo en la región oeste de Xalapa, Veracruz, México. *Madera y Bosques.*, 8, (1): 73-89.