



Quebracho - Revista de Ciencias Forestales

ISSN: 0328-0543

ISSN: 1851-3026

revistaquebracho@unse.edu.ar

Universidad Nacional de Santiago del Estero

Argentina

Lagos Real, O.; Novillo Camacho, C.; Martínez de Anguita D'Huart, P.; Rivera, S.
Restauración de conectividad ecológica entre las áreas protegidas transfronterizas
Reserva de Biosfera San Marcos (Honduras) y Geoparque Río-Coco (Nicaragua)
Quebracho - Revista de Ciencias Forestales, vol. 31, núm. 2, 2023, Julio-Diciembre, pp. 93-110
Universidad Nacional de Santiago del Estero
Santiago del Estero, Argentina

Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=48179350002>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org

Sistema de Información Científica Redalyc

Red de revistas científicas de Acceso Abierto diamante

Infraestructura abierta no comercial propiedad de la academia

TRABAJO CIENTÍFICO

Restauración de conectividad ecológica entre las áreas protegidas transfronterizas Reserva de Biosfera San Marcos (Honduras) y Geoparque Río-Coco (Nicaragua)

Restoration of the ecological connectivity among transboundary protected areas of Reserve of the Biosphere San Marcos (Honduras) and the Geopark of Rio Coco (Nicaragua)

O. Lagos Real¹; C. Novillo Camacho²; P. Martínez de Anguita D'Huart³ y S. Rivera⁴

¹ Departamento de Tecnología Química y Ambiental. Escuela Superior de Ciencias Experimentales y Tecnología. Universidad Rey Juan Carlos. CP 28933, Madrid, España. E-mail: orlando.lagos@urjc.es

² Departamento de Tecnología Química y Ambiental, Escuela Superior de Ciencias Experimentales y Tecnología. Universidad Rey Juan Carlos CP 28933, Madrid, España. E-mail: carlos.novillo@urjc.es

³ Departamento de Tecnología Química y Ambiental, Escuela Superior de Ciencias Experimentales y Tecnología. Universidad Rey Juan Carlos CP 28933, Madrid, España E-Mail: pablo.martinezdeanguita@urjc.es

⁴ Department of Wildland Resources State Utah University, USA. E-mail: samuel.rivera@aggiemail.usu.edu

Recibido en junio de 2023; Aceptado en octubre de 2023

RESUMEN

En las montañas transfronterizas entre Honduras y Nicaragua existen declarados varios espacios naturales protegidos: La Botija y el Cerro Guanacaure del lado Hondureño, y Tepesomoto - La Patasta, el Cañón de Somoto en Nicaragua. Sin embargo, su declaración como espacios protegidos no ha logrado frenar el deterioro reflejado en un alto nivel de fragmentación dejando un paisaje dominado por un mosaico de usos del suelo. En 2018 fueron aprobadas la Reserva de la Biosfera (RB) de San Marcos de Colón y del lado Nicaragüense el Geoparque Río Coco. Ahora ambas figuras de la UNESCO limitan la una con la otra a ambos lados de la frontera. Se establece una metodología para fortalecer la conectividad entre ambas áreas protegidas de UNESCO. Para ello parte de imágenes Landsat 4-5 utilizando el algoritmo de máxima verosimilitud y generando un mapa de usos del suelo con diez clases. La validación del proceso resultó en un estadístico Kappa de 0,71 y una precisión global de 74 %. A partir de este trabajo se realizó una reclasificación en Bosque-No bosque para efectuar un análisis de patrones morfológicos con la aplicación *Guidos* 1.3 a través de un Análisis Espacial de Patrones Morfológicos (AEPM). El análisis permitió identificar áreas por las que se podrían conectar los parches de mayor importancia para establecer pasillos de conexión ecológica transfronteriza entre las zonas que se hallan en mejor estado de conservación en ambos espacios UNESCO a ambos lados de la frontera que permitieran fortalecer la conservación conjunta de estos dos espacios.

Palabras clave: Análisis espacial de patrones morfológicos, fragmentación, imagen Landsat TM, método de máxima verosimilitud, mapa de uso actual.

ABSTRACT

In the transboundary mountains between Honduras and Nicaragua several protected natural areas have been declared: La Botija and Cerro Guanacaure, on the Honduran side, and Tepesomoto - La Patasta, the Somoto Canyon on the Nicaraguan side. However, their declaration as protected areas have not managed to stop the deterioration reflected in the high level of fragmentation that led to a landscape dominated by a mosaic of land uses. In 2018, the San Marcos de Colón Biosphere Reserve (BR) on the Honduran side and the Río Coco Geopark on the Nicaraguan side were approved. Now both figures of the UNESCO limit one to another on both sides of the border. This article establishes a methodology to strengthen the connectivity between both UNESCO protected areas. Thus, starting from images by Landsat 4-5 and using the maximum likelihood algorithm, a land use map with ten classes was generated. The validation of the process resulted in a Kappa statistic of 0.71 and an overall accuracy of 74%. From this work on, a Forest-No forest reclassification was made to perform an analysis of morphological patterns using the *Guidos* 1.3 application through a Spatial Analysis of Morphological Patterns (SAMP). This analysis allowed for the identification of the areas by which the most important patches could be connected one to another to establish corridors of cross-border ecological connection between the better-preserved zones in both UNESCO spaces on both sides of the border, which would allow strengthening joint conservation of these two spaces.

Keywords: spatial analysis of morphological patterns, fragmentation, Landsat TM image, maximum likelihood method; current use map

1. INTRODUCCIÓN

El 14 de junio de 2017 el Consejo Internacional del Programa del Hombre y la Biosfera de la UNESCO aprobó la Reserva de la Biosfera (RB) de San Marcos de Colón que incluye el área de protección de la montaña de La Botija. Esta reserva consta de 57.810 hectáreas y hace frontera de Nicaragua. Su altura varía de 500 a 1.700 metros en sus bosques nublados y es la cuarta del país.

Por otra parte, contiguo a la RB de San Marcos de Colón, se halla del lado nicaragüense el proyecto Geoparque Río Coco, aprobado como tal el 7 de julio de 2020 durante la 209ª Sesión del Consejo Ejecutivo de la UNESCO. Con esta aprobación el Geoparque Río Coco se convierte en el octavo Geoparque de América Latina, y el primero de América Central.

De acuerdo con el Programa sobre el Hombre y la Biosfera lanzado por UNESCO en 1971, una RB es un territorio cuyo objetivo es armonizar la conservación de la diversidad biológica y cultural y el desarrollo económico y social a través de la relación de las personas con la naturaleza. Se establecen sobre zonas ecológicamente representativas o de valor único, en las cuales la integración de la población humana y sus actividades con la conservación son esenciales. Las Reservas cumplen tres funciones básicas: conservar la biodiversidad y los ecosistemas que contienen, desarrollar las poblaciones locales, y una función logística de apoyo a la investigación, a la formación y a la comunicación (UNESCO, 1971).

De acuerdo con la Red Global de Geoparques creada también por la UNESCO en 2004, un geoparque es un territorio que presenta un patrimonio geológico notable como eje fundamental de una estrategia de desarrollo territorial sostenible basado en la educación y el turismo. Se trata de un territorio que comprende uno o más sitios de gran importancia científica, no solo por razones de tipo geológico sino en virtud de su valor arqueológico, ecológico y cultural.

Tanto una RB como un Geoparque son por lo tanto figuras creadas y reconocidas por la UNESCO que tienen en común entre otros objetivos la función de conservar la biodiversidad y promover el turismo como base para el desarrollo de las poblaciones locales.

En las dos zonas señaladas como RB y Geo-Parque por la UNESCO existen ya declarados varios espacios naturales protegidos, entre estos: Tepesomoto - La Patasta, el Cañón de Somoto, La Botija y el Cerro Guanacaure. Sin embargo, su declaración como espacios protegidos no logró frenar el proceso de deterioro reflejado en un alto nivel de fragmentación dejando un paisaje dominado por un mosaico de usos del suelo (Pérez y Mejía, 2005). La sostenibilidad de estos espacios naturales a largo plazo está seriamente amenazada por los cambios de uso del suelo, la agricultura tradicional y la ganadería extensivas y en laderas, la sobreexplotación de los ecosistemas forestales, el uso inadecuado y la contaminación de los recursos hídricos superficiales, el desmonte de áreas cercanas a fuentes de agua o la ocurrencia de incendios y plagas forestales (Flores *et al.*, 2008; Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal Áreas Protegidas y Vida Silvestre - ICF, 2009).

En respuesta a esta problemática a partir del año 2006, entidades gubernamentales y la sociedad civil de Honduras y Nicaragua, acompañados por miembros de instituciones académicas de España y Estados Unidos, emprendieron la iniciativa y los estudios correspondientes para establecer zonas protegidas a ambos lados de la frontera a través de procesos sociales, inclusivos y participativos que procurasen el desarrollo sostenible de un territorio y contribuyeran a

alcanzar objetivos globales de reducción de la pobreza, cambio climático y desertificación y que englobase los cuatro espacios naturales protegidos (Flores *et al* 2008). Tal iniciativa fue avalada por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) al ser aprobada la Moción CGR4.MOT060 en su Congreso Mundial celebrado en la ciudad de Barcelona en el año 2008, “Establecimiento de un Parque Transfronterizo para la Paz entre Honduras y Nicaragua” por parte de la Unión internacional para la Conservación de la Naturaleza. Esta moción reconocía que “las montañas ubicadas entre la República de Honduras y la República de Nicaragua constituyen un recurso natural de un valor único y albergan el Área Protegida Natural de La Botija y el Área de Uso Múltiple de Cerro Guanacaure, en Honduras, y la Reserva Tepesomoto-La Patasta y el Monumento Nacional Cañón de Somoto, en Nicaragua”. Así mismo dicha Moción CGR4.MOT060 recogía que en dicho territorio existen “hábitats esenciales y un corredor biológico para especies en peligro, amenazadas, migratorias y endémicas, así como áreas de captación de aguas que alimentan a cuencas transfronterizas y proveen suministros hídricos vitales para poblaciones urbanas, rurales e indígenas”. Y por ello se señalaba que su declaración como espacios protegidos a ambos lados de la frontera supondría “una mejor gestión de las áreas protegidas existentes y la utilización de prácticas sostenibles en las áreas circundantes, las cuales promoverían el turismo y los bienes y servicios ambientales en beneficio de las generaciones presentes y futuras”. La Moción pedía “a los Gobiernos de Honduras y Nicaragua que establecieran en cooperación un área protegida transfronteriza con un sistema conjunto de ordenación regional para integrar las áreas protegidas existentes”

La declaración a ambos lados de la frontera de Reserva de la Biosfera (2017) y Geoparque (2018) es un gran avance en la dirección que marca la UICN y apuntan en un futuro hacia la posible creación de una RB Transfronteriza, el cual se define como un espacio ecológico de especial valor que abarca más de un país en el cual dos o más estados cooperaran en la conservación y el uso sostenible de un espacio.

La figura de una RB transfronteriza en un espacio al que el turismo internacional apenas aún se acerca, como mostraron Martínez de Anguita y Lagos (2009), es el elemento que podría transformar el Corredor Biológico mesoamericano en un producto ecoturístico de integración regional para toda Centroamérica al unir los dos extremos del corredor, el maya-hondureño con el costarricense - nicaragüense creando así la “ruta del Corredor Biológico Mesoamericano como producto de integración ecoturística y muestra de todos los ecosistemas tropicales de Centro América.

En línea con esta integración transfronteriza de la conservación, y la petición de la UICN para crear un pasillo biológico a ambos lados de la frontera, este artículo plantea una metodología para identificar la conectividad ecológica estructural. Para ello se parte de un mapa de uso actual del suelo que sirve como base para realizar un análisis espacial de patrones morfológicos; a partir del cual conocer la configuración del paisaje e identificar las posibles áreas por las cuales se podría intentar la conectividad estructural de los principales parches de bosque existentes actualmente en toda la zona de estudio a ambos lados de la frontera.

La teledetección y los Sistemas de Información Geográfica (SIG) están siendo ampliamente utilizadas en el ámbito de la ecología del paisaje y ordenamiento territorial especialmente en estudios que cuantifican y caracterizan los patrones de la fragmentación de bosques y analizan sus efectos ecológicos, también se utilizan para medir la conectividad del mismo o entre áreas protegidas (López, 2010; Santos y Tellería, 2006; García y Saura, 2005; Bélisle, 2005; Saura, 2004; Imbernon y Branthomme, 2001).

Las actividades humanas han modificado el territorio centroamericano hasta el punto de que los patrones más comunes en los paisajes son mosaicos de asentamientos humanos, terrenos agrícolas y fragmentos dispersos de ecosistemas naturales. Los espacios naturales protegidos se encuentran cada vez más rodeados de ambientes modificados y a largo plazo parecen destinados

a funcionar como ecosistemas aislados (Bennet, 2004). La pérdida y fragmentación de hábitats es reconocida como un problema clave con el que se enfrenta la conservación de la diversidad (Fahrig, 2003; Laurence y Bierregaard, 1997). El proceso de fragmentación y destrucción de hábitats se caracteriza por variaciones en la configuración del paisaje, éstas se manifiestan a través de componentes tales como la pérdida general de hábitat, disminución en el tamaño medio y un aumento en el número de fragmentos de hábitats resultantes del proceso, aumento de la distancia entre fragmentos o mayor aislamiento de hábitats como consecuencia de que nuevos usos del suelo ocupan los espacios intermedios (Fahrig, 2003). La flora y fauna son seriamente afectadas por estos cambios ecológicos, así como el suelo y los recursos hídricos (Forman, 1995; Forman y Godron, 1986). Los impactos ocasionados por la fragmentación del hábitat en la vida silvestre son el aislamiento de las poblaciones y la reducción del tamaño de las mismas, la depresión endogámica, la reducción de la eficacia biológica de los individuos o la pérdida progresiva de las especies (Santos y Tellería, 2006; Lienert, 2004). De acuerdo a Fahrig y Merriam (1994) cuando las poblaciones se encuentran aisladas y el desplazamiento entre ellas es limitado, la probabilidad de recolonización después de ocurridos eventos de extinción local es baja. Asimismo, si las poblaciones locales están conectadas se facilita que se produzcan desplazamientos más frecuentes, las extinciones locales se hacen menos frecuentes y la recolonización más rápida. Por tanto, las configuraciones de hábitats que ayudan a los desplazamientos de animales por el paisaje tienen beneficios para la permanencia general de las especies.

La conectividad ha sido definida como la capacidad del paisaje para facilitar los flujos biológicos (Forman, 1995; Taylor *et al.*, 1993). Un paisaje o área local con alta conectividad permite que los individuos de una especie determinada pueden desplazarse con libertad a través de clases preferidas de vegetación para alimentarse (Bennet, 1998).

La conectividad potencial de las especies, comunidades o procesos ecológicos, está definida por un componente estructural y otro funcional. El componente estructural es aquel que está determinado por la disposición espacial de diferentes tipos de hábitats en el paisaje. Este componente está influenciado por factores como la continuidad de hábitats adecuados, la dimensión de las brechas, siendo ésta la distancia que separa dos componentes, la distancia que se debe atravesar, y la presencia de senderos alternativos como rutas alternas u otras ya existentes (Bennet, 2004). En cambio, el componente funcional está definido como la forma en que responden los individuos a la estructura física del paisaje (Crooks y Sanjayan, 2006).

La conectividad estructural según Metzger y Décamps (1997) y Bennet (2004) está influenciada por variables como la densidad, cantidad y distancia euclídea entre parches o entre hábitats, así como por la presencia de sendas como enlaces entre parches. En virtud de su homogeneidad y de su elevada conectividad estructural, los hábitats lineales continuos desempeñan potencialmente un papel clave como conductos del flujo de especies y materiales a través del ambiente (Cantwell y Forman, 1994). El corredor eficaz de hábitats proporciona un enlace continuo o casi continuo de hábitats adecuados a través de un ambiente natural o alterado. Esta conectividad del paisaje se puede lograr de dos formas para las especies, manejando el mosaico entero del paisaje para promover el desplazamiento y la continuidad de la población o manejando hábitats concretos dentro del paisaje para lograr dicho propósito (Bennet, 2004).

La necesidad de enlaces ecológicos es reconocida como un principio fundamental en la planificación de uso del suelo y en el manejo de la misma en paisajes con desarrollos de infraestructura (Gurrutxaga y Lozano, 2007; Forman, 1995). Los enlaces son componentes del paisaje que conectan ecosistemas o permiten el flujo genético entre poblaciones. Por lo tanto, el mantenimiento y restauración de la conectividad ecológica como atributo fundamental en la funcionalidad de los ecosistemas debe ser una meta en la planificación de sistemas de espacios protegidos y de las estrategias nacionales de conservación de la diversidad biológica y mantenimiento de los bienes y servicios asociados (Arias *et al.*, 2008).

Debido a que la fragmentación es reconocida como un problema crítico en la estabilidad de la biodiversidad y una preocupación clave en la planificación de los recursos naturales, la conectividad ha surgido como una prioridad para la conservación y la ecología (García-Feced *et al.*, 2011; Freemark *et al.*, 2002). La conectividad es fundamental en la investigación ecológica debido a su potencial para mitigar los efectos de la fragmentación del hábitat (Bailey, 2007; Anderson y Jenkins, 2006). Esta situación ha dado origen a diversos métodos y herramientas para analizar el paisaje y evaluar la conectividad estructural y funcional del mismo. En este sentido la teoría de grafos conocida también como análisis de redes y que está definida como el área de las matemáticas que trata problemas relacionados con la conectividad, flujo, rutas de movimientos y estructura de las comunidades, se ha convertido en una popular herramienta para el modelado de la conectividad del paisaje (Galpern *et al.*, 2011).

El grafo representa un paisaje como un conjunto de nodos (parches de hábitats o núcleos) funcionalmente vinculados en cierta medida por enlaces, definidos éstos últimos como puentes o medios que vinculan pares de nodos en el paisaje (Urban y Keitt, 2001). Los gráficos ofrecen la capacidad de identificar los parches que son muy importantes para la conectividad de hábitat y por lo tanto a largo plazo la persistencia de la población a través del paisaje (Minor y Urban, 2007). Los modelos de paisaje basados en gráficos son atractivos porque proporcionan una representación espacial que puede ser examinada en función del uso del suelo y ofrecen un marco matemático bien desarrollado para la cuantificación de los impactos generados por las acciones de gestión desarrolladas para la conectividad del paisaje (Urban *et al.*, 2009).

Existe una serie de aplicaciones que han sido desarrolladas para el análisis de los patrones del paisaje y para cuantificar la conectividad del mismo, tales como Conefor Sensinode 2.2., Fragstats, APACK y *Guidos* 1.3, entre otros. El enfoque de *Guidos* 1.3, que es la aplicación utilizada en el presente estudio, se basa exclusivamente en la conectividad estructural y considera básicamente las características geométricas (tamaño y disposición) de las clases de usos del suelo (parches) representadas en la imagen de entrada sobre la cual se realiza el Análisis Espacial de Patrones Morfológicos (AEPM).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1 Caracterización del área de estudio

El área de estudio cubre una extensión de 160.203 ha y se localiza en los departamentos de Choluteca en Honduras y los departamentos de Madriz y Chinandega en Nicaragua comprendiendo la jurisdicción de 16 municipios (véase Figura 1). En el territorio se encuentran emplazados los espacios naturales protegidos de Tepesomoto - La Patasta y el Cañón de Somoto en Nicaragua, y La Botija y el cerro Guanacaure en Honduras. Los ecosistemas presentes en el territorio de estudio son muy diversos y están constituidos por bosque nuboso, bosque seco, pinares y robledales y la combinación de éstos, áreas agropecuarias, sistemas agroforestales, formaciones arbustivas y sistemas riparios.

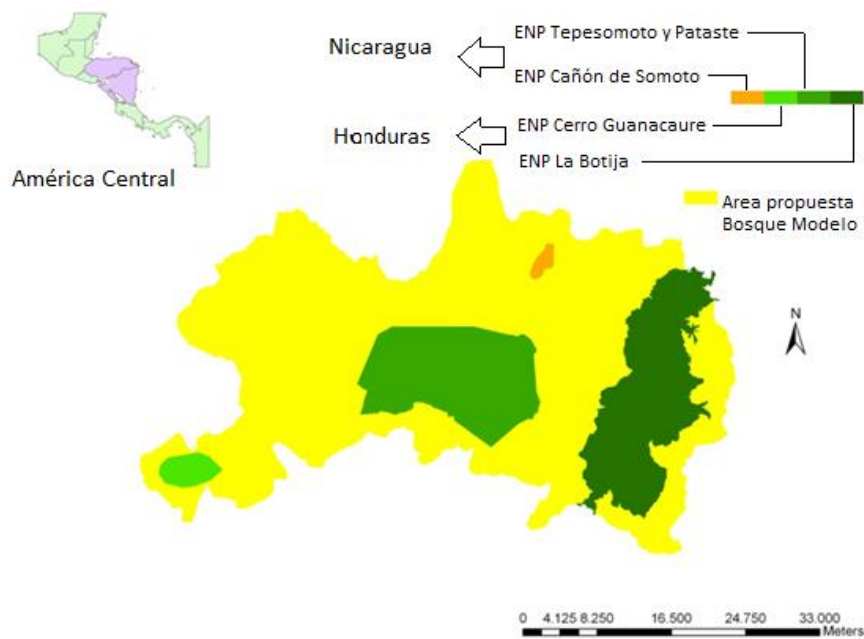


Figura 1. Localización del área de estudio

2.2 Insumos requeridos para la elaboración del mapa de usos y el Análisis Espacial de Patrones Morfológicos (AEPM)

Imagen a clasificar: se realizó una clasificación de una imagen Landsat 4-5 TM, con una resolución espacial de 30 m de pixel y una resolución espectral de siete bandas.

Capa de límites del área de trabajo: elaborada por Argueta (2010).

Áreas de entrenamiento: se estableció un total de 299 pares de coordenadas en el terreno como regiones de interés para la clasificación. El número de puntos para cada clase de uso fue variable por cuestiones de facilidad y costos de acceso a las parcelas de muestreo. Debido a que la imagen a clasificar presentaba algunos sectores cubiertos de nubes se estableció una muestra de 20 puntos para crear una máscara y no dejar regiones de la imagen sin clasificar.

Las clases de usos del suelo a separar en el proceso de clasificación fueron establecidas previamente a la fase de campo, estas clases son: agua, arbustos, bosque nuboso, bosque seco, cultivo anual, cultivo permanente, pastizal, pinar, robledal y urbano (véase Figura 2).

2.3 Procedimientos metodológicos empleados

El esquema metodológico fue desarrollado en dos fases. La primera consistió en el trabajo de campo realizado durante 45 días. En esta fase se establecieron áreas de entrenamiento que serían utilizadas para la clasificación de la imagen de satélite.

La segunda fase consistió en la elaboración del mapa de uso actual del suelo. En primer lugar, se realizó la clasificación de la imagen Landsat TM con base al algoritmo de máxima verosimilitud utilizando el programa ENVI 4.6. La validación del proceso de clasificación fue realizada mediante el cálculo del estadístico Kappa y la elaboración de matrices de confusión. Con el propósito de validar y mejorar los resultados de un primer modelo (clasificación) realizado se efectuaron nueve repeticiones para generar un modelo final combinado. El número de repeticiones efectuadas estuvo en función de los resultados obtenidos en cada una de las mismas,

cuando se observó que los resultados no variaban significativamente entre sí se decidió limitar el número a nueve a repeticiones. Dichas repeticiones se llevaron a cabo formando combinaciones de grupos de datos de forma aleatoria y dejando un tercio del total para efectuar las validaciones de cada modelo obtenido con base a los datos de construcción del mismo.

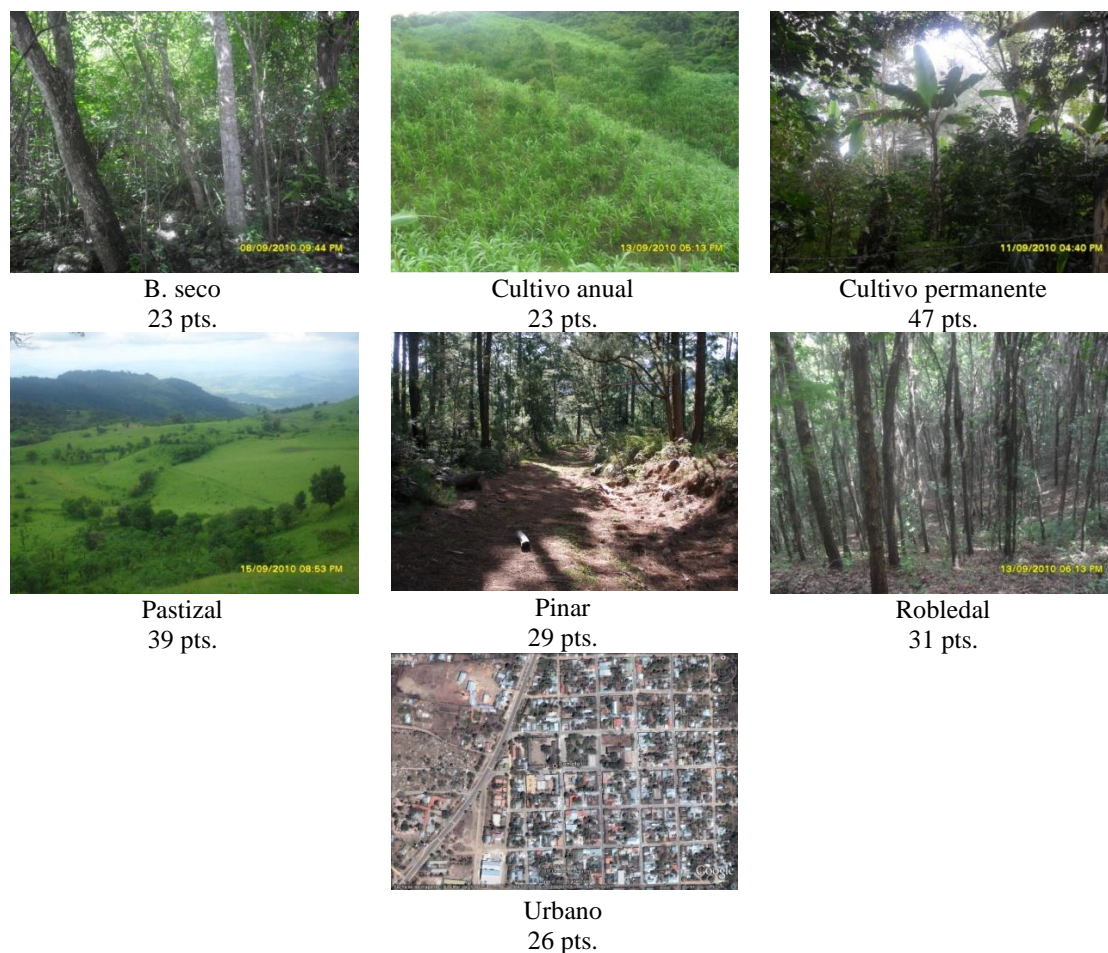


Figura 2. Clases de usos del suelo y el tamaño de muestra por cada uno.

Nota: se elaboró una máscara de nubes con una muestra de 20 pts.

Para generar el modelo final y determinar a qué clase de uso del suelo pertenecía cada píxel clasificado en las nueve repeticiones, se definió como regla general que si una clase dada aparecía como un mismo tipo de uso en al menos cuatro repeticiones, dicho píxel se clasificaba bajo tal uso; cuando la presencia de un tipo de uso era inferior a dicho parámetro ese píxel se dejaba sin clasificar y pasaba a formar una clase denominada Confusa la cual agrupa aquellas clases que no pudieron ser separadas mediante la clasificación final porque son confundidas entre sí. En caso de que existieran dos clases con cuatro repeticiones cada una se clasificaba como confusas.

El AEPM se llevó a cabo con el uso de la aplicación *Guidos* 1.3 (Vogt, 2010). Esta aplicación se basa en la morfología matemática de los elementos presentes en una imagen objeto de análisis. Asimismo, la conectividad identificada es meramente estructural y no funcional. La imagen de entrada a analizar es de tipo binaria en formato *.tif, y refleja dos clases de cubiertas, foreground/background (bosque/no bosque). El AEPM separa ambos tipos de cubiertas y luego reclasifica la categoría foreground en siete clases separadas por una escala de colores (núcleo, verde; isla, café; puente, rojo; lazo, amarillo; borde, negro; ramal, anaranjado; perforación, azul).

El análisis mediante *Guidos* 1.3 y sus resultados están en función de la integración de parámetros relacionados a la conectividad y el ancho de borde.

La conectividad se logra siempre que se cumpla la siguiente condición: para un conjunto de 3 x 3 píxeles, el píxel central está conectado a sus píxeles vecinos adyacentes ya sea por:

- a) Un píxel borde (en direcciones cardinales) y un píxel esquina (en dirección diagonal) en común (conectividad-8) o,
- b) Un solo píxel común en el borde (conectividad-4).

Antes de proceder a efectuar el análisis se debe definir qué tipo de conectividad se desea conocer, para esto se selecciona la opción de conectividad 8 (encuentra la conectividad entre píxeles a través de cualquiera de las 8 direcciones posibles, es decir cardinales o diagonales), o bien la opción de conectividad 4 (solo considera las direcciones cardinales).

El ancho de borde está definido por las zonas o píxeles que rodean a la clase núcleo. La distancia real en metros del ancho de borde corresponde con el número de píxeles del borde multiplicado por la resolución espacial de la imagen de entrada.

De acuerdo a Soille y Vogt (2009) cuanto más se incrementa el valor de los parámetros, específicamente el ancho de borde, la proporción de áreas Núcleo disminuye; mientras que la clase "Isla" puede aumentar su proporción o permanecer estable. El AEPM se efectuó a partir de una reclasificación del mapa de usos del suelo en las clases Bosque-No bosque, las clases constituidas por parches de bosque representan en *Guidos* 1.3 la clase 2 (foreground), el resto de las clases de usos fueron agrupadas como clase 1 (background). El AEPM es un método que permite analizar la configuración estructural del paisaje, identificar los distintos componentes que lo conforman y la continuidad estructural de los parches de bosque, así como el grado de fragmentación y las posibles zonas por las cuales se podría conectar el paisaje.

Los parámetros utilizados en el AEPM realizado en el presente estudio fueron: conectividad de parches igual a ocho, es decir que si un píxel núcleo hace contacto con un píxel vecino a través de alguna de las ocho direcciones (cardinales y diagonales) posibles, significa que ambos píxeles están conectados. El ancho de borde utilizado fue de 30 m. *Guidos* 1.3 incluye dentro de su funcionalidad la identificación de los cinco mayores componentes (nodos y puentes) del paisaje analizados en función del tamaño de la clase Núcleo. Igualmente, el programa aporta estadísticas generales de los elementos resultantes del análisis efectuado tales como número de componentes y su tamaño. Las salidas generadas en *Guidos* consistieron en imágenes .tif (formato RGB). Dichas salidas contienen la clasificación a qué clase pertenece cada elemento del paisaje según su patrón morfológico y sus estadísticas básicas.

2.4 Técnicas de validación de los resultados obtenidos

Matemáticamente los dos métodos utilizados para la validación del proceso de clasificación consistieron en la elaboración de una matriz de confusión y el cálculo del Índice de Concordancia Kappa; el primero es un método de evaluación de los errores del proceso de clasificación, a través de una matriz que muestra el nivel de confusión entre clases, a partir de la contraposición de los datos de campo versus las clases identificadas por la aplicación utilizada, el segundo es un estadístico que mide el nivel de concordancia entre dos clasificaciones, es decir compara la clasificación generada automáticamente por el software y la clasificación con los datos de campo (verdad terreno). De la manera más simplificada se define así:

$$K = \frac{P_0 - P_e}{1 - P_e}$$

Con P_0 = proporción de concordancia observada, P_e = la proporción de concordancia esperada por puro azar. En caso de acuerdo perfecto la proporción de concordancia será 1, por lo que $1-P_e$ representa el margen de acuerdo posible no atribuible al azar.

El estadístico Kappa es clasificado en seis niveles de concordancia de acuerdo a Landis y Koch (1977), éstos son: <0,00, pobre; 0,01-0,20, leve; 0,21-0,40, aceptable; 0,41-0,60, moderada; 0,61-0,80, considerable; 0,81-1,00, casi perfecta. La precisión global de la clasificación es calculada de forma automática por el programa utilizado, no obstante, una forma de hacerlo manualmente es dividiendo el total de píxeles correctamente clasificados por el número total de píxeles de referencia, tal como se muestra en la siguiente expresión:

$$PG = \frac{\sum_{i=1}^r X_{ii}}{N}$$

Siendo: r = el número de filas de la matriz, X_{ii} = el número de observaciones en la fila i y columna i (diagonal mayor), N = el número total de puntos de muestreo.

3. RESULTADOS

3.1 Clasificación de la imagen Landsat 4-5 TM

El proceso de clasificación tuvo como resultado final un mapa de usos del suelo correspondiente al año 2010. Las clasificaciones muestran un comportamiento variable por cada repetición, lo cual se denota en la variabilidad del estadístico Kappa y las precisiones globales de cada repetición. Igualmente, cuando los modelos fueron generados con los datos de entrenamiento los valores de Kappa oscilaron entre 0,81 y 0,90 y las precisiones globales estuvieron entre 82,52 y 91,33 %; en cambio los modelos generados con base a datos para validación obtuvieron valores Kappa inferiores, desde 0,51 hasta 0,73 y precisiones globales de 56,04 a 75,73 % (véase Tabla 1). El modelo final resultó con un valor Kappa de 0,71 y una precisión global de 74 %. La matriz de confusión del modelo final indica que las mayores confusiones se presentan entre las clases Agua-Bosque Seco-Urbano, Arbustos-Bosque Seco, Bosque Nuboso-Cultivo Permanente, Cultivo Anual-Arbustos-Bosque Seco-Pastizal, y Pastizal-Arbustos-Robledal (véase tabla 2).

Tabla 1. Coeficientes de kappa resultantes de las clasificaciones.

Matrices de Confusión	Con datos de entrenamiento		Con datos para validación	
	C. Kappa	Precisión global (%)	C. Kappa	Precisión global (%)
Todos los datos de campo	0,84	85,58		
Repetición 1	0,90	91,33	0,56	61,06
Repetición 2	0,90	90,83	0,51	56,04
Repetición 3	0,83	84,95	0,59	63,11
Repetición 4	0,88	88,94	0,57	61,82
Repetición 5	0,88	89,30	0,61	64,89
Repetición 6	0,81	82,52	0,73	75,73
Repetición 7	0,86	87,44	0,63	67,27
Repetición 8	0,86	87,44	0,71	74,47
Repetición 9	0,89	90,29	0,58	62,14
Repeticiones combinadas			0,71	74,00

Los resultados reflejan que los usos del suelo son muy diversos en toda la matriz del paisaje manifestándose en el amplio mosaico de uso (véanse Tabla 3 y Figura 3).

Tabla 2. Matriz de confusiones entre clases.

Clases	Agua	Arbustos	B. nuboso	B. seco	C. anual	C permanente	Pastizal	Pinar	Robledal	Urbano	Nubes	Total (%)
Agua	64	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Arbustos	0	65	0	22	13	0	8	0	3	0	0	12
B. nuboso	0	0	80	0	0	15	0	0	0	0	0	10
B. seco	18	8	0	57	13	2	3	7	0	0	0	8
C. anual	9	5	0	4	48	2	3	0	0	8	0	6
C. permanente	0	5	17	9	9	72	3	0	0	0	0	14
Pastizal	0	5	3	0	13	0	69	3	3	0	0	11
Pinar	0	0	0	0	0	2	0	83	0	0	0	8
Robledal	0	0	0	0	0	2	10	3	87	0	0	10
Urbano	9	0	0	0	0	2	0	0	0	85	0	8
Nubes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	6
C. confusas	0	10	0	9	4	2	5	3	6	8	0	5
Total (%)	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Tabla 3. Clases de usos del suelo y número de puntos generados.

Clases de usos	Área (ha)	Área (%)
Agua	1.410	0,88
Arbustos	29.251	18,26
B. nuboso	716	0,45
B. seco	37.627	23,49
C. anual	23.664	14,77
C. permanente	11.604	7,24
Pastizal	23.613	14,74
Pinar	7.686	4,80
Robledal	5.726	3,57
Urbano	971	0,61
Nubes	273	0,17
Clases confusas	17.662	11,02
Total	160.203	100

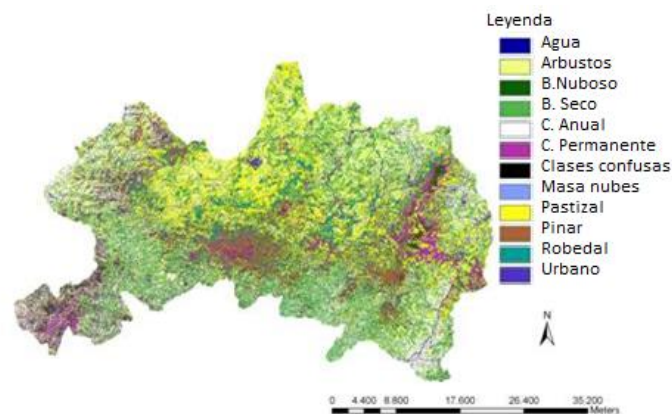


Figura 3. Mapa de uso actual del suelo. Imagen clasificada.

3.2 Análisis Espacial de Patrones Morfológicos

Es importante mencionar que la imagen utilizada para realizar el AEPM producto de la reclasificación del mapa de usos del suelo resultó del proceso de reclasificación Bosque/No bosque con un valor Kappa de 0,8 y una precisión global de 88,7 %. El AEPM indica que la superficie total de Bosque es de 63.358 ha, equivalentes al 39,54 % del área de estudio. La clase No bosque presenta una superficie total de 96.845 ha, esto representa el 60,46 % del territorio.

Los principales reductos de bosque o zonas Núcleo están localizados básicamente en los espacios naturales protegidos Serranía Tepesomoto - La Patasta y La Botija (véase Figura 4). No obstante, fueron identificados ciertos reductos de menor representatividad que podrían ser objeto de conservación diseminados en toda la matriz del paisaje. Los reductos de bosque de mayor entidad se encuentran representados por formaciones de pinares, bosque nuboso y robledales; presentan regular continuidad en su estructura física, lo que las convierte en elementos Núcleo con un buen nivel de densidad.

La Figura 4 refleja que el área de bosque está dominada por la clase Puente, elemento responsable de la conexión entre zonas Núcleo. Esta clase representa el 34,79 % del área total de bosque con una superficie de 22.042 ha. La clase que ocupa el segundo lugar en superficie es la clase Ramal con 12.298 ha (19,41 %), seguidamente aparecen las clases Núcleo y Borde con 8.914 ha (14,07 %) y 8.870 ha (14 %) respectivamente; con una superficie similar se encuentra la clase Isla con 8.756 ha (13,82 %). Por último, se encuentran las clases Lazo (3,31 %) y Perforación (0,6 %). Se identificó un total de 946 componentes con tamaños que oscilan entre 0,09 ha y 10.510,74 ha. Los componentes de menor tamaño (0,09 ha) dominan el paisaje y se encuentran en una proporción del 30,65 % seguidos por componentes de 0,18 ha y 0,27 ha que representan el 13,10 % y 4,75 %. El resto de componentes se encuentran con menor frecuencia lo que significa que su tamaño es inversamente proporcional a su frecuencia de ocupación del territorio. Luego fueron identificados los cinco mayores componentes del territorio destacando que la identificación de éstos se realiza tomando como parámetro el tamaño de la clase Núcleo de cada componente. Los dos mayores componentes afectan los espacios naturales protegidos Tepesomoto - La Patasta y La Botija, los otros tres componentes no están bajo ninguna figura de conservación (véase Figura 4). El espacio protegido Cerro Guanacaure con una extensión de 1.976,57 ha constituye en términos generales uno de los componentes de mayor tamaño, sin embargo, no se incluye dentro de los cinco más importantes por su magnitud debido a que su estructura está constituida en un 92,36 % por la clase Puente y solo un 7,64 % pertenece a la clase Núcleo, lo que sugiere que el nivel de fragmentación al que ha sido sometida dicha área es intenso.

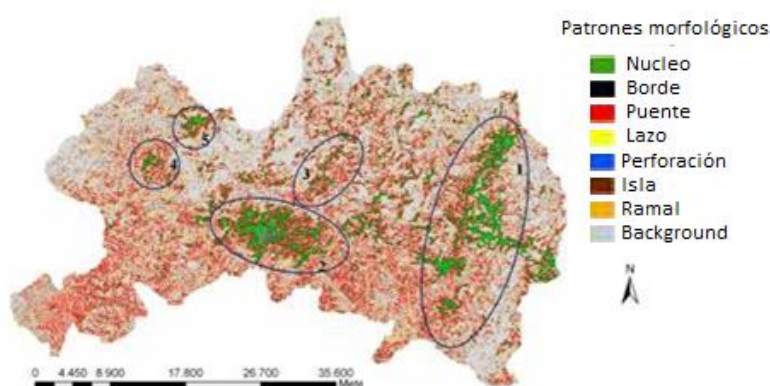


Figura 4. Elementos en el paisaje según patrón morfológico. Las elipses indican los 5 componentes principales identificados. Las dos mayores representan Tepesomoto - La pataste y la Botija.

Asimismo, el espacio protegido Cañón de Somoto no aparece identificado entre los componentes de mayor magnitud puesto que es un área bastante pequeña (616,60 ha incluida su área de amortiguamiento) y sus principales valores están representados por su geología y no por la presencia de bosque. El AEPM muestra que los mayores componentes al igual que el resto están constituidos en su mayor parte por la clase Puente (véase Figuras 4 y 5) lo que confirma una vez más el alto nivel de fragmentación al que han sido sometidos los ecosistemas forestales del territorio. Se identificaron aquellas áreas por las cuales se podrían establecer pasillos ecológicos que conectarán estructuralmente a los cinco principales parches de bosque (Núcleos) del territorio (Véase Figura 6).

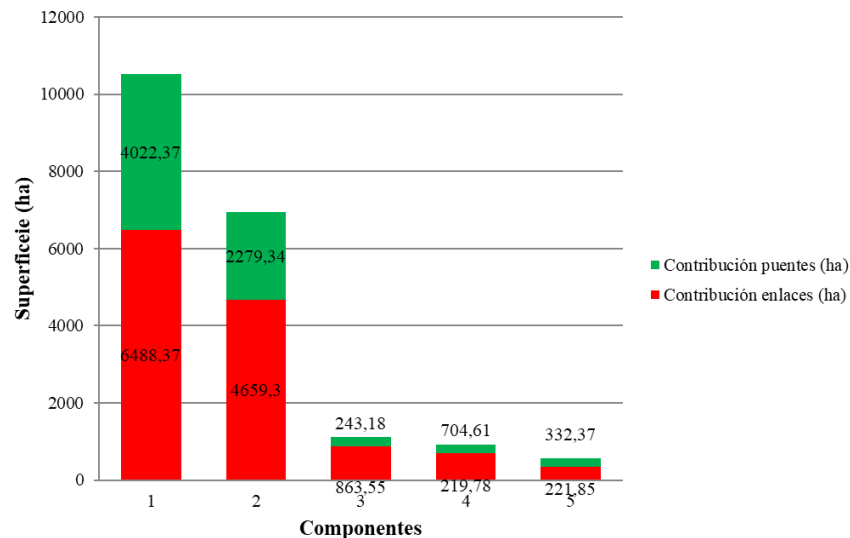


Figura 5. Atributos por componente.

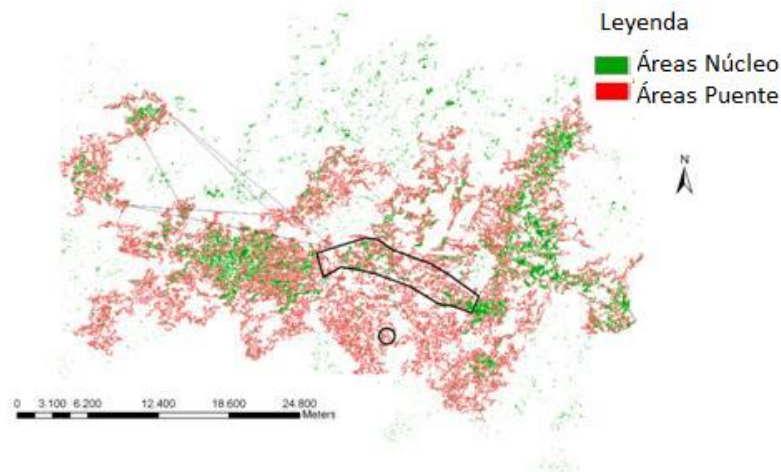


Figura 6. Arriba: elipses, indican posibles áreas para establecer pasillos ecológicos. Abajo: círculo: área por la cual podrían conectarse los componentes 1 y 2, tomando como base la localización de áreas puente; polígono: área de conexión de los componentes 1 y 2 partiendo de elementos núcleo.

4. DISCUSIÓN

4.1 Clasificación de la imagen Landsat 4-5 TM

El hecho de que los valores Kappa y los niveles de precisión global sean inferiores cuando los modelos son desarrollados únicamente con los datos de validación podría deberse al bajo número de muestras y la variabilidad numérica entre las distintas clases. De acuerdo a Cachorro *et al.* (2001), la precisión y otros parámetros estadísticos del método de clasificación *máxima verosimilitud* puede verse afectado si el número de muestras disponibles es relativamente bajo.

En general los resultados de este estudio son similares a los obtenidos en otras investigaciones realizadas en áreas tropicales y que también han utilizado imágenes Landsat TM y metodologías parecidas y que en algunos casos presentan valores Kappa y precisiones superiores. Así López (2010) obtuvo valores Kappa equivalentes a 0,59, 0,67 y 0,69 respectivamente; mientras que Francois *et al.* (2003) reportan valores de 0,34. Otros investigadores como Hiraes-Cota *et al.* (2010) o Paolini *et al.* (2002), reportan valores entre 0,31 y 0,53, 0,79 y 0,87.

Los resultados obtenidos en el modelo final confirman que el proceso de clasificación es bastante bueno al ubicar dentro de la escala Kappa el nivel de concordancia entre la clasificación automatizada y la verdad terreno en el nivel considerable (0,61-0,80).

Un elemento que posiblemente influyó en los niveles de confusión es el hecho de que el territorio se caracteriza por ser altamente heterogéneo lo que significa que un píxel de la imagen clasificada podría contener más de una clase. Más aún cuando gran parte de las parcelas de muestreo presentan tamaños muy pequeños (de un píxel de tamaño) existe una tendencia a incrementar el nivel de confusión entre clases al tener en un mismo píxel diferentes tipos de cubiertas y reflectancias. A esto podría sumarse el hecho que el número de muestras (áreas de entrenamiento) en algunas clases es relativamente bajo.

En el caso de algunas clases la confusión podría explicarse porque los objetos que las representan contienen ciertas similitudes en su estructura física, por ejemplo: las clases Bosque Nuboso y Cultivo Permanente presentan semejanzas en sus características estructurales y composición florística mayor, lo que se debe a que la segunda está conformada básicamente por plantaciones de café bajo sombra y se localiza principalmente en áreas que años atrás fueron ocupadas por la clase Bosque Nuboso pero que aún presentan árboles característicos de esta última o en sitios de laderas pero entre las zonas de mayor altitud, provocando así un solapamiento entre la combinación de especies del sistema agroforestal y aquellas que son propias del Bosque Nuboso.

La confusión entre las clases Arbustos y Pastizal podría deberse a que comúnmente las áreas de pasto son invadidas por especies arbustivas, esto facilita un solapamiento entre especies de una clase y otra más aún cuando se ha observado que la mayor parte de las áreas de pastizal están constituidas por pasto natural en donde el solapamiento podría ser mayor puesto que estas áreas son más heterogéneas debido a que carecen de manejo y a la no introducción de una especie exclusiva de pasto mejorado. De acuerdo con Jones y Velásquez (2006) la cuenca Aguas Calientes con una extensión de 4.775 ha y situada en la zona de estudio, posee un área de pasto natural equivalente a 1.707 ha; mientras que el pasto mejorado presenta una superficie reducida de 4 ha.

La confusión que se da entre las clases Agua y Urbano ya que sugiere que sus valores de reflectancia son similares. Es importante destacar que la clase Urbano está constituida por las estructuras propias de las edificaciones de los pueblos y las carpetas de rodamiento de sus vías de acceso lo que significa que su nivel de reflectancia podría ser similar al que presentan los cauces de la red hídrica y sus principales elementos, puesto que esta última representa grandes cantidades de rocas y arena, lo cual se hace más notorio en la época de verano cuando el lecho de los ríos y quebradas queda totalmente expuesto a la radiación solar.

4.2 Análisis Espacial de Patrones Morfológicos

Los resultados reflejan claramente que los ecosistemas forestales presentan un alto estado deterioro. La superficie del bosque se encuentra en menor proporción que las áreas de No bosque, esto es atribuido tal como lo indican Pérez y Mejía (2005) y Arróliga *et al.* (2005) en estudios realizados en la Reserva Natural Tepesomoto - La Patasta a la conjugación de malas prácticas ambientales asociadas a la deforestación, sobre explotación del recurso forestal y al desarrollo de actividades agropecuarias.

Las masas forestales han sido reducidas y el nivel de fragmentación es muy importante. Los elementos Núcleo ocupan el tercer lugar después de las clases Puente y Ramal. Los elementos Núcleo más importantes han sido confinados a los espacios naturales protegidos, esto sugiere que la declaratoria de dichas áreas y su normativa ha limitado en cierta medida el proceso de deterioro de estos recursos, a esto podrían estar asociados algunos factores como es el hecho de que los principales remanentes de bosque se localizan en las zonas de mayor altitud y dónde los niveles de pendientes son muy altos lo que dificulta el desarrollo de actividades agropecuarias.

El hecho de que la clase Puente domine el paisaje podría tener serias consecuencias para las especies faunísticas centrales o especialistas, esto debido a que los parches de bosque de gran tamaño juegan un rol importante en la supervivencia de dichas especies principalmente aquellas distribuidas en hábitats interiores. Kattan y Alvarez-López (1996) mencionan que del total de las especies de aves encontradas en áreas de bosques continuos del Neotrópico sólo un 25 % han persistido en pequeños fragmentos entre 10 y 50 ha, mientras el 60 % de las especies han sido encontradas en fragmentos de tamaño mediano entre 100 y 600 ha.

De acuerdo con los resultados reflejados en las Figuras 3 y 4, se afirma que la clase Puente está constituida básicamente por el bosque seco, el cual se encuentra diseminado en toda la matriz del paisaje, aunque con mayor notoriedad en las partes bajas e intermedias del territorio. El patrón descrito por esta formación indica que su presencia se da en forma de parches irregulares, que en su mayoría no contienen áreas Núcleo. Este resultado se asemeja a lo planteado por Pérez y Mejía (2005), quienes reportan que en Tepesomoto - La Patasta, el 21,9 por ciento del espacio protegido estaba siendo ocupado por fragmentos de bosque seco distribuidos en toda la matriz del paisaje. Estos mismos autores indicaron que la vegetación del espacio protegido no está constituida por una masa forestal continua sino por un pequeño mosaico de pequeñas formaciones vegetales arbóreas y arbustivas alternadas con áreas agropecuarias lo que coincide con los resultados obtenidos en el presente estudio.

Por lo anterior la conservación de los elementos Núcleo debe considerarse fundamental en las acciones de manejo. Arróliga *et al.* (2005) señalan que la conservación de la fauna principalmente las aves migratorias y los mamíferos que se encuentra en el territorio depende de la continuidad temporal y espacial de los remanentes de bosques mejor conservados de la Serranía Tepesomoto - La Patasta puesto que éstos podrían representar la fuente de especies que se dispersan hacia el resto de la matriz del paisaje y aquellas que exigen recursos en cantidad y calidad para su supervivencia. En este sentido, Pételis *et al.* (2009) afirman que los complejos grandes de bosque tienen un efecto positivo para las especies de mayor tamaño, por lo tanto, dichas especies son sensibles a los cambios estructurales en estas formaciones.

La condición de que la clase Puente sea la que predomina en el paisaje incrementa la posibilidad de conectar estructuralmente los elementos Núcleo del paisaje a través de la red de Puentes existentes. Además, es importante destacar que la gestión de los principales reductos de bosque debe integrar también las áreas Puente o bosque seco, debido a que éstas presentan una riqueza específica importante. Según Arróliga *et al.* (2005) el bosque seco del área de Tepesomoto - La Patasta alberga aproximadamente 50 especies de aves y 13 de mamíferos, estos datos podrían incrementarse en la medida que se realicen más estudios en el área.

El alto número de componentes identificados y la registrada tendencia hacia valores pequeños en la distribución del tamaño de los mismos indica un alto nivel de fragmentación del paisaje. Es importante recordar que el ancho de borde utilizado en el análisis es del tamaño de un píxel (30 metros); además es mencionar que este ancho de borde ha sido establecido de manera arbitraria por no contar con estudios que aporten un valor basado en criterios previamente analizados en el territorio, lo cual significa que este valor podría ser mayor y por consiguiente el número de componentes podría verse incrementado al cambiar su patrón espacial.

Las condiciones de fragmentación que actualmente presenta el territorio sugieren que existen metapoblaciones de especies comunes entre los espacios protegidos del territorio que podrían estar formando sub-poblaciones que se encuentran en estado de aislamiento, volviéndolas más vulnerables a extinciones locales que podrían producirse por perturbaciones o eventos estocásticos ya sea ambientales o demográficos. Arróliga *et al.* (2005) mencionan que la fragmentación de los ecosistemas forestales de Tepesomoto - La Patasta ha provocado la desaparición de las poblaciones de primates en algunos sectores del espacio protegido y ha puesto en peligro de extinción especies como el *Puma concolor*, *Tayassu tajacu* y *Agouti paca*, poniendo de manifiesto la urgencia de desarrollar acciones de conservación del territorio y su biodiversidad.

Una de las grandes bondades de la aplicación utilizada para realizar el AEPM es el poder identificar las áreas que podrían establecerse como pasillos para conectar aquellos parches que poseen Núcleos importantes y que se encuentran aislados. Dicha identificación a priori se basa en la localización de las áreas Puente. Así mismo aporta los valores de distancia euclídea mínima entre componentes, esta es generada con base a la localización y proyección de las áreas Puente; no obstante, esto no significa que los pasillos ecológicos deben establecerse de manera inexorable sobre esas áreas. Las áreas que fueron identificadas como posibles pasillos pueden ser modificadas de acuerdo con criterios técnicos y de conveniencia socioeconómica al igual que a la localización de áreas Núcleo de menor importancia por su tamaño, pero de interés para la conservación y optimización de los limitados recursos económicos destinados para las acciones de conservación. En la Figura 6 se observa cuál es el trayecto que debería seguir un pasillo ecológico si se considera el criterio de mínimo coste (distancia mínima), sin embargo, se propone una nueva trayectoria/localización basada en la presencia de áreas Núcleo que podrían ser priorizadas para la gestión del territorio y optimizar los esfuerzos de conservación.

5. CONCLUSIONES

El algoritmo de máxima verosimilitud mostró ser efectivo en el proceso de clasificación al permitir diferenciar con buena precisión global las distintas clases de usos del suelo.

El mapa de uso actual del suelo muestra que el territorio está siendo ocupado en su mayor parte por usos no forestales, representando éstos una proporción de 96.845 ha, equivalentes al 60,46 % del área total.

La configuración del paisaje y la presencia de formaciones ecosistémicas comunes a los distintos espacios naturales protegidos del territorio, sugieren que los diferentes parches de hábitat forman parte de un mismo sistema natural que ha sido sometido a un proceso de fragmentación extrema, producto de la conversión de uso del suelo a sistemas agropecuarios.

El análisis espacial de patrones morfológicos muestra que las formaciones de bosque representan el 39,54 % del territorio estudiado equivalente a 63.358 ha, de las cuales el 34,79 % están

clasificadas como áreas Puente. Esta situación refleja el alto nivel de fragmentación del paisaje, aunque la presencia de éstos últimos podría ser una condición básica para lograr la conectividad de los principales componentes identificados.

Los insumos cartográficos generados en el presente estudio son un punto de partida importante para profundizar en el análisis del territorio y la planificación del mismo.

La combinación de las aplicaciones *Guidos* y ArcGIS ha mostrado ser una potente herramienta en el estudio de la estructura espacial del paisaje. Estas herramientas deben ser aplicadas en el seguimiento de la evolución del paisaje, su planificación y la eficacia de las acciones de gestión de los recursos naturales.

Los objetivos propuestos han sido alcanzados de manera satisfactoria, se ha elaborado el mapa de uso actual del suelo y se ha podido efectuar un análisis espacial del paisaje identificando así las distintas clases del ecosistema forestal basado en los patrones del mismo. No obstante, los resultados podrían ser fortalecidos si en futuros trabajos se incrementa el número de muestras o áreas de entrenamiento, aplicación de otros algoritmos de clasificación de imágenes y análisis e integración de otras variables que podrían afectar la conectividad de los ecosistemas, tales como: ancho de borde estudiado con profundidad, tenencia de la tierra y rentabilidad de los sistemas productivos, entre otras. Las dos áreas protegidas a través de diferentes figuras UNESCO vecinas a ambos lados de la frontera entre Honduras y Nicaragua presentan una gran sinergia para su conservación. La creación de los corredores propuestos en este artículo puede fortalecer el mantenimiento de la biodiversidad en ambos, especialmente si se restaura la conectividad entre las reservas de Tepesomoto y La Botija. Recomendamos por lo tanto la creación de una comisión mixta binacional que aborde la protección conjunta de la biodiversidad a ambos lados de la frontera y establezca medidas para llevar a cabo la restauración de los corredores propuestos.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Anderson, B.; C. N. Jenkins. 2006. *Applying nature's design: corridors as a strategy for biodiversity conservation*. Columbia University Press, New York USA, 231 pp.
- Argueta, C. 2010. *Definición de una metodología para la delimitación de un parque binacional entre Honduras y Nicaragua*. 25 pp. Proyecto de fin de master, Universidad de Alcalá, España.
- Arias, E.; O. Chacón; B. Herrera; G. Induni; H. Acevedo; M. Coto; J. Barborak. 2008. Las redes de conectividad como base para la planificación de la conservación de la biodiversidad: propuesta para Costa Rica. *Recursos Naturales y Ambiente* 54: 37-43.
- Arróliga, O.; A. Medina; N. Torres; F. Buitrago. 2005. *Informe de la fauna silvestre de la Reserva Natural Serranía Tepesomoto y Pataste*. Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales. Managua, Nicaragua. 28 pp.
- Bailey, S. 2007. Increasing connectivity in fragmented landscapes: an investigation of evidence for biodiversity gain in woodlands. *Forest Ecology and Management* 238: 7-23.
- Bélisle, M. 2005. Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral landscape ecology. *Ecological Society of America. Ecology* 86: 1988-1995.
- Bennett, A. F. 2004. *Enlazando el paisaje: el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre*. San José, Costa Rica. UICN. 278 pp.
- Bennet, A. F. 1998. *Linkages in the Landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation*. IUCN, Gland, Suiza y Cambridge, RU, 254 pp.

- Cachorro, V.; A. Berjón; A. Guerrero; J. Cid. 2001. *Comparación de distintos métodos de clasificación para la discriminación de cultivos de regadío*. IX Congreso Teledetección, Medio Ambiente y Cambio Global, pp. 57-60.
- Cantwell, M. D.; R. T. T. Forman. 1994. Landscape graphs: ecological modeling with graph theory to detect configurations common to diverse landscapes. *Landscape Ecology* 8: 239-55.
- Crooks, K. R.; M. Sanjayan. 2006. Connectivity conservation: maintaining connections for nature, In: Crooks, K. R.; M. Sanjayan (Eds): *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, New York, pp. 1-20.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution and systematic* 34: 487-515.
- Fahrig, L.; G. Merriam. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conserv. Bio.* 8: 50-59.
- Flores, P.; P. Martínez de Anguita; E. Hsiao. 2008. *La Conservación en las fronteras: el ciclo de proyectos aplicado a la creación del Parque Padre Fabretto*. Fabretto. Madrid. 356 pp.
- Forman, R. T. T. 1995. *Land mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge Univ. Press, UK.
- Forman, R. T. T.; M. Godron. 1986. *Landscape ecology*. John Wiley, New York. 619 pp.
- Francois, J.; H. Puig; J. Palacio; A. Sosa. 2003. *Un modelo espacial del riesgo de deforestación*. Anais XI SBSR, Belo Horizonte, Brasil, INPE. pp. 1357-1363. [Fecha de consulta: Nov. 2010]. http://www.igeograf.unam.mx/ua_morelia/_private/mod_def_XISBSR.pdf.
- Freemark, K.; D. Bert; M. Villard. 2002. Patch, landscape and regional-scale effects on biota. En: Gutzwiller, K. J. (Ed), *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation*. Springer-Verlag, New York, pp. 58-83.
- Galpern, P.; M. Manseau; A. Fall. 2011. Patch-based graphs of landscape connectivity: A guide to construction, analysis and application for conservation. *Bio. Conserv* 144: 44-55.
- García-Feced, C.; S. Saura; E. Roselló. 2011. Improving landscape connectivity in forest districts: A two-stage process for prioritizing agricultural patches for reforestation. *Forest Ecology and Management* 261: 154-161.
- García, S.; S. Saura. 2005. Estimación de la fragmentación de los bosques a partir de imágenes de satélite: El problema de la resolución espacial. *Cuaderno de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 19: 111-116.
- Gurrutxaga, M.; P. Lozano. 2007. Criterios para contemplar la conectividad del paisaje en la planificación territorial y sectorial. Instituto Universitario de Geografía, Universidad de Alicante. *Investigaciones Geográficas* 44: 75-88.
- Hirales-Cota, M.; J. Espinoza-Avalos; B. Schmook; A. Ruiz-Luna; R. Ramos-Reyez. 2010. Drivers of mangrove deforestation in Mahahual-Xcalak, Quintana Roo, Southeast, Mexico. *Ciencias Marinas* 36: 147-159.
- ICF. 2009. *Plan de manejo del área de usos múltiples montaña de La Botija, período 2010-2014*. Departamento de Areas Protegidas, Oficina Regional del Pacífico, Oficina Local San Marcos de Colón. Municipalidad de San Marcos de Colón, Honduras. 129 pp.
- Imbernon, J.; A. Branthomme. 2001. Characterization of landscape patterns of deforestation in tropical rain forests. *International Journal of Remote Sensing* 22: 1753-1765.
- Jones, J.; S. Velásquez. 2006. *Mapa detallado del río Aguas Calientes Somoto, Nicaragua*. 8 pp.

- Kattan, G.; H. alvarez-López. 1996. Preservation and management of biodiversity in fragmented landscapes in the Colombian Andes. pp 3-18 In: J. Shelhas and R. Greenberg (eds.): *Forest Patches in Tropical Landscapes*. Washington, D.C.: Island Press.
- Landis, J. R.; G. G. Koch. 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics* 33: 159-74.
- Laurence, W. F.; R. O. Bierregaard. 1997. *Tropical forest remnants*. Ecology, management, and conservation of fragmented communities. Chicago University Press.
- Lienert, J. 2004. Habitat fragmentation effects on fitness of plant populations – a review. *Journal for Nature Conservation* 12: 53-72.
- López, A. 2010. *Estimación de conflictos de uso de la tierra por dinámica de cultivos de palma africana usando sensores remotos*. Trabajo de Grado para optar al título de Magister en Medio Ambiente y Desarrollo. Universidad Nacional de Colombia, Medellín. 79 pp.
- Martínez de Anguita, P. y O. Lagos. 2009. Análisis del potencial turístico del Corredor Biológico Mesoamericano. *Recursos Naturales y Ambiente* 56-57: 160-164.
- Metzger, J. P y H. Décamps. 1997. The structural connectivity threshold: An hypothesis in conservation biology at the landscape scale, *Acta Oecologica* 18(1):1-12
- Minor, E. S.; D. L. Urban. 2007. Graph theory as a proxy for spatially explicit population models in conservation planning. *Ecological Applications* 17: 1771-1782.
- Paolini, L.; J. Sobrino; J. Jiménez. 2002. Detección de deslizamientos de ladera mediante imágenes Landsat TM: El impacto de estos disturbios sobre los bosques subtropicales del Noroeste de Argentina. *Revista de Teledetección* 18: 21-27.
- Pérez, M. A.; A. Mejía. 2005. *Estudio de la vegetación a nivel de patrones de paisaje de la Reserva Natural Serranía Tepesomoto y Pataste: punto de partida para la elaboración del Plan de Manejo de la Reserva Natural Serranía Tepesomoto y Pataste*. Informe preparado para el Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales. Managua Nicaragua. 56 pp.
- Pételis, K.; G. Brazaitis; R. Zalkauskas. 2009. Some aspects of evaluation the influence of region and forest level landscape structure on the Moose (*Alces alces* L.) and Red Deer (*Cervus elaphus* L.). Distribution. Rural Development 2009. *Sust. Dev. of Forestry*: 180-185.
- Santos, T.; J. L. Tellería. 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas* 15: 3-12.
- Saura, S. 2004. Comparación de índices de fragmentación estimados en imágenes de satélite con distinta resolución espacial. *Revista de Teledetección* 21: 89-93.
- Soille, P.; P. Vogt. 2009. Morphological segmentation of binary patterns. *Pattern Recognition. Letters* 30: 456-459.
- Taylor, P. D.; L. Fahrig; K. Henein; G. Merriam. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68: 571-73.
- Urban, D. L.; E. S. Minor; E. A. Treml; R. S. Schick. 2009. Graph models of habitat mosaics. *Ecology Letters* 12: 260-273.
- Urban, D.; T. Keitt. 2001. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology* 82: 1205-1218.
- Vogt, P. 2010. GUIDOS version 1.3: User Guide. Joint Research Centre (JRC). Italia. 17 p.
- UNESCO 1971. *Man and Biosphere Programme*. UNESCO. Paris.