

Detección de Cambios y Análisis de la Fragmentación de la
Cobertura Forestal, Cuenca del Mucujún, Estado Mérida,
Venezuela

Forest cover change detection and fragmentation analysis, Mucujún
watershed, Mérida State, Venezuela.

Julian Gutiérrez¹

Ramón Osorio²

Fecha de recepción: 26/12/2018

Fecha de aceptación: 10/12/2019

Resumen

Se evaluaron los cambios en la superficie forestal así como su fragmentación, mediante procesamiento digital de imágenes satelitales, Cuenca del Río Mucujún, Estado Mérida, Venezuela. Con los siguientes resultados, para el año 1988 la superficie boscosa era de 4.902,12 has, para 1996 esa superficie aumentó a 6.331,77 has, y para el 2015 pasa a 6.715 has, representando un 25,59 %, 33,06 %, y 35,07 % respectivamente de la superficie de la cuenca. Sobre la fragmentación de los bosques, se calcularon para cada año los siguientes índices: Número de Parches, para el 1988 había 358 parches, el 1996 con 220, y 190 para el 2015; Densidad de Parches, 1,87 para 1988, 1,35 para 1996, y 1,15 en el 2015; Índice del Parche Mayor, el mismo para 1988 representaba el 13,94 %, para 1996 el 16,05 %, y para 2015 el 18,14 %; y Área Media de Parches, para el 1988 era de 17,69 has, 22,28 has para 1996, y 25,25 has para 2015. Se concluyó que la cobertura forestal no solamente aumento netamente del año 1988 al 2015, además la fragmentación disminuyó, lo que implica que los beneficios del ecosistema bosque se ven potenciados, así como los efectos negativos de su fragmentación se ven disminuidos.

Palabras clave: Bosques, Cambios, Fragmentación, Imágenes satelitales, Cuenca Mucujún, Venezuela.

¹Centro de Estudios Forestales y Ambientales de Postgrado. Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales. Universidad de Los Andes. Vía Chorros de Milla, Mérida, Edo. Mérida, Venezuela.

²Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales. Universidad de Los Andes. Vía Chorros de Milla, Mérida, Edo. Mérida, Venezuela.

Abstract

The changes in the forest area as well as its fragmentation were evaluated, through digital processing of satellite images, Mucujún River Basin, Mérida State, Venezuela. With the following results, for the year 1988 the forested area was 4,902.12 hectares, for 1996 that area increased to 6,331.77 hectares, and for 2015 it reaches 6,715 hectares, representing 25.59%, 33.06%, and 35.07% respectively of the surface of the basin. On the fragmentation of the forests, the following indices were calculated for each year: Number of Patches, for 1988 there were 358 patches, 1996 with 220, and 190 for 2015; Patch Density, 1.87 for 1988, 1.35 for 1996, and 1.15 in 2015; Index of the Major Patch, the same for 1988 represented 13.94%, for 1996 16.05%, and for 2015 18.14%; and the Average Area of Patches, for 1988 it was 17.69 hectares, 22.28 hectares for 1996, and 25.25 hectares for 2015. It was concluded that the forest cover not only increased sharply from 1988 to 2015, but also the fragmentation decreased, which implies that the benefits of the forest ecosystem are enhanced, as well as the negative effects of its fragmentation are diminished.

Keywords: Forests, Changes, Fragmentation, Satellite images, Mucujún Basin, Venezuela.

Introducción

De acuerdo a Gutierrez y Peon (2018) uno de los aspectos que garantiza un desarrollo sustentable es la preservación de los bosques, estos constituyen uno de los hábitats más importantes desde el punto de vista de la conservación de la biodiversidad y por los servicios que ofrecen al hombre, leña para consumo local en comunidades rurales, regulación del recurso hídrico en cantidad y calidad, productos forestales no maderables, preservación de la biodiversidad, regulación del clima local y regional haciéndolo menos extremo, sumidero de carbono y generación de oxígeno, entre otros, y en resumen garantizan calidad de vida. Basados en lo anterior se deduce la importancia de analizar el proceso de deforestación y degradación de las coberturas boscosas así como sus causas.

En la mayoría de países la deforestación ha aumentado de forma alarmante, según FAO (2016) *En el período 2000-2010, se registró una pérdida neta de bosques de 7 millones de hectáreas anuales en los países tropicales y un aumento neto de los terrenos agrícolas de 6 millones de hectáreas al año. La mayor pérdida neta de bosques y el mayor incremento neto de terrenos agrícolas durante este período se produjeron en el grupo de países de ingresos bajos, donde las poblaciones rurales están aumentando. La agricultura*

comercial a gran escala origina aproximadamente el 40 % de la deforestación en los trópicos y los subtrópicos; la agricultura de subsistencia local, el 33 %; la infraestructura, el 10 %; la expansión urbana, el 10 %; y la minería, el 7%. Sin embargo, existen variaciones significativas según la región: por ejemplo, la agricultura comercial origina casi el 70 % de la deforestación en América Latina, pero solo un tercio en África, donde la agricultura a pequeña escala constituye un factor más significativo de la deforestación. Es evidente que el crecimiento poblacional, con las necesidades humanas de alimentos, vivienda, comodidades, etc., junto al modelo económico predominante, es el motor que promueve la pérdida de superficies boscosas, estamos presionando los ecosistemas de forma alarmante.

A pesar de lo anterior, existen algunos países en los que el panorama es algo tranquilizador, aunque no extraordinario, lo que nos conduce a concluir que con leyes restrictivas y figuras de protección podemos controlar la pérdida de nuestros bosques. En Venezuela, a pesar de algunas referencias preocupantes como Hernández y Pozzobón (2002), al igual que Pacheco et al., (2011), que al analizar la dinámica de la deforestación del país concluyó que “El período entre 1982 y 1995 ha sido el más crítico para todo el país, por presentar la tasa promedio anual de pérdida más alta del período con -0,93 % (-528.522ha). A pesar de que en la última década ha habido una recuperación del bosque de 3,27 % (1.631.600ha), debido principalmente al proceso de expansión natural, la deforestación continúa, de manera alarmante, con pérdidas de -288.000ha/año”, también se encuentran estudios que demuestran que no todo está perdido, según Gutiérrez (1999), en un estudio del cambio de la cobertura forestal determinó que en la cuenca del Río Mucujún, Estado Mérida, Venezuela, misma área de este estudio, se ha recuperado la cobertura forestal, pasando de 5.447,52 a 6.324,66 has para el periodo de 1.988 a 1.996, concluyendo que una de las causas de tal recuperación es que la cuenca fue protegida con la figura de Reserva Hidráulica en 1986 ([Gutiérrez, 1999, Pacheco et al., 2015]), además que buena parte de su cuenca alta está protegida también por la figura del Parque Nacional Sierra de la Culata.

Igualmente Gutiérrez et al. (2013) y Pacheco et al., (2015) confirman la recuperación parcial de la cubierta forestal, ya que según sus estudios, se comprueba que “la cobertura forestal en la Cuenca del Mucujún ha aumentado durante el periodo en estudio 1952-2009” [Gutiérrez et al., 2013], y “en la subcuenca del río Mucujún las ganancias superaron ampliamente las pérdidas” [Pacheco et al., 2015].

Es evidente que si se protegen las cuencas mediante figuras administrativas que garanticen su preservación se garantizan los beneficios que estas nos pueden ofrecer. Es importante resaltar las ventajas que tienen las tierras forestales sobre otro tipo de uso de

la tierra, según Guevara (2000): “los bosques son conocidos como los mejores protectores del suelo, inclusive mejor que los pastos; una cuenca cultivada con pastos produce mayor escorrentía que cuando se cubre con árboles, dicho de otro modo, plantando árboles en una cuenca vegetada con pastos puede reducir la escorrentía en un 20 %”, y como sabemos, los suelos son la base de la agricultura y la agroforestería, sustento de la alimentación de las poblaciones del mundo.

Según Varma et al., (2000) la sostenibilidad en el manejo del bosque y sus criterios e indicadores se derivan de los principios guía del manejo forestal sostenible, fomentando el mantenimiento de los diferentes valores forestales. Para una visión general de la FAO de tales iniciativas, Lanly (1995) muestra consenso en la caracterización del manejo forestal sustentable a través de 6 criterios: (1) extensión de los recursos forestales; (2) conservación de la diversidad biológica; (3) salud y vitalidad del bosque; (4) funciones productivas del bosque; (5) funciones protectoras del bosque; y (6) necesidades sociales y económicas relacionadas al bosque.

La fragmentación del bosque es otro aspecto que se analiza en este trabajo, la misma es producto de los procesos de cambios de uso. La fragmentación forestal ocurre cuando una gran superficie de bosque continuo es dividida en pequeños bloques (parches) por carreteras, actividades agrícolas, urbanización, u otro desarrollo. Este proceso reduce las funciones del bosque como hábitat para muchas especies vegetales y animales, ya que incrementa la vulnerabilidad de las especies al transitar entre parches, aislamiento de las poblaciones, limitación de las migraciones de especies a través de las áreas deforestadas, debido al incremento del borde del hábitat a expensas del interior del mismo, a la reducción de su área total, asimismo, reduce la efectividad del bosque para desarrollar otras funciones, como la purificación del agua y aire. Se pueden revisar tales efectos en [Laurance y Bierregaard, 1997, Acosta, 2001, Fahrig, 2003, Goparaju et al., 2005, Alig et al., 2005, Bouroncle, 2008, Sosa, 2008, Villavicencio et al., 2012] Igualmente, se pueden revisar los ejemplos de análisis de fragmentación siguientes: [Batistella et al., 2000, Riitters et al., 2002, Butler et al., 2004, Phillips y Navarrete, 2009, Viña y Estevez, 2013, Coronado, 2014, Galvan et al., 2015, Kayiranga et al., 2016, Kumari et al., 2017]

A su vez, Thompson et al., (2013) al diseñar una infraestructura operacional para definir y monitorear la degradación forestal, proponen una serie de criterios (5) e indicadores para tal fin, son: (1) Funciones productivas: Individuos en crecimiento, Productos Forestales No Maderables; (2) Biodiversidad: Estado del ecosistema, Fragmentación del Bosque, Abundancia de Especies; (3) Perturbaciones inusuales: Invasión de especies foráneas, Incendios; (4) Funciones protectoras: Erosión del suelo, Producción de agua; (5) Almacenamiento de carbono: Carbón almacenado, Especies arbóreas de maderas de

densidad alta. Vemos entonces que el análisis de la fragmentación del bosque es un factor importante para conocer el nivel de la degradación del mismo, y por lo tanto el nivel de la sostenibilidad en su manejo.

Este estudio tiene por finalidad evaluar las cifras de cambios en la cobertura forestal, para confirmar las tendencias de recuperación de ser así, así como la fragmentación del bosque y verificar si continuamos gestionando el bosque con criterios de sostenibilidad, durante el periodo comprendido entre los años 1988, 1996 y 2015, para la Cuenca del Río Mucujún, Estado Mérida, reserva hidráulica de la Ciudad de Mérida.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La cuenca del Río Mucujún se encuentra ubicada entre las siguientes coordenadas geográficas: $08^{\circ} 35'39''$ y $08^{\circ} 49'27''$ de latitud Norte $70^{\circ} 58'30''$ y $71^{\circ} 09'45''$ de longitud Oeste Geográficamente comprende una parte de los Andes Centrales Venezolanos en el Estado Mérida, está constituida por un valle longitudinal a la cordillera, muy cercana a la Ciudad de Mérida. Desde el punto de vista político-administrativo y según la Ley de División Político Territorial del Estado Mérida aprobada en 1.992, el área de estudio pertenece al Municipio Autónomo Libertador y ocupa la mayor parte del territorio de la Parroquia Gonzalo Picón Febres de este municipio. Se extiende desde la desembocadura del mismo en el Río Chama, en las cercanías de la Ciudad de Mérida, a 1.400 m.s.n.m., hasta su nacimiento a 7,75 Km, aguas arriba, a 4.400 m.s.n.m. , ocupando una superficie aproximada de $194,9 \text{ Km}^2$ o 19.450 has (Figura 1) . Forma parte de una fosa tectónica, definida por una serie de fallas, producto de la intensa actividad orogénica que se ha venido dando a través del tiempo, la cual constituye uno de los factores principales en su configuración. Esta presenta dos sistemas morfológicos bien definidos: el primero, constituido por dos bloques bien levantados, representado por las vertientes y el segundo, un bloque deprimido que forma el fondo de valle, ambos se encuentran parcialmente delimitados por dos fallas principales, que tienen dirección NE-SW, extendiéndose una de ellas por la margen derecha del Río Mucujún y la otra por la vertiente izquierda, Gutiérrez (1999).

La cuenca presenta una topografía bastante accidentada, con predominio de pendientes fuertes a muy fuertes, en el sector de vertientes del conjunto montañoso y de colinas, con valores que fluctúan entre el 30 y el 50 %, y de pendientes suaves a moderadas en las acumulaciones cuaternarias, cuyos valores oscilan entre el 10 y el 20 %. Así mismo presenta taludes en los bordes de los depósitos que van desde 10-20 metros y

mayores. La Formación Sierra Nevada incorpora a los suelos un alto contenido de arena y moderado o bajo porcentaje de limos y arcillas, confiriéndole a los suelos una textura franco arenosa, con una consistencia friable, ligeramente adherente, no plástica y de buena permeabilidad. Los depósitos del cuaternario restringidos al fondo de valle, están constituidos básicamente por material proveniente de la Formación Sierra Nevada. La Formación Palmarito, cuya composición litológica es de lutitas, limos y arenas, da a los suelos un porcentaje considerable de arcillas [Gutiérrez, 1999].

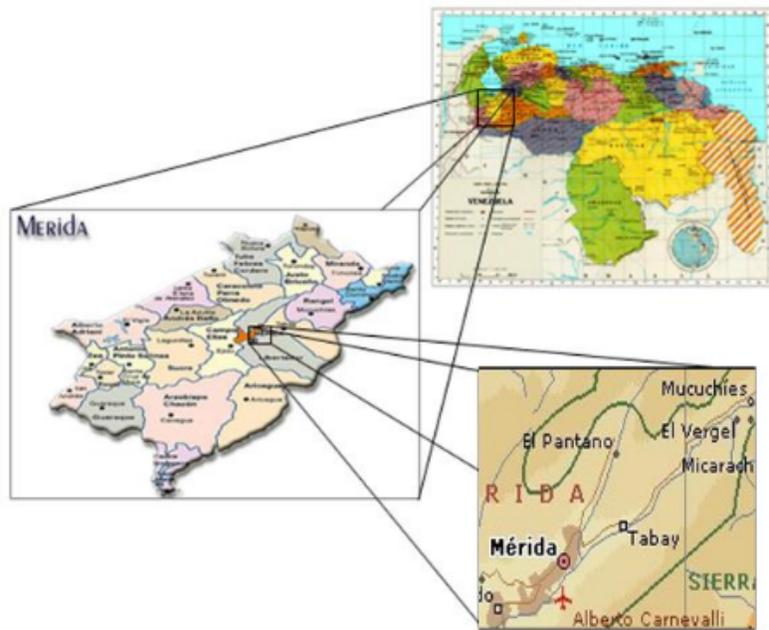


Figura 1: Ubicación relativa nacional y regional.
Fuente: Elaboración propia.

En la cuenca del Río Mucujún se presentan seis zonas de vida bien diferenciadas, según Holdridge (2000) éstas son: **Bosque Húmedo Montano Bajo (Bh-mb. 1.600-2.700 m.s.n.m.)**, El primer estrato está constituido por árboles que alcanzan de 15 a 25 m. de altura, buen desarrollo, con fustes lisos y tallos con diámetros hasta 30 cm, copas densas y entrecruzadas, cuyas especies representativas son Copey (*Clusia roseae*) y Say Say (*Weinmania sp.*). El segundo estrato constituido por especies que llegan hasta los 15 m de altura, citándose los géneros Inga, Micanis, Psidium y Croton. En otros sitios, sobre todo en las laderas se encuentra vegetación más baja y arbustiva, con alturas hasta de 2 metros, presentándose como un bosque secundario, en donde hay géneros como *Weinmania* y familias como *Myrtaceae* y *Solanaceae*. **Bosque muy húmedo Montano**

(**Bmh-M. 2.700-3.600 m.s.n.m.**), la vegetación, sobre todo en las partes más altas, ha logrado conservarse sin intervenciones, pero en algunas áreas de bosque secundario se puede observar que han sido utilizadas para el pastoreo y explotaciones agrícolas. En el bosque clímax se encuentran árboles entre 10 y 15 m., probablemente afectados por las bajas temperaturas, pudiéndose citar especies tales como: La Azucena de Loma (***Sobrelia violaceae***), gran número de helechos y epifitismo en alto grado, tales como líquenes y musgo. **Páramo Pluvial Sub-Andino (PP-SA)** y **Páramo Sub-Andino (P-SA, 3.600-4.100 m.s.n.m)**. En el páramo pluvial sub-andino se presenta la mayor densidad y altura de la vegetación, se observa otra constituida por una densa cobertura de gramíneas que llega hasta 0,5 m. de altura, con ejemplares de frailejón (***Espeletia schultzi***). **Tundra Pluvial Andina (Tp-A, 3.700-4400 m.s.n.m)**. El suelo está casi desnudo y las pocas plantas allí presentes tienen forma de almohadilla y roseta. El género representativo es el Frailejón (*Espeletia schultzi*). **Nival. (N, sobre los 4.400 m.s.n.m).**

Hidrológicamente, la cuenca hace un arco conformado por los páramos de Tucaní, al NO, de Pan de Azúcar, al NE, y del Escorial al SE; su longitud promedio es de 31 Km. y la pendiente media del cauce es del 10%. Los afluentes más importantes se encuentran en la margen derecha y en orden descendente de importancia son las quebradas Las Verdes, La Torre, Ovalles, La Vergara, La Valencia, El Arado, El Robo, destacando La Cuesta como el tributario más importante. En las nacientes de algunas quebradas está presente un sistema de pequeñas lagunas de origen glaciar, destacando los sistemas de Las Verdes, La Vergara y La Cuesta. En la margen izquierda sobresalen las quebradas Los Jabillos, La Asunción, Caño Hondo, La Bolsa y La Barrosa por encima de la cota de los 2.600 m., mientras río abajo fluyen numerosos arroyos, Gutiérrez (1999).

En la cuenca se observa que las áreas que están por arriba de los 3.600 m.s.n.m. no están intervenidas y permanecen con sus características vegetacionales típicas para la zona de vida. La parte más baja, donde se extiende el valle, es el área más intervenida, allí se ve que la cubierta vegetal original desapareció en su mayor parte siendo, sustituida por diferentes usos, como el agrícola, el pecuario, el residencial y el turístico. En la zona de vida Bosque muy Húmedo Montano se notan grandes franjas de vegetación densa, que casi no han sido alteradas, tanto en la margen izquierda como en la derecha, quizás debido a las altas pendientes presentes, Gutiérrez (1999).

Materiales

En este estudio se utilizaron las imágenes Landsat TM + , LT40060541988004XXX03 del 04/01/1988 (Línea base), LT50060541996226XXX02 del 13/08/1996 (año 1), y LC80060542015006LGN00 del 06/01/2015 (año 2), adquiridas desde la página web del

USGS-Glovis, de las mismas se extrajeron mediante técnicas digitales las subimágenes que abarca la zona en estudio. Se utilizaron los programas Idrisi Selva, para el procesamiento digital de las imágenes y el cálculo de estadísticas de cambio de cobertura forestal, y el programa FRAGSTATS, para el análisis de fragmentación del bosque. Teniendo en cuenta que las imágenes utilizadas son Landsat, con un píxel de 30m, nos permite documentar una escala de trabajo de 1:25.000.

Métodos

Para alcanzar los objetivos propuestos en este estudio, se ejecutaron los siguientes pasos:

Las técnicas de teledetección son útiles cuando se quiere conocer las características y estadísticas, en cuanto a superficie, de las coberturas forestales afectadas. Interesa en este estudio conocer los cambios de las superficies forestales durante el periodo comprendido entre los años 1988, 1996 y 2015. Además, paralelo a conocer los cambios en superficie de los bosques, interesa también conocer el aspecto fragmentación de tales superficies boscosas, debido a que tal cambio afecta enormemente el aspecto biodiversidad y resiliencia de tales ecosistemas [FAO, 2007, Villavicencio et al., 2012].

Para identificar y caracterizar las diferentes coberturas presentes en la cuenca se aplicó el algoritmo de Máxima Probabilidad (MAXLIKE), con tres iteraciones, el cual consiste en la clasificación de imágenes de satélite, a partir de la información contenida en una serie de archivos de firmas espectrales (construidos mediante las muestras de entrenamiento). Este algoritmo se basa en la función de densidad de probabilidad, asociada a la firma de un determinado campo de entrenamiento; los píxeles se asignan a la clase más probable, tras comparar la probabilidad de que cada píxel pertenezca a cada una de las firmas consideradas. Este método considera que los ND (Niveles Digitales) en el seno de cada clase se ajustan una función normal, lo que permite describir esa categoría por una función gaussiana, a partir de su vector de medias y matriz varianza/covarianza, y así calcular la probabilidad de que un píxel pertenezca a esa categoría, conociendo sus valores en las distintas bandas que se emplean para clasificar. El cálculo se realiza para todas las categorías que intervienen en la clasificación, asignando el píxel a aquella que maximice la función de probabilidad [Chuvieco, 2008].

Según Lillesand et al., (2004) una clasificación no está completa hasta que se evalúe su exactitud, esta consiste en diseñar una matriz de errores (también llamada matriz de confusión o tabla de contingencia), la matriz de errores compara en la base de “categoría por categoría” la relación entre la data conocida, es decir, la “verdad terreno”, y el

correspondiente resultado de la clasificación automatizada. Tales matrices son cuadradas, con el número de filas y columnas igual al número de categorías cuya exactitud de clasificación está siendo evaluada. De la matriz de errores se pueden estudiar los errores de omisión (exclusión), los errores de comisión (inclusión), exactitud del productor, exactitud del usuario, y exactitud general, Lillesand et al., (2004).

El **Índice Kappa** es un índice empleado para determinar la exactitud de las clasificaciones automatizadas; mide la diferencia entre el acuerdo mapa-realidad observado, y el que cabría esperar simplemente al azar, en definitiva intenta delimitar el grado de ajuste debido solo a la exactitud de la clasificación, prescindiendo del causado por factores aleatorios [Chuvieco, 2008]. Es uno de los más completos en la determinación de la certidumbre, general y por clase, ya que considera los valores de la diagonal y los que se encuentran fuera de ésta (errores de omisión y de comisión). Si hacemos la clasificación al azar existe una posibilidad de asignación correcta de cobertura o uso a cada píxel; el índice tiene por finalidad remover esa probabilidad de asignación correcta de los píxeles del cálculo de exactitud en la clasificación. Se calcula de la siguiente forma:

$$K = \frac{((N * \sum X_{ii} - (\sum (X_i * X + i))))}{(N * N) - (\sum (X_i * (X + i)))} \quad (1)$$

Donde: N = total de píxeles seleccionados para el chequeo, y $\sum X_{ii}$ = píxeles correctamente clasificados.

La Fragmentación de Bosques se define como *cualquier proceso que resulta en la conversión de un bosque inicialmente continuo en parches de bosque separados por tierras no forestales* [FAO, 2007]. En este trabajo se utiliza la definición de Bosque de UNFCC (2001): “superficie mínima de tierras de entre 0,05 y 1,0 hectáreas (ha) con una cubierta de copas (o una densidad de población equivalente) que excede del 10 al 30 % y con árboles que pueden alcanzar una altura mínima de entre 2 y 5 metros (m) a su madurez in situ. Un bosque puede consistir en formaciones forestales densas, donde los árboles de diversas alturas y el sotobosque cubren una proporción considerable del terreno, o bien en una masa boscosa clara. Se consideran bosques también las masas forestales naturales y todas las plantaciones jóvenes que aún no han alcanzado una densidad de copas de entre el 10 y el 30 % o una altura de los árboles de entre 2 y 5 m, así como las superficies que normalmente forman parte de la zona boscosa pero carecen temporalmente de población forestal a consecuencia de la intervención humana, por ejemplo de la explotación, o de causas naturales, pero que se espera vuelvan a convertirse en bosque”.

La fragmentación se investigó calculando para cada año diferentes índices utilizando el programa FRAGSTATS [McGarigal y Marks, 2015], entre los que están: Áreas totales de

Bosque (CA), Área Media de Parches (Mean patch size, Area MN), Numero de parches de bosque para cada año (Number of Patches, NP), Densidad de Parches (Patch Density, PD), y el Índice de Parche Mayor (Largest Patch Index, LPI). El programa también genera las superficies de Bosque para cada año.

Inicialmente se delimito el perímetro de la cuenca. Seguidamente se definieron los años a evaluar, para lo anterior se decidió incluir tres fechas, 1988, 1996 y 2015; se hizo énfasis en buscar imágenes de la misma estación, de manera que las condiciones vegetativas del bosque fueran similares, en este caso fueron imágenes del periodo de verano. Una vez obtenidas las imágenes, se procedió a extraer digitalmente las subimágenes correspondientes, para lo cual se digitalizo un “bloque/polígono” y se utilizó para “cortar” nuestra área de interés, la cuenca. Al disponer de las subimágenes, se experimentó con la construcción del verdadero color (VC) y los falsos colores (FC), lo anterior con el fin de identificar, mediante análisis visual, la combinación de bandas más adecuadas para una mejor discriminación de los tipos de coberturas presentes en el territorio bajo análisis, lo cual se logró experimentando con las bandas, sabiendo que el comportamiento espectral característico de la vegetación es que refleja una alta radiancia en la zona del infrarrojo cercano, banda 4, y una gran absorción en la zona del visible, sobre todo en la del color rojo, banda 3. Esto es debido a que en el visible los pigmentos de las hojas absorben la mayor parte de la luz que reciben para poder efectuar la función clorofílica, mientras que en el infrarrojo cercano las hojas reflejan casi toda la energía recibida, produciendo un gran contraste entre estas dos bandas [Gutiérrez, 1999]. Mientras que los suelos sin vegetación, con vegetación enferma o con poca actividad clorofílica producirán menor contraste. Este comportamiento permite que el análisis de la vegetación se pueda concentrar en estas zonas del espectro electromagnético. Basados en lo anterior, para la construcción de Imágenes en Falso Color, se seleccionaron las siguientes bandas: B4 en el cañón rojo, B3 en el cañón verde y B2 en el cañón azul (FC432), B4 en el cañón rojo, B5 en el cañón verde y B7 en el cañón azul (FC457), y también se experimentó con la siguiente combinación: B5 en el cañón rojo, B4 en el cañón verde y B3 en el cañón azul; según acota Apan (1996), estas bandas proveen una óptima combinación de reflectancias para determinar tipos de coberturas forestales. Se desarrolló mejoramiento digital del contraste mediante la ecualización de los histogramas [Chuvieco, 2008], y finalmente se preseleccionaron las combinaciones RGB 321 (Verdadero color) y 432 (falso color), de esta última se tomaron las muestras de entrenamiento.

Con respecto a la definición de la leyenda, es decir, los tipos de uso y cobertura presentes en la cuenca, Larsson y Stromquist (1.995) en Gutiérrez (1999) afirman que “cuando el especialista ha completado la interpretación básica de la imagen, delineación del drenaje y divisorias, se procede a identificar “áreas homogéneas” como base para la

clasificación posterior; según estos autores un área homogénea es un área en la cual no se puede distinguir ningún cambio significativo en la imagen. Sin embargo, al determinar dichas áreas para la clasificación de la tierra, con frecuencia se pueden observar cambios menores dentro de un área más grande. Alternativamente, quizás sea posible observar cambios mayores en áreas pequeñas, que no son significativos para la clasificación general y que podrían ser ignorados. Por lo tanto, el intérprete de la imagen debe decidir el grado de detalle requerido para el propósito específico, antes de comenzar la regionalización de los datos, y al monitorear los cambios a lo largo del tiempo, usar los mismos principios”.

Una vez seleccionada la mejor combinación de bandas se procedió a confirmar la leyenda, esto es, confirmar los tipos de usos y coberturas presentes en las subimágenes del área de estudio, resultando definitivamente las siguientes clases: Bosque, Pastizales, Cultivos, Matorrales, Derrubios, Paramo/RocaDesnuda, Cuerpos de Agua (Lagunas), apoyándonos para lo anterior en los histogramas y los diagramas de dispersión. De acuerdo a las características del área de estudio y al objetivo del trabajo, detectar cambios y la fragmentación del Bosque, se definieron 2 tipos de cobertura (categorías), 1) Bosque, y 2) “NoBosque”, esta segunda categoría incluye el resto de clases presentes:

Pastizales, Cultivos, Matorrales, Derrubios, Paramo/RocaDesnuda, Cuerpos de Agua (Lagunas). Con las anteriores combinaciones de bandas se procedió a desarrollar las clasificaciones respectivas, tomando las muestras de entrenamiento respectivas de cada uso y cobertura, lo anterior se ejecutó con el clasificador de Máxima Probabilidad MAXLIKE [Lillesand et al., 2004]. Para la aplicación del clasificador MAXLIKE, en la discriminación de las diferentes coberturas, se pudo comprobar un mejor resultado visual de la combinación FC432 al evaluar los histogramas, los diagramas de dispersión y las estadísticas de las características espectrales de las muestras de entrenamiento de cada tipo de cobertura. Se puede observar el verdadero color RGB123, el Falso colore RGB432 para el año 1998. Ver figura 2 .

A continuación se creó una máscara booleana para delimitar solamente nuestra área de interés, la cuenca del Mucujún. Por último, en lo que respecta a la generación de las clasificaciones (coberturas) de los diferentes años, se evaluó su exactitud, mediante la Matriz de Confusión. Se creó un archivo conformado por solo dos clases, a saber: “Bosque” y “NoBosque”, a partir del anterior archivo se extrajeron las superficies y estadísticas de cambio. Seguidamente se procedió a evaluar la calidad de las clasificaciones.

Referente al diseño de un control de campo, Larsson y Stromquist (1.995) en Gutiérrez (1999) afirman lo siguiente: “la recolección de datos de referencia en el campo puede ser cara y requerir mucho tiempo para llevarla a cabo de manera adecuada; así, el diseño

de un sistema de control de campo está vinculado con los objetivos del estudio. Para observar grandes áreas de terreno plano, cubierto con una vegetación homogénea, se necesita un enfoque diferente al que se utilizaría para observar un terreno montañoso, rico en variaciones topográficas y de la vegetación. El tamaño del área de estudio, el tipo de información que se quiere y la precisión que se necesita, son factores a tomar en consideración al diseñar un programa práctico de control de campo. Continúan afirmando los mismos autores que en muchos libros de texto sobre aplicaciones de la percepción remota en evaluación forestal y monitoreo ambiental, se recomienda a menudo el uso de estrategias teóricas de muestreo. Sin embargo, desde el punto de vista práctico de la percepción remota, esos enfoques quizás no lleguen a ser fructíferos, ya que un proyecto aplicado nunca otorga suficiente tiempo para desarrollar nuevas teorías o para concentrarse en la búsqueda de puntos de muestreo en lugares remotos, más o menos inaccesibles en el terreno. Por lo tanto, el control de campo tiene que realizarse de una manera más práctica y en relación con los detalles que no es posible identificar directamente en las imágenes”.

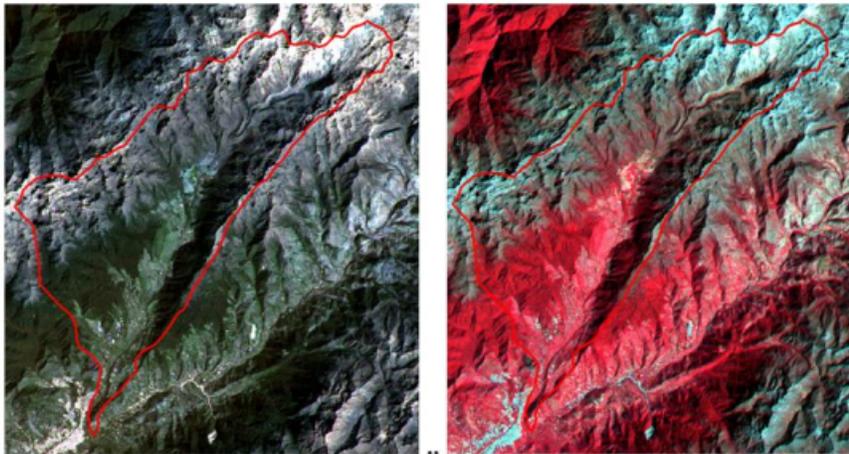


Figura 2: Composiciones a color para el año 1988, verdadero color y falso color 432.

Fuente: Elaboración propia

Mediante el sistema, se hizo una selección de puntos de verificación con un Muestreo Aleatorio Sistemático no Alineado, se divide el área en matrices ortogonales de celdas y se elige una localización aleatoria dentro de cada matriz [Chuvieco, 2008]. Con este método se generó una matriz de puntos (160 pts) al azar repartidos uniformemente a través de la imagen, cantidad de muestras por categoría mayor al recomendado por los expertos [Chuvieco, 2008], a los cuales se les determina su ubicación geográfica; con esta información se elaboraron las Matrices de Errores o Confusión, se calculó la Precisión global y el Índice Kappa de certidumbre de la clasificación para cada año.

Por último, para desarrollar el Análisis de Fragmentación, se utilizó igualmente el archivo de dos clases “Bosque” y “NoBosque”, para los diferentes años en estudio.

Resultados y discusión

Para conocer los datos de reflectancia que se consideran como cobertura Bosque, de acuerdo a las estadísticas de esta categoría para cada año, se constataron los siguientes valores de reflectancia (Nivel Digital, ND): Para el año 1988, Mínimo: 9 (Banda 1); Máximo: 75 (Banda1); Media más alta: 44,88 (Banda1). Para el año 1996: Mínimo: 11 (Banda 2); Máximo: 85 (Banda1); Media más alta: 52,87 (Banda1). Para el año 2015: Min: 8 (Banda 1); Max: 65 (Banda2); Media más alta: 35,70 (Banda2).

La exactitud de las clasificaciones desarrolladas (Figura 3) para cada año se evaluó mediante la construcción de la Matriz de Confusión, utilizando para la “verdad terreno” la imagen en verdadero color de cada año, teniendo en cuenta los valores de reflectancia que corresponden a Bosque. A partir de las dos categorías, 1) Bosque, y 2) “NoBosque”, se contrastaron, para 1988, 1996 y 2015, los píxeles clasificados por el programa con los píxeles respectivos en la imagen en “Verdadero color”, construyendo con estos datos la matriz (Tablas 1, 2 y 3).

Tabla 1: Matriz de confusión/errores de la Clasificación año 1988

Campo	Bosque	No Bosque	Total	Exactitud usuario	Error comisión
Bosque	52	6	58	89,66	10,34
No Bosque	7	96	103	93,20	6,80
Total	59	102	Total: 148/160		
Exactitud Prod	88,14	94,12			
Error omisión	11,86	5,88			

Tabla 2: Matriz de confusión/errores de la Clasificación año 1996

Campo	Bosque	No Bosque	Total	Exactitud usuario	Error comisión
Bosque	50	8	58	86,21	13,76
No Bosque	4	96	100	96,00	4,00
Total	54	104	Total: 146/160		
Exactitud Prod	92,59	92,31			
Error omisión	7,41	7,69			

Tabla 3: Matriz de confusión/errores de la Clasificación año 2015

Campo	Bosque	No Bosque	Total	Exactitud usuario	Error comisión
Bosque	48	8	56	85,71	14,29
No Bosque	6	96	102	94,12	5,88
Total	54	104	Total: 144/160		
Exactitud Prod	88,88	92,31			
Error omisión	11,12	7,69			

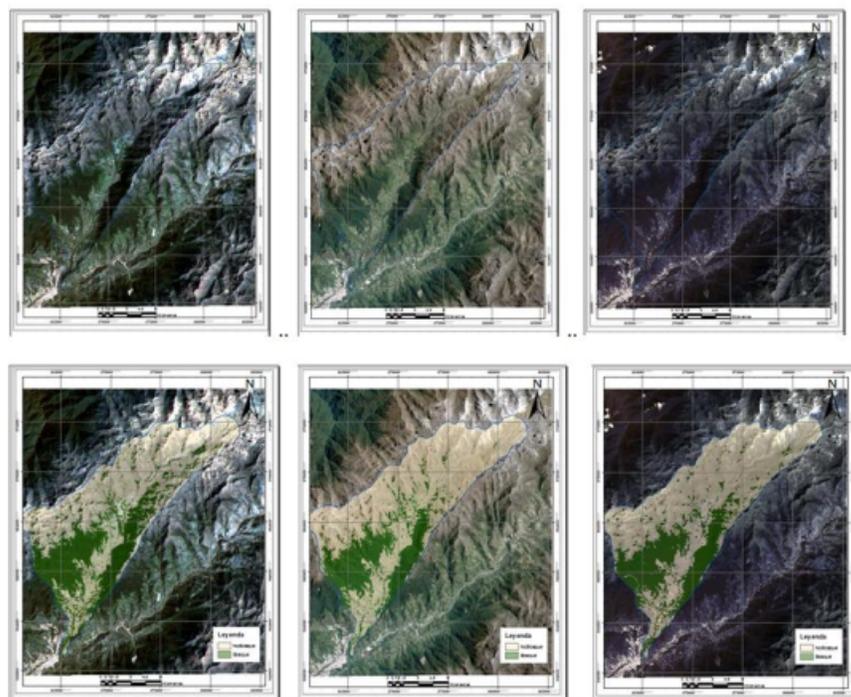


Figura 3: Composiciones en Verdadero color y las clasificaciones superpuestas (50 % de transparencia) correspondientes a los años 1988, 1996 y 2015.

Fuente: Elaboración propia.

Análisis de la Matriz de Errores/Confusión año 1988

Porcentaje correctamente clasificado: (Suma Valores en Diagonal / Total de Observaciones) * 100. Porcentaje correcto: $(148 / 160) * 100 = 92.50\%$. Exactitud de la clasificación: **92,50 %**.

Los valores del cuadro se interpretan de la siguiente manera, de 160 píxeles seleccionados en el muestreo, 148 fueron correctamente clasificados. **Con respecto al bosque, 52 de 58 píxeles** fueron correctamente clasificados; **Exactitud del Productor** $52 / 59: 0,8814$ (88 %). Error de Omisión $1 - (52 / 59) = 0,1186 = 12\%$. **Exactitud del usuario** $52 / 58: 0,8966$ (90 %). Error omisión $1 - (52 / 58) = 10\%$. Analizando la primera fila se pueden observar los píxeles (6) que siendo bosque se clasificaron erróneamente como No Bosque. Interpretando la primera columna, Bosque, se pueden observar los píxeles que siendo de otras categorías se asignaron al bosque (7). En relación a los errores de omisión y comisión, la clase Bosque obtuvo el mayor error (10,34) de comisión (usuario), así como

el mayor error (12,00) de omisión (productor) también fue para la clase Bosque.

Índice Kappa

$$K = \frac{((N * \sum X_{ii} - (\sum (X_i * X + i))))}{((N * N) - (\sum (X_i * (X + i))))} \quad (2)$$

Donde N = 160 (total de píxeles seleccionados para el chequeo); N * N = **25.600**

$\sum X_{ii} = 1$ (píxeles correctamente clasificados)

$\sum (X_i * (X + i)) = (55*58) + (105*102) = 3190 + 10710 = \mathbf{13.900}$

$N * \sum X_{ii} = (160*148) = \mathbf{23.680}$

Índice K = (23.680 – 13.900)/(25.600 – 13.900) = 9.780/11.700 = 0,8359 = 0,84

La **precisión global del mapa** del año 1990 fue de **92,50%**, valor este ubicado dentro del rango establecido (80 a 95%) por los expertos para diferenciar las clases, y posteriormente evaluar sus cambios [GOFC-GOLD, 2013]. **El resultado del índice kappa** fue de **0,84**, resultado con un grado de acuerdo **casi perfecto**, ya que sus valores se encuentran dentro del rango 0,80 – 1,00 [Landis y Koch, 1977].

Análisis de la Matriz de Errores/Confusión año 1990

Porcentaje correctamente clasificado: (Suma Valores en Diagonal / Total de Observaciones) * 100. Porcentaje correcto: (146 / 160) * 100 = 92.60%. Exactitud de la clasificación: **92,60%**.

Los valores del cuadro se interpretan de la siguiente manera. De 160 píxeles seleccionados en el muestreo, 146 fueron correctamente clasificados. **Con respecto al bosque**, 50 de 58 píxeles fueron correctamente clasificados; **Exactitud del Productor** 50 / 54: 0,9259 (93%). Error de Omisión $1 - (52 / 55) = 0,07 = 7\%$. **Exactitud del usuario** 50 / 58: 0,8621 (86%). Error comisión $1 - (52 / 58) = 0,14$ (14%). Analizando la primera fila se pueden observar los píxeles que siendo bosque se clasificaron erróneamente (8). Interpretando la primera columna, bosque, se pueden observar los píxeles que siendo de otras categorías se asignaron al bosque (4). En relación a los errores de omisión y comisión, la clase Bosque obtuvo el mayor error (13,79) de comisión (usuario), así como el mayor error (7,41) de omisión (productor) también fue para la clase Bosque. **Índice**

Kappa

$$K = ((N * \sum X_{ii} - (\sum (X_i * X + i)))) / ((N * N) - (\sum (X_i * (X + i))) \quad (3)$$

Donde N = 160 (total de píxeles seleccionados para el chequeo); N * N = **25.600**

Sum X_{ii} = 1 (píxeles correctamente clasificados)

Sum (X_i * (X+i)) = (54*58) + (104*100) = 3.132 + 10.400 = **13.532**

N * SumX_{ii} = (160*146) = **23.360**

Índice K = (23.360 - 13.532) / (25.600 - 13.532) = 9.828 / 12.068 = 0,8144 = 0,81

La precisión global del mapa del año 1996, fue de **92,60%** valor este ubicado dentro del rango establecido (80 a 95%) por los expertos para diferenciar las clases, y posteriormente evaluar sus cambios [GOF-C-GOLD, 2013]. Mientras que **el resultado del índice kappa** fue de **0,81**, resultado con un grado de acuerdo **casi perfecto**, ya que sus valores se encuentran dentro del rango de 0,80 - 1,00 [Landis y Koch, 1977].

Análisis de la Matriz de Errores o Confusión año 2015

Porcentaje correctamente clasificado: (Suma Valores en Diagonal / Total de Observaciones) * 100. Porcentaje correcto: (144 / 160) * 100 = 90.0%. Exactitud de la clasificación: **90,0%**.

Los valores del cuadro se interpretan de la siguiente manera. De 160 píxeles seleccionados en el muestreo, 144 fueron correctamente clasificados. **Con respecto al bosque, 48 de 56** píxeles fueron correctamente clasificados; **Exactitud del Productor 48 / 54: 0,89 (89%)**. Error de Omisión $1 - (48 / 54) = 0,11 = 11\%$. **Exactitud del usuario 48 / 56: 0,86 (86%)**. **Error comisión $1 - (48 / 56) = 14\%$** . Analizando la primera fila se pueden observar los píxeles que siendo bosque se clasificaron erróneamente (8), Interpretando la primera columna, bosque, se pueden observar los píxeles que siendo de otras categorías se asignaron al bosque (6).

Índice Kappa

$$K = \frac{((N * \sum X_{ii}) - (\sum (X_i * (X + i))))}{((N * N) - (\sum (X_i * (X + i))))} \quad (4)$$

Donde N = 160 (total de píxeles seleccionados para el chequeo); N * N = **25.600**

$$\sum X_{ii} = 1 \text{ (píxeles correctamente clasificados)} \quad \sum (X_i * (X + i)) = (54*56) + (104*102) \\ = 3.024 + 10.608 = \mathbf{13.632}$$

$$N * \sum X_{ii} = (160*144) = \mathbf{23.040}$$

$$\mathbf{\acute{I}ndice K = (23.040 - 13.632)/(25600 - 13.632) = 9.408/11.968 = 0,7861 = 0,79}$$

La **precisión global del mapa** del año **2015**, fue de **90,0%** valor este ubicado dentro del rango establecido (80 a 100%) por los científicos para diferenciar estas clases, y posteriormente evaluar sus cambios [GOFC-GOLD, 2013]. Mientras que **el resultado del índice kappa** fue de **0,79**, resultado con un grado de **acuerdo sustancial**, ya que sus valores se encuentran dentro del rango de **0,61 – 0,80** [Landis y Koch, 1977].

Resumiendo las siguientes estadísticas: para el año 1988 la precisión global fue de 92,50%, para el año 1996 de 92,6% y para el año 2015 de 90,0%. Los Índices Kappa de cada año fueron 0,84, 0,81, 0,79 respectivamente.

Los resultados del análisis de detección de cambios de la cobertura forestal mostraron las siguientes estadísticas (Tabla 4, Columna 1). En cuanto a la detección de cambios en la superficie forestal, se puede observar que para el año 1988 la superficie boscosa era de 4.902,12 has, representando un 25,59% (PLAND) de la superficie de la cuenca (19.154,07 has totales), para el año 1996 esa superficie aumentó a 6.331,77 has, representando el 33,06% de la superficie de la cuenca, y para el año 2015 pasa a 6.715,55 has, representando el 35,07%. Se observa que la tasa de aumento de cobertura boscosa es más acelerada entre el 1.998 y 1996 (aumento en 1.429,65 has), que entre el año 1996 y el 2015, periodo durante el cual aumento en 383,78 has, incluso siendo un periodo de más años (11 años).

A continuación se discuten algunos trabajos relacionados a la detección de cambios y fragmentación en la cobertura forestal, y sus similitudes y diferencias con este trabajo. Gutiérrez (1999) evaluó la dinámica de la cobertura vegetal y uso de la tierra, en la Cuenca del Río Mucujún, Mérida, Venezuela, para el periodo 1988-1996, utilizando imágenes Landsat TM, encontrando un aumento de la cobertura forestal, la cual paso

de 5.447,52 ha a 6.324,66 ha, coincidiendo con este trabajo en ese periodo (aumento de la cobertura forestal), y resultando también coincidente con Gutiérrez et al., (2013) y Pacheco et al., (2015), aunque llama la atención que estos resultados son diferentes a las tendencias predominantes de pérdida de cobertura forestal para ese país, como lo documentan Chuvieco et al (2002), Hernández y Pozzobón (2002) y Pacheco et al., (2011), entre las causas de esa tendencia contraria para esta cuenca, es decir, aumento de la cobertura forestal, es que la misma fue decretada zona de protección (ABRAE) productora de agua para la ciudad de Mérida en el año 1986.

Guild et al., (2004), compararon diferentes técnicas de detección de cambios para

Tabla 4: Estadísticas de cambio de la cobertura forestal y del Análisis de fragmentación

Año	Superficie (has)	PLAND (%)	NP	PD (%)	LPI (%)	Area MN (has)
1988	4.902,12	25,59	358	1,8691	12,51	17,68
1996	6.331,77	33,06	220	1,3486	14,12	22,28
2015	6.715,55	35,07	190	1,1486	18,65	25,54

identificar deforestación y formaciones de pastura de ganado durante el periodo de colonización y expansión agrícola en Jamari, Rondonia, Brasil, utilizando imágenes Landsat TM entre los años 1984 y 1992, y generar un mapa de cambio de cobertura de la tierra. Mediante clasificaciones de máxima probabilidad generaron los mapas de cobertura para ambos años, resultando que para 1984 solamente el 5 % del área de estudio había sido deforestada, y para el 1992 ya había pasado a ser el 11 %, primariamente para pasturas, y el resto inundado por una represa, coincidiendo en este estudio en el uso de imágenes Landsat y el método de Máxima probabilidad para identificar las clases de cobertura. Torahi y Rai (2011) desarrollaron una metodología para mapear y monitorear los cambios de cobertura de la tierra en las montañas Zagros, Irán, para los años 1990,1998 y 2006, utilizando imágenes Landsat TM (1990, 1998) e imágenes ASTER (2006), aplicando la técnica basada en el clasificador de Máxima probabilidad, para la cobertura forestal determinaron que entre 1990 y 2006 disminuyo de 67 % a 38,5 % del total del área de estudio, equivalentes a 10170.3, 2963, 351.7, y 3039.2 ha de bosque pasaron a ser pasturas, agrícola, cuerpos de agua y asentamientos. Igual al anterior las coincidencias con este trabajo fueron el uso de las imágenes Landsat y el método de Máxima probabilidad.

En relación al proceso de fragmentación de los bosques se calcularon, para cada año, varios índices (Tabla 4, resto de las columnas), utilizando el programa FRAGSTATS [McGarigal y Marks, 2015]. Entre los cuales están: Porcentaje de la cobertura forestal

en relación a la superficie del Municipio Gondomar (PLAND, ya expuesto), Numero de Parches (NP), Densidad de Parches (PD), Índice del Parche Mayor (LPI) y Área Media de Parches (Area MN). A continuación se describe cada uno (Tabla 4). Para el año 1988 habían 358 parches de bosque, disminuyendo para el año 1996 con 220 parches, y con hasta 190 para el año 201, la métrica de NP advierte que un área con mayor número de parches se considera más fragmentada [McGarigal y Marks, 2015, Coronado, 2014]. La Densidad de Parches (PD) era de 1,87 para el año 1988, disminuyendo a 1,34 para el año 1996, y a 1,15 en el año 2015, la densidad de parches es otro indicador de altos niveles de fragmentación [McGarigal y Marks, 2015], se puede notar que ha venido disminuyendo hasta el año final.

El Índice de Parche Mayor (LPI), el cual indica el porcentaje que cubre el parche más grande en relación a toda el área de estudio (Landscape), para el año 1988 representaba el 12,51 %, para el año 1996 paso a representar el 14,12 %, y finalmente para el año 2015 representaba el 18,65 %, se hace evidente que la superficie del parche mayor de bosque va aumentando desde 1988 al 2015. El Área Media de Parches, el cual indica el tamaño medio del parche en has, para el año 1988 era de 17,68 has, aumentando a 22,28 has para el 1996, y a 25,54 has para el año 2015, igualmente, de este índice se deduce que las superficies promedio de los parches ha aumentado paulatinamente desde el 1988 al 2015, se interpreta que a mayor área es menor el efecto de los factores externos [McGarigal y Marks, 2015], igualmente, según Viña y Estévez (2013) un paisaje con una área media de parches más pequeña que otro puede ser considerado más fragmentado. Como se puede observar, la cobertura forestal no solamente aumentó netamente del año 1988 al 2015, además la fragmentación disminuyó, lo que implica que los beneficios del ecosistema bosque se ven mejorados, así como los efectos negativos de su fragmentación se ven disminuidos, ambos aspectos expuestos anteriormente.

De los autores revisados, Batistella et al (2000), Viña y Estévez (2013), Coronado (2014), Gutiérrez y Peón (2018) utilizaron el programa FRAGSTATS para evaluar la fragmentación. Es oportuno aclarar que cuando se hace análisis de la fragmentación utilizando este programa, el mismo ofrece una gran cantidad de índices que permiten evaluar esta característica, queda a discreción de los investigadores escoger los indicadores que se adapten a sus objetivos, de allí que de los documentos revisados se escogen los índices que permiten algún tipo de comparación con nuestro trabajo. Batistella et al., (2000) analizaron la influencia de diferentes arquitecturas de colonización sobre la fragmentación del paisaje, utilizando imágenes satelitales Landsat de Julio 1998, en dos asentamientos de Rondonia, Brasil, “Vale do Anari” (de colonización espontánea) donde la red ortogonal de carreteras es denominada usualmente como de “Espina de pescado”, y “Machandino d’Oeste” (organizado por el estado brasileño), los resultados demostraron

distintivos patrones de fragmentación en ambos asentamientos. De acuerdo a los autores el área total y el porcentaje de bosques para ambos asentamientos es similar, sin embargo el número de parches (Vale do Anari: 1165, Machandino: 870), y el Tamaño Medio del Parche (76,94 y 106,59 has respectivamente) son significativamente diferentes. El Índice del Parche Mayor no muestra esas diferencias (69,55 % y 72,56 % respectivamente). Como se puede observar, la metodología del análisis de fragmentación permite resaltar diferencias en asentamientos de la amazonia brasileña que han experimentado procesos de deforestación y fragmentación, los autores demostraron la hipótesis de que la fragmentación del bosque está afectada por el diseño del asentamiento. En esta investigación de estudio multitemporal, la misma metodología y mediante el mismo programa FRAGSTATS, permitió extraer las estadísticas del proceso de deforestación (disminuyó) y de fragmentación (resultó cada vez menor) del bosque durante el periodo en evaluación.

Martin et al., (2008) presentaron resultados sobre los efectos del Plan Español de Infraestructuras en la fragmentación de los Habitats de la Red Natura 2000, calcularon 3 indicadores que describen algunos de los efectos fundamentales del proceso de fragmentación de hábitats por infraestructuras de transporte: pérdida de conectividad aumento en la complejidad de la forma de teselas, y la disminución de su área. El estudio hizo posible analizar la pérdida de conectividad causada por las nuevas infraestructuras de transporte en un territorio extenso a nivel de plan. Viña y Estévez (2013) desarrollaron un estudio comparativo en el cual se evaluó, utilizando imágenes satelitales Landsat TM, el grado de la fragmentación del bosque a través de 23 años (1973-1985-1996) en dos áreas ubicadas en la misma región ecológica, pero en diferentes países (Colombia y Ecuador), las cuales presentan diferentes patrones de colonización. El área de estudio totalizaba $3.197,9Km^2$. Al igual que este estudio, para el análisis de fragmentación de la cobertura boscosa, generaron una cobertura de 2 clases, a saber “Vegetación forestal” (incluyendo bosques primarios y secundarios maduros), y “Otros” (que incluía cultivos, pasturas, urbano, aguas abiertas y nubes). Calcularon las siguientes métricas: Numero de Parches (NP), Índice del Parche Mayor (LPI) y Área Media de Parches (Area MN). El Número de Parches fue en aumento a medida que pasaban los años, para la totalidad del área. Los anteriores índices les permitieron concluir para el área de estudio, entre otras cosas, que los bosques en Colombia estaban más fragmentados que los bosques en Ecuador durante 1973, pero la fragmentación de ambos lados de la frontera se igualó durante 1996, después de la deforestación del periodo en ambos países.

Coronado (2014) elaboró la cartografía de uso y cobertura de la tierra, mediante análisis digital de imágenes satelitales, con el fin de aplicar indicadores de fragmentación del paisaje en el Parque Nacional Cerro Azul Meámbur (con 31.339,25 has), en

Honduras. A pesar de que el estudio lo realizó solamente para una fecha determinada (año 2012), permite hacer algunas comparaciones entre los índices utilizados. Calculó para la cobertura forestal (Bosque Latifoliado + Bosque de Pino), el Porcentaje de Paisaje (PLAND: 56,44%), Numero de Parches (12.311), e Índice de Parche Mayor, para el Bosque latifoliado es el 26% (en nuestro caso resultó que para el año 1988 representaba el 12,51%, para el año 1996 pasó a representar el 14,12%, y finalmente para el año 2015 representaba el 18,65%). Es notable que los usos y coberturas de la tierra de mayor dinámica como la agricultura, pastizales, cafetales y suelo desnudos se encuentren principalmente en la zona de amortiguamiento, siendo esta área la de mayor actividad socioeconómica. Galván et al. (2015), a pesar de que no utilizaron el Programa FRAGSTATS, caracterizaron, mediante el uso de imágenes satelitales y SIG, la fragmentación del Bosque seco de galería del arroyo Pechelin, Montes de María, Colombia, totalizando unas 1.656,19 has. Calcularon el grado de fragmentación, la continuidad espacial y el Índice de diversidad de forma de Patton. Se hace entonces aquí referencia al índice del área media de parches, este fue de 16,08 has (en esta investigación los resultados fueron: para el año 1988 de 17,68 has, aumentando a 22,28 has para el 1996, y quedando en 25,54 has para el año 2015). Demostraron la existencia de una matriz desventajosa para el bosque remanente en estudio, que conduce a una alta fragmentación debido a un uso del suelo en el que prima el factor productivo agropecuario.

Los siguientes autores evaluaron tanto detección de cambios de la cobertura forestal como la degradación del bosque mediante análisis de fragmentación. Chuvieco et al., (2002) ensayaron una metodología sencilla de análisis multitemporal para el seguimiento del proceso de deforestación en la Reserva Forestal de Ticoporo, Venezuela, utilizando fotos aéreas (1962) e imágenes Landsat MSS, TM, y Spot-HRV, de los años 1972, 1989, 1993 y 1997, encontrando que durante el periodo se experimentó una deforestación de 80.000ha, abarcando el 60% del área de estudio, igualmente analizaron un análisis sencillo del patrón espacial en ese periodo, evaluando las manchas (patches), numero de polígonos, tamaño promedio y diversidad, encontrando una tendencia al aumento de la diversidad espacial o mayor fragmentación (el espacio original se parcela). Las causas de tal proceso fueron debido a la presión de actividades agrícolas y ganaderas. Contrario a los resultados de este estudio, se evidencia que a pesar de ser una reserva forestal (figura legal de protección y manejo), las áreas boscosas han ido desapareciendo de forma constante. Vázquez-Quintero et al. (2013), evaluaron la deforestación y el grado de fragmentación de una porción de bosques templados ubicados en una microcuenca en Pueblo Nuevo, Durango, México, utilizando imágenes Landsat MSS y TM, para el periodo que abarcó los años 1974-1990-2000-2011, resultando deforestación de 8,216 ha en las áreas de Pino, resultados contrarios a este trabajo de disminución de la deforestación de las masas forestales; y calculando a la vez los índices de diversidad de Simpson (paso de 0,56 en

1974 a 0,89 en 2011) y Shanon (de 0,63 en 1974 a 0,92 en 2011), que a pesar de usar otra metodología e índices, reflejan un proceso ascendente de la fragmentación, el aumento del número de parches (de 248,00 en 1974 paso a 1164,00 en 2011), y en la disminución del tamaño medio de los parches (en 1974 eran de 114,29 ha, pasando a 24,29 ha en 2011), diferente a los resultados de esta investigación, evaluación que reflejó disminución de la fragmentación.

Kayiranga et al., (2016) evaluaron el cambio de la cobertura forestal y la degradación del bosque en la reserva natural Parque Nyungwe-Kibira, así como en un área de influencia alrededor del parque de 5 km, entre Rwanda y Burundi, entre 1986 y 2015, utilizando imágenes Landsat *TM+* y *L8 Oli*, para el análisis de fragmentación usaron el programa FRAGSTATS, coincidiendo con este estudio en el uso de los índices Numero Parches, Densidad de Parches, y Área Media de Parches. Dentro del parque dominaba la cobertura bosque denso en un 90 %, mientras que en el corredor (buffer) fuera del mismo dominaban los cultivos y tierras abiertas en un 90 %. Los resultados indicaron que dentro del parque el bosque fue deforestado $144,42Km^2$ (8 %), aunque detectaron regeneración anual de $1,22km^2$ (0,07 %). En el corredor externo el aclareo de la cobertura forestal fue de $377,60Km^2$. Los índices de paisaje indicaron una fragmentación considerable del bosque dentro del parque, pero fue mayor en el corredor externo. Muñoz et al (2016) determinaron el cambio multitemporal de la cobertura vegetal (Bosque natural, pasto cultivado, y vegetación arbórea), así como la fragmentación del área boscosa, para la Reserva Ecológica Mache-Chindul, del Sistema de Áreas Protegidas del Ecuador, entre los años 2002-2012, utilizando imágenes Landsat *ETM*, usando el falso color RGB-431, y el algoritmo clasificador de Mínima Distancia. Los resultados indicaron que la cobertura boscosa paso de 48.046 ha en el año 2002 a 38.342 ha en el año 2012.

Gutiérrez y Peón (2018) evaluaron los cambios en la superficie forestal así como su fragmentación, mediante procesamiento digital de imágenes satelitales Landsat *TM*, para el Municipio Gondomar, Galicia, España. Se obtuvieron los siguientes resultados, para el año 1990 la superficie boscosa era de 2.819,36 has, para el año 2000 esa superficie disminuyó a 2.461,02 has, y para el año 2011 pasa a 2.390 has, representando un 36,76 %, 32,08 %, y 31,16 % respectivamente de la superficie del municipio Gondomar. En cuanto al proceso de fragmentación de los bosques, se calcularon, para cada año, varios índices entre los cuales están: Número de Parches, para el año 1990 había 453 parches de bosque, el 2000 con 451, y 455 para el año 2011; Densidad de Parches, 6,07 para el año 1990, 6,04 para el año 2000, y 6,09 en el año 2011; Índice del Parche Mayor, el mismo para el año 1990 representaba el 23,65 %, para el año 2000 el 14,12 %, y finalmente para el año 2011 el 12,51 %; y Área Media de Parches, para el año 1990 era de 6,22 has, 5,46 has para el 2000, y 5,25 has para el 2011. Coincidiendo con este estudio, los autores

utilizaron imágenes Landsat TM, el programa FRAGSTATS, así como los mismos índices de fragmentación, aunque los resultados difieren en que la superficie boscosa disminuyó y se fragmentó más durante el periodo evaluado.

Conclusiones

Según los resultados obtenidos la cuenca del Río Mucujún ha pasado por un proceso de recuperación de la cubierta forestal, así como de una fragmentación del bosque cada vez menor. Es un hecho que la creación de la figura de Reserva Hidráulica en 1986 ha garantizado la conservación de la cubierta forestal de la cuenca, la figura de protección y el hecho que la cuenca tiene una sola vía de entrada y salida, controlada por guardería ambiental, garantizan su preservación, lo que redundará en niveles de sostenibilidad mayores, manteniendo así los beneficios, tangibles e intangibles, de una cobertura forestal extensa, continua y sana, que a largo plazo garantizarán calidad de vida.

Se puede constatar entonces que las técnicas de teledetección y el procesamiento digital de imágenes de percepción remota, entre ellas las clasificaciones (supervisadas o no), así como la Evaluación de la Fragmentación, y métodos apoyados en los SIG, demuestran ser herramientas ideales para apoyar y complementar los métodos de evaluación de la sostenibilidad de una región.

Se recomienda entonces reforzar y aplicar efectivamente políticas que garanticen tal tendencia, es decir, el manejo sostenible de la cubierta forestal, sea mediante la protección estricta, o la regulación de actividades que puedan afectar en el tiempo la misma. El aumento poblacional es un factor de presión sobre los recursos forestales, y ocasionará que la cubierta forestal tienda a degradarse y desaparecer en el transcurso de algunos años, lo que según los principios del desarrollo sostenible es contrario a la preservación de nuestro ambiente y los beneficios que genera para las generaciones presentes y futuras.

Bibliografía

- [Acosta, 2001] Acosta, G. 2001. *Efecto de la fragmentación del Bosque nativo en la conservación de *Oncifelis* y *Pseudalopex culpaeus* en Chile Central*. Tesis para optar al Magister en Ciencias Biológicas mención Ecología. Facultad de Ciencias. Universidad de Chile. 73 p.
- [Alig et al., 2005] Alig, R., Lewis, D.; Swenson, J. 2005. Is forest fragmentation driven by the spatial configuration of land quality?, The case of western Oregon. *Forest Ecology and Management* 217 (2005) 266–274.

- [Apan, 1996] Apan, A. 1996. Forest Rehabilitation Need Index (FRNI) for tropical areas: Concepts and derivation using satellite data and GIS. *Geocarto International*. Vol. 11. No. 2. P. 43-53.
- [Batistella et al., 2000] Batistella, M., Brondizio, E. y Morán, E. 2000. **Comparative analysis of landscape fragmentation in Rondonia, Brazilian Amazon.** International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing. Vol. XXXIII, Part B7. Amsterdam 2000.
- [Bouroncle, 2008] Bouroncle, C. 2008. *Efectos de la fragmentación en la ecología reproductiva de especies y grupos funcionales del bosque húmedo tropical de la zona atlántica de Costa Rica.* Tesis sometida a consideración de la Escuela de Posgrado, Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE) como requisito para optar por el grado de Magister Scientiae en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad. 99 p.
- [Butler et al., 2004] Butler, B., Swenson, J., Alig, R. 2004. Forest fragmentation in the Pacific Northwest: quantification and correlations. *Forest Ecology and Management* 189 (2004) 363–373.
- [Chuvieco et al., 2002] Chuvieco, E., Salas, J., Meza, E., Vargas, F. 2002. *Empleo de la teledetección en el análisis de la deforestación tropical: el caso de la Reserva Forestal de Ticoporo (Venezuela).* Serie Geográfica. Nro. 10 - 2002: 55 – 76.
- [Chuvieco, 2008] Chuvieco, E. 2008. *Teledetección Ambiental, la observación e la Tierra desde el Espacio.* 3era Edición actualizada. Ariel Ciencia. 594 p.
- [Coronado, 2014] Coronado, M. 2014. Análisis de fragmentación en el Parque nacional Cerro Azul Meambar (PANACAM). Proyecto especial para optar al título de Ingeniera en Ambiente y Desarrollo, Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano, Honduras. 29 p.
- [Fahrig, 2003] Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 2003. 34:487–515.
- [FAO, 2016] FAO. 2016. El Estado de los bosques del mundo 2016. Los bosques y la agricultura: desafíos y oportunidades en relación con el uso de la tierra. Roma.
- [FAO, 2007] FAO. 2007. *Manual on Deforestation, Degradation, and Fragmentation using Remote Sensing and GIS.* Forestry Department. Food and Agriculture Organization of the United Nations. MAR-SFM Working paper 5/2007. 49 p.
- [Galvan et al., 2015] Galvan, S., Ballut, G., De la Ossa, J. 2015. Determinación de la fragmentación del bosque seco del arroyo Pechelín, Montes de María, Caribe, Colombia. *Biota Colombiana*, vol. 16, núm. 2, julio-diciembre, 2015, pp. 149-157.

- [GOF-C-GOLD, 2013] GOF-C-GOLD, 2013. *A sourcebook of methods and procedures for monitoring and reporting anthropogenic greenhouse gas emissions and removals associated with deforestation, gains and losses of carbon stocks in forests remaining forests, and forestation. GOF-C-GOLD Report version COP19-1.* (GOF-C-GOLD Land Cover Project Office, Wageningen University, The Netherlands). 2013. p.
- [Goparaju et al., 2005] Goparaju, L., Tripathi, A., Jha, C.S. 2005. Forest fragmentation impacts on phytodiversity. An analysis using remote sensing and GIS. *CURRENT SCIENCE*, Vol. 88, Nro. 8, 25 April 2005.
- [Guevara, 2000] Guevara, E. 2000. *Sistemas de conservación y rehabilitación de cuencas.* Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico de la Universidad de Carabobo (CDCH-UC). Valencia. Venezuela. 420 p.
- [Guild et al., 2004] Guild, L.S., Cohen, W.B., Kauffman, J.B. 2004. *Detection of deforestation and land conversion in Rondonia, Brazil, using change detection techniques.* Int. J. Remote Sensing, 20 February, 2004.
- [Gutiérrez, 1999] Gutiérrez, J. 1999. *Evaluación de la dinámica de la cobertura forestal y uso de la tierra utilizando imágenes de satélite y SIG, Cuenca del Río Mucujún, Estado Mérida.* Trabajo Final de Grado como requisito parcial para obtener el grado MSc. en Manejo de Cuencas. Centro de Estudios Forestales y Ambientales de Postgrado, Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales, Universidad de Los Andes, Mérida, Venezuela. 91 p.
- [Gutiérrez y Peon, 2018] Gutiérrez, J. A. y Peón, J. 2018. *Detección de Cambios y Análisis de la Fragmentación de la Cobertura Forestal: un indicador de sostenibilidad Municipio Gondomar, Galicia, España.* Inédito (enviado a publicación).
- [Gutiérrez et al., 2013] Gutiérrez, N., Gartner, S., López, J., Pacheco, C. y Reif, A. 2013. The recovery of the lower montane cloud forest in the Mucujun. *Reg Environ Change*. DOI10.1007/s10113-013-0413-y.
- [Hernández y Pozzobon, 2002] Hernández, E. y Pozzobon, E. 2002. Tasas de deforestación en cuatro cuencas montañosas del occidente de Venezuela. *Rev. For. Venez.* 46(1) 2002. 35-42.
- [Holdridge, 2000] Holdridge, L. 2000. *Ecología basada en zonas de vida.* Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. San José, Costa Rica. 5ta reimpresión. 216 p.
- [Kayiranga et al., 2016] Kayiranga, A., Kurban, A., Ndayisaba, F., Nahayo, L., Karamage, F., Ablekemi, A., Li, H., Ilniyaz, O. 2016. Monitoring Forest Cover Change and Fragmentation Using Remote Sensing and Landscape Metrics in Nyungwe-Kibira Park. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 2016, 4, 13-33.

- [Kumari et al., 2017] Kumari, R., Asok, S., Ferrer, V., Suresh, P. 2017. A Comparative Appraisal on Satellite Remote Sensing Data as a Utilitarian Tool in Forest Health and Fragmentation Analysis. *International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology*. Vol. 6. Issue 6, June 2017.
- [Landis y Koch, 1977] Landis, J.R. Koch, G.G. 1977. *The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data*. *Biometrics*, v.33, n. 1, p. 159-174, 1977.
- [Lanly, 1995] Lanly, J.P. 1995. Sustainable forest management: lessons of history and recent developments. *Unasylva* 46(182) p. 38-45.
- [Laurance y Bierregaard, 1997] Laurance, W. F. y Bierregaard JR., R. O. (EDS.), 1997. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press, Chicago, 1st edition. 525 p.
- [Lillesand et al., 2004] Lillesand, T., Kiefer, R. y Chipman, J. 2004. *Remote Sensing and image interpretation*. 5th edition. Wiley. 763 p.
- [Martín et al., 2008] Martín, B., Ortega, E., Mancebo, S. y OTERO, I. 2008. Fragmentación de los hábitats de la Red Natura 2000 afectados por el PEIT (Plan estratégico de infraestructuras y transporte). *GeoFocus* (Artículos), Nro. 8, p. 44-60. ISSN: 1578-5157.
- [McGarigal y Marks, 2015] McGarigal, K. y Marks, B.J. 2015. *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. *Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351*. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest. Research Station. 182 p.
- [Muñoz et al., 2016] Muñoz, J., Andrades, M. y González, B. 2016. *Cambio Multitemporal De La Cobertura Vegetal y Fragmentación En La Reserva Ecológica Mache-Chindul Ecuador*. *European Scientific Journal* October 2016 edition vol.12, Nro.30.
- [Pacheco et al., 2015] Pacheco, C., Camargo, C., Arias, F. Gutiérrez, N., Gamez, L. y Vilanova, E. 2015. *Utilización del Sistema TerraAmazon para la evaluación de cambios en la cobertura forestal en una cuenca de los Andes venezolanos (1988-2014)*. Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, João Pessoa-PB, Brasil, 25 a 29 de abril de 2015, INPE.
- [Pacheco et al., 2011] Pacheco, C., Aguado, I. y Mollicone, D. 2011. *Dinámica de la deforestación en Venezuela: análisis de los cambios a partir de mapas históricos*. *INTERCIENCIA*, Aug 2011, Vol 36, No. 8
- [Phillips y Navarrete, 2009] Phillips, J. y Navarrete, D. 2009. *Análisis de fragmentación y conectividad*. *Plan de Manejo Ambiental*. Alcaldía Mayor de Bogotá, Secretaria de Ambiente. 130 p.

- [Riitters et al., 2002] Riitters, K., Wickham, J., O'Neill, R., Jones, B., Smith, E., Coulston, J.; Wade, T. y Smith, J. 2002. Fragmentation of Continental United States Forests. *Ecosystems* (2002) 5: 815–822.
- [Sosa, 2008] Sosa, R. 2008. *Efectos de la fragmentación del bosque de caldén sobre las comunidades de aves en el centro-este de La Pampa*. Tesis presentada para optar al título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires en el área Ciencias Biológicas. 93 p.
- [Thompson et al., 2013] Thompson, I. D., Guariguata, M. R., Okabe, K., Bahamondez, C., Nasi, R., Heymell, V. y Sabogal, C. 2013. An operational framework for defining and monitoring forest degradation. *Ecology and Society* 18 (2): 20.
- [Torahi y Rai, 2011] Torahi, A. y Rai, S.C. 2011. Land Cover Classification and Forest Change Analysis, Using Satellite Imagery - A Case Study in Dehdez Area of Zagros Mountain in Iran. *Journal of Geographic Information System*, 2011, 3, 1-11.
- [UNFCCC, 2001] UNFCCC. 2001. *Convención Marco sobre cambio climático. Conferencia de las Partes. Naciones Unidas. Anexo*. Definiciones, modalidades, normas y directrices relativas a las actividades de uso de la tierra, cambio de uso de la tierra y silvicultura previstas en el Protocolo de Kyoto.
- [Varma et al., 2000] Varma, V.K., Ferguson, I. y Wild, I. 2000. Decision support system for the sustainable forest management. *Forest Ecology and Management* 128 (2000) 49-55.
- [Vazquez-Quintero et al., 2013] Vazquez-Quintero, G., Pinedo-Alvarez, A., Manjarrez-Dominguez, C., De León-Mata, G. y Hernández-Rodríguez, O. 2013. *Análisis de la fragmentación de los bosques templados usando sensores remotos de media resolución especial en Pueblo Nuevo, Durango*. TECNOCENCIA Chihuahua. Vol, VII, Nro 2, Mayo- Agosto 2013.
- [Villavicencio et al., 2012] Villavicencio, R., Santiago, A., Godínez, J., Chávez, J. y Toledo, S. 2012. *Efecto de la fragmentación sobre la regeneración natural en la Sierra de Quila, Jalisco*. *Rev. Mex. Cien. For.* Vol. 3 núm. 11.
- [Viña y Estevez, 2013] Viña, A. y Estevez, J. 2013. *Fragmentation of a tropical lowland forest in a trans-boundary region: Colombia and Ecuador*. ISSN 0123 - 3068 *bol.cient.mus.hist.nat.* 17 (1), enero - junio, 2013. 53 – 63. Boletín Científico Centro de Museos. Museo de Historia Natural.