

# Heterogeneidad del paisaje de selva semicaducifolia montana en tres cuencas de los Andes venezolanos

*Semideciduous mountain forest landscape heterogeneity in three river basins of the Venezuelan Andes*

Suarez Peña Darcy C.<sup>1</sup>, Chacón-Moreno Eulogio<sup>1</sup> y Ataroff Michele<sup>1</sup>

*Recibido: noviembre 2010 / Aceptado: enero 2011*

## Resumen

Se realizó un análisis comparativo de la heterogeneidad del paisaje de selva semicaducifolia montana en tres cuencas con diferente grado y tipo de intervención. Se elaboraron mapas de cobertura de la vegetación natural e intervenida, así como de los diferentes tipos de uso de la tierra, mediante la interpretación de una imagen de satélite para las cuencas Chirurí y Torondoy y la interpretación de fotografías aéreas para la cuenca del Capaz. A partir de estos mapas se evaluaron 8 índices para determinar el grado de impacto y heterogeneidad del paisaje para cada una de las cuencas estudiadas. El mayor nivel de impacto y deterioro (71,05%) se encontró en la del río Chirurí; mientras que en la cuenca del río Capaz se detectó un mayor grado de fragmentación, donde la selva ha sido reemplazada por usos de la tierra que han simplificado el paisaje y aumentado la heterogeneidad espacial del mismo.

**Palabras clave:** Análisis espacial; intervención antropogénica; Capaz; Chirurí; Torondoy; diversidad de paisaje; reconocimiento ecológico.

## Abstract

A comparative analysis of the semideciduous mountain forest landscape was carried out in three river basins with different degree and type of human intervention. Natural and land-use cover maps were made by means of a satellite image interpretation for the Chirurí and Torondoy river basins, and a photo-interpretation for the Capaz river basin. From these maps, 8 indices were evaluated to determine the degree of impact and landscape fragmentation for each one of the studied river basins. The highest level of impact and deterioration (71.05%) was found in the the Chirurí river basin; whereas, in the Capaz river basin, a higher fragmentation degree of the landscape was found, where the forest has been replaced by land uses, which has simplified and increased its spatial heterogeneity.

**Key words:** Spatial analysis; human intervention; Capaz; Chirurí; Torondoy; landscape diversity; ecological survey.

---

<sup>1</sup> Universidad de Los Andes, Facultad de Ciencias, Instituto de Ciencias Ambientales y Ecológicas (ICAE), Mérida-Venezuela. Correo electrónico: eulogio@ula.ve

## 1. Introducción

Los Andes venezolanos son una zona en la que las intervenciones antropogénicas han aumentado paulatinamente, ocasionando que los diferentes ecosistemas tengan una transformación acelerada y modificando los patrones del paisaje (Sarmiento *et al.*, 1971; Ataroff y Sarmiento, 2003). Una vez que este paisaje ha sido transformado se hace más vulnerable, debido a la velocidad de pérdida de su diversidad original, disminuyendo sus posibilidades de recuperación como consecuencia de que sus diversos sistemas tienen coberturas geográficas restringidas (La Marca, 1997).

Las tasas de transformación de los ecosistemas naturales se relacionan con el incremento demográfico, problemática poco estudiada en la región andina a nivel de cuencas. Este crecimiento demográfico ha generado una creciente presión sobre los recursos naturales, producto de los mayores requerimientos a los que se ven sometidos, provocando una transformación del paisaje natural, dando como resultado un cierto grado de fragmentación (Bustamante y Grez, 1995). Según Primack (1998), el proceso de fragmentación no ocurre al azar; las áreas más accesibles de topografía poco accidentada y con alta productividad son las primeras en ser alteradas para utilizar las tierras en agricultura, ganadería, asentamientos humanos o extracción forestal.

En el caso de la selva semicaducifolia montana, estudiada en este trabajo considerándola como un ecosistema (Sistema Ecológico) predominante en el

paisaje ecológico (Forman and Godron, 1986; Forman, 1995; Josse *et al.*, 2003; Josse *et al.* 2009), su transformación ha sido progresiva en algunos sectores desde mediados del siglo XIX, donde la vegetación natural ha sido reemplazada por diferentes tipos de uso de la tierra (Ataroff y Sarmiento, 2003). Como resultado de la conversión de la selva original y su reemplazo por agroecosistemas para el desarrollo de la actividad agrícola y ganadera hacia los sitios más accesibles y/o más productivos, este paisaje ha tenido un significativo incremento de su heterogeneidad (Ataroff, 2003).

En el contexto de la ecología del paisaje, la heterogeneidad es una medida del grado de partición del paisaje en parches o mosaicos de vegetación. Este componente es particularmente importante en el manejo o tipos de uso de la tierra en los que la menor diversidad del agroecosistema es compensada con un mosaico de cultivos y fragmentos de bosque que mantienen un alto nivel de heterogeneidad espacial (Wiens, 1999). Por otra parte, la heterogeneidad es una propiedad de los paisajes que se presenta como un mosaico donde la estructura, función y cambio produce pautas repetitivas y patrones espaciales (Dunning *et al.*, 1992).

Desde el punto de vista ecológico, el paisaje puede ser definido como un área de terreno heterogénea, compuesta por un grupo de ecosistemas (sistemas ecológicos) que interactúan y se repiten de forma similar a través del mismo; éstos son considerados como los elementos del paisaje (Forman y Godron, 1986; Turner y Gardner, 1990; Zonneveld, 1995,

1998; Josse *et al.*, 2003; Chacón-Moreno, 2007; Josse *et al.*, 2009). La manera como se manifiesta el conjunto de elementos del paisaje, tales como parches de bosque, carreteras, cursos de agua, áreas de cultivos, entre otros, y su respectiva transformación tiene un significativo efecto sobre el patrón del paisaje (Turner 1989; Forman 1995; Guariguata y Kattan, 2002).

Consecuentemente, la implementación de diferentes actividades agrícolas puede tener un significativo efecto en la estructura del paisaje una vez que la vegetación boscosa natural ha sido eliminada. El flujo continuo de materiales y energía se ve afectado de manera considerable, siendo difícil su regeneración, ya que el bosque es sustituido de inmediato por formaciones herbáceas y arbustivas, que tienen diferentes requerimientos, además de la alteración del suelo y la disminución de su capacidad de sustentar especies arbóreas (Bisbal, 1988; Fedorowick, 1993).

Ello implica que, diversos tipos de intervención modifican los procesos hidrológicos, bioquímicos, así como cambios en la productividad del ecosistema, lo cual se pone en evidencia en los procesos de insularidad del hábitat y fragmentación del paisaje (Rissert, 1987; Dale *et al.*, 1998; Urban *et al.*, 1987).

Dentro del contexto de este trabajo, '*impacto humano*' es un término que define el efecto que produce una determinada acción humana sobre el medio ambiente. El efecto ecológico generalmente es de carácter negativo, ya que supone la destrucción del ecosistema natural (Bus-

tamante y Grez, 1995). Los procesos de transformación y reemplazo de la selva semicaducifolia montana, por el manejo del ecosistema para fines agrícolas y ganaderos por parte de las comunidades allí establecidas, se han acelerado debido a la expansión de la frontera agrícola. La necesidad de nuevos caminos, carreteras y asentamientos son también causa de su transformación. Esta unidad ecológica, que se encuentra en muchas cuencas de la cordillera de Mérida entre 800 y 1.700 m de altitud (Ataroff y Sarmiento, 2003; Ataroff, 2003), ha sido extensamente intervenida en las cuencas de los ríos Torondoy, Chirurí y Capaz del estado Mérida, debido al proceso de deforestación que la ha reemplazado por sistemas agrícolas y sistemas pecuarios, este último con la siembra de pastizales, dependiendo de las características topográficas. Vera (1993) ha expresado que la sustitución de esta selva natural por pastizales, afecta el balance energético e hídrico del suelo, constituyendo un factor importante en la degradación de los mismos, con la consecuente aparición de procesos erosivos, los cuales disminuyen la calidad y productividad de las tierras.

Este trabajo constituye una aproximación al estudio de la estructura del paisaje, abordado a través del análisis de índices de heterogeneidad espacial. El enfoque metodológico para el estudio de la heterogeneidad implica la elaboración de un mapa de unidades de paisaje, definido como la representación geográfica de la distribución de los patrones de las unidades de paisaje. El objetivo de este trabajo fue analizar comparativamente el

proceso de fragmentación y heterogeneidad espacial del paisaje de selva semicaducifolia montana en las cuencas de los ríos Chirurí y Torondoy, comparándolas con la cuenca del río Capaz (Rodríguez-Morales *et al.*, 2009), todas localizadas en la misma vertiente andina, pero con diferentes grados de intervención.

## 2. Metodología

### 2.1 Área de estudio

El área de estudio comprende la zona de selva semicaducifolia montana, unidad ecológica descrita por Ataroff y Sarmiento (2003), en las cuencas de los ríos Chirurí, Torondoy y Capaz, entre los 800 y 1.700 m de altitud, donde forma una franja más o menos continua (Figura 1), y se encuentran ubicadas en la vertiente Norte de la sierra de la Culata en los Andes venezolanos. En conjunto, presentan una amplia red hidrográfica, fuertes pendientes y notables perturbaciones antropogénicas. De acuerdo con el mapa de Ataroff y Sarmiento (2003), la selva semicaducifolia montana ocupa una superficie de 10.819 ha en la cuenca del río Torondoy (aproximadamente 26% del total de la cuenca), 3.333 ha en la cuenca del río Chirurí (aproximadamente 17% del total de la cuenca), mientras que en la cuenca del río Capaz ocupa una extensión de 11.963 ha (aproximadamente 32% del total de la cuenca).

La vegetación de esta selva se caracteriza por presentar un dosel irregular entre 20 y 35 m, con individuos emergen-

tes hasta 40 m de altura, y otros estratos menores a 12 m, además las lianas y las epífitas son escasas en comparación con las otras unidades selváticas de los Andes venezolanos (Ataroff y Sarmiento, 2003; Ataroff, 2003).

El clima es similar en las tres cuencas y se caracteriza por presentar un patrón de distribución tetraestacional de precipitaciones, las cuales no llegan a ser inferiores a los 100 mm mensuales la mayor parte del año, lo cual implica que no exista un déficit hídrico, con meses máximos de precipitación entre abril-mayo y septiembre-noviembre, mientras que el período más seco corresponde a los primeros tres meses del año. En la estación meteorológica de La Azulita, localizada a 1.000 metros de altitud, la precipitación promedio anual es de 1.400 mm. La temperatura alcanza valores promedios mensuales entre 22 °C y 20 °C.

### 2.2 Materiales

Para las cuencas de los ríos Chirurí y Torondoy se interpretó digitalmente, usando ILWIS 3.3 (ITC, 1997), una imagen de satélite Landsat TM de 1998, utilizando una clasificación supervisada basada en los métodos y técnicas estándares de procesamiento de imágenes y sistemas de información geográfica (SIG), (Sabins, 1987; Shrestha, 1991; Aronoff, 1993; Bronsveld and Shrestha, 1993; Meijerink, 1994; ITC, 1997; Valenzuela, 1992; Lillesand *et al.*, 2004; Chacón-Moreno, 2001). Para la cuenca del río Capaz se utilizaron los resultados obtenidos por Rodríguez-Morales *et al.* (2009), quienes

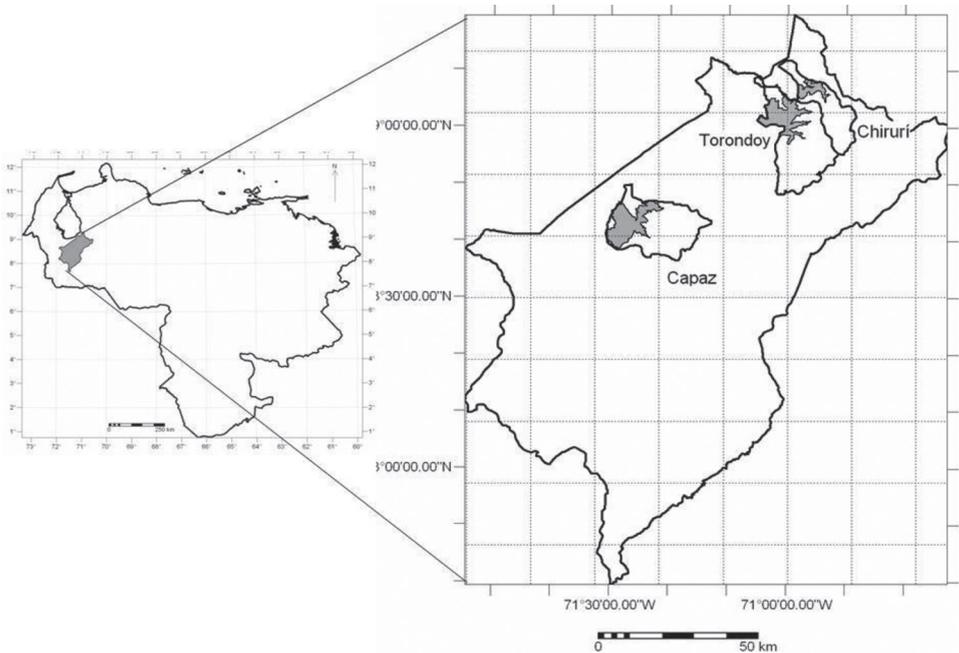


Figura 1. Ubicación geográfica de las áreas de estudio en los paisajes de selva semicaducifolia montana entre 800 y 1.700 m de la vertiente Norte de la sierra de la Culata, estado Mérida-Venezuela. Se resaltan las cuencas de los ríos Torondoy, Chirurí y Capaz

recurren para la realización del mapa a fotografías aéreas de la Misión 010493, año 1997-98, escala 1:65.000, (Fotos número 60 a 66, 148 a 155, 159 a 166 y con las 180 y 181), las cuales fueron procesadas según Pernía (1989). La escala de trabajo considerada fue de 1:65.000.

### 2.3 Reconocimientos ecológicos

Para la determinación de la heterogeneidad espacial, se tomó como base los mapas detallados de las unidades de paisaje en las cuencas de estudio utilizando en la interpretación de imágenes satelitales y fotografías aéreas, con validación de

campo realizados a través de un reconocimiento ecológico (Chacón-Moreno, 2001). En cada una de las cuencas se realizó una definición de las unidades de paisaje estándar, de tal manera de hacer el posterior análisis comparativo de su heterogeneidad. El reconocimiento ecológico constó de tres etapas: a) fase de pre-campo, b) fase de campo, y c) fase de post-campo.

En la fase de pre-campo se interpretó una imagen de satélite Landsat TM 1998, que derivó en mapas preliminares correspondientes a la cobertura de vegetación natural e intervenida en el área de estudio (se diferenciaron las unidades de

paisaje). El trabajo de campo consistió en la verificación de las unidades de paisaje definidas en la interpretación preliminar y actualización de la información, cuando los cambios fueron claros y superiores a la percepción que se observa en los mapas a la escala de trabajo. En cada cuenca se procedió a seleccionar puntos o parcelas de control de áreas representativas superiores a 0,25 ha localizando dichos puntos con un GPS a lo largo del área de estudio en zonas donde existían diferencias y transiciones en la cobertura, entre los 800-1.700 m de altitud. En cada punto se determinó el tipo de cobertura (tipo de vegetación, si es natural o tipo de intervención antropogénica) y la estructura de la vegetación natural (altura del dosel, estratificación, especies dominantes). Se muestrearon un total de 15 puntos en la cuenca del río Torondoy, y 14 en las cuencas de los ríos Chirurí y Capaz; con relación a esto debemos resaltar que existe una diferencia de 7 años entre la fecha de toma de la imagen (1998) y las visitas de campo (2005). En cada punto muestreado se recogió información más detallada sobre infraestructura, tipos de cultivos implementados, tipo y grado de intervención humana en la vegetación natural de selva semicaducifolia en cada una de las cuencas. También se determinó, en cada punto muestreado, la degradación directa y tipos de uso implementados, evidenciando la estructura de la vegetación de selva natural. Para el registro completo se hizo una estimación del porcentaje del paisaje visible bajo distintos tipos de uso (ganadería y agricultura) y la cobertura de selva natural e intervenida.

Con la información obtenida en campo se realizó la corrección de los mapas de unidades de paisaje para cada una de las cuencas basados en los procedimientos y técnicas descritos en ITC (1997), con la finalidad de elaborar el mapa final de cobertura de las unidades de paisaje correspondientes a selva natural e intervenida y los tipos de uso implementados, caracterizando y estableciendo la distribución espacial de los patrones.

#### **2.4 Análisis comparativo de la heterogeneidad espacial**

A partir de los mapas finales se realizó el análisis comparativo de las tres cuencas con base en la heterogeneidad del paisaje a través del uso de índices cuantitativos. Se cuantificaron 8 índices en total, para lo cual la información espacial fue extraída utilizando el programa ILWIS (ITC, 1997) y los cálculos fueron realizados utilizando una hoja de cálculo. Los índices están expresados en términos de parches individuales o del paisaje total, como componentes principales del patrón del paisaje: índices de equitatividad, dominancia (O'Neill *et al.*, 1988; Turner, 1989), índice de diversidad de Shannon (Shannon y Weaver, 1949), índice de Simpson (McGarigal y Marks, 1995), y Números de Hill (Hill, 1973), mientras que la configuración del paisaje se estimó utilizando el índice de densidad de parches (McGarigal y Marks, 1995), el índice de contagio (Li y Reynolds, 1993), y finalmente se describieron los siguientes parámetros: tamaño y forma de los parches.

### 3. Resultados

#### 3.1 Mapas de unidades de paisaje de la selva semicaducifolia montana

Se reconocieron un total de 7 grandes unidades de paisaje en función de los tipos de uso de la tierra y cobertura vegetal natural e intervenida: 1) Cafetales (Cf) que son áreas de cultivos perennes, con cafetales de *Coffea arabica* var. *arabica* bajo un dosel de sombra por requerir poca incidencia de luz directa; 2) Cafetales y cacaotales (Cf y Cac) que también son áreas de cultivo perenne, desarrollados como policultivos con camburales, aguacates y otras especies forestales, como *Erythrina* spp (bucare) e *Inga* spp (guamo), que les generan sombra al café y al cacao; 3) Cultivos de apio (CA) que son áreas de monocultivos anuales de *Arracacia xanthorrhiza* (apio andino), desarrollados con alta incidencia de insumos; 4) Pastizales (P) que son áreas de monocultivos perennes de *Pennisetum clandestinum* (Kikuyo), *Braquiara* sp., y pastos de corte, mantenidos con muy poca o nula fertilización, y con poca aplicación de pesticidas; 5) Vegetación sobre derrumbes (Vd); 6) Selva semicaducifolia montana intervenida sin uso definido (SSMI), que son áreas de selva donde ha ocurrido una eliminación la vegetación boscosa natural (talada y/o quemada), con suelo desnudo o con muy poca vegetación, que luego puede ser reemplazada para el desarrollo de la actividad agrícola o pecuaria. En esta unidad, la estructura del bosque ha sido eliminada por completo; 7) Selva semicaducifolia montana

(SSM), área de selva original inalterada, la cual presenta una mayor complejidad estructural, dominada por árboles con alta riqueza, con varios estratos de árboles y dosel medio alto, que actualmente se localiza mayormente sobre fuertes pendientes.

En la figura 2 se presenta el mapa de unidades de paisaje para la cuenca del río Torondoy. Se observa hacia la vertiente Norte una zona con una mayor superficie de selva semicaducifolia montana, con fragmentos de cultivos de apio. Al Oeste de la cuenca se puede observar una alta heterogeneidad espacial hacia los bordes, con un alto número de fragmentos de cafetales, que están más asociados, y una menor proporción de cultivos de apio que mantienen cierta unidad. Es de resaltar que la unidad de cafetales y cacaotales no está presente en las cuencas de los ríos Chirurí y Capaz. La selva semicaducifolia montana original ha sido eliminada hacia la zona noroeste y sureste en las partes baja y media del área de estudio, reemplazada en su mayoría por cafetales bajo un dosel de sombra (*Coffea arabica* var. *arabica*) como consecuencia, posiblemente, de que son las áreas más accesibles y de pendientes suaves.

Hacia la zona Norte, sobre laderas con fuertes pendientes, la selva original ha sido sustituida en menor proporción por cafetales y cacaotales; también ha sido reemplazada por cultivos de apio, al igual que en la zona sureste. El desarrollo de la actividad ganadera también se ha promovido hacia esa zona, pero en menor proporción debido a que son áreas con fuertes pendientes y poca accesibilidad.

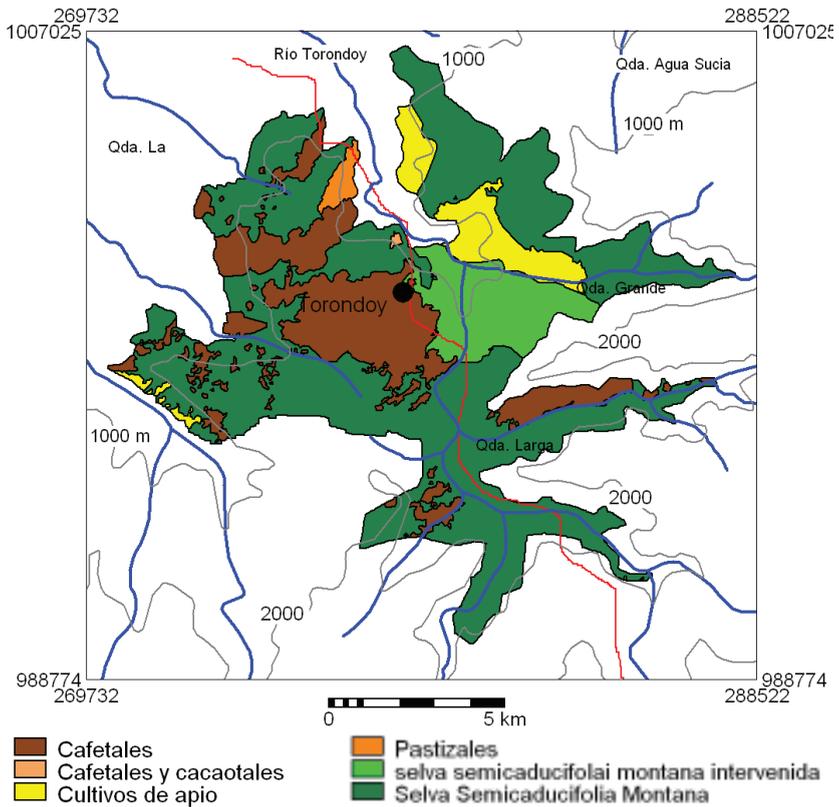


Figura 2. Mapa de unidades de paisaje de la Selva Semicaducifolia Montana entre 800 y 1.700 m de la cuenca del río Chirurí, vertiente Norte de la sierra de la Culata, estado Mérida

Hacia la zona Oeste del área de estudio se observa una mayor fragmentación como consecuencia del grado de intervención a que ha sido sometida; la dominancia de fragmentos sugiere un efecto borde importante que podría manifestarse en cambios microclimáticos, si a esto agregamos la deforestación que aún continúa. Hacia la parte cercana al área urbana, la selva en gran parte de su área ha sido deforestada para extracción comercial de madera, observándose deslizamientos de masa y, como consecuencia, ha quedado

mucho suelo desprotegido. Sobre pronunciadas pendientes sólo se encontró intacta una gran matriz de selva original sin aparente intervención.

En la figura 3 se presenta el mapa de unidades de paisaje para la cuenca del río Chirurí. Se muestra la distribución de las unidades de cafetales, cultivos de apio, pastizales, selva semicaducifolia montana intervenida sin uso definido y la selva semicaducifolia montana sin intervenir. La vertiente norte del río muestra una zona con una cierta heterogeneidad

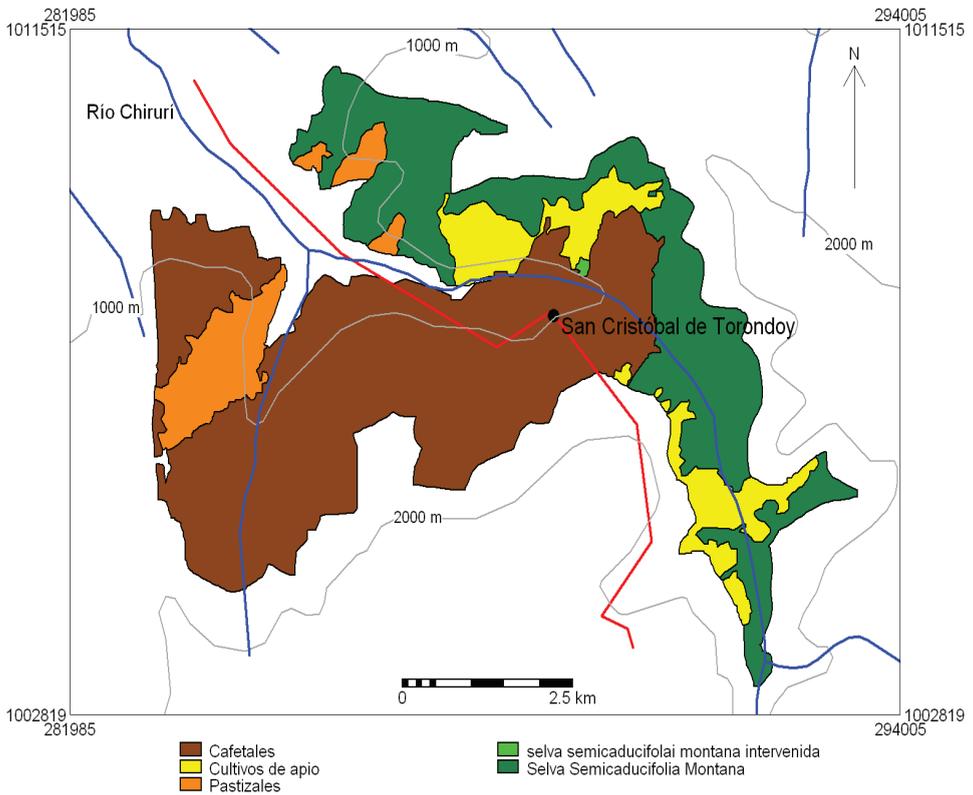


Figura 3. Mapa de unidades de paisaje de la Selva Semicaducifolia Montana entre 800 y 1.700 m de la cuenca del río Torondoy, vertiente Norte de la sierra de la Culata, estado Mérida

espacial, encontrándose fragmentos de cultivos de apio, selva semicaducifolia montana intervenida sin uso definido y una pequeña superficie de selva semicaducifolia montana original. Los fragmentos de cultivo de apio mantienen una cierta homogeneidad, mientras que en la zona Oeste de la cuenca, los de cafetales no forman fragmentos sino que ocupan una gran extensión en forma continua disminuyendo el área de selva original. En esta cuenca la selva semicaducifolia montana se encuentra eliminada en una

gran extensión hacia la zona sureste y suroeste en las partes baja y media del área de estudio, reemplazada en su mayoría por cultivos de café bajo un dosel de sombra. Hacia la zona Oeste se encuentra una mayor porción de pastizales para el desarrollo de la actividad ganadera y, en menor proporción, hacia la zona noreste donde los mismos se encuentran en un estado sucesional; también hacia esa zona y hacia la zona sureste sobre laderas con fuertes pendientes ha sido reemplazada por cultivos de apio. Hacia la zona

Norte la selva ha sido intervenida en una menor proporción para ser luego sustituida por cultivos de apio. Sobre pronunciadas pendientes se observó la selva original intacta.

En la figura 4 se presenta el mapa de unidades de paisaje para la cuenca del río Capaz de Rodríguez-Morales *et al.* (2009). La vertiente Norte del río muestra una zona con una mayor superficie de selva semicaducifolia montana sin

intervenir. Por el contrario, al Oeste de la cuenca, la fragmentación se observa en las partes alta y media de la vertiente, con una alta fragmentación hacia los bordes, con un alto número de fragmentos de cafetales y de selva natural donde los fragmentos están íntimamente relacionados entre sí, mientras que en la zona de menor altitud, los fragmentos de selva intervenida mantienen una cierta homogeneidad. Los pastizales forman una gran

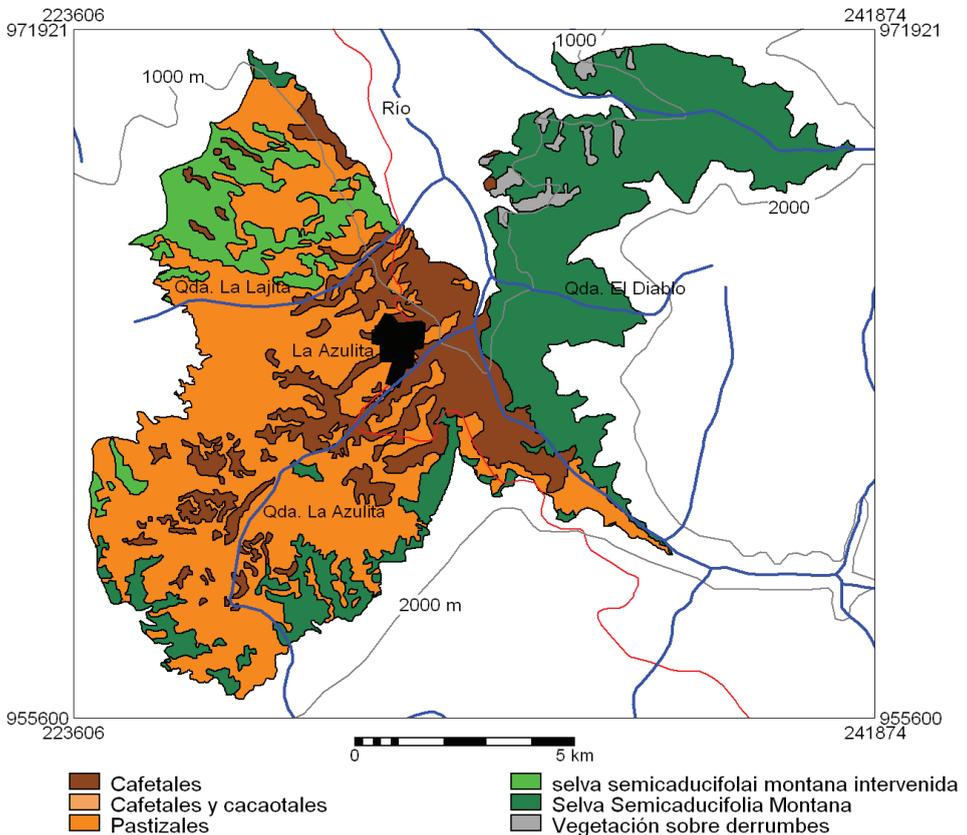


Figura 4. Mapa de unidades de paisaje de la Selva Semicaducifolia Montana entre 800 y 1.700 m de la cuenca del río Capaz, vertiente Norte de la sierra de la Culata, estado Mérida. Modificado de Rodríguez-Morales *et al.*, 2009

matriz sobre la cual quedan muy pocos relictos de selva (Rodríguez-Morales *et al.*, 2009). En esta cuenca, la selva semicaducifolia montana fue eliminada en una gran extensión hacia la zona Oeste, en las partes baja y media del área de estudio, reemplazada en su mayoría por pastizales para el desarrollo de la actividad ganadera y, aparentemente, menos por cafetales. Hacia la zona central, donde hay una mayor accesibilidad por encontrarse cerca del casco urbano de La Azulita, la selva ha sido reemplazada por cafetales bajo un dosel de sombra y de sol (*Coffea arabica* var. *arabica* y var. *caturrea*). Hacia la zona noreste, sobre pronunciadas pendientes, permanece aún intacta una gran matriz de selva original sin aparente intervención; a pesar de ello, se observaron movimientos de masa. La mayor fragmentación de la selva en el área de estudio se encuentra hacia la zona sures-

te, como consecuencia de la intervención a que ha sido sometida, aumentando de esta manera el número de fragmentos y disminuyendo el área de selva original. Hacia la zona noreste del área de estudio la selva ha sido intervenida para ser luego sustituida por cultivos de café o para el desarrollo de la actividad ganadera.

### 3.2 Cuantificación de la cobertura del paisaje

En el cuadro 1 se presentan los valores de cobertura (hectáreas y porcentual) para las tres cuencas de estudio. La SSM presenta la mayor cobertura en la cuenca del río Torondoy, mientras que en las otras dos cuencas tiene valores remanentes muy bajos (alrededor de 30%). Los cafetales son el principal tipo de reemplazo en las tres cuencas y son importantes los cultivos de apio en las cuencas de los ríos

**Cuadro 1. Superficie total y porcentaje de superficie de selva reemplazada del paisaje de selva semicaducifolia montana (SSM) entre 800 y 1.700 m en las cuencas de los ríos Torondoy, Chirurí y Capaz, vertiente Norte de la sierra de la Culata, estado Mérida. El total de área corresponde al área potencial de SSM en cada cuenca**

Unidad de Paisaje	Torondoy		Chirurí		Capaz	
	ha	%	ha	%	ha	%
Cafetales (Cf)	2.231,8	20,63	1.788,3	53,65	1.924,2	16,08
Cafetales y cacaotales (Cf y Cac)	9,7	0,09	0	0	0	0
Cultivo de apio (CA)	710,9	6,57	30,3	9,91	0	0
Pastizales (P)	107,4	0,99	246,3	7,39	5.155,1	43,09
Vegetación sobre derrumbes (Vd)	0	0	0	0	172,1	1,44
SSM intervenida sin uso definido	969,1	8,96	3,5	0,11	905,2	7,57
Área natural de SSM	6.789,7	62,76	965,1	28,95	3.806,3	31,82
Total de área	10.818,6	100	3.333,5	100	11.962,9	100
Total área intervenida	4.028,9	37,24	2.368,4	71,05	8.156,6	68,18

Chirurí y Torondoy. Se observa que los pastizales son un agroecosistema muy importante en superficie en la cuenca del río Capaz, donde prácticamente cubre casi la mitad del área (43%); mientras que en la cuenca del Chirurí representa el 7,39% de la superficie y está prácticamente ausente en la cuenca del Torondoy.

### 3.3 Heterogeneidad del paisaje

En el cuadro 2 se muestran los resultados obtenidos de los índices cuantificados para cada una de las cuencas. En relación al número de parches, la cuenca del Capaz presenta un mayor número; mientras que Chirurí presenta un bajo número de parches. Los valores más altos del índice de dominancia se obtuvieron para las cuencas de los ríos Chirurí y Torondoy con un 82% y 88% respectivamente. En relación a la equitatividad (E), ésta presentó una variación moderada, lo cual está relacionado con los valores más altos de dominancia. El resultado del índice de diversidad de Shannon fue 1,12 y 1,07 para las cuencas de los ríos Chirurí

y Torondoy respectivamente, mientras que para la cuenca del río Capaz fue de 1,28 para 7 tipos de cobertura (el valor más alto posible para ese número de coberturas); según McGarigal y Marks (1995), este alto valor puede expresar que la distribución del área entre los parches sea equitativa. Los valores del índice de Simpson muestran similar relación que los de Shannon. Los valores de N1 y N2 también muestran similar respuesta a la de los índices de Shannon y Simpson con mayores valores para Capaz, luego Chirurí y valores más bajos para Torondoy.

### 3.4 Fragmentación

En el cuadro 3 se presentan los resultados obtenidos de la configuración del paisaje. Según lo expresado por McGarigal y Marks (1995), el valor del índice de densidad de parches (DP), muestra en general, que la cuenca del río Capaz presenta una mayor fragmentación del paisaje y mayor heterogeneidad (0,92), intermedia en la cuenca del río Torondoy (0,69) y baja en la cuenca del río Chirurí (0,51). El valor del índice de contagio (IC)

**Cuadro 2. Índices de composición de paisaje evaluados para cada una de las cuencas de los ríos Torondoy, Chirurí y Capaz, ubicadas en la zona Norte de la sierra de la Culata, estado Mérida. En el texto se explican los diferentes índices de heterogeneidad**

Cuencas	Número total de parches	Dominancia (D)	Equitatividad (E)	Índice de Shannon (H)	Índice de Simpson (IS)	Número de Hill N1	Número de Hill N2
Torondoy	76	0,88	0,12	1,07	0,41	2,90	2,23
Chirurí	17	0,82	0,18	1,12	0,48	3,07	2,58
Capaz	107	0,67	0,33	1,28	0,58	3,59	3,14

muestra que el grado de fragmentación y dispersión de los parches es mayor en la cuenca del río Capaz (73), con un grado intermedio en la cuenca del río Torondoy (45), y el menor grado en la cuenca del río Chirurí (19).

**Cuadro 3. Índices de configuración del paisaje evaluados para cada una de las cuencas de los ríos Torondoy, Chirurí y Capaz, ubicadas en la zona Norte de la sierra de la Culata, estado Mérida**

Cuencas	Densidad de parches (DP)	Índice de Contagio (IC)
Torondoy	0,69	45
Chirurí	0,51	19
Capaz	0,92	73

#### 4. Discusión

El patrón de distribución de las unidades de paisaje observadas en los mapas de cada cuenca muestra una realidad de intervención diferente en cada caso, a pesar de que las tres cuencas presenten condiciones biofísicas muy similares, lo cual está reflejando un proceso de intervención asociado a los patrones e historia de uso de los habitantes locales y las características de accesibilidad.

Este patrón de distribución de las unidades diferente en cada cuenca se evidencia por la heterogeneidad del paisaje. Considerando que el paisaje es intrínsecamente heterogéneo, los componentes de este mosaico están representados por fragmentos individuales insertados en una matriz. Por heterogeneidad del paisaje entendemos la medida relativa de

los fragmentos que están inmersos en él, combinando la riqueza con la abundancia de las coberturas siendo también sensible a la superficie y al número de tipos de cobertura (Farina, 2000). Es diferente hablar de heterogeneidad 'del' paisaje que de heterogeneidad 'en' el paisaje, ya que al aumentar la heterogeneidad 'del' paisaje se incrementan las implicaciones ecológicas negativas como los efectos de la fragmentación y la reducción de áreas de hábitat, mientras que la heterogeneidad 'en' el paisaje hace alusión a la diversidad de especies que están inmersas en él.

Los resultados del índice de dominancia muestran que los valores más altos en las cuencas de los ríos Chirurí y Torondoy expresan baja heterogeneidad del paisaje, la cual puede ser debida a la alta dominancia de una unidad de paisaje, puesto que cuanto mayor el grado de dominancia menor será la heterogeneidad (Pielou, 1975).

Por su parte, el análisis de la diversidad muestra que ésta fue mayor en la cuenca del río Capaz, sugiriendo que la distribución del área entre los fragmentos sea equitativa (McGarigal y Marks, 1995). Estos resultados pueden reflejar un paisaje con una baja heterogeneidad espacial para las cuencas de los ríos Chirurí y Torondoy; este comportamiento puede ser causado por las características biofísicas del área de estudio en el que las coberturas se distribuyen equitativamente de acuerdo a factores como el tipo de suelo e hidrología. Por otro lado, las vías de acceso se relacionan más con las intervenciones antropogénicas que han

transformado el paisaje durante los últimos años, por lo cual la heterogeneidad es dada por la diversidad de coberturas y la distribución de los parches. Estos resultados podrían ser más comparativos si se realiza un análisis multitemporal de la zona en los que se muestre la evolución de la heterogeneidad del paisaje. En el caso de la cuenca del río Capaz, el nivel de heterogeneidad podría traer implicaciones ecológicas negativas que afectarían algunos procesos como la apertura de grandes áreas de terreno de pastizales, que podrían dificultar la dispersión de semillas, interrumpiendo la sucesión vegetal y, de esta forma, podría obstaculizar el crecimiento de las coberturas naturales, ya que la heterogeneidad crea fronteras y bordes entre diferentes parches.

La heterogeneidad vista a través de los índices de diversidad se complementa con el estudio de la fragmentación. Ésta se puede conceptualizar como la división de una matriz o parches de superficies más o menos amplias en fragmentos de menor tamaño generando aislamiento de los fragmentos en el paisaje, provocada por una destrucción intensa de las áreas naturales; así mismo aumentando la distancia entre los fragmentos de hábitat natural (De Lucio *et al.*, 2003). De forma general, los procesos que se ven más afectados por los efectos de la fragmentación son aquellos que dependen de vectores de transición en el paisaje. Según los resultados, el número total de parches presentados en el cuadro 2, para las distintas cuencas, indican que el proceso de fragmentación está asociado a la

dinámica y los procesos antropogénicos que han influido en el área de estudio.

Respecto a la configuración del paisaje, los resultados indican que la densidad de parches varía en función de la heterogeneidad del paisaje. Según lo señalado por Bustamante y Grez (1995), estos resultados se pueden interpretar como la subdivisión de los tipos de parches, la cual es crucial en el proceso de fragmentación del paisaje, ya que este proceso implica la transformación de selva continua en muchas unidades más pequeñas y aisladas entre sí, cuya extensión de superficie resulta ser mucho menor que la superficie de selva original. La selva semicaducifolia montana solo se observó en la parte alta de las cuencas; este comportamiento se puede explicar como la cobertura más predominante hacia esta zona, debido a que son las áreas más inaccesibles por sus características topográficas y es por esta razón que ha sido poco transformada. Es relevante aclarar que considerando que el paisaje es intrínsecamente heterogéneo, los componentes de este mosaico están representados por parches individuales insertos en una matriz de selva remante.

Por otra parte, los fragmentos de selva se encontraron relativamente alejados de la zona urbana, pero el crecimiento demográfico y la apertura de vías de comunicación ponen en serio peligro a este último remanente de selva original. Los remanentes se encuentran en pendientes que, en promedio, son más abruptas que las del paisaje general, lo que confirma que la selva natural se encuentra en

lugares poco accesibles y menos útiles para otros tipos de uso de la tierra. Los fragmentos de selva natural se encuentran aislados, lo cual podría aumentar el efecto de borde. Es importante señalar que existen todavía fragmentos de selva intervenida, que podría ser utilizada como corredor biológico para ayudar a conectar los fragmentos de selva original. Sin embargo, esto sólo se lograría con acciones de planificación y gestión de conservación dirigidas a estas áreas remanentes, de manera que podría reducirse significativamente el aislamiento de estos remanentes de selva.

El impacto humano sobre la cobertura de selva semicaducifolia montana ha sido caracterizado por el porcentaje de desaparición de la continuidad de la cobertura, definida en tres rangos. El primer rango, de mínima intervención, fue observado en la cuenca del río Torondoy con un 37,24% de superficie de selva reemplazada; un segundo grado de intervención media en la cuenca del río Capaz con 68,18% de superficie de selva reemplazada, y un tercer rango con procesos de intervención en la cuenca del río Chirurí con 71,05% de superficie de selva reemplazada. Una posible causa de la pérdida de selva en la cuenca del río Chirurí es el crecimiento y avance de áreas urbanas sobre tierras agrícolas y, por ende, hay mayor presión por nuevas tierras para agricultura.

Según expone Etter (1994), entre las actividades humanas y los procesos y características ecológicas de los paisajes existe una correspondencia específica que tiene lugar en un espacio geográfi-

co y lapsos de tiempo, donde el tipo, intensidad y duración de estas actividades podrían dar lugar a diversos grados de fragmentación. Debinski y Holt (2000) expresan que la fragmentación se puede conceptualizar como la división de los fragmentos en el paisaje, provocada por una destrucción intensa de las áreas naturales; así mismo aumentando la distancia entre los fragmentos de hábitat natural. De forma general, los procesos que se podrían ver más afectados por los efectos de la fragmentación son aquellos que dependen de vectores de transición en el paisaje.

Etter (1991) expone que la matriz es el área de cobertura que más territorio ocupa el paisaje y la más interconectada (selva original en este caso), donde las características de esta matriz podrían variar en función del grado y uso antropogénico que se haga sobre ella. En este contexto, para la cuenca del río Chirurí, el tamaño de la matriz de selva original (Cuadro 1) cubre una superficie de 965,1 ha en comparación con el tamaño total del paisaje 3.333,5 ha; estos resultados podrían estar indicando que el proceso de fragmentación está en su fase final, debido al mayor nivel de impacto y deterioro, lo cual está dejado como saldo una escasa vegetación natural (28%). Además, la selva en esta cuenca ha sido reemplazada por otras unidades que son más predominantes en cuanto a su superficie e integración (71%), lo cual hace al paisaje menos diverso, menos fragmentado y con mayor dominancia de una unidad como los cafetales, donde dichas actividades podrían estar simplificando el paisaje, ya que no

existe una relación lineal entre el grado de fragmentación y el grado de deterioro en la cuenca.

Por el contrario, la cuenca del río Capaz presentó un mayor grado de fragmentación del paisaje. La selva ha sido reemplazada, en su mayor parte, por pastizales y por otras unidades que son menos predominantes en relación a la superficie ocupada, lo cual hace al paisaje más diverso y más fragmentado. Estas actividades antropogénicas han simplificado el funcionamiento del paisaje. Este nivel de heterogeneidad podría traer consecuencias ecológicas negativas, ya que podrían estar afectando algunos procesos como en este caso, la apertura de grandes áreas de terreno para el cultivo de pastizales, cuyas actividades, según lo expresado por Farina (2000), podrían dificultar la dispersión de semillas, así como interrumpir la sucesión vegetal y obstaculizar el crecimiento de las coberturas naturales. Por otra parte, estas actividades podrían estar afectando muchos procesos naturales, conduciendo a la erosión de los suelos, degradación de la tierra, destrucción de hábitat, disminución de los recursos hídricos, arrastre de materiales que pueden ocasionar represamiento en la época de lluvia existiendo una propensión a los movimientos de masa, como derrumbes y deslizamientos, que podrían causar una degradación rápida e irreversible (Bisbal 1988).

Vera (1993) ha expresado que este tipo de actividades impactan fuertemente el ambiente, ya que podría implicar el desplazamiento completo de la selva, desprotegiendo los suelos de las lluvias

y exponiéndolos a la radiación directa, disminuyendo los contenidos de carbono orgánico, nitrógeno y capacidad de intercambio catiónico.

Los cafetales, con sombra tradicional o mezclada que son sembrados en combinación con especies de árboles frutales y algunos maderables, podrían ser considerados unos de los cultivos más beneficiosos, porque se utilizan suelos marginales con pendiente, como en el caso de la cordillera de Mérida, donde este cultivo conduce a una menor erosión de los suelos según lo señalado por Ataroff y Monasterio (1996). Por otra parte, estos cultivos posiblemente estén generando un menor impacto que los demás usos implementados, lo que permite una mayor conservación del ambiente, preservando algunos de los procesos ecológicos propios de la selva natural, como el mantenimiento de una constante cobertura de los suelos.

Los cultivos de apio en las cuencas de los ríos Chirurí y Torondoy se han caracterizado principalmente por una disminución en la actividad ganadera. La presencia de estos cultivos podría reflejar diversos ajustes de comportamiento, relacionados con las reformas y modelos de economía agrícola que han venido cambiando con el tiempo. Además, podrían estar implicados factores biofísicos que podrían explicar su implementación -las áreas más grandes de cultivo están ubicadas lejos de la zona urbana-, ya que son los suelos más fértiles y jóvenes, lo que refleja su alta productividad y aptitud para la siembra.

Un factor que puede condicionar la no explotación agrícola es la exposición

u orientación de las laderas, pues la cantidad de sol que pudiera estar recibiendo las laderas de exposición Oeste en los Andes del Norte no es suficiente para el desarrollo de ciertos cultivos. Tal es el caso en la cuenca del río Capaz, donde la mayor proporción de selva semicaducifolia se mantiene en la vertiente derecha (noroeste), pudiendo no tener condiciones lumínicas para el desarrollo de ciertos rubros agrícolas.

## 5. Conclusiones

La selva semicaducifolia montana original en las cuencas analizadas es un ecosistema que está en peligro de desaparecer. En 1998, sólo se encontraba el 48,90% de selva original en la cuenca del río Chirurí, y el 60,23% en la del río Torondoy. En términos de su fragmentación, en las tres cuencas estamos observando procesos de intervención que conllevan a una mayor fragmentación de estas selvas, incluso en algunos casos ha dejado de ser la matriz dominante del paisaje. La diversidad del paisaje es variable en las tres cuencas; sin embargo, se observó que la cuenca del río Capaz presentó una mayor diversidad.

En la cuenca del río Chirurí sólo quedan 4 fragmentos de selva natural y poca área de selva intervenida (0,1%). La conservación de los remanentes de selva, así como la rehabilitación y restauración ecológica de los fragmentos de selva intervenida es necesaria como parte de un plan de desarrollo que considere la conservación de esta selva. Parte de la estrategia debe tener como misión detener la

expansión urbana hacia áreas donde las pendientes sean menos pronunciadas y los suelos menos frágiles, y aumentar la conectividad existente.

En el futuro se requiere más investigación dirigida, por un lado, a vincular estudios de fragmentación a escala del paisaje en cambios de vegetación dentro de los fragmentos de selva en la región a nivel de cuencas y, por otro lado, a determinar la tasa y los cambios de uso de la tierra dentro de las cuencas para poder predecir impactos potenciales sobre los parches de selva remanente. El uso de modelos, para mostrar a la ciudadanía los impactos potenciales de sus acciones a futuro, podría realmente ayudar a mitigar las presiones de la población sobre los recursos y a entender las interacciones que existen entre la ecología, el clima y los sistemas sociales y económicos.

*Artículo revisado y corregido en diciembre de 2010, Mérida-Venezuela*

## 6. Agradecimientos

Esta investigación fue financiada parcialmente a través del proyecto 'Fragmentación del Paisaje en la cuenca del río Capaz por efecto de la intervención humana', (CDCHT C-1259-04-A) y el proyecto BIOANDES de la Agenda Biodiversidad de CONICIT, código 98003435. Agradecemos a Mayanín Rodríguez, Leonardo Hernández, Johnny Márquez y Leonardo Ruíz por su colaboración en el campo y/o laboratorio.

## 7. Referencias citadas

- ARONOFF, S. 1993. **Geographic Information System. A management perspective.** WDL Publications, Canada.
- ATAROFF, M. 2003. Selvas y bosques de montaña. En: M. Aguilera, A. Azócar, E. González-Jiménez (Eds.): **Biodiversidad en Venezuela.** 762-811. CONICIT-Fundación Polar. Caracas-Venezuela.
- ATAROFF, M. y M. MONASTERIO. 1996. Impacto ecológico de los agroecosistemas cafetaleros en el Estado Mérida. En: R. Giacalone (Ed.). **Mérida a Través del Tiempo. Siglos XIX y XX Política, Economía y Sociedad.** Universidad de Los Andes. Mérida-Venezuela.
- ATAROFF, M. y L. SARMIENTO. 2003. *Diversidad en los Andes de Venezuela. I. Mapa de unidades ecológicas del estado Mérida.* Instituto de Ciencias Ambientales y Ecológicas (ICAE). Disponible en CD-ROM, ICAE. Mérida-Venezuela.
- BISBAL, F. 1988. *Impacto humano sobre los hábitats de Venezuela.* **Interciencia.** 13(5): 226-232.
- BRONSVELD, M. C. y D. SHRESTRA. 1993. **Tutorial for image processing using ILWIS version 1.4.** Remote Sensing and GIS module ITC, Enschede.
- BUSTAMANTE, R. y A. GREZ. 1995. *Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos.* **Ciencia y Ambiente.** 11(2): 58-62.
- CHACÓN-MORENO, E. 2001. Landscape change by embankment of the "Llanos del Orinoco" flooded savanna. A Land Unit approach. En: Van der Zee, D. and Zonneveld, I. (Eds). **Landscape ecology applied in land evaluation for development and conservation. Some worldwide selected examples.** IALE-ITC. The Netherlands.
- CHACÓN-MORENO, E. 2007. *Ecological and spatial modelling: Mapping ecosystems, landscape changes, and plant species distribution in Llanos del Orinoco, Venezuela.* International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation, and Wageningen University. PhD Thesis. Enschede, The Netherlands.
- DALE, V. H.; KING, A. W.; MANN, L. K.; WASHINGTON-ALLEN, R. A. y R. A. MCCORD 1998. *Assessing land use impacts on natural resources.* **Environmental Management,** 22: 203-211.
- DEBINSKI, D. M. y R. D. HOLT. 2000. *An appreciation and study global the hábitat fragmentation experiments.* **The Biology Conservation,** 14: 342-355.
- DE LUCIO, J.V., ATAURI, J.A., SASTRE, P.O. y A.C. MARTÍNEZ. 2003. *Conectividad y redes de espacios naturales protegidos: del modelo teórico a la visión práctica de la gestión.* Centro de Cooperación del Mediterráneo. UICN. [On line] <http://www.uicen.com/>
- DUNNING, J. B., DANIELSON, B. J. y H. R. PULLIAM. 1992. *Ecological processes that affects population in complex landscape.* **Oikos.** 65: 169-175.
- ETTER, A. 1991. **Introducción a la ecología del paisaje.** IGAC. Bogotá-Colombia.
- ETTER, A. 1994. *Memorias del primer taller sobre cobertura vegetal.* IGAC. Bogota-Colombia.
- FARINA, A. 2000. **Principles and methods in Landscape Ecology.** Kluwer Academia Publishers. The Netherlands.

- FEDOROWICK, J. M. 1993. *A landscape restoration framework for wildlife and agriculture in the rural landscape*. **Landscape and Urban Planning**. 27: 7-17.
- FORMAN, R. T. T. 1995. **Land mosaics: the ecology of landscapes and regions**. Cambridge University Press. Cambridge-UK.
- FORMAN, R.T.T and M. GODRON. 1986. **Landscape Ecology**. John Wiley and Sons. New York-USA.
- GUARIGUATA, M. R. y G. H. KATTAN. 2002. **Ecología y conservación de los Bosques Neotropicales**. Ediciones LUR. Costa Rica.
- HILL, M. N. 1973. Diversity and Evenness: A unifying notation and its consequences. En: Halffter G y E. Ezcurra (Eds). **La diversidad biológica de Iberoamérica**. Cytod. México.
- INTERNATIONAL INSTITUTE FOR AEROSPACE SURVEY AND EARTH SCIENCES (ITC), 1997. *ILWIS Reference guide*. ILWIS Department, ITC, Enschede.
- JOSSE, C.; NAVARRO, G.; COMER, P.; EVANS, R.; FABER-LANGENDOEN, D.; FELLOWS, M.; KITTEL, G.; MENARD, S.; PYNE, M.; REID, M.; SCHULZ, K.; SNOW, K. and J. TEAGUE. 2003. **Ecological Systems of Latin America and the Caribbean: A Working Classification of Terrestrial Systems**. NatureServe, Arlington, VA.
- JOSSE, C.; CUESTA, F.; NAVARRO, G.; BARRRENA, V.; CABRERA, E.; CHACÓN-MORENO, E.; FERREIRA, W.; PERALVO, M.; SAITO, J. y A. TOVAR. 2009. **Ecosistemas de los Andes del Norte y centrales. Bolivia, Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela**. CAN, Programa Regional ECOBONA, CONDESAN-Proyecto Páramo Andino, Programa BioAndes, EcoCiencia, NatureServe, LTA-UNALM, IAvH, ICAE-ULA, CDC-UNALM, RUMBOL SRL. Lima-Perú.
- LA MARCA, E. 1997. **Origen y evolución geológica de la cordillera de Mérida**. Cuadernos de la Escuela de Geografía N° 1. Universidad de Los Andes. Mérida-Venezuela.
- LI, H y F. G. REYNOLDS. 1993. *A new contagion index to quantify spatial patterns of landscape*. **Landscape Ecology**. 8(3): 155-162.
- LILLESAND, T. M.; KIEFER, R. W, y J. W. CHIPMAN. 2004. **Remote sensing and Image Interpretation**. 5ta. Edition. John Wiley Sons. New York.
- McGARIGAL, K and B. J. MARKS. 1995. *FRAGSTATS Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. USDA. Forest Service General Technical Report PNW GTR 351.
- MEIJERINK A. M. J. 1994. *Introduction to the use of Geographic Information Systems for practical hydrology*. ITC publication 23. Enschede.
- O'NEILL, R. V.; KRUMMEL, J. R.; GARDNER, R. H.; SUGIHARA, G.; DE ANGELUS, D. L.; MILNE, B. T.; TURNER, M. G.; ZYGMUNT, B.; CHRISTENSEN, S. W.; DALE, V. H. y R. L. GRAHAN. 1988. *Indices of Landscape Pattern*. **Landscape ecology**. 1: 153-162.
- PERNÍA, E. 1989. **Guía práctica de fotointerpretación**. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad de Los Andes. Mérida, Venezuela.
- PIELOU, E. G. 1975. **Ecological diversity**. Wiley-Interscience: New York-USA.
- PRIMACK, B. 1998. **Essentials of conservation Biology**. Ed. Sinauer Associates. (2da Ed.) Massachusetts-USA.

- RISSERT, P. G. 1987. Landscape Ecology state of the art. En: Turner M. G (Ed). **Landscape heterogeneity and disturbance**. Springer Verlag. New York-USA.
- RODRÍGUEZ-MORALES, M.; CHACÓN-MORENO, E. y M. ATAROFF. 2009. *Transformación del paisaje de selvas de montaña en la cuenca del río capaz, Andes venezolanos*. **Ecotrópicos**. 22(2): 64-82.
- SABINS, F. F. 1987. **Remote Sensing. Principles and Interpretation**. W.H. Freeman and Company, New York
- SARMIENTO, G.; MONASTERIO, M.; AZOCAR, A.; CASTELLANO, E. y J. SILVA. 1971. *Vegetación natural. Estudio integral de la cuenca de los ríos Chama y Capazón*. Sub Proyecto N° III. Oficina de Publicaciones Geográficas. Instituto de Geografía y Conservación de Recursos Naturales, Universidad de los Andes. Mérida-Venezuela.
- SHANNON, C y W. WEAVER. 1949. **The mathematical theory of communication**. University of Illinois, Urbana.
- SHRESTRA, D. 1991. *An Introduction to Remote Sensing from Space*. Lecture note RSD 60. ITC, Enschede.
- TURNER, M. G. 1989. *Landscape Ecology: the effects of pattern on process*. **Annual Review of ecology and systematic**. 20: 171-197.
- URBAN, D. L.; O'NEILL R. V. and H.H. SHUGART. 1987. *Landscape Ecology*. **Bio Science**. 37: 119-127.
- VALENZUELA, C. R. 1992. *Introduction to Geographic Information Systems*. Lecture note LIS 22. ITC, Enschede.
- VERA, M. M. 1993. *El cambio en el uso de la tierra y sus efectos sobre las propiedades de los suelos en ambiente de selvas nubladas*. **Revista Geográfica Venezolana**. 34: 15-42.
- WIENS, J.A. 1999. **Landscape ecology**. John Wiley y Sons. New York-USA.
- ZONNEVELD, I. S. 1995. *Land Ecology. An introduction to landscape ecology as a base for land evaluation, land management and conservation*. SPB Academic Publishing, Amsterdam.
- ZONNEVELD, I. S. 1998. *Landscape ecology, concepts principles and its relation to monothematic survey*. **Korean J. Ecol**. 21: 357-372.