



Biota Colombiana

ISSN: 0124-5376

biotacol@humboldt.org.co

Instituto de Investigación de Recursos

Biológicos "Alexander von Humboldt"

Colombia

Alvarado-Solano, Diana Patricia; Otero-Ospina, Joel Tupac
Áreas naturales de bosque seco tropical en el Valle del Cauca, Colombia: una
oportunidad para la restauración
Biota Colombiana, vol. 18, núm. 1, junio, 2017, pp. 9-34
Instituto de Investigación de Recursos Biológicos "Alexander von Humboldt"
Bogotá, Colombia

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=49151841006>

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

Áreas naturales de bosque seco tropical en el Valle del Cauca, Colombia: una oportunidad para la restauración

Natural areas of tropical dry forest in Valle del Cauca, Colombia: an opportunity for restoration

Diana P. Alvarado-Solano y Joel T. Otero-Ospina

Resumen

Una de las zonas de distribución potencial de bosque seco en Colombia es el valle geográfico del río Cauca. En esta zona la actividad agrícola intensiva ha sido uno de los principales factores de degradación desde mediados del siglo XX. En este estudio se reconocen las áreas naturales que han persistido en este valle entre 1984-2014 en el departamento del Valle del Cauca usando información cartográfica y satelital (Landsat TM5 y OLI). Los resultados señalan que pese a la reducción del 50 % en las áreas naturales a causa del aumento del 72 % de áreas cultivadas, el 26 % de aquellas ha persistido desde 1984, especialmente en el bosque cálido seco en planicie aluvial y en el bosque cálido seco en piedemonte aluvial, ecosistemas de los biomas helobioma del Valle del Cauca y del zonobioma alternohídrico tropical del Valle del Cauca, respectivamente. Las áreas naturales persistentes identificadas en el periodo de estudio representan una oportunidad para iniciar procesos de restauración ecológica y de monitoreo de la cobertura vegetal del bosque seco en el Valle del Cauca considerando que son pocos los remanentes que aún conservan características estructurales y funcionales propias de este bioma y las condiciones de conectividad entre estos son deficientes.

Palabras clave. Biomas. Clasificación supervisada. Coberturas naturales. Landsat. SIG.

Abstract

One of the potential distribution areas for tropical dry forest in Colombia is Cauca River Valley. Intensive agricultural activity in this zone has been one of the main factors causing its degradation since the middle of the 20th century. This study identifies and locates the natural areas that have persisted from 1984-2014 in the Cauca River Valley, in Valle del Cauca Department, using cartographic information and satellite images (Landsat TM5 and OLI). The results indicate that in spite of the 50 % reduction in natural areas due to a 72 % increase in cultivated areas, 26 % of them have persisted since 1984, especially in the dry warm forest of the alluvial plain and in the dry warm forest of the alluvial piedmont, ecosystems of the helobiome biomes of the Valle del Cauca and the tropical alternohydric zonobiome of Valle del Cauca, respectively. The persistent natural areas identified in the time frame represents an opportunity to initiate ecological restoration processes and monitoring of dry forest vegetation and its cover in Valle del Cauca, considering that few remnants still retain structural and functional characteristics of this Biome and the conditions of connectivity between them are deficient.

Key words. Biome. GIS. Landsat. Natural cover. Supervised classification.

Introducción

La pérdida y transformación de los ecosistemas es una realidad mundial, estos son reflejo de la interacción entre la sociedad y la naturaleza como producto de las formas de satisfacción de las necesidades humanas (Tang *et al.* 2012). En esta interacción los componentes del ecosistema, como el suelo y el agua, se ven alterados de forma irreversible con la pérdida de la cobertura boscosa generada por la expansión de actividades humanas como la agricultura, la urbanización y la industria (Alphan *et al.* 2009). Los efectos por la pérdida de la cobertura vegetal se pueden apreciar a diferentes escalas. Por un lado, afecta a las especies que habitan y dependen de dicha cobertura; estos efectos dependerán del área de distribución de la especie y de sus requerimientos de hábitat (Scolozzi y Geneletti 2012). Por otro lado, afecta la conectividad y continuidad entre ecosistemas a nivel de paisaje; este proceso es conocido como fragmentación (Armbrecht y Ulloa-Chacón 1999, Herrerías y Benítez-Malvido 2005). La fragmentación altera procesos ecológicos como el ciclo de nutrientes, la productividad primaria y la complejidad de las redes tróficas (Laurance *et al.* 1999, Holdrigdge 2000, Su *et al.* 2012).

El estudio de la dinámica asociada a la transformación y pérdida de la cobertura boscosa, y la relación existente con los usos del suelo, es relevante para identificar y ajustar los instrumentos y estrategias para la administración y conservación de la biodiversidad y de los recursos naturales (Puyravaud 2003, Alphan *et al.* 2009), para lo que se debe tener presente la dinámica natural del ecosistema. El comportamiento de los ecosistemas está asociado a patrones de estructura y función que varían en el tiempo, especialmente cuando están sometidos a procesos de degradación (Tang *et al.* 2012). Por ello, el concepto de ecosistema boscoso o de bosque influye al momento de evaluar dichas dinámicas, sobre todo cuando se están estimando tasas de deforestación (Puyravaud 2003).

Las imágenes satelitales y los sistemas de información geográficos se han convertido en un insumo importante para estudiar la dinámica de las coberturas

vegetales (Tang *et al.* 2012, Gilani *et al.* 2015). Dentro de los métodos más usados por su practicidad está la comparación post-clasificación. Este método consiste en comparar mapas temáticos derivados de imágenes satelitales y adquiridos en dos fechas diferentes, donde la clasificación de cada imagen para obtener el mapa temático se ha realizado de forma independiente (Ahlqvist 2008, Armenteras *et al.* 2011). Las ventajas de este método se basan en la poca necesidad de efectuar calibraciones y correcciones atmosféricas, geométricas y radiométricas sobre las imágenes satelitales y la interpretación manual e intuitiva de las imágenes. El producto de la post-clasificación es una matriz de transición donde se registran los cambios de áreas ocurridos entre las clases o coberturas de suelo definidas para los mapas temáticos (Song *et al.* 2001, Ahlqvist 2008, Abd El-Kawy *et al.* 2011). Para ello, las clases temáticas o etiquetas de las coberturas o categorías de uso del suelo que serán comparadas deben guardar coherencia entre sí (Ahlqvist 2008).

Una de las fuentes de información más usadas en estos casos son las imágenes satelitales adquiridas por el Programa Landsat (Gilani *et al.* 2015). La resolución espacial (30 m tamaño del pixel para Landsat 4, 5, 7 y 8), el tamaño de cada escena (185 x185 km), el acceso público de los datos (Miller *et al.* 2013), la continuidad del Programa (Loveland y Dwyer 2012) y la posibilidad de recuperar información hasta de 30 años atrás en el pasado (Sexton *et al.* 2013) permiten un amplio rango de aplicaciones, entre los que se destaca el desarrollo de estudios semidetallados a escala regional. Las imágenes Landsat han sido un insumo importante para la clasificación y monitoreo de coberturas y usos del suelo (Miller *et al.* 2013), para llevar a cabo análisis multitemporales (Araque y Jiménez 2009), detectar cambios de cobertura aplicando diferentes algoritmos y esquemas de clasificación (Roy *et al.* 2014, Zhu y Woodcock, 2014), también en la discriminación de diferentes tipos de bosques y etapas de sucesión secundaria (Sesnie *et al.* 2008), monitoreo de suelos agrícolas abandonados (Prishchepov *et al.* 2012), establecer correlaciones y predecir la diversidad de especies

de grupos como las aves, mariposas y plantas no cultivadas, basándose en la heterogeneidad espectral de ambientes agrícolas (Duro *et al.* 2014), entre otros.

Los ecosistemas tropicales han sido los más afectados por procesos de degradación debido a la fragmentación (Giraldo 2012). En el caso del bosque seco tropical (BsT), aunque representaba el 75 % de la cobertura boscosa de los trópicos (Fajardo *et al.* 2013), desde que Murphy y Lugo en 1986 lo reconocieron como uno de los más afectados por la deforestación y también como el menos protegido (Fajardo *et al.* 2013), se han adelantado diferentes iniciativas para cuantificar el estado de su cobertura a escala mundial (Miles *et al.* 2006, Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa 2010), nacional (Etter 1993, Márquez 2000, Sánchez-Cuervo *et al.* 2012, García *et al.* 2014) y regional (Arcila *et al.* 2012, Alvarado-Solano y Otero 2015a). Sin embargo, las cifras dependen del concepto de BsT que se esté manejando (Miles *et al.* 2006, Alvarado-Solano y Otero 2015a). Por ejemplo, cuando Miles *et al.* (2006) estimaron un área remanente de 1.048.700 km² a nivel mundial, incluyeron en el análisis los biomas bosques tropicales y subtropicales de hoja ancha, bosques mediterráneos y sabanas y matorrales del mapa de ecorregiones de WWF elaborado por Olson (2011). Los diferentes estudios reconocen que el alto grado de fragmentación en las áreas de distribución natural de BsT es porque éstas posibilitaron el desarrollo urbano y las actividades agrícolas gracias a la alta fertilidad de sus suelos y su clima favorable (Wright y Muller-Landau 2006, Espírito-Santo *et al.* 2009).

El BsT de Colombia se encuentra reducido y altamente fragmentado. Se estima que de 800.000 km² que representaban la cobertura original en el país, para el año 2000 quedaba cerca del 1,5 % (Márquez 2000), para el 2010 un 3 % (Barraza *et al.* 2010) y para el 2014, un 8 % (García *et al.* 2014). Estas estadísticas podrían interpretarse como procesos de recuperación de la cobertura de este bioma. Por ejemplo, Márquez (2000) evaluó la sostenibilidad de los ecosistemas de Colombia

en una escala 1:1.500.000 empleando entre otros, el Mapa de Biomas por Etter (1993) asimilando el concepto de Bioma al de Tipo de Ecosistema, aunque la definición no es explícita. Por su parte, Barraza *et al.* (2010) al estudiar los escarabajos coprófagos en Bahía Concha – Santa Marta (Colombia) aplicaron el concepto de bosque seco del IAvH (1998), el cual lo define basado en criterios altitudinales (0-1.000 m s.n.m.), de temperatura ($> 24^{\circ}\text{C}$) y de precipitación (700 – 2.000 mm/año), aunque la escala empleada para cuantificar las áreas remanentes no se especifica en el documento. Por otro lado, García *et al.* (2014) estimaron la cobertura de BsT con mapas a escala 1:100.000. Es así como las estimaciones de la extensión de este bioma dependerán de la definición y escala utilizada (Alvarado-Solano y Otero 2015a).

Aunque hay estudios sobre la dinámica de los cambios del suelo en los Andes colombianos (Rodríguez *et al.* 2013), sobre procesos de deforestación a escala nacional (Armenteras *et al.* 2011, 2013, Sánchez-Cuervo *et al.* 2012), y sobre los efectos del grado de fragmentación sobre el monitoreo de procesos hídricos (Giraldo 2012), los procesos de deterioro y fragmentación han sido poco analizados en Colombia, y no los hay para bosques secos, lo que conlleva a desconocer la evolución y dinámica de los cambios (Rudas *et al.* 2007).

Algunos de estos estudios se han enfocado en los bosques bajos de la Amazonía (Etter *et al.* 2006) y los bosques montanos primarios (Cavelier y Etter 1995), especialmente por la importancia que representan como reservorio para la biodiversidad y para la producción del recurso hídrico. Más recientemente, Colombia ha cuantificado la superficie de bosque natural y las tasas de deforestación a nivel nacional como parte de los compromisos adquiridos ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático, para la implementación del mecanismo de Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación – REDD+ (Galindo *et al.* 2014). Aunque la deforestación registrada corresponde a 120.934 hectáreas con una tasa anual de cambio de -0,21 % para el periodo 2012-2013 (Galindo *et al.* 2014) es posible que la cobertura

boscosa se recupere bajo un escenario de economía industrializada y de estabilización de la frontera agrícola (Etter y Arévalo 2014). Sin embargo, para el caso específico del bosque seco, no se han adelantado estudios que permitan conocer la evolución y dinámica de sus cambios (Rudas *et al.* 2007).

Para el emprendimiento de estrategias de restauración y conservación de las formaciones vegetales asociadas al BsT se requiere generar información que evidencie y reconozca el efecto de las actividades humanas sobre sus condiciones específicas; sin embargo, para este bioma se encuentra en una etapa inicial (Sánchez-Azofeifa *et al.* 2005). La situación es más delicada ya que la información base se encuentra dispersa (Yepes y Villa 2010) y se ha venido estudiando el efecto de la fragmentación a escala de organismos, tanto de flora (Ruiz y Fandiño 2007, Bonilla *et al.* 2008, Ruiz y Fandiño 2009, Yepes y Villa 2010, Reina-Rodríguez *et al.* 2010, Gómez-Mosquera y Macías-Pinto 2012, Torres *et al.* 2012); como de fauna, como por ejemplo, hormigas (Armbrecht y Ulloa-Chacón 1999, Ramírez y Enríquez 2003, Fontalvo-Rodríguez y Solís-Medina 2009), reptiles (Carvajal-Cogollo y Urbina-Cardona 2008), mamíferos como el oso perezoso (Ballesteros *et al.* 2009, Sampedro-Marín *et al.* 2011) y primates (Galván-Guevara *et al.* 2009), aves (Strewe *et al.* 2009), escarabajos (Barraza *et al.* 2010), mariposas (Gaviria-Ortíz y Henao-Bañol 2011) y murciélagos (Vela-Vargas y Pérez-Torres 2012).

En el contexto regional, en el valle geográfico del río Cauca (VGRC) se localiza el área de distribución potencial del BsT (Reina-Rodríguez *et al.* 2010). En esta región, la reducción drástica de las coberturas boscosas asociadas al bioma BsT ocurrió entre la década de los 50's y mediados de la década de los años 80's del siglo XX por la intensificación de la actividad agrícola (Armbrecht y Ulloa-Chacón 1999, Arcila *et al.* 2012). De allí que en estudios de cambios de cobertura y usos del suelo a escala nacional no sea reportado bosque seco para el Valle del Cauca, aunque sí para el valle del río Magdalena, valle del río Sinú, y en Apure-Villavicencio (Sánchez-Cuervo *et al.* 2012). Esto ha llevado a catalogar el departamento como la

región con la menor extensión de bosque seco y aquella en donde éste presenta la mayor vulnerabilidad de todo el país (Arcila *et al.* 2012).

En el VGRC se han adelantado estudios para estimar el área remanente del bosque seco (Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa 2010, Arcila *et al.* 2012). En estos trabajos se ha utilizado información cartográfica y satelital para cuantificar la cobertura vegetal y boscosa asociada al bioma, sin embargo, no se ve reflejada la dinámica de los cambios, y lo más importante, si es posible encontrar otro tipo de coberturas naturales diferentes a las cultivadas o boscosas. En este sentido, el propósito de este trabajo fue identificar áreas naturales asociadas al área de distribución potencial del bioma bosque seco tropical en el departamento del Valle del Cauca, principalmente aquellas que han persistido en el periodo 1984-2014, aportando así elementos para la toma de decisiones respecto a áreas potenciales para la restauración.

Material y métodos

Área de estudio

En el departamento del Valle del Cauca, localizado entre los 3°44'11.82" N-76°24'46,02" O (esquina superior izquierda) y 3°41'56,85" N-76°22'14,30" O (esquina inferior derecha) (Parra y Hernández 2010), se encuentra el área de distribución potencial del bosque seco tropical, específicamente sobre el valle geográfico del río Cauca, que cubre toda la zona plana y parte del piedemonte de la vertiente oriental de la cordillera Occidental y la vertiente occidental de la cordillera Central (Reina-Rodríguez *et al.* 2010, Arcila *et al.* 2012, Vargas 2012). Esta región comprende los biomas regionales Zonobioma Alternohígrico Tropical del Valle del Cauca - ZAHTVC y el Helobioma del Valle del Cauca - HVC (Figura 1) (CVC y Funagua 2010). El rango altitudinal del área de estudio (ZAHTVC+HVC) se encuentra entre los 892 y 1695 m s.n.m. (Alvarado-Solano y Otero 2015a, Locklin s.f. en: <http://www.worldwildlife.org/ecoregions/nt0207>), y cubre una extensión de 350.959 ha (Tabla 1).

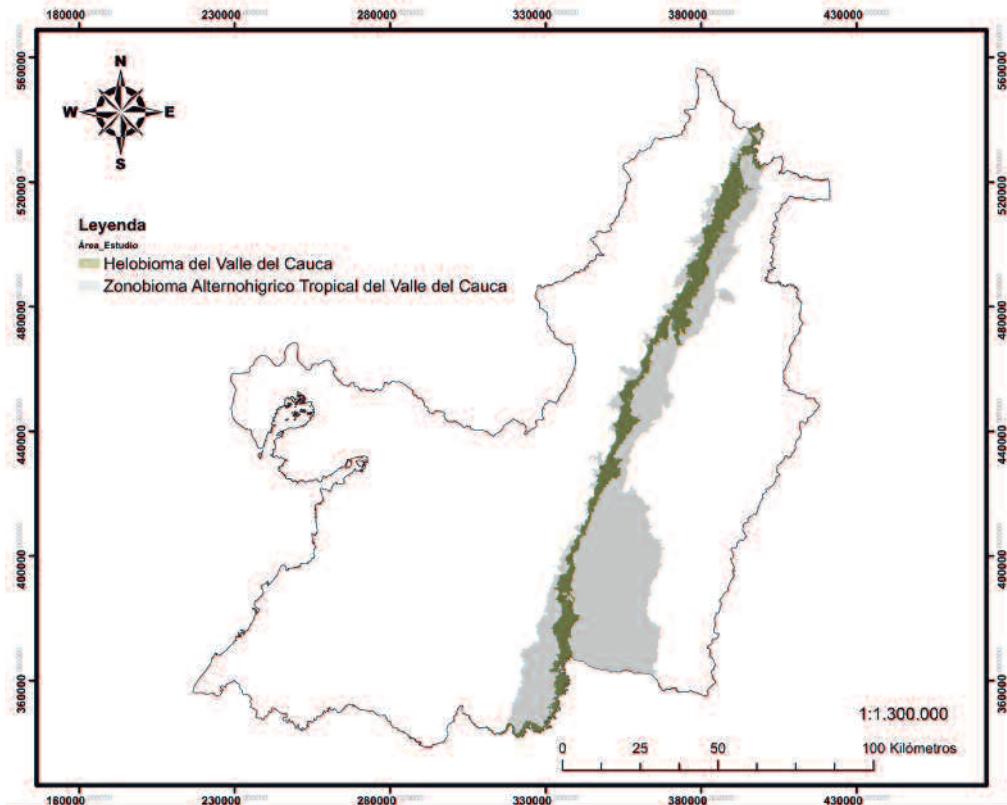


Figura 1. Ubicación general del área de estudio.

Tabla 1. Biomas y ecosistemas presentes en el área de estudio. Fuente: CVC y Funagua (2010).

Bioma	Ecosistema	Código	Área (ha)
HVC	Bosque cálido húmedo en planicie aluvial	BOCHURA	7.146,22
	Bosque cálido seco en planicie aluvial	BOCSERA	67.350,74
	Bosque inundable cálido seco en planicie aluvial	BICSERA	5.253,87
ZAHtVC	Arbustales y matorrales cálido seco en piedemonte aluvial	AMCSEPA	16.990,42
	Arbustales y matorrales medio húmedo en piedemonte coluvio-aluvial	AMMHUPX	9.196,43
	Bosque cálido húmedo en piedemonte coluvio-aluvial	BOCHUPX	20.281,29
	Bosque cálido seco en lomerío fluvio-lacustre	BOCSELF	18.949,61
	Bosque cálido seco en piedemonte aluvial	BOCSEPA	158.465,58
	Bosque cálido seco en piedemonte coluvio-aluvial	BOCSEPX	47.325,66
Total			350.959,83

En términos generales, el departamento tiene una población de 4.520.480 habitantes, es el tercero más poblado a nivel nacional y contribuye de manera importante al Producto Interno Bruto (PIB) del país a través del sector de servicios, manufactura y agroindustria. Allí se concentra el 71 % de los ingenios azucareros del país y estos son responsables de la mayor parte del azúcar producido en Colombia. La presencia tan marcada de la agroindustria de la caña de azúcar se ve reflejada en el uso del suelo, pues el 79,5 % de la tierra de uso agrícola se destinó a este cultivo en el 2012, lo que en términos de producción agrícola representó el 96,68 % de los cultivos permanentes para ese año (Gobernación del Valle del Cauca s.f. en: <http://anuarioestadisticovalle.comli.com/>).

El proceso de transformación de la vegetación natural asociada al bosque seco tropical en el departamento inició a principios del siglo XVI con la llegada de los españoles a América. Patiño (1975) expone este proceso como una acción sistemática de erradicación de prácticas paganas de los pueblos indígenas por parte de sacerdotes y misioneros españoles, quienes poseían otras prácticas culturales y religiosas. En los bosques se encontraban los árboles sagrados de los pueblos indígenas, por lo tanto, adoraban al árbol, y desde la perspectiva de los recién llegados, dicha práctica era considerada como idolatría. Posteriormente, la extracción de especies arbóreas y otras especies vegetales fue producto de la demanda del mercado europeo de medicinas y madera, la introducción de ganado y del cultivo de la caña de azúcar que requerían extensiones considerables de terreno, y finalmente, la adecuación y ampliación de vías de comunicación. La deforestación ocurrió desde el siglo XVI hasta el siglo XIX, sin embargo, el proceso de transformación se intensificó a partir de la segunda mitad del siglo XX, principalmente por la expansión de la agroindustria, la disminución de áreas destinadas para ganadería y el crecimiento urbano (Márquez 2001; citado por Rivera *et al.* 2006).

Fuente de datos

Para la identificación de áreas naturales se empleó información cartográfica y satelital, como los mapas

temáticos de ecosistemas y de cobertura del suelo en formato vectorial, producidos en el año 2010 a escala 1:100.000 por la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC). A partir del mapa de ecosistemas se delimitó el área de estudio (ZAHTVC y HVC), y el mapa de cobertura del suelo se utilizó para identificar las características espectrales de los polígonos de las áreas naturales y seminaturales sobre las imágenes satelitales. La información satelital corresponde a imágenes Landsat, previsualizadas y descargadas del portal Glovis (<http://glovis.usgs.gov>) que es administrado por la United States of Geological Survey (USGS) y el Earth Resources Observation and Science Center (EROS). Fueron preseleccionadas 58 imágenes de la escena 9-57 y 38 imágenes de la escena 9-58 que cubren el área de estudio, para el periodo 1980-2014 y con una cobertura de nubes menor al 60 %. Las imágenes Landsat poseen una resolución espacial de 30 m y son de Nivel 1T, esto quiere decir que su formato de salida es GeoTiff, la técnica de premuestreo empleada es la convolución cúbica, poseen exactitud sistemática, radiométrica y geométrica (Miller *et al.* 2013). En una etapa intermedia, se seleccionaron 23 pares de imágenes (9-57 y 9-58) de los años 1984, 1986-1989, 1991, 1997-2014 a partir de la correspondencia de las fechas de adquisición por el satélite, reduciendo así la variabilidad de los valores digitales de los pixeles.

Preparación de la información

Para la selección final de imágenes a ser utilizadas en la identificación de coberturas, se empleó la combinación de bandas 4-5-3 de las imágenes obtenidas por el sensor TM y TM⁺, así como una combinación de bandas 5-6-4 para las imágenes del sensor OLI, pues resaltan espectralmente atributos de la imagen que de otra manera no sería posible observar (EEA 1994, Ideam *et al.* 2007, 2008). Las imágenes fueron procesadas en el software comercial de SIG ArcGis ® 10.2 for Desktop, tipo de Licencia Básica de la empresa ESRI, en el Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica (SIG) de la Universidad Nacional de Colombia, sede Palmira. Una vez seleccionadas las bandas se procedió a componer una nueva imagen mediante el procedimiento de

Composición de Bandas. Luego, las imágenes de las escenas 9-57 y 9-58 de la misma fecha de adquisición se procesaron para obtener un mosaico que permitiera cubrir la totalidad del área de estudio. El área de estudio delimitada a partir del mapa de ecosistemas se empleó como máscara para recortar los mosaicos obtenidos anteriormente. La información cartográfica y satelital fue proyectada al Sistema de Coordenadas WGS1984 Zona UTM 18N. Dada la persistencia de nubes, la discontinuidad temporal en la captura de la información satelital y la pérdida del 20 % de datos en imágenes adquiridas por el sensor ETM⁺ por fallas presentadas en el instrumento Scan Line Corrector (SLC) desde mayo de 2003 (Abd El-Kawy *et al.* 2011), las imágenes con menor cobertura de nubes y separadas por intervalos de tiempo similares, fueron las mejores imágenes para desarrollar este trabajo. La información satelital seleccionada consistió de dos imágenes satelitales Landsat TM5 (Thematic Mapper) y una imagen Landsat 8 OLI (Operational Land Imager) (Tabla 2).

Clasificación de imágenes satelitales

Los mosaicos de imágenes satelitales ajustados para el área de estudio de los años 1984, 1998 y 2014, fueron procesados en el módulo de Spatial Analyst de ArcGis ® 10.2 for Desktop para obtener los mapas temáticos de cobertura del suelo, haciendo especial

énfasis en la identificación de áreas naturales, aunque también se incluyeron en el análisis coberturas definidas de forma genérica como áreas cultivadas, áreas construidas, cuerpos de agua, nubes y sombras de nubes. Primero, en el módulo *Image Clasification* se construyó la firma espectral para cada tipo de cobertura definiendo las áreas de entrenamiento necesarias para recopilar la información espectral de cada pixel que se encuentra grabada en cada banda utilizada para componer la imagen (Abd El-Kawy *et al.* 2011). Para las áreas naturales se identificaron de forma preliminar las características espectrales de los polígonos que representan la categoría de coberturas naturales y seminaturales del mapa de cobertura del suelo de la CVC. Luego, se trazaron polígonos sobre pixeles que presentaban características espectrales similares a lo largo de cada mosaico, se identificaron sus coordenadas y se pasó a verificar en la plataforma Google Earth si efectivamente correspondían a áreas naturales. El uso de información satelital auxiliar de mayor resolución es común para ser usada como verdad de terreno (Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa 2010).

En la categoría de áreas naturales se incluyeron, además de los bosques de galería y los fragmentos inmersos en los cultivos de caña de azúcar, la cobertura vegetal localizada en piedemonte y en áreas de cultivo aparentemente abandonadas. Adicionalmente, fue

Tabla 2. Imágenes Landsat utilizadas en la identificación de coberturas del suelo.

Año	Imágenes satelitales	Satélite / sensor	Fecha adquisición/ época climática	Bandas	Resolución espectral (μm)	Cobertura nubes (%)
1984	LT50090571984246AAA03	LANDSAT 5 TM	02/09/1984 - Transición Seca -Lluvias	3	0,63- 0,69	40
	LT50090581984246AAA03			4	0,76-0,90	40
1998	LT50090571998140XXX02	LANDSAT 5 TM	20/05/1998 - Lluvias	3	0,63- 0,69	10
	LT50090581998140XXX02			4	0,76-0,90	20
2014	LC80090572014200LGN00	LANDSAT 8 OLI	19/07/2014 - Seca	5	0,85-0,89	40
	LC80090582014200LGN00			6	1,56-1,66	44
				4	0,63-0,68	

necesario identificar otras categorías de coberturas y construir su respectiva firma espectral para efectos de los análisis posteriores, especialmente al momento de evaluar la exactitud de la clasificación y evidenciar la dinámica de los cambios.

Las áreas cultivadas se diferenciaron de acuerdo a la composición en color de la imagen, reflejando diferentes estados de desarrollo del cultivo de caña de azúcar. En el caso de la Laguna de Sonso, su respuesta espectral en las imágenes de 1998 y 2014 fue diferente al de 1984 y diferente a otros cuerpos de agua (por la acumulación de materia orgánica y sedimentos), de allí que fuera necesario incluirla como una categoría de cobertura y recolectar su información espectral en áreas de entrenamiento específicas para cada año estudiado. La categoría de otras coberturas incluye áreas en quema, áreas donde se dificultó visualmente la identificación del tipo de cobertura, y áreas cuyas

características de color diferían de las demás, y que podrían tratarse de otro tipo de cultivos (Tabla 3).

Posteriormente, las firmas espectrales construidas para cada tipo de cobertura fueron introducidas en el algoritmo de *maximum likelihood* en un procedimiento de clasificación supervisada para imágenes multiespectrales, obteniendo así los mapas temáticos de áreas naturales para los años 1984, 1998 y 2014. Para facilitar el proceso de identificación de áreas naturales y errores de clasificación, las diferentes categorías de áreas cultivadas (1-5) fueron reclasificadas únicamente como áreas cultivadas, y la categoría de Laguna de Sonso fue reclasificada en la categoría de cuerpos de agua. Finalmente se aplicó filtro mayoritario para eliminar el ruido por pixeles clasificados erróneamente, excluyendo así áreas menores a la Unidad Mínima de Mapeo (UNM) equivalente a 1 ha (3 x 3 pixeles) (Gilani *et al.* 2015).

Tabla 3. Categorías de uso del suelo identificadas en el proceso de clasificación de las imágenes satelitales.

Cobertura del suelo	1884		1988		2014	
	Valor ID	Áreas entrenamiento (Cantidad)	Valor ID	Áreas entrenamiento (Cantidad)	Valor ID	Áreas entrenamiento (Cantidad)
Áreas naturales	1	300	236	696	1	839
Áreas cultivadas 1	2	200	1	152	2	100
Áreas cultivadas 2	3	260	2	159	3	133
Áreas cultivadas 3	4	228	3	201	4	100
Áreas cultivadas 4	--	--	4	98	5	65
Áreas cultivadas 5	--	--	5	114	6	124
Áreas construidas	5	188	6	70	7	44
Cuerpos de agua	6	200	76	65	8	53
Laguna de Sonso	--	--	141	6	9	5
Otras coberturas	7	86	147	33	10	164
Nubes	8	187	180	30	11	35
Sombras de nubes	9	162	210	23	12	30

Evaluación de exactitud de clasificación

Los mapas temáticos obtenidos para los años 1984, 1998 y 2014 fueron evaluados en términos de la exactitud de la clasificación ejecutada. Para ello se identificaron y evaluaron los errores que se presentasen durante el procesamiento al comparar los resultados con datos de referencia (Congalton 2001, McRoberts *et al.* 2010, Abd El-Kawy *et al.* 2011). La unidad de muestreo (UM) fue el pixel, por ser una unidad definida en la imagen y tener un tamaño uniforme (Foody 2009, McRoberts *et al.* 2010). La evaluación de exactitud se basó en un muestreo aleatorio simple empleando 385 unidades de muestreo para 1984 y 1998, y para el mapa temático de 2014 se muestrearon 384 unidades.

De acuerdo al total de pixeles que conformaban cada imagen (3.899.597 pixeles) se obtuvo un tamaño de muestras de 385 pixeles aplicando la ecuación (1), donde n corresponde al tamaño de la muestra, Z es el valor de Z a nivel de confianza de 95 % (1,96), e es el margen de error (5 %) y p es la probabilidad (50 %). Esta fórmula es empleada cuando el tamaño de la población es mayor a 100.000 unidades (Boca y Rodríguez s.f.). El valor obtenido es aceptable teniendo en cuenta que se recomienda un tamaño mínimo de 50 muestras por clase (Congalton 2001). Los puntos aleatorios fueron extraídos de cada imagen a través de la herramienta de creación de puntos aleatorios de la caja de herramientas de ArcGis 10.2, cuya base es el polígono del área de estudio y el producto es una entidad de puntos.

$$n = \frac{z^2 p (1-p)}{e^2} \quad (1)$$

Para cada UM se extrajo la información relacionada con el tipo de cobertura del mapa temático vs. el tipo de cobertura de la información de referencia (imágenes Landsat sin procesar, información cartográfica y Google Earth) (Congalton 2001, Nahuelhual *et al.* 2012, Boca y Rodríguez s.f.). Este proceso se repitió para los tres años. La información asociada a cada UM fue registrada en la tabla de atributos del *shapefile* de las UM de cada año, siendo esta la clase

temática a la que pertenece ese punto, en términos de la verdad de terreno o valor de referencia. Luego, en el módulo de *Spatial Analyst* fueron extraídos los valores de campo referentes al código de cobertura que fue asignado en cada mapa temático donde se superponen los puntos creados aleatoriamente. A través de la herramienta de tabla pivote de la caja de herramientas de administración de datos, se organizaron las frecuencias entre el valor de campo de la referencia y de la clasificación, obteniendo así la matriz de confusión.

A partir de la matriz se calculó la exactitud del usuario, la exactitud del productor, la exactitud global y el Índice Kappa. La exactitud global expresa el número de unidades de muestreo que fueron clasificadas correctamente respecto al total de la muestra, los valores oscilan entre 0 y 1 y es considerada una estadística descriptiva (Congalton 2001). El índice Kappa se calcula por la ecuación (2), donde i representa la dimensión de la matriz (número de clases), a_{ii} es el número de observaciones en la línea i - columna i , $a_{i\cdot}a_{\cdot i}$ es el total marginal de línea i y de columna i , y n es el número total de observaciones. Este índice mide la diferencia entre la exactitud de la clasificación y la probabilidad de obtener la misma exactitud con una clasificación correcta (Boca y Rodríguez s.f.), se considera una estadística multivariada discreta, y sus valores oscilan entre -1 y +1, donde valores mayores a 0.8 representan fuerte relación, valores entre 0.4 a 0.8 representan concordancia moderada, y valores debajo de 0.4 representan poca relación (Congalton 2001). Aunque otros como Monserud y Leemans (1992) proponen las siguientes categorías: < 0,4 representan pobre o muy poca concordancia; valores entre 0,4 – 0,55 representan concordancia aceptable; 0,55 – 0,7 representan buena concordancia; valores entre 0,7 – 0,85 representan muy buena concordancia; y valores mayores a 0,85 representan excelente concordancia entre imágenes (Aguirre-Gutiérrez *et al.* 2012).

$$\hat{K} = \frac{n \sum_{i=1}^l a_{ii} - \sum_{i=1}^l (a_{i\cdot}a_{\cdot i})}{n^2 - \sum_{i=1}^l (a_{i\cdot}a_{\cdot i})} \quad (2)$$

Áreas naturales persistentes

Las áreas naturales persistentes en el área de estudio durante el periodo 1984-2014 fueron identificadas a partir de los mapas temáticos de coberturas obtenidos y de los cambios ocurridos en el tiempo. Para este propósito se efectúa una comparación post-clasificación donde los mapas temáticos de cada año se contrastan para evidenciar cambios; este enfoque es de los más usados cuando se trata de imágenes con una resolución espacial como Landsat (McRoberts *et al.* 2010).

Las transiciones entre coberturas y las áreas que permanecen sin cambios son observadas mediante tabulación cruzada (Tang *et al.* 2012). En esta investigación fueron calculadas las matrices de transición de coberturas para los periodos 1984-1998 y 1998-2014 a partir de la herramienta de área tabulada del módulo de *Spatial Analyst* de ArcGIS 10.2. Se calculó la tasa anual de cambio para las áreas naturales asociadas al área de estudio (r) a partir de la ecuación (3) propuesta por Puyravaud (2003), donde t_2 y t_1 son el año final e inicial respectivamente, A_2 corresponde al área final y A_1 al área inicial. Finalmente fueron extraídos los pixeles de la categoría áreas naturales de los mapas temáticos de los años 1984, 1998 y 2014, y mediante una operación de diferencia en álgebra de

mapas, se identificaron los pixeles que representan áreas naturales que han persistido durante el periodo de estudio.

$$r = \frac{1}{(t^2 - t^1)} \times \ln \frac{A_2}{A_1} \quad (3)$$

Resultados

Exactitud de clasificación supervisada de las imágenes satelitales

Dadas las similitudes y diferencias entre las firmas espectrales construidas para cada tipo de cobertura, la exactitud global de clasificación y el Kappa obtenidos fueron de 77,92 % y 0,64 para 1984; 80,26 % y 0,70 para 1998; 84,38 % y 0,76 para 2014. Para el caso específico de las áreas naturales y las áreas cultivadas, la exactitud de usuario obtenida es superior al 80 % (Tabla 4) garantizando así la calidad de los análisis posteriores (Mas *et al.* 2010), especialmente para evidenciar la dinámica de los cambios entre este par de coberturas. Por el contrario, el bajo nivel de exactitud en la clasificación de los pixeles de áreas construidas, otras coberturas y cuerpos de agua incide en la calidad final y en la exactitud global de los mapas temáticos obtenidos.

Tabla 4. Evaluación de exactitud de mapa temático de 1984, 1998 y 2014.

Clase cobertura	Exactitud usuario (%) 1984	Exactitud usuario (%) 1998	Exactitud usuario (%) 2014
Áreas naturales	81,10	90,08	95,35
Áreas cultivadas	89,74	85,71	84,58
Áreas construidas	26,67	61,11	68,42
Cuerpos de agua	100,00	27,27	71,43
Otras coberturas	25,00	61,11	82,00
Nubes	90,91	0,00	0,00
Sombras de nubes	50,00	--	--

Cambios de cobertura de áreas naturales

Todas las coberturas (áreas naturales, áreas cultivadas, áreas construidas, cuerpos de agua y otras coberturas) muestran cambios en el periodo de estudio (Tabla 5). En el caso particular de las áreas naturales se observa una reducción cercana al 50 %, proceso asociado al aumento de las áreas cultivadas. Esta reducción es diferente para los subperiodos 1984-1998 y 1998-2014. En el primero la reducción de las áreas naturales fue del 13 % y en el segundo fue del 41 %; mientras que el aumento de áreas cultivadas para el primer subperiodo fue del 15 % y para el segundo fue del 21 %. Cuando se revisa la dinámica de la categoría otras coberturas, se observa una cifra supremamente alta, pues entre 1984 y 1998 aumentó su extensión en un 365 % mientras que entre 1998 y 2014 este incremento fue del 113 %. Es importante recordar que esta categoría incluye también áreas cultivadas que por sus características espectrales fueron clasificadas en forma separada.

Así mismo, la fluctuación en el tamaño de áreas construidas puede estar relacionada con errores generados en el proceso de clasificación de las

imágenes para cada año evaluado. En el caso específico de cuerpos de agua, además de lo anterior, otros factores que explicarían el fenómeno son las variaciones en los niveles del agua (las imágenes satelitales empleadas corresponden a diferentes periodos climáticos). Aunque esto es poco probable porque durante la inspección visual de las imágenes para construir la firma espectral de esta categoría, algunos pixeles habían cambiado de categoría, específicamente hacia cultivos.

A partir de la matriz de transición se pudo construir un diagrama donde se observa la dinámica de cambio ocurrido entre las áreas naturales y los otros tipos de coberturas (Alphan 2009). Las transiciones de coberturas para los periodos 1984-1998 y 1998-2014 presentan similitudes, especialmente para el caso de las transiciones ocurridas entre áreas naturales – áreas construidas, áreas naturales – otras coberturas, áreas naturales – áreas cultivadas. Para el primer periodo (Figura 2a), alrededor del 60 % de las áreas naturales permanecieron sin cambios. Las mayores pérdidas y ganancias se presentan en relación con las áreas cultivadas y otras coberturas, mostrando una

Tabla 5. Áreas de las diferentes coberturas identificadas en el área de estudio para el periodo 1984-2014.

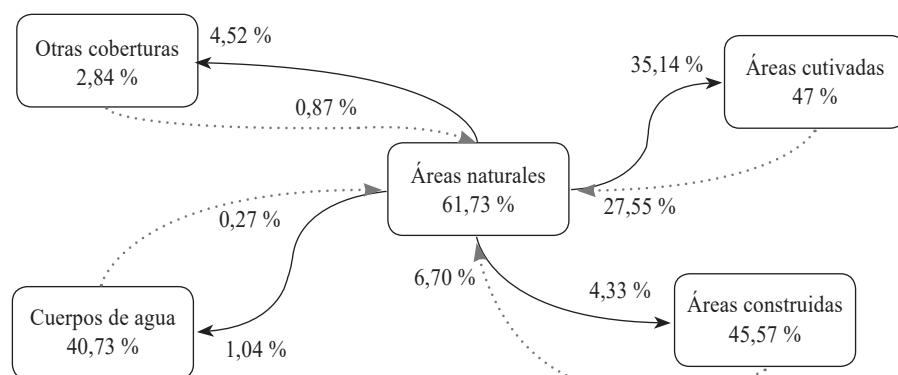
Cobertura	1984		1988		2014	
	Área (ha)	Proporción (%)	Área (ha)	Proporción (%)	Área (ha)	Proporción (%)
Áreas naturales	154.777,57	44,10	134.463,00	38,31	78.951,62	22,50
Áreas cultivadas	137.573,81	39,20	159.260,07	45,38	192.788,45	54,93
Áreas construidas	41.366,14	11,79	26.211,75	7,47	31.257,67	8,91
Cuerpos de agua	4.256,80	1,21	7.192,99	2,05	3.572,45	1,02
Otras coberturas	4.237,43	1,21	19.698,28	5,61	41.888,78	11,94
Nubes	5.744,10	1,64	3.190,75	0,91	1.541,17	0,44
Sombras nubes	3003,98	0,86	942,99	0,27	959,70	0,27
Total	350.959,83	100	350.959,83	100	350.959,83	100

dinámica importante entre estas categorías. Para el segundo periodo (Figura 2b), permaneció el 68 % de las áreas naturales de aquellas que habían persistido en el periodo anterior. Sin embargo, entre 1998 y 2014 las áreas naturales transformadas hacia áreas cultivadas y otras coberturas aumentó reflejando cualitativamente un aumento en la transformación ocurrida en este lapso de tiempo.

El esquema de transiciones también está reflejando los errores presentados por el algoritmo de clasificación de las imágenes satelitales, específicamente en los cambios entre áreas construidas y áreas naturales. Si bien es cierto que es más probable que una zona

con vegetación sea convertida en área construida, es menos probable que un área construida se transforme en área natural. Al respecto, durante inspección visual se evidenció que algunos pixeles de áreas naturales fueron clasificados como áreas construidas, lo que puede estar asociado a procesos erosivos observados en algunas zonas de piedemonte, influyendo así que su respuesta espectral fuera similar al de áreas construidas. Sin embargo, la reducción de la tendencia de cambio desde las áreas construidas hacia las áreas naturales puede estar evidenciando que estos procesos erosivos son persistentes y por lo tanto, con el transcurso del tiempo estas zonas no puedan recuperarse sin intervención técnica.

a) Periodo 1984 – 1998



b) Periodo 1998 – 2014

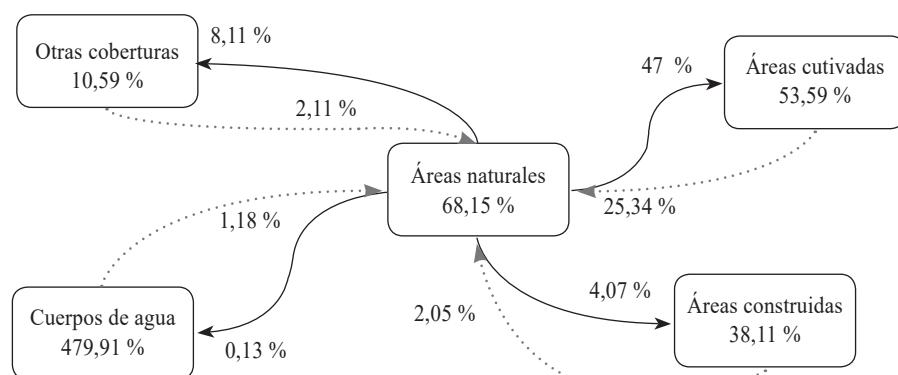


Figura 2. Transiciones entre diferentes categorías de coberturas del suelo.

Tasa de transformación de áreas naturales

A partir de las áreas totales obtenidas para cada año se calculó la tasa anual de cambio de las áreas naturales asociadas a la zona de distribución potencial del bioma BsT en el Valle del Cauca. La tasa de transformación para el periodo 1984-1998 fue de $-1\% \text{ año}^{-1}$, mientras que para el periodo 1998-2014 fue de $-3,33\% \text{ año}^{-1}$. Estos valores fueron reportados erróneamente en Alvarado-Solano y Otero (2015b) al no reflejar la tasa en términos de porcentaje aunque las unidades así lo hicieron. Los resultados obtenidos evidencian que la reducción en la cobertura de las áreas naturales se concentró en los últimos 16 años, donde se triplicó la tasa de transformación de áreas naturales hacia áreas cultivadas.

Sin embargo, estos resultados no brindan un panorama detallado respecto a la localización de las mayores transformaciones. Es así que con el propósito de identificar las zonas que presentaron mayor o menor tasa de transformación, se efectuaron cálculos adicionales tomando como criterio de unidad de análisis los ecosistemas que componen los biomas ZAHTVC y HVC. Para cada ecosistema se determinó la cobertura de áreas naturales por año (Figura 3) y a partir de ésta se calculó la tasa de transformación específica (Figura 4). De este análisis se obtuvo

que los ecosistemas en los cuales fue más notoria la reducción de las áreas naturales fueron BOCSEPX, BOCSEPA y AMCSEPA del bioma ZAHTVC, y BOCSERÁ del bioma HVC, y que ya presentaban una cobertura de áreas naturales baja al inicio del periodo de estudio comparado con el área total del ecosistema.

El primero se localiza en el piedemonte de la cordillera Occidental desde el centro hasta el sur del área de estudio, el segundo está en la parte norte y muy cerca de la influencia del río Cauca, el tercero se encuentra a lo largo del valle geográfico, el cuarto se ubica en la porción central del sur del departamento y muy cerca al río Cauca, y el último corresponde al área de influencia del río Cauca. Respecto a la proporción de las áreas de cada ecosistema frente al área total del área de estudio BOCSEPX posee el 13%; BOCSEPA el 45%; AMCSEPA el 5% de esta región y BOCSERÁ cubre el 19%. BOCSEPX inició el periodo de estudio con el 64,5% de su área total con áreas naturales, y finalizó el 2014 con el 29,31%, es decir, una reducción del 54%; BOCSEPA presentó una reducción total del 45% y AMCSEPA una disminución del 73% de su área natural en el periodo de estudio, siendo este último el más alto del bioma ZAHTVC. En el caso de los ecosistemas del bioma

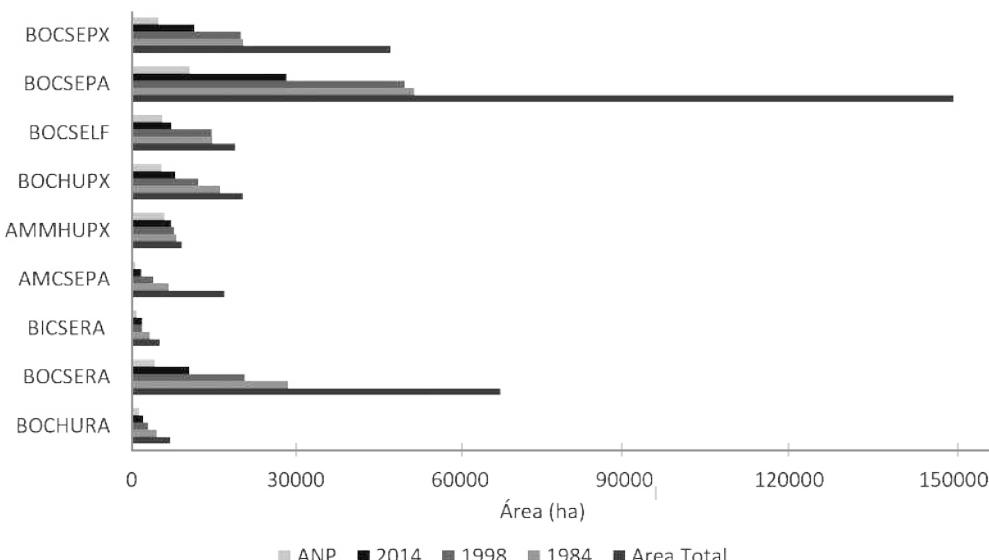


Figura 3. Cambios en cobertura de áreas naturales entre 1984 y 2014 en los ecosistemas presentes en el área de estudio.

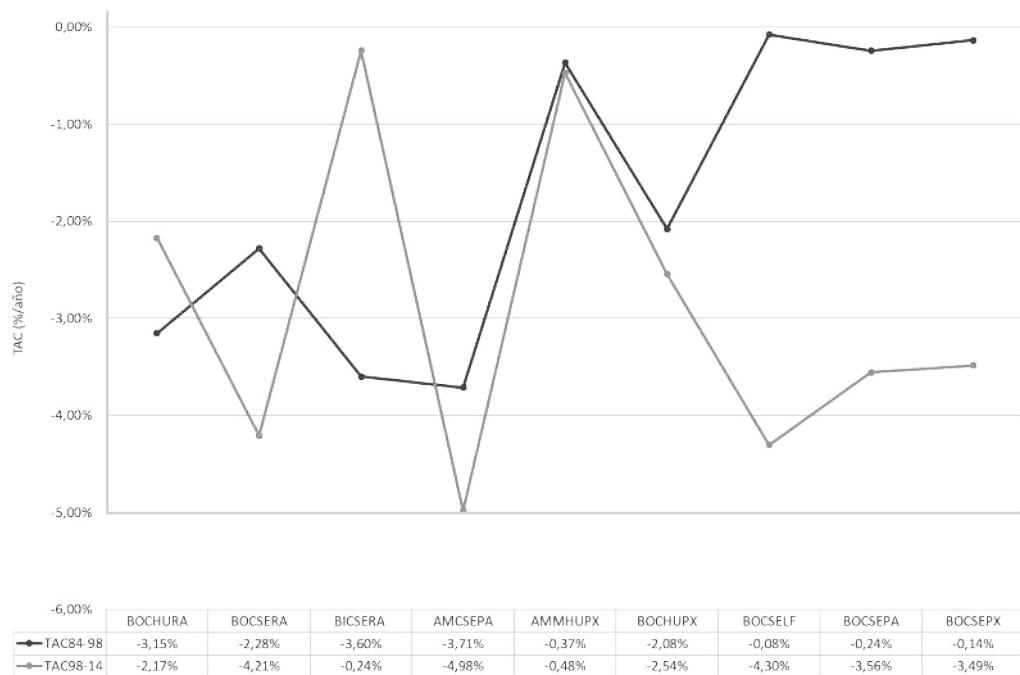


Figura 4. Tasa de transformación de áreas naturales por ecosistema.

HVC en BOCSERA la reducción fue mayor, siendo esta del 63 %.

La tasa de transformación por ecosistema (Figura 4) presenta dinámicas diferentes. Los valores más altos se localizaron en los ecosistemas BOCSEPX, BOCSEPA y AMCSEPA del bioma ZAHTVC y BOCSERA del bioma HVC. Adicionalmente, resalta el ecosistema BOCSELF como un ecosistema del ZAHTVC donde la tasa de transformación aumentó en el periodo 1998-2014. Por otro lado se observa una dinámica importante de recuperación de áreas naturales en los ecosistemas BOCHURA y BICSERA del bioma HVC, y AMMHUPX del ZAHTVC, en los cuales la tasa de transformación entre 1984-1998 y 1998-2014 disminuyó.

Áreas Naturales Persistentes (ANP)

La operación de diferencia en el álgebra de mapas entre los mapas temáticos 1984-1998 y 1998-2014 produjo dos mapas intermedios de áreas naturales, luego estos dos mapas fueron nuevamente procesados en el álgebra de mapas para obtener el producto final donde

se reflejaron las áreas naturales que han persistido en la zona de distribución potencial del bioma BsT durante los últimos 30 años. En términos generales, de las 154.777 ha de áreas naturales que se encontraban en la zona de estudio (ZAHTVC+HVC) para 1984, representan el 11,4 % de esta, y corresponde al 26 % de aquellas que han persistido hasta 2014. Las ANP se concentran en AMMHUPX (65 %) y BOCSELF (30 %) del bioma ZAHTVC, y en BOCHURA (19 %) y BICSER (18 %) del bioma HVC (Figura 3).

Discusión

Exactitud de la clasificación de las imágenes satelitales

Los resultados obtenidos en la exactitud global de los mapas temáticos de 1984, 1998 y 2014 son similares a los obtenidos en otras clasificaciones basadas en pixel, con valores entre el 73,3 % y el 75% (Mas *et al.* 2010); entre el 74 % y el 81 %, así como valores Kappa del 0,64 (Aguirre-Gutiérrez *et al.* 2012); y entre el 85 % y el 90 % (Abd El-Kawy *et al.* 2011). Aunque se considera satisfactoria una clasificación

general mayor al 75 % (Mas *et al.* 2010), la USGS recomienda una exactitud global del 85 % y una exactitud mínima por clase del 70 % cuando se usan productos Landsat (Bakr *et al.* 2010). Aunque las exactitudes globales obtenidas en esta investigación no cumplieron el nivel mínimo recomendado por la USGS, se debe tener en cuenta que esto se debe a los errores de asignación de pixeles de áreas construidas, cuerpos de agua, otras coberturas y nubes, que, al presentar valores espectrales similares entre ellos, disminuyeron considerablemente la exactitud global. Sin embargo, las áreas naturales y cultivadas fueron clasificadas en nivel de exactitud alto y el Índice Kappa fue nivel bueno o moderado (Congalton 2001, Aguirre-Gutiérrez *et al.* 2012), por lo tanto, los mapas temáticos obtenidos se consideraron confiables para proceder en las etapas subsiguientes de detección de cambios.

Para detectar cambios, la comparación post-clasificación es de los más exactos al minimizar los problemas asociados con imágenes adquiridas bajo diferentes condiciones atmosféricas (Abd El-Kawy *et al.* 2011). Generalmente las clases temáticas son identificadas por interpretación visual y aplicando el algoritmo *Maximum Likelihood* en la clasificación supervisada. El primero, garantiza la exactitud del procesamiento de datos y remueve inconsistencias entre imágenes adquiridas en diferentes años; ya que el investigador combina su conocimiento para diferenciar coberturas presentes en el área bajo evaluación a partir del color, forma, textura y patrones de la imagen (Ruelland *et al.* 2010). Por otro lado, *Maximum Likelihood* es el método paramétrico más eficiente para producir mapas temáticos (Aguirre-Gutiérrez *et al.* 2012) y junto a la interpretación visual para construir las firmas espectrales de cada clase temática, mejora la exactitud de clasificación aproximadamente en un 10 % (Shalaby y Tateishi 2007, citado por Abd El-Kawy *et al.* 2011).

Para minimizar el efecto de errores, todos los productos Landsat han sido previamente calibrados por cruzamiento bajo estándar radiométrico consistente para permitir su operatividad para el público (Hansen y Loveland 2012). Por este motivo, las imágenes TM

y OLI utilizadas en este estudio no fueron corregidas radiométrica ni atmosféricamente, teniendo en cuenta que estas correcciones tienen baja influencia sobre la exactitud de la clasificación de las imágenes (Bakr *et al.* 2010), y tampoco son necesarias para comparar mapas temáticos de imágenes clasificadas de forma independiente (Abd El-Kawy *et al.* 2011, Aguirre-Gutiérrez *et al.* 2012, Hansen y Loveland 2012). Sin embargo, la exactitud de clasificación depende también de la combinación de bandas que se usen para discriminar las coberturas en la imagen satelital.

Por un lado, la respuesta espectral observada de una cobertura depende de la cantidad de bandas empleadas y de su orden (Berberoglu y Akin 2009). Una combinación de las bandas del infrarrojo cercano, rojo e infrarrojo medio, proveen buen contraste para diferenciar diferentes tipos de vegetación y sus condiciones, así como para reducir efecto de aerosoles de la atmósfera, nubes y ángulo del sensor (Bakr *et al.* 2010). Por otro lado, si estadísticamente algunas firmas espectrales se superponen, un pixel puede ser asignado a la clase con la mayor probabilidad de acuerdo al umbral Guassiano que establece el algoritmo al construir la firma espectral para cada clase temática (Nahuelhual *et al.* 2012), ya que la asignación de un pixel a una clase y no a otra no solo depende de la varianza y la covarianza de las firmas de cada clase, sino del comportamiento espectral de dicho pixel (Aguirre-Gutiérrez *et al.* 2012). Esto induce errores durante la cuantificación de cambios, sea por comparación espectral o temática, sobre todo en las caracterizaciones espectrales individuales (Hansen y Loveland 2012). Esta heterogeneidad hace que el enfoque basado en pixel sea menos robusto, provocando el efecto sal y pimienta (Aguirre-Gutiérrez *et al.* 2012).

Esta variabilidad espectral es característica de la vegetación del bosque seco tropical. Este bioma es altamente estacional y la respuesta espectral sigue patrones anuales similares (Hesketh y Sánchez-Azofeifa 2014). En época de lluvias el dosel es uniformemente verde y en época seca se observa un mosaico complejo de hábitats con diferentes tasas de secamiento, de exposición de suelos y de edades de

sucesión (Janzen 1988). El mosaico comprende un rango de especies caducifolias, semicaducifolias y perennes que reflejan la heterogeneidad de factores ambientales (Alburquerque *et al.* 2012). La pérdida de follaje asociado a la estacionalidad de las lluvias se produce especialmente en estados sucesionales intermedios, pues el estado inicial tiene muchos *gaps* en el dosel y los estados tardíos presentan dosel cerrado y uniforme (Kalácksa *et al.* 2005). Una indiferencia frente a esta variabilidad puede ser responsable para la tradicional tergiversación del BsT en las evaluaciones de coberturas basadas en satélites (Hesketh y Sánchez-Azofeifa 2014). Esta variabilidad fenológica podría explicar en parte la baja cobertura de áreas naturales identificadas en el mapa temático del año 2014, sumado a que en este año se presentó el fenómeno de El Niño.

Sumado a lo anterior, se debe tener presente el alto grado de reducción en la extensión del BsT. Las áreas donde se localiza, generalmente se componen de parches dispersos de vegetación leñosa, arbustos y pasturas que presentan un único estrato de coronas de árboles con alturas máximas de aproximadamente 6-8 m (Arroyo-Mora *et al.* 2005). Por ello, la cantidad de tierra dedicada a pasturas y suelos expuestos conduce a que los pixeles de bosque seco, sea que se encuentren en etapa sucesional temprana o que estén altamente perturbados, sean incluidos con una alta probabilidad en otro tipo de coberturas (Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa 2010), y haciéndolos más sensibles durante la clasificación de la imagen (Mas y Navarrete 2010). Esto se pudo evidenciar en los suelos erosionados en la zona de piedemonte del costado oriental de la cordillera Occidental y el costado occidental de la cordillera Central, al igual que en los parches más pequeños inmersos en las áreas cultivadas. Estas áreas pequeñas y dispersas son difíciles de detectar pues generan cambios sutiles en los valores de reflectancia lo que lleva a subestimarlos (Prishchepov *et al.* 2012).

Pese a que se recomienda el uso de imágenes colectadas durante la época seca para evidenciar las propiedades estructurales del bosque seco, por ser estas más pronunciadas y distintivas, facilitando su

reconocimiento en medio de otro tipo de coberturas (Kalacksa *et al.* 2007, Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa 2010); se debe considerar que los cambios en el cerramiento del dosel y el aglomerado de las hojas con la copa también pueden inducir variaciones en la reflectancia (Hesketh y Sánchez-Azofeifa 2014), y dadas las condiciones de alta fragmentación donde los efectos del suelo son más sentidos en las áreas de bajo cerramiento del dosel (Hesketh y Sánchez-Azofeifa 2014), sería recomendable utilizar imágenes satelitales tanto de épocas secas como de lluvias en un mismo año para reconocer los cambios fenológicos y sucesionales, y más importante, reconocer el efecto de la fenología de la vegetación natural del bosque seco sobre la estimación del área de extensión de este bioma.

Para ello se debe tener en cuenta que, durante la época húmeda, los pequeños árboles, arbustos y herbáceas junto a pasturas forman un sotobosque grueso confundiendo la firma espectral en las áreas abiertas y llenando las lagunas de la copa de las etapas temprana e intermedia que comienza a asemejarse a la de un dosel de bosque maduro. En una época seca, los diferentes estadios de regeneración son claramente resaltados en la respuesta espectral y la confusión con herbáceas del sotobosque es minimizada. Sin embargo, la dificultad de adquirir imágenes libres de nubes en la época de lluvias afecta la capacidad para definir la localización y nivel de sucesión de bosque seco durante la época de dosel con hojas. Este problema contribuye a una subestimación sistemática de la extensión BsT a nivel regional y tal vez mundial (Arroyo-Mora *et al.* 2005). Debido a la heterogeneidad inherente dentro de cada etapa sucesional y el paisaje como un todo para cada característica de estructura y diversidad, es importante el uso de una técnica de inferencia que no se vea influenciada por valores atípicos (Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa 2010).

Cambios históricos de uso del suelo

Es reconocido que el uso económico potencial del suelo es uno de los factores que incide significativamente en los procesos de deforestación y fragmentación (Gasparri y Grau 2009). En el caso del valle geográfico del río Cauca, la transformación

del paisaje se ha dado en tres momentos. El primero fue hace unos 10.000 años con los asentamientos de comunidades indígenas (Patiño 1975), el segundo con la llegada de los españoles en el siglo XVI (Patiño 1975, Rivera *et al.* 2006) y el tercer momento estuvo marcado por la influencia de políticas económicas continentales hacia mediados del siglo XX, este último y más trascendental fue consecuencia del bloqueo económico realizado por los Estados Unidos hacia Cuba en 1962, situación que impulsó la industria azucarera en la región (Rivera *et al.* 2006).

Aunque en la región las haciendas ganaderas y trapiches de caña de azúcar presentaron pocas modificaciones en términos de producción entre mediados del 1500 hasta la mitad de 1900, fue la relevancia dada a la agricultura tecnificada sobre la ganadería lo que indujo el cambio drástico ocurrido en la zona plana del Valle del Cauca (Patiño 1975, Rivera *et al.* 2006). Dicho cambio aconteció a inicios de 1950, cuando la reconversión de predios ganaderos hacia la siembra de caña de azúcar triplicó el área sembrada de este cultivo hacia 1970, cultivos industriales como el algodón, soya y sorgo también aumentaron el área en casi diez veces, para un total de 241.251 ha sembradas en el valle geográfico. Como resultado la proporción de cultivos de pequeños predios como el frijol, el plátano y la yuca se vio reducida (Rivera *et al.* 2006).

En el último momento de transformación se evidencia un patrón en los cambios de cobertura del suelo. Hacia 1940, la influencia de la ganadería fue importante y esto se refleja en las 70.000 ha dedicadas a esta actividad frente a las 10.000 ha destinadas al cultivo de caña. La actividad ganadera se concentraba en el norte, en los municipios de Zarzal, Roldanillo, Bolívar, La Unión, mientras que la cañicultura se estableció en los alrededores de municipios como Palmira y La Paila donde se encontraban los ingenios de Manuelita, Providencia y Riopaila. Cultivos como el tabaco se implementaron en los municipios de Toro y Bolívar, y cultivos como el sorgo y la soya fueron impulsados en municipios como Bugalagrande, Buga, Tulúa, Cartago y Zarzal por la creciente industria de concentrados para animales (Rivera *et al.* 2006). Sin

embargo, aún se apreciaban áreas naturales en zona de ladera y piedemonte sobre las cordilleras Central y Occidental y al sur del departamento en el municipio de Jamundí, donde se sembraban cultivos de pancoger y otros como cacao y plátano, conservando los árboles del estrato de dosel o de sotobosque (Rivera *et al.* 2006), asimilándose a un arreglo silvopastoril o agroforestal.

Otros lugares donde aún se conservaban áreas naturales en la última etapa de transformación fueron los humedales, el río Cauca, sus afluentes y madreviejas. La vegetación riparia asociada a estos permaneció intacta hasta que el proceso de desarrollo económico de la región promovió la regulación del caudal del río Cauca (Rivera *et al.* 2006). Las inundaciones inhabilitaban 87.400 ha proyectadas para la implementación de sistemas intensivos de producción en el costado oriental del río Cauca y junto a 15.286 ha de humedales se veía reducida en un 25 % el área que se podía destinar con fines agrícolas. Es así que para el periodo 1950-1970, el 78 % del área de humedales habían desaparecido y se comenzó la construcción de jarillones sobre el río Cauca para mitigar el impacto de las inundaciones (Rivera *et al.* 2006). Las inundaciones en época de lluvias desvalorizaban las tierras aledañas a humedales, a los ríos y a las madreviejas, esto llevó a la materialización del proyecto de la represa de Salvajina hacia 1984 y su entrada en operación un año después (Rivera *et al.* 2006, CVC y Univalle 2007). Todo esto resultó en una reducción total del 82 % del área de cuerpos de agua que estuvo además acompañada por la desecación y uso agrícola de los humedales y madreviejas que fueron rellenados para fines agrícolas (Parra y Hernández 2010).

Otro factor influyente en la transformación del paisaje fue la época de violencia entre los partidos Liberal y Conservador, lo que condujo no sólo al desplazamiento de campesinos que vivían en las laderas y en municipios de Bugalagrande, Tulúa, Cartago, Buga, Zarzal, Obando y La Victoria, sino además a cambios en el patrón de tenencia de la tierra (Rivera *et al.* 2006).

Efectos de los cambios de cobertura

Se ha reconocido que todos los ecosistemas están sujetos a diferentes tipos de perturbaciones, naturales y antrópicos, lo que induce dinámicas a nivel espacial y temporal que se reflejan a nivel de paisaje (Vargas 2011). La conversión de la cobertura vegetal de bosque seco hacia cultivos ha tenido implicaciones muy importantes en la fragmentación de hábitats para las diferentes especies (Carvajal-Cogollo y Urbina-Cardona 2008, Rodríguez *et al.* 2012). Esta conversión de coberturas es una de las perturbaciones antrópicas más importantes sobre los ecosistemas tropicales (Vargas 2011). Las consecuencias se observan, por un lado, en la alteración de los ciclos biogeoquímicos y de las condiciones climáticas (MEA 2005); y por otro, en una mayor mortalidad de árboles, en el bajo desempeño de las plántulas reduciendo así el potencial regenerativo de los bosques (Benítez-Malvido 1998, citado por Vargas 2012). En el contexto del cambio climático, la deforestación y degradación de bosques aporta entre el 6 y 17 % de las emisiones de gases de efecto invernadero (Tang *et al.* 2012).

Pese a la deforestación y el proceso de fragmentación y degradación de bosque seco en el departamento del Valle del Cauca, los resultados evidencian que durante los últimos 30 años las áreas naturales asociadas a dicho bioma han sido un elemento importante en el paisaje. Para el año 1984 se observó una predominancia de coberturas naturales en el área de estudio, aproximadamente del 44 %, frente a un 38 % de áreas cultivadas (Tabla 1). Sin embargo, en los últimos 16 años se ha observado una aceleración en la tasa de pérdida de cobertura vegetal, lo que se ve representado en una pérdida total de estas en un 51 % para el 2014. Las áreas naturales en el periodo de estudio se concentraron en las riberas del río Cauca y afluentes, madreviejas y humedales, así como en el piedemonte y laderas. En estos últimos, el cambio hacia pasturas para ganadería ha generado procesos erosivos que se ven reforzados por las condiciones climáticas locales, especialmente en el costado oriental de la cordillera Occidental (Rivera *et al.* 2006).

La pérdida de los estratos característicos del bosque seco tropical y su reemplazo por gramíneas y arbustos espinosos puede llevar a un proceso de degradación irreversible conocido como aridización, y que es reforzado por el pastoreo continuo y la erosión hídrica induciendo la pérdida de la fertilidad del suelo así como de la biodiversidad local y regional (Valencia-Duarte *et al.* 2012). Otros efectos negativos de la intensificación del uso del suelo por actividades agrícolas se observan en dos de los procesos ecológicos más importantes, la alteración de la producción primaria y la descomposición (Duro *et al.* 2014), también en el albedo, la emisividad y la transpiración (Zhu y Woodcock 2014) procesos en los que la vegetación natural participa en la regulación climática regional.

Aunque se observa una tendencia general de reducción de las áreas naturales, existen diferencias entre cada uno de los ecosistemas presentes. Los más afectados son precisamente aquellos ubicados en el piedemonte y asociados a toda la zona inundable del río Cauca, como BOCSEPX, BOCSELF, BOCSEPA y AMCSEPA del bioma ZAHTVC y BOCSERA del bioma HVC. Sin embargo, la reducción de la tasa de transformación observada en ecosistemas como BOCHURA y BICSERA del bioma HVC, y AMMHUPX del bioma ZAHTVC podría estar relacionada con factores asociados a estrategias de conservación. Por un lado, en BICSERA se encuentra la Laguna de Sonso, que fue convertida en Reserva Natural en 1978 para reducir el deterioro producido por prácticas de manejo inadecuados, y para conservar su biodiversidad representada en la avifauna acuática residente y migratoria (CVC y Asoytoco 2007). Esta característica impulsó que fuera catalogada como área de importancia de las aves (AICA) por BirdLife International en el 2003 (CVC y Asoytoco 2007). Recientemente la laguna de Sonso ha sido declarada como Distrito Regional de Manejo Integrado bajo las consideraciones de homologación de figuras de conservación de acuerdo a lo contemplado por el Decreto 1076 de 2015 (Acuerdo CVC 105 de 2015).

Por otro lado, los ecosistemas BICSERA y AMMHUPX, ambos localizados en el sur del área de estudio, específicamente en el municipio de Jamundí, aunque también redujeron su tasa de reducción de áreas naturales, no están asociados a ninguna unidad que se encuentre bajo alguna figura de conservación, por lo que las razones para sustentar esta dinámica son desconocidas. Sin embargo, es importante tener presente que es precisamente la zona sur de la región donde fue visible la pérdida general de áreas naturales, por lo que conciliar esta aparente incongruencia requeriría análisis más detallados que se escapan de los alcances de este trabajo.

Oportunidades para la restauración

La dinámica de cambio entre las áreas naturales y cultivadas se caracteriza por ser un proceso de doble vía que no implica necesariamente la pérdida total de las coberturas naturales. Si bien se desconoce el estado sucesional de las áreas naturales que han persistido en el área de distribución potencial de bosque seco del VGRC del departamento, éstas representan una oportunidad para su restauración. Sin embargo, es importante reconocer que en términos de conservación de la biodiversidad una transición de cobertura boscosa natural hacia cultivos presume una afectación negativa mayor en términos de pérdida de elementos biológicos, que la ganancia en estos cuando un área cultivada es abandonada, ya que la recuperación está determinada por la velocidad de desarrollo del ecosistema y por la frecuencia e intensidad de la perturbación (Vargas 2011). Aquellas zonas, como por ejemplo la zona de influencia de la Laguna de Sonso, donde se evidenció recuperación temporal de áreas naturales que luego retornaron a la actividad productiva inicial no aportan elementos para la restauración. En este sentido, se reconoce la importancia que representa la homologación en la denominación del área protegida de forma que incida y fortalezca en procesos de recuperación y mantenimiento de la biodiversidad en este corredor biológico. Por ejemplo, dado que el crecimiento de las plantas requiere más tiempo en zonas secas porque dependen de la disponibilidad de agua, su escasez la convierte en uno de los principales obstáculos para

la restauración del BsT (Fajardo *et al.* 2013). En este escenario, la disponibilidad de este elemento en los humedales y zonas inundables del río Cauca, puede conducir a facilitar procesos de restauración activa, por un lado porque pueden convertirse en bancos de semillas, y por otro, se facilita el transporte y asimilación de nutrientes para las plantas, favoreciendo así la recuperación de la cobertura de BsT (Fajardo *et al.* 2013).

El abandono de áreas agrícolas tiene consecuencias ambientales importantes pues a través de estas áreas se pueden reconectar fragmentos de bosque que se encontraban separados, siempre y cuando estas áreas abandonadas no reinicien actividades productivas intensivas. Sumado a esto, las áreas abandonadas que muestran etapas de sucesión ecológica tempranas evidencian un incremento de la diversidad biológica (Prishchepov *et al.* 2012), por lo que es importante considerar la temporalidad del abandono de estas prácticas de uso del suelo y el reconocimiento de sus causas, ya que pueden aportar insumos para iniciar y fomentar acuerdos de restauración e iniciativas de conservación con los propietarios de los predios involucrados. Por ende, dada la recuperación temporal observada, así como la dinámica de intercambio entre áreas naturales y áreas cultivadas, es posible asumir que la capacidad de recuperación del bosque seco no se ha perdido.

La dinámica de la vegetación del BsT está asociada a la temporalidad de las lluvias, por lo que se puede asumir que, durante la época seca, especies pioneras herbáceas recolonizan espacios abandonados, siempre y cuando exista disponibilidad de estas en el banco de semillas del suelo o se encuentre una fuente cercana de propágulos, opciones que estarán relacionados con la severidad y recurrencia del disturbio. Lo anterior implica profundizar en el estudio de los estados sucesionales de dichas zonas con el fin de reconocer las posibles trayectorias de recuperación (Vargas 2011). Por ejemplo, es posible aplicar como primera medida de restauración, el abandono, que, siendo una técnica de restauración pasiva, permitiría reconocer las trayectorias de sucesión ecológica, así como los efectos de los diferentes tipos de disturbio

y su intensidad sobre la estructura, composición y función del ecosistema. Este podría ser el caso de pastizales abandonados; sin embargo, si las propiedades físicoquímicas y biológicas del suelo también han sido alteradas, como sucede en zonas de cultivo, las actividades de restauración se enfocarían inicialmente en la recuperación del suelo (Márquez-Huitzil 2005).

No se puede desconocer que la deforestación y alta fragmentación de las formaciones vegetales asociadas al bioma Bosque Seco Tropical en el valle geográfico del río Cauca tuvieron un efecto negativo en la generación de estrategias de conservación a escala regional. La atención de investigadores y tomadores de decisiones se enfocó en las pocas áreas remanentes que aún conservaban la estructura y composición característica de bosque seco, siendo estas las áreas que fueron priorizadas y conservadas bajo alguna figura de conservación pública o privada. El hecho de que se hayan podido identificar otras áreas naturales permitirá consolidar núcleos y corredores de restauración entre las áreas conservadas y las áreas naturales persistentes, de forma que se contribuya a reducir el estado crítico en el que ha sido categorizado el valle geográfico por World Wildlife Fundation (Locklin s.f. en: <http://www.worldwildlife.org/ecoregions/nt0207>).

La implementación de un programa de monitoreo de estrategias de restauración a escala regional requiere una comprensión de la complejidad del paisaje (Tang *et al.* 2012). La temporalidad del monitoreo es uno de los principales factores a tener en cuenta, para ello, el programa debe estar soportado en diferentes fuentes de imágenes adquiridas por sensores remotos, en sistemas de información geográfico preferiblemente de código abierto, así como de trabajo de campo para identificar y verificar las áreas potenciales y realizar seguimiento de aquellas bajo diferentes estrategias de restauración (Alphan *et al.* 2009). En el caso de paisajes agrícolas, los mapas temáticos de coberturas del suelo derivados de imágenes satelitales son el primer paso que brindan elementos para iniciar un programa de monitoreo (Duro *et al.* 2014), sobre todo porque se

pueden aplicar métricas que facilitan la modelación de las interacciones entre los componentes del paisaje y los procesos ecológicos allí presentes (Tang *et al.* 2012).

La formulación e implementación de un programa de monitoreo de procesos de restauración de bosque seco tropical, especialmente en el Valle del Cauca, contribuiría a metas de conservación de biodiversidad a diferentes escalas (Castro *et al.* 2003), garantizando a futuro su sustentabilidad y los servicios ecosistémicos (Vargas 2011), especialmente los procesos ecológicos que influyeron en la fertilidad de sus suelos y la regulación del clima, características muy importantes que potenciaron el desarrollo agroindustrial de la región. Lo anterior se ve fortalecido con el Plan Nacional de Restauración – PNR (MADS 2015) y el Plan de Ordenamiento Territorial Departamental del Valle del Cauca – POTDVC (Londoño y Falla 2014). En el primero, se propone un ejemplo para el monitoreo a la restauración de bosque seco que involucra dentro de sus objetivos, la recuperación de hábitat, de conectividad, de cobertura vegetal, de biodiversidad y de especies nativas. Todas estas a nivel de terreno, por lo que el monitoreo basado en sensores remotos sería un insumo que permitiría evaluar a escala del paisaje el comportamiento del bioma, aportando al cumplimiento de varias acciones contempladas en la Fase I del Plan.

En cuanto al POTDVC, el corredor del río Cauca es reconocido como eje articulador y base del desarrollo económico y cultural, y por ello su Zona Forestal Protectora (ZFP) es la base natural para el sostenimiento ecosistémico y socioeconómico del departamento. Las áreas naturales persistentes identificadas en este corredor aportan elementos claves para justificar una ordenación clara de los suelos de la ZFP del río Cauca en los respectivos Planes de Ordenamiento Territorial de los municipios con influencia sobre este. Las ANP también contribuirían a fortalecer el Sistema Departamental de Áreas Protegidas – SIDAP, y que el POTDVC considera insumo importante para determinar la estructura natural de soporte del territorio.

La restauración del bosque seco tropical en el Valle del Cauca debe comenzar por una ordenación ecológica del territorio, promoviendo una heterogeneidad espacial con el fin de mantener una integridad funcional y favorecer los procesos ecológicos en todos los niveles de organización biológica. De esta manera se inducirá una sinergia entre los procesos ecológicos y sociales a través del aprovechamiento de los servicios ecosistémicos del bosque seco y los procesos de retroalimentación del componente antrópico del sistema (Odum y Barret 2006). En este sentido, la regulación de las actividades humanas debe ser una prioridad (Sánchez 2009). La mejor herramienta es una legislación efectiva que regule los usos del suelo en paisajes muy fragmentados (Gasparri y Grau 2009). En el caso del valle geográfico del río Cauca donde la matriz del paisaje corresponde a cultivos de caña de azúcar, esta debe transformarse de manera que se convierta en un mosaico de hábitats de diferentes grados de sucesión que amortigüe los efectos negativos de la fragmentación del ecosistema a diferentes escalas espaciales para las especies asociadas (Herrera 2011), manteniendo a su vez las ANP en el tiempo e incluir nuevas áreas como producto de un programa de monitoreo y del diseño e implementación de incentivos para la restauración.

Dado que es poco el conocimiento que se tiene acerca de las respuestas ecológicas y humanas por la transformación del paisaje, la mejor gestión debe ser activa y adaptativa. Esto demanda diseñar programas de gestión que faciliten evaluar el funcionamiento e interacción de los componentes de los diferentes ecosistemas con el fin de reducir la incertidumbre alrededor de éstos. Dichos programas deben apoyarse en sistemas de monitoreo de los servicios ecosistémicos, sus interrelaciones y su influencia sobre el bienestar humano, así como comprender los cambios no lineales debido a las perturbaciones inducidas constantemente por las actividades humanas (MEA 2005). Es así que la generación de información de línea base es el primer insumo requerido a partir de la cual puedan diseñarse indicadores de estado, de seguimiento y gestión, y es así como los resultados de la presente investigación contribuyen con este propósito.

Conclusiones

Es una realidad que la estructura, composición y función del bosque seco tropical ha cambiado en las últimas décadas en el Valle del Cauca. En este sentido, es importante apoyarse en áreas naturales presentes en su área de distribución potencial para el diseño de estrategias de restauración y conservación, en las que la flora y fauna pueda recuperarse o retornar, además de fomentar y fortalecer las interacciones que soportan los procesos ecológicos que sostienen estos ecosistemas.

La generación de información base debe ser una prioridad para el monitoreo del estado del bosque seco, e incorporar información socioeconómica que facilite la modelación bajo diferentes escenarios de cambio climático para tomar decisiones acertadas en el futuro, así como de los cambios estacionales asociados a la fenología de la vegetación del bioma de bosque seco y de sus diferentes estados sucesionales a partir de sensores remotos.

El futuro del bosque seco está ligado a las decisiones que se toman respecto a los usos del suelo y a las prioridades económicas y políticas para la región. De allí lo valioso de iniciar procesos comunitarios, para que sean las personas que dependen de este, quienes apropien herramientas y estrategias de aprovechamiento y uso sostenible de la biodiversidad y de los demás recursos naturales que se encuentran en una de las áreas de distribución potencial de bosque seco del país y que representa un desafío institucional, académico y socio-económico para su restauración.

Agradecimientos

Al Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica de la Universidad Nacional de Colombia, sede Palmira por el apoyo brindado al desarrollo de esta investigación. Al grupo de investigación en Orquídeas, Ecología y Sistemática Vegetal de la Universidad Nacional de Colombia, sede Palmira (COL 0066015) por su apoyo en el desarrollo de la Tesis de Maestría titulada “Dinámica Espacio – Temporal de la Cobertura de Bosque Seco Tropical en

el departamento del Valle del Cauca” del programa de posgrado en Ingeniería Ambiental de la Universidad Nacional de Colombia, sede Palmira, dentro del cual se enmarca esta investigación. A la Universidad Nacional de Colombia por las becas otorgadas a través de las diferentes modalidades, auxiliar docente (Resolución No. 779 del 30 de agosto de 2013) y asistente docente (Resolución No. 142 del 24 de febrero de 2014) dentro del proyecto “Apoyo a estudiantes de posgrado de la Universidad Nacional de Colombia con buen desempeño académico”. Finalmente, agradecemos los comentarios y sugerencias realizados por los pares evaluadores que enriquecieron significativamente este manuscrito.

Este artículo de investigación es derivado de la tesis de Maestría Dinámica espacio-temporal de la cobertura de bosque seco tropical en el departamento del Valle del Cauca desarrollado en la Maestría en Ingeniería Ambiental de la Universidad Nacional de Colombia Sede Palmira. El objetivo general de la tesis de maestría fue determinar la dinámica espacio-temporal de la cobertura de bosque seco tropical en el valle geográfico del río Cauca jurisdicción del departamento del Valle del Cauca. La defensa de la tesis se llevó a cabo el día 22 de octubre de 2015 y el diploma de Magister fue entregado en ceremonia de grado realizada el 01 de abril de 2016.

Bibliografía

- Abd El-Kawy, O. R., J. K. Rød, H. A. Ismail y A. S. Suliman. 2011. Land use and land cover change detection in the western Nile delta of Egypt using remote sensing data. *Applied Geography* 31: 483–494. DOI:10.1016/j.apgeog.2010.10.012
- Aguirre-Gutiérrez, J., A. C. Seijmonsbergen y J. F. Duivenvoorden. 2012. Optimizing land cover classification accuracy for change detection, a combined pixel-based and object-based approach in a mountainous area in Mexico. *Applied Geography* 34: 29-37. DOI:10.1016/j.apgeog.2011.10.01
- Ahlqvist, O. 2008. Extending post-classification change detection using semantic similarity metrics to overcome class heterogeneity: A study of 1992 and 2001 U.S. National Land Cover Database changes. *Remote Sensing of Environment* 112: 1226–1241. DOI: 0.1016/j.rse.2007.08.012
- de Albuquerque, U. P., E. de Lima, A. C. A. El-Deir, A. L. A. de Lima, A. Souto, B. M. Bezerra, E. M. N. Ferraz, E. M. X. Freire, E. V. de S. B. Sampaio, F. M. G. Las-Casas, G. J. B. de Moura, G. A. Pereira, J. G. de Melo, M. Alves Ramos, M. J. N. Rodal, N. Schiel, R. M. de Lyra-Neves, R. R. N. Alves, S. M. de Azevedo-Júnior, W. R. Telino y W. Severi. 2012. Caatinga Revisited: Ecology and Conservation of an Important Seasonal Dry Forest. *Scientific World Journal* 2012: 1–18. Article ID 205182. DOI:10.1100/2012/205182
- Alphan, H., H. Doygun y Y. I. Unlukaplan. 2009. Post-classification comparison of land cover using multitemporal Landsat and ASTER imagery: the case of Kahramanmaraş, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment* 151: 327–336. DOI: 10.1007/s10661-008-0274-x
- Alvarado-Solano, D. P. y J. T. Otero. 2015a. Distribución espacial del bosque seco tropical en el Valle del Cauca, Colombia. *Acta Biológica Colombiana* 20 (3): 141-153. DOI: 10.15446/abc.v20n3.46703
- Alvarado-Solano, D. P. y J. T. Otero-Ospina. 2015b. Dinámica espacio-temporal de Bosque Seco Tropical en el Valle del Cauca, Colombia. *En: Memorias Congreso Colombiano de Botánica, Colombia.* 279 pp.
- Araque, L. y A. Jiménez. 2009. Caracterización de firma espectral a partir de sensores remotos para el manejo de sanidad vegetal en el cultivo de palma de aceite. *Palmas* 30 (3): 63–79.
- Arcila, A. M., C. Valderrama y P. Chacón de Ulloa. 2012. Estado de fragmentación del bosque seco de la cuenca alta del río Cauca, Colombia. *Biota Colombiana* 13 (2): 86–101.
- Armbrecht, I. y P. Ulloa-Chacón. 1999. Rareza y diversidad de hormigas en fragmentos de bosque seco colombianos y sus matrices. *Biotropica* 31 (4): 646–653. DOI: 10.1111/j.1744-7429.1999.tb00413.x
- Armenteras, D., N. Rodríguez, J. Retana y M. Morales. 2011. Understanding deforestation in montane and lowland forests of the Colombian Andes. *Regional Environmental Change* 11 (3): 693-705. DOI: 10.1007/s10113-010-0200-y
- Armenteras, D., E. Cabrera, N. Rodríguez y J. Retana 2013. National and regional determinants of tropical deforestation in Colombia. *Regional Environmental Change* 13 (2): 1181-1193. DOI: 10.1007/s10113-013-0433-7
- Arroyo-Mora, J. P., G. A. Sánchez-Azofeifa, M. E. R. Kalacska, B. Rivard, J. C. Calvo-Alvarado y D. H. Janzen. 2005. Secondary Forest Detection in a Neotropical Dry Forest Landscape Using Landsat 7 ETM+ and IKONOS Imagery. *Biotropica* 37: 497–507. DOI:10.1111/j.1744-7429.2005.00068.x

- Bakr, N., D. C. Weindorf, M. H. Bahnassy, S. M. Marei y M. M. El-Badawi. 2010. Monitoring land cover changes in a newly reclaimed area of Egypt using multi-temporal Landsat data. *Applied Geography* 30: 592–605. DOI:10.1016/j.apgeog.2009.10.008
- Ballesteros, C., K. Reyes y J. Racero. 2009. Estructura poblacional y etología de *Bradypus variegatus* en fragmento de bosque seco tropical, Córdoba - Colombia. *Revista MVZ Córdoba* 14 (3): 1812–1819.
- Barraza, J., J. M. Montes, N. J. Martínez y C. Deloya. 2010. Ensamblaje de escarabajos coprófagos (Scarabaeidae: Scarabaeinae) del Bosque Tropical Seco, Bahía Concha, Santa Marta (Colombia). *Revista Colombiana de Entomología* 36 (2): 285–291.
- Berberoglu, S. y A. Akin. 2009. Assessing different remote sensing techniques to detect land use/cover changes in the eastern Mediterranean International. *Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 11: 46–53. DOI: 10.1016/j.jag.2008.06.002
- Boca, T. y G. Rodríguez. s.f. Métodos estadísticos de la evaluación de la exactitud de productos derivados de sensores remotos. Documento Técnico. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Argentina. 24 pp.
- Bonilla, R., B. Roncallo, J. Jimeno y T. García. 2008. Producción y descomposición de la hojarasca en bosques nativos y de *Leucaena* sp., en Codazzi, César. *Revista Corpoica-Ciencia y Tecnología Agropecuaria* 9 (2): 5–11.
- Carvajal-Cogollo, J. E. y J. N. Urbina-Cardona. 2008. Patrones de diversidad y composición de réptiles en fragmentos de bosque seco tropical en Córdoba, Colombia. *Tropical Conservation Science* 1 (4): 397–416.
- Cavelier, J. y A. Etter. 1995. Deforestation of montane forest in Colombia as a result of illegal plantations of opium (*Papaver somniferum*). Pp: 125–137. En: Churchill, S. P., H. Balslev, E. Forero y J. L. Luteyn (Eds.). Biodiversity and conservation of neotropical montane forest. The Nueva York Botanical Garden, Nueva York.
- Congalton, R. G. 2001. Accuracy assessment and validation of remotely sensed and other spatial information. *International Journal of Wildland Fire* 10: 321–328.
- Corporación Autónoma del Valle del Cauca - CVC y Universidad del Valle – Univalle. 2007. Capítulo 3. Generalidades del Embalse de Salvajina. Volumen V. Proyecto de Modelación del Río Cauca PMC Fase III. Santiago de Cali. 39 pp.
- Corporación Autónoma del Valle del Cauca - CVC y Asociación de Usuarios para la Protección y Mejoramiento de las Cuencas Hidrográficas de los Ríos Yotoco y Mediacanoa - Asoyto. 2007. Plan de Manejo Ambiental Integral Humedal Laguna de Sonso. Santiago de Cali. 355 pp.
- Duro, D., J. Girard, D. King, L. Fahrig, S. Mitchell, K. Lindsay y L. Tischendorf. 2014. Predicting species diversity in agricultural environments using Landsat TM imagery. *Remote Sensing of Environment* 144: 214–225. DOI:10.1016/j.rse.2014.01.001
- Espírito-Santo, M., A. Sevilha, F. Anaya, R. Barbosa, G. Fernandes, G. A. Sánchez-Azofeifa, A. Scariot, S. E de Noronha y C. Andrade. 2009. Sustainability of tropical dry forests: Two case studies in southeastern and central Brazil. *Forest Ecology and Management* 258: 922–930. DOI:10.1016/j.foreco.2009.01.022
- Etter, A., C. McAlpine, D. Pullar y H. Possingham. 2006. Modelling the conversion of Colombian lowland ecosystems since 1940: Drivers, patterns and rates. *Journal of Environmental Management* 79 (1): 74–87. DOI: 10.1016/j.jenvman.2005.05.017
- Etter, A. y P. Arévalo. 2014. Escenarios futuros de la cobertura forestal en Colombia. Pp: 55–56. En: Bello, J. C., M. Báez, M. F. Gómez, O. Orrego y L. Nägele, (Eds.). Biodiversidad 2014. Estado y tendencias de la biodiversidad continental de Colombia. Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá D.C.
- European Environment Agency - EEA. 1994. Corine Land Cover – Part One: Methodology. Reporte. Copenhagen. 94 pp.
- Fajardo, L., J. P. Rodríguez, V. González y J. M. Briceño-Linares. 2013. Restoration of a degraded tropical dry forest in Macanao, Venezuela. *Journal of Arid Environments* 88: 236–243. DOI:10.1016/j.jaridenv.2012.08.009
- Fontalvo-Rodríguez, L. y C. Solís-Medina. 2009. Ensamblaje de hormigas (Hymenoptera:Formicidae) en fragmentos de bosque seco en el complejo carbonífero El Cerrjón (La Guajira, Colombia). *INTROPICA* 4: 5–15.
- Foody, G. M. 2009. Sample size determination for image classification accuracy assessment and comparison. *International Journal of Remote Sensing* 30 (20): 5273–5291. DOI: 10.1080/01431160903130937.
- Galindo G., O. J. Espejo, J. P. Ramírez, C. Forero, C. A. Valbuena, J. C. Rubiano, R. H. Lozano, K. M. Vargas, A. Palacios, S. Palacios, C. A. Franco, E. I. Granados, L. K. Vergara y E. Cabrera. 2014. Memoria técnica de la cuantificación de la superficie de bosque natural y deforestación a nivel nacional. Actualización periodo 2012 – 2013. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Ideam). Bogotá D.C. 56 pp.
- Galván-Guevara, S., M. I. Sierra, F. H. Gómez, V. J. De la Ossa y A. Fajardo-Patiño. 2009. Biodiversidad en el área de influencia de la estación de primates de coloso, Sucre, Colombia. *Revista Colombiana Ciencia Animal* 1 (1): 98–121.
- Gaviria-Ortiz, F. G. y E. R. Henao-Bañol. 2011. Diversidad de mariposas diurnas (Hesperioidae y Papilionoidea) del Parque Natural Regional El Vínculo (Buga-Valle del Cauca). *Boletín Científico Centro de Museos Museo de Historia Natural* 15 (1): 115–133.

- Gasparri, N. I. y H. R. Grau. 2009. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972–2007). *Forest Ecology and Management* 258: 913–921. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.02.024
- García, H., G. Corzo, P. Isaacs y A. Etter. 2014. Distribución y estado actual de los remanentes del bioma de Bosque Seco Tropical en Colombia: insumos para su gestión. Pp: 228–251. En: Pizano, C. y H. García (Eds.). *El Bosque Seco Tropical en Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá.
- Gilani, H., H. L. Shrestha, M. S. R. Murthy, P. Phuntso, S. Pradhan, B. Bajracharya y B. Shrestha. 2015. Decadal land cover change dynamics in Bhutan. *Journal of Environmental Management* 14: 91–100. DOI: 10.1016/j.jenvman.2014.02.014
- Giraldo, M. A. 2012. Spatial scale and land use fragmentation in monitoring water processes in the Colombian Andes. *Applied Geography* 34: 395–402. DOI: 10.1016/j.apgeog.2012.01.004
- Gómez-Mosquera, D. A. y D. J. Macías-Pinto. 2012. Fenología del Palo Cruz (*Brownea rosa-de-monte Bergius*) en un bosque seco de Bolívar, Cauca. *Colombia Forestal* 15 (1): 105–117.
- Kalácska, M., J. C. Calvo-Alvarado y G. A. Sánchez-Azofeifa. 2005. Calibration and assessment of seasonal changes in leaf area index of a tropical dry forest in different stages of succession. *Tree Physiology* 25 (6): 733–744. DOI: 10.1093/treephys/25.6.733
- Hansen, M. C. y T. R. Loveland. 2012. A review of large area monitoring of land cover change using Landsat data. *Remote Sensing of Environment* 122: 66–74. DOI: 10.1016/j.rse.2011.08.024
- Herrera, J. M. 2011. El papel de la matriz en el mantenimiento de la biodiversidad en hábitats fragmentados. De la teoría ecológica al desarrollo de estrategias de conservación. *Ecosistemas* 20 (2): 21–34.
- Herreras, Y. y J. Benítez-Malvido. 2005. Consecuencias de la fragmentación de los ecosistemas. Pp: 113–126. En: Sánchez, O., E. Peters, R. Márquez-Hortzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdez y D. Azuara (Eds.). *Temas sobre restauración ecológica*. Instituto Nacional de Ecología, México.
- Hesketh, M. y A. Sánchez-Azofeifa. 2014. A review of Remote Sensing of Tropical Dry Forests. Pp: 83–100. En: Sánchez-Azofeifa, A., J. S. Powers, G. W. Fernandes y M. Quesada (Eds.). *Tropical Dry Forests in the Americas: Ecology, Conservation and Management*. CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Iudem), Instituto Geográfico Agustín Codazzi (Igac) y Corporación Autónoma Regional del Río Grande de la Magdalena (Cormagdalena). 2008. Mapa de Cobertura de la Tierra Cuenca Magdalena-Cauca. Metodología Corine Land Cover adaptada para Colombia, escala 1:100.000. Imprenta Nacional de Colombia. Bogotá D.C., 200 pp.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (Iudem), Instituto Geográfico Agustín Codazzi (Igac), Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH), Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives De Andrés (Invemar), Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – Sinchi e Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico Jhon von Neumann (IIAP). 2007. *Ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia*. Imprenta Nacional de Colombia. Bogotá, D. C. 276 pp.
- Janzen, D. H. 1988. Tropical Dry Forests: The Most Endangered Major Tropical Ecosystem. Pp: 130–136. En: Wilson, E. O. y F. M. Peter (Eds.). *Biodiversity*. National Academy Press. Washington, D.C.
- Laurance, W. F., P. M. Fearnside, S. G. Laurance, P. Delamônica, T. E. Lovejoy, J. M. Rankin-de Merona, J. Q. Chambers y C. Gascon. 1999. Relationship between soils and Amazon forest biomass: a landscape – scale study. *Forest Ecology and Management* 118 (1): 127–138. DOI: 10.1016/S0378-1127(98)00494-0
- C. Londoño, y M. Falla. 2014. Plan de Ordenamiento Territorial Departamental del Valle del Cauca. Fase 1: Diagnóstico Operativo del Territorio Departamental. Convenio Especial de Cooperación Técnica y Académica entre la Gobernación del Valle del Cauca – Departamento Administrativo de Planeación y la Universidad de San Buenaventura Cali – Facultad de Arquitectura, Arte y Diseño. Documento Inédito. 755 pp.
- Loveland, T. R., y J. L. Dwyer. 2012. Landsat: Building a strong future. *Remote Sensing of Environment* 122: 22–29. DOI: 10.1016/j.rse.2011.09.022
- Márquez, C. G. 2000. Vegetación, población y huella ecológica como indicadores de Sostenibilidad en Colombia. *Gestión y Ambiente* 5: 33–49.
- Márquez-Huitzil, R. 2005. Fundamentos teóricos y convenciones para la restauración ecológica: aplicación de conceptos y teorías a la resolución de problemas en restauración. Pp: 159–168. En: Sánchez, O., E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdez y D. Azuara (Eds.). *Temas sobre Restauración Ecológica*. Instituto Nacional de Ecología, México, D.F.
- Mas, J. F., Y. Gao y J. Pacheco. 2010. Sensitivity of landscape pattern metrics to classification approaches. *Forest Ecology and Management* 259: 1215–1224. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.12.016
- McRoberts, R. E., W. B. Cohen, E. Naesset, S. V Stehman y E. O. Tomppo. 2010. Using remotely sensed data to construct and assess forest attribute maps and related spatial products, Scandinavian. *Journal of Forest Research* 25 (4): 340–367. DOI: 10.1080/02827581.2010.497496

- Miles, L., A. C. Newton, R. S. DeFries, C. Ravilious, I. May, S. Blyth, V. Kapos y J. E. Gordon. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*: 33: 491–505. DOI: 10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water Synthesis. World Resources Institute, Washington, DC. 68 pp.
- Miller, H. M., L. Richardson, S. Koontz, J. Loomis y L. Koontz. 2013. Users, Uses, and Value of Landsat Satellite Imagery—Results from the 2012 Survey of Users: U.S. Geological Survey Open-File Report 2013–1269. U.S. Department of the Interior y U.S. Geological Survey, Virginia. 51 pp.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible – MADS. 2015. Plan Nacional de Restauración: restauración ecológica, rehabilitación y recuperación de áreas disturbadas. Bogotá, D.C., 92 pp.
- Murphy, P. G. y A. E. Lugo. 1986. Ecology of Tropical Dry Forest. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 17: 67–88.
- Nahuelhual, L., A. Carmona, A. Lara, C. Echeverría y M. González. 2012. Land-cover change to forest plantations: Proximate causes and implications for the landscape in south-central Chile. *Landscape and Urban Planning* 107: 12-20. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2012.04.006
- Patiño, V. M. 1975. Historia de la vegetación natural y de sus componentes en la América Equinoccial. Imprenta Departamental. Santiago de Cali. 429 pp.
- Parra, A. y F. L. Hernández. 2010. Identificación y delimitación de humedales líticos en el Valle Alto del Río Cauca mediante el procesamiento digital de imágenes de satélite. *Revista EIDENAR* 9. eidenar. univalle.edu.co/revista/ejemplares/9/k.htm
- Portillo-Quintero, C. A. y G. A. Sánchez-Azofeifa. 2010. Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation* 143 (1): 144-155. DOI: 10.1016/j.biocon.2009.09.020
- Prishchepov, A., V. Radeloff, M. Dubinin y C. Alcantara. 2012. The effect of Landsat ETM/ETM+ image acquisition dates on the detection of agricultural land abandonment in Eastern Europe. *Remote Sensing of Environment* 126: 195-209. DOI: 10.1016/j.rse.2012.08.017
- Puyravaud, J. P. 2003. Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management* 177 (1-3): 593-596. DOI: 10.1016/S0378-1127(02)00335-3
- Ramírez, M. y M. L. Enríquez. 2003. Riqueza y diversidad de hormigas en sistemas silvopastoriles del Valle del Cauca, Colombia. *Livestock Research for Rural Development* 15 (1): 1-12.
- Reina-Rodríguez, G. A., N. H. Ospina-Calderón, A. Castaño, I. Soriano y J. T. Otero. 2010. Catálogo de las orquídeas del valle geográfico del río Cauca y su piedemonte andino bajo. Sur-occidente colombiano. *Cespedesia* 32 (91-92): 7–22.
- Rivera, C. C., L. G. Naranjo y A. M. Duque. 2006. De María a un mar de caña: imaginarios de naturaleza en la transformación del paisaje vallecaucano entre 1950 y 1970. Universidad Autónoma de Occidente. Santiago de Cali. 202 pp.
- Rodríguez, G. M., K. Banda-R, B. S. P. Reyes y A. C. Estupiñán-González. 2012. Lista comentada de las plantas vasculares de bosques secos prioritarios para la conservación en los departamentos de Atlántico y Bolívar (Caribe colombiano). *Biota Colombiana* 13 (2): 7–39.
- Rodríguez, N., D. Armenteras-Pascual y J. Retana. 2013. Land use and land cover change in the Colombian Andes: dynamics and future scenario. *Journal of Land Use Science* 8 (2): 154-174. DOI: 10.1080/1747423X.2011.650228
- Roy, D. P., M. A. Wulder, T. R. Loveland, C. E. Woodcock, R. G. Allen, M. C. Anderson, D. Helder, J. R. Irons, D. M. Johnson, R. Kennedy, T. A. Scambos, C. B. Schaaf, J. R. Schott, Y. Sheng, E. F. Vermote, A. S. Belward, R. Bindschadler, W. B. Cohen, F. Gao, J. D. Hippel, P. Hostert, J. Huntington, C. O. Justice, A. Kilic, V. Kovalskyy, Z. P. Lee, L. Lymburner, J. G. Masek, J. McCorkel, Y. Shuai, R. Trezza, J. Vogelmann, R. H. Wynne y Z. Zhu. 2014. Landsat-8: Science and product vision for terrestrial global change research. *Remote Sensing of Environment* 145 (5): 154-172, DOI: 10.1016/j.rse.2014.02.001
- Rudas, G., D. Marcelo, D. Armenteras, N. Rodríguez, M. Morales, L. C. Delgado y A. Sarmiento. 2007. Biodiversidad y actividad humana: Relaciones en ecosistemas de bosque subandino en Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá. 128 pp.
- Ruelland, D., F. Levavasseur y A. Tribotte. 2010. Patterns and dynamics of land-cover changes since the 1960s over three experimental areas in Mali. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 12S: S11–S17. DOI:10.1016/j.jag.2009.10.006
- Ruiz, J. y M. C. Fandiño. 2007. Plantas leñosas del bosque seco tropical de la isla de Providencia, Colombia. Caribe suroccidental. *Biota Colombiana* 8 (1): 87–98.
- Sampedro-Marín, A., K. Aguas-Montes y D. Jiménez-Pineda. 2011. Estado de conservación y caracterización del hábitat de *Bradypterus variegatus* Schinz 1825 (Mammalia: Xenarthra) durante la época seca, en el departamento de Sucre, Colombia. *Revista Colombia de Ciencia Animal* 3 (1): 15–34.
- Sánchez, G. 2009. Análisis de la sostenibilidad agraria mediante indicadores sintéticos: aplicación empírica

- para sistemas agrarios de Castilla y León. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid. Madrid. 251 pp.
- Sánchez-Azofeifa, G. A., M. Quesada, J. P. Rodríguez, J. M. Nassar, K. E. Stoner, A. Castillo, T. Garvin, E. L. Zent, J. C. Calvo-Alvarado, M. E. R. Kalacska, L. Fajardo, J. A. Gamon y P. Cuevas-Reyes. 2005. Research Priorities for Neotropical Dry Forests. *Biotropica* 37 (4): 477-485. DOI: 10.1046/j.0950-091x.2001.00153.x-ii
- Sánchez-Cuervo, A. M., T. M. Aide, M. L. Clark y A. Etter. 2012. Land cover change in Colombia: surprising forest recovery trends between 2001 and 2010. *PLoS One* 7 (8): e43943. DOI: 10.1371/journal.pone.0043943
- Scolozzi, R. y D. Geneletti. 2012. A multi-scale qualitative approach to assess the impact of urbanization on natural habitats and their connectivity. *Environmental Impact Assessment Review* 36: 9-22. DOI: 10.1016/j.eiar.2012.03.001
- Sesnie, S., P. Gessler, B. Finegan y S. Thessler. 2008. Integrating Landsat TM and SRTM-DEM derived variables with decision trees for habitat classification and change detection in complex neotropical environments. *Remote Sensing of Environment* 112 (5): 2145-2159. DOI: 10.1016/j.rse.2007.08.025
- Sexton, J. O., D. L. Urban, M. J. Donohue y C. Song. 2013. Long-term land cover dynamics by multi-temporal classification across the Landsat-5 record. *Remote Sensing of Environment* 128: 246-258. DOI: 10.1016/j.rse.2012.10.010
- Song, S., C. E. Woodcock, K. C. Seto, M. P. Lenney y S. A. Macomber. 2001. Classification and Change Detection Using Landsat TM Data: When and How to Correct Atmospheric Effects? *Remote sensing of Environment* 75: 230-244.
- Strewe, R., C. Villa-de León, J. Alzate, J. Beltrán, J. Moya, C. Navarro y G. Utria. 2009. Las aves del campus de la Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia. *Intropica* 4: 79-91.
- Su, S., R. Xiao, Z. Jiang y Y. Zhang. 2012. Characterizing landscape pattern and ecosystem service value changes for urbanization impacts at an eco-regional scale. *Applied Geography* 34: 295-305. DOI: 10.1016/j.apgeog.2011.12.001
- Tang, J., K. Bu, J. Yang, S. Zhang, y L. Chang. 2012. Multitemporal analysis of forest fragmentation in the upstream region of the Nenjiang River Basin, Northeast China. *Ecological Indicators* 23: 597-607. DOI: 10.1016/j.ecolind.2012.05.012
- Torres, A. M., J. Bautista Adarve, M. Cárdenas, J. A. Vargas, V. Londoño, K. Rivera, J. Home, O. L. Duque y A. M González. 2012. Dinámica sucesional de un fragmento de bosque seco tropical del Valle del Cauca, Colombia. *Biota Colombiana* 13 (2): 66-85.
- Valencia-Duarte, J., L. D. Trujillo y O. Vargas. 2012. Dinámica de la vegetación en un enclave semiárido del río Chicamocha, Colombia. *Biota Colombiana* 13 (2): 40-65.
- Vargas, O. 2011. Restauración Ecológica: Biodiversidad y Conservación. *Acta Biológica Colombiana* 16 (2): 221-246.
- Vargas, W. 2012. Los bosques secos del Valle del Cauca, Colombia: una aproximación a su flora actual. *Biota Colombiana* 13 (2): 102-164.
- Vela-Vargas, I. M. y J. Pérez-Torres. 2012. Murciélagos asociados a remanentes de bosque seco tropical en un sistema de ganadería extensiva (Colombia). *Chiroptera Neotropical* 18 (1): 1089-1100.
- Wright, S. J. y H. C Muller-Landau. 2006. The future of Tropical Forest Species. *Biotropica* 38 (3): 287-301. DOI: 10.1111/j.1744-7429.2006.00154.x
- Yepes, A. P. y J. A. Villa. 2010. Sucesión vegetal luego de un proceso de restauración ecológica en un fragmento de bosque seco tropical (La Pintada, Antioquia). *Revista Lasallista de Investigación* 7 (2): 24-34.
- Zhu, Z. y C. Woodcock. 2014. Continuous change detection and classification of land cover using all available Landsat data. *Remote Sensing of Environment* 144: 152-171. DOI: 10.1016/j.rse.2014.01.011

Diana Patricia Alvarado-Solano
Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira,
Palmira, Valle del Cauca
dpalvarados@unal.edu.co

Joel Tupac Otero-Ospina
Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira,
Palmira, Valle del Cauca
jtotero@unal.edu.co

Áreas naturales de bosque seco tropical en el Valle del Cauca, Colombia: una oportunidad para la restauración

Citación del artículo: Alvarado-Solano, D. P. y J. T. Otero-Ospina. 2017. Áreas naturales de bosque seco tropical en el Valle del Cauca, Colombia: una oportunidad para la restauración. *Biota Colombiana* 18 (Suplemento 1): 9-34. DOI: 10.21068/c2017.v18s01a01.

Recibido: 12 de noviembre de 2015

Aprobado: 10 de enero de 2017