



UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



EVALUACIÓN DEL COMPORTAMIENTO DE INCENDIOS DE LA VEGETACIÓN EN EL NORTE DE ANTIOQUIA (COLOMBIA): ANÁLISIS DEL PAISAJE

Evaluation of the fire behavior of the vegetation in northern Antioquia (Colombia): landscape analysis

Ana Milena Jiménez G¹, Ligia Estela Urrego G² & Luis Jairo Toro R³

Jiménez G, A., Urrego G, L. & Toro R, L. (2016). Evaluación del comportamiento de incendios de la vegetación en el norte de Antioquia (Colombia): Análisis del paisaje. *Colombia Forestal*, 19(2),161-180.

Recepción: 22 de julio de 2015

Aprobación: 8 de febrero de 2016

Resumen

Los incendios forestales son multicausales afectan frecuentemente zonas tropicales y subtropicales. Son dinámicos en tiempo y espacio, y generan fuertes impactos sobre el medio ambiente. Para identificar el patrón espacial de estos en diferentes coberturas vegetales, se generaron mapas de susceptibilidad bruta a incendios (SB), basada en características intrínsecas de vegetación, y susceptibilidad neta (SN), SB mas variables climáticas y topográficas, a escala regional. La mayor área afectada está dominada por pastos con muy altas SB (27.19%) y SN (18.38%). Los bosques naturales (zona noroccidental) y plantados (alrededor del embalse Riogrande II) presentaron baja SB. Se confirma que los patrones espaciales de la susceptibilidad a incendios están relacionados con factores climáticos y topográficos. En zonas con alta y muy alta SB, el área de cada categoría disminuyó incluyendo estos factores. La relación entre la estructura de paisaje y SN no mostró una clara tendencia, ya que la estructura a nivel de paisaje de los bosques y rastrojos fue muy variable por grado de susceptibilidad. Las categorías más críticas de SN se registraron en paisajes muy homogéneos con

parches pequeños de bosque y rastrojos (entre 0.3 y 2.1 ha), y poca variabilidad en el tamaño y formas de parches.

Palabras clave: Análisis espacial, coberturas vegetales, ecología del paisaje, incendios, susceptibilidad.

Abstract

Wildfires have many causes, they often affect tropical and subtropical areas. They are dynamic in time and space, and generate strong impacts on the environment. To identify the spatial pattern of these in different vegetation covers, maps of the gross susceptibility to fires were generated (*GS*) (based on the intrinsic characteristics of the vegetation) and the net susceptibility (*SN*) (more climatic and topographic variable *GS*), at a regional level. The most affected area is dominated by grasses with very high *GS* (27.19%) and a *SN* of (18.38%). The natural forests (north - west zone) and planted (around the Riogrande II reservoir) showed low *GS*. It is confirmed that the spatial patterns of susceptibility to fires are related to climatic and topographic factors. In areas with high and very high *GS*, the area of each category decreased including these factors. The relationship

1 Universidad Nacional de Colombia. Medellín, Colombia. amjimenezg@unal.edu.co. Autor de correspondencia.

2 Universidad Nacional de Colombia. Medellín, Colombia. leurrego@unal.edu.co.

3 Universidad Nacional de Colombia. Medellín, Colombia. ljtoro@unal.edu.co.

between landscape structure and *NS* showed no clear trend, since the structure at the landscape level of forests and stubble was very variable by degree of susceptibility. The most critical categories of *NS* were recorded in very homogenous landscapes with

small patches of forest and brush (between 0.3 and 2.1 ha), and little variability in the size and shapes of the patches.

Keywords: Spatial analysis, land cover, landscape ecology, fire, susceptibility.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas son dinámicos, cualquiera que sea la intensidad de las perturbaciones que en ellos se presente. Estas perturbaciones son muy diversas y pueden ser de origen abiótico, como por ejemplo incendios, inundaciones, tormentas o avalanchas, o biótico como plagas y enfermedades, que puede llegar a erradicar especies, poblaciones o comunidades. Según la intensidad de estas *catástrofes naturales* sus efectos serán más o menos duraderos, pudiendo incluso ser irreversibles (Burel & Baudry, 2002).

Entre tales perturbaciones se encuentran los incendios forestales, entendidos como el fuego que se propaga sin control, consumiendo material vegetal ubicado en áreas rurales de aptitud forestal o en aquellas que sin serlo cumplan una función ambiental (FOPAE, 2002). Existen varios factores que influyen en la ocurrencia de un incendio forestal, como los asociados al clima (temperatura, viento, humedad) y las condiciones del material combustible (incluyendo la humedad, la cantidad, la conectividad). La topografía también es un factor importante que, junto al comportamiento del viento, influyen en la propensión de un sitio al fuego. El fuego se propaga más rápidamente hacia arriba que cuesta abajo en las altas pendientes (Jaiswal *et al.*, 2002; Parisien *et al.*, 2005). Aunque el clima puede determinar la época de ocurrencia de los incendios (altas temperatura, baja precipitación), la intensidad del fuego está mediada por las características del combustible (Miller & Urban, 2000).

Los incendios de la cobertura vegetal afectan casi todas las ecorregiones de la Tierra, y con mayor frecuencia los trópicos y subtrópicos, debido principalmente al descontrol del fuego usado con

fines agropecuarios por productores y comunidades rurales en ambientes con condiciones meteorológicas favorables para su propagación (OIMT, 1997; Cochrane, 2003). Aunque estos incendios presentan variaciones importantes en magnitud e impacto en contextos biofísicos y socioeconómicos distintos, tienen características comunes como la amenaza que representan para los ecosistemas, la biodiversidad, el clima, la vida y la salud humana, y para las economías locales y nacionales (Barlow & Pérez, 2004).

Los incendios forestales se constituyen en un problema para la conservación de los bosques, causan deforestación, afectan su biodiversidad y amenazan con la extinción de especies, que no incluyen dentro de su ciclo natural la ocurrencia de incendios y mucho menos hacen parte de su estrategia para preservar su especie (Páramo, 2007). Entre los efectos del fuego en los bosques se incluye también: aceleración del ciclo y volatilización de nutrientes del suelo, mortalidad de árboles individuales, y microorganismos; cambios en las capas orgánicas superficiales del suelo, germinación inducida de semillas, pérdida del banco de semillas del suelo, cambios en la dirección de la sucesión y aumento de la heterogeneidad del paisaje (Whelan, 1995). Además, los incendios afectan el valor de los bosques como hábitat de la vida silvestre, la extracción de madera, recreación y, a través del humo, la salud humana (Dale *et al.*, 2001).

Los incendios forestales, tanto naturales como antrópicos, se consideran un factor determinante en los cambios en los usos del suelo en Latinoamérica y juegan un papel importante tanto en la estructura como en el funcionamiento de muchos ecosistemas (Dwyer *et al.* 1999).

En Colombia, como en otras partes, los incendios no se producen de forma natural. El 95% son ocasionados por factores antrópicos (Bowman *et al.*, 2011; Archibald *et al.*, 2013; Hantson *et al.*, 2015) durante el desarrollo de actividades turísticas, quemadas no controladas para prácticas agrícolas e intencionales por pirómanos (Páramo, 2007) con graves consecuencias sobre los ecosistemas y la infraestructura humana (Chuvienco *et al.*, 2014).

Los trabajos sobre zonificación y caracterización de la susceptibilidad y vulnerabilidad de las coberturas vegetales a los incendios se han realizado principalmente en zonas templadas, en países con características climáticas y de vegetación muy diferentes a las de Colombia. Por ello el conocimiento que se tiene sobre las realidades propias de países ecuatoriales es aún muy limitado (Parra, 2011).

En las últimas décadas, diversas entidades han desarrollado metodologías para la identificar las zonas prioritarias de protección frente a incendios forestales en Colombia a partir de la zonificación de la amenaza, la vulnerabilidad o susceptibilidad y el riesgo, que ayuden a orientar acciones preventivas y operativas ante la ocurrencia de estos eventos (FOPAE, 2002). Sin embargo, son escasas las investigaciones que apliquen metodologías con información regional para evaluar la susceptibilidad de las coberturas vegetales a los incendios.

El fenómeno de incendios de las coberturas vegetales es multicausal, altamente dinámico en tiempo y espacio, generador de impactos de alcance variable sobre el medio natural y social. Teniendo en cuenta que la información científica sobre el mismo constituye un insumo fundamental para su adecuada gestión, se desarrolló este estudio con el fin de responder las preguntas de investigación: 1) ¿Cómo es el patrón espacial de la susceptibilidad de las coberturas vegetales a los incendios en la cuenca de Riogrande?; 2) ¿Cuál es la relación de la susceptibilidad a los incendios de las coberturas vegetales con las variables físicas asociadas al paisaje?

Se define como susceptibilidad bruta (SB) de las coberturas vegetales a los incendios a las características intrínsecas de la vegetación, dadas

principalmente por la cantidad y disposición del material combustible disponible y el grado de combustibilidad que posee, las cuales le confieren cierto grado de probabilidad tanto de sufrir daños como de resistir y de recuperarse ante un evento particular. La susceptibilidad neta (SN) se define como la SB más la inclusión de algunas variables físicas como precipitación media anual, precipitación anual multianual mínima, precipitación del trimestre más cálido, días de precipitación anual, temperatura media anual y la pendiente.

Como hipótesis se plantea que al incluir las variables climáticas y topográficas puede haber una variación en los resultados de la SN para las coberturas vegetales. También, que la cobertura de pastos presenta alta susceptibilidad a los incendios y los bosques y plantaciones por ser combustibles de larga duración de ignición presentan de moderada a baja SB (Parra, 2011).

Además, se espera encontrar mayor heterogeneidad de paisaje (zonas con parches más pequeños con menor variabilidad en el tamaño y con formas más complejas) en áreas con alta susceptibilidad a incendios, y mayor homogeneidad (zonas con parches más grandes con mayor variabilidad en el tamaño y formas más simples) en áreas con baja susceptibilidad a incendios (Henry & Yool, 2004).

En la presente investigación se evaluó la susceptibilidad a incendios de las diferentes coberturas vegetales existentes en la cuenca hidrográfica del río Grande, en el cual se generó como producto principal un mapa de susceptibilidad de las coberturas vegetales a los incendios.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio es la cuenca hidrográfica del río Grande, con un área aproximada de 1300 km², se ubica entre las coordenadas geográficas 6° 22' a 6° 51' N y 75° 12' a 75° 43' W, la cual provee

entre el 38% y el 45% de agua que consumen Medellín y el área metropolitana del Valle de Aburrá (CORANTIOQUIA, 2000). Esta cuenca presenta temperaturas máximas promedio mensual entre 20° y 21° C en febrero y marzo, y mínimas promedio mensual de 6° a 6.3°C que ocurren entre enero y febrero. El rango de precipitaciones máximas es de 281 a 242 mm mensual y ocurre en los meses de mayo y octubre, las precipitaciones mínimas se presentan entre diciembre, enero y febrero, con un promedio mensual de 92 mm. El rango altitudinal de la cuenca va de 1031 a 3364 msnm. La cuenca se enmarca en cinco municipios que hacen parte de la unidad geomorfológica conocida como Altiplano Norte de Antioquia (CORANTIOQUIA, 2009) (figura 1).

La región del altiplano norte de Antioquia se caracteriza por una topografía que varía desde plana hasta escarpada en las partes más altas de las montañas, pero en general, predomina una topografía ondulada de colinas suaves. Los suelos son de baja fertilidad, derivados de ceniza volcánica o descomposición de cuarzodiorita. La región pertenece a la zona de vida bosque muy húmedo montano bajo (bmh-MB), según la clasificación de zonas de vida (Holdridge, 1987), con algunas

áreas en las formaciones de bosques muy húmedo montano (bmh-M) y bosque pluvial montano bajo (bp-MB). Aunque la región tiene una historia minera, desde 1970 se consolidó la ganadería lechera extensiva como la principal fuente de ingresos para los habitantes (ICA, 1972).

La clasificación de la susceptibilidad a la ocurrencia de incendios de las coberturas vegetales en Colombia se basa en el método propuesto por Parra (2011). Dicha metodología se puede implementar tanto en a escala general para el ámbito nacional (1:500 000 o menor), como a escalas regionales (1:250 000) o locales (1:10 000 o 1:50 000), mediante la incorporación de variables espacialmente explícitas que le agreguen mayor especificidad y resolución espacial (Parra, 2011).

Variables

Las coberturas vegetales fueron obtenidas a partir de una imagen multiespectral del sensor LANDSAT 7 del 7 de septiembre de 2012 (ETM12), del catálogo internacional USGS (United State Geological Survey) Global Visualization Viewer–Glovis que divulga y transfiere imágenes de sensores remotos administradas por la NASA, permitiendo la

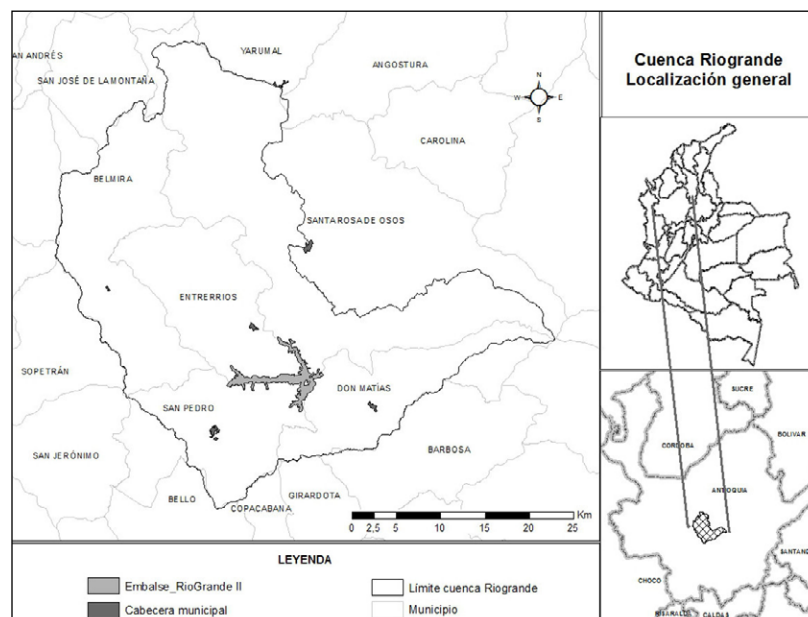


Figura 1. Localización del área de estudio.

búsqueda, visualización, selección y descarga de imágenes con resolución espacial de 30 m de los sensores remotos LANDSAT.

La imagen campos continuos de vegetación (VCF, por sus siglas en inglés), que es la cobertura o el área proyectada por la vegetación sobre el suelo se descargó del catálogo de Global Land Cover Facility (GLCF) de Maryland University (DiMicieli *et al.*, 2011).

A partir del análisis de la imagen LANDSAT 7 se realizó el mapa de humedad de la vegetación, por medio de la obtención del índice de vegetación NDII (Normalized Difference Infrared Index, Hardisky *et al.*, 1983), calculado a partir de una banda espectral del infrarrojo medio de onda corta, SWIR) y se calcula como (Parra, 2011):

$$NDII = \frac{\text{banda del infrarrojo cercano} - \text{banda del infrarrojo medio}}{\text{banda del infrarrojo cercano} + \text{banda del infrarrojo medio}}$$

Este índice presenta valores entre -1 y 1 donde los valores de 0 a 1 indican vegetación sin estrés hídrico; a menor valor, mayor humedad de la vegetación. Los valores de cero muestran nubes y los valores menores de 0 hasta -1 indican vegetación con diferente estado de estrés hídrico.

La carga de combustibles se evaluó y espacializó estimando la biomasa total de cada una de las coberturas vegetales presentes en la cuenca a

partir de los valores de la biomasa reportados para diferentes tipos de vegetación en Colombia por distintos autores (tabla 1).

También se generaron mapas de altura y de cobertura de la vegetación sobre el suelo, como descriptores de la disposición del combustible, entendida como la distribución de la vegetación sobre el terreno (tanto en el plano horizontal como en el vertical).

El mapa de coberturas (%) se construyó a partir de los datos obtenidos de la imagen VCF ordenados en cinco rangos según la clasificación de Braun-Blanquet (1979).

El mapa de altura media (plano vertical) para los tipos de vegetación presentes en la cuenca se construyó a partir de información secundaria (CORANTIOQUIA, 2009; Olarte *et al.*, 2011).

El mapa de duración de combustibles se obtuvo con base en la clasificación contenida en el anexo 1. La velocidad de propagación de un incendio está directamente relacionada con la superficie y el volumen del combustible.

El mapa de carga total de combustibles se generó a partir de la ponderación de las variables humedad, biomasa, altura y porcentaje de cobertura, con base en un análisis de componentes principales el cual arrojó valores de proporción de la varianza explicada por cada componente, así como

Tabla 1. Fuentes de información para la construcción de la variable *biomasa*.

Variable	Información insumo	Biomasa total estimada (T/ha)	Fuente
Biomasa (carga de combustible)	Bosques naturales	bmh-PM: 191.4	(Phillips <i>et al.</i> , 2011)
		bp-PM: 213.5	
		bh-MB: 257.6	
		bmh-MB: 255.2	
		bmh:M: 125.5	
Bosques plantados	Rastrojos	273.94	(Yepes <i>et al.</i> , 2010)
		46.5	(Orrego & Del Valle, 2001)
		161.5	(Olarte <i>et al.</i> , 2011)
		9.16	(Ramírez, 2013)

la correlación de cada componente con las variables; para ello se utilizó en el paquete Vegan (Ok-sanen *et al.*, 2015) y Ade4 (Dray & Dufour, 2007) del software *R Project*.

El mapa de susceptibilidad de la vegetación a los incendios se realizó utilizando como base el mapa síntesis de carga total de combustibles, formado a partir de las variables generadas anteriormente (humedad de la vegetación, carga de combustibles, altura de la vegetación, cobertura y duración de combustibles) mediante una suma ponderada de dichas variables, calificadas por su importancia. Para ello se utilizó la extensión Spatial Analyst del software ArcGis v 10.2.

El modelo de combustibles o clasificación de la vegetación por su condición pirogénica se obtuvo a partir de la carga total de combustibles. Para ello es necesario considerar la cantidad de combustible disponible, la humedad de la vegetación, la distribución y la duración del combustible en el espacio para cada tipo de cobertura en el área de estudio. El modelo de combustibles se elaboró con base en las categorías de coberturas propuestas por *The Nature Conservancy* (Myers, 2006) según la influencia que el fuego ejerce sobre ellas.

Posteriormente las coberturas se clasificaron de acuerdo con el combustible dominante, teniendo en cuenta la fisionomía de cada una de las unidades de vegetación presentadas en el mapa de coberturas vegetales, y luego cada uno de los grupos de combustibles, se caracterizó por la duración y carga total de combustible.

A partir de la elaboración del modelo de combustibles y de los factores que caracterizan la condición pirogénica de la vegetación se elaboró el mapa de SB de la vegetación a incendios de la cobertura vegetal. Para ello se llevó a cabo una calificación de los factores de mayor relevancia en la condición pirogénica de la vegetación (influencia del fuego en la vegetación, tipo y duración del combustible y carga total del combustible), calificados en un rango de uno a cinco donde los mayores valores corresponden a factores que inducen a que exista una mayor susceptibilidad de

las coberturas vegetales a los incendios (anexo 2). Una vez asignada la respectiva calificación se calculó el producto entre cada una de ellos. El resultado se agrupó en cinco categorías cualitativas, mediante una distribución de frecuencias, y posteriormente a cada grupo se le asignó una calificación de SB muy baja, baja, media, alta o muy alta.

La SB de la vegetación se ve afectada, además, por factores externos de tipo climático y topográfico que producen variaciones de sus cualidades, principalmente en lo que hace referencia a la humedad contenida en los tejidos vegetales, por lo tanto, se generó también el mapa de SN de la vegetación a incendios, la cual resultó de la calificación de la SB adicionándole algunas variables climáticas como precipitación y temperatura y una topográfica que es la pendiente. Finalmente, el resultado de la SN se agrupó en los mismos tipos de rangos que la SB.

La información climática se obtuvo de diferentes fuentes de información. Del Anuario Estadístico de Antioquia del año 2012 (*Gobernación de Antioquia, 2012*), se seleccionaron 18 estaciones ubicadas cerca o dentro de la cuenca de estudio y a partir de estas se elaboró el mapa de precipitación media anual (mm), por medio del método de interpolación IDW (ponderación por distancia) (Philip & Watson, 1982; Watson & Philip, 1985), mientras que el mapa de precipitación anual (días) se elaboró por el método de polígonos de Thiessen, debido a que los valores de estas variables fueron reportados en pocas estaciones.

La información de precipitación promedio anual multianual mínima (ppam_min) fue proporcionada por la Corporación Autónoma Regional de Centro de Antioquia (Corantioquia), calculada con datos de 476 estaciones hidrometeorológicas de instituciones como IDEAM, EE.PP.M y CENICA-FÉ, empleando el método de interpolación *Kriging* ordinario y con el modelo teórico exponencial para semivariograma; y la precipitación del trimestre más cálido (pp_cal) y temperatura media anual (t_ma) fueron obtenidos de la base de datos mundial de WorldClim (Hijmans, *et al.*, 2005).

El mapa de pendientes se calculó a partir de un modelo de elevación digital (DEM, por sus siglas en inglés) con resolución de 90 m, el cual se descargó de la página del proyecto ASTER Global Digital Elevation Model (ASTER GDEM), estos DEM son descargados en cuadrículas de 1 km x 1 km, en formato GeoTIFF.

Para analizar la relación de la susceptibilidad a los incendios de las coberturas vegetales y la estructura del paisaje se escogieron las coberturas vegetales más importantes en cuanto a los efectos de los incendios en la estructura del paisaje, las que representan mayor soporte de servicios ecosistémicos y por ende cualquier afectación que sufra este tipo de coberturas tendrá un gran impacto en el mantenimiento de la provisión de servicios ecosistémicos, en este caso los bosques naturales y los rastrojos en la cuenca de Riogrande. Para cada clase de cobertura se calcularon algunas métricas del paisaje, como el tamaño promedio de parche, la desviación estándar del tamaño de parche, el número de parches y el índice de forma promedio (McGarigal & Marks, 1995). Estas métricas fueron calculadas en la extensión de ArcGis denominada Patch Analyst 5.1 (Rempel, et al., 2012).

RESULTADOS

Susceptibilidad a la ocurrencia de incendios de coberturas vegetales

Carga total de combustibles

El análisis de componentes principales, calculado con las variables que conforman la carga total de combustibles, arrojó los parámetros que se muestran en la tabla 2, en la cual se observa que los dos primeros componentes explican el 72.6 % de la varianza. Mientras la biomasa y la altura de la vegetación presentan correlación negativa con el primer componente, la humedad y la cobertura de la vegetación se correlacionaron positivamente con el componente dos. Dado que los dos primeros componentes explican una alta proporción de la varianza de los datos, se escogieron estos para calcular la ponderación de las variables, multiplicando los valores de correlación por la proporción de varianza explicada por cada componente (ecuación 1).

A partir de las variables ponderadas y una posterior reclasificación en rangos cualitativos (carga baja, moderada y alta de combustible) se obtuvo el mapa total de carga total de combustibles.

Tabla 2. Resultados del análisis de componentes principales y correlación con las variables.

	Comp.1	Comp.2	Comp.3	Comp.4	Ponderación
Humedad		0.695	0.716	-	0.174 (a)
Biomasa	-0.705	-	-	0.706	0.331 (b)
Altura	-0.707	-	-	-0.707	0.332 (c)
Cobertura	-	0.717	-0.697	-	0.179 (d)
Desviación estándar	1.376	1.005	0.993	0.324	-
Proporción de varianza	0.473	0.252	0.246	0.026	-
Proporción acumulada	0.473	0.726	0.973	1.00	-

Ecuación 1

$$\text{Carga total de combustibles} = \Sigma [(Humedad*a)+(Biomasa*b)+(Altura*c)+Cobertura*d]$$

Modelo de combustibles

El modelo de combustibles obtenido y espacializado representa la condición pirogénica de la vegetación (tabla 3).

Susceptibilidad de la vegetación a incendios de la cobertura vegetal

Al excluir las coberturas clasificadas como áreas urbanas (0.24% de la superficie de la cuenca), los espejos de agua (1.28%), suelos desnudos (8.73%), nubes y sombras de nubes (0.57%) y las áreas sin información (4.01%); las áreas con SB muy alta son las de mayor extensión en la cuenca, pues ocupan un área de 33036.41 ha (27.19%) y se observan en la parte central, norte y sur de la cuenca de manera fragmentada; las siguen las de SB baja, con 31159.51 ha (25.64%), ubicadas de manera más compactadas principalmente en la zona noroccidental de la cuenca y alrededor del embalse

Riogrande II; y luego las de SB alta con 29178.64 ha (24.01%), que se encuentran especialmente en el norte y sur, pero un poco más dispersas espacialmente en la cuenca. Las categorías moderada y muy baja, con áreas de 7253.17 ha y 2880.2 ha, respectivamente, son las que tienen una menor extensión en la cuenca y se ubican mayoritariamente en la parte norte de la cuenca (figura 2; tabla 4).

Los pastos predominaron en las categorías de SB alta y muy alta, los rastrojos en la categoría moderada, los bosques naturales y plantados dominaron la categoría baja y finalmente los páramos se ubican principalmente en la categoría de muy baja SB (tabla 4).

Cuando se agregaron las variables climáticas y la pendiente al análisis de SB para hallar la SN, los resultados cambiaron y las zonas variaron en magnitud del área ocupada en cada una de las categorías de susceptibilidad. En general, las categorías de SN presentaron menor variación en su

Tabla 3. Modelo de combustibles, cuenca Riogrande (Antioquia).

Influencia del fuego sobre las coberturas	Combustible dominante	Duración combustible (horas)	Carga total combustible	SB dominante	SN dominante
No combustibles	Cuerpos de agua	0	N/A	N/A	N/A
Independientes	Áreas urbanas	0	N/A	N/A	N/A
Influidos	Hierbas y pastos	1	Media	4 y 5	4 y 5
Sensibles	Arbustos	10	Alta	2	1
	Árboles	100			

Tabla 4. SB a los incendios en cada tipo de cobertura.

Coberturas	Susceptibilidad*					Total (ha)
	1	2	3	4	5	
Bosque	689.69	23 260.08	322.25	470.17	461.45	25 203.65
Bosque plantado	86.10	6354.77	57.53	51.38	46.05	6595.82
Páramos	673.56	25.94	10.21	5.15	0.02	714.88
Rastrojos	392.26	737.95	6542.71	3226.47	314.50	11 213.88
Pasto	1038.59	780.77	320.47	25 425.48	32 214.39	59 779.70
Total (ha)	2880.20	31 159.51	7253.17	29 178.64	33 036.41	103 507.93
Total (%)	2.37%	25.64%	5.97%	24.01%	27.19%	85.18%

* Categorías de SB: muy baja (1), baja (2), moderada (3), alta (4) y muy alta (5).

magnitud (valores entre 15 y 19 %) que en la SB (valores entre 2.37 y 27.19%).

La disposición espacial de las áreas con muy alta SN cambió con respecto a la SB, ya que en la SN se ubicaron principalmente desde la zona central hasta el sur de la cuenca. Las zonas con SN baja y muy baja se presentan en las partes extremas de la cuenca, que corresponden a los sectores más noroccidentales y surorientales del área de estudio (figura 2b).

La SN muy alta se concentra en los pastos y le sigue el bosque plantado. La susceptibilidad de los bosques a los incendios pasó de tener la mayor

extensión en la categoría de baja en la SB a muy baja en la neta, los rastrojos pasaron de susceptibilidad moderada a muy baja y el bosque plantado aumentó de baja a alta. En el páramo continuó dominando la susceptibilidad muy baja (tabla 4).

Al comparar los resultados arrojados sobre la SB y neta de las coberturas a los incendios, se observa que con la inclusión de las variables climáticas y la pendiente, se disminuyen las extensiones que resultaron con baja (de 25.64% a 17.26%), alta (de 24.01% a 17.64%) y muy alta (de 27.19% a 18.44%) SB, mientras que aumentaron las áreas de SN muy baja y moderada (figura 3).

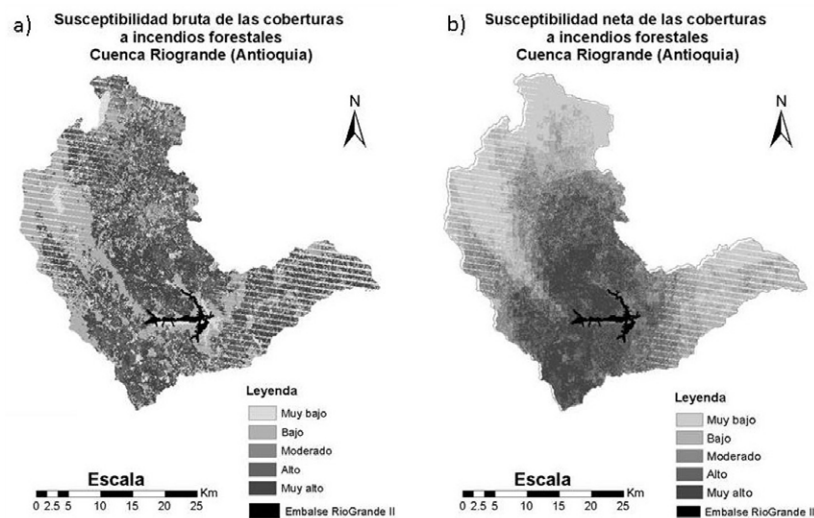


Figura 2. Mapa de SB (a) y neta (b) a los incendios de las coberturas vegetales, cuenca Riogrande (Antioquia, Colombia).

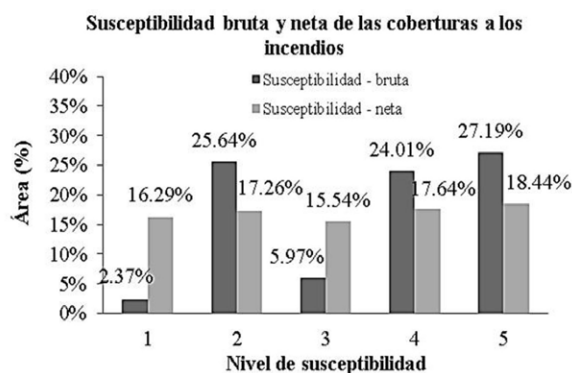


Figura 3. Susceptibilidad bruta y neta a los incendios de la cobertura vegetal al norte de Antioquia.

Estructura del paisaje y susceptibilidad de la cobertura vegetal a los incendios

Se analizó la relación de la susceptibilidad a incendios, de los bosques naturales y los rastrojos, con algunas variables físicas asociadas al paisaje (tamaño promedio de parche, desviación estándar del tamaño de parche, número de parches e índice de forma promedio). Aunque estas dos coberturas presentaron baja susceptibilidad a los incendios, en los últimos años mostraron una mayor extensión relativa de área quemada (0.16 y 0.02% con respecto al área de cada cobertura, respectivamente). Las plantaciones forestales no se tuvieron en cuenta debido a que su disposición espacial, tamaño y forma está determinada principalmente por factores antrópicos.

En general, las categorías de susceptibilidad más críticas (alta y muy alta) de bosques y rastrojos presentaron tamaño de parches más pequeños (figura 4a). Sin embargo, cabe resaltar que los rastrojos tienen parches de menor extensión que los bosques, y ocupan solo la mitad del área que ocupan los bosques.

La desviación estándar del tamaño de los parches muestra que los rastrojos son más homogéneos en el tamaño que los bosques en general, y principalmente en las categorías de susceptibilidad de muy baja a media (1 a 3), ya que tienen parches de tamaños muy similares, contrario a los bosques que son más heterogéneos con parches de diferentes tamaños. En las categorías de susceptibilidad alta y muy alta se observa un patrón diferente a lo anterior, ya que para las dos coberturas los parches tienen poca variabilidad (figura 4a).

Con respecto al número de parches de cada cobertura, relacionado con el tamaño promedio, se puede decir que los bosques están menos fragmentados que los rastrojos, ya que en general poseen parches más grandes y en menor cantidad, excepto en la categoría de muy alta susceptibilidad donde el comportamiento de las dos coberturas es muy similar con poca cantidad de parches y de tamaño muy pequeño (figura 4b).

El índice de forma promedio (MSI por sus siglas en inglés) de parches de los bosques y rastrojos mostró valores muy similares entre 1.3 y 1.5 (figura 4c), lo que indica que son parches en general

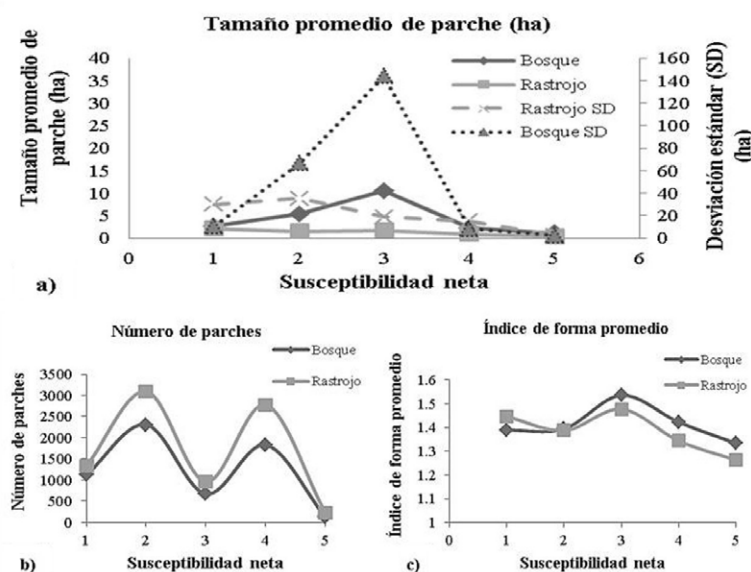


Figura 4. Tamaño promedio de parches y desviación estándar del tamaño de parche (a), número de parches (b) e índice de forma promedio (c) de los bosques y rastrojos en la cuenca de Riogrande en cada categoría de SN: muy baja (1), baja (2), moderada (3), alta (4) y muy alta (5).

de baja complejidad en la forma por tener valores cercanos a 1 que son el valor de menor complejidad en la forma de un parche.

La categoría de susceptibilidad moderada (3) para los bosques mostró en promedio menor cantidad de parches, tamaño de parches más grandes y mayor índice de forma que el resto de categorías (672 parches con MPS de 10.5 ha) (figura 4). La categoría de muy alta susceptibilidad presentó el menor valor de MSI tanto en bosques como en rastrojos (1.33 y 1.26, respectivamente) (figura 4c).

Las categorías de baja (2) y alta (4) susceptibilidad tienen mayor cantidad de parches y de tamaño pequeño comparado con las otras categorías, lo que indica que en dichas zonas hay una alta densidad de pequeños parches.

DISCUSIÓN

En general, la cuenca muestra valores de carga total de combustibles de baja a moderada, esto se debe a que la cuenca está dominada por los pastos (49.07% del área total de la cuenca), los cuales presentan poca biomasa, altura y cobertura en comparación con las otras coberturas vegetales, dichas variables representan tres de las cuatro variables que componen la ecuación de carga total de combustibles.

Las coberturas dominadas por hierbas y pastos presentaron mayor influencia del fuego que las demás, poseen en promedio una carga total de combustibles moderada a baja y una susceptibilidad a incendios de alta a muy alta, contrario a lo que sucede con las coberturas sensibles al fuego (dominadas por árboles y arbustos), que presentaron una carga alta de combustibles pero susceptibilidad en general baja y muy baja, con base solamente en las características intrínsecas de la vegetación sin tener en cuenta factores externos tales como los antrópicos. Lo anterior se debe principalmente a la duración del combustible (referida al tiempo necesario para que el contenido de humedad de

este se equilibre con la humedad del aire que lo rodea y pueda mantener su ignición). Ya que los pastos se caracterizan por ser combustibles de rápida ignición (Parra, 2011), que pueden quemarse en una hora o menos, debido a su bajo contenido de humedad, poca área foliar y altos porcentajes de material fibroso (lignina) en sus tejidos. En estos el control del fuego es más difícil ya que se queman muy rápido y el impacto en términos de áreas afectadas es mayor, lo cual hace que dicha cobertura sea más susceptible a incendios que los bosques. Los bosques y rastrojos son de más lenta ignición, lo que significa que la duración de combustión es de 100 horas o más debido a la alta humedad intersticial de los tejidos, la alta área foliar y a su localización en zonas con alta humedad ambiental y del suelo, lo que hace que los bosques presenten baja susceptibilidad a los incendios; además porque el control del fuego sería menos difícil comparado con los pastos si se atiende de manera inmediata.

Los incendios se convierten en un problema cuando las actividades humanas fragmentan los ecosistemas, los combustibles se alteran y las igniciones aumentan. A medida que los incendios se vuelven frecuentes y extendidos, el ecosistema se desplaza hacia una vegetación más propensa al fuego, por ejemplo, cuando los bosques tropicales se convierten en sabanas de pastos introducidos como se ha demostrado en algunos estudios (Cochrane, 2001; Cochrane & Laurance, 2002) y situación que probablemente esté ocurriendo en la cuenca de Riogrande con la ampliación de la frontera agrícola, lo cual progresivamente va deteriorando y eliminando los bosques de la cuenca. Dicho proceso se evidencia en la deforestación observada para el período 1986-2007, en el cual 5427.13 ha de bosques se convirtieron a pastos (Ramírez, 2014).

En los bosques naturales y plantados predominó el nivel bajo (2) de SB, concentrados principalmente en la zona noroccidental de la cuenca y alrededor del embalse Riogrande II, respectivamente.

Ello se debe a que a pesar que tienen una alta carga de combustible, la duración del combustible suele ser muy alta (10-100 horas), y tienen un mayor contenido de humedad que las demás coberturas teniendo en cuenta que estas son predominadas por árboles y arbustos.

Las susceptibilidades bruta y neta muy altas predominaron en la cuenca (27.19% y 18.38%, respectivamente), representadas principalmente por la cobertura de pastos. Sin embargo, hay que tener en cuenta que esta cobertura es la de mayor extensión en la cuenca. Esto puede ser explicado porque, generalmente, en las regiones tropicales las coberturas vegetales más afectadas son aquellas sometidas a quemados para obtener terrenos que se destinarán a fines agrícolas (Parra, 2011; OIMT, 1997; Cochrane, 2003), que en el caso de la cuenca de Riogrande este fenómeno se presenta en la cobertura de pastos, para la ganadería, la cual es el principal uso de la tierra en las zonas rurales de la cuenca (CORANTIOQUIA, 2009).

Este patrón de dominancia de incendios en los pastizales también fue encontrado en un estudio sobre la caracterización de las interacciones entre el patrón espacial de los incendios con el clima y la vegetación en Colombia (Armenteras *et al.*, 2011).

Al comparar los resultados arrojados sobre la SB y neta de las coberturas a los incendios, en general se observó que, con la inclusión de las variables climáticas y la pendiente, se disminuyen las cantidades de área que resultaron con baja (de 25.64% a 17.26%), alta (de 24.01% a 17.64%) y muy alta (de 27.19% a 18.44%) SB, mientras que aumentaron las áreas de SN muy baja (de 2.37% a 16.29%) y moderada (de 5.97% a 15.54%).

En la cobertura de bosques sobresale la categoría de muy baja SN, lo cual significa que hubo una reducción en el área con este tipo de susceptibilidad en dicha cobertura, comparado con la SB. Al igual que los rastrojos, los cuales mostraron un descenso en el área de susceptibilidad media (SB) a muy baja (SN). Los bosques plantados también presentaron cambio (aumento) en la

susceptibilidad al pasar de dominar la categoría de baja (SB) a la alta (SN).

Estos resultados apoyan la idea que los patrones espaciales de la susceptibilidad a incendios están relacionados con factores climáticos como la precipitación y la temperatura (Parra, 2011; Ortega *et al.*, 2012; Hantson *et al.*, 2015), lo cual se refleja principalmente en las áreas con alta y muy alta SB, las cuales cambiaron cuando se incluyeron las variables climáticas y la pendiente. Este cambio se debe principalmente a que la precipitación, la temperatura y la pendiente, a pesar de ser variables externas a la vegetación, inciden de manera directa en ella al propiciar variaciones fisiológicas y fenológicas en su estado, lo que influye en la condición intrínseca de la vegetación (por ejemplo, que el combustible sea más o menos húmedo) y por ende generan variabilidad espacial y temporal de los combustibles vegetales, así como fluctuaciones en la probabilidad de sufrir daños y resistencia a los incendios (Dale *et al.*, 2001; Parra, 2011; Hantson *et al.*, 2015). En la cuenca de Riogrande, cuando se incluyeron en el cálculo de la SN las variables asociadas a la precipitación, la temperatura media anual y la pendiente se encontró que las coberturas en sitios con mayor precipitación, menor temperatura y pendientes bajas tienden a ser menos susceptibles al fuego que en las condiciones contrarias, lo que indica que las variables climáticas y la pendiente están relacionadas con las características intrínsecas de la vegetación que las hacen más o menos propensas a los incendios, lo cual ha sido reportado en varios estudios en el mundo (Nepstad *et al.*, 2006; Aragao *et al.*, 2008; Van der Werf *et al.*, 2008; Armenteras *et al.*, 2011; Cansler & McKenzie, 2014) y más específicamente en bosques de alta montaña (Grau & Veblen, 2000; Taylor *et al.*, 2008; Sherman *et al.*, 2008; Skinner *et al.*, 2008; Sherriff *et al.*, 2014; Kane *et al.*, 2015).

Estos resultados también se encontraron en el patrón de susceptibilidad al fuego de coberturas a nivel nacional, en el cual al considerar el régimen normal de precipitación y temperatura imperante en el país (medias multianuales), y a pesar de ser

estos factores externos a la vegetación, se determinó que ellos tienen una incidencia directa sobre las condiciones intrínsecas de la cobertura vegetal (Parra, 2011).

En general, los resultados apoyan la hipótesis planteada en este trabajo, puesto que la cobertura de pastos presentó dominancia en la categoría de susceptibilidad alta (42.5%) y muy alta (53.9%), y los bosques naturales y plantados predominaron en la categoría de baja SB (92.3 y 96.3% respectivamente).

Al analizar la relación de la SN a incendios, de los bosques naturales y los rastrojos, con algunas variables físicas asociadas al paisaje, los resultados no mostraron una clara relación entre las variables de paisaje (tamaño promedio de parche, desviación estándar del tamaño de parche, número de parches e índice de forma promedio) y la SN de las coberturas a los incendios, ya que la estructura a nivel de paisaje de los bosques y rastrojos fue muy variable en cada grado de susceptibilidad. Estos resultados son similares a lo encontrado en un estudio en la zona central de Chile (Blondel & Fernández, 2012) donde no fue posible determinar si efectivamente existe un efecto de la fragmentación de las coberturas en los regímenes de incendios. No obstante, las hipótesis planteadas no deben ser descartadas ya que los efectos de la fragmentación podrían estar enmascarados por factores antropogénicos u otros que pueden ser difíciles de aislar y que en nuestro estudio no se incluyeron.

Sin embargo, se observó que las categorías más críticas de SN (alta y muy alta) se identificaron por tener paisajes muy heterogéneos caracterizados por tener parches de bosque y rastrojos de tamaño pequeño (entre 0.3 y 2.1 ha) con poca variabilidad en el tamaño y formas de los parches no muy complejas (MSI entre 1.26 y 1.42), lo cual se debe probablemente a que como predominan parches de tamaño pequeño y el MSI se calcula a partir del perímetro y el área de cada parche, entonces un parche pequeño tiene menos potencial de tener una forma compleja que un parche de gran tamaño (Burel & Baudry, 2002).

En proporción al área total de cada cobertura, los bosques y rastrojos han sido muy afectados por incendios en los últimos años en la cuenca de Riogrande, eso sumado a que predominan parches de tamaño pequeño y a que los incendios tienden a homogeneizar los paisajes (Chuvienco, 1999), la persistencia de la ocurrencia de incendios en estas coberturas podría conllevar a la desaparición de parches de bosques y rastrojos y así la matriz de pastos lograría cada vez ir ganando más dominancia, ello puede ser causado tanto por agentes naturales como antrópicos.

Los resultados indican que los sitios con pocos parches grandes de bosque natural son medianamente propensos a los incendios (susceptibilidad media), contrario a lo encontrado por Lloret *et al.*, (2002) quienes afirman que los paisajes más homogéneos (con pocos parches más grandes) son más propensos a los incendios. Sin embargo, en dicho estudio se consideraron también las áreas agrícolas (cobertura de rápida ignición), lo cual puede sesgar el análisis debido a que la carga y duración de combustible es mayor en las coberturas forestales, con una duración de combustión de 100 horas o más debido a la alta humedad intersticial de los tejidos, la alta área foliar y por estar localizados en zonas con alta humedad ambiental y del suelo (Parra, 2011).

Finalmente, la evaluación de la susceptibilidad de las coberturas a los incendios y la caracterización de los patrones espaciales del paisaje son un insumo útil para mejorar las herramientas de evaluación y prevención del riesgo por incendios y las estrategias de planeación del territorio, sin embargo, se debe tener en cuenta que el análisis realizado fue solamente basado en las características intrínsecas de la vegetación, y para realizar un análisis de riesgo por incendios se requiere incluir variables de tipo socioeconómico como distancia a centros poblados, cantidad de población, uso de la tierra, distancia a vías, entre otras. De esa manera se podría obtener un análisis integral del riesgo de las coberturas a los incendios.

CONCLUSIONES

Los resultados del presente estudio indican que las coberturas de bosques y rastrojos en la cuenca de Riogrande poseen alta y media carga de combustible y son muy sensibles al fuego. Además, los patrones espaciales de la susceptibilidad a incendios están relacionados con factores climáticos y topográficos, ya que en las zonas con alta y muy alta SB el área disminuyó cuando se incluyeron dichos factores. La relación entre las variables de paisaje y la SN no mostró una clara tendencia, ya que la estructura a nivel de paisaje de los bosques y rastrojos fue muy variable en cada grado de SN. Sin embargo, se observó que las categorías más críticas de SN se caracterizaron por tener paisajes muy homogéneos.

Los pastos son la matriz dominante en la cuenca de Riogrande y han estado afectados por gran cantidad de incendios y presentaron una alta y muy alta susceptibilidad a estos, principalmente por la continuación del uso del fuego en algunas prácticas agrícolas.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al proyecto de investigación *Evaluación de la Ocurrencia y el Comportamiento de los Incendios Forestales en el Altiplano Norte De Antioquia*, que hace parte del Programa Jóvenes Investigadores, convocatoria N.º 617 de 2013, financiado por Colciencias y la Universidad Nacional de Colombia sede Medellín, Facultad de Ciencias Agrarias, el cual proporcionó financiación para el desarrollo de la investigación. Al grupo de investigación Teledetección y Manejo Forestal de la Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín por el apoyo durante el proceso. De igual manera se agradece a todas las personas que hicieron posible este estudio.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aragao, L.E.O.C., Malhi, Y., Barbier, N., Lima, A., Shimabukuro, Y., Anderson, L., & Saatchi, S.** (2008). Interactions between rainfall, deforestation and fires during recent years in the Brazilian Amazonia. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B* 363, 1779-1785.
- Archibald, S., Lehmann, C.E.R., Gómez-Dans, J.L., & Bradstock, R.A.** (2013) Defining pyromes and global syndromes of fire regimes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110, 6442-6447.
- Armenteras, D., Retana, J., Molowny, R., Roman, R. M., Gonzalez, F., & Morales, M.** (2011). Characterising fire spatial pattern interactions with climate and vegetation in Colombia. *Agricultural and Forest Meteorology*, 151(3), 279-289.
- Barlow, J., & Pérez, C.A.** (2004). Ecological responses to El Niño-induced surface fires in central Brazilian Amazonia: management implications for flammable tropical forests. *Proceedings of the Royal Society of London*, 359, 367-380.
- Blondel, M., & Fernández, I. C.** (2012). Efectos de la fragmentación del paisaje en el tamaño y frecuencia de incendios forestales en la zona central de Chile. *Revista Conservación Ambiental*, 2(1), 7-16.
- Bowman, D.M.J., Balch, J., Artaxo, P., Bond, W.J., Cochrane, M.A., D'Antonio, C.M., DeFries, R., Johnston, F.H., Keeley, J.E., Krawchuk, M.A., Kull, C.A., Mack, M., Moritz, M.A., Pyne, S., Roos, C.I., Scott, A.C., Sodhi, N.S., & Swetnam, T.W.** (2011). The human dimension of fire regimes on Earth. *Journal of Biogeography*, 38, 2223-2236.
- Braun-Blanquet J.** (1979). *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Madrid: Blume Ediciones. 835p.
- Burel, F., & Baudry, J.** (2002). *Ecología del paisaje: conceptos, métodos y aplicaciones*. Madrid: Mundi-Prensa. 353p.
- Cansler, C.A., & McKenzie, D.** (2014). Climate, fire size, and biophysical setting control fire severity and spatial pattern in the northern Cascade Range, USA. *Ecological Applications*, 24 (5), 1037-1056.

- Chuvieco, E.** (1999). Measuring changes in landscape pattern from satellite images: Short-term effects of fire on spatial diversity. *International Journal of Remote Sensing*, 20(12), 2331-2346.
- Chuvieco, E., Martínez, S., Román, M. V., Hantson, S., & Pettinari, M. L.** (2014). Integration of ecological and socio-economic factors to assess global vulnerability to wildfire. *Global Ecology and Biogeography*, 23(2), 245-258.
- Cochrane, M. A.** (2001). Synergistic interactions between habitat fragmentation and fire in tropical forests. *Conservation Biology*, 15, 1515-1521.
- Cochrane, M. A., & W. F. Laurance.** (2002). Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology*, 18, 311-325.
- Cochrane, M.A.** (2003). Fire science for rainforests. *Nature*, 421, 913-919.
- CORANTIOQUIA & Universidad Nacional de Colombia-Sede Medellín.** (2000). *Contrato Interadministrativo N.º 2020 de 1999*. Identificación y valoración de los sistemas productivos en el Área de Manejo Especial del sistema de páramos y bosques altoandinos del noroccidente medio Antioqueño con el fin de establecer mecanismos de compensación. Medellín: Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia (CORANTIOQUIA) y Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín. 455p.
- CORANTIOQUIA & Universidad Nacional de Colombia-Sede Medellín.** (2009). Ordenación Forestal Sostenible de los Bosques Fragmentados del Altiplano Norte del Departamento de Antioquia. Medellín: Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia (CORANTIOQUIA) y Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín. 374 p.
- Dale, V. H., Joyce, L. A., McNulty, S., Neilson, R. P., Ayres, M. P., Flannigan, M. D., & Michael Wotton, B.** (2001). Climate change and forest disturbances. *BioScience*, 51(9), 723-734.
- DiMiceli, C.M., Carroll, M.L., Sohlberg, R.A., Huang, C., Hansen, M.C., & Townshend J.R.G.** (2011). Annual Global Automated MODIS Vegetation Continuous Fields (MOD44B) at 250 m Spatial Resolution for Data Years Beginning Day 65, 2000 – 2010. Collection 5 Percent Tree Cover, University of Maryland, College Park, MD, USA.
- Dray, S., & Dufour, A.B.** (2007). The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software*, 22(4), 1-20.
- Dwyer, E., Pereira, J.M.C., Grégoire J.M., & Dacanara, C.C.** (1999). Characterization of the spatio-temporal patterns of global fire activity using satellite imagery for the period April 1992 to March 1993. *Journal of Biogeography*, 27, 57-69.
- FOPAE (Fondo de Prevención y Atención de Emergencias).** (2002). *Zonificación de Riesgo por Incendio Forestal y Diseño de las Medidas Preventivas y Operativas para los Cerros Orientales de Bogotá D.C.* Bogotá D.C. 104 p.
- Gobernación de Antioquia.** (2012). *Anuario Estadístico de Antioquia*. Medellín: Departamento Administrativo de Planeación, Gobernación de Antioquia. Recuperado de: http://antioquia.gov.co/PDF2/anuario_2012/data/med_ambiente/_medCapituloCompleto.html#212.
- Grau, H.R., & Veblen, T.** (2000). Rainfall variability, fire and vegetation dynamics in neotropical montane ecosystems in north-western Argentina. *Journal of Biogeography*, 27, 1107-1121.
- Hantson, S., Pueyo, S., & Chuvieco, E.** (2015). Global fire size distribution is driven by human impact and climate. *Global Ecology and Biogeography*, 24(1), 77-86.
- Hardisky, M. A., Klemas, V., & Smart, R. M.** (1983). The influence of soil salinity, growth form, and leaf moisture on the spectral radiance of *Spartina alterniflora* canopies. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 49, 77-83.
- Henry, M. C., & Yool, S. R.** (2004). Assessing relationships between forest spatial patterns and fire history with fusion of optical and microwave remote sensing. *Geocarto International*, 19(2), 25-37.
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., & Jarvis, A.** (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25, 1965-1978.

- Holdridge, Leslie R.** (1987). *Ecología basada en zonas de vida*. San José: Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. 216 p.
- ICA (Instituto Colombiano Agropecuario).** (1972). *Proyecto Integrado de Producción Lechera en el Altiplano Norte de Antioquia. Regional N-4. Segunda Aproximación*. Lopera, H. & Bernal, J. Medellín: Instituto Colombiano Agropecuario. 40 p.
- Jaiswal, R. K., Mukherjee, S., Raju, K. D., & Saxena, R.** (2002). Forest fire risk zone mapping from satellite imagery and GIS. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 4(1), 1-10.
- Kane, V. R., Lutz, J. A., Cansler, C. A., Povak, N. A., Churchill, D., Smith, D. F., Kane, J. T., & North, M. P.** (2015). Water balance and topography predict fire and forest structure patterns. *Forest Ecology and Management*, 338, 1-13.
- Lloret, F., Calvo, E., Pons, X., & Díaz-Delgado, R.** (2002). Wildfires and landscape patterns in the Eastern Iberian Peninsula. *Landscape Ecology*, 17, 745-759.
- McGarigal, K., & Marks, B.** (1995). *FRAGSTATS: Spatial analysis program for quantifying landscape structure*. Amherst: University of Massachusetts. Recuperado de: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>.
- Miller, C., & Urban, D. L.** (2000). Connectivity of forest fuels and surface fire regimes. *Landscape Ecology*, 15, 145-154.
- Myers, R. L.** (2006). *Convivir con el fuego; manteniendo los ecosistemas y los medios de subsistencia mediante el Manejo Integral del Fuego*. Tallahassee: The Nature Conservancy. 36 p.
- Nepstad, D., Schwartzman, S., Bamberger, B., Santilli, M., Ray, D., Schlesinger, P., Lefebvre, P., Alencar, A., Prinz, E., Fiske, G., & Rolla, A.** (2006). Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. *Conservation Biology*, 20, 65-73.
- Oksanen, J. F., Blanchet, G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, R., Simpson, G., Solymos, P., Stevens, H., & Wagner, H.** (2015). *Vegan: Community Ecology Package, R package version 2.2-1*. Recuperado de: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Olarte, C.O., Cardona, M., Barbosa, A., Cruz, S., Sánchez, R., Moreno, L., Avendaño, J., Martínez, O., Caicedo, F., Ceballos, J., Meneses, F., & Real, E.** (2011). *Monitoreo a los ciclos de agua y carbono en ecosistemas de alta montaña. Proyecto Piloto Nacional de Adaptación en Cambio Climático INAP – Alta Montaña*. Bogotá: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). 235 p.
- OIMT (Organización Internacional de Maderas Tropicales).** (1997). Directrices de la OIMT sobre el manejo de incendios en los bosques tropicales, *Serie OIMT de políticas forestales* N.º 6. 43 p.
- Orrego, S., & Del Valle, J.** (2001). Existencias y tasas de crecimiento neto de la biomasa y del carbono en bosques primarios y secundarios de Colombia. En: *Simposio Internacional Medición y Monitoreo de la Captura de Carbono en Ecosistemas Forestales*. Valdivia, Chile. 18 al 20 de octubre del 2001. 31 p.
- Ortega, M., Saura, S., González-Avila, S., Gómez-Sanz, V., & Elena-Rosselló, R.** (2012). Landscape vulnerability to wildfires at the forest-agriculture interface: half-century patterns in Spain assessed through the SISPAES monitoring framework. *Agroforestry systems*, 85(3), 331-349.
- Páramo, G.E.** (2007). *Análisis, diagnóstico y elaboración del mapa de susceptibilidad a los incendios de la Cobertura Vegetal en Colombia*. Bogotá: Reporte final del contrato de consultoría N.º 2062372 en el marco del convenio Ministerio de Ambiente, vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT) – Fondo Financiero de Proyectos de Desarrollo (FONADE). 177 p.
- Parisien, M.A., Kafka, V.G., Hirsch, K.G., Todd, J.B., LaVoie, S.G., & Maczek, P.D.** (2005). *Mapping wild-fire susceptibility with the BURN-P3 simulation model (Information Report)*. Edmonton: Natural Resources Canada, Canadian Forest Service. 36 p.
- Parra, A.** (2011). *Incendios de la Cobertura Vegetal en Colombia*, Tomo I. Cali: Universidad Autónoma de Occidente. 123 p.
- Philip, G. M., & Watson, D. F.** (1982). A Precise Method for Determining Contoured Surfaces. *Australian Petroleum Exploration Association Journal*, 22, 205-212.

- Phillips, J.F., Duque, A., Cabrera, K., Yepes, A., Navarrete, D., García, M.C., Alvarez, E., Cabrera, E., Cárdenas, D., Galindo, G., Ordoñez, M.F., Rodríguez, M.L., & Vargas, D.M.** (2011). *Estimación de las reservas potenciales de carbono almacenadas en la biomasa aérea en bosques naturales de Colombia*. Bogotá: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). 16 p.
- Ramírez, A.** (2013). *Evaluación del crecimiento de pasitos usando índices de vegetación calculados a partir de información satelital* (Tesis de maestría, Medio ambiente y Desarrollo). Medellín: Universidad Nacional de Colombia. 91 p.
- Ramírez, C. D.** (2014). *Determinantes Espacialmente Explícitos de Transiciones en Coberturas Terrestres con Significativo Impacto para la Provisión de Servicios Ecosistémicos: Análisis Temporal y Espacial, 1986-2012* (Tesis de maestría, Medio Ambiente y Desarrollo). Medellín: Universidad Nacional de Colombia. 120 p.
- Rempel, R.S., Kaukinen, D., & Carr, A.P.** (2012). *Patch Analyst and Patch Grid. Thunder Bay: Ontario Ministry of Natural Resources, Centre for Northern Forest Ecosystem Research Ontario*. Recuperado de: <http://www.cnfer.on.ca/SEP/patchanalyst/>
- Sherman, R. E., Martin, P. H., Fahey, T. J., & Degloria, S. D.** (2008). Fire and vegetation dynamics in high-elevation Neotropical montane forests in the Dominican Republic. *Ambio* 37 (7), 535-541.
- Sherriff, R.L., Platt, R.V., Veblen, T.T., Schoennagel, T.L., & Gartner, M.H.** (2014). Historical, observed, and modeled wildfire severity in montane forests of the Colorado Front Range. *PLoS One*, 9(9), e106971, 1-17.
- Skinner, C N., Burk, J H., Barbour, M G., Franco-Vizcaino, E., & Stephens, S L.** (2008). Influences of climate on fire regimes in the montane forests of north-western Mexico. *Journal of Biogeography*, 35, 1436-1451.
- Taylor, A.H., Trouet, V., & Skinner, C.N.** (2008). Climatic influences on fire regimes in montane forests of the southern Cascades, California USA. *International Journal of Wildland Fire*, 17, 60-71.
- Van der Werf, G.R., Randerson, J.T., Giglio, L., Gobron, N., & Dolman, A.J.** (2008). Climate controls on the variability of fires in the tropics and subtropics. *Global Biogeochemical Cycles*, 22, GB3028, 1-13.
- Watson, D. F., & Philip, G. M.** (1985). A Refinement of Inverse Distance Weighted Interpolation. *Geoprocessing*, 2, 315-327.
- Whelan, R.J.** (1995). *The Ecology of Fire*. Cambridge, NY: Cambridge University Press. 346 p.
- Yepes, A., Navarrete, D., Phillips, J., Duque, A., & García, M.C.** (2010). Estimaciones preliminares de contenido de carbono en bosques de Colombia, 62-64. En: *Informe anual sobre el estado del medio ambiente y los recursos naturales renovables en Colombia, bosques 2009*. Bogotá: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) y Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT). 179 p.

ANEXOS

Anexo 1. Clasificación de combustibles según su duración

Duración en quemarse el combustible	Forma y tamaño por tipo de combustible	Biotipo dominante
1 hora	Ramillas cuyo diámetro es menor a 0.6 cm	Hierbas y pastos
10 horas	Ramillas cuyo diámetro está entre 0.6 y 2.5 cm	Arbustos
100 horas	Ramillas cuyo diámetro está entre 2.5 y 7.5 cm	Árboles

Anexo 2. Calificación de factores

		No combustibles	1
		Áreas urbanas	1
	Influencia del fuego en la vegetación	Independientes	2
		Sensibles	3
		Influidos	4
		Dependientes	5
		Pasto	5
	Tipo de combustible	Rastrojos, páramos	3
		Bosques y plantaciones	2
		Espejos de agua, suelos desnudos, nubes.	1
Condición pirogénica de la vegetación		Áreas urbanas	1
		No combustibles	1
	Duración de los combustibles	Áreas urbanas	1
		100 horas	2
		10 horas	3
	Carga total de combustible	1 hora	4
		No combustibles	1
		Áreas urbanas	1
		Baja	2
	Clima	Precipitación media anual (mm)	Moderada
Muy alta			4
1455-1670			5
Precipitación anual multianual mínima (mm)		1670-1756	4
		1756-1815	3
		1815-1960	2
		1960-2819	1
		482-578	5
Precipitación del trimestre más cálido (mm)		578-651	4
		651-728	3
	728-816	2	
	816-1043	1	
Topografía	Cantidad días de lluvia	0-507	5
		507-555	4
		555-661	3
	Temperatura media anual (°Cx10)	661-809	2
		809-1270	1
		219-230	5
		230-232	4
		232-243	3
	Pendiente (%)	243-252	2
		252-266	1
0-135		1	
135-151		2	
151-162		3	
		162-174	4
		174-231	5
		0-15	1
		15-34	2
		34-59	3
		59-200	4
		200-792	5



