



LA AMAZONIA SE QUEMA: DETECCIÓN DE ÁREAS CON MAYOR OCURRENCIA DE INCENDIOS DE VEGETACIÓN COMO ESTRATEGIA PARA LA PREVENCIÓN Y CONTROL

Samuel Otavo¹, Uriel Murcia¹

RESUMEN

En la actualidad el contante uso del fuego como práctica para la limpieza y el manejo de zonas agrícolas, la expansión de la ganadería y la tala y quema de bosques, y la sinergia entre sequías prolongadas y fuertes dinámicas antropogénicas han incrementado la magnitud y ocurrencia de los incendios en la Amazonia colombiana. No obstante, la falta de estudios que identifiquen zonas con diferente probabilidad de incendios ha diferido el tiempo de la toma de decisiones en la gestión del riesgo. El objetivo del presente estudio es aportar información, a diferente escala, de áreas con mayor riesgo de ocurrencia de incendios, con el fin de brindar una herramienta para la activación temprana de la prevención y el control. Se empleó información de focos de calor entre 2016 y 2018 y de cicatrices de quema entre 2017 y 2018, generada por el Sistema de Monitoreo de Incendios de Vegetación del Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI. Los resultados sugieren que entre los meses de enero y febrero se presentan los picos de focos de calor. Además, se observó que 12 % del territorio tiene una alta ocurrencia de incendios. En esta zona se registra más del 90 % del total de focos detectados cada año y el 95 % del área total de cicatrices de quema. Dicha zona se localiza en la parte norte del territorio y abarca los departamentos de Guaviare, Vichada, Meta, Caquetá y Putumayo. Se recomienda activar de manera preventiva, en el mes de enero, los comités departamental y

municipal de gestión del riesgo para estos eventos y continuar el trabajo en alternativas agropecuarias de manejo del suelo sin fuego.

Palabras clave:

Amazonia, focos de calor, cicatrices de quema, incendios de vegetación.

ABSTRACT

Currently, the constant use of fire as a practice for the cleaning and management of agricultural areas, the expansion of cattle farming and the clearance and burning of rainforests, and the synergy between prolonged droughts and strong anthropogenic dynamics have increased the magnitude and fire occurrence in the Colombian Amazon region. However, the lack of studies that identify areas with different fire probabilities has delayed decision making times in risk management. The objective of this study is to provide information, at a different scale, of areas with greater risk of fire occurrence, in order to provide a tool for the early activation of prevention and control. Information on heat sources between 2016 and 2018 and fire scars between 2017 and 2018 was used, generated by the Vegetation Fire Monitoring System of the SINCHI Amazonic Institute of Scientific Research. The results suggest that

¹ Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI, Bogotá, Colombia. samuelotavo@udec.cl, umurcia@sinchi.org.co

hot spot heat peaks occur between the months of January and February. In addition, it was observed that 12% of the territory has a high occurrence of fires. In this area, more than 90% of the total number of foci detected each year as well as 95% of the total area of fire scars are recorded. This area is located in the northern part of the territory and includes the departments of Guaviare, Vichada, Meta, Caquetá and Putumayo. In January, preemptive activation of the departmental and municipal risk management committees is recommended for these events, as well as continuing to work on agricultural alternatives for soil management without the use of fire.

Key Words:

Amazon region, heat sources, Fire scars, vegetation fires

INTRODUCCIÓN

El fuego es un agente de perturbación importante para los ecosistemas terrestres, especialmente en las regiones tropicales y subtropicales (Giglio *et al.*, 2010). Comúnmente se ha empleado en países en desarrollo como práctica para la limpieza y el manejo de zonas agrícolas, la expansión de la ganadería y la tala de bosques (Armenteras y Retana 2012; Alvarado, Silva y Archibald, 2018). Se considera que la generación de gases como CO₂ y CH₄, producto de quemaduras por fuego, es un factor importante que afecta el cambio climático (Langenfelds *et al.*, 2002; Barlow *et al.*, 2016; Da Silva *et al.*, 2018). En este sentido, las iniciativas globales de reducción de emisiones de carbono, no solo se enfocan en frenar la deforestación y degradación de hábitats, sino también en combatir los incendios forestales (Morello, Parry, Markusson y Barlow, 2017).

Los incendios forestales han sido identificados como una de las principales causas de pérdida ecosistémica en la Amazonia (Aragão y Shimabukuro, 2010; Barlow *et al.*, 2016; Morello *et al.*, 2017). En los últimos años, la sinergia entre eventos climáticos de sequías prolongadas y la acción humana ha proporcionado condiciones adecuadas para la ocurrencia de grandes incendios, en intervalos de tiempo mucho más cortos que en el pasado y la proliferación de pequeños

incendios en zonas específicas con fuertes dinámicas antropogénicas (Aragão y Shimabukuro, 2010; Armenteras y Retana, 2012; Da Silva *et al.*, 2018). En este sentido, varios estudios han encontrado una fuerte relación entre la incidencia de incendios y la actividad agrícola, generalmente relacionados con la distancia a carreteras, zonas deforestadas y precios del predio (Nepstad *et al.*, 2001; Arima, Simmons, Walker y Cochrane, 2007; Armenteras, González y Retana, 2013). Para el Amazonas, hasta el año 2050, según un modelo probabilístico de ocurrencia de incendios inducidos por el hombre, que integra diversos efectos de factores antropogénicos y condiciones climáticas, se predice un incremento sustancial del 19 % de ocurrencia de incendios considerando únicamente la deforestación y del 12 %, si se considera como único accionar el cambio climático (Silvestrini *et al.*, 2011).

Aunque se han hecho grandes avances investigativos que contribuyen a la comprensión de los efectos y procesos asociados a los incendios (Silvestrini *et al.*, 2011; Armenteras *et al.*, 2013; Morello *et al.*, 2017), se presenta aun ausencia de estudios en la Amazonia colombiana que identifiquen zonas con alta probabilidad de incendios, que permitan además, la toma de decisiones puntuales en la gestión del riesgo (Armenteras y Retana, 2012; Armenteras *et al.*, 2013). Por lo tanto, el objetivo de este estudio fue brindar información a escala regional, departamental y municipal de áreas con mayor riesgo de ocurrencia de incendios de vegetación, como herramienta en la activación temprana de medidas de prevención y control. Se empleó la información de focos de calor y cicatrices de quema generada por el Sistema de Monitoreo de Incendios de Vegetación del Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI (SINCHI, 2019).

MÉTODOS

Área de estudio

La Amazonia colombiana tiene una extensión de 483,164 km², que equivale al 42.3 % de la zona continental de Colombia y al 6.0 % del área total de la gran Amazonia (figura 1). Además, pertenece en su mayoría a la cuenca hidrográfica del río Amazonas,

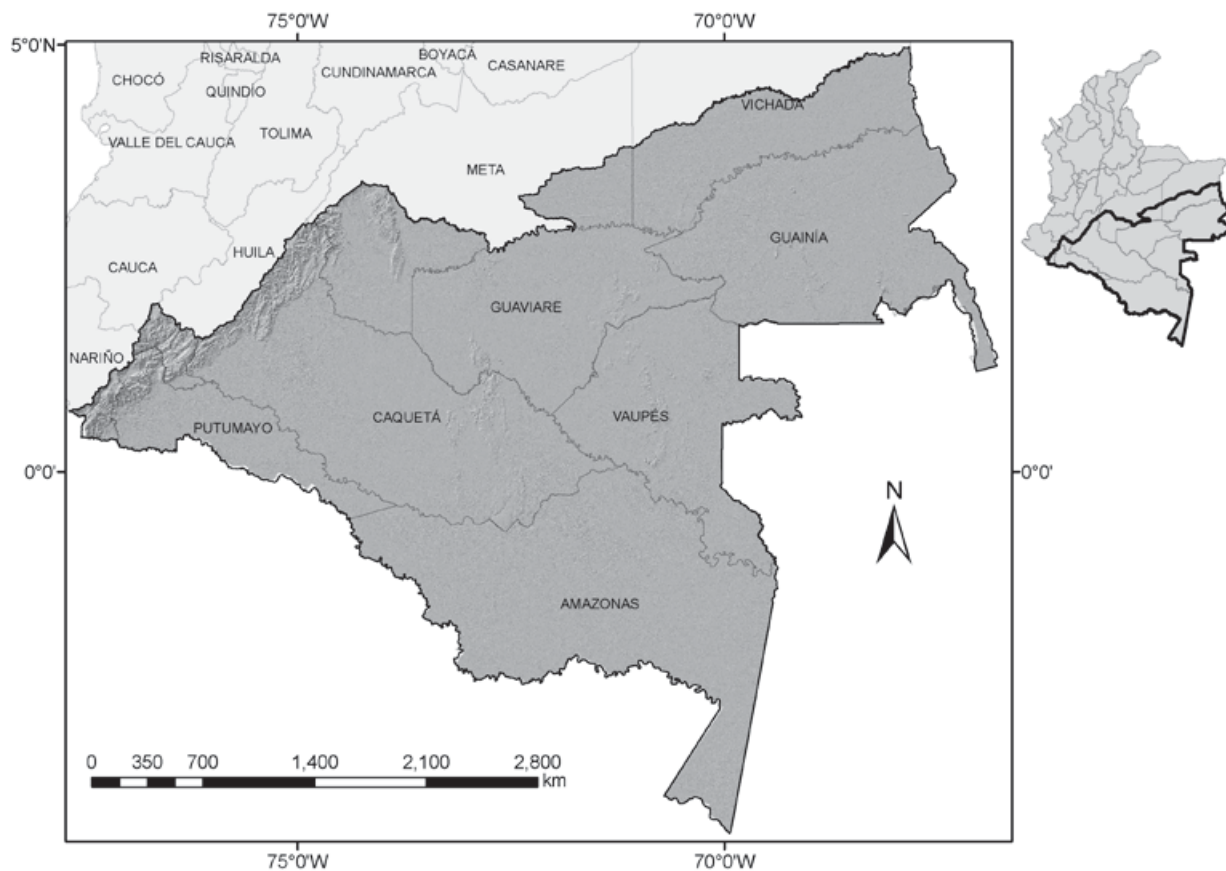


FIGURA 1. LOCALIZACIÓN DE LA AMAZONIA COLOMBIANA.

la cual tiene una área de 341,994 km² dentro del territorio colombiano y se conforma por los ríos Caquetá, Putumayo, Apaporis, Vaupés, Yarí, Guainía, Caguán, Amazonas y Napo (Salazar y Riaño, 2015). La Amazonia colombiana se concibe como una región con límites hidrográficos, biogeográficos y político-administrativos, que procuran una aproximación integral sobre los elementos ambientales para el seguimiento, manejo y gestión de la región como una unidad funcional ecosistémica (Gutiérrez, Acosta y Salazar, 2004; Salazar y Riaño, 2015). Está constituida por diez departamentos, de los cuales Caquetá, Putumayo, Amazonas, Guainía, Guaviare y Vaupés forman parte en su totalidad y parcialmente, los departamentos de Meta, Vichada Cauca y Nariño (figura 1) (Salazar y Riaño, 2015). De su extensión total, aproximadamente el 89.3 % corresponde a ecosistemas naturales terrestres y acuáticos; 7.5 % hace referencia a ecosistemas transformados y el 3.1 % son ecosistemas seminaturales (Murcia, Jaramillo, Cañón y Latorre, 2016).

Debido a que la Amazonia colombiana está dividida por la línea ecuatorial, sus periodos de lluvia y sequía se ven fuertemente influenciados por la dirección de las masas de aire, que generan cambios drásticos, especialmente hacia los extremos norte y sur del área (Domínguez, 1975). En este sentido, en la zona del piedemonte amazónico se observan precipitaciones a lo largo de todo el año, donde los meses de abril, mayo, junio y julio presentan los valores más altos de precipitación (410-505 mm), mientras que hacia los meses de enero y febrero y septiembre y octubre se observan las menores precipitaciones (110-190 mm y 130-320 mm, respectivamente) (Domínguez, 1975). Por su parte, en la región centro-sur y sur de la Amazonia los meses de enero, febrero, marzo y abril presentan la mayor precipitación (340-370 mm), mientras que los meses con menor precipitación son junio, julio y agosto (155-250 mm) (Guzmán, Ruíz y Cadena, 2014). En esta misma zona las características de cobertura del suelo de vegetación selvática contribuyen al aumento de los niveles de

humedad en la atmósfera, principalmente por las altas tasas de evaporación (Guzmán *et al.*, 2014).

La temperatura media promedio multianual oscila entre los 24°C y 28°C (clima cálido). En la zona fisiográfica de cordillera en los departamentos de Putumayo y Caquetá, la temperatura disminuye, alcanzando valores entre 8°C y 24°C (clima templado a frío). Finalmente, en Nariño y Cauca se presentan climas desde cálido y templado, hasta frío (8°C -24°C) (Guzmán *et al.*, 2014).

Zonas con mayor densidad de focos de calor activos

Para el presente estudio se empleó la metodología utilizada por el laboratorio SIGySR del Instituto Amazónico de Investigación Científicas SINCHI, para la detección diaria de focos de calor (SINCHI, 2019). Esta emplea información espacial producto de imágenes satelitales del sensor Visible Infrared Imaging Radiometer Suite (VIIRS) a resolución 375m/pixel, incorporado en el satélite Suomi National Polar-Orbiting Partnership (Suomi-NPP), puesto en marcha el 28 de octubre de 2011 por la National Aeronautics and Space Administration (NASA) en colaboración con la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) y otras agencias gubernamentales de los Estados Unidos (Cao, De Luccia, Xiong, Wolfe y Weng, 2014; Schroeder, Oliva, Giglio y Csiszar, 2014). Los conjuntos de datos de focos de calor utilizados abarcan desde enero de 2016 hasta noviembre de 2018. Se considera como un foco de calor el pixel que reporta una temperatura elevada en comparación con sus vecinos, detectada mediante un algoritmo contextual (Di Bella *et al.*, 2008; Campagnolo *et al.*, 2016) (figura 2). Inicialmente el algoritmo clasifica los datos de nubes y agua para enmascararlos, posteriormente aplica una serie de umbrales fijos en los canales de infrarrojo medio e infrarrojo termal realizando pruebas de fuego de fondo, evitando las falsas alarmas (Schroeder *et al.*, 2014). En este sentido, algunos cuerpos radiométricamente brillantes tienen una respuesta espectral que puede ser confundida con incendios activos, para lo cual se evalúa el brillo solar en el pixel y, además, se utiliza un análisis contextual en el que los pixeles vecinos se someten a diferentes pruebas que deben



FIGURA 2. FOCO DE CALOR VISTO EN TERRENO EN LA AMAZONIA COLOMBIANA (FUENTE: BOMBEROS DE VISTAHERMOSA).

ser validadas en conjunto para que se produzca la detección de incendio (Schroeder *et al.*, 2014).

A partir de los focos de calor obtenidos se analizaron los registros mensuales por año de estudio. Después, con la herramienta Densidad Kernel, en ArcGIS se generaron archivos espaciales a una resolución de 100m/pixel para cada año de la densidad de las entidades de punto en cada pixel de salida (ESRI, 2016). Conceptualmente, esta herramienta se ajusta a una superficie curva uniforme sobre cada punto (ESRI, 2016). El valor de superficie es más alto en la ubicación del punto y disminuye a medida que aumenta la distancia desde el punto, alcanzado el valor cero en la distancia radio de búsqueda, el radio de búsqueda empleado en el presente estudio fue de 554.2 metros, lo que equivale a una área de 10 km². Para calcular la densidad de focos de calor por año de cada pixel de salida, se agregan los valores de todas las superficies de Kernel en donde se superponen con el centro del pixel (ESRI, 2016). Para obtener un mapa general de las densidades Kernel de focos de calor, se realizó una operación algebraica con los productos espaciales de los tres años en estudio.

Una vez obtenidos los archivos espaciales de densidad Kernel por cada año de estudio y en general, se hizo un escalamiento en tres categorías con el método de intervalo geométrico, el cual crea rupturas de clase basadas en los intervalos de clase que tienen una serie geométrica, garantizando que cada rango de clase tenga aproximadamente el mismo número de valores en cada clase y que el cambio entre intervalos sea bastante coherente (ESRI, 2016). Asimismo, se le asignó a cada categoría un nivel de densidad de focos de calor (bajo, medio y alto). Por último, se hizo el cruce con las unidades espaciales de referencia (departamento y municipio) para la generación de estadísticas y análisis en el manejo y la prevención de incendios.

Localización de zonas con mayor incidencia de cicatrices de quema

Las cicatrices de quema se definen como el rastro de quema sobre una superficie que ha sido afectada por el fuego, bien sea por incendio controlado o estocástico (Di Bella *et al.*, 2008) (figura 3). El conjunto de datos empleado corresponde a los reportes mensuales del Sistema de Monitoreo de Incendios de Vegetación de la Amazonia Colombiana de los años 2017 y 2018 (SINCHI, 2019). La metodología del laboratorio SIGySR del Instituto SINCHI emplea imágenes satelitales Landsat 8 de los respectivos años con una nubosidad inferior del 30 %, las cuales son proyectadas a una resolución espacial de 30m/píxel. Para identificar las cicatrices de quema se emplean dos composiciones: la primera corresponde a la del Índice de Vegetación (NDVI), Índice de Radio de Quema Normalizado (NBR) y la banda infrarrojo cercano (Rouse, Haas, Schell y Deering, 1974; Quintano, Fernández-Manso, A. y Fernández-Manso, O., 2018). Esta composición permite resaltar áreas quemadas, diferenciando nubosidad, cuerpos de agua y sombras proyectadas por la topografía del terreno. La segunda composición es generada con las bandas 7, 5 y 2 (infrarrojo lejano, infrarrojo cercano y banda azul, respectivamente) (Lindsay, King, Davidson y Daneshfar, 2018), la cual permite el contraste entre vegetación en condición sana y aquella con procesos ecofisiológicos afectados. Después se aplica el algoritmo de segmentación de Baatz a la composición NDVI-NBR-B5, con el fin de clasificar polígonos a partir de la



FIGURA 3. CICATRICES DE QUEMA VISTA EN TERRENO EN LA AMAZONIA COLOMBIANA (FUENTE: BOMBEROS DE VISTAHERMOSA).

reflectancia del píxel (Baatz, 2000). Del producto generado de la segmentación se hace la selección de cicatrices de quema, apoyando la toma de la decisión con las composiciones antes señaladas.

Para determinar la coincidencia espacial de cicatrices de quema (incendios de vegetación) con la densidad de focos de calor, se llevó a cabo un análisis espacial de superposición de las capas integradas de focos de calor de los tres años, con la capa de cicatrices de incendios de vegetación del periodo estudiado.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En 2016 se registró un total de 27,065 focos de calor, el cual disminuyó a 22,327 en 2017, es decir, hubo una reducción del 18 %. En 2018 los focos de calor se incrementaron a 38,950 (sin incluir diciembre), equivalentes a un aumento del 43 % con respecto a lo reportado en 2017 (figura 4). Los resultados indican que en la Amazonia colombiana se presenta un régimen unimodal de incendios, donde en los meses de enero de 2016, febrero de 2017 y 2018 se registraron los picos de focos de calor (12,781; 11,999 y 31,581, respectivamente) (figura 4). Esto puede estar relacionado con la interacción entre intervenciones antrópicas y la condición climática de la zona en estudio (Alves y Pérez-Cabello, 2017; Da Silva *et al.*, 2018), más

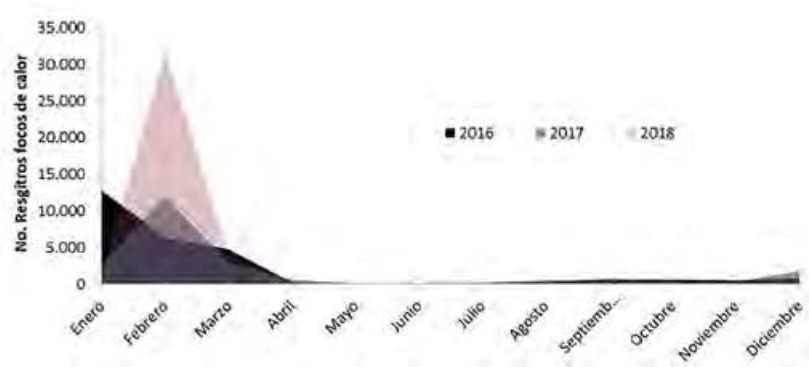


FIGURA 4. REGISTRO DE FOCOS DE CALOR MENSUAL PARA LOS AÑOS 2016, 2017 Y 2018 EN LA AMAZONIA COLOMBIANA.

específicamente con la dinámica de uso y ocupación del territorio y el régimen de lluvias observado en la parte norte de la Amazonia; en esta zona durante los meses de enero, febrero y marzo hay una disminución de la precipitación (Domínguez, 1975). Aunque los incendios naturales son relativamente raros en la Amazonia, los incendios antropogénicos siguen siendo una amenaza regular (Aragão y Shimabukuro, 2010; Armenteras y Retana, 2012; Tasker y Arima, 2016).

Para los tres años en estudio, aproximadamente un 12 % del área de la Amazonia colombiana tuvo una alta densidad de focos de calor, localizándose más del 90 % del total de registros por año en esta zona (figura 5). Por su parte, la área con categoría de densidad media de focos en 2016 corresponde al 16 % del territorio, la cual disminuyó a 14 % en 2017, pero se incrementó nuevamente a 16 % en 2018 (figura 5). El número de registros para la categoría media en 2016 es de 8.35 % en relación al total de registros reportados para este año, muy similar a lo mostrado para el año 2017; no obstante, en 2018 los registros para esta categoría corresponden a 6.51 % del total reportado en el mismo año (figura 5). Ahora bien, los resultados señalan que más del 70 % del territorio en la Amazonia tuvo una baja densidad de focos de calor en los tres años estudiados, con un número de registros para esta categoría inferior a 10 en cada año (figura 5).

La ubicación espacial de la densidad de focos de calor de 2016, 2017 y 2018, permitió determinar zonas con mayor incidencia de estas anomalías térmicas y, por tanto, con mayor aproximación de ocurrencia de incendios (figura 6). En este sentido, en el sector

norte de la Amazonia colombiana se evidencia una mayor densidad de focos de calor, específicamente en los departamentos de Guaviare, Caquetá, Putumayo y la zona sur de Meta y Vichada, esto concuerda con la frontera agropecuaria y su expansión en los últimos años (SINCHI, 2018). Del área total de la zona amazónica del departamento de Meta, el 59.2 % presentó una alta densidad de focos de calor y solo el 21.8 % y 19 % tuvo una media y baja densidad de focos, respectivamente (figura 6). Para el Putumayo el área con alta densidad de focos de calor fue del 25 %, respecto a su área total, un 40 % estuvo en categoría de densidad media y el restante 35 %, en densidad baja (figura 6). Para los departamentos de Caquetá y Guaviare se observa que el 21.7 % de su área presentó una alta densidad de registros de incendios (alta densidad de focos de calor), no obstante, más del 50 % de su extensión podría considerarse con poca ocurrencia de incendios o baja densidad de focos (figura 6). Situación similar ocurre para el departamento de Vichada, donde el 16.6 % de su área presentó alta densidad de focos, estando un 20 % y 63.5 % en las categorías de densidad media y baja, respectivamente (figura 6).

Según los resultados, más del 70 % del área total de los municipios de Puerto Concordia (88.6 %), la Macarena (77.4 %) y Puerto Gaitán (73.2 %), ubicados en el departamento de Meta, presentó una alta densidad de focos de calor (figura 7). Por su parte, para los municipios de Puerto Rico, Mapiripán, Uribe y Mesetas, situados en el mismo departamento, entre el 40 y 70 % de su extensión tuvo alta ocurrencia de incendios entre 2016 y 2018 (figura 7). Situación similar ocurre para los municipios de Puerto Guzmán y Puerto Caicedo

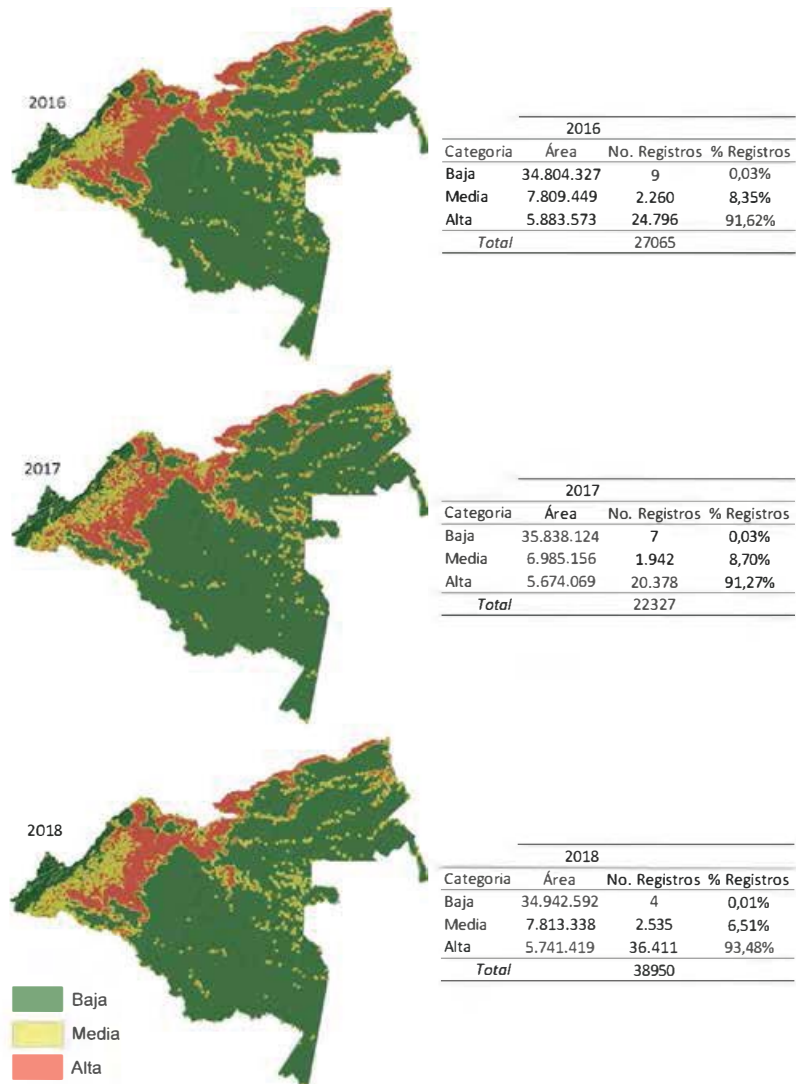


FIGURA 5. ZONAS DE BAJA, MEDIA Y ALTA DENSIDAD DE FOCOS DE CALOR EN 2016, 2017 Y 2018 EN LA AMAZONIA COLOMBIANA.

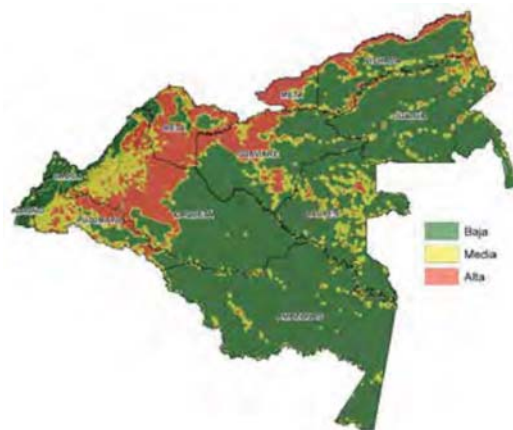


FIGURA 6. DEPARTAMENTOS Y ZONAS DE BAJA, MEDIA Y ALTA DENSIDAD DE FOCOS DE CALOR ENTRE 2016 Y 2018 EN LA AMAZONIA COLOMBIANA.



FIGURA 7. DISTRIBUCIÓN PORCENTUAL DEL ÁREA DE CADA MUNICIPIO EN LAS CATEGORÍAS DE DENSIDAD BAJA, MEDIA Y ALTA DE FOCOS DE CALOR ENTRE 2016 Y 2018 EN LA AMAZONIA COLOMBIANA.

en el departamento de Putumayo, y los municipios de Solita, Curillo, Montañita, Cartagena del Chairá y San Vicente del Caguán en el departamento de Caquetá. Cabe destacar que del área total de Solita, Puerto Rico (Caquetá) y Puerto Guzmán (Putumayo), en promedio el 62 % se clasificó con alta densidad de focos de calor (figura 7).

Los municipios con mayor área con densidad media de focos de calor, de mayor a menor son: Albania (96.4 %), Morelia (90.5 %) y Valparaíso (74.5 %) en Caquetá, y Valle del Guamuez (78.1 %) y San Miguel (72.3 %) en Putumayo (figura 7). En este sentido, 12 de los 16 municipios que conforman Caquetá presentaron un área entre el 40 % y 70 % con densidad media de focos de calor, donde, los

municipios Belén de los Andaquíes, El Doncello, El Paujil, Milán y Florencia tuvieron los porcentajes más altos (60-70 %) (figura 7). De manera similar, pero en el departamento de Putumayo, los municipios de Puerto Asís y Orito muestran que el 66.2 % y 60.1 % de su área tuvo una densidad media de focos (figura 7). Otros municipios que se deberán tener en cuenta con un área mayor al 40 %, en relación a su extensión total, con ocurrencia media de incendios son: Piamonte (Cauca), San Juan de Arama (Meta), Mitú (Vaupés), Puerto Caicedo y Villagarzón (Putumayo) (figura 7).

En municipios como Inírida (Guainía), Cumaribo (Vichada), El Retorno y Miraflores (Guaviare), se observa que la área con baja densidad de focos de

calor varía del 55 al 65 % con respecto al total de su área, y la área restante está con densidad alta y media de focos (figura 7). Por su parte, el municipio de Vistahermosa, en el departamento de Meta, es el único que mostró una distribución casi uniforme de su área en las tres categorías establecidas de focos (figura 7). Por el contrario, más del 85 % del área de los municipios de los departamentos de Amazonas y Nariño presentó una baja densidad de focos de calor (figura 7).

Al observar la distribución espacial de las cicatrices de quema en la región, existe coincidencia en la localización con las zonas de mayor densidad de focos de calor, es decir, al norte de la Amazonia colombiana (figura 8). Al respecto, 520,872 hectáreas de cicatrices de quema (95 % del total), detectadas en el periodo analizado (marzo de 2017 a noviembre de 2018), se ubicaron en zonas con alta densidad de focos de fuego, mientras que 2,558 ha de cicatrices coincidieron con zonas de densidad media de focos y 25,374 ha, con zonas con baja densidad de focos (figura 8). Igualmente, el 93 % del total del área de cicatrices del año 2018 fue detectado durante los meses de enero, febrero y marzo, el mismo periodo de mayor registro de focos de calor. A partir de los resultados se logró estimar que, aproximadamente, 41,240 hectáreas afectadas por incendios de vegetación en 2017 reincidieron en el año 2018.

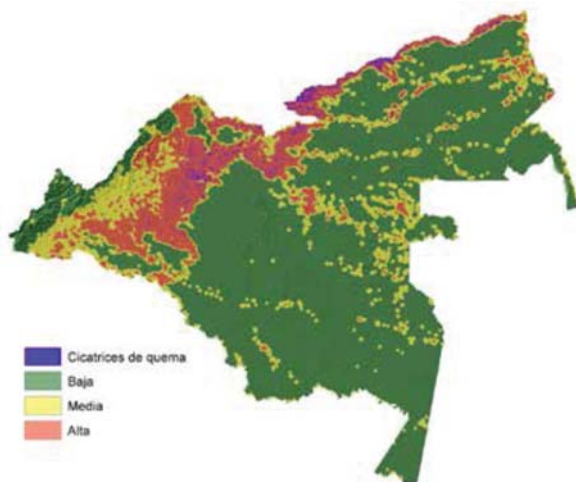


FIGURA 8. RELACIÓN ESPACIAL ENTRE CICATRICES DE QUEMA DETECTADAS ENTRE 2017 Y 2018 Y ZONAS CON DENSIDAD BAJA, MEDIA Y ALTA DE FOCOS DE CALOR OBTENIDAS A PARTIR DE REGISTROS DE FOCOS ENTRE 2016 Y 2018 EN LA AMAZONIA COLOMBIANA.

Prevención y control de incendios de vegetación

En Colombia, toda quema a cielo abierto relacionada con actividades rurales agropecuarias y mineras debe tener su respectivo permiso, según el Decreto 948 de 1995, reglamentado con la Resolución 532 de 2005; de lo contrario, serán acciones por fuera de la legalidad. Los resultados expuestos en este estudio ponen en evidencia que en la Amazonia colombiana más de quinientas mil hectáreas fueron quemadas durante los años 2017 y 2018, ante lo cual es necesario adelantar acciones de control y vigilancia, además de establecer una planificación conjunta entre instituciones y comunidades para modificar los modos de manejo del suelo rural, con el fin de evitar o disminuir fuertemente el uso del fuego.

Frente a estas evidencias lo más importante debe ser la prevención, para evitar los incendios de vegetación en los departamentos con mayor área de densidad de focos de calor en la Amazonia colombiana, específicamente Guaviare, Caquetá, Putumayo y la zona sur de Meta y Vichada. Para ello se sugiere establecer estrategias de uso alternativo del suelo sin fuego, apoyadas de políticas públicas (Malhi *et al.*, 2009; Carmenta, Vermeylen, Parry y Barlow, 2013). En este sentido, una de las principales respuestas del gobierno al problema nacional debe ser la aplicación de la Ley 1523 del 2012, por la cual se adoptó la Política Nacional de Gestión del Riesgo de Desastres y se establece el Sistema Nacional de Gestión del Riesgo de Desastres y se dictan otras disposiciones, que abarcan la prohibición, vigilancia y sanción al uso del fuego como práctica de manejo agropecuario.

En este contexto, los comités de prevención y control de incendios de los municipios más afectados cada año deberán activar las alertas tempranas antes de la ocurrencia del evento, enfocando sus esfuerzos en los meses de enero, febrero y marzo y en las áreas señaladas con alta y media densidad de focos de calor. Es aquí donde las autoridades ambientales deben centrar su accionar, “evitar cuesta menos que controlar”, y junto con las comunidades y autoridades locales deben apoyar a las entidades operativas, como Bomberos, para que realicen su tarea en materia de control y extinción de los incendios, cuando estos se presentan, como lo estipula la



Ley 1575 de 2012 (Ley General de Bomberos de Colombia). Igualmente, se deben producir intervenciones a escala local, que incluyan iniciativas de pago basadas en incentivos para la deforestación y la degradación evitada, así como acciones municipales que apoyen mecanismos alternos de preparación del suelo para prácticas agropecuarias en lugar de tala y quema (Boerner, Vermeylen, Parry y Barlow, 2007; Börner *et al.*, 2013; Morello *et al.*, 2017).

Implicaciones en la conservación

La propagación de incendios está típicamente relacionada con la deforestación y con las prácticas de manejo para agricultura y ganadería (Armenteras y Retana, 2012; Alvarado *et al.*, 2018; Da Silva *et al.*, 2018). Los procesos de deforestación degradan y aceleran la pérdida de hábitat en el paisaje, dando paso a la fragmentación (Lindenmayer y Fischer, 2006). A su vez, los principales efectos de la fragmentación a nivel de paisaje son la reducción del tamaño y calidad del hábitat, aumento de borde y número de parches y pérdida de conectividad (Laurance *et al.*, 2002; Echeverría *et al.*, 2006). Estos efectos dan lugar a cambios en la composición y estructura a nivel de comunidades (Tabarelli, Mantovani y Peres, 1999; Echeverría *et al.*, 2007; Flaspohler *et al.*, 2010), modificando dinámicas poblacionales e interrumpiendo diversos procesos

ecológicos, tales como la regeneración del bosque y las relaciones entre especies (Bennett, 1999; Laurance *et al.*, 2002; Wiegand, Revilla y Moloney, 2005). Estudios recientes en la Amazonia colombiana y brasileña señalan que los efectos de borde por fuego en coberturas boscosas pueden extenderse a 2-3 km del borde interior (Armenteras *et al.*, 2013; Cochrane y Laurance, 2002)

De los anteriores planteamientos se deduce que, las áreas con alta y media densidad de focos de calor pueden estar asociadas a fuertes procesos de deforestación, donde la pérdida y degradación de hábitat natural está cambiando la composición y estructura de las comunidades, alterando las condiciones óptimas para las especies e interrumpiendo diversos procesos ecosistémicos, lo cual afecta, directa o indirectamente, la biodiversidad, la oferta de bienes y servicios y, por ende, el bienestar humano (FAO, 2014). Asimismo, la degradación y pérdida de hábitat producto de incendios, entre otras causas, parece afectar en mayor medida a especies endémicas (Pimm *et al.*, 2014) como, por ejemplo, el mono tití del Caquetá (*Callicebus caquetensis* (Defler, Bueno y García, 2010), descubierto en 2010 y declarado en peligro crítico de extinción al poco tiempo de su aceptación como nueva especie para la ciencia, debido principalmente a su disminuida población, reducción y fragmentación de su hábitat al convertir

la cobertura boscosa en uso del suelo para ganadería extensiva y la producción de cultivos ilícitos. Situación que podría estar relacionada con la alta densidad de focos de calor hallada en el presente estudio para el departamento de Caquetá. Por su parte, en bosques amazónicos al suroeste del Brasil se ha encontrado que los bosques quemados muestran una menor riqueza de especies que los bosques no quemados, con una diversidad similar entre bosques quemados y abundancia de especies pioneras (Numata, Da Silva, Cochrane y Oliveira, 2017).

CONCLUSIONES

El análisis de focos de calor y cicatrices de quema en la Amazonia colombiana, utilizando límites políticos-administrativos, ha permitido la integración entre la ocurrencia espacial y temporal del fenómeno y la escala en la toma de decisiones para la prevención y control de incendios de vegetación, lo que puede optimizar el funcionamiento en la gestión del riesgo y la activación de alertas tempranas para los municipios con alta densidad de focos de calor, como: Puerto Concordia, la Macarena, Puerto Gaitán, Puerto Rico, Mapiripán y Uribe, en el departamento de Meta; Puerto Guzmán y Puerto Caicedo, en el departamento de Putumayo; y Solita, Curillo, Montañita, Cartagena del Chairá y San Vicente del Caguán, en el departamento de Caquetá.

Procesos de fragmentación causados por incendios parecen ser más dinámicos hacia la parte norte del área de estudio, concretamente en los departamentos de Meta, Putumayo, Caquetá, Guaviare y Vichada, donde conductores antropogénicos, como la agricultura a pequeña escala, la cría de ganado y las fronteras agrícolas activas (incluyendo cultivos ilícitos) han sido reportados con anterioridad. Al respecto, futuros estudios deben centrar su atención en relacionar los efectos directos e indirectos de fragmentación por incendios con la pérdida potencial de biodiversidad en la Amazonía colombiana, como también calcular las emisiones de carbono producidas por incendios, discriminando por tipo de cobertura vegetal afectada. Además, se recomienda la modelación de escenarios futuros, con el fin de mejorar las alertas tempranas de áreas afectadas por incendios de vegetación a partir de la información suministrada en el presente estudio y

del diagnóstico de zonas con incidencia reiterativa de uso de fuego como práctica de manejo del suelo.

AGRADECIMIENTOS

Para el equipo de investigadores del laboratorio SIGySR del Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI, especialmente a Ms. C. Jorge Arias y a la especialista en geomática Beatriz Garavito, por sus aportes y colaboración.

BIBLIOGRAFÍA

- Alvarado, S.T., Silva, T.S. y Archibald, S. (2018). Management impacts on fire occurrence: A comparison of fire regimes of African and South American tropical savannas in different protected areas. *Journal Environment Management*, 218, 79-87.
- Alves, D.B. y Pérez-Cabello, F. (2017). Multiple remote sensing data sources to assess spatio-temporal patterns of fire incidence over Campos Amazônicos Savanna Vegetation Enclave (Brazilian Amazon). *Science of The Total Environment*, 601,142-158.
- Aragão, L.E. y Shimabukuro, Y.E. (2010). The incidence of fire in Amazonian forests with implications for REDD. *Science*, 328, 1275-1278.
- Arima, E.Y., Simmons, C.S., Walker, R.T. y Cochrane, M.A. (2007). Fire in the Brazilian Amazon: A spatially explicit model for policy impact analysis. *Journal of Regional Science*, 47,541-567.
- Armenteras, D., González, T. y Retana, J. (2013). Forest fragmentation and edge influence on fire occurrence and intensity under different management types in Amazon forests. *Biological Conservation*, 159,73-79.
- Armenteras, D. y Retana, J.(2012). Dynamics, patterns and causes of fires in Northwestern Amazonia. *PLoS One*, 7:e35288.
- Armenteras, D., Rudas, G., Rodriguez, N., Sua, S. y Romero, M. (2006). Patterns and causes of deforestation in the Colombian Amazon. *Ecological Indicators*, 6,353-368.
- Baatz, M. (2000). *Multi resolution segmentation: An optimum approach for high quality multi scale image segmentation*. En Beutrage zum AGIT-Symposium, Salzburg, Heidelberg, 2000.

- Barlow, J., Lennox, G.D., Ferreira, J., Berenguer, E., Lees, A.C., Mac Nally, R. ...Oliveira, V. (2016). Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature*, 535,144.
- Bennett, A.F.(1999). *Linkages in the landscape: The role of corridors and connectivity in wildlife conservation*. Gland, Switzerland and Cambridge: IUCN.
- Boerner, J., Vermeylen, S., Parry, L. y Barlow, S.A. (2007). Ecosystem services, agriculture, and rural poverty in the Eastern Brazilian Amazon: Interrelationships and policy prescriptions. *Ecological economics*, 64,356-373.
- Börner, J., Wunder, S., Reimer, F., Bakkegaard, R., Viana, V., Tezza, J., ... Marostica, S. (2013). *Compensação por serviços ambientais, meios de vida e conservação: o Programa Bolsa Floresta*. Rio de Janeiro, Brazil: Center for International Forestry Research (CIFOR), Fundação Amazonas Sustentável (FAS) and Zentrum für Entwicklungsforschung (ZEF).
- Campagnolo, M.L., Sun, Q., Liu, Y., Schaaf, C., Wang, Z. y Román, M.O. (2016). Estimating the effective spatial resolution of the operational BRDF, albedo, and nadir reflectance products from MODIS and VIIRS. *Remote Sensing of Environment*, 175, 52-64.
- Cao C., De Luccia, F.J., Xiong, X., Wolfe, R. y Weng, F. (2014). Early on-orbit performance of the visible infrared imaging radiometer suite onboard the Suomi National Polar-Orbiting Partnership (S-NPP) satellite. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 52, 1142-1156.
- Carmenta, R., Vermeylen, S., Parry, L. y Barlow, J. (2013). Shifting cultivation and fire policy: Insights from the Brazilian Amazon. *Human Ecology*, 41, 603-614.
- Cochrane, M.A. y Laurance, W.F. (2002). Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology*, 18, 311-325.
- Da Silva, S., Fearnside, P.M, De Alencastro Graça, P.M.L., Brown, I.F., Alencar, A. y De Melo, W.A.(2018). Dynamics of forest fires in the southwestern Amazon. *Forest Ecology and Management*, 424,312-322.
- Di Bella, C.M., Posse, G., Beget, M.E., Fischer, M., Mari, N. y Verón, S. (2008). La teledetección como herramienta para la prevención, seguimiento y evaluación de incendios e inundaciones. *Revista Ecosistemas*, 17(3).
- Domínguez, C. (1975). El clima amazónico y su influencia sobre el régimen hidrográfico y la utilización de los suelos. *Revista Colombiana de Antropología-Instituto Colombiano de Cultura*.
- Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey-Benayas, J.M., Lara, A. y Newton, A.(2006). Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation*,130, 481-494.
- Echeverría, C., Newton, A., Lara, A., Rey-Benayas, J.M. y Coomes, D. (2007). Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography*, 16,426-439.
- ESRI. (2016). ArcGIS 10.3 Desktop. Redlands, Calif, USA.: Environmental Systems Research Institute.
- FAO. (2014). Food and Agricultural Organization of the United Nations, State of the world's forests. Rome, Italy: FAO.
- Flaspohler, D.J., Giardina, C.P., Asner, G.P., Hart, P., Price, J., Lyons, C. y Castaneda, X. (2010). Long-term effects of fragmentation and fragment properties on bird species richness in Hawaiian forests. *Biological Conservation*, 143,280-288.
- Giglio, L., Randerson, J., Van der Werf, G., Kasibhatla, P., Collatz, G., Morton, D. y DeFries, R.(2010). Assessing variability and long-term trends in burned area by merging multiple satellite fire products. *Biogeosciences*, 7,1171-1186.
- Gutiérrez, F., Acosta, L.E. y Salazar, C.A.(2004). *Perfiles urbanos en la Amazonía Colombiana: un enfoque para el desarrollo sostenible*. Bogotá, Colombia: Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI.
- Guzmán, D., Ruíz, J. y Cadena, M. (2014). *Regionalización de Colombia según la estacionalidad de la precipitación media mensual, a través de análisis de componentes principales*. Bogotá, Colombia: IDEAM.
- Langenfelds, R., Francey, R., Pak, B., Steele, L., Lloyd, J., Trudinger, C. y Allison, C. (2002). Interannual growth rate variations of atmospheric CO₂ and its δ¹³C, H₂, CH₄, and CO between 1992 and 1999 linked to biomass burning. *Global Biogeochemical Cycles*, 16,21-22.
- Laurance, W., Lovejoy, T.E., Vasconcelos, H.L., Bruna, E.M., Didham, R.K., Stouffer, P.C., ... Sampaio, E. (2002). Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: A 22-year investigation. *Conservation Biology*, 16, 605-618.

- Lindenmayer, D.B. y Fischer, J. (2006). *Habitat fragmentation and landscape change: An ecological and conservation synthesis*. Washington D.C., Covelo, London: Island Press.
- Lindsay, E.J., King, D.J., Davidson, A.M. y Daneshfar, B. (2018). Canadian prairie rangeland and seeded forage classification using multiseason Landsat 8 and Summer RADARSAT-2. *Rangeland Ecology & Management*, 72, 92-102.
- Malhi, Y., Aragão, L.E., Galbraith, D., Huntingford, C., Fisher, R., Zelazowski, ...Meir, P. (2009). Exploring the likelihood and mechanism of a climate-change-induced dieback of the Amazon rainforest. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106, 20610-20615.
- Morello, T.F., Parry, L., Markusson, N. y Barlow, J. (2017). Policy instruments to control Amazon fires: A simulation approach. *Ecological economics*, 138,199-222.
- Murcia, U., Jaramillo, O., Cañón, F. y Latorre, J.P. (2016). *Mapa de ecosistemas de la Amazonia colombiana del año 2012* (segunda versión). Bogotá, Colombia: Convenio Instituto SINCHI-Parques Nacionales Naturales.
- Nepstad, D., Carvalho, G., Barros, A.C., Alencar, A., Capobianco, J.P., Bishop, J., ...Prins, E. (2001). Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. *Forest Ecology and Management*, 154,395-407.
- Numata, I., Da Silva, S., Cochrane, M.A. y Oliveira, M.D.(2017). Fire and edge effects in a fragmented tropical forest landscape in the southwestern Amazon. Embrapa Acre-Artigo em periódico indexado (ALICE). *Forest Ecology and Management*, 401,135-146
- Pimm, S.L., Jenkins, C.N., Abell, R., Brooks, T.M., Gittleman, J.L., Joppa, L.N., ...Sexton, J. (2014). The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science*, 344 (6187), 1246752.
- Quintano, C., Fernández-Manso, A. y Fernández-Manso, O. (2018). Combination of Landsat and Sentinel-2 MSI data for initial assessing of burn severity. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 64,221-225.
- Rouse, J., Haas, R., Schell, J. y Deering, D. (1974). Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. *NASA special publication*, 351,309.
- Salazar, C.A. y Riaño, E.(2015). *Perfiles urbanos en la Amazonia colombiana*. Bogotá, Colombia: Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI.
- Schroeder, W., Oliva, P., Giglio, L. y Csiszar, I.A. (2014). The new VIIRS 375 m active fire detection data product: Algorithm description and initial assessment. *Remote Sensing of Environment*, 143, 85-96.
- Silvestrini, R.A., Soares-Filho, B.S., Nepstad, D., Coe, M., Rodrigues, H. y Assunção, R. (2011). Simulating fire regimes in the Amazon in response to climate change and deforestation. *Ecological applications*, 21,1573-1590.
- SINCHI. (2018). *Sistema de Información Ambiental Territorial de la Amazonía Colombiana (SIAT-AC)*. Consultado el 10 dic. 2018. Recuperado de <http://siatac.co/web/guest;jsessionid=EA5803B36FD4CC91C2A0A1FD4167FA1B>
- SINCHI. (2019). *Sistema de Información Ambiental Territorial de la Amazonía Colombiana (SIAT-AC), Sistema de Monitoreo de Incendios de Vegetación*. Consultado el 10 dic. 2018. Recuperado de <http://sinchi.maps.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html?id=2a387953f60b4705a1675ecadf8bdfbb>
- Tabarelli, M., Mantovani, W. y Peres, C.A. (1999). Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation*, 91, 119-127.
- Tasker, K.A. y Arima, E.Y. (2016). Fire regimes in Amazonia: The relative roles of policy and precipitation. *Anthropocene*, 14, 46-57.
- Wiegand, T, Revilla, E. y Moloney, K.A. (2005). Effects of habitat loss and fragmentation on population dynamics. *Conservation Biology*,19,108-121.

