

DEPARTAMENTO DE GEOGRAFÍA



**ESTIMACIÓN MENSUAL DE EMISIONES POR
BIOMASA QUEMADA PARA COLOMBIA BASADO EN
IMÁGENES DE SATÉLITE**

Tesis Doctoral presentada por:

JESÚS ADOLFO ANAYA ACEVEDO

Bajo la dirección de:

Dr. Emilio Chuvieco Salinero

Dra. Alicia Palacios-Orueta

Madrid, España

Enero de 2009

CARTA DIRECTORES

A mis Padres, Héctor Anaya y Riguey Acevedo.

Agradecimientos

En primer lugar agradecer a los directores de tesis, Emilio Chuvieco y Alicia Palacios por sus recomendaciones y sugerencias a lo largo de todo este proceso. También agradecer al Director de departamento por su confianza en mi trabajo y su apoyo en todos los aspectos administrativos.

Por otro lado quiero agradecerle a las instituciones que con su apoyo financiero o logístico han hecho posible que realice el programa de Doctorado. Estas son: Universidad de Medellín, Programa AlBan y Universidad Nacional de Colombia.

Agradecer a los amigos y ex alumnos que de una u otra forma aportaron con su trabajo o sus recomendaciones. Quiero resaltar a los compañeros del departamento de geografía, en especial a Héctor Nieto y Wenseslao Plata por sus aportes para mejorar el texto. También resaltar los aportes de los integrantes de RedLatif que me han permitido conocer de cerca los avances en el temática de los incendios dentro del ámbito latinoamericano. Finalmente, agradecer a los revisores anónimos de las publicaciones, y a los investigadores externos que me dieron sus recomendaciones, entre ellos, Guido van der Werf y Alfredo Huete.

CONTENIDO

| | |
|--|-----|
| Resumen..... | i |
| Abstract..... | iv |
| Presentación..... | vi |
| | |
| 1. INTRODUCCION..... | 1 |
| 1.1. El papel de los Trópicos en los balances de carbono: bosques y sabanas..... | 1 |
| 1.2. Importancia de la estimación de emisiones en el ámbito global..... | 3 |
| 1.3. Métodos para estimar emisiones..... | 4 |
| 1.4. Papel de la teledetección en la estimación de emisiones..... | 8 |
| 1.5. Objetivos..... | 11 |
| 2. MÉTODOS..... | 14 |
| 2.1. Área de estudio..... | 14 |
| 2.1.1. Región Andina..... | 14 |
| 2.1.2. Región Amazónica..... | 15 |
| 2.1.3. Región de La Orinoquía..... | 15 |
| 2.1.4. Región Pacífica..... | 16 |
| 2.1.5. Región Caribe..... | 16 |
| 2.2. Datos de entrada..... | 21 |
| 2.2.1. Productos MODIS..... | 21 |
| 2.2.2. Mapas TRMM (Tropical rainfall measurement mission)..... | 38 |
| 2.2.3. Mapas de área quemada..... | 40 |
| 2.3. Método elegido para estimar las emisiones..... | 40 |
| 2.3.1. Estimación de la biomasa..... | 41 |
| 2.3.2. Producto de área quemada..... | 57 |
| 2.3.2.1. Antecedentes..... | 57 |
| 2.3.2.2. Información de referencia..... | 61 |
| 2.3.2.3. Productos de área quemada a validar..... | 65 |
| 2.3.2.4. Método de validación..... | 67 |
| 2.3.3. Estimación de la eficiencia del quemado..... | 70 |
| 2.3.3.1. Antecedentes..... | 70 |
| 2.3.3.2. Estimación de la eficiencia del quemado..... | 72 |
| 2.3.4. Factores de emisión..... | 78 |
| 2.3.5. Unidades de análisis en el tiempo y en el espacio..... | 80 |
| 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN..... | 82 |
| 3.1. Estimación de biomasa..... | 82 |
| 3.1.1. Biomasa estimada a partir de la productividad..... | 82 |
| 3.1.2. Biomasa estimada con el apoyo de mediciones en campo..... | 85 |
| 3.1.3. Valores de biomasa estimados por tipo de cobertura..... | 91 |
| 3.1.4. Consideraciones sobre las estimaciones de biomasa..... | 96 |
| 3.2. Resultados validación área quemada..... | 97 |
| 3.2.1. Matrices de confusión..... | 97 |
| 3.2.2. Límite de Pareto..... | 100 |
| 3.2.3. Análisis de fragmentos de área quemada..... | 103 |
| 3.3. Resultados de la estimación de la eficiencia del quemado..... | 106 |
| 3.3.1. Sensibilidad de la estimación según diferentes métodos EQ..... | 112 |
| 3.4. Análisis espacial y temporal de área quemada y emisiones..... | 114 |
| 3.4.1. Estadísticas de área quemada..... | 114 |

| | | |
|----------|---|-----|
| 3.4.2. | Estadísticas de emisiones | 121 |
| 3.4.3. | Discusión | 125 |
| 4. | CONCLUSIONES..... | 130 |
| 5. | REFERENCIAS | 134 |
| ANEXO 1. | Abreviaturas | 148 |
| ANEXO 2. | Procedimientos de programación para determinar el sistema de referencia, coordenadas y proyección, y extracción de bits de calidad..... | 151 |
| ANEXO 3. | Algoritmos para la estimación de emisiones por biomasa quemada. IDL. | 155 |

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1. Regiones de Colombia y sus principales formaciones vegetales (3°~333 km). | 18 |
| Figura 2. Sistema de referencia MODIS para Colombia. Extensión geográfica de las ventanas H10V07, H11V07, H10V08, H11V08, H10V09, H11V09. Que cubren toda el área continental del país | 24 |
| Figura 3. Valores del índice de vegetación EVI en un paisaje de la Orinoquía. Nótese los valores más bajos asociados a un área quemada en el recuadro, y los valores más altos, abajo, en bosques perennifolios latifoliados. | 27 |
| Figura 4. Efecto del filtro direccional y del filtro de mediana en la corrección de valores de baja calidad y suavizado intra-anual. Cada dato corresponde a la media de MOD13A1-EVI en toda Colombia | 29 |
| Figura 5. Mapa continuo de vegetación. Proporción de suelo, arbolado y herbáceas MOD44B por píxel. | 32 |
| Figura 6. Mapa de coberturas MOD12Q1 con leyenda IGBP. | 35 |
| Figura 7. Mapa de usos del suelo IGAC, con actualizaciones en bosques intervenidos. | 37 |
| Figura 8. Flujo de humedad desde el océano Pacífico hacia los Andes según datos de TRMM, la imagen de la izquierda, centro y derecha corresponde a la precipitación mensual acumulada (mm) en Enero, Abril y Agosto de 2004 respectivamente (NASA, 2007). | 38 |
| Figura 9. Relación en dos ejes para el EVI obtenido del sensor MODIS y la precipitación del programa TRMM 3B43 obtenido a partir de datos radar. La resolución de datos MODIS es de 16 días y TRMM es mensual. Se indica la posición del primero de Enero de cada año en formato año-día. | 39 |
| Figura 10. Distribución de la frecuencia de árboles por clase diamétrica (rangos de valores de diámetro a la altura de pecho) | 42 |
| Figura 11. Comportamiento del Índice de Vegetación EVI-MOD13A1 en sabanas, Bosque Muy Seco (Bms), y Bosque Húmedo (Bh). | 49 |
| Figura 12. Compuesto de 16 días en falso color con el menor contenido de nubes para el período de estudio (17 de Enero de 2004) y localización de las parcelas con mediciones de biomasa. | 55 |
| Figura 13. Distribución espacial de focos de calor MODIS para el año 2004. | 58 |
| Figura 14. Área de estudio y posición de ventanas Landsat y CBERS (resaltada) evaluadas con mayor ocurrencia de incendios. | 60 |
| Figura 15. <i>Quick Look</i> de una imagen Landsat (Path004, Row 056, del 9 de Enero de 2001). Nótese las áreas quemadas de tonos más oscuros y algunas plumas de humo en la parte superior. | 62 |
| Figura 16. Área quemada obtenida a partir de imágenes de alta resolución, se indica el sensor, la fecha año/mes/día y el sistema de referencia para cada escena. Nótese que algunas imágenes son del mismo lugar pero de años distintos. | 65 |
| Figura 17. Subconjunto de un grid de baja resolución superpuesto sobre una imagen de alta resolución (izquierda), y el límite de Pareto (derecha). El porcentaje de área quemada en las celdas de baja resolución cambia desde celdas no quemadas (blancas, 0%) hasta celdas completamente quemadas (negro, 100%). La selección de distintos umbrales resulta en distintas coordenadas (Oe/Ce). | 69 |
| Figura 18. Diferencias en EVI entre fechas consecutivas en píxeles quemados en (t): a) diferencia antes de la ocurrencia del fuego, b) diferencia entre valores previos al fuego y | |

| | |
|---|-----|
| posteriores al fuego (DIF_EVI), Eq. 2.13, c) recuperación de la vegetación después del fuego con alto vigor en el proceso de resiliencia, d) el índice de vegetación cambia en la misma proporción en áreas quemadas y no quemadas en la segunda quincena posterior al fuego. | 77 |
| Figura 19. Distribución de píxeles quemados y no quemados para pastizales..... | 78 |
| Figura 20. Diagrama de flujo para estimar emisiones siguiendo el método propuesto. | 80 |
| Figura 21. Comparación de productividad primaria bruta (GPP), fotosíntesis neta (PsnNet) y EVI entre dos zonas sometidas a diferentes regímenes de precipitación | 83 |
| Figura 22. Comparación de productividad primaria bruta (GPP), fotosíntesis neta (PsnNet) y EVI en zonas de bosque altamente intervenido y sabana sometida a quemadas en época de verano (Enero-Marzo). | 84 |
| Figura 23. Modelos estimados: ecuación para bosques primarios (izquierda) y ecuación para bosques secundarios (derecha) con límites de confianza al 90%. | 87 |
| Figura 24. Ajuste entre biomasa medida y estimada (arriba) para el bosque en general y el bosque secundario y distribución del error (abajo)..... | 88 |
| Figura 25. Comportamiento del índice de vegetación EVI-MOD13A1 en las sabanas de la Orinoquía y los bosques de la Amazonía. | 89 |
| Figura 26. Productividad y valores del índice de vegetación EVI de la estación Calabozo en los Llanos Venezolanos (8,93 N, 67,42 W). En el gráfico de la izquierda (a) se hace explícita la relación entre MOD13A1 y la biomasa aérea medida en campo, en la figura (b) se observan los estimados de biomasa en función de MOD13A1 y las mediciones de campo en tres años distintos. | 90 |
| Figura 27. Árbol de decisión para la estimación de biomasa en función de VFCa y el mapa de coberturas vegetales. | 92 |
| Figura 28. Histogramas de biomasa ($Mg\ ha^{-1}$) por tipo de cobertura para Colombia. ... | 93 |
| Figura 29. Distribución espacial de valores promedio de biomasa en Colombia..... | 94 |
| Figura 30. Histogramas de la distribución entre periodos de los valores de biomasa para pastizales en distintas latitudes. | 96 |
| Figura 31. Pares de errores de omisión y comisión calculados utilizando la matriz de confusión, las elipses incluyen O_e/C_e de tres escenas | 100 |
| Figura 32. Las líneas representan soluciones eficientes a diferentes umbrales (t) para definir el Límite de Pareto correspondiente a dos tamaños de píxel: 500 y 1000 metros. Los puntos corresponden a soluciones de las matrices de confusión de los productos MCD45-MODIS, GlobCarbon (ATSR), L3JRC (Spot-VEGETATION), AQS. | 102 |
| Figura 33. Comparación de la distribución de áreas quemadas y los respectivos análisis de omisión y comisión para tres de las ocho escenas evaluadas. | 103 |
| Figura 34. Espacio no alcanzable para cada escena definido por el límite de Pareto ó solución eficiente con sus respectivos valores del índice de fragmentación “Densidad de Borde (Db)” para una resolución de píxel de 1000 m. | 104 |
| Figura 35. Valores promedio EVI para compuestos de 16 días en píxeles quemados, antes y después de la ocurrencia del fuego (t) en sabanas..... | 107 |
| Figura 36. Diferencias entre valores EVI (DIF_EVI) para áreas quemadas y no quemadas antes y después del fuego EVI_{t-1} , EVI_t en diversas fechas de la época seca. Las barras de error indican una desviación estándar. | 108 |
| Figura 37. Modelo de eficiencia del quemado en función de la disminución de EVI en píxeles quemados para cuatro tipos de cobertura. En el eje x se cuantifica la magnitud del cambio antes y después del fuego, y en el eje y la eficiencia del quemado asociada. | 112 |

| | |
|--|-----|
| Figura 38. Diferencias en estimación de emisiones de CO ₂ para toda Colombia según el método seleccionado de eficiencia del quemado, se presentan seis temporadas de incendios entre los años 2001 y 2006..... | 114 |
| Figura 39. Variación interanual de área quemada frente al promedio anual..... | 115 |
| Figura 40. Proporción de área quemada por área municipal (%). | 120 |
| Figura 41. Áreas quemadas y estimación de CO ₂ emitido (Mg CO ₂ km ⁻² año ⁻¹)..... | 122 |
| Figura 42. Emisión de gases, material particulado y área quemada en períodos de 16 días para todo el país, se indica el primero de Enero de cada año. (Formato de fecha: año con cuatro dígitos seguido por el día juliano con tres dígitos) | 124 |

LISTA DE TABLAS

| | |
|--|-----|
| Tabla 1. Bandas espectrales y resolución de los sensores MODIS en la plataforma Terra y Aqua utilizadas por MODLAND. | 21 |
| Tabla 2. Productos considerados para caracterizar la vegetación en el programa MODIS | 26 |
| Tabla 3. Descripción de las clases de cobertura vegetal en el sistema IGBP y adaptado por MODIS..... | 33 |
| Tabla 4. Bandas radar utilizadas en el departamento de El Guaviare (Quiñones, 2002) | 46 |
| Tabla 5. Datos medidos en campo de biomasa..... | 52 |
| Tabla 6. Número de áreas quemadas y superficie quemada (km ²) según la interpretación visual de imágenes de satélite Landsat y la imagen CBERS clasificada de forma supervisada..... | 63 |
| Tabla 7. Valores estándar de Eficiencia del Quemado BES y biomasa viva por tipo de cobertura (BV)..... | 74 |
| Tabla 8. Factores de emisión (kg Mg ⁻¹) adecuados a las clases IGBP en la zona de estudio (Wiedinmyer et al., 2006) | 79 |
| Tabla 9. Regresiones lineales y múltiples para estimación de biomasa (Mg ha ⁻¹)..... | 86 |
| Tabla 10. Regresiones exponenciales para estimación de biomasa (Mg ha ⁻¹) | 86 |
| Tabla 11. Resultados por tipo de cobertura | 92 |
| Tabla 12. Estadísticos de biomasa por región | 95 |
| Tabla 13. Disponibilidad de productos de área quemada y de imágenes de referencia para la validación para los meses de mayor ocurrencia del fuego..... | 98 |
| Tabla 14. Errores de omisión y comisión del área quemada para las matrices de confusión. Las fechas identifican las escenas utilizadas como verdad terreno | 99 |
| Tabla 15. Estadísticos de las distribuciones de diferencias EVIt– EVIt-1 para píxeles quemados y no quemados por tipo de vegetación | 110 |
| Tabla 16. Distribución de Área quemada por Regiones..... | 115 |
| Tabla 17. Total de área quemada por tipo de vegetación durante el período de estudio | 117 |
| Tabla 18. Municipios con más de 11 km ² de vegetación quemada..... | 118 |
| Tabla 19. Emisiones anuales del país en Tg para material particulado PM ₂₅ , NMHC, CH ₄ , CO, CO ₂ | 124 |

RESUMEN

La quema de biomasa tiene una amplia variedad de impactos en el ámbito local, regional y global. Aunque se reconoce que la ocurrencia del fuego es un proceso natural en muchos ecosistemas terrestres también se asocia a efectos negativos en el suelo, el agua, la vegetación y la atmósfera. En el ámbito local se ha encontrado que los incendios modifican aspectos del ciclo hidrológico como la escorrentía y la transpiración, promueve la erosión de los suelos y altera los ciclos de la sucesión vegetal; en el ámbito regional, tienen importancia en el balance nacional de gases de efecto invernadero (GEI) (que se relaciona, a su vez, con su cumplimiento del protocolo de Kyoto) y la sostenibilidad de ecosistemas vegetales como la Amazonía, las enormes emisiones de las sabanas de África y los bosques boreales; y en el ámbito global existe una creciente preocupación por el calentamiento del planeta, las emisiones de GEI, las alteraciones en las propiedades y composición química de la atmósfera y los cambios en de la radiación solar sobre la superficie terrestre.

Este documento presenta un método para estimar emisiones por biomasa quemada basado en la ecuación de Seiler y Crutzen (1980). El periodo de estudio comprende desde 2001 hasta 2006 a escala nacional. El área de estudio cubre desde los 4° sur hasta los 12° Norte con un total de 1.139.012 km² correspondientes al área continental de Colombia. Con el fin de utilizar la ecuación de Seiler y Crutzen fue necesario estimar tres variables: área quemada, biomasa y eficiencia del quemado. Se validaron los productos de área quemada disponibles para la comunidad científica con el fin de seleccionar el más apropiado para la zona de estudio. Los productos evaluados fueron: MODIS MCD45, SPOT L3JRC, AATSR GlobCarbon y AQS. Se ha hecho énfasis en las sabanas del río Orinoco, debido a la alta ocurrencia del fuego y a la conversión de bosques a pastizales para ganadería. El método de validación se fundamenta en la comparación de los resultados de los errores de omisión y comisión calculados a partir de matrices de confusión con sus respectivas soluciones eficientes. Las soluciones eficientes se determinan utilizando el límite de Pareto. Adicionalmente se incluye un análisis de métrica del paisaje para determinar la importancia de la distribución de los fragmentos en la exactitud global.

En el caso de la carga de combustibles se concluyó que la información disponible no es apropiada para describir apropiadamente la distribución espacial y temporal. Existen varias aproximaciones para estimar la carga de combustibles utilizando datos obtenidos por teledetección. Aquí se propone relacionar datos medidos en campo con mapas de índices de vegetación y mapas de porcentaje de arbolado. Para ello la vegetación fue clasificada en tres grandes categorías: pastizales, bosques secundarios y bosques primarios. El mapa de proporción de vegetación MOD44 fue utilizado como variable explicativa de bosques primarios y bosques secundarios siguiendo una relación exponencial, mientras el mapa de índice de vegetación MOD13A1 EVI fue utilizado como variable explicativa de pastizales, siguiendo una relación lineal. La biomasa para pastizales fue estimada cada 16 días, debido a su alta variación a lo largo del año.

Por otro lado, se han utilizado los índices de verdor como variable explicativa de la eficiencia del quemado. No toda la biomasa expuesta al fuego se quema, ni todo el carbono quemado es emitido a la atmósfera, dado que parte permanece en la superficie como carbono elemental. En este apartado se hace una propuesta novedosa, que busca relacionar la disminución del índice de vegetación ante la ocurrencia del fuego con la eficiencia del quemado. Para ello, se calculó la diferencia entre productos del índice de vegetación EVI MODIS de 16 días antes y después de la ocurrencia del fuego. La selección de píxeles quemados se realizó a partir de las áreas quemadas identificadas por el producto L3JRC. Los análisis se realizaron de forma independiente para cada tipo de vegetación, con objeto de tener en cuenta las particularidades de la fenología. Los valores máximos de eficiencia del quemado se determinaron a partir de valores estándar y los valores mínimos se determinaron según las características fenológicas.

Los resultados de emisiones por quema de biomasa se basan en análisis espaciales y temporales. El nivel de detalle temporal es de 16 días y la unidad cartográfica mínima es 1 km². Sin embargo, la unidad mínima de análisis son los límites de los municipios. Los resultados también se presentan por regiones naturales y para todo el país. Se encontró que el promedio anual de áreas quemadas para el período de estudio es de 14.480 km², los cuales se ubican principalmente en la región de la Orinoquía, seguido por la región Andina, Amazonía y Caribe. No se encontraron áreas quemadas en la región Pacífica. En general, la mayoría de emisiones provienen de la quema de

pastizales. Las emisión media anual para todo el país es de 9,45 Tg año⁻¹ CO₂, 0,52 Tg año⁻¹ CO, 0.01 Tg año⁻¹ CH₄, 0,02 Tg año⁻¹ NMHC y 0,05 Tg año⁻¹ PM_{2.5}.

ABSTRACT

Biomass burning has a large variety of impacts at local, regional and global scale. Even though fire occurrence is a natural process for several ecosystems, it is also associated with negative impacts on soil, vegetation and atmosphere. At the local level it has been found that fires decrease air quality, modify hydrological aspects like runoff and transpiration, promotes soil erosion and alter vegetation succession. At the regional level there is a concern for the greenhouse gas reduction commitments under the Kyoto protocol, sustainability of large ecosystems like the Amazon and the large wildfires in the savannas and boreal forests. At the global scale there is growing concern for global warming and changes of the properties and composition of the atmosphere.

This document presents a method to estimate emissions of trace gases from biomass burning based on the Seiler and Crutzen (1980) equation, the study period ranges from 2001 to 2006 and is to be applied at a national scale. The area covers from 4 degrees south up to 12 degrees north of the Equator with a total of 1,139,012 km² corresponding to the continental area of Colombia. In order to apply the Seiler and Crutzen equation three variables must be estimated: burnt area, biomass load, burning efficiency. Burnt area products available for the scientific community were evaluated in order to select the most appropriate for the study area. Evaluated products were: MODIS MCD45, SPOT L3JRC, AATSR GlobCarbon and AQS. Emphasis has been done at the Northern South American savannas fires along the Orinoco River, here there is a large fire occurrence and a rapid conversion of Amazonian forest to cattle pasture. A validation method was applied from 2001 to 2006 based on the comparison of commission and omission errors from 20 confusion matrixes with their respective efficient solution. Efficient solutions were determined using the “*Pareto Boundary*”. Landscape heterogeneity metric was also used to analyze the weight of the fragments distribution on the global accuracy.

In the case of Biomass load, available datasets are not appropriate to describe its spatial distribution and a regional approach was used. There are many different ways to estimate fuel load using remote sensing derived data. Here, Vegetation Continuous Fields and vegetation indexes were related to biomass measured at field plots. Vegetation was classified in three broad classes: grasslands, secondary forests and

primary forests which have been proved to enhance biomass estimates. MOD44 Vegetation Continuous Fields (VCF) was used as an explanatory variable for primary and secondary forests following an exponential relationship, while MOD13A1 Enhanced Vegetation Index (EVI) was used as explanatory variable for grasslands following a linear relationship; biomass for this vegetation class was estimated every 16 days given its large variation throughout the year. EVI-Biomass relationships were established for the study period.

By the other hand, Greenness vegetation index is proposed as a mean to approach burning efficiency. Not all biomass exposed to fire is burned and not all burnt carbon is emitted to the atmosphere. This paper has a new proposal based on the vegetation index decrease as a measure of burning efficiency, in order to do so difference of MODIS MOD13A1 16-days products before and after fire occurrence was calculated. Selection of burnt pixels was based on the L3JRC burnt area product. Analyses were made independently for each vegetation type to account for phenological characteristics. Maximum burning efficiency values were determined based on previously defined burning efficiency standards and minimum values were determined upon phenological features.

Biomass burning emissions results are based on a temporal and spatial analysis. Temporal detail level is 16 days and spatial minimum mapping unit are pixels of 1 km. However, the minimum spatial unit for analysis is the political boundaries of municipalities. Results are also presented for natural regions and for the whole country. It was found that the annual average burnt area for the study period is 14480 km², located mainly in the Region de la Orinoquia followed by Region Andina, Amazonia and Caribe. No burnt area was detected in the pluvial forest of the Pacific region. Overall emissions are mainly related to pasture burning. Mean annual emissions for the country are 9.45 Tg year⁻¹ CO₂, 0.52 Tg year⁻¹ CO, 0.01 Tg year⁻¹ CH₄, 0.02 Tg year⁻¹ NMHC and 0.05 Tg year⁻¹ PM₂₅.

PRESENTACION

Es la primera vez que se reporta la distribución espacial y temporal de área quemada y emisiones de GEI con un nivel de detalle suficiente para discriminar entre unidades administrativas municipales en Colombia. Los métodos y la parametrización de los modelos han mejorado considerablemente en las últimas décadas debido a los trabajos de campo y la información obtenida desde satélites. Esta tesis doctoral tiene un marco teórico sobre cada una de las variables involucradas en la emisión de gases efecto invernadero y el respectivo método de validación. Específicamente, se validan los productos de área quemada y se crean dos nuevos productos, uno de biomasa y otro de eficiencia del quemado. Los resultados incluyen una discusión detallada, pues se busca ser concluyente frente a la mejor opción en cuanto a biomasa, área quemada y eficiencia del quemado, de cara a la estimación de las emisiones a escala nacional. La sección de distribución espacio temporal de las emisiones se concentra únicamente en los resultados obtenidos de los mejores procedimientos y productos de teledetección disponibles. Se pretende que este capítulo sirva para que los gestores encuentren un diagnóstico sobre la ocurrencia del fuego y las emisiones en Colombia. Algunas secciones hacen énfasis en el año 2004 dado que tiene un interés particular. Por un lado fue el año para el que se realizaron los análisis dentro del proyecto de áreas quemadas para América Latina AQL, liderado por el Departamento de Geografía, y por otro lado porque fue el año con mayor ocurrencia de incendios en Colombia dentro del periodo de estudio.

1. INTRODUCCION

1.1. El papel de los Trópicos en los balances de carbono: bosques y sabanas.

El cambio del paisaje de bosques tropicales maduros a paisajes agrícolas resulta en una emisión neta de dióxido de carbono CO₂ a la atmósfera (Fearnside *et al.*, 2007). Dicha emisión ocurre cuando se da un cambio en el uso del suelo de forma tal que las reservas de biomasa disminuyen, principalmente debido a la deforestación. La deforestación es una de los factores principales en el balance global de carbono, es decir en el proceso responsable de fuentes y sumideros de carbono. La incertidumbre en las mediciones de carbono en los trópicos es bastante alta, entre 0,5 y 3,0 PgC año⁻¹ (Houghton, 2007), debido, por un lado, a la falta de información confiable en deforestación (Fearnside, 2000) y, por otra, a los amplios intervalos de confianza en mediciones de biomasa (Malhi *et al.*, 2006; Saatchi *et al.*, 2007). Los bosques tropicales están siendo sometidos a altísimas tasas de degradación o destrucción y por tanto podrían jugar un papel fundamental en el calentamiento global (Fearnside, 2000). De acuerdo a distintos inventarios se estima que el total de área de bosque tropical se sitúa entre 1090 y 1220 millones de hectáreas (Mayaux *et al.*, 1998). A partir del programa TREES se estimó que la cubierta del bosque húmedo tropical disminuyó entre 1990 y 1997 cada año en $5,8 \pm 1,4$ millones de hectáreas, que no incluyen las $2,3 \pm 0,7$ millones de hectáreas degradadas (Achard *et al.*, 2002).

Se estima que del total de emisiones de CO₂ causadas por el hombre, un 25% se deben a la deforestación tropical (Skutsch *et al.*, 2007). Crutzen y Andreae (1990) estiman que la deforestación de estos bosques es responsable del 20 al 60% del aumento de las temperaturas por el efecto invernadero causado por el CO₂. Los estimados de biomasa quemada para áreas tropicales varía considerablemente entre estudios: 4935 ± 1675 Tg año (Seiler y Crutzen, 1980), 3250 ± 1450 Tg por año (Crutzen y Andreae, 1990) y 2600 Tg C por año (van der Werf *et al.*, 2003), principalmente debido a la alta incertidumbre asociada a las variables utilizadas en su cálculo.

Las emisiones anuales de la deforestación tropical equivalen a un total de entre el 15 y el 25% del total de emisiones antropogénicas de gases de efecto invernadero (IPCC, 2007). Frankenberg et al. (2005), en su estudio global de emisiones observaron concentraciones de metano muy superiores a las esperadas sobre los bosques lluviosos tropicales e indican que los inventarios existentes han subestimado las fuentes de metano en estas regiones. Estos hechos se ven agravados al considerar que las áreas intertropicales tienen una gran influencia en la química atmosférica, debido a la intensa convektividad que permite el intercambio de gases y aerosoles entre la troposfera y la estratosfera (Vitousek y Matson, 1992). Lo cual da lugar a que las emisiones alcancen latitudes extratropicales.

Por otro lado, los bosques tropicales no solamente son considerados como una fuente actual y futura de emisiones, sino que se consideran con un alto potencial de fijación de carbono (Fearnside y Guimaraes, 1996). El aumento en el almacenamiento de carbono en los bosques tropicales es un factor clave en los cálculos de emisiones de gases de efecto invernadero. Este aumento se refiere a la remoción de carbono anual de la atmósfera por sus altas tasas de crecimiento, lo cual es el resultado del carbono fijado menos el carbono emitido a través de la respiración y la descomposición del humus. Por tanto, las tasas de crecimiento de los bosques secundarios son un factor clave en este balance.

Las emisiones causadas por quemaduras en las sabanas de África han sido ampliamente estudiadas a través del proyecto SAFARI (Hély *et al.*, 2003; Roy y Landmann, 2005; Swap *et al.*, 2002). África es el continente donde ocurre el mayor número de incendios en vegetación anual (Brivio *et al.*, 1999). Estudios previos también han demostrado una alta ocurrencia de incendios en ecosistemas de pastizales de Sudamérica (Chuvieco *et al.*, 2008). Las sabanas están sometidas a quemaduras recurrentes, orientadas a mejorar su utilización para ganadería. Este uso del suelo puede afectar los ciclos biogeoquímicos y el clima debido a la de CH₄, CO, N₂O y NO_x. El CO₂ también es emitido por la biomasa aérea, pero, a diferencia de otros gases, la cantidad emitida es luego reabsorbida cuando el pasto crece nuevamente (Fearnside y Barbosa, 1998).

En este contexto, merecen destacarse los estudios sobre ecosistemas de sabanas tropicales en Sudamérica realizados en el marco del proyecto denominado LBA (*Large Scale Biosphere Atmosphere*). Se trata de un proyecto internacional con muchos subproyectos. Uno de ellos, coordinado por Brasil, se desarrolló en el Parque Nacional Brasilia, ubicado en el bioma de “Cerrados”, que se caracteriza por formaciones de sabana, sabana con matorrales y sabana con arbolado (Ferreira *et al.*, 2003; Roberts *et al.*, 2003), aunque presenta también fuertes cambios en el uso del suelo, pues se encuentra sometido a una fuerte expansión de la agricultura moderna. Brannstrom *et al.* (2008) ofrecen una descripción detallada sobre los conflictos entre el estado, los propietarios y las políticas de conservación para este bioma que ha perdido su cobertura original en casi un 50%. Sin embargo, la mayor cantidad de resultados alrededor de este proyecto se basan en cómo el uso del suelo y el clima modifican los procesos químicos, físicos y biológicos (Roberts *et al.*, 2003).

1.2. Importancia de la estimación de emisiones en el ámbito global

La emisión de gases por quema de biomasa ha sido relacionada con el efecto invernadero y el calentamiento global desde hace ya más de dos décadas (Hoelzemann *et al.*, 2004; Ito y Penner, 2004; Potter, 2002; Schultz *et al.*, 2008; Seiler y Crutzen, 1980; van der Werf *et al.*, 2004). Se estima que la quema de biomasa aporta aproximadamente un quinto del total global de emisiones de CO₂ (Sandberg *et al.*, 2002). Por tanto, modifica la química atmosférica. La abundancia atmosférica de gases traza y aerosoles esta determinada fundamentalmente por las emisiones causadas por el hombre en la superficie terrestre y por causas naturales. Las emisiones antropogénicas de gases efecto invernadero y la contaminación del aire ha aumentado dramáticamente durante el último siglo generando una influencia notoria en el clima de la tierra y el bienestar de su población (IPCC, 2007). El término gas traza se refiere a los constituyentes que cuentan con menos del 1% del volumen de la atmósfera terrestre y, por tanto, incluyen todos los gases excepto el nitrógeno (78,1%) y el oxígeno (20,9%). Por su parte, los aerosoles, también denominados material particulado, pueden ser importantes en términos de emisiones según su tamaño, por ejemplo PM_{2.5} (menores a 2,5 µm), no se deposita rápidamente y tienen una larga permanencia en la atmósfera.

El cambio en la concentración de varios gases traza en la atmósfera ha sido atribuida a la actividad antropogénica, y tiene diversos impactos negativos.

El ozono O₃, el dióxido de azufre SO₂, y los óxidos de nitrógeno NO_x (principalmente el óxido nítrico NO y el dióxido de nitrógeno NO₂), son gases ampliamente estudiados en términos de la calidad del aire y su impacto en la salud (WHO, 1999). El ozono es un gas de gran importancia, dado que absorbe y filtra la radiación ultravioleta. El dióxido de azufre (SO₂) ha sido considerado como un factor de notable impacto en la ocurrencia de lluvia ácida. El mismo efecto es atribuido a los NO_x. Por otro lado, el dióxido de carbono CO₂ y el metano CH₄ son considerados gases de efecto invernadero. La concentración de metano ha aumentado en los dos últimos siglos en más del 100%, desde niveles de 0,8 ppm hasta aproximadamente 1,75 ppm en el año 2000 (Prather y Ehhalt, 2001). Adicionalmente a los gases, está el material particulado el cual tiene un efecto significativo en los balances de radiación solar debido a cambios en el albedo, la dispersión atmosférica y la reflectividad. Por tanto, las emisiones juegan un papel fundamental en la química atmosférica, el clima y la ecología terrestre (Crutzen y Andreae, 1990).

Los tipos de gases que se emiten por quema de biomasa están fuertemente influenciados por el tipo de combustión. Normalmente, se suelen distinguir dos fases en la combustión: la fase de llamas y la fase de brasas, caracterizadas por una alta y baja disponibilidad de oxígeno, respectivamente. En la fase de llamas, dominan las emisiones de CO₂, NO, NO₂, N₂O y N₂, mientras que en la fase de brasas dominan el CO, NH₃, H₂ y los hidrocarburos.

La quema de biomasa es una fuente importante de precursores de ozono y metano, es el principal factor de emisión del monóxido de carbono, y una fuente importante de hidrocarburos diferentes al metano NMHCs (Jain, 2007).

1.3. Métodos para estimar emisiones

En la literatura se pueden encontrar dos formas de estimar las emisiones por quema de biomasa. La primera se basa en mediciones directas de los gases y material particulado

en el humo (enfoque “*top-down*”) y la segunda en modelos indirectos que integran las variables involucradas en el proceso (enfoque “*bottom-up*”), las diferencias en los resultados obtenidos entre estos dos métodos es aún muy alta y se considera un tema de investigación (van der Werf *et al.*, 2006). Las mediciones de campo se realizan en fuegos ocurridos de forma natural o en fuegos prescritos (Delmas *et al.*, 1995; Lacaux *et al.*, 1995), con técnicas de muestreo aéreo y en superficie (Hao *et al.*, 1996), aunque también se han utilizado mediciones ópticas con satélites (Kaufman y Remer, 1994). La forma más controlada de realizar estas mediciones es en condiciones de laboratorio.

La gran ventaja del laboratorio es hacer mediciones precisas de las emisiones en función de la fase (llama ó brasas), y en función de la cantidad de combustible ya consumido (Andreae y Merlet, 2001). Un ejemplo de la configuración de un laboratorio para la medición de gases por quema de biomasa puede encontrarse en Christian *et al.* (2004), este consta de un espacio de 12,5 m x 12,5 m en su base y 22 m de alto, en su interior tiene un embudo invertido de 1,6 m de diámetro a una altura de 2 m sobre el suelo, que sube hasta el techo terminando en una chimenea, en su interior existe un orificio que promueve la mezcla de gases en la medida en que asciende el humo. La biomasa se pesa continuamente mientras se quema y todos los aparatos de medición se ubican a 17 m de altura. Se miden gases traza, material particulado, presión y temperatura. La mayor desventaja de mediciones en un laboratorio es cuando se quieren hacer estimaciones para bosques tropicales, pues tratar de simular la distribución de los troncos resulta impracticable en un espacio tan reducido (Yokelson *et al.*, 2008). Por ello el material vegetal medido en estas condiciones se limita a hojas y ramas de hasta 30 mm de diámetro.

En general, hay más posibilidades de cuantificar un mayor número de tipos de gas en fuegos provocados en condiciones controladas de laboratorio, debido a que las concentraciones de humo tienden a ser más altas y existen más facilidades para configurar un mayor número de instrumentos. En los laboratorios también es posible capturar y muestrear todo el humo desde el principio hasta el fin del fuego, mientras que la mayor cantidad de humo de los experimentos de campo queda sin ser muestreada. Otra ventaja de las mediciones en el laboratorio es el alto detalle con el que es posible medir las características estructurales y químicas del combustible. Esto permite

determinar los diferentes elementos que se encuentran en el combustible y hacer su seguimiento con la certeza de que realmente se han quemado (balances de masa). La espectroscopia se utiliza en química analítica para identificar una sustancia a través del espectro emitido o absorbido por si misma, en el caso de las emisiones uno de los mayores retos es separar los gases que componen la mezcla del humo, el éxito de los resultados varía según el tipo de gas (Christian *et al.*, 2004). En este sentido el humo puede caracterizarse utilizando las técnicas FTIR (*Fourier Transform Infrared Spectrometry*) ó PTR-MS (*Proton-transfer Reaction Mass Spectrometer*). Otra técnica de laboratorio para la identificación de los gases que se encuentran mezclados en el humo es la cromatografía. Adicionalmente, se puede realizar el análisis de cenizas y colectar el material particulado con la ayuda de filtros.

Los muestreos en campo o sobre el terreno conllevan la medición de la concentración de gases en ambientes abiertos. En el campo es común el uso de los filtros y los equipos *canister*, estos se componen de un sistema para colectar el humo, un medidor de flujo y una bomba para muestreo. Los espectros colectados son comparados con espectros conocidos para determinar el tipo de gas o diversos métodos disponibles en laboratorios para su identificación. La ventaja de este método es la estabilidad en la exactitud de los resultados y su desventaja es que las mediciones son intermitentes y no es posible obtener resultados de forma inmediata. Los muestreos de campo incluyen las estimaciones de emisiones por quema de biomasa para consumo doméstico o quema de residuos de cultivos como la caña de azúcar. Este tipo de muestreo se realiza en fuegos prescritos, debido a la imposibilidad de establecer el experimento ante la ocurrencia repentina de un evento de fuego.

El diseño del muestreo en campo con fuegos prescritos utilizado por Shea *et al.* (1996) es de bastante aceptación. Se trata de tres zonas de parcelas, donde cada parcela esta compuesta por transectos de 15 m cada uno, en 5 transectos se hacen mediciones de combustible antes y después del fuego. Las mediciones además incluyen la humedad del suelo, la temperatura del aire, la humedad relativa, la velocidad y dirección del viento, la hora de ignición, el tipo de fuego, largo y ancho de la llama, ángulo de la llama, tiempo de residencia, y la velocidad del frente de llama. Los transectos se distribuyen en forma de cruz, con una torre de muestreo atmosférico del fuego FASS

(*Fire atmospheric sampling system*) ubicada en el centro de cada zona de parcelas. Es común comparar los resultados de biomasa quemada en campo con biomasa quemada en el laboratorio. Esto ha permitido evaluar la posibilidad de extrapolar las mediciones del laboratorio a las situaciones reales de la ocurrencia del fuego.

Las observaciones desde aviones tienen una gran flexibilidad para configurar los instrumentos de medición y permiten validar la información generada en plataformas satelitales y realizar mediciones de la química atmosférica. Las limitaciones se centran en la capacidad de carga en toneladas y la máxima altura de vuelo. Los instrumentos a bordo pueden incluir el espectrómetro AFITIR (*Airborne fourier transform infrared spectrometer*), *stainless steel canisters* para muestreo de aire WAS (*Whole air sampling*), equipos de muestreo de partículas finas (PM_{2.5}) (Yokelson *et al.*, 2007). En el caso del proyecto SAFARI 2000 (*The southern African regional scientific initiative*) se incluyen instrumentos que simulan los sensores de MODIS, MISR, y MOPITT. El muestreo de las plumas de humo implica dirigirse varios kilómetros del punto del fuego en la dirección del viento y penetrar las columnas en alturas entre 150-500 m sobre el frente de llama (Yokelson *et al.*, 2007).

Cada una de los métodos antes mencionados tiene ventajas y desventajas en la medición de emisiones. En el caso de las mediciones aéreas o sobre el terreno se tiene la ventaja de hacer mediciones de fuegos reales, es decir, en las mismas condiciones estructurales, fisiológicas y ambientales en que la vegetación normalmente se quema. La desventaja en este caso es que solo es representativa de una parte de las emisiones totales causadas por el fuego. Por su lado, las mediciones aéreas necesariamente tienen que asumir que la muestra es una mezcla de gases de las fases de llamas y de brasas, aunque pueden tener un sesgo hacia los gases propios de la fase de llamas, ya que en esta fase las emisiones alcanzan una mayor altitud. Por su parte, las mediciones en terreno tienen una tendencia a sobrestimar las emisiones en fase de brasas las cuales se emiten durante las fase del fuego menos vigorosa y por tanto permanecen cerca de la superficie (Andreae *et al.*, 1996). Esto se ve confirmado por las observaciones de Yokelson *et al.* (2008). Donde indican que las mediciones en terreno son representativas de la fase de brasas (fundamentalmente de troncos), las mediciones aéreas son representativas de la mezcla de emisiones en fase de llamas y la fase de brasas (aunque sobrestimando la

primera), y las mediciones en laboratorio son las mejores para medir la totalidad de emisiones pero solo de ramas y follaje, con lo que se excluye la fase de brasas.

Koppmann *et al.* (2005) resaltan la importancia de hacer un seguimiento global de gases clave como el CO y el CO₂ a través de sensores satelitales, y establecer una relación entre estos y los demás gases traza con mediciones de laboratorio o en el terreno. Esto indica que los diferentes métodos para estimar emisiones: laboratorio, terreno, aéreas y satelitales; en lugar de excluyentes son complementarios. En la actualidad las estimaciones regionales y globales se realizan con técnicas de teledetección, es decir, con datos obtenidos por sensores a bordo de plataformas satelitales.

1.4. Papel de la teledetección en la estimación de emisiones

Las emisiones por quema de biomasa tienen impactos que van desde lo local hasta lo global por lo que su seguimiento requiere de datos con diferentes niveles de detalle en el tiempo y en el espacio. En este sentido, la teledetección tiene tres grandes ventajas: abarca grandes extensiones geográficas, permite generar series de tiempo y posibilita el análisis y la interpretación de variables ambientales a través del espectro electromagnético. Los estudios de emisiones hechos con teledetección abarcan grandes extensiones y pueden ser de carácter global (Hoelzemann *et al.*, 2004; Ito y Penner, 2004; Jain, 2007; Schultz *et al.*, 2008; van der Werf *et al.*, 2006) o bien de carácter regional (DeFries *et al.*, 2002; Jain, 2007; Korontzi, 2005; Potter *et al.*, 1998; Wiedinmyer *et al.*, 2006; Zhang y Kondragunta, 2008). Algunos de estos estudios tienen un enfoque por ecosistemas como las sabanas de África (Korontzi, 2005), los bosques de la amazonía (Guild *et al.*, 2004; Potter, 2002; Yokelson *et al.*, 2008), ó los bosques boreales (Kasischke *et al.*, 2000).

Estudios previos han demostrado que la teledetección es una herramienta de gran utilidad para estimar las emisiones de forma directa (Arellano *et al.*, 2004; van der Werf *et al.*, 2006). Las mediciones directas se fundamentan en las propiedades físicas de dispersión y absorción de los diferentes componentes de las plumas de humo. Las mediciones pueden realizarse con alguno de los siguientes métodos “*top-down*”:

- (i) Diferencias en reflectividad entre dos bandas ópticas con diferentes propiedades en dispersión y transmisividad, como el rojo (0,6-0,7 μ m) y el

azul (0,4-0,5 μ m). La absorción en estas dos bandas es similar en la vegetación, con lo cual las diferencias podrían atribuirse a efectos atmosféricos. Este el método utilizado por MOPITT (*Measurements of Pollution in the Troposphere*) a bordo del satélite TERRA, el cual mide las fuentes y concentraciones atmosféricas de CO y CH₄. Desde el año 2002 se han venido realizando mediciones de Ozono y gases efecto invernadero incluyendo CO, CO₂ Y CH₄ con datos obtenidos por satélites, por ejemplo con los sensores SCIMACHY, GOMOS y MIPAS a bordo de ENVISAT (Calle y Casanova, 2008).

- (ii) Observaciones simultáneas desde dos o más ángulos, lo cual permite determinar la profundidad atmosférica, al comparar la reflectividad de la misma cobertura desde diferentes ángulos de visión.

Los modelos indirectos, por su parte, estiman las emisiones por biomasa quemada a través de las diferentes variables involucradas en el proceso. Pueden clasificarse en dos tipos: los basados en deforestación-degradación y los basados en área quemada. El método de la deforestación y degradación propuesto por GOF-C-GOLD (2008), estima las emisiones a partir del aumento o disminución de los bosques, lo cual además está regulado dentro del marco de la convención de cambio climático de las naciones unidas (UNFCCC) y el protocolo de Kyoto. En este contexto se definieron los términos bosque, deforestación y degradación. En términos de tierra forestal se propuso definir el término “bosque” a partir de un valor mínimo de área boscosa, un valor mínimo de área de copa, y el potencial de los árboles para alcanzar una altura mínima en su madurez. Por otro lado, se definió “deforestación” como el cambio permanente de áreas forestales a áreas no forestales, y finalmente “degradación” como la emisión a causa de la disminución en cobertura del dosel no cualificada como deforestación.

La propuesta más actualizada para estimación de emisiones a partir de la deforestación es la de REDD (*Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation in developing countries*) (GOF-C-GOLD, 2008). En este método se enfatiza el papel de la teledetección como herramienta relevante en el monitoreo de los cambios en la cobertura forestal y su potencial para llevar a cabo las instrucciones del IPCC. REDD resalta la importancia de estimados que provengan de “resultados demostrables,

transparentes y verificables de forma consistente en el tiempo” GOFC-GOLD (2008). REDD es un grupo de trabajo de GOFC-GOLD (*Global Observation of Forest and Land Cover Dynamics*), que tiene como principal objetivo establecer un marco metodológico de monitoreo de emisiones con la tecnología disponible. Técnicamente la información obtenida por teledetección permite monitorear el cambio de área forestal de forma confiable desde 1990, motivo por el cual este año resulta importante como punto de partida.

El otro método indirecto para estimación de emisiones es el propuesto por Seiler y Crutzen (1980), basado en el área quemada, la biomasa y la eficiencia del quemado. Por lo tanto el objetivo de este modelo es cuantificar con la mayor exactitud posible, las variables involucradas en la generación de emisiones en áreas donde se ha identificado la ocurrencia del fuego. Estudios recientes basados en teledetección han disminuido considerablemente la incertidumbre de las variables involucradas en las emisiones, especialmente en términos de biomasa (Saatchi *et al.*, 2007) y área quemada (Boschetti *et al.*, 2006). Las variables involucradas en este método quedan descritas por la ecuación de Seiler y Crutzen (1980):

$$\mathbf{M}_{i,j,k} = \mathbf{B}_{i,j,m} \times \mathbf{AQ}_{i,j} \times \mathbf{EQ}_{i,j,m} \times \mathbf{E}_k \quad \text{Eq. 1.1}$$

Donde, $M_{i,j,k}$ es la cantidad del gas emitido por (con coordenadas i,j) en Mg; B es la biomasa (materia seca) para la misma área en Mg km^{-2} (se asume que el área tiene una cubierta homogénea del tipo de vegetación m); AQ es el área quemada en km^2 de la misma área (i,j); EQ es la eficiencia del quemado (proporción de biomasa consumida) del tipo de vegetación m (a-dimensional); E_k es el factor de emisión, es decir, la cantidad del gas k emitido por unidad de materia seca (g g^{-1}). Más adelante se describe cada una de las variables de la Eq. 1.1 y se propone un método para estimarlas. Los valores obtenidos, para de cada una de las variables, se presentan más tarde en la sección de resultados.

La información espacial de emisiones por quema de biomasa a partir del área quemada sirve como fuente de entrada de datos para modelos de transporte atmosférico. Existen varios modelos de transporte de contaminación atmosférica: GRACES (*Global-Regional Atmospheric Chemistry Event Simulator*) (Chatfield *et al.*, 1998), MM5 *mesoscale model* (Grell *et al.*, 2000), MOZART (*Model of Ozone And Related Tracers*)

(Horowitz *et al.*, 2003), y RAMS (*Regional Atmospheric Modeling System*) (Walko *et al.*, 2000). Este último ha sido utilizado en conjunto con el modelo de transporte CATT (*Coupled Aerosol and Tracer Transport*). El modelo CATT-BRAMS (*Brazilian Regional Atmospheric Modeling System*) ha sido utilizado para simular los flujos superficiales de carbono y material particulado PM_{2.5} y el transporte atmosférico durante las campañas de campo del proyecto LBA (Freitas *et al.*, 2007). Fue diseñado para estudiar las emisiones, la deposición y el transporte de gases y aerosoles asociados a la quema de biomasa en Sudamérica. La estimación de la cantidad de gases y aerosoles emitidos por quema de biomasa para alimentar el modelo CATT BRAMS es llamado *Brazilian Biomasa Burning Emisión Model* (3BEM) que se trata de un modelo “*bottom up*” (Longo *et al.*, 2007). Este modelo permitió simular el flujo de humo entre África y Sudamérica el cual esta marcado por la circulación anticiclónica ubicada sobre el océano Atlántico.

1.5. Objetivos

El objetivo principal dentro de este trabajo es estimar las emisiones de gases de efecto invernadero producidas por las quemadas de biomasa en Colombia para el periodo 2001 a 2006, basándonos en el método indirecto de estimación propuesto por Seiler y Crutzen (1980). Para ello, se pretende determinar cada uno de los factores propuestos es este método, incluyendo el término de factores de emisión. La definición de cada una de las variables del modelo se centrará en el máximo uso de datos satelitales. Para cada píxel quemado se calcula la masa del gas emitido, según las propiedades de la vegetación quemada y la estimación del tipo de quemado. De esta forma, se contribuye a la estimación regional de emisiones derivadas de biomasa quemada y al monitoreo e implementación del protocolo de Kyoto. Como objetivos específicos se han propuesto los siguientes:

Estimar la distribución espacial y temporal de biomasa

Se pretende generar mapas espacio-temporales de biomasa para Colombia, relacionando información de parcelas establecidas en campo e información obtenida por teledetección. Se han utilizado como datos de entrada varios productos del sensor MODIS, principalmente por su bajo costo, amplia documentación, resolución y cobertura global.

Los estudios previos de mediciones de biomasa en Colombia citados en este documento pueden ser extremadamente detallados y locales (a nivel de parcelas), cubriendo pequeñas superficies, o bien extremadamente generales, con datos tabulares o con píxeles mayores a medio grado (FAO, 2005; Olson *et al.*, 1985; Olson *et al.*, 2003). La meta en este punto es aumentar el nivel de detalle en la distribución espacial de la biomasa en el ámbito regional. Esto permitirá mejorar los análisis cuantitativos en los cambios de biomasa, especialmente en aquellos casos asociados a la ocurrencia de incendios. Adicionalmente, se busca reunir mediciones de biomasa en campo en Colombia y países limítrofes e incorporarlos dentro de un contexto regional con datos obtenido por teledetección. En última instancia, intentamos obtener un mapa de la distribución espacial de la biomasa para el área continental de Colombia con resolución de 500 m. Esto permitirá mejorar la resolución espacial de estudios previos, como los de Olson *et al.* (2003) a 50 km, o van der Werf *et al.* (2004) a 111 km.

Evaluar los productos de área quemada

Determinaremos la distribución espacio temporal del área quemada para Colombia. El objetivo general en esta sección será determinar la fiabilidad de los diversos productos globales de área quemada disponibles. La validación de estos productos es de gran interés, de cara a definir cuál es el más adecuado para la zona de estudio y ayudará a disminuir la incertidumbre en los estudios de estimación de emisiones por quema de biomasa. Adicionalmente, se busca demostrar el efecto de la fragmentación en el error de estimación de áreas quemadas, evaluar las diferencias en fiabilidad asociadas al tamaño del píxel y determinar el potencial de los algoritmos de área quemada para ser mejorados.

Definir un nuevo método de estimación para la eficiencia del quemado

Pretendemos determinar la distribución espacio temporal de la eficiencia del quemado, a partir de un nuevo método de estimación basado en la diferencia de verdor, antes y después del fuego. Se considera que los valores estándar de eficiencia del quemado sobrestiman la cantidad de vegetación consumida cuando el fuego es poco intenso y que los métodos previamente utilizados a partir de datos de satélite (basados en índices relativos de verdor) son poco precisos, al no tener en cuenta el estado de la vegetación

antes de fuego. Con el fin de proponer el nuevo método se analiza la disminución de los índices de vegetación consecutivos, antes y después de la ocurrencia del fuego. Se parte de la base de que una fuerte disminución del índice estaría relacionada con una mayor eficiencia del quemado

Caracterizar espacial y temporalmente las emisiones por quema de biomasa.

Aquí se pretende hacer una descripción a escala regional de la distribución espacial de las emisiones. Incluyendo en la descripción la frecuencia, las emisiones por tipo de cobertura y la densidad agregada en celdas de 5 km². Con este fin se busca generar un mapa de emisiones a partir de información satelital recolectada entre 2001 y 2006 con el apoyo de mapas de vegetación, inventarios forestales y valores estándar. Con la resolución de 16 días de los compuestos MODIS y diaria de los productos de área quemada se busca describir la distribución temporal de las emisiones.

2. MÉTODOS

2.1. Área de estudio

Colombia es un país tropical ubicado al Norte de América del Sur. Tiene un área total de 1.139.012 km² de territorio continental, dividido en 32 departamentos (comunidades) y 1073 municipios. La mayor parte del país se encuentra sobre la cadena montañosa de los Andes y las cuencas de los ríos Orinoco y Amazonas. La cordillera de los Andes se divide en Colombia en tres ramas: Occidental, Central y Oriental, que se encuentran separadas por los valles de los ríos Cauca y Magdalena. El clima está regido por la Zona de Convergencia Intertropical que determina la ocurrencia de precipitaciones en régimen bimodal, la temporada más seca se presenta en Enero con un veranillo en Julio, otras zonas del país tienen distribución unimodal. También existe una gran cantidad de humedad proveniente del océano pacífico que sube por el efecto orográfico de la cordillera los Andes y se traduce en zonas que superan precipitaciones anuales de 8.000 mm. Las condiciones de humedad y alta temperatura, en los sectores de menor altitud, promueven una rápida regeneración de la vegetación en gran parte del país. De hecho, se ha estimado que la región septentrional de Sur América es la zona de mayor productividad primaria neta del planeta, con 938 g C m⁻² año⁻¹ (van der Werf *et al.*, 2006).

Colombia ha sido dividida en cinco regiones naturales por el instituto geográfico Agustín Codazzi, a continuación se hace una descripción muy generalizada de las diferentes regiones y sus principales formaciones vegetales (Figura 1), además se busca dar una idea de la distribución espacial de cobertura del suelo, el clima y la geomorfología. De ninguna manera se pretende hacer una descripción exhaustiva.

2.1.1. Región Andina

La extensión de los Andes correspondiente a Colombia es bastante compleja dado que tiene un paisaje de montaña compuesta por tres cordilleras separadas por los ríos Cauca y Magdalena y con un alto proceso de fragmentación de la cobertura vegetal. Las principales ciudades del país se encuentran en esta región, donde se ha realizado el mayor desarrollo en infraestructura alternado con una alta producción agrícola. Resaltan los bosques de montaña (subandino, andino y altoandino) y los cultivos de café, las

plantaciones de caña de azúcar y la producción lechera. Los valles secos interandinos con vegetación subxerofítica contrastan con la humedad de los páramos y las nieves perpetuas, como por ejemplo la sierra nevada del Cocuy sobre los 5.500 m. Bajo la línea de nieve y sobre los 3.200 m se ubican los páramos, una formación de especial interés por su alto endemismo y escasa representación espacial. Se incluye en esta región, en frontera con Venezuela, una zona con una gran superficie boscosa denominada Catatumbo.

2.1.2. Región Amazónica

Se encuentra al Sur del país, contiene la mayor reserva de carbono en bosques primarios hidrófilos, aunque sometidos a fuertes tasas de deforestación (Armenteras *et al.*, 2006). Tiene una precipitación promedio de 3000 mm y una temperatura media de 24° C. Dos de los estudios de mayor relevancia que se han llevado a cabo en la Amazonía colombiana son el inventario basado en datos radar Proradam y el programa de investigación Tropenbos en la región de Araracuara en el departamento de Caquetá (Duivenvoorden, 1994). Esta región es quizá la más fuertemente afectada por los conflictos sociales de las últimas décadas que, además, incluye el cambio de los bosques primarios a cultivos ilícitos, la fumigación de los mismos con el plan Colombia (Sherret, 2005) y al conflicto de intereses entre las petroleras ECOPETROL y *Occidental Petroleum* con los indígenas U'wa por la extracción del crudo.

2.1.3. Región de La Orinoquía

La Orinoquía se caracteriza por la formación de sabanas con relieve plano a ondulado, también denominada “Llanos” en límites con Venezuela. Las gramíneas son el tipo de vegetación dominante, con diversos porcentajes de arbolado y bosques de ribera. La precipitación anual promedio es cercana a los 2.100 mm en régimen unimodal, con un período seco muy marcado en Enero, la temperatura media es de 26° C. Incluye administrativamente cuatro departamentos Arauca, Casanare, Meta y Vichada, cuya fuente económica se centra en la ganadería y la producción de petróleo. El Centro Interamericano de Agricultura Tropical CIAT ha realizado importantes estudios en la zona (Rippstein *et al.*, 2001). Esta región tiene un alto potencial para mecanización de cultivos por sus relieves planos. Sin embargo, los suelos presentan serias limitaciones químicas, físicas y biológicas debido a la fuerte acidez, altos niveles de aluminio

intercambiable, bajo fósforo disponible, baja saturación de bases, pobre estabilidad estructural y baja cantidad de materia orgánica (Amezquita *et al.*, 2004). Las principales transformaciones del uso del suelo en la zona son el reemplazo de los pastos nativos por pastos introducidos y por agricultura (Santana, 2007).

2.1.4. Región Pacífica

Esta región se encuentra al Oeste del país y es la segunda gran reserva de carbono, aunque con pérdidas de entre el 10 y el 20% de la cobertura original (Dinerstein *et al.*, 1995), con una deforestación anual estimada de 600 km². La vegetación se caracteriza por el bosque pluvial con precipitaciones entre 4.000 y 9.000 mm y con sectores que pueden alcanzar los 13.000 mm. Otros tipos de formaciones vegetales son los manglares y cativales. Algunos de los procesos que explican la alta precipitación de esta zona puede encontrarse en Mejía y Poveda (2005). Geomorfológicamente, consta de valles aluviales y zonas de montañas bajas y altas. La flora de esta región se caracteriza por su alta riqueza, se estima que existen como mínimo unas 8000 especies de plantas vasculares, de las cuales el 20% son estrictamente endémicas. En el estudio de plantas vasculares de Galeano *et al.* (1998) se encontraron 442 especies en 0,1 ha, quizá el mayor número de especies por unidad de área registrado en el planeta. Sus pobladores incluyen principalmente afro-descendientes y grupos indígenas como los Kuna, Emberá, Wounana y Eperara (WWF, 2007).

2.1.5. Región Caribe

Esta región está ubicada al Norte de Colombia presenta relieve plano e incluye extensiones importantes en mosaicos de sabana en la depresión Momposina y zonas áridas con matorrales en la península de la Guajira. Los tipos de vegetación más relevantes son los manglares, la vegetación xerofítica y los bosques secos. La temperatura promedio es de 27 grados con tasas de evapotranspiración de 1.400 mm y una precipitación anual inferior a los 760 mm, con dos épocas de lluvias intercaladas por una época seca marcada en Enero y otra menos marcada en Julio.

Al interior de esta región se encuentra la Sierra Nevada de Santa Marta que tiene un cambio en altitud que va desde el nivel del mar en la costa Caribe hasta nieves perpetuas sobre los 5.775 m, considerada como una isla biogeográfica independiente de la

cordillera de los Andes (WWF, 2008). Incluye vegetación xerofítica por debajo de los 500 m, bosques tropicales hasta los 1000 m, donde inician los bosques de niebla y zonas cafeteras. Sobre los 3.200 m se encuentra la vegetación de páramo. Se estima que el 85% de su vegetación natural ha sido modificada. Esta región, en conjunto con la región Andina, presenta los mayores niveles de conversión de bosques naturales a agricultura (Etter *et al.*, 2006).

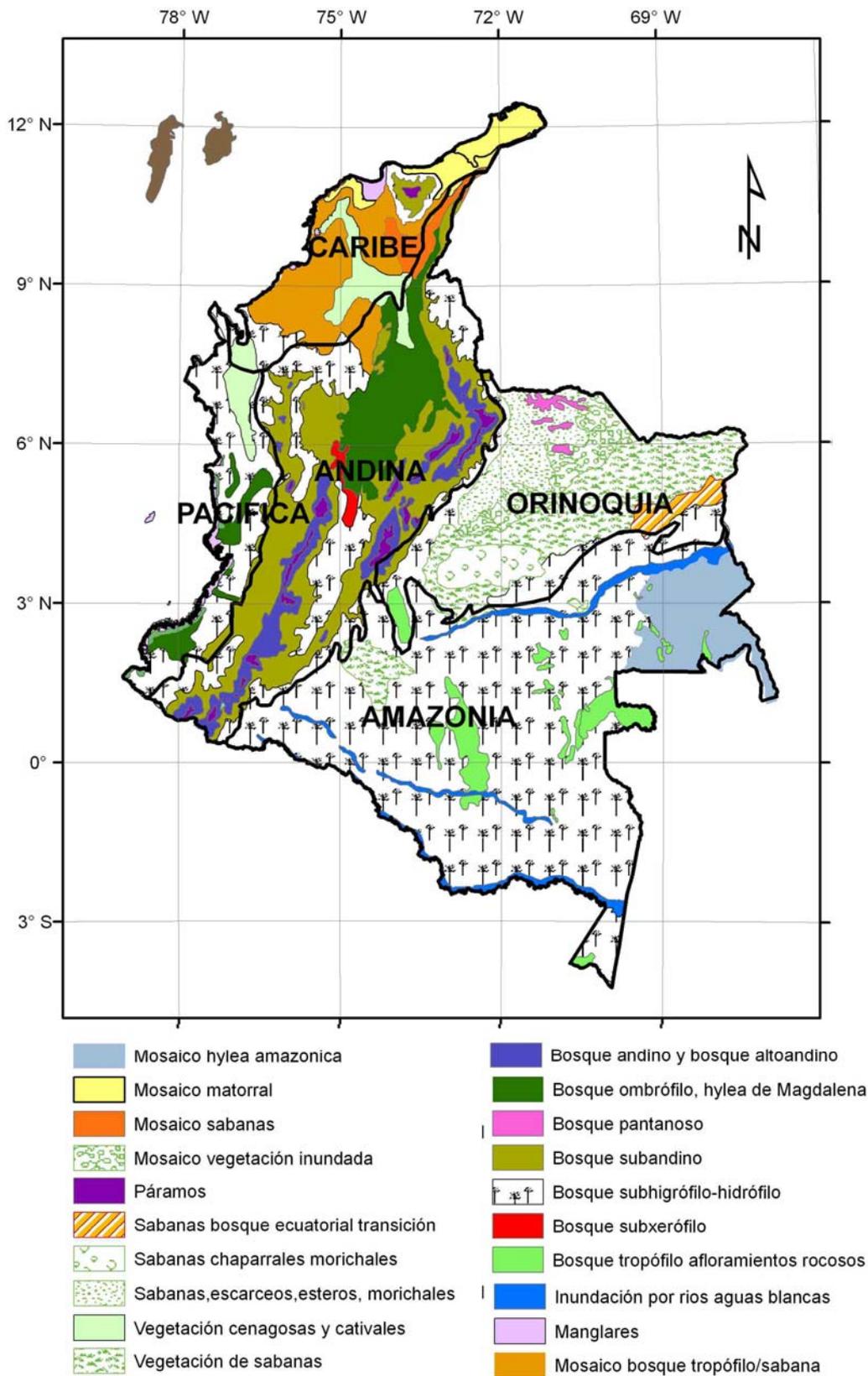


Figura 1. Regiones de Colombia y sus principales formaciones vegetales (3°~333 km).

El fuego y las emisiones en Colombia

En países en vía de desarrollo, como Colombia, las emisiones por biomasa quemada representan la mayor fuente de gases de efecto invernadero con respecto al resto de sus emisiones. Las tasas de deforestación fueron utilizadas en el pasado como el principal parámetro para estimar las emisiones de gases. Los estudios más recientes en Colombia sobre cambio en el uso del suelo aluden a importantes disminuciones en bosques nativos (Armenteras *et al.*, 2006; Etter *et al.*, 2006). Estas tierras, una vez deforestadas, continúan siendo una fuente sustancial de emisiones por varios años, debido a la quema frecuente de la regeneración y de los pastizales (Guild *et al.*, 2004) y representan un altísimo potencial de emisiones en las próximas décadas (Fearnside, 2000).

El régimen general de incendios en coberturas vegetales en Colombia se caracteriza por la mayor ocurrencia durante las temporadas secas anuales; la primera durante los meses de Diciembre a Marzo y la segunda en los meses de Julio y Agosto. Estos periodos se intensifican o atenúan simultáneamente en todo el país, tanto en número de eventos como en área total afectada, según sea la incidencia regional de los fenómenos de El Niño y La Niña (Carmona *et al.*, 2005). No obstante, las diferencias climáticas y orográficas en Colombia hacen que el comportamiento de los incendios sea considerablemente distinto según la región. ¹

En la región Andina se realizan prácticas culturales de uso del fuego asociadas a la producción agrícola y ganadera, entre Julio y Septiembre principalmente. Un ecosistema particularmente vulnerable sometido al fuego es el de pastizales y frailejones de las zonas de páramo, sobre los 3.200 m de altura. Los incendios recurrentes en esta zona han generado mucho interés en los estudios de alta montaña y las adaptaciones de su fauna y flora al cambio climático. Por otro lado, en el departamento del Valle del Cauca al rededor de los 1.000 m de altura, se realizan quemas abiertas controladas de caña de azúcar aunque reguladas por la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca. En la región de la Amazonía colombiana, los incendios ocurren en el piedemonte Amazónico y en la Serranía de la Macarena, en mayor parte por cambio de

¹ Parte de la información que se presenta a continuación puede consultarse en la página del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM).

<http://www.ideam.gov.co/temas/incendios/index4.htm>

uso del suelo de bosque a agricultura. La región de la Orinoquía es la más activa en ocurrencia de incendios. Estas sabanas son afectadas por incendios recurrentes y de amplia extensión, principalmente en el periodo seco (Enero a Marzo). El fuego es ocasionado por actividades de caza, pesca y, sobretodo renovación de pastizales. En la región Caribe las sabanas y bosques secos están sometidas a fuegos no controlados debido a la caza y a las prácticas ganaderas, especialmente en las ciénagas de la depresión Momposina, La Mojana y el complejo cenagoso del Canal del Dique. En la región del Pacífico se presenta quema de biomasa a pesar de la alta precipitación, especialmente al Norte, en la llanura aluvial y fluvio-lacustre del río Atrato y en las ciénagas de Tumadó. Esta zona ha sido susceptible al fuego ante la ocurrencia del fenómeno de El Niño.

La toma de registros sobre quema de biomasa en Colombia se realiza desde 1986 aunque con grandes carencias. Actualmente el órgano encargado de mantener las estadísticas sobre ocurrencia de incendios es el IDEAM a través del Sistema de Información Estadístico Forestal para Colombia (SEFC). Un estudio sobre información histórica (IDEAM, 2004) alude a numerosas fuentes de error sobre el área quemada reportada, incertidumbre sobre el sitio de la ocurrencia del fuego y falta de registro del tipo de vegetación expuesta. El estudio en cuestión no utiliza datos obtenidos por teledetección y se limita exclusivamente a los reportes de campo de las diferentes autoridades ambientales, con lo cual se espera una alta subestimación de la ocurrencia del fuego.

Por otro lado, el inventario nacional de emisiones de gases efecto invernadero ha sido realizado por la Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, con el apoyo de diversos ministerios y la Agencia Alemana de Cooperación Técnica (GTZ). Este inventario sigue la metodología establecida por el IPCC y reporta resultados para CO₂, CH₄, N₂O, NO_x CO y compuestos orgánicos volátiles distintos al metano (NMHC) (González, 1998). En dicho estudio se reporta que la fuente antropogénica que genera más emisiones de CO₂ es el cambio de uso de la tierra y la silvicultura, responsable del 66,6% del total, mientras que el sector de la energía solo emite el 31,4%. Actualmente el gobierno colombiano se encuentra desarrollando la Segunda Comunicación Nacional (SCN) en el inventario de gases de efecto invernadero para los años 2000 y 2004.

2.2. Datos de entrada

2.2.1. Productos MODIS

2.2.1.1. Características del sensor

Una fuente clave de información para lograr los objetivos planteados en esta tesis doctoral han sido las imágenes de satélite obtenidas por el sensor MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*). Este sensor fue incluido en el satélite Terra lanzado por NASA en Diciembre de 1999 y en el Aqua, lanzado en Mayo de 2002, orbitando la tierra a una altura de 705 km. MODIS ha sido diseñado para obtener una gran cantidad de productos atmosféricos, terrestres y marinos, entre los que pueden citarse la cubierta de nubes, los flujos radiativos, propiedades de los aerosoles; vigor vegetal, cambios en la cobertura del suelo, dinámica de la vegetación, temperatura en superficie, ocurrencia del fuego, efecto de volcanes, distribución del fitoplancton y eficiencia fotosintética (Guenther *et al.*, 2002). De las 36 bandas que tiene este sensor, algunas se utilizan para extraer información básica y otras para facilitar las correcciones atmosféricas. Las más destacadas aparecen en la Tabla 1. El equipo de aplicaciones terrestres MODIS (MODLAND) produce una serie de productos de alto nivel (más allá de la radiancia del sensor) importantes para las investigaciones en cambio global. Estos productos incluyen:

- Variables del balance de radiación: reflectividad en superficie, temperatura en superficie y emisividad, cobertura de nieve y hielo

Tabla 1. Bandas espectrales y resolución de los sensores MODIS en la plataforma Terra y Aqua utilizadas por MODLAND.

| Resolución | |
|------------|-------------------------|
| Espacial | Bandas espectrales (nm) |
| 500 m | 459–479 |
| 500 m | 545–565 |
| 250 m | 620–670 |
| 250 m | 841–876 |
| 500 m | 1.230– 1.250 |
| 500 m | 1.628– 1.652 |
| 500 m | 2.105– 2.155 |
| 1 km | 3.929– 3.989 |
| 1 km | 10.780– 11.280 |
| 1 km | 11.770–12.270 |

- Variables de ecosistemas: índices de vegetación, índice de área foliar (LAI *leaf area index*), fracción activa de radiación para fotosíntesis (FPAR *fractional photosynthetically active radiation*), producción de la vegetación fotosíntesis diaria (PSN) y productividad primaria neta anual (NPP)
- Características de las coberturas terrestres: anomalías térmicas, área quemada, cobertura del suelo, y mapas de proporción de vegetación (VCF *vegetation continuous fields*).

En este punto, es importante resaltar la alta resolución temporal de este sensor que permite generar imágenes repetitivas del mismo sitio. Esto ha demostrado ser de gran utilidad para generar series de tiempo y hacer el seguimiento de procesos continuos, como por ejemplo la fenología, ó procesos discretos como la identificación áreas quemadas en zonas de cobertura vegetal.

La correcta interpretación de series de tiempo, largas y de carácter global, requieren de la capacidad de discriminar entre el ruido y los cambios de los procesos terrestres que se están monitoreando. MODIS ofrece un conjunto de herramientas de estimación de la calidad QA (*Quality Assessment*), que son parte integral del proceso de producción. Estos datos se enfocan a evaluar y documentar la calidad de la información científica de los productos, con respecto al desempeño deseado (Roy *et al.*, 2002). Por está razón, MODIS permite al usuario consultar la calidad para cada píxel y asegurar que los productos han sido generados sin errores o artilugios. En muchos casos la información MODLAND tiene significado únicamente cuando se consulta la estimación de la calidad (Roy *et al.*, 2002). A continuación se describen los productos MODIS y la información auxiliar que fue utilizada para la estimación de emisiones por biomasa quemada en Colombia.

2.2.1.2. Compuestos MODIS

El término compuesto se utiliza en adelante para referirnos a una técnica que permite seleccionar la mejor observación obtenida por un sensor dentro de un periodo de tiempo fijo, usualmente 8, 16 ó 32 días. La radiancia que obtienen los sensores de la superficie terrestre corresponde a la energía reflejada desde el suelo con distintos ángulos de iluminación solar, lo que influye en la consistencia temporal de la señal, a consecuencia

de los procesos de reflectividad direccional (la reflexión es mas intensa en ciertas direcciones). Después de aplicar las correcciones atmosféricas y convertir la radiancia a reflectividad corregida al suelo, sigue habiendo algunos efectos de carácter anisotrópico, que cambian según el tipo de cobertura, la proporción entre suelo y vegetación al interior del mismo píxel y la geometría Sol-Tierra-Sensor (Chuvieco, 2007; van Leeuwen *et al.*, 1999). Por lo tanto, algún conocimiento sobre la función de distribución de reflectividad direccional (*BRDF Bidirectional Reflectance Distribution Function*) es necesario para utilizar la información del sensor. Si se tiene en cuenta que la variabilidad de la geometría (dinámica del satélite de órbita polar y movimiento aparente del Sol) es alta, y si asumimos una alta presencia de nubes, entonces se puede concluir que generar información homogénea, por ejemplo cada 16 días, es un gran reto. Por esta razón, para cada píxel se selecciona el dato de una serie de tiempo que cumpla dos requisitos: lo más cerca al nadir posible y libre de nubes. Por estas razones, se generan compuestos a partir de las imágenes diarias. Además de eliminar información redundante, se mejora considerablemente la consistencia temporal de la información adquirida por el sensor, de cara a un seguimiento continuo, en el tiempo y espacio, de la superficie terrestre y la dinámica de la vegetación. En nuestro caso, utilizamos compuestos de 16 días, obtenidos a partir de las imágenes diarias.

2.2.1.3. Descarga de los productos

Las imágenes MODIS se organizan en ventanas, de $10^{\circ} \times 10^{\circ}$, formando un sistema de referencia mundial Figura 2. De esta forma, cualquier punto sobre la superficie terrestre puede ubicarse con la intersección de filas (horizontal) y columnas (vertical) de un plano cartesiano. Para nuestra zona de estudio ha sido preciso descargar las ventanas H10V07, H10V08, H10V09, H11V07, H11V08 y H11V09 que incluyen la totalidad del territorio colombiano.

Cada producto MODIS se encuentra acompañado de su respectiva información de calidad, que varía según sus características o procedimientos empleados en su generación. De esta forma, cada píxel contiene un estimado de calidad, que puede utilizarse para reemplazar aquellos marcados con baja calidad empleando métodos de interpolación lineal basados en píxeles vecinos en el tiempo o en el espacio. En este trabajo se propone la interpolación lineal en series temporales.

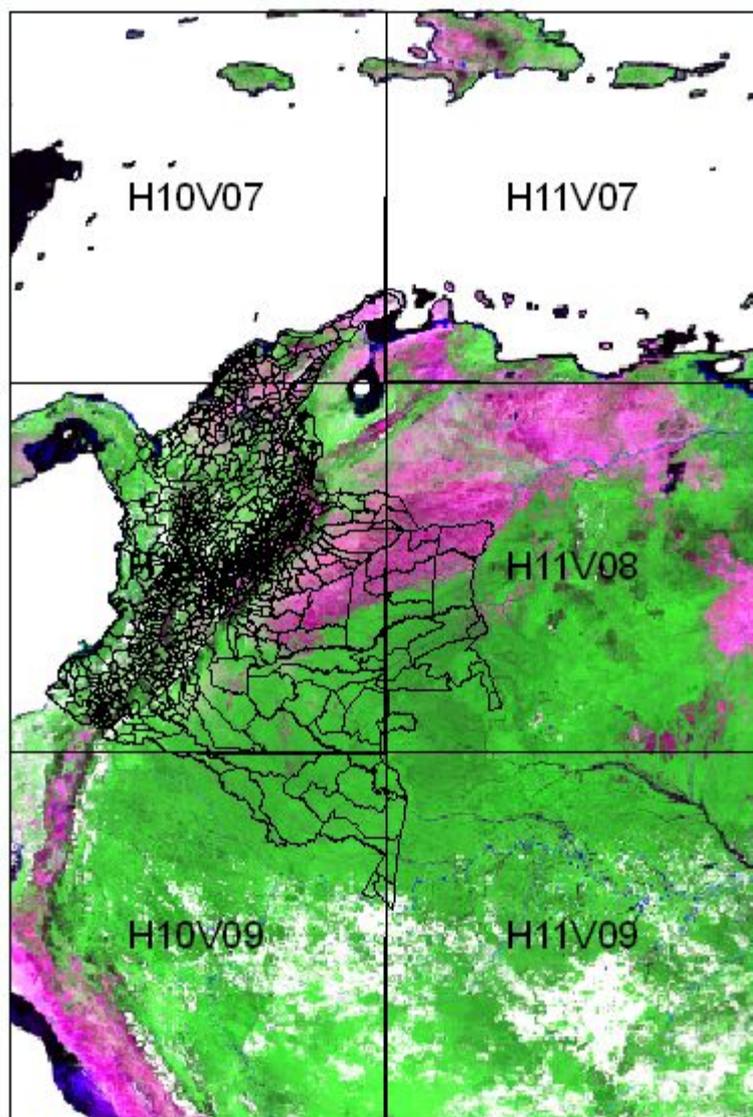


Figura 2. Sistema de referencia MODIS para Colombia. Extensión geográfica de las ventanas H10V07, H11V07, H10V08, H11V08, H10V09, H11V09. Que cubren toda el área continental del país

Después de obtener los gránulos vía ftp se utilizó la herramienta MRT (DAAC, 2006) para generar los mosaicos. Estos se transforman de la proyección original de Sinusoidal a la UTM18 utilizando el remuestreo con el método del vecino más cercano, cada mosaico corresponde a un periodo de 16 días y está compuesto por 6 ventanas siendo delimitado por las siguientes coordenadas geográficas: superior izquierda con latitud 13,45 y longitud -84,75 e inferior derecha con latitud -5,96 y longitud -65,16. La serie

de tiempo se conforma por un total de 138 fechas entre Enero de 2001 y Diciembre de 2006.

Posteriormente se utilizó la herramienta LDOPE (DAAC, 2004) que permite la extracción de los bits de calidad por píxel en cada ventana y la consecuente generación de mosaicos y remuestreos de la información de calidad. Se utilizan en los análisis solo aquellos píxeles del campo obligatorio de los *Scientific Data Sets* (SDS) con combinación de bits 00 ya que no contienen ningún efecto por nubes y se excluyen los de baja calidad. Se puede encontrar información mas detallada en Roy *et al.* (2002). Los píxeles de baja calidad fueron reemplazados en toda la serie de tiempo dado que conocíamos su ubicación espacial y temporal. Los píxeles marcados con baja calidad fueron reemplazados con interpolaciones lineales entre compuestos temporales adyacentes t_{-2} t_{-1} y t_{+1} t_{+2} . Dado que el filtro es temporal debe ser en una sola dirección y consta del promedio de las cuatro fechas adyacentes, dos antes y dos después del valor a reemplazar utilizando el siguiente filtro:

| t_{-2} | t_{-1} | | t_{+1} | t_{+2} |
|----------|----------|-----|----------|----------|
| | | | | |
| 0.25 | 0.25 | (X) | 0.25 | 0.25 |
| | | | | |
| | | | | |

(X): Píxel marcado como de baja calidad.

2.2.1.4. MOD13 Índice de vegetación

Los índices de vegetación (IV) considerados en este trabajo han sido el NDVI y el EVI con sus respectivos valores de calidad (*Quality Flags*). Los índices pueden descargarse de: <http://glovis.usgs.gov/> y la explicación de los valores de calidad reportados pueden consultarse en: https://igskmncnwb001.cr.usgs.gov/modis/moyd13_qa_v4.asp Los índices de vegetación NDVI y EVI de MODIS denominados MOD13*, utilizan como datos de entrada los valores de reflectividad en superficie MOD09 (compuesto de 8 días). Existen 4 productos de índices de vegetación distintos dependiendo de la resolución espacial y temporal de los compuestos (Tabla 2):

Tabla 2. Productos considerados para caracterizar la vegetación en el programa MODIS

| Longitud del compuesto y tamaño del píxel | Terra ⁽¹⁾ | Aqua ⁽²⁾ |
|---|-------------------------------|-----------------------------|
| IV 16 días L3 (250 m) | MOD13Q1 V004,5 ⁽³⁾ | MYD13Q1 V004 |
| IV 16 días L3 (500 m) | MOD13A1 V004,5 | MYD13A1 V004 |
| IV 16 días L3 (1000 m) | MOD13A2 V004,5 | MYD13A2 V004 ⁽⁴⁾ |
| IV mensual L3 (1000 m) | MOD13A3 V004,5 | MYD13A3 V004 |

⁽¹⁾MOD: Terra, horas de la mañana

⁽²⁾MYD: Aqua horas de la tarde

MCD: Terra + Aqua

⁽³⁾ V004, V005. Versiones 4 y 5 respectivamente. La versión 5 se encuentra limitada para distribución en Internet hasta los datos de finales de 2001 (nota de dic-18-2006)

⁽⁴⁾Producto propuesto para este trabajo

Las bandas que se utilizan para el cálculo del índice de vegetación son la banda 2, que corresponde al infrarrojo cercano IRC (841-876 nm), y la 1, que corresponde al rojo (620-670 nm) y azul (459-479 nm), respectivamente. Las fórmulas para el cálculo son las siguientes:

$$\text{NDVI} = (\text{IRC} - \text{Rojo}) / (\text{IRC} + \text{Rojo}) \quad \text{Eq. 2.1}$$

$$\text{EVI} = G * [(\text{IRC} - \text{Rojo}) / (\text{C1} + \text{IRC} + \text{C2} * \text{Rojo} - \text{C3} * \text{Azul})] * 10.000 \quad \text{Eq. 2.2}$$

Donde,

IRC: Infrarrojo cercano

NDVI: *Normalized difference vegetation index*

EVI: Enhanced Vegetation Index (escalado 10.000). Figura 3.

C1 = 1,0 Factor ajustado para suelo desnudo

C2 = 6,0 Coeficiente de resistencia atmosférica

C3 = 7,5 Coeficiente de resistencia atmosférica

G = 2,5 *Gain factor*.

Ecuaciones tomadas de: http://tbrs.arizona.edu/project/MODIS/vi_quality.php

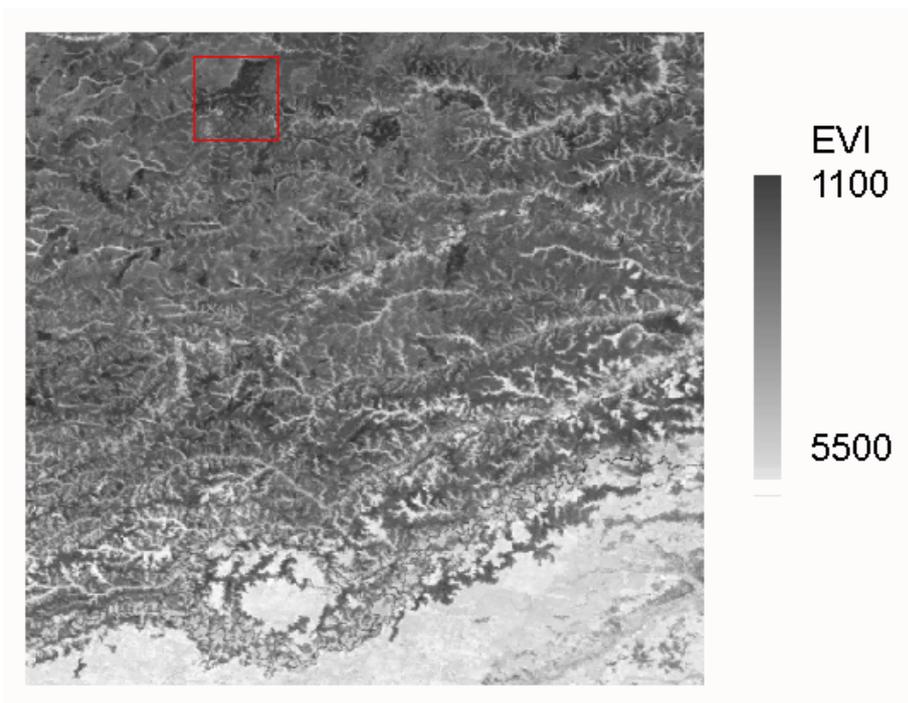


Figura 3. Valores del índice de vegetación EVI en un paisaje de la Orinoquía. Nótese los valores más bajos asociados a un área quemada en el recuadro, y los valores más altos, abajo, en bosques perennifolios latifoliados.

El tamaño de los archivos varía considerablemente, dependiendo del tamaño del píxel: así, el producto MOD13Q1 tiene 250 m de píxel y 507 MB por escena, el producto MOD13A1 tiene 500 m de píxel y 124 MB por escena y el MOD13A2 o MYD13A2 tienen 1 km de píxel y 32 MB de tamaño. Nótese que el canal azul es de 500 m y debe cartografiarse a 250 m para obtener el MOD13Q1, mientras que los canales de 500 m deben agregarse a 1.000 m para los productos denominados MOD13A2 de 16 días y MOD13A3 de un mes. El producto seleccionado para este trabajo es el MOD13A1 (500 m cada 16 días), que se consideró adecuado para el nivel de detalle espacial en el ámbito regional y la resolución temporal necesaria para hacer el seguimiento de los procesos intra-anales de la vegetación.

Características del producto MOD13A1:

- Compuestos de 16 días
- Resolución espacial: 500 m
- Proyección: ISIN Grid
- Área = $\sim 10^\circ \times 10^\circ$ lat/long

- Tamaño: 2400 * 2400 filas/columnas
- Tamaño del archivo: 124 MB
- Formato de los datos = HDF-EOS
- Science Data Sets (SDSs) = 11

Una vez corregidos los píxeles de baja calidad se aplicaron medias móviles de cuatro valores a toda la serie de tiempo para disminuir el ruido. La Figura 4 compara los valores originales MOD13A1-EVI con los valores después de aplicar tanto el filtro temporal descrito arriba como el filtro de suavizado de mediana. En general se encuentra un aumento en los valores de EVI después de aplicar los filtros pasando la media EVI de 4.511 a 4.529. El EVI calculado con píxeles contaminados por nubes arroja valores más bajos que la vegetación sana debido a la alta reflectividad en la parte visible del espectro electromagnético, por lo tanto el reemplazo de píxeles de baja calidad debe resultar en valores de EVI más altos. A pesar de que el área de estudio se encuentra dividida por la línea del Ecuador y la vegetación es fenológicamente menos variable que en zonas templadas, se observa un período marcado de incremento EVI entre Marzo – Noviembre, este incremento viene acompañado por la ocurrencia de lluvias tras el periodo seco de Enero.

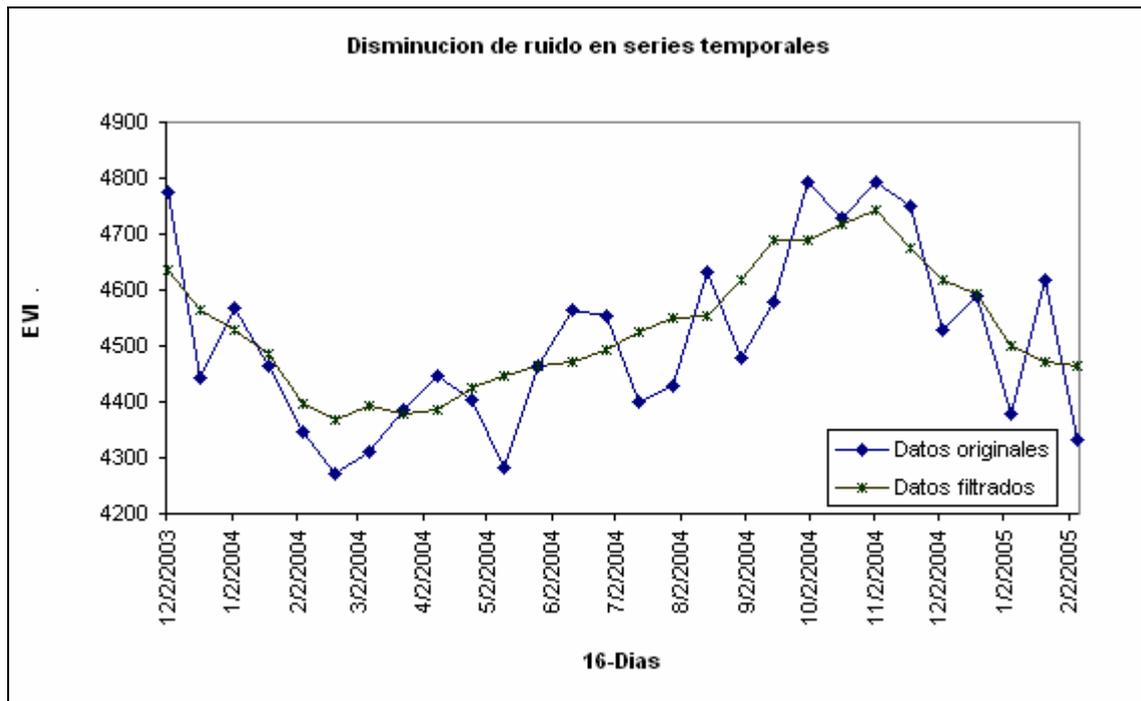


Figura 4. Efecto del filtro direccional y del filtro de mediana en la corrección de valores de baja calidad y suavizado intra-anual. Cada dato corresponde a la media de MOD13A1-EVI en toda Colombia

2.2.1.5. MOD17 Fotosíntesis y productividad primaria

Este producto es el resultado de la estimación de la productividad de la vegetación a partir de la radiación absorbida en el rango del espectro fotosintético. La proporción en la cual la energía lumínica es transformada en biomasa de las plantas es conocida como Productividad Primaria. La sumatoria de toda la energía convertida en biomasa se conoce como Productividad Primaria Bruta. La productividad primaria bruta GPP (*Gross Primary Production*) está directamente relacionada con los cambios en biomasa en la vegetación y se mide tradicionalmente en gramos de carbono por unidad de área por día (Zhao *et al.*, 2005).

El producto MOD17 es el primero que estima globalmente la productividad primaria neta para las masas emergidas, ofreciendo datos casi en tiempo real. Tiene dos subproductos: MOD17A2, que contiene compuestos de 8 días de productividad primaria bruta (GPP) y fotosíntesis neta (PsnNET); y MOD17A3 que contiene productividad primaria neta (NPP). La productividad primaria bruta GPP se obtiene a partir de información de cobertura vegetal, la fracción de radiación fotosintéticamente activa e información meteorológica de la oficina de asimilación de datos (DAO). De esta forma

se puede estimar la cantidad de carbono transformado según la radiación disponible para las plantas. Sin embargo, todas las plantas utilizan parte de la fotosíntesis para los procesos de mantenimiento de la respiración; por ello, es necesario restar de la productividad primaria bruta la energía utilizada en procesos de respiración. Esta resta es estimada y generada como Fotosíntesis Neta diaria PsnNet (Heinsch *et al.*, 2003). Tanto GPP como PsnNets serán utilizados como aproximación a los cambios en biomasa mensuales de la vegetación.

2.2.1.6. MOD44B (Vegetation Continuous Fields, VCF)

El producto VCF para arbolado ha sido elaborado con un nivel de detalle lo suficientemente alto como para detectar cambios interanuales de la cobertura forestal. Este mapa se basa en las observaciones de reflectividad en superficie de 8 días. Está compuesto por píxeles de 500 x 500 m, donde cada píxel contiene el porcentaje de arbolado, herbáceas y suelo desnudo, este mapa de vegetación es, por tanto, continuo en lugar de discreto. Se utiliza un gran número de índices para capturar la variación anual de las características de la vegetación. Los índices incluyen el máximo verdor, la temperatura mínima, y la observación del objeto más oscuro, entre otras. Los índices son seleccionados de forma tal, que permitan la mayor discriminación y que no tengan autocorrelación (King *et al.*, 2004).

El algoritmo se basa en una regresión en árbol, donde cada una de las ramas se bifurca a partir de un criterio aplicado sobre un índice y se entrena con información de porcentaje de cubierta vegetal obtenida de imágenes de alta resolución. La asignación de porcentaje se logró calculando 68 índices, siendo uno de los más importantes el NDVI, dado que permite clasificar las coberturas vegetales a partir de su firma genérica (Hansen *et al.*, 2003). La información de entrada incluye, entre otras, las 7 bandas MODIS-Terra para el estudio de tierra firme y 4 canales de temperatura de brillo (AVHRR). Con el fin de crear las regiones de entrenamiento se utilizaron 250 imágenes Landsat, clasificadas en 4 clases de porcentaje de arbolado. De esta forma, las regiones de entrenamiento actúan como variables dependientes, mientras los índices actúan como variables independientes en un algoritmo de regresión en árbol (Hansen *et al.*, 2002). Más información puede consultarse en <http://glcf.umiacs.umd.edu/data/vcf/>

Una de las aplicaciones más importantes es quizá ofrecer un estimado global y consistente de la cobertura boscosa, consistente en el tiempo, y que no depende de los criterios nacionales para definir la superficie arbolada, que pueden ser muy variados en cada país. El producto VCF puede ser utilizado para estimar reservas de carbono con base en los estimados de deforestación; si se comparan múltiples productos anuales MOD44B, es posible determinar cambios en la extensión de bosques e inventarios de carbono en el tiempo (King *et al.*, 2004).

En nuestro caso, los datos se obtuvieron del GLCF (*Global Land Cover Facility*) donde están disponibles las versiones 3 y 4. A la fecha de la realización de este trabajo solo existen datos del porcentaje de la capa árboles en la colección 4, faltan las capas de herbazales y suelo desnudo. Se seleccionó la colección 3, Figura 5, por permitir el análisis de las tres capas, adicionalmente se encontró que el valor máximo en la colección 4 en zona exclusivamente boscosa es de 76%, lo cual dista de la interpretación de las imágenes de mayor resolución espacial. La colección 3 para 2001 tiene las tres capas y está disponible para toda Sur América en un solo archivo, por su parte la colección 4 utiliza un sistema de referencia mundial por celdas, Colombia se encuentra comprendida en 4 celdas: PN1718, PN1920, ML1718 y ML1920.

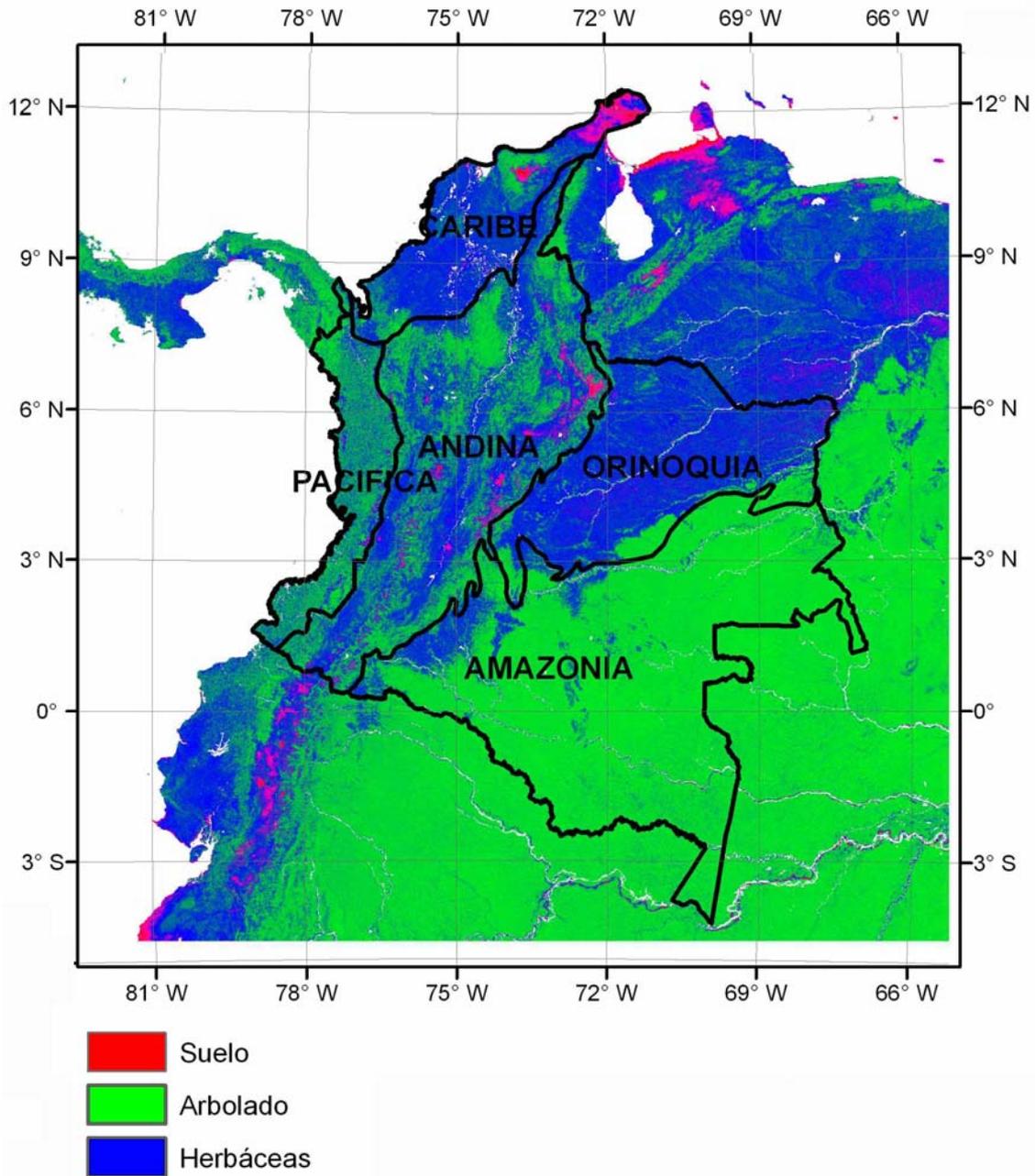


Figura 5. Mapa continuo de vegetación. Proporción de suelo, arbolado y herbáceas MOD44B por píxel.

2.2.1.7. MOD12Q1 Mapa de coberturas

Con el fin de definir las coberturas vegetales para toda nuestra zona de estudio, utilizamos el producto MODIS MOD12Q1 con resolución espacial de 1 km². Este mapa se generó con una clasificación de árboles de decisión. Las regiones de entrenamiento provienen de una base de datos obtenida a partir de imágenes de alta resolución, asociada con información auxiliar. Cada píxel además de tener asignada una clase IGBP, tiene la probabilidad de pertenecer a la clase que ha sido asignado (Friedl *et*

al., 2002). Aunque aún se esperan versiones mejoradas de este producto los autores consideran que se encuentra listo para ser utilizado en publicaciones científicas. El método de obtención de los datos, mosaicos y cambio de sistema de referencia es el mismo descrito previamente para los índices de vegetación. Para este trabajo se seleccionó la leyenda que identifica 17 clases de cobertura definidas por el programa internacional de la geosfera y la biosfera (IGBP), incluyendo 11 clases de vegetación natural, 3 clases de cobertura modificada por el hombre, hielo/nieve permanente, vegetación dispersa y agua Figura 6. La Tabla 3 describe las clases que fueron identificadas en Colombia.

Tabla 3. Descripción de las clases de cobertura vegetal en el sistema IGBP y adaptado por MODIS.

| Clase IGBP | |
|-----------------------|---|
| Conífera perennifolia | La vegetación dominante son coníferas perennifolias leñosas con una cobertura superior a 60% y una altura que excede los 2 m. Casi todos los árboles permanecen verdes todo el año. El dosel nunca esta sin cobertura verde |
| Frondosa perennifolia | La vegetación dominante son frondosas perennifolias leñosas con una cobertura superior a 60% y una altura que excede los 2 m. Casi todos los árboles y matorrales permanecen verdes todo el año. El dosel nunca está sin cobertura verde. |
| Frondosa caducifolia | La vegetación dominante es de leñosas con una cobertura superior a 60% y una altura que excede los 2 m. Consiste en comunidades de frondosas caducifolias con un ciclo anual en el que mantiene y pierde las hojas. |
| Bosque mixto | La vegetación dominante es de árboles con una cobertura superior al 60% y una altura que excede los 2 m. Consiste en comunidades de árboles dispersos y mezclados o en mosaicos de los otros tipos de bosque. |
| Matorral cerrado | Vegetación leñosa con menos de 2 m de altura y con cobertura del matorral superior al 60%. El matorral puede ser tanto perenne como caducifolio. |

Continúa Tabla 3

| | |
|--------------------------------------|--|
| Matorral abierto | Vegetación leñosa con menos de 2 m de altura y cobertura del matorral entre el 10-60%. El matorral puede ser tanto perenne como caducifolio. |
| Sabana arbolada | Vegetación herbácea y propia de sotobosque, con una cobertura del dosel entre 30-60%. La altura del arbolado excede 2 m. |
| Sabana | Vegetación dominada por herbáceas y sotobosque, con una cobertura del dosel entre 10-30%. La altura del arbolado excede 2 m. |
| Pastizal | Vegetación dominada por herbáceas. La cobertura de arbolado y matorral es inferior al 10%. |
| Humedales | Terrenos con una mezcla permanente de agua, herbácea y vegetación leñosa. La vegetación puede estar en aguas dulces, saladas o de agua estancada. |
| Cultivos | Terrenos cubiertos con cultivos temporales seguido de cosecha y suelos desnudos. Cultivos leñosos perennes serán clasificados dentro del respectivo matorral o bosque. |
| Área Construida | Construcciones e infraestructura |
| Mosaico de Cultivos | Terrenos con mosaicos de cultivos, bosques, matorral y pastizales en el cual ningún componente supera más del 60% del paisaje. |
| Agua | Océanos, mares, lagos, pantanos, y ríos. Pueden ser de agua dulce o salada. |
| Suelo desnudo Vegetación dispersa | – Terrenos con suelo expuesto, arena, rocas o nieve, nunca con una cobertura vegetal que supere el 10% |

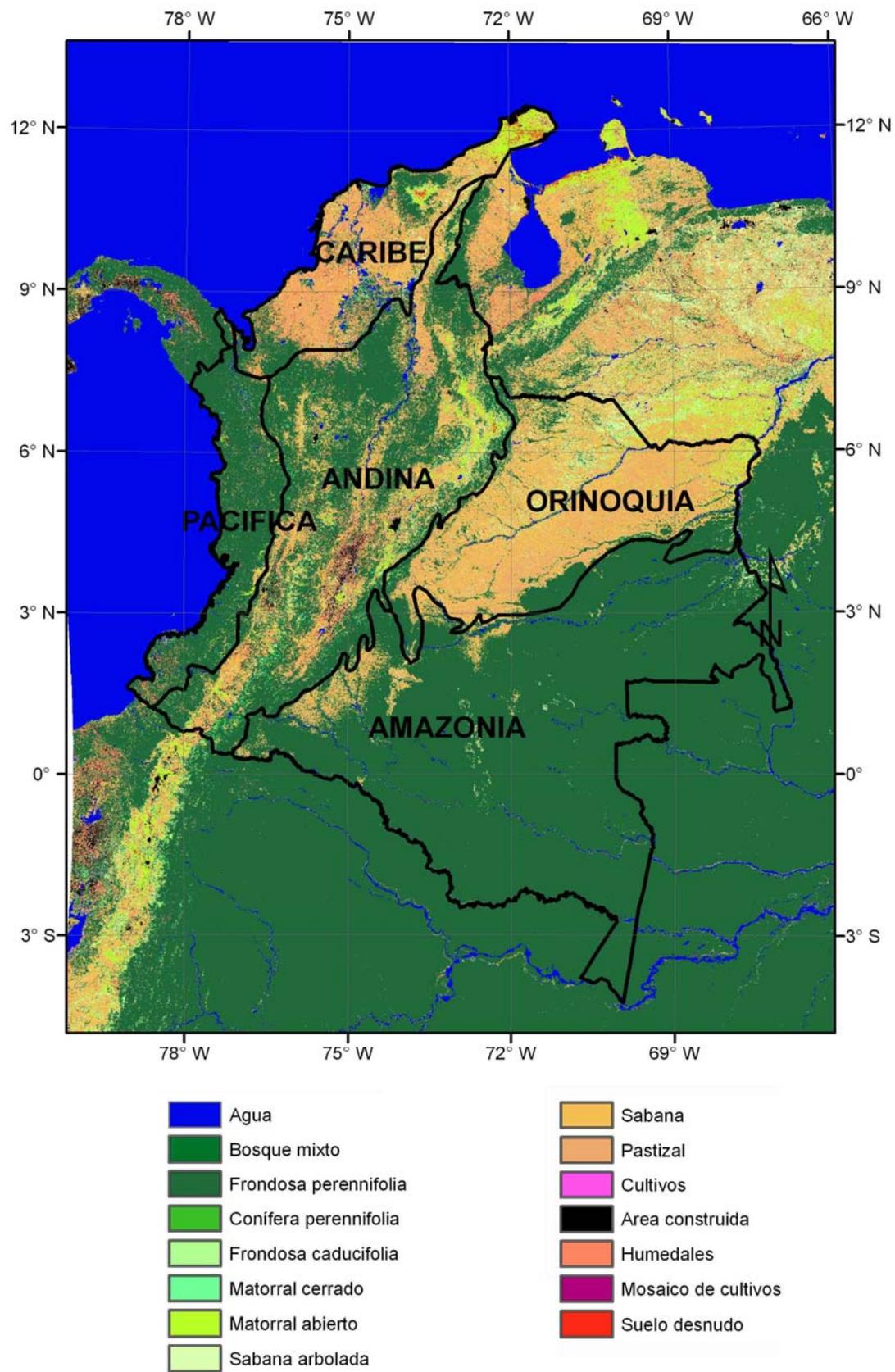


Figura 6. Mapa de coberturas MOD12Q1 con leyenda IGBP.

Adicionalmente, con el fin de estratificar los bosques primarios y secundarios se utilizó el mapa de Uso del Suelo elaborado por el Instituto Geográfico Agustín Codazzi IGAC (Hacienda-IGAC, 1985). Este mapa tiene formato vectorial de polígonos, y ha sido generado por el conocimiento de expertos con técnicas de interpretación de fotografías aéreas e imágenes de satélite. El nivel de detalle corresponde a 1:1500000 y consta de 24 categorías. La distribución de bosques secundarios fue actualizada utilizando técnicas de interpretación visual sobre imágenes de satélite, Figura 7.

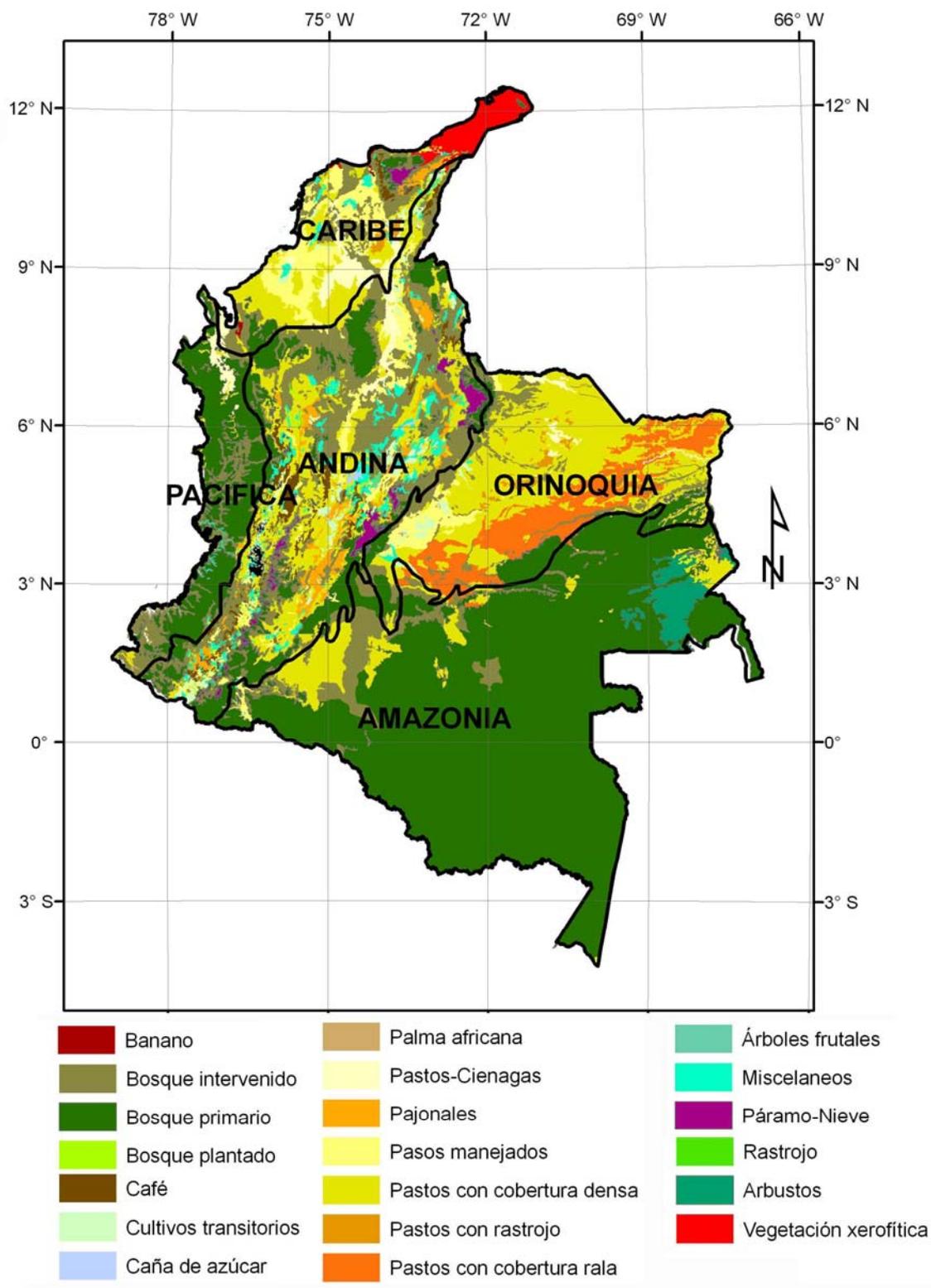


Figura 7. Mapa de usos del suelo IGAC, con actualizaciones en bosques intervenidos.

2.2.2. Mapas TRMM (Tropical rainfall measurement mission)

Dado el alto impacto de las nubes en la calidad de los píxeles y la influencia de los períodos de lluvia en la vegetación se optó por relacionar los datos MODIS con datos de precipitación. Esta información es de especial interés pues permitirá tener conocimiento sobre los patrones mensuales e interanuales de la humedad, que tiene un gran impacto, no solo para el crecimiento de la vegetación, sino también para determinar el principio y el fin de la temporada anual de los incendios. Para ello, se seleccionaron los datos acumulados de precipitación de 10 días del programa *Tropical Rainfall Measurement Mission* (TRMM) <http://trmm.gsfc.nasa.gov/>. Esta misión es liderada por la Agencia Nacional para el Desarrollo Espacial de Japón (NASDA por sus siglas en inglés). Se trata de teledetección por radar que puede detectar estructuras tridimensionales de precipitación tropical y extra tropical en la atmósfera durante el día y durante la noche, tanto en tierra firme como en el océano (Shimizu *et al.*, 2001) detectando precipitaciones mínimas de 0.7 mm h^{-1} (Kawanishi *et al.*, 2000). En la Figura 8 se observa la distribución espacial de las precipitaciones para los acumulados de Enero, Abril y Agosto (RGB). En el flujo de humedad sobre el pacífico, los datos de precipitación de Enero se encuentran al Sur, tres meses después, en Abril, más al centro y finalmente en Agosto al Norte, siguiendo el movimiento de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT). La zona pacífica presenta tonos claros, representativo de altas precipitaciones anuales y en la zona norte, en la Guajira, se observan tonos oscuros, representativo de las bajas precipitaciones y zonas más secas.

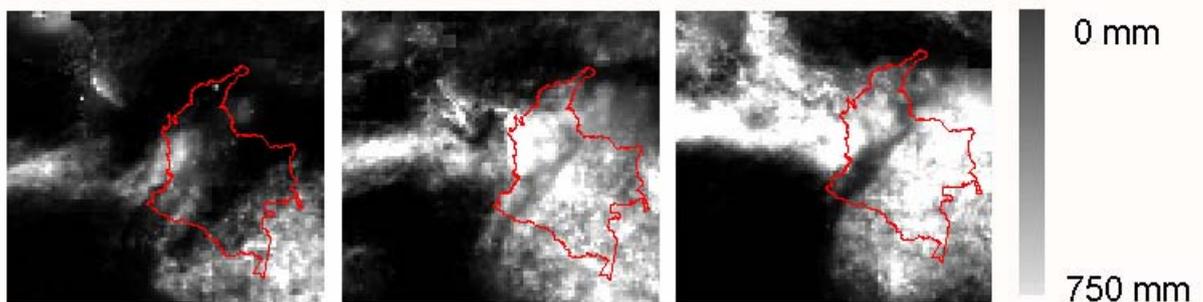


Figura 8. Flujo de humedad desde el océano Pacífico hacia los Andes según datos de TRMM, la imagen de la izquierda, centro y derecha corresponde a la precipitación mensual acumulada (mm) en Enero, Abril y Agosto de 2004 respectivamente (NASA, 2007).

Los datos de precipitación obtenidos por teledetección son de gran utilidad en zonas donde el acceso a los datos es limitado, como en el caso de Colombia. Aunque los valores de precipitación derivados de radar no han sido evaluados en Colombia de forma rigurosa si pueden ser utilizados a modo de descripción temporal y espacial de la ocurrencia de la precipitación. La Figura 9 muestra como se relacionan los índices de vegetación con los valores de precipitación TRMM para un sector de la Amazonía colombiana durante el período de estudio. Los valores de precipitación se generaron con la versión 6 del producto mensual acumulado 3B43, con precipitaciones máximas mensuales acumuladas de 650 mm, mínimas menores a 100 mm y promedio de 300 mm. Como se observa para esta región los periodos más secos inician con una disminución en las precipitaciones en Diciembre con mínimos en Enero aumentando nuevamente en Marzo.

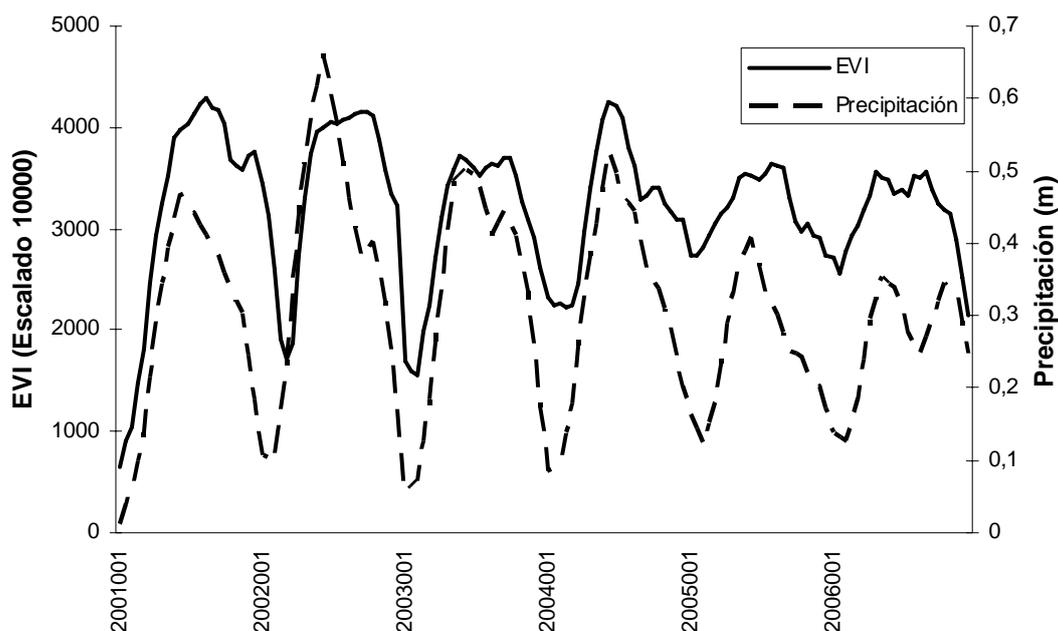


Figura 9. Relación en dos ejes para el EVI obtenido del sensor MODIS y la precipitación del programa TRMM 3B43 obtenido a partir de datos radar. La resolución de datos MODIS es de 16 días y TRMM es mensual. Se indica la posición del primero de Enero de cada año en formato año-día.

Características de TRMM 3B43_V6

- Cobertura temporal: Fecha de inicio: Enero 01, 1998.
- Fecha de finalización: Activo.
- Cobertura geográfica: Latitud: 50°S - 50°N; Longitud: 180°W - 180°E

- Resolución temporal: Mensual.
- Resolución espacial: 0,25° x 0,25°
- Tamaño promedio de los archivos ≈ 4,5 MB

2.2.3. Mapas de área quemada

En Colombia solo se han generado inventarios de área quemada a partir de reportes de campo, dispersos y con diversos niveles de calidad en cuanto a localización y área afectada. Esta información ha sido catalogada de poco valor para un análisis representativo del total del área quemada (IDEAM, 2004). Por tanto juzgamos que era preferible utilizar productos obtenidos por teledetección elaborados a escala global. En el año 2000 se desarrollaron los dos primeros productos a escala global de área quemada: el GBA 2000 (Tansey *et al.*, 2004) y GLOBSCAR (Simon *et al.*, 2004). El objetivo de estos mapas fue generar información homogénea a escala global con metodología estándar y una resolución espacial de 1000 m (Hoelzemann *et al.*, 2004). En el momento presente, los mapas de área quemada más utilizados son el L3JRC (<http://www-tem.jrc.it>) y GlobCarbon (<http://www.geosuccess.net>), los cuales son versiones mejoradas de GBA2000 y GlobScar respectivamente. Otro producto más reciente a escala global es el MCD45, obtenido a partir de datos MODIS y con resolución espacial de 500 m. En el ámbito Latinoamericano existen dos mapas de interés, uno elaborado por Chuvieco *et al.* (2008), generado a partir de compuestos MODIS de 32 días, y otro elaborado por Opazo y Chuvieco (2007), denominado AQS y realizado a partir de compuestos MODIS de reflectividad corregida MCD43. De estos productos se seleccionaron para validación L3JRC, GLOBSCAR, MCD45 y AQS con el fin de utilizar el más adecuado para la zona de estudio.

2.3. Método elegido para estimar las emisiones

El método indirecto de Seiler y Crutzen (1980) fue el seleccionado en esta tesis doctoral para estimar las emisiones por quema de biomasa. Tal y como vimos anteriormente, el método se sintetiza en la siguiente fórmula Eq. 2.3:

$$M_{i,j,k} = B_{i,j,m} \times AQ_{i,j} \times EQ_{i,j,m} \times E_k \quad \text{Eq. 2.3}$$

Donde, $M_{i,j,k}$ es la cantidad del gas emitido por (con coordenadas i,j) en Mg; B es la biomasa (materia seca) para la misma área en Mg km^{-2} (se asume que el área tiene una cubierta homogénea del tipo de vegetación m); AQ es el área quemada en km^2 de la misma área (i,j); EQ es la eficiencia del quemado (proporción de biomasa consumida) del tipo de vegetación m (a-dimensional); E_k es el factor de emisión, es decir, la cantidad del gas k emitido por unidad de materia seca (g g^{-1} de biomasa).

Este método requiere definir la materia seca quemada anualmente en un bioma, para lo cual utiliza el total de área quemada por año, el promedio de materia orgánica por unidad de área en cada bioma, el peso seco de la biomasa aérea y la eficiencia del quemado. De esta forma, la mayor parte del esfuerzo se concentra en determinar todas estas variables a partir de datos obtenidos desde plataformas satelitales.

2.3.1. Estimación de la biomasa

La información de biomasa terrestre es importante para varios tipos de estudios, entre ellos cabe destacar los inventarios de reservas de CO_2 , la productividad primaria neta de la vegetación fotosintética y el efecto de los incendios de vegetación en la atmósfera. Adicionalmente, la implementación del protocolo de Kyoto, dentro del contexto de la convención del cambio climático de las Naciones Unidas, requiere de los estimados de una línea base de reservas de carbono y su comportamiento en los años subsecuentes. Este protocolo ha convertido al carbono en una materia prima y a la capacidad de la vegetación de absorberlo en un recurso con futuros beneficios económicos (Cihlar, 2007). La existencia de datos regionales (inventarios nacionales de reservas de biomasa y carbono) es fundamental en el comercio de intercambio de carbono. Ello requiere desarrollar métodos científicos (modelos contables e inventarios) que permitan la cuantificación confiable de las pérdidas y ganancias del CO_2 atmosférico, el monitoreo de las existencias y la predicción de las emisiones futuras; sólo de este modo se podrá establecer un mercado viable de intercambio de carbono (Tipper 1998).

La biomasa puede definirse como la cantidad total de materia orgánica viva sobre la superficie terrestre, expresada en toneladas de materia seca por unidad de área (Brown, 1997). Incluye follaje, ramas, troncos y raíces por lo que tiene un carácter tridimensional y excluye la hojarasca caída y la materia orgánica en descomposición.

Es usual encontrar las mediciones de biomasa por componentes, denominándose aérea (75-80% del total), subterránea (13-34% del total) y necromasa (5 y 10 % del total) (Nascimento y Laurance, 2002) . La biomasa aérea en bosques puede agruparse a su vez en ramas (grandes, medianas, ramillas), fuste y hojas, siendo la contribución más fuerte aquella asociada a las ramas (53,4%), seguida del fuste (44,4%) y con muy bajo impacto las hojas con tan solo el 2,2%. En general se acepta que en promedio el 50% de la biomasa total es carbono y que se la distribución de los individuos por clase diamétrica tiene forma de “J” invertida, Figura 10, es decir, que el mayor número de individuos se encuentran en valores muy bajos de biomasa, mientras que muy pocos individuos se encuentran en los rangos de altos valores de biomasa.

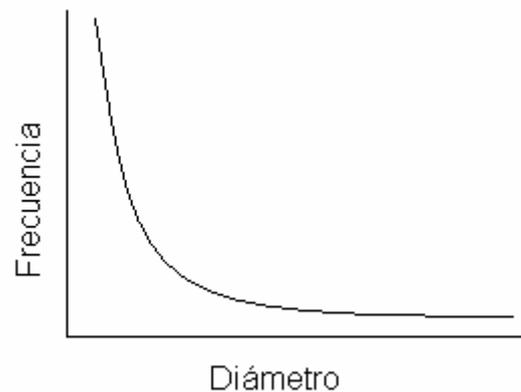


Figura 10. Distribución de la frecuencia de árboles por clase diamétrica (rangos de valores de diámetro a la altura de pecho)

Las mediciones de biomasa en zonas de bosque generalmente se discriminan según el estado sucesional del bosque, como matorral ó rastrojo, bosque secundario y bosque primario. Esta separación es importante de forma que el valor de las parcelas sea lo más representativo posible del tipo de bosque. Los rastrojos se refieren a los primeros estados sucesionales del bosque, usualmente dominados por vegetación heliófita que proviene del banco de semillas principalmente. Este tipo de vegetación es común en zonas donde se ha abandonado la agricultura o la ganadería. La permanencia en el tiempo de los rastrojos resulta en bosques secundarios usualmente con 10 o más años, que aunque con una biomasa y una composición de especies muy distinta a los bosques primarios, si tiene árboles con grandes diámetros y copas anchas. Sierra *et al.* (2007) encontraron que los bosques primarios tienen 5 veces más biomasa aérea que los bosques primarios en bosques húmedos premontanos de Colombia.

2.3.1.1. Determinación de biomasa a través de la productividad

Una forma de aproximación a la biomasa son los estudios de productividad. En principio se siguieron los experimentos de Monteith, donde la productividad de la biomasa de las plantas de cultivos bien irrigados puede ser representado por:

$$\mathbf{NPP = APAR * LUE \quad y \quad Eq. 2.4}$$

$$\mathbf{APAR / PAR \approx NDVI \quad Eq. 2.5}$$

Donde: NPP es la producción primaria neta, APAR es la fracción absorbida de radiación fotosintéticamente activa y LUE es un factor empírico en la eficiencia del uso de la luz. (Richters, 2005).

Desde el punto de vista cuantitativo se propone utilizar los valores MODIS de productividad primaria neta y fotosíntesis neta MOD17A2 como aproximación a los cambios mensuales en biomasa. Este algoritmo se fundamenta en la cantidad de área foliar, la longitud del día, la radiación incidente y la radiación absorbida para estimar la productividad primaria bruta (GPP), posteriormente con un estimado de la respiración de mantenimiento (MR) es posible determinar la fotosíntesis neta (PsnNet) (Heinsch *et al.*, 2003).

$$\mathbf{PsnNet = GPP - MR \quad Eq. 2.6}$$

Los modelos de productividad primaria pueden estimar valores negativos, en caso de que se den altos valores de temperatura con altas tasas de respiración; cuando la respiración de mantenimiento supera la productividad primaria bruta se generan valores negativos y por tanto irreales de PsnNet. Por esta razón, los valores negativos de PsnNet no fueron incluidos en los análisis. Una vez definida la suma anual de fotosíntesis neta es posible calcular la productividad primaria neta. Sin embargo, antes es necesario estimar los gastos en respiración para crecimiento (GR) que puede obtenerse de relaciones alométricas.

$$\mathbf{NPP = PsnNet - GR \quad Eq. 2.7}$$

Los valores de NPP fueron obtenidos del programa MODIS, cuya validez ha sido evaluada dentro del proyecto BigFoot (Cohen *et al.*, 2006). BigFoot estima un NPP utilizando el índice de área foliar y la información climática en dos modelos de ciclo de carbono en ecosistemas: Biome-BGC e IBIS, estos modelos a su vez fueron validados con mediciones en campo de NPP y cálculos obtenidos de torres de flujos (*eddy flux tower network Fluxnet*). Se podría argumentar que los insumos utilizados para la estimación de productividad primaria están altamente afectados por el clima y, por tanto, más que una variación en PPN, lo que se está observando es una variación climática. Sin embargo, la relación inherente entre el clima y la PPN hace difícil su separación.

2.3.1.2. Determinación de biomasa a través de mediciones en campo

La biomasa puede ser obtenida directamente utilizando métodos destructivos, siendo mucho más compleja su adquisición en los muestreos de campo en zonas boscosas que en pastizales. En el caso de los bosques se requiere apearse los árboles, palmas y lianas, secar grandes volúmenes de madera y posteriormente pesar varias toneladas del material vegetal fraccionado. Con el fin de disminuir la dificultad de estos procesos se ajustan y utilizan ecuaciones alométricas, siendo la biomasa la variable dependiente y la altura, el diámetro a la altura de pecho y la densidad de la madera las variables independientes.

Las siguientes ecuaciones demuestran que la transformación logarítmica es bastante utilizada en estudios de biomasa. Se ha encontrado que el comportamiento de la biomasa no es lineal en función del diámetro por individuos, ni tampoco lo es en función de las frecuencias diamétricas por rodal. Estas consideraciones resultarán de interés al establecer la relación entre biomasa y datos obtenidos por teledetección. Se ha encontrado que el modelo más utilizado para estimar la biomasa en bosques tropicales a partir del diámetro tiene la siguiente forma:

$$\mathbf{Ln\ biomasa = a + b \ln d} \qquad \mathbf{Eq. 2.8}$$

Donde a , b son parámetros de regresión d el diámetro a la altura del pecho, este modelo alométrico linealizado con logaritmos es bastante común en la literatura, donde los

parámetros varían según distintos autores y el área de estudio. Algunos ejemplos para bosques tropicales en Colombia son:

$$\text{Ln } B = -2,286 + 2,471 \ln d \text{ (Sierra } et al., 2007)$$

$$\text{Ln } B = -3,915 + 2,015 \ln d \text{ (CORNARE, 2002)}$$

$$\text{Ln } B = -2,93 + 2,59 \ln d \text{ (Galeano, 1995)}$$

Estas consideraciones de no linealidad en que se distribuyen los datos de biomasa a lo largo de las diferentes clases diamétricas serán de interés al establecer la relación con los datos obtenidos por teledetección. Una alta correlación entre datos de biomasa medida en campo y datos obtenidos por teledetección permitiría una mejor estimación de biomasa en estudios regionales.

2.3.1.3. Determinación de biomasa por teledetección

La importancia de la biomasa en estudios ambientales ha dado lugar a numerosos esfuerzos para su estimación con técnicas de teledetección. A continuación se hace una breve revisión bibliográfica de estudios previos que han relacionado datos RADAR, Lidar y ópticos con mediciones de biomasa. Se hace énfasis en aquellos estudios realizados en Colombia.

Radar

Los datos del Radar de Apertura Sintética (SAR) en su forma multipolarimétrica han sido relacionados con mediciones de campo de biomasa (Hoekman y Quiñones, 1998; Kuplich, 2006; Roberts *et al.*, 2003). Aunque se ha demostrado la capacidad de este sensor de describir la distribución espacial de la biomasa, también se ha encontrado que se presenta un comportamiento asintótico en los valores más altos, permitiendo solamente interpretaciones de la estructura del dosel de hasta 200 Mg ha⁻¹ en biomasa aérea. Más recientemente, empleando técnicas de interferometría, se ha logrado una caracterización alrededor de las 400 Mg ha⁻¹, lo cual permite mejores estimaciones cuando los rangos de biomasa son altos. En un estudio realizado en el departamento colombiano de El Guaviare (Quiñones, 2002), donde se presenta un límite natural entre el bosque lluvioso del Amazonas y las sabanas de los Llanos orientales, se encontró que

de los 4 canales utilizados X, C, L y P (Tabla 4) por un Radar multifrecuencia, los canales L y P son los más adecuados para estimar biomasa, siendo el canal P ligeramente mejor para rangos altos y el canal L con polarización HV mejor para rangos bajos de biomasa.

Tabla 4. Bandas radar utilizadas en el departamento de El Guaviare (Quiñones, 2002)

| Canales | Longitud de onda (cm) |
|---------|--------------------------|
| X | 3 |
| C | 5.6 |
| L | 24 |
| P | 65 |

En el mismo estudio, Quiñónez (2002) estableció 5 parcelas de pasto, 10 parcelas de bosque secundario y 13 parcelas de bosque primario, con el fin de estimar biomasa. Con los datos de campo y cinco imágenes AirSAR logró establecer una relación entre coeficiente de retrodispersión (σ) en dB (decibelios) y biomasa (x) (Mg ha^{-1}) de la forma:

$$\sigma_i [\text{dB}] = a \exp (bx) + c \quad \text{Eq. 2.9}$$

Donde a,b,c son parámetros de regresión. Los resultados de este estudio arrojaron valores de biomasa de 2,9-10 Mg ha^{-1} para pastos, 6-159 Mg ha^{-1} para bosques secundarios y 137-297 Mg ha^{-1} para bosques primarios.

Dado que la biomasa varía sobre múltiples órdenes de magnitud, los valores en dB fueron ajustados al logaritmo de la biomasa utilizando una relación log – log. La capacidad de datos Radar para estimar biomasa tiene que ver con la capacidad de las micro-ondas para penetrar el dosel, lo cual está en función de la longitud de onda. A mayor longitud de onda, mayor penetración. El canal P ha demostrado tener gran sensibilidad para altos rangos de biomasa pero también a su vez se limita a plataformas aéreas, por los requerimientos de configuración de la antena, descartando la posibilidad de ser utilizadas en plataformas satelitales.

Lidar

El Lidar es un sensor activo que trabaja con luz polarizada, habitualmente en el espectro visible o infrarrojo cercano. Mide distancias, con mucha precisión, entre la superficie y el sensor, lo que combinado con un sistema precisión de posicionamiento del sensor, permite estimar alturas con buena resolución. A partir de las alturas se han realizado varios estudios de biomasa, con muy buenos resultados, en diversos ecosistemas, incluyendo los rangos más altos, por ejemplo: 200 Mg ha⁻¹ al Noreste de Costa Rica, La Selva (Drake *et al.*, 2002); 400 Mg ha⁻¹ en Colorado Front Range USA (Hall *et al.*, 2005) y 1300 Mg ha⁻¹ en los bosques de coníferas en el Noroeste de Estados Unidos (Means *et al.*, 1999).

Los sistemas Lidar pueden clasificarse en discretos y de onda completa, dependiendo de la configuración del sensor. La capacidad de predecir la biomasa aérea requiere del establecimiento de una relación entre datos Lidar e información de campo, donde los datos de campo utilizan uno de estos tres métodos: muestreo destructivo, ecuaciones alométricas o perfiles del dosel (Lefsky *et al.*, 1999). Drake *et al.* (2002), utilizaron el *Laser Vegetation Imaging Sensor* con una huella de 25 m; Lefsky *et al.* (2005), utilizaron Slicer ® con una huella de 10 m; Popescu *et al.* (2003) utilizaron el Lidar Arroscan ® con una huella de 0,65 m y Hall *et al.* (2005) utilizaron Datisii (3di_Eagle Scan Inc.) con un promedio de 1,23 retornos por metro cuadrado. La mayor parte de la discusión sobre el uso de Lidar de Onda Completa o Discreto está relacionada con la capacidad del sensor de alcanzar el suelo, la capacidad de detectar los árboles más altos y la capacidad de representar el perfil de alturas del dosel (Lim *et al.*, 2003). Riaño *et al.* (2004) encontraron correlaciones bastante significativas entre fotografías hemisféricas y Lidar con el fin de determinar propiedades del dosel, como área foliar o proporción de cubierta verde del suelo, así como altura de árboles y biomasa foliar.

La gran ventaja del Lidar discreto es su posibilidad de obtener pulsos (datos) desde el suelo hasta la parte superior de las copas a través de todos los estratos verticales del dosel. La altura del arbolado, al igual que el diámetro, es una variable fundamental para determinar características dasométricas.

El instrumento Slicer[®] de la NASA ofrece datos de latitud, longitud y elevación del primer retorno y de la forma de la onda de retorno (Means *et al.*, 1999). La altura del dosel puede calcularse por la diferencia del primer retorno (cima del árbol) y el último retorno (superficie del suelo). Aquí la forma de la onda se define por el eje Y con un número de retornos agrupados, y el eje X con el conteo de la energía que regresa al sensor. Es importante anotar que el perfil del dosel puede derivarse de la forma de la onda, lo cual es una aproximación mucho mayor a una medición tridimensional propia de la estructura de un bosque. El proyecto *Earth Observation Mission Carbon 3-D* ha propuesto hacer una estimación global de biomasa utilizando datos Lidar de huella grande (Hese *et al.*, 2005).

Óptico

La biomasa es una característica tridimensional de la estructura del bosque y ha sido estimada con sensores pasivos como Landsat y Spot. Sin embargo, la capacidad de estos sensores se encuentra limitada a solo dos dimensiones, razón por la cual la estimación es indirecta. Por ejemplo, se ha encontrado que con imágenes Landsat se puede estimar la biomasa en rodales jóvenes, pero su habilidad de determinar la biomasa disminuye en la medida en que la heterogeneidad del rodal aumenta (Patenaude *et al.*, 2004), alcanzando valores asintóticos en rodales relativamente jóvenes. Los índices de vegetación son calculados a partir de datos ópticos y han sido utilizados para establecer correlaciones con aspectos estructurales del bosque; sin embargo, se ha considerado que la saturación ante altos niveles de biomasa sigue siendo una limitante (Unsalan y Boyer, 2004)

Índices de vegetación (IV)

El valor de NDVI es alto en vegetación fotosintéticamente activa, se aproxima a cero en suelo desnudo y es negativo en agua, nieve y nubes Eq. 2.1. Este índice, al igual que los demás índices de vegetación, se han diseñado a partir de la diferente absorción que presenta la vegetación sana entre el visible y el infrarrojo cercano (Tucker, 1979), lo que explica un alto contraste de reflectividad. Los cambios cuantitativos de este índice se relacionan directamente con la abundancia y el estado de la vegetación, principalmente con la radiación activa fotosintética absorbida por la planta, con el contenido en clorofila y con la proporción de cubierta verde del suelo. De modo

indirecto, también se relaciona con el índice de área foliar, el contenido de humedad, la biomasa, y la orientación de las hojas.

Como se observa en la Figura 11, el índice de vegetación tiene comportamientos disímiles en bosques secos, bosques húmedos y sabanas, con lo cual cabría esperar que su valor o su variación en el tiempo fuese representativa de las características fenológicas, estructurales o una mezcla de ambas para cada tipo de cobertura vegetal. Este punto fue de especial interés en este trabajo, pues uno de los objetivos de la tesis era mostrar la capacidad de los índices de vegetación para facilitar una distribución espacial de una característica estructural de la vegetación como la biomasa.

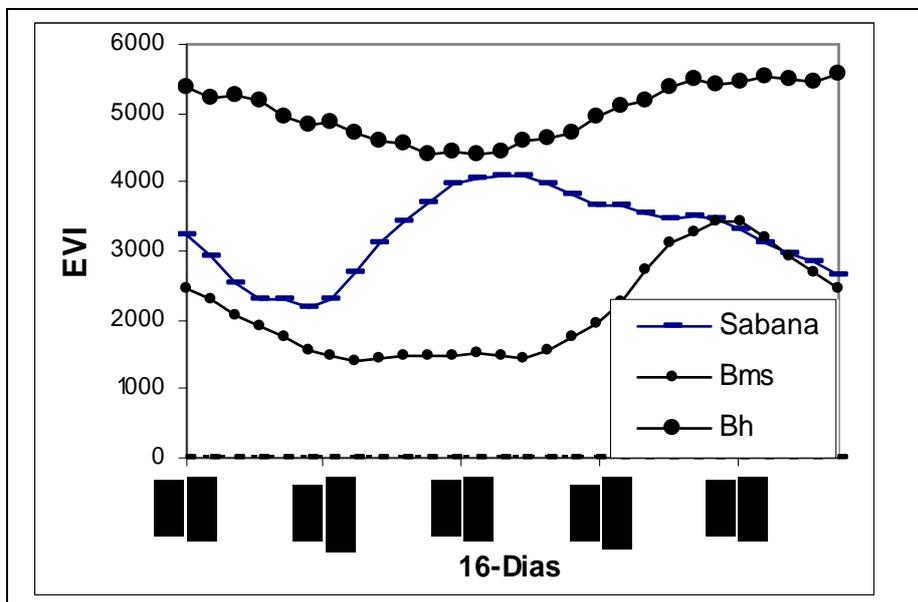


Figura 11. Comportamiento del Índice de Vegetación EVI-MOD13A1 en sabanas, Bosque Muy Seco (Bms), y Bosque Húmedo (Bh).

Dong *et al.* (2003), correlacionaron el NVDI con qué con valores de biomasa de ecosistemas boscosos en Canadá, USA, Rusia, Suecia, Finlandia y Noruega con inventarios de campo a nivel de provincias en escalas de tiempo largas. Las series de tiempo son relevantes en este caso dado que se aporta mucho más información sobre las variaciones temporales del índice que una medición puntual. El verdor es determinado solo para la época de crecimiento seleccionando el mayor NDVI en periodos de 15 días. Los datos de verdor utilizados en las regresiones de biomasa se basan en operaciones locales y zonales: siendo la operación local el acumulado de NDVI de 15 días para la época de crecimiento de cada año, y la operación zonal es la sumatoria de acumulados en cada zona para cada año. Las zonas son definidas por los límites boscosos de cada

provincia. Luego el NDVI utilizado en las regresiones es el NDVI acumulado de la época de crecimiento promediado en un período de 5 años.

Otro índice de vegetación ampliamente utilizado en teledetección es el EVI (*Enhanced Vegetation Index*). Este índice fue diseñado para mejorar la sensibilidad en zonas de alto contenido de biomasa y disminuir la influencia de la atmósfera sobre la reflectividad de la vegetación. Huete *et al.* (2002) encontraron en ecosistemas boscosos de la Amazonía que el NDVI se satura asintóticamente en regiones con alto contenido de biomasa mientras que el EVI permanece sensible a las variaciones de biomasa del dosel. Varios autores han mostrado que el NDVI se satura por la forma de la ecuación (cociente) en zonas de alta biomasa o con determinado rango de índice de área foliar (Sellers, 1985). Esto resulta en un comportamiento asintótico del NDVI cuando el área foliar sigue aumentando.

Los índices de vegetación también han sido utilizados para determinar biomasa en zonas de pastizales o sabana. Wessels *et al.* (2006) analizaron la relación entre la sumatoria de NDVI correspondiente al período de crecimiento, y calculado con datos del sensor AVHRR, con los valores de biomasa medida en campo utilizando 533 parcelas. De esta forma, la biomasa no se relacionan los datos de campo con el valor temporal del índice de vegetación, sino con su valor acumulado (sumatoria) dentro de un período determinado, en este caso, el período de crecimiento. En este estudio se prestó especial atención a la heterogeneidad de las coberturas aledañas a los sitios de muestreo, por ejemplo la existencia de árboles o de vegetación de ribera, con el fin de evitar la inclusión de vegetación ajena a las parcelas dentro de los valores acumulados de NDVI. Por ello, se realizaron observaciones detalladas con imágenes Landsat en un radio de 700 metros alrededor de los sitios de muestreo y se excluyeron del análisis parcelas con alta heterogeneidad.

Una gran ventaja de los datos ópticos es la gran cantidad de sensores adquiriendo información en esta parte del espectro electromagnético, lo cual no solo permite generar series de tiempo sino también seleccionar el mejor de una serie de valores observados. En el caso de los trópicos, esto es de relevancia ante la alta ocurrencia de nubes. En general, se opta por seleccionar los máximos valores de NDVI dentro de un número fijo

de días, para evitar introducir la contaminación por nubes dentro de los ajustes. El número fijo de días para la selección de la mejor observación depende de las necesidades de estudio Mayaux (2003), Schwarz *et al.* (2004), pero en general son de 8, 16 ó 32 días.

2.3.1.4. Modelos propuestos para estimación de biomasa²

En este trabajo, hemos utilizado productos MODIS para definir la distribución espacial y temporal de la biomasa en Colombia (2001-2006). Específicamente se seleccionaron como variables explicativas los productos MOD13A1 (EVI), que permite generar series de tiempo de índices de vegetación tanto EVI como NDVI, y MOD44B, que representa anualmente el porcentaje de tipo de vegetación por píxel (arbolado, pasto y suelo). Como mapas de apoyo se utilizaron los mapas de coberturas MOD12Q1, y el mapa de coberturas vegetales del IGAC de 1985 con el fin de determinar la distribución de los bosques secundarios. Dado que los índices de vegetación son muy dinámicos en el tiempo se optó por crear dos estadísticos para todo el período de estudio, el máximo (MAX_EVI) y la sumatoria (SUM_EVI). Se descartaron el mínimo y el promedio EVI como variables explicativas, ya que pensamos que tendrían más posibilidad de incluir contaminación por nubes. De esta forma, se definieron valores representativos de EVI para cada parcela a partir de 138 periodos de 16 días.

La variable dependiente para la regresión corresponde a las mediciones directas de biomasa en campo, extraídas de bases de datos existentes y la revisión de literatura. Sólo se consideraron datos de biomasa aérea con su respectiva localización geográfica. Se asumió que el valor de la parcela era representativo de su vegetación circundante, y se constató con imágenes Landsat que el tipo de vegetación en los alrededores de las parcelas fuera homogéneo. De esta forma se aseguró que los valores de las variables explicativas no provenían de un tipo de vegetación distinto al de las parcelas.

Se ajustaron regresiones simples, múltiples y exponenciales para tres tipos de vegetación: pastizal, bosque secundario y bosque primario. En cada caso se evaluaron los resultados a partir de la significancia de las variables independientes. La variable

² Este capítulo ha sido extraído esencialmente del siguiente artículo: Anaya, J.A, Chuvieco, E. y Palacios, A. Aboveground biomass assessment in Colombia: A remote sensing approach. *Forest Ecology and Management*. (2009), doi:10.1016/j.foreco.2008.11.016

dependiente es la biomasa (B) medida en campo por distintos autores y expresada en Mg ha^{-1} (Tabla 5). Se realizó una recopilación lo más completa posible de información dispersa de inventarios forestales de biomasa en Colombia. La mayor parte de información disponible ha sido colectada de inventarios realizados por el departamento de ciencias forestales de la Universidad Nacional de Colombia (Orrego y Del Valle, 2001; Sierra *et al.*, 2007). El autor de esta tesis, en conjunto con la Corporación Regional de los Ríos Negro y Nare CORNARE, realizó múltiples visitas de campo para hacer remediación y georreferenciación de parcelas permanentes con sistemas de posicionamiento global GPS. Estas parcelas fueron establecidas inicialmente por la Universidad Nacional de Colombia en bosques primarios, bosques secundarios y matorral con tamaños que no superan una hectárea. Las parcelas de pastizales han sido obtenidas de bases datos aceptadas por la comunidad científica, tanto en los Llanos Orientales en Colombia como en las sabanas de Venezuela.

Tabla 5. Datos medidos en campo de biomasa

| Long | Lat | Tipo de vegetación | Biomasa | |
|----------|---------|--------------------|-------------------------|----------------------------------|
| | | | (Mg ha^{-1}) | Referencia |
| 71°18' W | 4°34' N | Pastizales | 0,60 | (Rippstein <i>et al.</i> , 2001) |
| 71°16' W | 4°28' N | Pastizales | 1,00 | (Rippstein <i>et al.</i> , 2001) |
| 75°4' W | 6°46' N | Pastizales | 3,00 | (Orrego y Del Valle, 2001) |
| 75°8' W | 6°51' N | Pastizales | 3,00 | (Orrego y Del Valle, 2001) |
| 71°19' W | 4°28' N | Pastizales | 5,00 | (Rippstein <i>et al.</i> , 2001) |
| 75°8' W | 6°48' N | Pastizales | 6,00 | (Orrego y Del Valle, 2001) |
| 75°5' W | 6°46' N | Pastizales | 8,00 | (Orrego y Del Valle, 2001) |
| 67°25' W | 8°59' N | Pastizales | 3,20 | (San Jose y Montes, 1998) |
| 72°33' W | 2°24' N | Pastizales | 10,00 | (Quiñones, 2002) |
| 75°9' W | 6°49' N | Bosque secundario | 11,00 | (Orrego y Del Valle, 2001) |
| 74°21' W | 6°17' N | Bosque secundario | 24,00 | (Benitez y Serna, 2004) |
| 75°6' W | 6°45' N | Bosque secundario | 26,00 | (Orrego y Del Valle, 2001) |
| 75°7' W | 6°43' N | Bosque secundario | 30,00 | (Orrego y Del Valle, 2001) |
| 75°9' W | 6°48' N | Bosque secundario | 31,00 | (Orrego y Del Valle, 2001) |
| 75°6' W | 6°45' N | Bosque secundario | 32,00 | (Orrego y Del Valle, 2001) |
| 75°8' W | 6°47' N | Bosque secundario | 35,00 | (Orrego y Del Valle, 2001) |
| 75°8' W | 6°46' N | Bosque secundario | 50,00 | (Orrego y Del Valle, 2001) |
| 74°18' W | 6°25' N | Bosque secundario | 68,00 | (Benitez y Serna, 2004) |

Continúa Tabla 5

| | | | | |
|----------|----------|-------------------|--------|----------------------------|
| 75°4' W | 6°46' N | Bosque secundario | 82,00 | (Orrego y Del Valle, 2001) |
| 75°5' W | 6°45' N | Bosque secundario | 86,00 | (Orrego y Del Valle, 2001) |
| 75°32' W | 6°3' N | Bosque secundario | 87,00 | (CORNARE, 2002) |
| 75°7' W | 6°47' N | Bosques primarios | 98,00 | (Orrego y Del Valle, 2001) |
| 66°0' W | 9°59' N | Bosques primarios | 140,00 | (Houghton et al., 2001) |
| 75°6' W | 6°44' N | Bosques primarios | 154,00 | (Orrego y Del Valle, 2001) |
| 77°17' W | 4°33' N | Bosques primarios | 194,00 | (Lovelock et al., 2005) |
| 77°0' W | 3°55' N | Bosques primarios | 195,00 | (Houghton et al., 2001) |
| 75°34' W | 6°2' N | Bosques primarios | 217,00 | (CORNARE, 2002) |
| 67°4' W | 1°58' N | Bosques primarios | 218,00 | (Saldarriaga et al., 1998) |
| 67°3' W | 1°55' N | Bosques primarios | 221,00 | (Houghton et al., 2001) |
| 75°8' W | 6°50' N | Bosques primarios | 239,00 | (Orrego y Del Valle, 2001) |
| 73°55' W | 6°49' N | Bosques primarios | 252,00 | (Houghton et al., 2001) |
| 74°21' W | 6°23' N | Bosques primarios | 257,00 | (Benitez y Serna, 2004) |
| 67°2' W | 1°58' N | Bosques primarios | 264,00 | (Saldarriaga et al., 1998) |
| 67°9' W | 1°49' N | Bosques primarios | 271,00 | (Saldarriaga et al., 1998) |
| 70°0' W | 9°30' N | Bosques primarios | 296,0 | (Houghton et al., 2001) |
| 72°32' W | 2°25' N | Bosques primarios | 297,00 | (Quiñones 2002) |
| 75°6' W | 6°45' N | Bosques primarios | 298,00 | (Orrego y Del Valle, 2001) |
| 70°52' W | 10°23' N | Bosques primarios | 314,00 | (Houghton et al., 2001) |
| 73°32' W | 6°24' N | Bosques primarios | 325,81 | (DAAC, 2002) |
| 67°7' W | 1°53' N | Bosques primarios | 326,00 | (Saldarriaga et al., 1998) |
| 72°10' W | 0°39' S | Bosques primarios | 343,00 | (Houghton et al., 2001) |
| 78°7' W | 8°45' N | Bosques primarios | 397,00 | (DAAC, 2002) |

El método utilizado por la Universidad Nacional de Colombia y CORNARE para la medición de biomasa se fundamenta en el establecimiento parcelas permanentes que permitan la remediación de los individuos seleccionados de forma anual. La biomasa se estima a partir de relaciones alométricas establecidas previamente Eq. 2.8. En el caso de los árboles se mide el diámetro a la altura de pecho y en el caso de las palmas se mide la altura, ya que estas no presentan crecimiento diamétrico. Las parcelas en bosque primario son de 100 m² donde se midió el diámetro a 1,3 m sobre el suelo o arriba de las bambas. Los instrumentos utilizados en la medición son la cinta diamétrica o la forcípula.

Como se ve en la Figura 12, la distribución de parcelas, incluye, además de Colombia, mediciones en Panamá y Venezuela. En Colombia se disponían de parcelas en la región Caribe en el piedemonte de la Sierra Nevada de Santa Marta, en zona costera de la región Pacífica, en zonas de montaña de la región andina y valles interandinos, en los Llanos orientales, en la Amazonía y en zonas de transición Llanos-Amazonía.

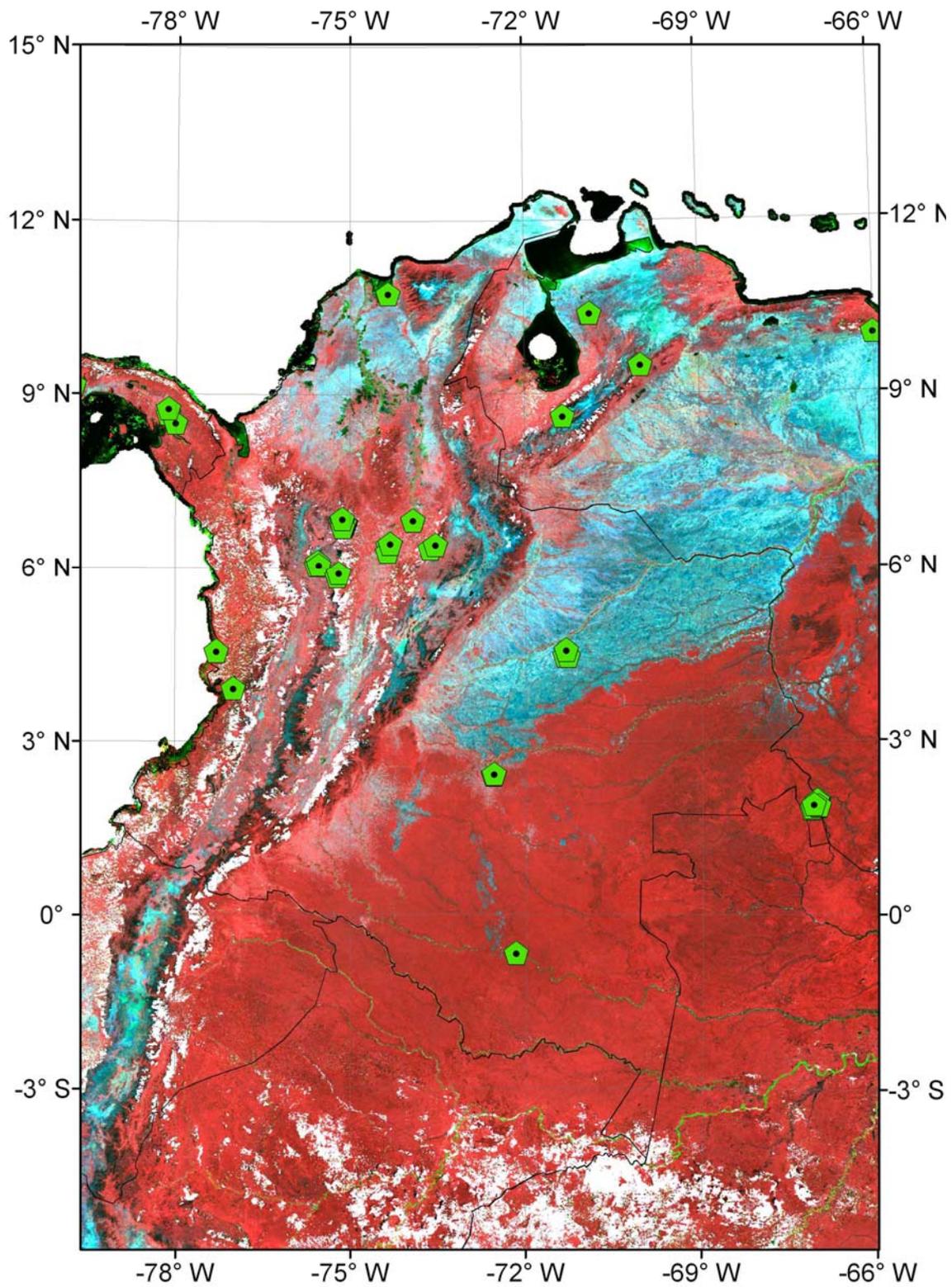


Figura 12. Compuesto de 16 días en falso color con el menor contenido de nubes para el período de estudio (17 de Enero de 2004) y localización de las parcelas con mediciones de biomasa.

Los valores obtenidos por teledetección fueron relacionados con los valores de campo a través de las coordenadas de cada fuente de datos. La relación entre biomasa y datos de teledetección se realizó para cada píxel de forma simple. Se emplearon dos modelos de regresión para relacionar los datos de las parcelas con los datos obtenidos por teledetección, uno lineal con la siguiente formulación:

$$\mathbf{B} = \mathbf{a} + \mathbf{b} \cdot \mathbf{X}_1 + \mathbf{c} \cdot \mathbf{X}_2 \quad \text{Eq. 2.10}$$

Donde a, b y c son constantes de regresión

X_1 : EVI

X_2 : VCFarbolado

Y otro modelo exponencial del siguiente tipo:

$$\mathbf{B} = \mathbf{a} \cdot \mathbf{e}^{(\mathbf{b}\mathbf{x})} \quad \text{Eq. 2.11}$$

Donde, a y b son constantes de regresión

X es la variable independiente (EVI ó VCFa)

Con las ecuaciones ajustadas para pastizales, bosques secundarios y bosques primarios se procedió a clasificar cada píxel dentro de una de estas tres clases. La separación de los tipos de vegetación desde el punto de vista estructural se realizó con el apoyo de mapas de vegetación (Hacienda-IGAC, 1985) y la distribución de valores de proporción arbolada extraídos del VCF (VCF_a). A partir del análisis de los de valores VCFa en regiones compuestas por pastizales, bosques primarios y bosques secundarios se determinó que aquellos píxeles con valores de VCF_a menores a 40 pertenecían a la categoría pastizales, mientras que los píxeles con valores mayores a 40 se asignaban a bosques. Este procedimiento es acorde al seguido por Ito y Penner (2004), esto además se confirmó al estudiar la distribución de la frecuencia de valores VCFa por tipo de cobertura. Debido al solape entre las distribuciones VCF_a de las clases de bosque primario y secundario, fue necesario diferenciarlas con el apoyo del mapa de coberturas vegetales propuesto por Hacienda-IGAC (1985).

2.3.2. Producto de área quemada

2.3.2.1. Antecedentes

La detección de área quemada es de gran importancia ya que es la variable que da origen al cálculo de las emisiones. La comunidad internacional ha hecho un gran esfuerzo en generar y poner a disposición de los usuarios productos asociados a la ocurrencia del fuego, tanto de área quemada como de incendios activos (Gregoire *et al.*, 2003; Roy *et al.*, 2006; Simon *et al.*, 2004).

Inicialmente planteamos realizar nosotros cartografía de área quemada para la región de Colombia, a partir de datos EVI, pero al disponerse ya de varios productos de ámbito global, validados en distintas zonas del mundo, decidimos en su lugar optar por utilizar productos ya disponibles, en lugar de generar otro nuevo, que hubiera sido un trabajo de tesis doctoral por sí mismo, y nos hubiera apartado del objetivo principal de la tesis. Por esta razón, en este proyecto nos centramos en validar productos de área quemada existentes para nuestra zona de estudio, de cara a identificar la magnitud de los errores de cada uno y seleccionar el más adecuado para nuestro modelo de emisiones. Las causas de error, y por tanto de disminución en fiabilidad de un producto de área quemada utilizando técnicas de teledetección son múltiples: resolución espacial, confusión con algunas coberturas no vegetales (suelos oscuros, sombra de nubes, cuerpos de agua), configuración compleja de las áreas quemadas en el paisaje (áreas pequeñas o muy fragmentadas), severidad del incendio, interferencias atmosféricas (nubes y plumas de humo); y la corta permanencia de la señal si bien este factor depende de los ecosistemas. En zonas tropicales, la rápida regeneración de la vegetación y las lluvias recurrentes hacen que la señal sea bastante efímera.

Se hizo adicionalmente un breve análisis de los focos de calor ya que su ocurrencia en zonas de vegetación tendería a generar un área quemada. La Figura 13 muestra la distribución de focos de calor detectados en el año 2004 en el territorio colombiano según el producto de anomalías térmicas de MODIS. Para detectar el fuego se utiliza un algoritmo de contexto (Giglio *et al.*, 2003) que se fundamenta en la fuerte emisión de radiación en el infrarrojo medio de los fuegos activos. El algoritmo examina cada píxel MODIS y asigna una de las siguientes clases: sin datos, nube, agua, sin fuego, fuego ó desconocido. Este producto de anomalías térmicas fue de interés para corroborar la

distribución espacial de áreas quemadas que se discuten en esta sección y se retoma nuevamente en las conclusiones.

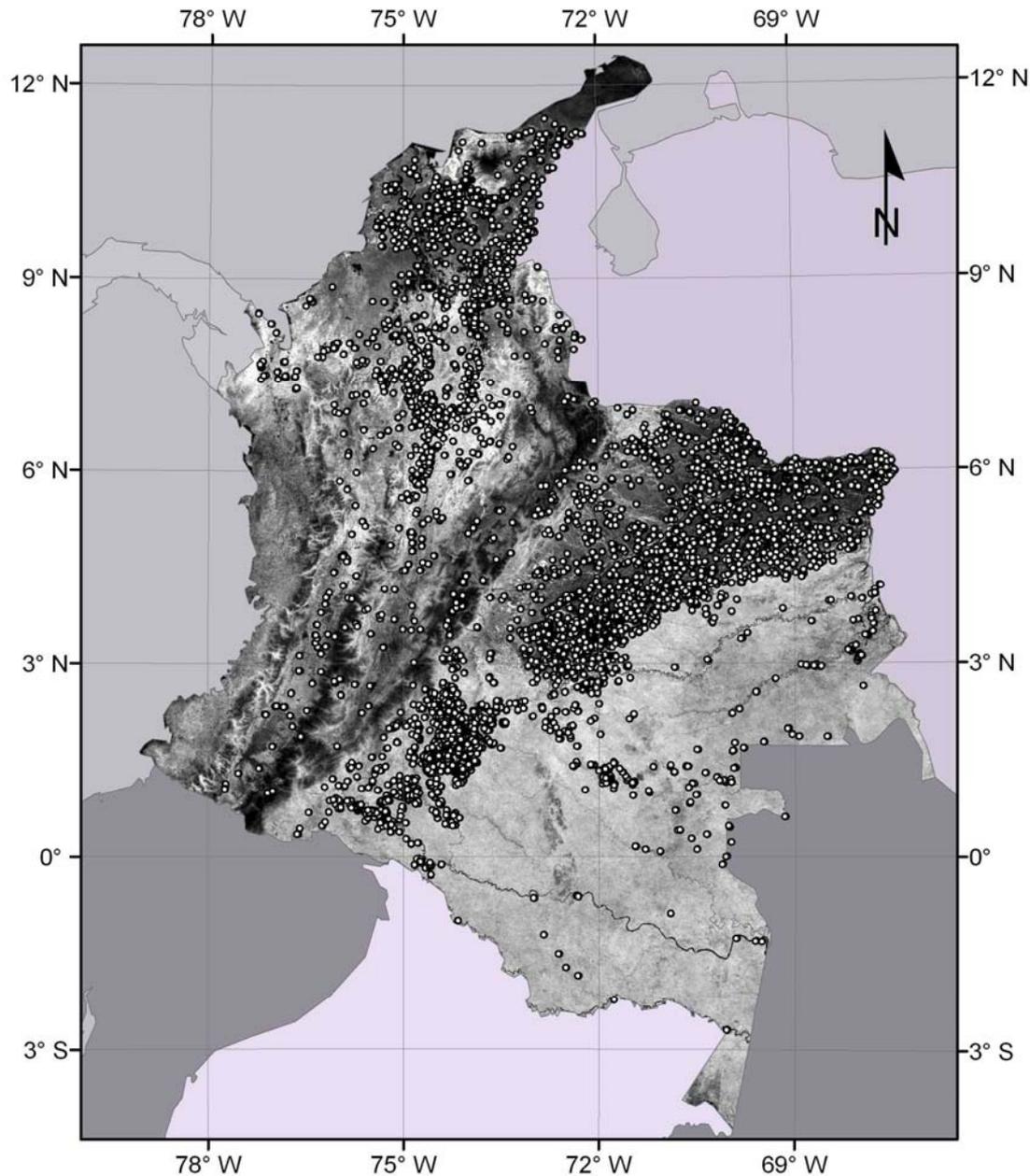


Figura 13. Distribución espacial de focos de calor MODIS para el año 2004.

El proceso de validación para cada uno de los productos disponibles de área quemada requiere de información de referencia, así como seleccionar un método adecuado para comparar los mapas a validar con los mapas de referencia. El ideal en la validación es tener para cada incendio una imagen anterior y posterior al fuego; de esta forma es posible estimar con alguna certeza la fecha del incendio en la imagen de alta resolución

y proceder a validarlo a través de las fechas con los productos globales de área quemada. Este análisis no fue posible debido al bajísimo número de imágenes disponibles sin cobertura de nubes en nuestra área de estudio. Por esta razón, solo pudimos establecer que los incendios observados son previos a la fecha de toma de la imagen Landsat, pero no cuándo se inició el fuego. Se asume que las áreas quemadas identificadas corresponden a la misma temporada de incendios, pues la señal es poco persistente en ecosistemas tropicales. Ahora bien, corremos el riesgo de no identificar áreas quemadas de la misma temporada, ya que la recuperación de la vegetación dentro del mismo periodo de incendios puede hacer que desaparezca la señal en pocas semanas, lo cual resultaría en una omisión en las imágenes de referencia.

En nuestro caso la información de referencia se obtuvo a partir de imágenes de satélite alta resolución (Landsat / CBERS), principalmente por dos razones: por un lado, era impracticable el trabajo de campo, dada la gran extensión geográfica y, por otro lado, resultaba imposible realizar trabajo de campo en áreas quemadas donde la señal estaba perdida y, por tanto, era necesario recurrir a datos de archivo (Boschetti *et al.*, 2006). Las imágenes Landsat-TM han sido utilizadas previamente en estudios de área quemada como sustituto a la determinación de las áreas quemadas en campo, ya que tienen la resolución espacial y espectral adecuadas para este tipo de análisis (Boschetti *et al.*, 2006; Chuvieco *et al.*, 2008; Roy *et al.*, 2005).

En nuestro caso, para validar los mapas de área quemada se hizo énfasis en la parte occidental la Región de la Orinoquia (Figura 14) (Llanos de Colombia y Venezuela) por su gran ocurrencia de incendios asociados a quema de biomasa (ver anomalías en Figura 13) se dio prioridad a los meses de Enero, Febrero y Marzo correspondientes a la época seca. La presión sobre el bosque amazónico y la renovación de pastizales para ganadería hacen que esta zona presente un amplio mosaico de áreas quemadas.

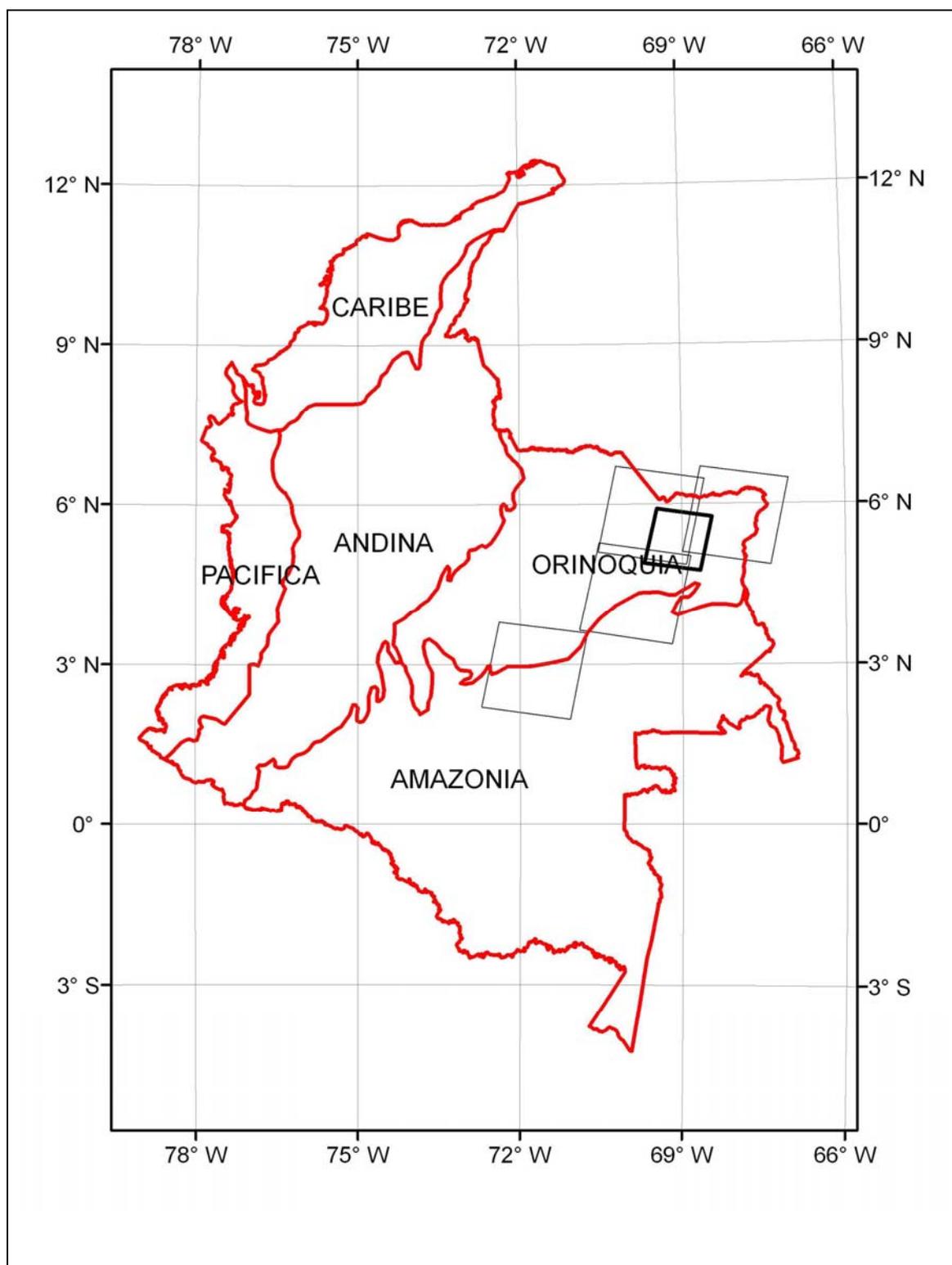


Figura 14. Área de estudio y posición de ventanas Landsat y CBERS (resaltada) evaluadas con mayor ocurrencia de incendios.

2.3.2.2. Información de referencia.

Para la obtención de la información de verdad terreno se interpretaron y clasificaron imágenes de alta resolución de forma dicotómica: quemado y no quemado (Figura 16). Se evaluaron todas las alternativas posibles en imágenes de alta resolución y bajo costo, se consideraron imágenes Landsat-TM o ETM+, CBERS, SPOT y ASTER. Brasil cuenta con un banco valioso de imágenes CBERS a las que se puede acceder gratuitamente a través del INPE (*Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais*, <http://www.inpe.br/>). En el caso de Colombia hay cobertura para toda la zona de la Amazonía y buena parte de los Llanos hasta los límites con la zona Andina. La mayor cantidad de datos para validación fue obtenida del *Global Land Cover Facility* (<http://glcfapp.umiacs.umd.edu/>) de la Universidad de Maryland, donde se obtuvieron imágenes del sensor TM y ETM+. La alta nubosidad de la zona de estudio hace que la disponibilidad de imágenes útiles sea bastante limitada.

El método previsto inicialmente era clasificar de forma supervisada todas las imágenes; sin embargo, no siempre fue posible acceder a las bandas y se complementó la información con las vistas en miniatura “*Quick Looks*”, extraídas de la página <http://www.landsat.org/> Figura 15. Estas vistas en miniatura tienen el detalle suficiente para hacer interpretación visual, pero es necesario georreferenciarlas previamente, para esto se utilizó el mapa de ríos, de infraestructura e imágenes de satélite de la misma zona.

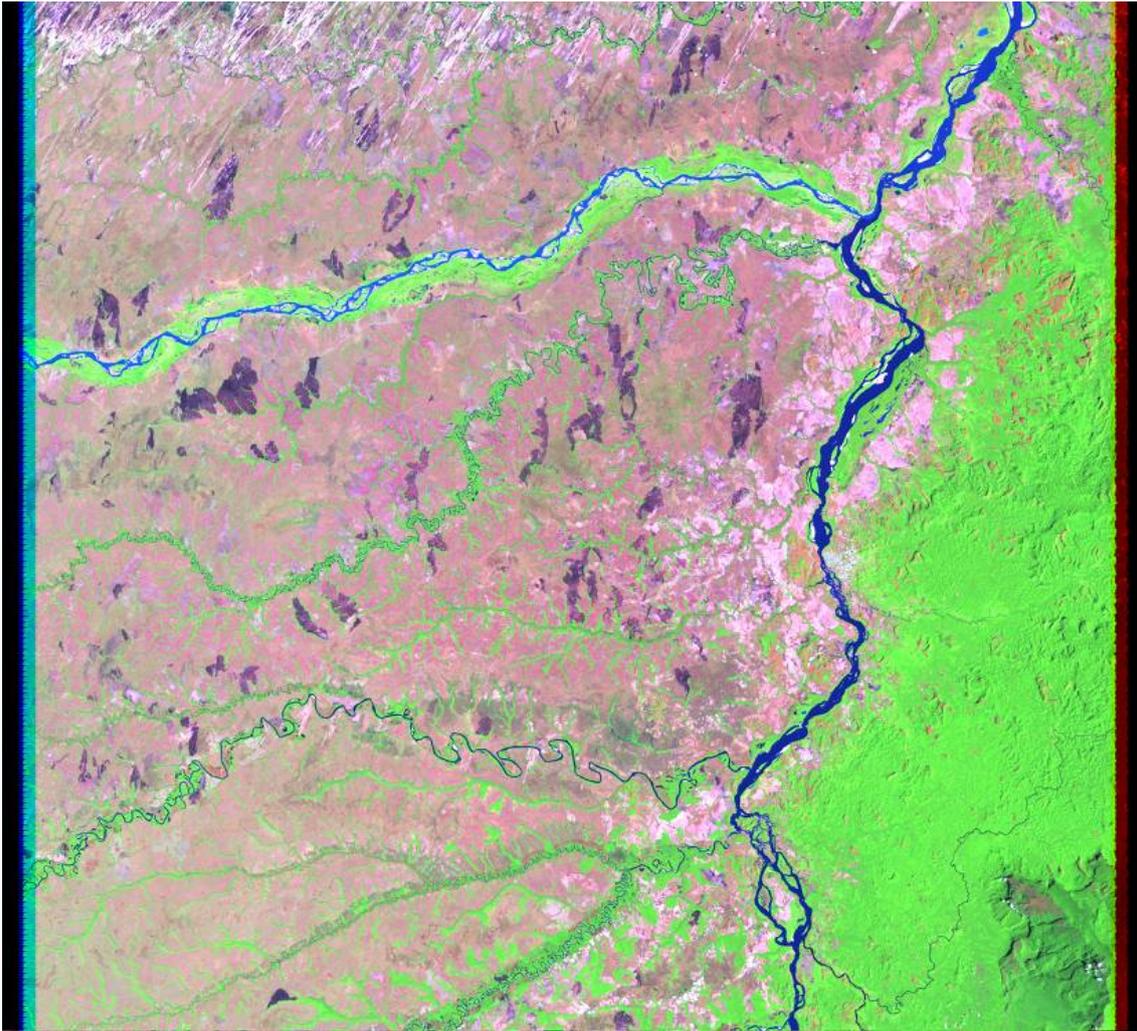


Figura 15. Quick Look de una imagen Landsat (Path004, Row 056, del 9 de Enero de 2001). Nótese las áreas quemadas de tonos más oscuros y algunas plumas de humo en la parte superior.

Adicionalmente, las imágenes ETM+ disponibles a partir de 14 de Julio de 2003 no pudieron ser clasificadas de forma supervisada debido al fallo radiométrico del sensor por descompensación del barrido SLC (Scan Line Corrector). Por tanto, la extracción de áreas quemadas de un total de 5 imágenes se realizó con técnicas de interpretación visual por polígonos. Aunque se trata de un trabajo en extremo dispendioso se obtiene información de altísimo valor que de otra forma no sería posible conseguir.

Para la interpretación se generó un compuesto en falso color para cada imagen y se procedió a digitalizar en pantalla cada una de las áreas quemadas identificadas, en total se digitalizaron 6.696 polígonos con un promedio de 5.277 km² de área quemada en cada imagen. La Tabla 6 lista los detalles en cantidad de área quemada y el número de áreas quemadas (polígonos) identificados en cada imagen. Cada una de las imágenes se

reconoce por el nombre del sensor, la fecha y el sistema de referencia. Un ejemplo de la notación es el siguiente:

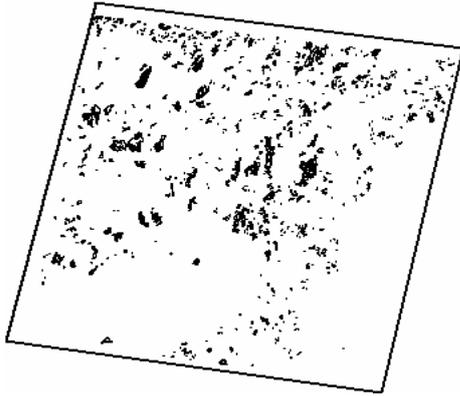
Sensor---año---mes--día --path ---row
 ETM+ 2005 12 29 p005 r056

Tabla 6. Número de áreas quemadas y superficie quemada (km²) según la interpretación visual de imágenes de satélite Landsat y la imagen CBERS clasificada de forma supervisada

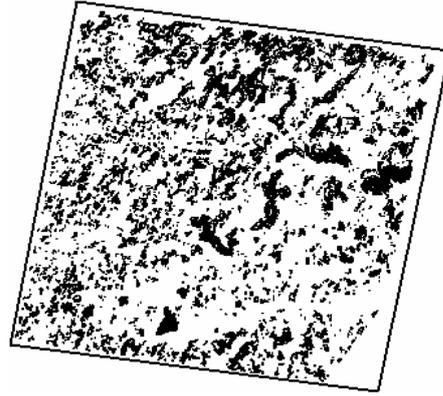
| Imagen | Número de polígonos | Área quemada Km ² | Porcentaje quemado de cada imagen ^a |
|-----------------------|---------------------|------------------------------|--|
| ETM+ 20040201p006r058 | 97 | 3.647 | 11 |
| ETM+ 20040210p005r056 | 2.791 | 8.542 | 26 |
| ETM+ 20051229p005r056 | 724 | 3.774 | 12 |
| ETM+ 20070211p004r056 | 437 | 4.595 | 14 |
| ETM+ 20070218p005r057 | 2.647 | 5.826 | 18 |
| CBERS20070206p184r094 | 2.561 | 1.221 | 10 |

^a El área de una imagen Landsat y CBERS es aproximadamente de 32.400 km², y 12.100 km² respectivamente.

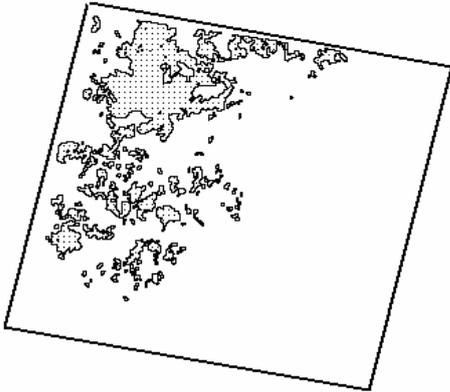
Es prácticamente imposible obtener imágenes con área quemada y a la vez libre de nubes a través de un diseño de muestreo en la zona de estudio, razón por la cual las imágenes utilizadas no provienen de un muestreo estadístico. Las escenas seleccionadas son representativas de la vegetación de la zona, abarcando pastos, matorral, bosque secundario y bosque primario. En la sección de resultados de validación del área quemada se pueden ver la distribución de vegetación y área quemada en tres de las ocho imágenes seleccionadas. La Figura 16 se compone de todas las imágenes utilizadas en el proceso de validación. Para cada imagen se muestra la distribución espacial de las áreas quemadas y sus respectivos límites. Con el fin de validar los productos globales, fue necesario re proyectar toda la información de referencia a UTM18 – WGS84 y asegurar que tanto la extensión geográfica como el tamaño del píxel fueran iguales en los mapas de verdad de campo y en los productos a validar.



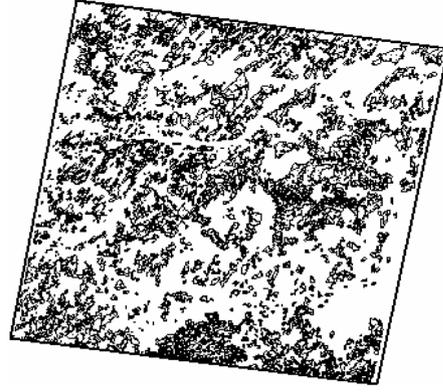
ETM+ 20010109p004r056



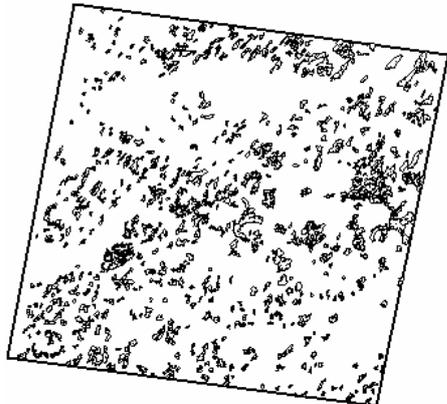
ETM+ 20010201p005r056



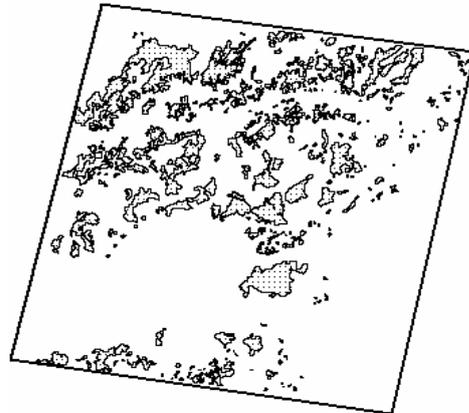
ETM+ 20040201p006r058



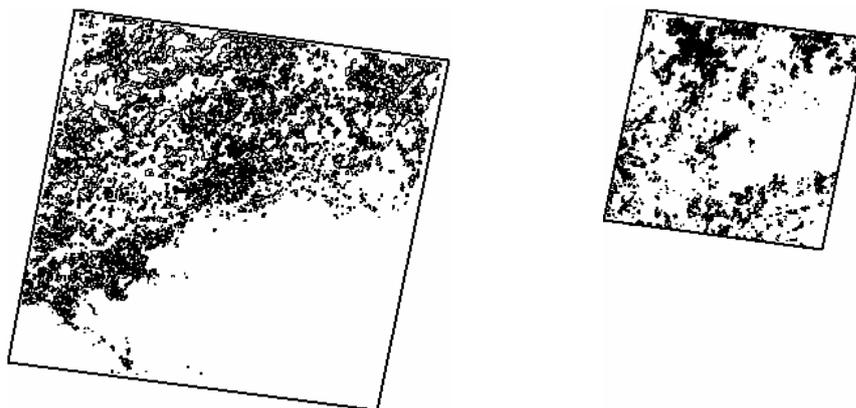
ETM+ 20040210p005r056



ETM+ 20051229p005r056



ETM+ 20070211p004r056



ETM+ 20070218p005r057

CCD 20070206p184r094

Figura 16. Área quemada obtenida a partir de imágenes de alta resolución, se indica el sensor, la fecha año/mes/día y el sistema de referencia para cada escena. Nótese que algunas imágenes son del mismo lugar pero de años distintos.

2.3.2.3. Productos de área quemada a validar

Se validaron un total de cuatro productos de área quemada en distintas fechas entre 2001 y 2007. Cada producto ha sido obtenido a partir de algoritmos mejorados de proyectos anteriores o se encuentran en fase de evaluación. Los productos evaluados son el Globscar, basado en datos ATSR, el GBA2000 y J3RC, sobre datos VEGETATION y el AQS, sobre datos MODIS.

El proyecto GlobScar es una iniciativa de la Agencia Espacial Europea (<http://geofront.vgt.vito.be>). Se inicio en 2001 con datos ATSR del satélite europeo ERS-2, y se basa en dos algoritmos (E1 y K1). El algoritmo K1 utiliza el canal del infrarrojo cercano (IRC, $0,87\mu\text{m}$) para diferenciar la alta reflectividad de vegetación sana frente a la baja reflectividad del área quemada y el canal térmico (TIR, $11\mu\text{m}$) para diferenciar las mayores temperaturas de las superficies quemadas (debido a mayor absorción y ausencia de evapotranspiración) respecto a sus alrededores. Por otro lado, el algoritmo E1 se fundamenta en un conjunto fijo de umbrales que deben cumplirse para considerar que un píxel pertenece a la clase quemado, esto son: RED ($0,67\mu\text{m}$) < 10%; NDVI < 0.4; SWIR ($1,6\mu\text{m}$) < 20%; IRC < SWIR; y Temperatura de Brillo ($11\mu\text{m}$) > 300 K (Simon *et al.*, 2004).

El segundo producto evaluado se generó con el proyecto Global Burned Area (GBA2000) promovido por el Joint Research Center a partir de datos

SPOT/VEGETATION (<http://www.gvm.jrc.it/fire/gba2000/index.htm>). En lugar de utilizar algoritmos de carácter global, este proyecto promovió una red que permitiera elaborar algoritmos regionales, específicos para cada ecosistema y tipo de vegetación. En total se generaron siete algoritmos para procesar todo el año 2000, haciendo énfasis en la detección multitemporal de cambios (Gregoire *et al.*, 2003; Tansey *et al.*, 2004). A partir de esta experiencia, y con el fin de abarcar un rango de tiempo más largo, se generó un único algoritmo denominado L3JRC que se fundamenta en las diferencias en el canal IRC entre el valor diario de cada píxel y su respectivo valor en el compuesto. Este cálculo genera una nueva matriz denominada “índice I” que consta de valores cero donde no hay diferencias temporales entre los píxeles y mayores de cero donde si las hay. El criterio para detectar las áreas quemadas no utiliza umbrales fijos, sino que aplica un proceso de convolución donde se generan ventanas de 200 por 200 píxeles en el “índice I” con el fin de calcular la media y la desviación estándar por ventana. Se define si el píxel esta quemado por referencia del contexto (Tansey *et al.*, 2007).

Otro mapa de área quemada con cobertura global es el desarrollado dentro del programa MODIS denominado MCD45 (Roy *et al.*, 2006). Este producto se encontraba en una fase preliminar cuando iniciamos los trabajos de esta tesis aunque sí pudimos realizar la validación con algunas fechas. La aproximación para generar este producto es bastante distinta a los ya citados. En lugar de comparar el cambio de reflectividad del píxel observado con píxeles anteriores, utiliza la reflectividad de los píxeles anteriores para predecir una reflectividad futura, luego el valor predicho es evaluado frente al valor observado para cada periodo. Para estimar la reflectividad de $t+1$ se emplea un modelo de reflectividad bi-direccional (BRDF), el cual describe la dependencia direccional de la reflectividad debida a la geometría Sol-objeto-sensor. Para aplicar este modelo, se requieren observaciones previas libres de nubes obtenidas por el mismo sensor. De esta forma, para cada píxel georreferenciado se aplica el modelo BRDF con un mínimo de 7 observaciones de un compuesto de 16 días (Schaaf *et al.*, 2002). Una vez definidos los parámetros del modelo, es posible predecir la reflectividad y la incertidumbre de los ángulos de observación e iluminación del día siguiente (Roy *et al.*, 2005). Si los valores predicho y observado son muy distintos, se evalúa la probabilidad de que el píxel observado discrepe mucho de los valores de reflectividad previa y, por tanto, sea clasificado como quemado. Este algoritmo también incluye condicionales que permiten

una selección adicional de píxeles a partir de observaciones hechas en campo; estos condicionales se basan en las diferencias entre reflectividad de vegetación sana y áreas quemadas. Se espera que después de la quema las bandas 5 (1,24 μ m) y 2 (0,85 μ m) disminuyan considerablemente y la banda 7 (2,12 μ m) presente cambios menores. Puede encontrarse una descripción más detallada de este algoritmo en Roy *et al.* (2005).

Finalmente, se consideró también en la validación el producto AQS (Área Quemada para Sudamérica) basado en umbrales y obtenido a partir de reflectividad MODIS de 16 días (el producto ya está corregido de efectos direccionales MCD43B4) y es el resultado de observaciones de los satélites Terra y Aqua (Opazo y Chuvieco, 2007).

Los algoritmos descritos previamente demuestran la diversidad en las aproximaciones realizadas en la estimación de área quemada: umbrales temporales, umbrales espaciales, y método en dos fases, lo que conlleva a que cada producto tenga fortalezas y debilidades.

2.3.2.4. Método de validación

En total se consideraron un total de 15 imágenes Landsat y 4 imágenes CBERS para obtener la verdad de campo. De estas 19 imágenes se seleccionaron aquellas con mayor cantidad de área quemada, tanto en pastos como en bosques. Se excluyeron imágenes del mismo lugar dentro de la misma temporada de incendios y se evitaron imágenes con alto contenido de nubes.

La validación de los productos de área quemada se realizó utilizando el método de matrices de confusión. Se trata de una matriz cuadrada, que indica el número de píxeles asignados a una clase respecto a los que se consideran como verdad terreno. Se acostumbra ubicar en las columnas la información de referencia y en las filas el mapa a ser evaluado, de esta forma la diagonal contiene los aciertos y los marginales los errores. La matriz de confusión ha sido comúnmente utilizada desde la década de los 80 para la validación de mapas temáticos (Aronoff, 1982) incluyendo validaciones de mapas de área quemada (Morissette *et al.*, 2002; Quintano *et al.*, 2002; Roman-Cuesta *et al.*, 2005). Con este fin se superpuso el mapa de verdad de campo sobre cada uno de los mapas de área quemada y se comparó elemento a elemento acuerdos y desacuerdos entre las dos clases, quemado y no quemado. A partir de la comparación se determinó

la exactitud global, los errores de omisión y los errores de comisión. Adicionalmente a las matrices de confusión se generó el Límite de Pareto propuesto por Boschetti *et al.* (2004b) para mapas dicotómicos (quemado – no quemado) y así poder determinar el efecto del tamaño del píxel de 500 m (MCD45) y 1000 m (AQS, L3JRC y GlobCarbon) en la representación de áreas quemadas.

El Límite de Pareto se construye generando un conjunto de puntos en el espacio bidimensional (X,Y) que en este caso son (error de omisión, error de comisión). Para el cálculo de cada punto se debe sobreponer una malla de baja resolución con píxeles de 500 m o 1000 m (según nuestro caso) sobre la imagen de referencia y calcular el porcentaje de área quemada de la imagen de referencia para cada celda de la malla. De esta forma, cada celda de la malla tendrá valores entre 0 y 100%. Si el valor es cero quiere decir que ningún píxel quemado en la imagen de referencia ocurre en esa celda; en el otro extremo, si el valor es cien quiere decir que la celda de baja resolución está completamente cubierta por área quemada del mapa de referencia. Si solo se aceptan como quemadas aquellas celdas del mapa de baja resolución cubiertas en un 100%, no se incurre en errores de comisión (Ce), pero los errores de omisión (Oe) serían altísimos, mientras que, si se aceptan como quemadas las celdas del mapa de baja resolución a partir de contenidos mínimos de área quemada, la omisión sería nula pero la comisión altísima.

Los errores de omisión y comisión pueden calcularse de forma discreta en función de un umbral (t), donde N_{Li} es el número de celdas con fracción i ($0 < i < 1$) de cobertura de la clase quemado. $A_L(t)$ es el área de la clase quemado estimada con la malla de baja resolución con el umbral t . A_H es el área de la clase quemado en el mapa de referencia de alta resolución. $O_L(t)$ es el área omitida por la clasificación óptima de baja resolución obtenida con el umbral t . $C_L(t)$ es el área de comisión óptima en la clasificación de baja resolución obtenida con el umbral t . $Ce(t)$ es el error de comisión y $Oe(t)$ es el error de omisión.

$$A_L(t) = \sum_{i=t}^1 N_{Li} \quad \text{Eq. 2.12}$$

$$A_H = \sum_{i=t}^1 iN_{Li} \quad \text{Eq. 2.13}$$

$$O_L(t) = \sum_{i>0}^t iN_{Li} \quad \text{Eq. 2.14}$$

$$C_L(t) = \sum_{i=t}^1 (1-i)N_{Li} \quad \text{Eq. 2.15}$$

$$C_e(t) = C_L(t)/A_L(t) \quad \text{Eq. 2.16}$$

$$O_e(t) = O_L(t)/A_H \quad \text{Eq. 2.17}$$

De esta forma, el conjunto de puntos (O_e/C_e) que pertenecen al límite de Pareto se genera cambiando el porcentaje ante el cual cada celda de la malla de baja resolución es considerada como quemada y se denomina umbral, Figura 17.

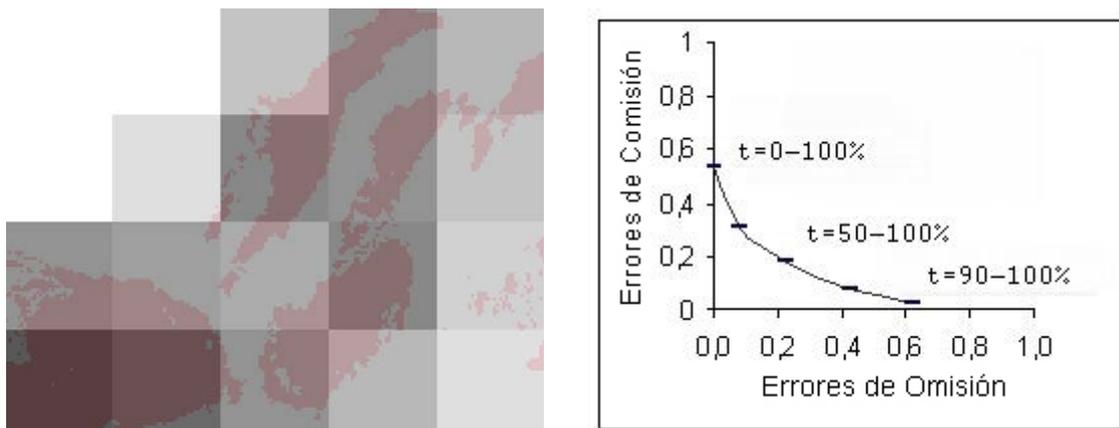


Figura 17. Subconjunto de un grid de baja resolución superpuesto sobre una imagen de alta resolución (izquierda), y el límite de Pareto (derecha). El porcentaje de área quemada en las celdas de baja resolución cambia desde celdas no quemadas (blancas, 0%) hasta celdas completamente quemadas (negro, 100%). La selección de distintos umbrales resulta en distintas coordenadas (O_e/C_e).

Se utilizaron 5 umbrales para cada imagen de referencia (25%, 50%, 75%, 90% y 100%) con el fin de determinar sus respectivas coordenadas en el espacio de errores de omisión y errores de comisión que luego fueron unidas para definir el límite. Esto se hizo para cada una de las fechas y las imágenes utilizadas.

Además de la influencia del tamaño del píxel, se determinó el efecto de la fragmentación en el error calculado en las matrices de confusión. Para esto, se utilizó

el índice de Densidad de Bordes (Fassnacht *et al.*, 2006; Miettinen, 2007). Este índice se basa en el área y el perímetro de áreas quemadas representadas por polígonos, y que fueron calculados en las imágenes de referencia. El término de fragmento o fragmentación se utiliza más comúnmente en el ámbito de la ecología del paisaje, más concretamente en la estadística de fragmentos. La ecología describe el paisaje en términos de matrices que contienen fragmentos. De esta forma es común en los procesos de deforestación encontrar que los remanentes boscosos van quedando aislados en la medida en que aumenta el proceso. Estos remanentes boscosos son llamados fragmentos. En nuestro caso, tomamos prestado el término fragmento para aplicarlo al área quemada. De esta forma, cada área quemada es considerada como un fragmento y se representa cartográficamente como un polígono, al cual, con el apoyo de los sistemas de información geográfica es posible calcularle su área y su perímetro. De esta forma, se calcularon las áreas y perímetros descritos previamente en la Tabla 6. La Densidad de Borde ($m\ ha^{-1}$) es una medida de complejidad en la forma de los polígonos y se calculó dividiendo el perímetro por el área total quemada, así:

$$Db = \Sigma(PAQ)/\Sigma(AQ) \qquad \text{Eq. 2.18}$$

Donde,

Db ($m\ ha^{-1}$): Densidad de borde

PAQ (m): Perímetro de cada área quemada

AQ (ha): Superficie de cada área quemada

Con el fin de realizar este cálculo se vectorizaron todas las áreas quemadas de las imágenes de referencia en polígonos para generar los valores de área y perímetro como atributos, esto permitió realizar la sumatoria de los mismos al interior de cada escena. Los valores altos de Densidad de Borde indican formas complejas y bordes alargados mientras que valores bajos indican formas simples y compactas (Silva *et al.*, 2005).

2.3.3. Estimación de la eficiencia del quemado

2.3.3.1. Antecedentes

La observación en campo de la vegetación que ha sido expuesta al fuego hace evidente que no toda la biomasa es consumida en un incendio. Una parte realmente no se quema

y otra se quema pero no se emite permaneciendo en forma de cenizas o carbono elemental. La biomasa que se consume por el fuego genera una emisión neta de CO₂ y otros GEI. Sin embargo, parte se convierte en carbono elemental que bien permanece en el suelo o bien se emite con el fuego como material particulado. El carbono elemental no se considera como una emisión neta de CO₂ (Crutzen y Andreae, 1990). La biomasa consumida respecto al total de biomasa pre-incendio se conoce como eficiencia del quemado (EQ), la cual puede determinarse a través de experimentos en campo, midiendo biomasa antes y después del fuego. Esto es especialmente difícil en incendios reales, en donde difícilmente habrá mediciones de biomasa previas a la ocurrencia del fuego. Pese a ello, disponemos de algunas mediciones de campo de la eficiencia del quemado a partir de incendios experimentales o reales, en diversos ecosistemas: bosques tropicales (Carvalho *et al.*, 1998; Fearnside *et al.*, 1999; Fearnside *et al.*, 2001); zonas de sabana (Hély *et al.*, 2003; McNaughton *et al.*, 1998), y zonas de sabana arbolada (Shea *et al.*, 1996). Este tipo de trabajos han sido de gran relevancia para estudios posteriores, ya que han permitido establecer un conjunto de valores estándar de eficiencia del quemado (BE) por tipo de cobertura que se asignan a cada uno independientemente de su estado fenológico o grado de humedad.

Existe una gran diversidad de factores que afectan la eficiencia del quemado, entre ellos la biomasa y su densidad, la humedad del combustible, el tipo de vegetación y el estado fenológico, la materia orgánica y la humedad del suelo (Schultz *et al.*, 2008), siendo más vulnerables al fuego las ramillas y pastos secos y senescentes que las ramas y troncos de mayor diámetro con alto contenido de humedad (Crutzen y Andreae, 1990). Paralelamente a las características de la vegetación están los factores climáticos. Jupp *et al.* (2006) demostraron que la disminución de precipitación acumulada está asociada al aumento de área quemada, y esta, a su vez, se relaciona con una mayor eficiencia del quemado. Igualmente (Kasischke *et al.*, 2000) asoció una mayor eficiencia del quemado a los años más cálidos, con condiciones de sequía más severas. Otros factores propios de la actividad humana, como los mecanismos de prevención de incendios o los tratamientos selvícolas pueden promover o disminuir la eficiencia del quemado en el corto y largo plazo (Osborne, 2000). Varios estudios aluden a los procedimientos utilizados en los bosques tropicales, que incluyen la tala de árboles y el secado en tierra durante meses antes de provocar el fuego para aumentar la eficiencia del quemado

(Carvalho *et al.*, 1998; Crutzen y Andreae, 1990; Fearnside *et al.*, 2001; Seiler y Crutzen, 1980).

En la literatura se encuentran distintos enfoques para estimar la eficiencia del quemado. Chuvieco *et al.* (2004) encontraron que la humedad del combustible podría estimarse a partir de índices de vegetación y temperatura en superficie derivados de imágenes de satélite. Así mismo, Barbosa *et al.* (1999) utilizaron los índices de vegetación como una aproximación a la humedad de la vegetación asumiendo que la biomasa viva se quemaría en mayor proporción cuando los índices de vegetación se aproximan a los mínimos históricos, de ahí que se asociara BE con la variación relativa del verdor (*Relative Greenness Index* RGI).

Otros estudios se han concentrado exclusivamente en el seguimiento del fuego, relacionando la energía desprendida durante el incendio a la cantidad de biomasa consumida. Wooster *et al.* (2003) definen una relación entre la energía radiativa del fuego y la región del infrarrojo medio con el fin de definir la proporción de biomasa consumida. De la misma forma, Giglio *et al.* (2006) calcularon el poder radiativo total del fuego siguiendo la ley de Stefan –Boltzmann, con lo cual se podría calcular la masa del combustible consumido a partir del calor de la combustión.

La eficiencia del quemado está estrechamente relacionada con la severidad de la quema. Los estudios de severidad se concentran en los efectos del fuego sobre el suelo y las plantas y por tanto la fuente principal de datos es la situación post-fuego (De Santis y Chuvieco, 2007). Sin embargo, Díaz-Delgado *et al.* (2003) han considerado de importancia incluir información previa al fuego, con el fin de determinar la magnitud de la severidad en función del cambio de las condiciones de la vegetación antes y después del fuego. Estos métodos son relevantes en estudios sobre la eficiencia del quemado, dado que la eficiencia es el resultado de la volatización de material vegetal a partir de unas condiciones iniciales.

2.3.3.2. Estimación de la eficiencia del quemado

El objetivo principal de nuestro trabajo, en términos de eficiencia del quemado, era proponer un nuevo método que se fundamentara en la diferencia de valores antes y

después del fuego. Se parte de la base de que una fuerte disminución del índice estaría relacionada con una mayor eficiencia del quemado. Se consideraba que los valores estándar habitualmente manejados en estudios de emisiones podían sobrestimar la eficiencia del quemado cuando el fuego era poco intenso, y que el método basado en valores de verdor relativo (RGI) resultaba poco preciso, al no tener en cuenta el estado de la vegetación antes del fuego, pues este último se fundamenta en datos históricos.

No obstante, hemos comparado el método que proponemos en esta tesis con otros dos más comúnmente utilizados. Inicialmente se revisaron los valores estándar propuestos en la literatura especializada, adaptándolos a valores propios de los ambientes tropicales, con el fin de mantener las estimaciones dentro de los rangos observados en campo. Luego se hizo una descripción del método temporal que involucran los índices relativos de verdor. Finalmente, con estos antecedentes, procedimos a desarrollar el método basado en los cambios temporales.

Los valores estándar disponibles en la literatura han sido empleados frecuentemente en estudios de emisiones, Tabla 7, y cada valor corresponde a un tipo de vegetación en particular. (Akerelodu y Isichei, 1991; Bilbao y Medina, 1996; Dignon y Penner, 1996; Fearnside *et al.*, 2007; Hoffa *et al.*, 1999; Hurst *et al.*, 1994; Kasischke *et al.*, 2000; Levine, 2000). En nuestro caso cada valor fue asignado a un tipo de vegetación del mapa MOD12Q1, siguiendo el sistema de clasificación propuesto por IGBP (*International Geosphere-Biosphere program*). Además de la eficiencia del quemado, discriminamos la vegetación en viva y muerta. Esto se debe fundamentalmente a que la vegetación viva tiene una respuesta frente a cambios en humedad distinta a la de la materia muerta (Burgan y Rothermel, 1984). Por esta razón, la biomasa se discrimina en su proporción de biomasa viva (BV) y biomasa muerta (BM). La suma de BV y BM es por tanto 100%. Una discusión más completa en este sentido en ecosistemas tropicales puede encontrarse en Ottmar *et al.* (2001).

Tabla 7. Valores estándar de Eficiencia del Quemado BES y biomasa viva por tipo de cobertura (BV)

| IGBP | | | |
|--------|------------------------------------|--------------------|---------------------|
| código | Clase IGBP | BV(%) ^a | BES(%) ^b |
| 1 | Conífera perennifolia | 0,70 | 0,25 |
| 2 | Froncosa perennifolia | 0,70 | 0,41 |
| 4 | Froncosa caducifolia | 0,80 | 0,41 |
| 5 | Bosque mixto | 0,75 | 0,45 |
| 6 | Matorral cerrado | 0,73 | 0,50 |
| 7 | Matorral abierto | 0,69 | 0,60 |
| 8 | Sabana arbolada | 0,80 | 0,60 |
| 9 | Sabana | 0,70 | 0,35 |
| 10 | Pastizal | 0,05 | 0,95 |
| 11 | Humedales | 0,20 | 0,95 |
| 12 | Cultivos | 0,05 | 0,70 |
| 13 | Área Construida | 0,00 | 0,10 |
| 14 | Mosaico de Cultivos | 0,70 | 0,40 |
| 16 | Suelo desnudo –Vegetación dispersa | 0,05 | 0,70 |

Fuentes:

^a (Ottmar *et al.*, 2001)

^b (Akerelodu y Isichei, 1991; Bilbao y Medina, 1996; Dignon y Penner, 1996; Fearnside *et al.*, 2001; Hoffa *et al.*, 1999; Hurst *et al.*, 1994; Levine, 2000)

Como hemos indicado, el segundo método que se utiliza frecuentemente en estudios previos se basa en los índices relativos de verdor como una aproximación a la humedad de la vegetación. Se asume que la biomasa viva se quemaría en mayor proporción cuando estuviera más seca, lo que se estimaría a su vez cuando los índices de vegetación se aproximaran a los mínimos históricos (Barbosa *et al.*, 1999; Palacios-Orueta *et al.*, 2004; Schultz, 2002). Este método se denomina índice relativo de verdor (RGI), que se calcula a partir de los máximos y mínimos históricos del NDVI. En nuestro caso, empleamos en su lugar el índice de vegetación mejorado EVI. De esta forma, el RGI se definió como:

$$EQ_{RGI} = ((1 - RGI) * BV + BM) * BES \quad \text{Eq. 2.19}$$

Donde, $RGI = (EVI_i - EVI_{\min}) / (EVI_{\max} - EVI_{\min})$

y BV indica la proporción de biomasa viva, y BM, de biomasa muerta, y BES, el coeficiente estándar de eficiencia del quemado, recogido de la Tabla 7.

El valor RGI tiende a la unidad cuando EVI es alto, es decir cuando la vegetación tiene el máximo verdor y por tanto se considera con alta humedad, de esta forma el valor que multiplica a BV se hace pequeño y por tanto poco material vivo es susceptible de quemarse. Lo contrario ocurre cuando EVI tiende a cero y una gran proporción de biomasa se consume. Por otra parte, se considera que la proporción de biomasa muerta (BM) que se quema es igual a su respectivo BES. Se emplearon las tres aproximaciones con la fórmula de Seiler y Crutzen para determinar la magnitud de las diferencias en la estimación de emisiones.

Nuestro método también utiliza valores estándar y análisis temporales, pero a diferencia de los índices relativos de verdor se fundamenta en la diferencia de valores EVI antes y después de la ocurrencia del fuego. Para ello se seleccionaron 9 fechas correspondientes a las diferentes temporadas de incendios 2001-2006. Se realizó una inspección visual de píxeles EVI quemados con el fin de evitar píxeles asociados a los errores de comisión existentes en el producto de área quemada. De esta forma, se determinaron estadísticos EVI para todas las áreas quemadas en cada fecha en toda la zona de estudio.

También se evaluó si existían diferencias significativas de EVI entre fechas antes de la ocurrencia del fuego con muestras pareadas. El procedimiento de muestras pareadas compara los promedios de los píxeles que comparten la misma ubicación pero de fechas distintas. Este procedimiento calcula las diferencias entre valores de los dos grupos para cada caso y evalúa si el promedio difiere de cero. Diferencias significativas entre fechas consecutivas de valores EVI (previos al incendio) t-1 con valores post incendio (t) serían indicadores del efecto del fuego en la vegetación. Una alta disminución del índice ante la ocurrencia del fuego, y una lenta recuperación del mismo, estarían asociados a una alta eficiencia del quemado.

Con el fin de validar si el cambio en las series de tiempo EVI se debía a la ocurrencia del fuego o a procesos fenológicos propios del tipo de cobertura y época del año, se generaron corredores alrededor de las áreas quemadas y se calcularon estadísticos de áreas quemadas y áreas no quemadas, los corredores no superaron los 50 km de distancia al área quemada. Adicionalmente, se hizo un análisis estadístico de la diferencia en valores EVI (DIF_EVI) entre las fechas previa (EVI_{t-1}) y posterior a la detección del área quemada (EVI_t), para caracterizar las distribuciones de las diferencias.

$$\text{DIF_EVI} = \text{EVI}_t - \text{EVI}_{t-1} \quad \text{Eq. 2.20}$$

Con base en las distribuciones de las diferencias se definieron valores propios de cambio para área quemada y área no quemada en cada tipo de cobertura. En áreas quemadas se esperan grandes diferencias de valores EVI al pasar de vegetación a señal del carbón. En consecuencia, la DIF_EVI tendrá altos valores negativos. Mientras, en áreas no quemadas se espera que esta diferencia fuera mínima, es decir, valores próximos a cero. Los umbrales para valores DIF_EVI máximos y mínimos en áreas quemadas fueron definidos siguiendo dos criterios. Primero, el umbral máximo se definió a partir de la media menos dos desviaciones estándar y asociados a la eficiencia del quemado que habíamos extraído de las referencias bibliográficas. Segundo, el valor umbral mínimo DIF_EVI fue definido como el punto donde se cortan las distribuciones de píxeles quemados y no quemados para cada tipo de cobertura. De esta forma se asegura que los valores de eficiencia del quemado estimados por este método se mueven dentro de los rangos observados en mediciones de campo.

La resta de compuestos EVI consecutivos antes y después del fuego permitió generar nuevas matrices donde cada píxel reflejaba la magnitud del cambio frente a la fecha previa. Diferencias cercanas a cero indicaban poco cambio en el verdor, diferencias positivas indicaban un aumento del verdor y diferencias negativas indicaban una disminución del verdor (Figura 18). Si las diferencias negativas estaban asociadas a píxeles quemados se concluía que su magnitud se debía al efecto del fuego.

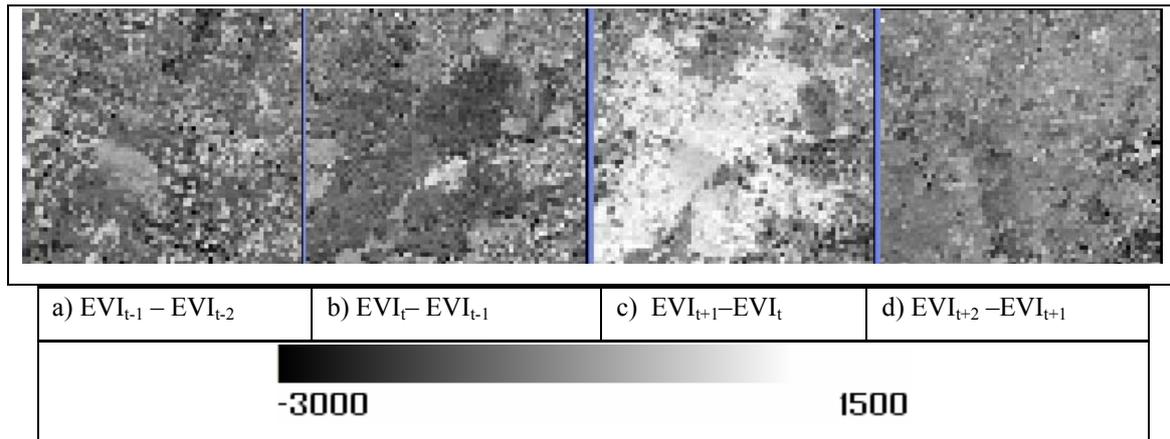


Figura 18. Diferencias en EVI entre fechas consecutivas en píxeles quemados en (*t*): a) diferencia antes de la ocurrencia del fuego, b) diferencia entre valores previos al fuego y posteriores al fuego (DIF_EVI), Eq. 2.13, c) recuperación de la vegetación después del fuego con alto vigor en el proceso de resiliencia, d) el índice de vegetación cambia en la misma proporción en áreas quemadas y no quemadas en la segunda quincena posterior al fuego.

Con el fin de determinar el valor a partir del cual un píxel pasa de ser senescente a quemado se generaron las distribuciones DIF_EVI de píxeles quemados y no quemados. El punto de intersección de las distribuciones fue considerado como el valor cero de eficiencia del quemado ($EQ=0$), mientras que la media menos dos veces la desviación estándar fue considerado como la máxima eficiencia del quemado. En la Figura 19 se observa como la gran mayoría de los valores DIF_EVI, en este caso para pastizales, tienen su máxima frecuencia en valores negativos, es decir en un proceso de pérdida de verdor.

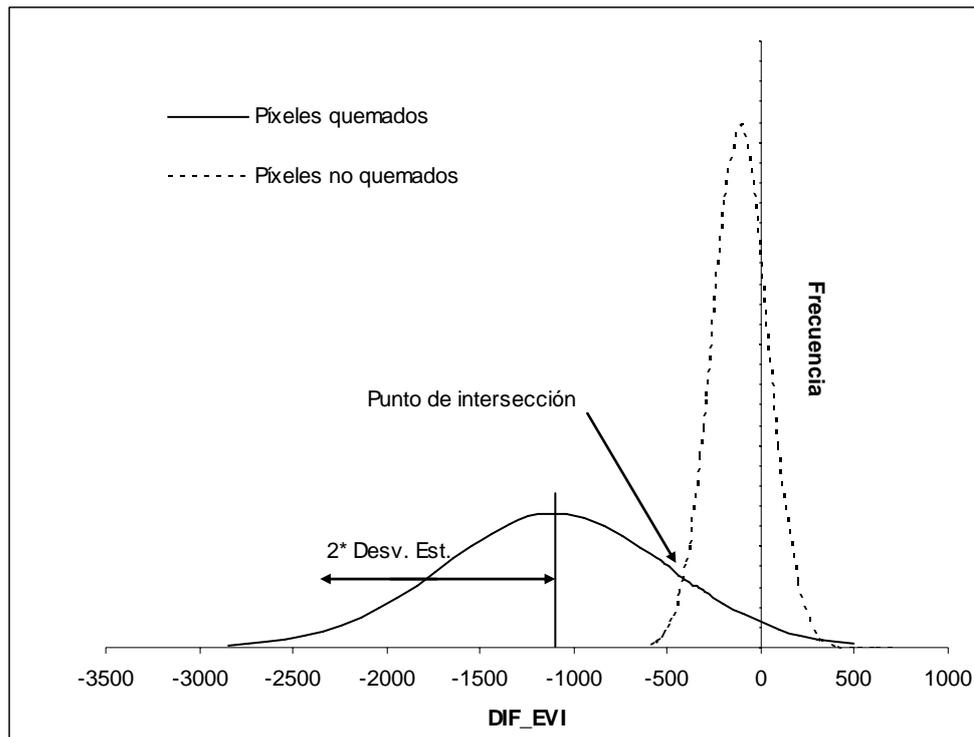


Figura 19. Distribución de píxeles quemados y no quemados para pastizales

2.3.4. Factores de emisión.

Los factores de emisión E_k se refieren a la cantidad de gramos emitidos por kilogramo de materia seca consumida. El valor E_k no es constante para cada tipo de vegetación, sino que varía según el tipo de combustión; la combustión tiene dos tipos o fases y están directamente relacionadas con el tipo de incendio. La fase de llamas tiene una alta temperatura y duración corta, mientras la fase de brasas tiene baja temperatura y duración larga. Crutzen y Andreae (1990) encontraron en un fuego experimental en Venezuela que los gases CO_2 , NO_x , SO_2 y N_2O se emiten principalmente en la fase de llamas mientras que el metano y los NMHCs se emiten principalmente en la fase de brasas.

Los factores de emisión que se presentan en la Tabla 8 corresponden a la colección más reciente de este tipo (Wiedinmyer *et al.*, 2006). Se pueden encontrar versiones anteriores en Andreae y Merlet (2001), Palacios-Orueta *et al.* (2004) y Korontzi (2005). Estos valores fueron utilizados para determinar las emisiones de CO₂, CO, PM_{2.5}, NMHC y CH₄ al ser reemplazados en el término E_k de la Eq 1.1.

Finalmente, como se observa en la Figura 20 una vez definidos los factores de emisión y la biomasa quemada se procedió a calcular las emisiones de los gases seleccionados para cada píxel.

Tabla 8. Factores de emisión (kg Mg⁻¹) adecuados a las clases IGBP en la zona de estudio (Wiedinmyer *et al.*, 2006)

| Clase IGBP | CO ₂ | CO | PM _{2.5} | NMHC | CH ₄ |
|------------------------------------|-----------------|-----|-------------------|------|-----------------|
| 1 Coníferas perennifolias | 1569 | 89 | 12,1 | 6,1 | 4,8 |
| 2 Frondosas perennifolias | 1588 | 117 | 9,9 | 8,1 | 6,6 |
| 4 Frondosas caducifolias | 1588 | 117 | 9,9 | 8,1 | 6,6 |
| 5 Bosque mixto | 1569 | 82 | 15,0 | 6,8 | 4,5 |
| 6 Matorral cerrado | 1630 | 84 | 5,6 | 3,2 | 3,1 |
| 7 Matorral abierto | 1630 | 84 | 5,6 | 3,2 | 3,1 |
| 8 Sabana arbolada | 1630 | 90 | 9,5 | 5,0 | 3,1 |
| 9 Sabana | 1630 | 90 | 9,5 | 5,0 | 3,1 |
| 10 Pastizal | 1630 | 90 | 9,5 | 5,0 | 3,1 |
| 11 Humedales | 1630 | 84 | 5,6 | 3,2 | 3,1 |
| 12 Cultivos | 1515 | 70 | 5,7 | 6,7 | 2,2 |
| 14 Mosaico de Cultivos | 1515 | 70 | 5,7 | 6,7 | 2,2 |
| 16 Suelo desnudo – Veget. dispersa | 1630 | 84 | 5,6 | 3,2 | 3,1 |

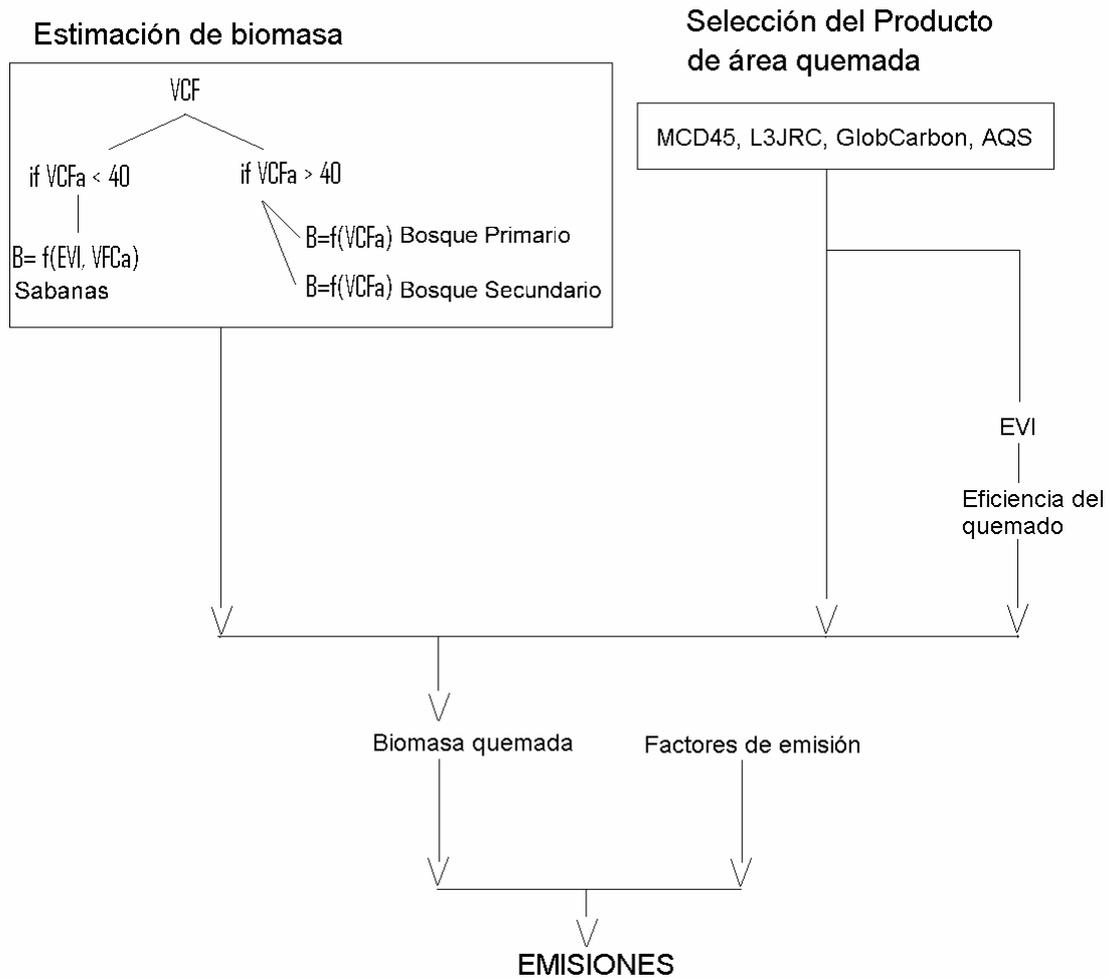


Figura 20. Diagrama de flujo para estimar emisiones siguiendo el método propuesto.

2.3.5. Unidades de análisis en el tiempo y en el espacio

El máximo nivel de detalle utilizado fue de 16 días correspondiente al producto MOD13A1. Aunque los productos de área quemada reportan la identificación de áreas quemadas diariamente, no era posible encontrar el resto de las variables con este nivel de detalle, que por otra parte no es demasiado significativo. En consecuencia, para esta tesis doctoral, hemos calculado las emisiones en periodos de 16 días, que estimamos es suficiente para hacer un seguimiento de los procesos fenológicos, climáticos y de ocurrencia del fuego. Con el fin de tener estadísticas comparables con estudios previos y analizar el comportamiento interanual se obtuvieron promedios anuales para todo el país.

En el caso del nivel de detalle espacial se unificaron todos los mapas a un tamaño de píxel de 1 km y sobre estos datos se realizaron todos los análisis. En el análisis espacial se siguieron dos estrategias, por un lado las regiones naturales y las unidades político-administrativas (departamentos y municipios) de gran utilidad para los tomadores de decisiones y por otro lado una malla con celdas de 5 x 5 km para generalizar la información y facilitar la interpretación. Cada una de las celdas, los 32 departamentos y los 1073 municipios fueron considerados como unidad mínima de estudio con el fin de realizar análisis zonales. Estos análisis permitieron determinar estadísticos de área quemada y emisiones para cada una de las unidades.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. *Estimación de biomasa*

3.1.1. **Biomasa estimada a partir de la productividad**

Los trabajos existentes de estimación de biomasa no se refieren regiones o países, sino que están referidos a clases de vegetación homogéneas, por ejemplo: bosques templados, bosques tropicales, bosques secundarios, sabanas, cultivos. Los autores de estudios sobre estimación de biomasa aluden a las dificultades en cada uno de sus ecosistemas o tipos de vegetación, bien sea en términos de lo cerrado del dosel, la dinámica de la vegetación, la heterogeneidad en la distribución espacial o los aspectos concernientes al nivel de detalle. Ahora bien, tratar de generar un solo método que cubra todos los tipos de vegetación para un país tan variado como Colombia resulta una tarea compleja.

Una forma cuantitativa de explicar la variación mensual de la biomasa es la utilización de valores de Productividad Primaria en gramos de Carbono por unidad de área por día. Para ello se obtuvieron valores de 8 días de Productividad Primaria Bruta (GPP) y Fotosíntesis Neta (PsnNet) del producto MODIS MOD17A2 para 2004. Sin embargo, la alta nubosidad del área de estudio generó resultados poco confiables en bosques húmedos; de hecho, Zhao et al. (2005) aluden a las subestimaciones en FPAR/LAI, los cuales son insumos de PsnNet, por efecto de las nubes. No obstante se esperan mejores resultados en zonas de baja nubosidad en Sabana y Bosque Seco. Nótese la correspondencia entre los valores mínimos EVI y los valores mínimos de PsnNet en sabanas y los valores máximos de EVI y PsnNet en bosques secos (Figura 21 y Figura 22). Por este motivo resulta razonable que eliminando el efecto de las nubes los índices de vegetación permitan hacer una aproximación a la estacionalidad de la Producción Primaria.

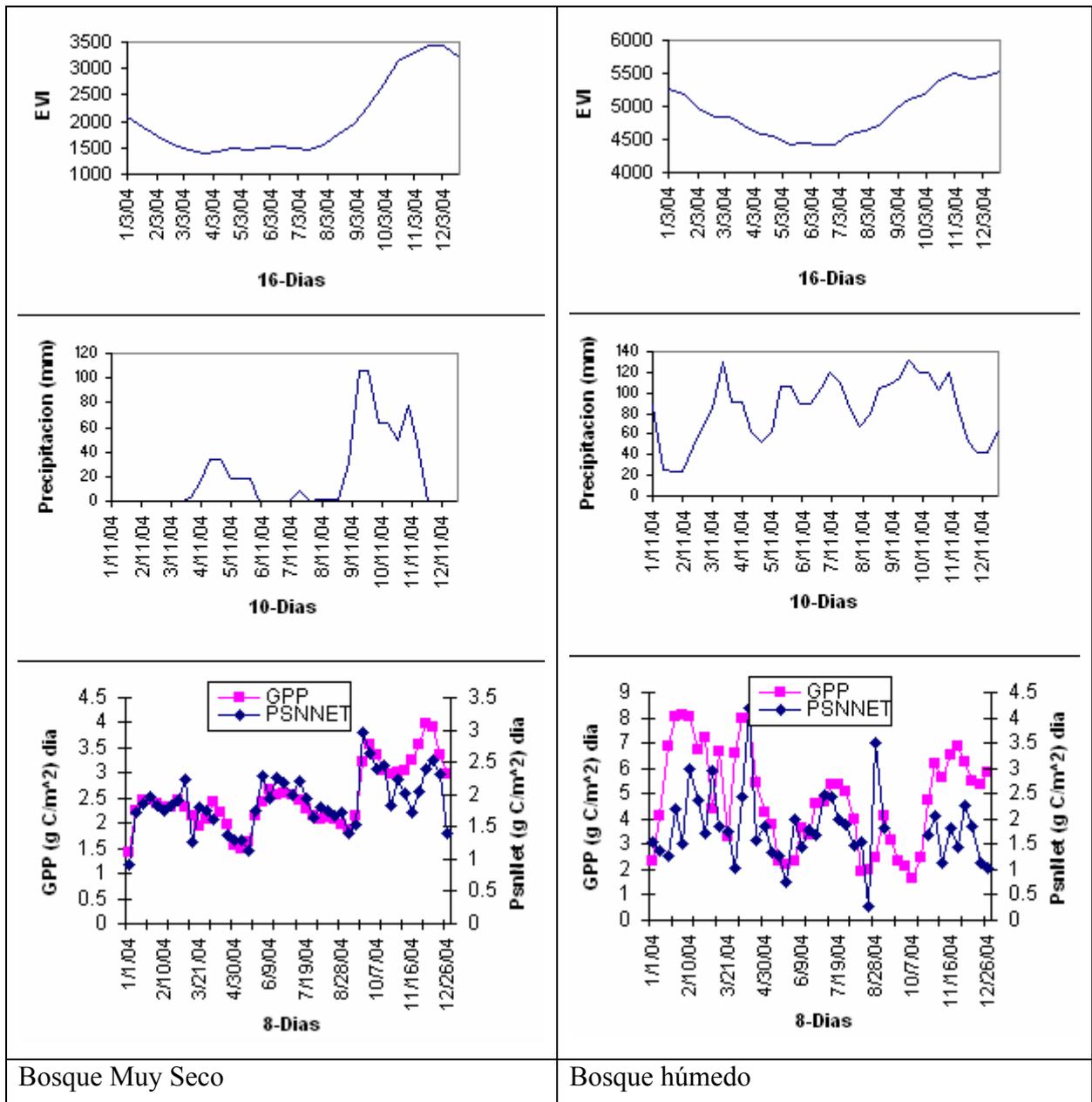


Figura 21. Comparación de productividad primaria bruta (GPP), fotosíntesis neta (PsnNet) y EVI entre dos zonas sometidas a diferentes regimenes de precipitación.

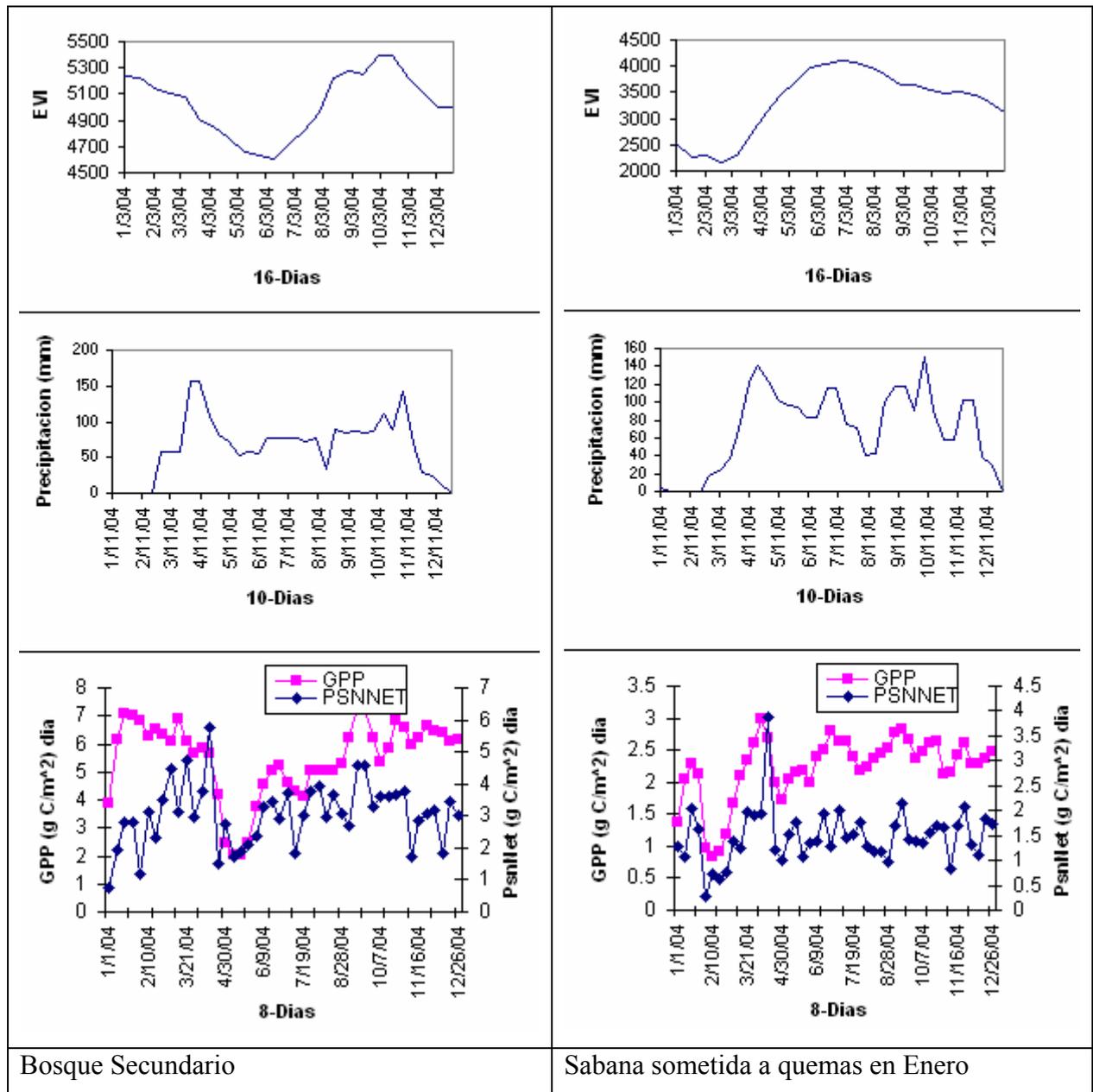


Figura 22. Comparación de productividad primaria bruta (GPP), fotosíntesis neta (PsnNet) y EVI en zonas de bosque altamente intervenido y sabana sometida a quemas en época de verano (Enero-Marzo).

En la sabana se observa un aumento progresivo del EVI después de la época de quema, es decir, a finales de Enero de 2004 para las zonas de sabana sometidas a quemas, donde los valores aumentan desde un mínimo de $1 \text{ g C m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ hasta un máximo de $3 \text{ g C m}^{-2} \text{ día}^{-1}$. Este incremento tiene una duración aproximada de 5 semanas. Por su parte los bosques presentan los mayores valores de GPP aunque con fuertes cambios mensuales. Se enfatiza la disminución en bosques y en sabanas que se presenta en los meses de Abril y Mayo. Aunque esta disminución se corresponde con bajos valores de

EVI, se sugiere que puede deberse a la influencia de variaciones climáticas y relaciones alométricas pobremente controladas por el algoritmo MOD17.

La validación del producto utilizado para estimar la productividad será mucho más fácil de evaluar en las zonas de sabanas que se queman anualmente que en los bosques. En sabanas se podría asumir que después de la detección del área quemada la biomasa es cero y las mediciones de biomasa a lo largo del año corresponden al acumulado anual. En el caso de los bosques esta cuantificación es mucho más difícil debido a la incertidumbre en las mediciones anuales de biomasa en parcelas permanentes. Clark *et al.* (2001) relacionaron hojarasca con incrementos de biomasa para 39 sitios de bosque tropical, estos estimados varían entre 1,7 a 11,8 Mg C*ha⁻¹*año⁻¹ para los límites inferiores y 3,1 a 21,7 Mg C*ha⁻¹*año⁻¹ para los límites superiores. Posteriormente, (Zhao *et al.*, 2005) estimaron para bosques de hoja ancha una productividad primaria bruta de 27 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ y para sabanas una productividad primaria bruta de 11,2 Mg C ha⁻¹ año⁻¹. Resultados preliminares realizados en este trabajo y basados en MODIS-PsnNet indican una alta productividad en bosques secundarios (11,3 ton ha⁻¹), seguido por los bosques primarios (8,1 ton ha⁻¹) y pastizales (6,7 ton ha⁻¹).

3.1.2. Biomasa estimada con el apoyo de mediciones en campo

3.1.2.1. Ajuste de modelos de biomasa para bosques

La Tabla 9 lista los diferentes ajustes que se realizaron utilizando posibles combinaciones de las variables independientes. Se observa que el nivel de significancia del estadístico F es menor a 0,05 solo en las ecuaciones donde se incluye el término VCFa, lo cual implica que la variación explicada por el modelo no es aleatoria. Sin embargo, la inclusión de la variable SUM_EVI o MAX_EVI reduce enormemente el nivel de significancia.

Tabla 9. Regresiones lineales y múltiples para estimación de biomasa (Mg ha^{-1})

| Modelo | Eq. | R ² | Sig. F |
|-------------------------------|-----|----------------|--------|
| $-7,80+0.003*\text{SUM_EVI}$ | 3.1 | 0,07 | 0,151 |
| $112,9+0.011*\text{MAX_EVI}$ | 3.2 | 0,00 | 0,659 |
| $-80,2+4,315*\text{VCFa}$ | 3.3 | 0,82 | 0,000 |

¹MAX_EVI es no significativo

²SUM_EVI es no significativo

Adicionalmente a la regresión lineal se han probado modelos de estimación exponenciales (Tabla 10) por considerarse más apropiado cuando la relación entre la variable dependiente y las variables independientes no sea lineal. Tal como se indicó en la sección de introducción, la biomasa se caracteriza por tener un comportamiento no lineal frente a otras variables explicativas como el diámetro. Nuevamente se relacionó la biomasa con las tres variables explicativas: SUM_EVI, MAX_EVI y VCFa. El valor de significancia del estadístico F es nuevamente menor a 0,05 y con alto valor de R² solo en el caso donde se incluye la variable independiente VCFa. Por otro lado, la capacidad de explicación de los derivados del EVI son prácticamente nulos.

Tabla 10. Regresiones exponenciales para estimación de biomasa (Mg ha^{-1})

| Modelo | Eq. | R ² | Sig. F |
|---------------------------------------|-----|----------------|--------|
| $1,951*\exp(0,063*\text{VCFa})$ | 3.4 | 0,783 | 0,000 |
| $1,197*\exp(0,00006*\text{SUM_EVI})$ | 3.5 | 0,16 | 0,025 |
| $4,165*\exp(0,00000*\text{MAX_EVI})$ | 3.6 | 0,06 | 0,185 |

De esta forma, se cuenta con un modelo lineal y un modelo exponencial como posibles estimadores de la biomasa utilizando como variable independiente VCFa. El modelo lineal predice valores negativos de biomasa cuando la proporción de arbolado es cercana a cero, aumentando de forma constante hasta alcanzar un valor máximo de 352 Mg ha^{-1} ; por su parte, el modelo exponencial fluctúa entre 2 y 1010 Mg ha^{-1} . Se prefiere la ecuación exponencial puesto que ha resultado el mejor modelo en otras variables explicativas de la biomasa y se evitan valores negativos en los rangos bajos. Para evitar extrapolaciones se propone como valor máximo estimado 397 Mg ha^{-1} .

Se observó sin embargo, que existe una acumulación de píxeles con altos valores de porcentaje de arbolado, pero con bajos valores de biomasa. Estos píxeles corresponden a Bosques Secundarios ó píxeles ubicados en bosques altamente fragmentados. Con base en la discusión anterior se ajustó una ecuación exponencial para los valores de biomasa correspondientes a bosques intervenidos o secundarios. De igual forma el valor de significancia del estadístico F es menor a 0,05 con un coeficiente de determinación bastante alto ($r^2=0,72$). La Figura 23 muestra el incremento en biomasa y su incertidumbre al aumentar el porcentaje de arbolado para bosques naturales y bosques secundarios.

| Modelo | Eq. | R ² | Sig. F |
|-----------------------|-----|----------------|--------|
| 0,419*exp(0,061*VCFa) | 3.7 | 0,724 | 0,001 |

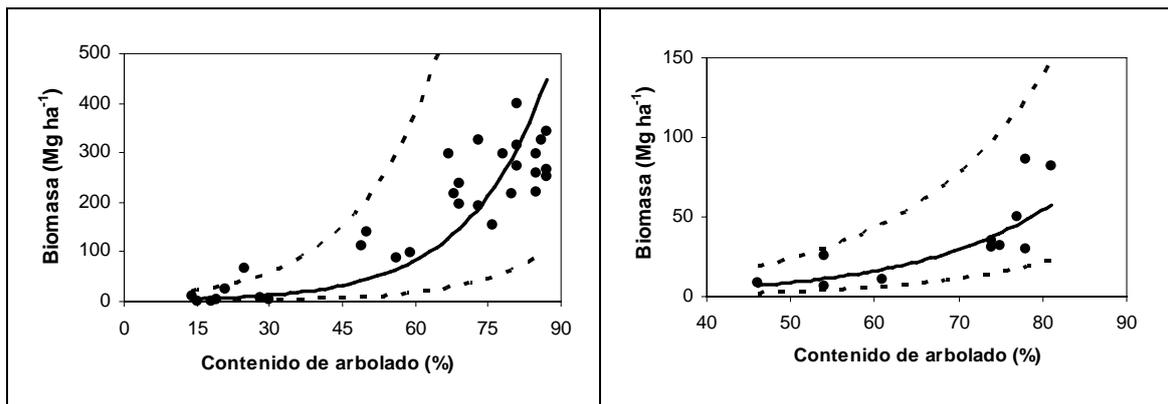


Figura 23. Modelos estimados: ecuación para bosques primarios (izquierda) y ecuación para bosques secundarios (derecha) con límites de confianza al 90%.

Los coeficientes de los modelos exponenciales estimados en función de VCFa son bastante similares, sin embargo las constantes son muy diferentes. Esto indica que la biomasa incrementa considerablemente cuando la variable de proporción de arbolado aumenta, sin embargo el coeficiente del modelo para el bosque secundario es mucho más bajo. Esto se encuentra acorde a los resultados de Sierra *et al.* (2007) quienes estimaron que los bosques primarios tienen aproximadamente 5 veces más biomasa que los bosques secundarios.

Análisis de residuos

Se calcularon los residuos de los modelos exponenciales para evaluar la existencia de sesgos. Si bien en los bosques en general no se observan tendencias consistentes (Figura

24a), los bosques Secundarios (24b) muestran una tendencia a subestimar valores de biomasa en los rangos superiores.

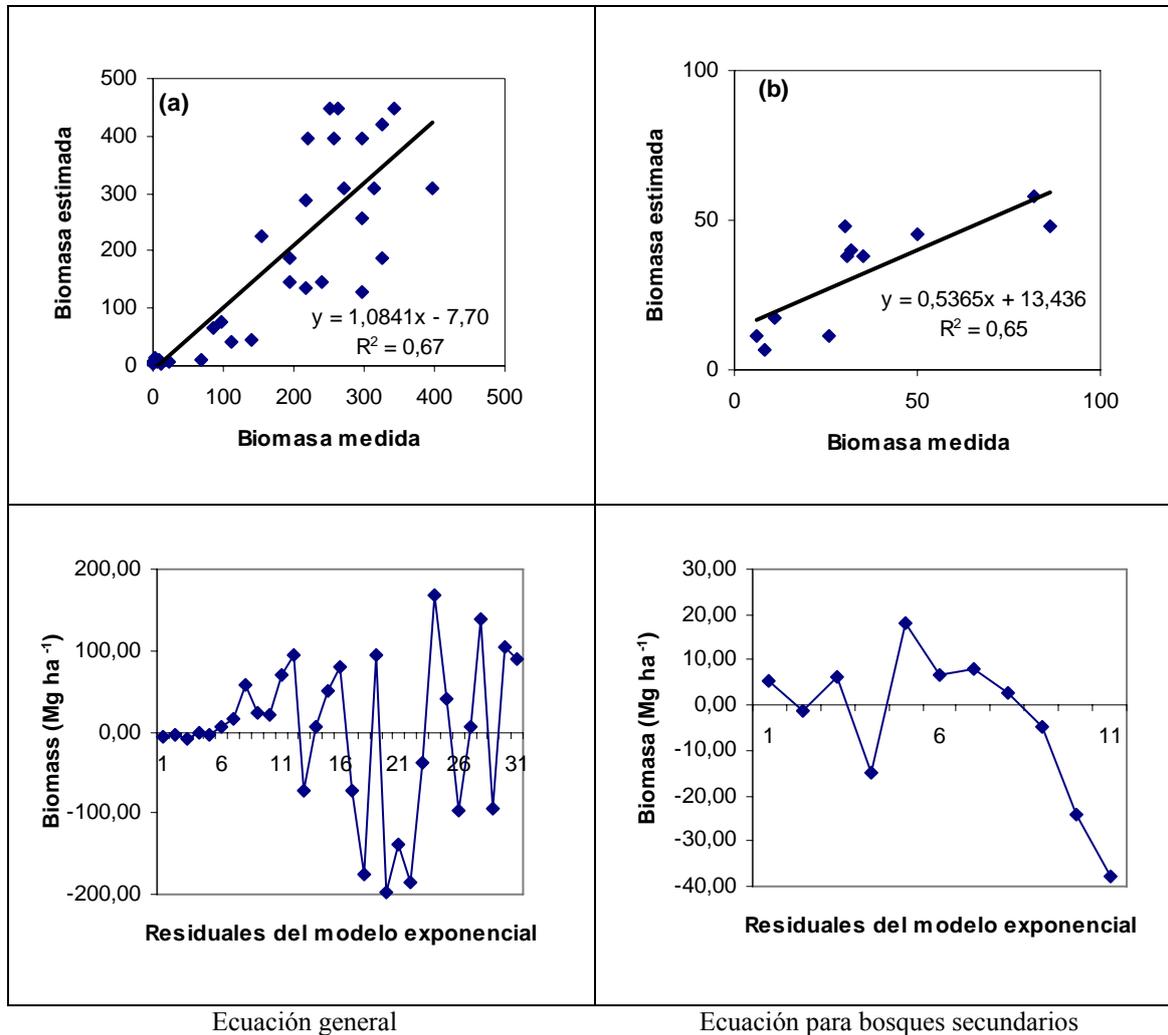


Figura 24. Ajuste entre biomasa medida y estimada (arriba) para el bosque en general y el bosque secundario y distribución del error (abajo).

A pesar de las diferencias en EVI por tipo de cobertura vegetal (Figura 25), no se encontraron relaciones significativas entre este índice (máximo, media, acumulado) y la biomasa medida en campo para los bosques. Una de las hipótesis para esta baja correlación son las diferencias fenológicas entre bosques templados, donde ha sido aplicado con éxito referencia (Dong et al, 2003), y los bosques tropicales. En la Figura 25 se observa cómo los valores de EVI para bosques húmedos en la zona de estudio varían entre 4.500 y 5.500, mientras que valores EVI en zonas templadas pueden varían entre 1.000 y 5.000 para un mismo año (Boles *et al.*, 2004). Por su parte el VCFa sí demostró estar correlacionado con los valores de biomasa en las diferentes coberturas,

confirmando la hipótesis sobre la cual los valores de biomasa aumentan de forma exponencial al aumentar la densidad de arbolado por píxel. La incertidumbre de este modelo aumenta al aumentar la biomasa. Por tanto, se evitaron extrapolaciones y se definió la biomasa máxima medida en campo como el valor máximo posible en los cálculos, es decir 397 Mg ha^{-1} .

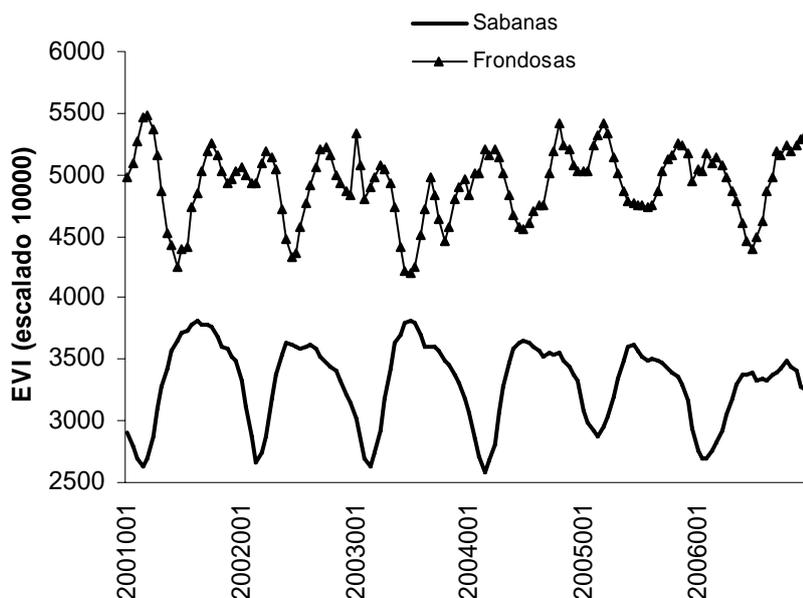


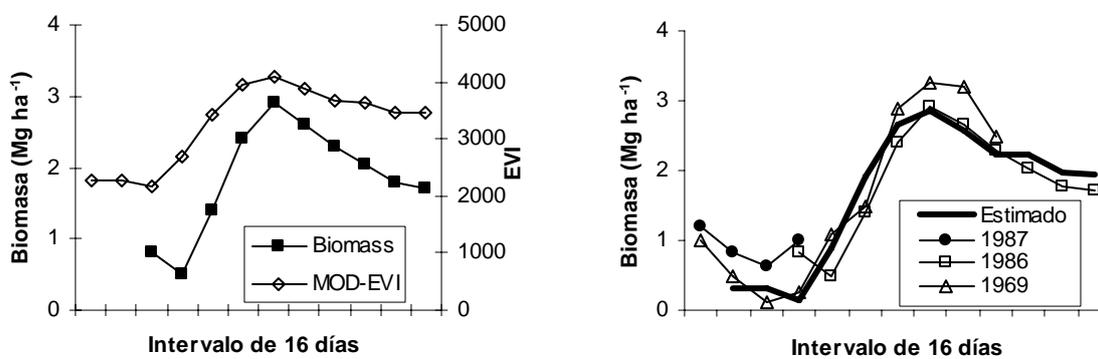
Figura 25. Comportamiento del índice de vegetación EVI-MOD13A1 en las sabanas de la Orinoquía y los bosques de la Amazonía.

3.1.2.2. Ajuste de modelos de biomasa para sabanas

Mientras el modelo previamente analizado para la biomasa boscosa era consistente, para la biomasa herbácea resultaba excesivamente simple, ya que asumía un valor constante a lo largo del año, y en los pastos la variación estacional es muy significativa. Para conocer mejor esa evolución anual, nos basamos en los datos recopilados por Scurlock *et al.* (2003) que toman valores mensuales de biomasa para la estación Calabozo de los Llanos en Venezuela y elaborada por José y Montes (1998). La estación el Calabozo tiene características similares a los Llanos colombianos, por lo que puede considerarse representativa de la zona de estudio.

Para el seguimiento de los cambios mensuales de biomasa se utilizó el producto EVI-MOD13A1. Como se ve en la Figura 25, este índice identifica la variabilidad mensual arrojando los valores más bajos en la época seca de Enero, y coincide con la menor

cantidad de biomasa que luego aumenta con las precipitaciones. Los índices de vegetación y la precipitación ya han sido encontrados como variables explicativas de la biomasa en trabajos previos (Ito y Penner, 2004; Wessels *et al.*, 2006). En la Figura 26 (a) las series de tiempo de biomasa y EVI fueron ajustados a la temporada seca con el fin de establecer una correlación entre EVI y el comportamiento mensual en biomasa para pastizales. La temporada seca se utilizó para relacionar las dos series de tiempo dado que es la época del año en que los valores son más bajos. Nótese que la fecha de obtención de los valores de biomasa es previa a la existencia de datos MODIS, esto quiere decir que se relacionaron series anuales pero de años distintos.



a)

b)

Figura 26. Productividad y valores del índice de vegetación EVI de la estación Calabozo en los Llanos Venezolanos (8,93 N, 67,42 W). En el gráfico de la izquierda (a) se hace explícita la relación entre MOD13A1 y la biomasa aérea medida en campo, en la figura (b) se observan los estimados de biomasa en función de MOD13A1 y las mediciones de campo en tres años distintos.

En este sentido se ajustó una regresión lineal entre los valores MOD-EVI y la biomasa mensual medida en campo por Scurlock *et al.* (2003). La variable dependiente es la biomasa de pastos y la variable explicativa es el índice de vegetación MOD13A1. En este ajuste el valor mínimo de EVI corresponde al valor mínimo de biomasa y el valor aumenta proporcionalmente hasta alcanzar los valores máximos anuales. En la Figura 26(b) se observa el ajuste de cambios mensuales en biomasa para distintos años con la ecuación estimada para biomasa a partir del EVI. La ecuación ajustada es:

$$B = 0,0014 * EVI - 2,8911$$

$$R^2: 0,90$$

$$\text{Eq. 3.8}$$

Donde,

B: es biomasa de pastizales en Mg ha^{-1}

EVI: es el índice mejorado de vegetación escalado en 10000

Dado que el ajuste de la Eq. 3.8 se fundamenta en datos de campo exclusivamente para pastos, se propone un factor de corrección cuando el píxel contiene arbolado. Para ello se construye una ecuación que considere en cada píxel la proporción de pastizal y arbolado, siendo la proporción de pastizal $(100-\text{VCFa})$. De esta forma la ecuación ajustada para pastizales fue multiplicada por la proporción de pastizal y el valor medio de arbolado fue multiplicado por el contenido de arbolado VCFa . El valor medio fue obtenido con un estadístico zonal de media en zonas definidas por arbolado en los mapas de cobertura vegetal.

$$B_p = (0,0014 * \text{EVI} - 2,8911) * (100 - \text{VCFa}) / 100 + \text{FC} * \text{VCFa} / 100 \quad \text{Eq. 3.9}$$

Donde,

B_p : Biomasa en pastizales (Mg ha^{-1})

FC: factor de corrección para contenido de arbolado=31,4, media de bosque secundario.

3.1.3. Valores de biomasa estimados por tipo de cobertura

La Figura 27 muestra el árbol de decisión diseñado para la obtención del mapa de biomasa. Utilizando las Eqs. (3.4) y (3.7) y la estratificación de la vegetación según los mapas de coberturas se calculó un valor de biomasa para bosques primarios y para bosques secundarios. Por otro lado, se calculó la biomasa en pastos cada 16 días utilizando la Eq. (3.9) lo que permitió generar un mapa para cada uno de las 138 fechas de las que teníamos imágenes MODIS.

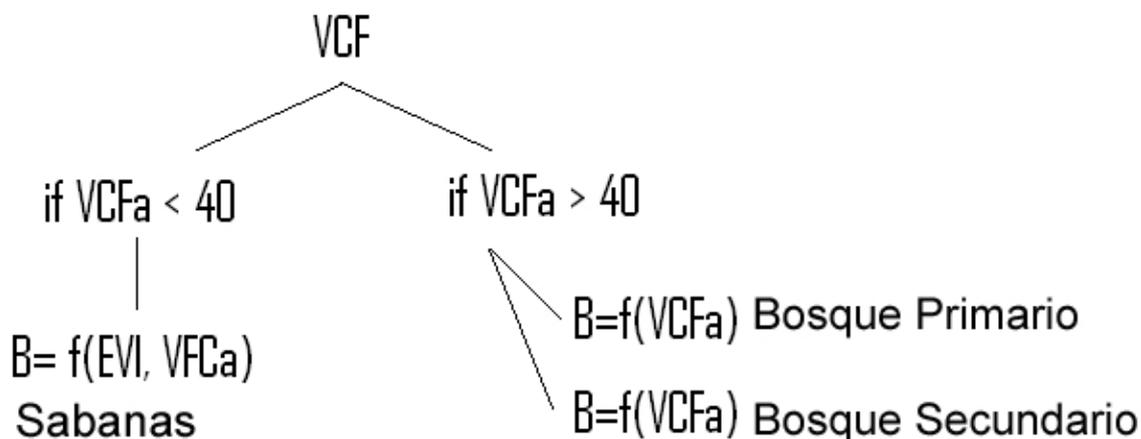


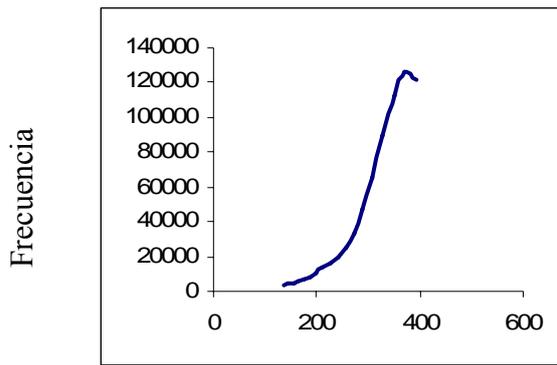
Figura 27. Árbol de decisión para la estimación de biomasa en función de VFCa y el mapa de coberturas vegetales.

Con el fin de obtener un mapa con valores promedio de biomasa para pastizales se calculó la media de las 138 fechas. De esta forma, la biomasa fue caracterizada en su distribución por tipo de cobertura (Tabla 11, Figura 28). Se presenta además su distribución espacial (Figura 29), y sus valores medios por regiones (Tabla 12). Así, se determinó que 576.968 km² del territorio colombiano se encuentra ocupado por Bosques Primarios, lo que supone el 96% de la biomasa total del país, mientras que los pastizales y los bosques secundarios, que ocupan un 35% del área de estudio contienen el 4% restante. En este análisis se excluyen las áreas desprovistas de vegetación.

Tabla 11. Resultados por tipo de cobertura

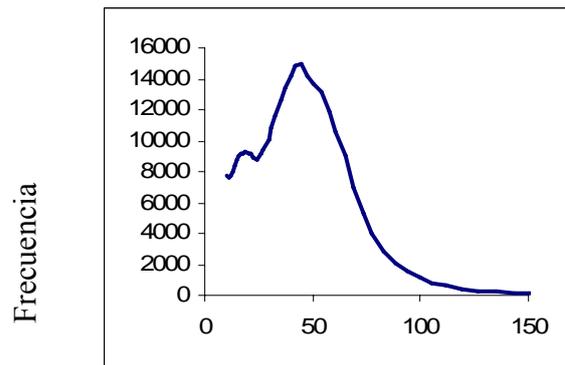
| | Área por tipo de cobertura (km ²) ⁽¹⁾ | Biomasa aérea promedia (Mg ha ⁻¹) | Intervalos de confianza al 90% | Biomasa Estimada total Tg |
|-------------------|--|---|--------------------------------------|---------------------------------|
| Bosque Primario | 576.968 | 275 | 61 1.246 | 15.866 |
| Bosque Secundario | 78.899 | 31,4 | 12 81 | 247 |
| Pastizales | 359.830 | 10 | 2 46 | 359 |

(1) Se excluyen los cuerpos de agua y suelo desnudo



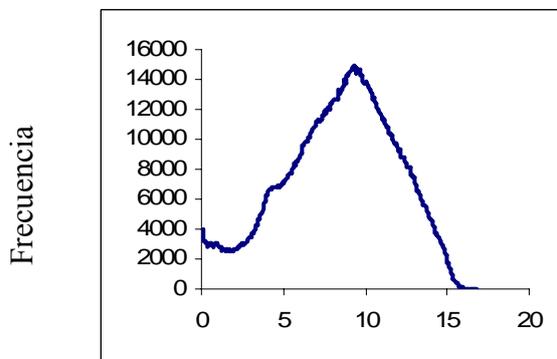
Mg ha⁻¹

a) Bosque Primario



Mg ha⁻¹

b) Bosque Secundario



Mg ha⁻¹

c) Pastizales

Figura 28. Histogramas de biomasa (Mg ha⁻¹) por tipo de cobertura para Colombia.

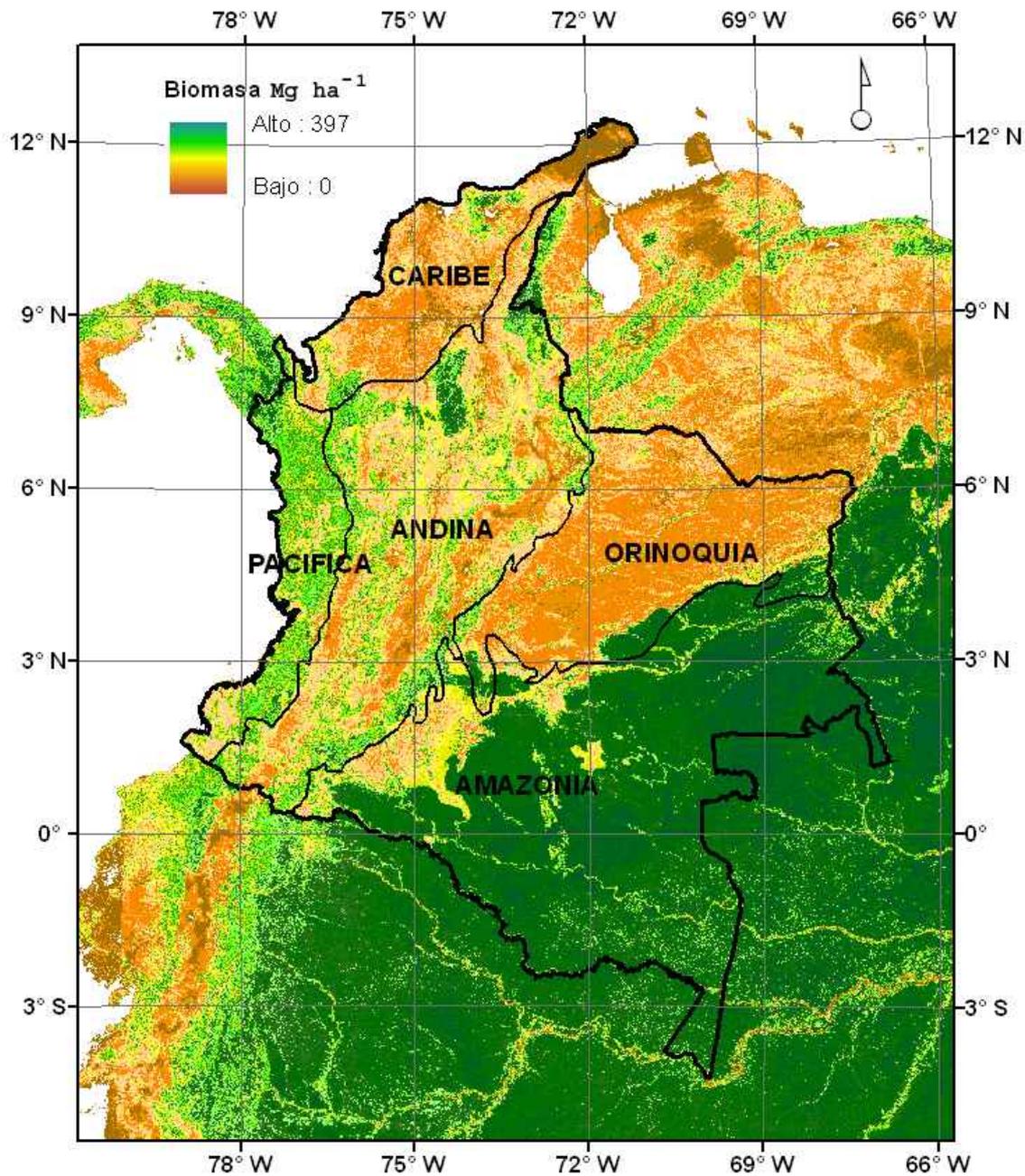


Figura 29. Distribución espacial de valores promedio de biomasa en Colombia.

Como puede observarse, en Colombia la mayor parte de la biomasa se encuentra en la Amazonía (Sur), seguida por las regiones Pacífica (Oeste) y Andina (centro). Las menores concentraciones de biomasa se encuentran en la región de pastizales de la Orinoquía, principalmente formadas por *Trachypogon vestitus* y *Trachypogon plumosus* (Este) y la región Caribe (Norte), compuesta en su mayoría por pastizales y vegetación subxerofítica y, en menor proporción, por bosques, ciénagas y manglares.

Tabla 12. Estadísticos de biomasa por región

| Región | Área (km ²) | Biomasa aérea promedia (Mg ha ⁻¹) | Biomasa Tg |
|----------------|-------------------------|--|---------------|
| Caribe | 110.014 | 24 | 264 |
| Andina | 306.010 | 58 | 1.775 |
| Pacífica | 81.280 | 96 | 780 |
| Orinoquía | 202.618 | 43 | 871 |
| Amazonía | 439.090 | 291 | 12.777 |
| Total del país | 1.139.012 | | 16.467 |

Se analizaron los cambios en biomasa de pastizales durante la época seca cada 16 días. Para ello se seleccionaron 28 fechas en cuatro áreas de 2.500 km² a diferentes latitudes. Para cada zona y fecha se extrajo la distribución de la biomasa estimada. En la Figura 30 se presentan las fechas más relevantes en cambios de tendencia, esto debido fundamentalmente a los períodos de lluvias: en Febrero, después de la época de menores precipitaciones, en Abril, al final de un fuerte período de crecimiento, y en Septiembre, al final de la época lluviosa. En Colombia la precipitación está regida por la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT), la cual se mueve latitudinalmente siguiendo el movimiento aparente del Sol.

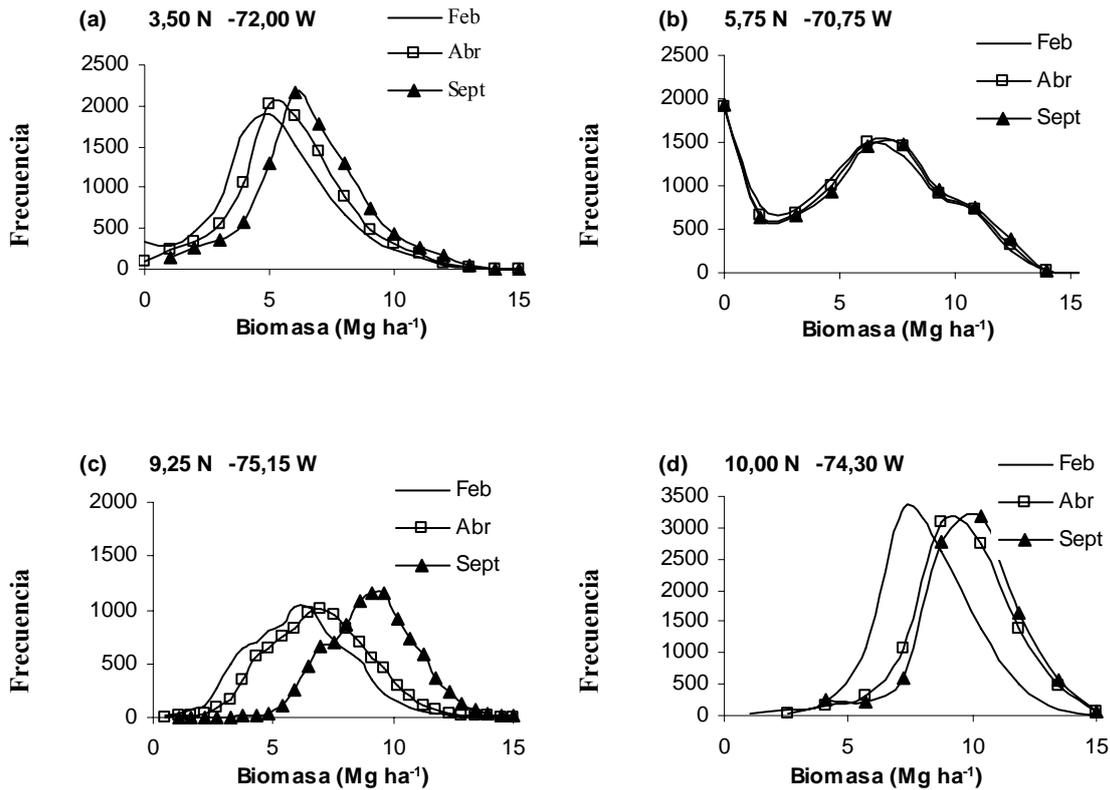


Figura 30. Histogramas de la distribución entre periodos de los valores de biomasa para pastizales en distintas latitudes.

En Figura 30 se observa cómo cambia la distribución de los valores de biomasa a lo largo del año. En términos de productividad el valor medio de las regiones más septentrionales (en la depresión momposina) (Figura 30 c) se aproxima a valores de 10 Mg ha⁻¹ conformada por cultivos transitorios intercalados con pastizales y matorrales intercalados con pastizales (Figura 30 d), mientras que en los Llanos los valores medios varían entre 5 y 7 Mg ha⁻¹ (Figura 30 a y b). Llama la atención la poca variabilidad en la Figura 30 b, donde los valores de la distribución permanecen prácticamente constantes durante todo el año. Esto probablemente a una gran capacidad de retención de agua del suelo.

3.1.4. Consideraciones sobre las estimaciones de biomasa

Los últimos avances en estimación de biomasa a nivel regional siguen demostrando que a pesar de las limitaciones, la teledetección es la mejor alternativa para determinar su distribución espacial. En este trabajo se consideraron diversas aproximaciones: la productividad primaria, los índices de vegetación y los mapas continuos de vegetación.

El análisis en productividad se fundamentó en los productos MODIS-PsnNet y MODIS-GPP. Sin embargo, no fueron apropiados para describir la biomasa en zonas boscosas y, por tanto, no se reportan sus resultados y se dedicaron los esfuerzos a los índices de vegetación y VCFa. A pesar de que en este trabajo, el índice de vegetación EVI, o sus derivados, como acumulados, máximos o promedios, no resultaron explicativos de la biomasa sigue siendo un parámetro utilizado indirectamente en su estimación. De hecho VCFa, variable que resultó significativa en este trabajo, es un producto derivado a partir de los índices de vegetación. El trabajo más reciente de estimación de biomasa en el amazonas, se fundamenta en una clasificación en árbol que utiliza 19 capas de información generadas a partir de datos ópticos y radar con los que se generan índices que incluyen la altitud, los aspectos fenológicos y el clima entre otros (Saatchi *et al.*, 2007).

Con los métodos y materiales aquí propuestos se estima un total de 16.467 Tg de biomasa aérea en Colombia, con intervalos de confianza al 90% se estima que los límites inferior y superior están entre 3.473 y 23.693 Tg, donde el 96%, 15.866 Tg corresponden a Bosque Primario. Este resultado es acorde con FAO en su Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales, donde reporta para Colombia un total de de biomasa aérea en tierras boscosas de 15.398 Tg (FAO, 2005). Por otra parte, a partir de los valores revisados de densidad media de Carbono (Olson *et al.*, 2003) se calcula un total de 8.098 Tg para todo el país, lo cual equivale a un total de 16.195 Tg, de las cuales el 97%, 15.664 Tg, corresponde a bosque primario. De esta forma, podemos concluir que los resultados obtenidos con el método propuesto en esta tesis se encuentran dentro de los rangos de estudios previos de estimación de biomasa en el ámbito regional aunque con un mayor detalle en su distribución espacial.

3.2. Resultados validación área quemada

3.2.1. Matrices de confusión

No se logró evaluar todos los productos de área quemada con todos los mapas de verdad de campo, dado que no todas las fechas de área quemada estaban disponibles en la fecha de realización de este proyecto (Tabla 13). La Tabla 14 presenta los resultados de 20 matrices de confusión calculadas entre las imágenes de referencia que procesamos para este trabajo y cada uno de los cuatro productos de área quemada evaluados.

Tabla 13. Disponibilidad de productos de área quemada y de imágenes de referencia para la validación para los meses de mayor ocurrencia del fuego

| Año | Mes | GlobCarbon | MCD | L3JRC | AQS | VALIDACION |
|------|---------|------------|-----|-------|-----|------------|
| 2001 | Enero | D | D | D | X | L |
| | Febrero | D | D | D | X | L |
| 2002 | Enero | D | D | D | X | X |
| | Febrero | D | D | D | X | X |
| 2003 | Enero | D | D | D | X | X |
| | Febrero | D | D | D | X | X |
| 2004 | Enero | D | X | D | D | L |
| | Febrero | D | X | D | D | L |
| 2005 | Enero | D | X | D | D | X |
| | Febrero | D | X | D | D | X |
| 2006 | Enero | X | X | D | D | L |
| | Febrero | X | X | D | D | X |
| 2007 | Enero | X | Y | D | X | L |
| | Febrero | X | X | D | X | L, C |

D: disponible, X: no disponible, Y: parcialmente disponible, C: CBERS, L:Landsat

En general, la exactitud global es superior al 90% debido al acuerdo en la clase no quemada. El valor mínimo es del 68,1%, en una matriz que presenta un error de comisión (Ce) particularmente alto. Los errores de omisión (Oe) han provocado la mayor disminución en la exactitud global. Tienden a ser mayores (media 0,44) que los errores de comisión (media 0,38), lo cual resulta en una subestimación del total del área quemada.

Tabla 14. Errores de omisión y comisión del área quemada para las matrices de confusión. Las fechas identifican las escenas utilizadas como verdad terreno

| Errores de omisión | Errores de comisión | Exactitud Global | Coefficiente Kappa | Fecha año/mes/día |
|--------------------|---------------------|------------------|--------------------|-----------------------|
| AQS | | | | |
| 46,1 | 25,5 | 95,3 | 0,60 | 20040201 |
| 72,6 | 60,6 | 71,6 | 0,15 | 20040210 |
| 84,8 | 20,4 | 93,7 | 0,23 | 20051229 |
| GlobCarbon | | | | |
| 92,6 | 85 | 99,5 | 0,09 | 20010109 |
| 54,2 | 53,7 | 90,8 | 0,41 | 20010201 |
| 45,9 | 17,2 | 95,9 | 0,63 | 20040201 |
| 70,2 | 66,3 | 68,1 | 0,11 | 20040210 |
| L3JRC | | | | |
| 68 | 73,6 | 96,8 | 0,27 | 20010109 |
| 55,6 | 47 | 91,9 | 0,44 | 20010201 |
| 52,5 | 11,4 | 95,8 | 0,59 | 20040201 |
| 78,7 | 63,7 | 71,3 | 0,1 | 20040210 |
| 70,6 | 28,1 | 94,2 | 0,39 | 20051229 |
| 54,5 | 59,3 | 88,5 | 0,36 | 20070206 |
| 65,4 | 30,1 | 89,9 | 0,41 | 20070211 |
| 77,5 | 24,5 | 88,2 | 0,30 | 20070218 |
| MCD45 | | | | |
| 71,3 | 53,4 | 97,9 | 0,34 | 20010109 |
| 40,0 | 49,2 | 91,6 | 0,50 | 20010201 |
| 54,8 | 51,4 | 90,2 | 0,41 | 20070206 ¹ |
| 66,2 | 29,2 | 89,9 | 0,41 | 20070211 |
| 77,9 | 20,3 | 88,4 | 0,30 | 20070218 |

¹ Todas las imágenes de referencia son Landsat excepto esta que es CBERS.

Aunque existe un patrón hacia mayores errores de omisión, también existe una alta dispersión de valores Oe/Ce. La dispersión se reduce drásticamente cuando los valores Oe/Ce de los distintos productos son considerados por escena. La Figura 31 muestra los errores de omisión y comisión para los cuatro productos evaluados, pero encierra dentro de las elipses los que pertenecen a una misma escena. Esto indica que los algoritmos funcionan de forma similar en el interior de cada escena pero varían considerablemente entre escenas. Con el fin de determinar la fiabilidad de los productos

de área quemada y el efecto del tamaño del píxel se utilizó el método del límite de Pareto, que de ahora en adelante se llamará “la solución eficiente”.

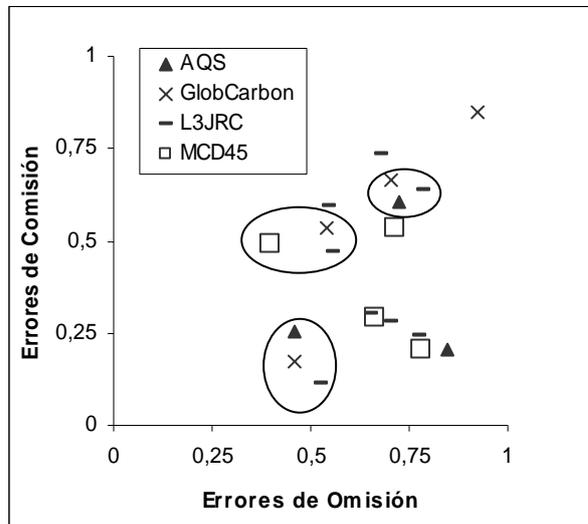
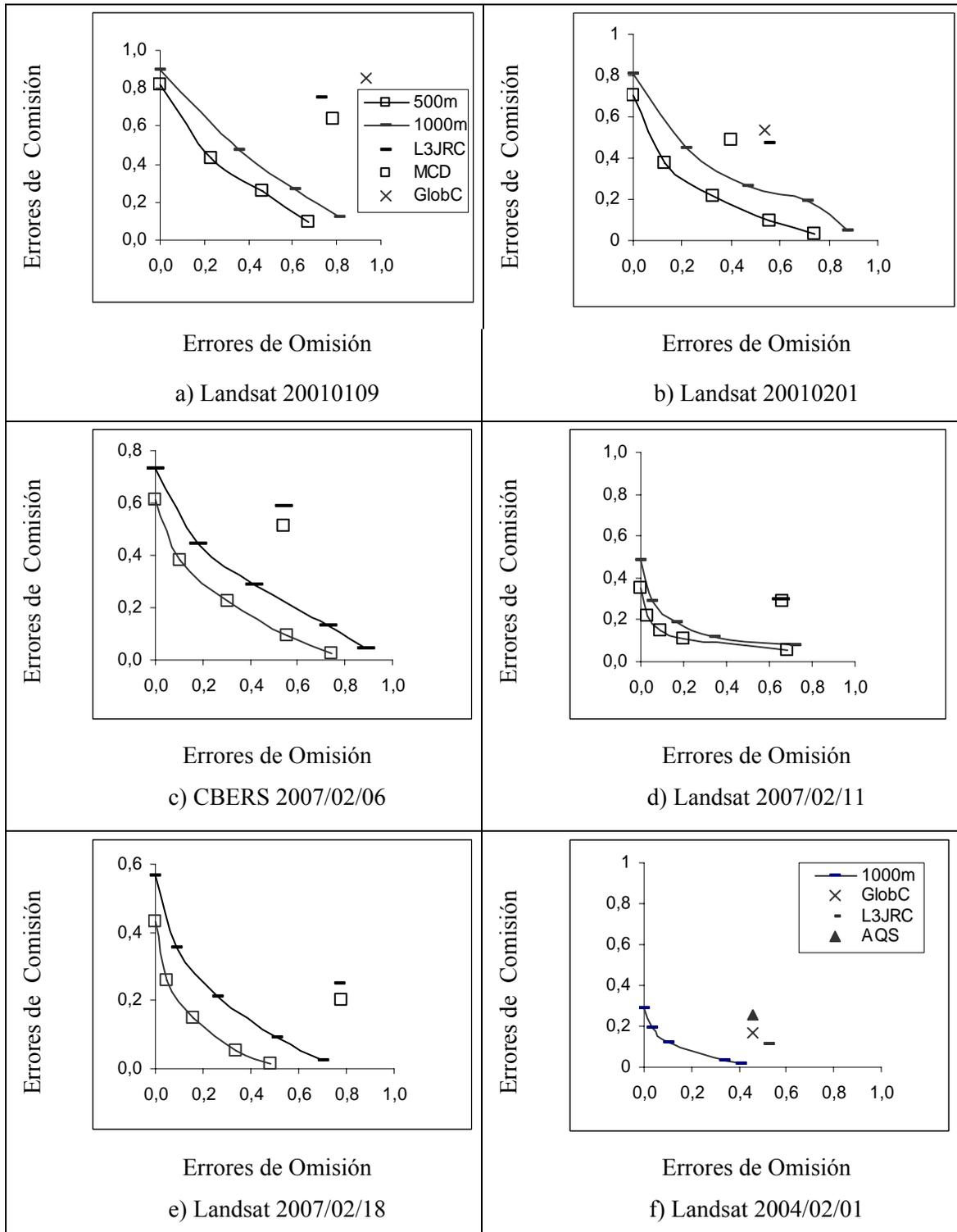


Figura 31. Pares de errores de omisión y comisión calculados utilizando la matriz de confusión, las elipses incluyen Oe/Ce de tres escenas.

3.2.2. Límite de Pareto

El área bajo la solución eficiente (Figura 32) fue definida por Boschetti *et al.* (2004b) como región inalcanzable dado que los algoritmos nunca lograrán tener una combinación de Oe/Ce bajo esta curva. Esta figura presenta para cada una de las imágenes seleccionadas las soluciones eficientes en líneas y sus respectivos errores de omisión y errores de comisión (Oe/Ce) obtenidos de las matrices de confusión en puntos. Las distancias entre las líneas y sus respectivos puntos representan el potencial que tienen los algoritmos de ser mejorados. A diferencia de L3JRC los mapas de área quemada GlobCarbon y MCD45 no están disponibles hasta finales de 2006. Por tanto, en algunas fechas solo se evaluaron dos de los tres productos.



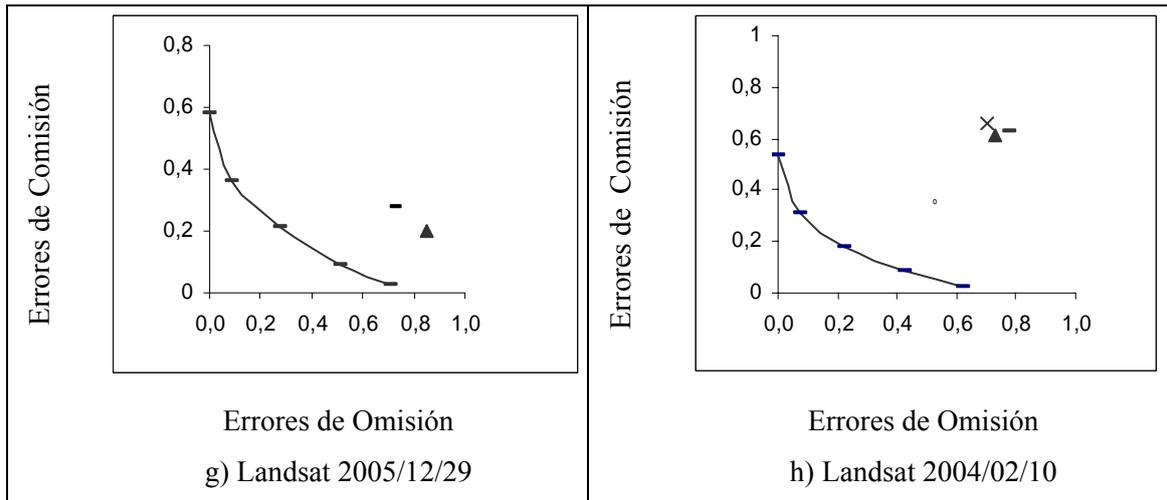


Figura 32. Las líneas representan soluciones eficientes a diferentes umbrales (t) para definir el Límite de Pareto correspondiente a dos tamaños de píxel: 500 y 1000 metros. Los puntos corresponden a soluciones de las matrices de confusión de los productos MCD45-MODIS, GlobCarbon (ATSR), L3JRC (Spot-VEGETATION), AQS.

Los resultados muestran una gran similitud en las tendencias de los errores en los distintos productos globales dentro de cada una de las escenas evaluadas, sin embargo las tendencias entre escenas son diferentes. En la Figura 32 las escenas a, b, c y h tienen un alto equilibrio entre errores de omisión y comisión, mientras que las restantes tienen un claro sesgo hacia mayores errores de omisión. Sólo en una de las cuatro escenas en las que GlobCarbon fue evaluado, este producto presentó errores menores a los otros productos, con lo cual puede decirse que tiene los mayores errores entre los productos evaluados. Sin embargo, sería necesario ampliar el área de evaluación para obtener conclusiones más rigurosas. Por otro lado, el MCD45 solo fue posible compararlo frente a otros productos en 5 escenas debido a la disponibilidad de datos. Sin embargo, en todos los casos se observan menores errores en la estimación de área quemada siendo entonces el mejor de los productos evaluados para las escenas comunes.

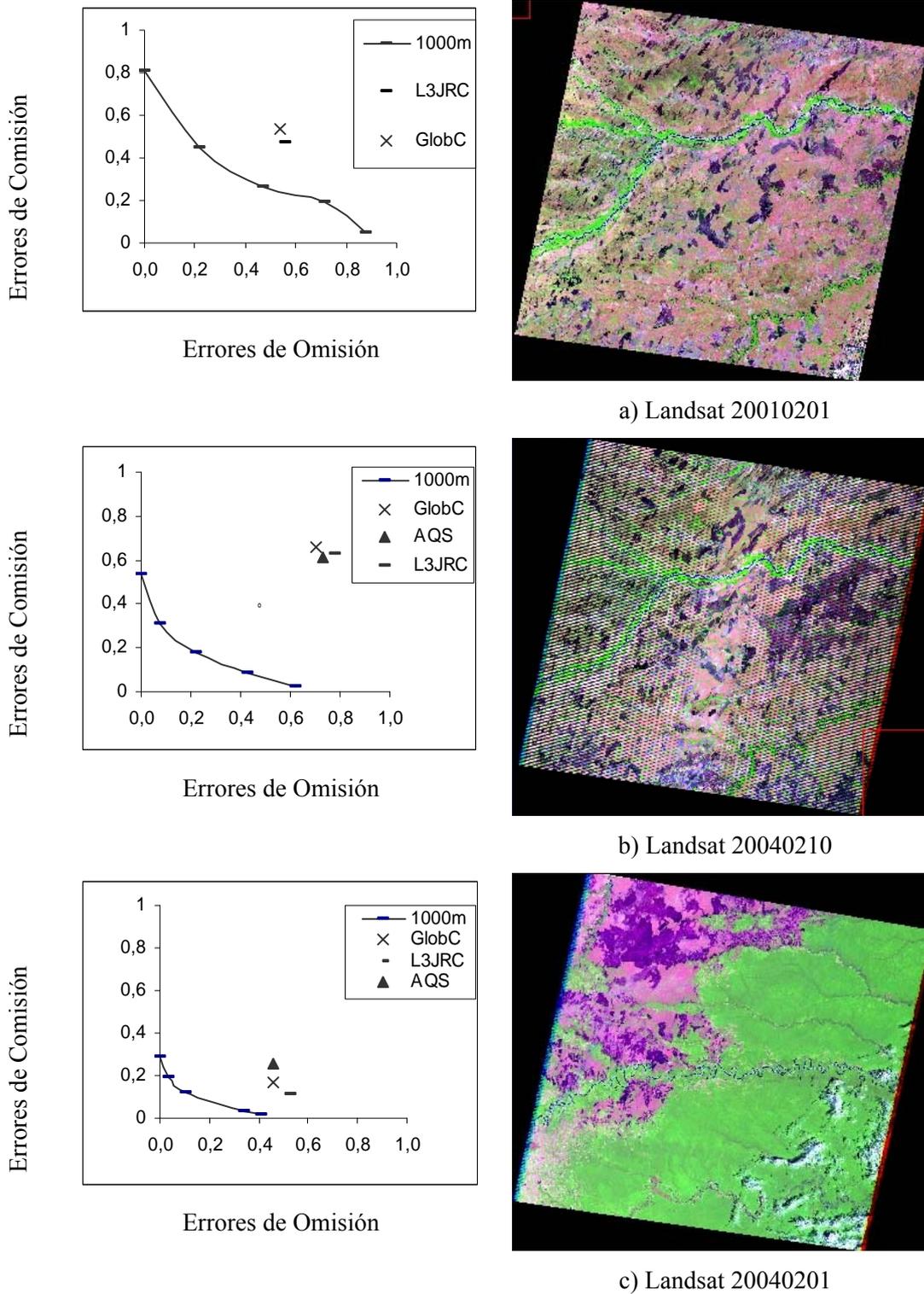


Figura 33. Comparación de la distribución de áreas quemadas y los respectivos análisis de omisión y comisión para tres de las ocho escenas evaluadas.

3.2.3. Análisis de fragmentos de área quemada

Para evaluar la distribución en el paisaje de las áreas quemadas se calculó un índice de fragmentación. Con ello se buscaba relacionar la configuración de las áreas quemadas

con el aumento o disminución del área inalcanzable bajo la solución eficiente. En este análisis se optó por excluir la influencia del tamaño del píxel, así el cálculo del índice de fragmentación sólo se relacionó con la solución eficiente obtenida con resoluciones de píxel de 1000 m. La Figura 33 permite comparar la validación de los productos con la distribución de áreas quemadas para tres escenas, dos con alta fragmentación de áreas quemadas (tonos oscuros), en zona de sabana, y una con baja fragmentación, en el límite entre sabana y bosques. La Figura 34 muestra los valores de Densidad de Borde para cada una de las escenas evaluadas, el índice fue calculado con los polígonos interpretados en las imágenes de referencia. Como se observa, la densidad de borde más alta (con espacio más fragmentado) supone que el área bajo la solución eficiente también aumenta, lo que indica que una alta fragmentación de las áreas quemadas dificulta considerablemente obtener resultados fiables.

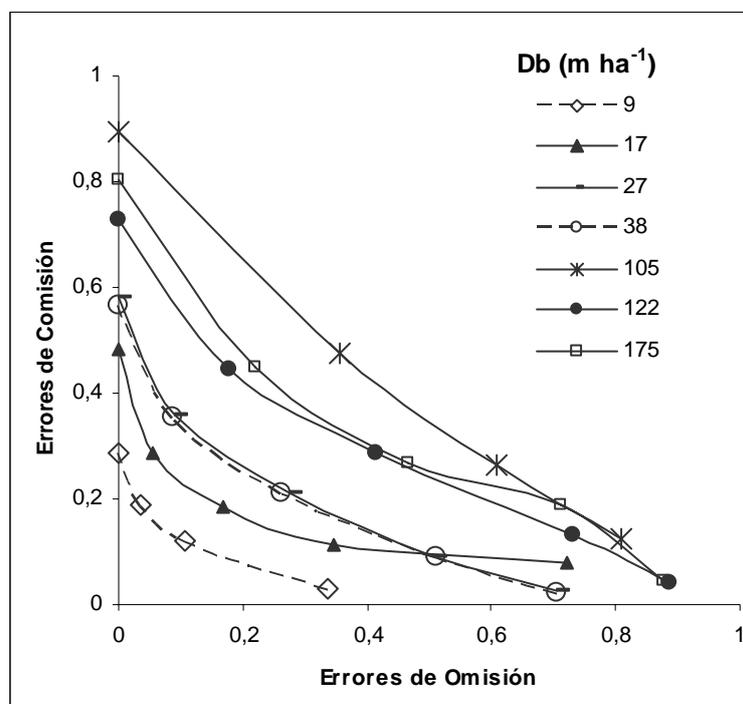


Figura 34. Espacio no alcanzable para cada escena definido por el límite de Pareto ó solución eficiente con sus respectivos valores del índice de fragmentación “Densidad de Borde (Db)” para una resolución de píxel de 1000 m.

Consideraciones sobre los productos validados

Uno de los mayores retos en la validación de productos de área quemada es lograr la máxima coherencia temporal entre las imágenes de alta resolución y el producto de área quemada a evaluar. Esto solo es posible si ambos tuvieran la fecha de detección en cada píxel. Los productos de área quemada L3JRC, MCD45 y GlobCarbon hacen explícito

el día de la detección de área quemada en cada uno de los píxeles. Sin embargo, determinar la fecha exacta en que se produjo el fuego en cada polígono quemado que se identifica en las imágenes Landsat ó CBERS no es posible. Cada polígono quemado puede tener una fecha distinta, con lo cual el intérprete queda supeditado a estimar el número de días que pueda tener el área quemada interpretada. Se podría asumir que la escena de referencia es representativa del fuego en todo el año, pero esto no es cierto dado que las áreas quemadas más antiguas ya no se verían. Aquellas áreas que han sido quemadas y que debido a su antigüedad no se identifiquen (pérdida de la señal) resultarían en falsos errores de comisión. Solo si tuviéramos una alta frecuencia temporal de imágenes de referencia (comparación de cambios entre escenas) podríamos disminuir esta incertidumbre, sin embargo, esto se dificulta mucho debido a la altísima frecuencia de nubes en nuestra zona de estudio.

Los errores de comisión en los cuatro productos evaluados son menores que los errores de omisión, lo cual coincide con los resultados encontrados por Tansey *et al.* (2007) para África. Los errores de comisión parecen estar más relacionados con la resolución espacial, aumentando en la medida en que aumenta el tamaño del píxel, mientras que los errores de omisión podrían estar asociados a las áreas quemadas de menor tamaño. La teoría de la métrica del paisaje que aquí se utiliza permite una evaluación cuantitativa del efecto de la fragmentación en los errores de los mapas de área quemada. El índice de densidad de borde es fácil de calcular y su sencillez permite una clara interpretación de sus resultados. Aunque no se puede explicar la subestimación del área quemada a partir del índice de densidad de borde, sí se puede concluir que sí éste aumenta habrá una menor fiabilidad de los resultados, en términos de omisión y comisión.

Los algoritmos de contexto bien pueden adicionar píxeles vecinos a un área quemada o bien pueden eliminar píxeles aislados a pesar de que cumplan con los requisitos marcados en el algoritmo de área quemada. Dado que estos productos se caracterizan por su alta omisión, se sugiere mayor rigurosidad antes de eliminar píxeles por encontrarse aislados o conformando áreas pequeñas. El efecto sal y pimienta es generalmente indeseable en la clasificación de imágenes pero eliminarlo en esta aplicación podría ser contraproducente.

En todos los casos que se evaluaron productos con píxeles de 500 y 1000 metros, se observó que el algoritmo MODIS tiene mayor probabilidad de obtener menores valores Oe/Ce en virtud de su menor tamaño de píxel, el área inalcanzable siempre será menor en píxeles de 500 m que en píxeles de 1000 m, independientemente de la distribución espacial de las áreas quemadas. De la misma forma, se ha encontrado que los valores Oe/Ce obtenidos de las matrices de confusión son menores en MCD45 que en L3JRC o GlobCarbon.

Las distancias entre los valores Oe/Ce obtenidos en las matrices y su respectiva solución eficiente son prácticamente constantes, lo cual indicaría que todos los productos sufren de las mismas limitaciones, independientemente del método que utilicen para aproximarse a la detección del área quemada.

Selección del producto de área quemada.

La alta variabilidad en los resultados de validación y la escasa información de datos para la zona de estudio no permitieron extraer conclusiones definitivas. Sin embargo, observamos que el producto MCD45 presentó buenas exactitudes globales y una mejor resolución espacial. L3JRC y GlobCarbon también demostraron una alta exactitud. Solo una matriz de confusión resultó en una baja exactitud global en ambos productos. AQS presentó en una ocasión el error de omisión más bajo de todas las matrices, pero las otras observaciones de este mismo producto están suficientemente altas como para pensar que tiene una mayor tendencia a subestimar el área quemada. Así, el producto seleccionado para estimar las emisiones fue L3JRC, no solo por la consistencia en los resultados sino también porque cubre todo el período de estudio de nuestro trabajo.

3.3. Resultados de la estimación de la eficiencia del quemado

Se realizó un análisis en las series de tiempo EVI en píxeles quemados y píxeles no quemados con el fin de proponer un método para determinar la eficiencia del quemado a partir de la disminución de EVI en fechas consecutivas. La Figura 35 muestra los valores medios EVI cada 16 días (escalados, ver Eq. 1.3) para áreas quemadas, tal y como se definen en el producto L3JRC, en compuestos con fechas previas y posteriores al incendio en t . Como era de esperarse los valores medios de EVI más bajos se encontraron en el compuesto de 16 días correspondiente a la fecha que el producto

L3JRC detecta una zona quemada, esto demuestra la buena correspondencia entre los dos productos. De la misma forma se observa una fuerte caída en el índice debido al efecto del fuego y la recuperación de la vegetación en los compuestos posteriores. La única excepción se presenta en el día juliano 2001-017 donde el valor medio de EVI más bajo ocurre en el siguiente compuesto a la fecha de la ocurrencia del fuego, quizá debido a que la misma área siguió quemándose y por tanto disminuyendo su verdor.

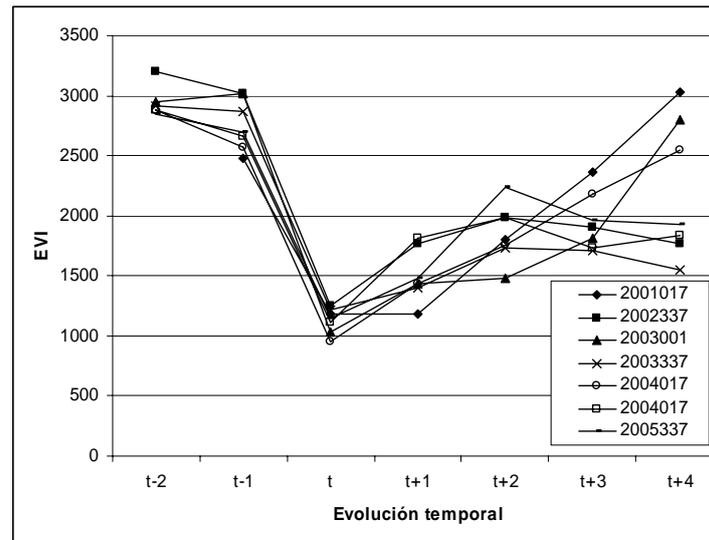


Figura 35. Valores promedio EVI para compuestos de 16 días en píxeles quemados, antes y después de la ocurrencia del fuego (t) en sabanas.

Se encontraron grandes diferencias entre valores medios EVI de fechas consecutivas identificados con L3JRC, siendo estadísticamente diferentes en todos los casos incluso en fechas previas al fuego EVI_{t-2} , EVI_{t-3} . La evaluación de la diferencia entre medias para EVI antes y después del fuego fue realizada en 9 fechas. La tendencia del EVI en las fechas que anteceden a los incendios es usualmente de carácter descendente, propio de la senescencia asociada a la época seca. Por ello era importante evaluar si la disminución EVI en la fecha t era debida al comportamiento fenológico o al efecto del fuego. Para ello, se obtuvieron estadísticos para cada fecha, tanto en áreas quemadas como en áreas no quemadas. El valor EVI disminuyó de forma significativa en todas las ocasiones ante la ocurrencia del fuego ($p > 0,05$) con un promedio para las 9 fechas de 1.729, mientras en las áreas de control (no quemadas), en 8 fechas disminuyó el EVI y en una fecha aumentó, el promedio de disminución para áreas no quemadas fue de 128.

La Figura 36 muestra que en las áreas quemadas el valor de EVI disminuye considerablemente después del fuego, mientras que las áreas no quemadas aunque también tiende a disminuir las diferencias tienen valores cercanos a cero. Los valores negativos en píxeles no quemados se deben a la alta senescencia de los pastizales que en época seca llegan a su mínimo verdor.

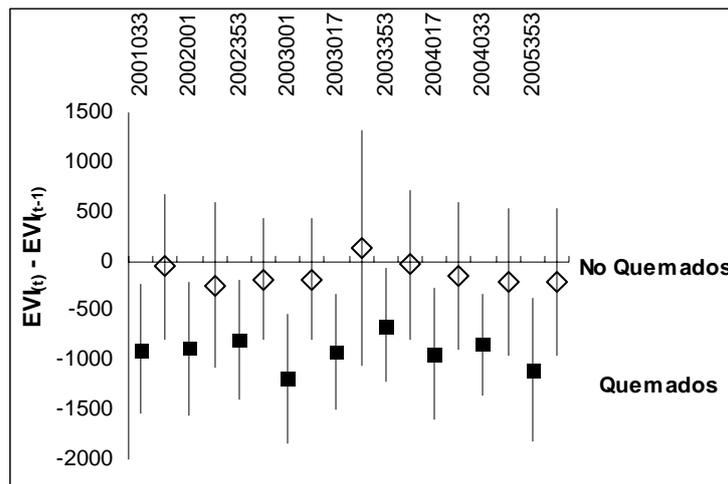


Figura 36. Diferencias entre valores EVI (DIF_EVI) para áreas quemadas y no quemadas antes y después del fuego EVI_{t-1} , EVI_t en diversas fechas de la época seca. Las barras de error indican una desviación estándar.

La diferencia de EVI (DIF_EVI) en píxeles quemados antes y después del fuego fue considerado como un indicador de la eficiencia del quemado (EQ). Dado que el índice de vegetación es un indicador del vigor de la vegetación se espera que su disminución a causa del fuego sea indicadora de la cantidad de biomasa consumida. De esta forma zonas quemadas con bajo consumo de biomasa deben tener un DIF_EVI menor que en zonas donde el consumo de biomasa ha sido alto. Por otro lado, el valor DIF_EVI en píxeles no quemados fue considerado como un proceso de pérdida de verdor asociado a la senescencia. Con estas premisas y con el fin de determinar la máxima eficiencia del quemado (zonas en que la disminución de la biomasa fue mayor) se realizó un análisis de las distribuciones de DIF_EVI para píxeles quemados por tipo de cobertura. Para evitar valores extremos se definió como valor máximo a la media menos dos desviaciones estándar, es decir donde la eficiencia del quemado alcanza aproximadamente los valores de referencia (EQ=BES) de la Tabla 7, Por otro lado, la determinación del valor mínimo de eficiencia del quemado no puede ser DIF_EVI igual a cero dado que como se ve en la Tabla 15, existe una alta cantidad de valores medios

de píxeles no quemados con valores negativos. Por tanto, el valor de un píxel DIF_EVI asociado al fuego tendrá que ser menor que aquel asociado a un proceso de senescencia de cada cobertura en particular.

Tabla 15. Estadísticos de las distribuciones de diferencias $EVI_t - EVI_{t-1}$ para píxeles quemados y no quemados por tipo de vegetación

| | Píxeles no quemados | | | Píxeles quemados | | |
|----------------------------|---------------------|-----------|--------|------------------|-----------|-------|
| | media | Desv. est | N | media | Desv. est | N |
| Frondosas perennifolias | 32,5 | 167 | 213049 | -878 | 702 | 828 |
| Frondosas caducifolias | -47 | 211 | 3740 | -1057 | 722 | 91 |
| bosque mixto | 32 | 205 | 6596 | -885 | 700 | 171 |
| Matorral cerrado | -30 | 176 | 2102 | -923 | 672 | 253 |
| Matorral abierto | -65 | 128 | 19561 | -835 | 562 | 3429 |
| sabana arbolada | -66 | 163 | 40452 | -964 | 673 | 2872 |
| sabana | -97 | 157 | 156220 | -1035 | 650 | 10958 |
| Pastizal | -112 | 153 | 89631 | -1041 | 647 | 14789 |
| Humedales | 46 | 200 | 1980 | -1025 | 645 | 23 |
| Cultivos | -47 | 184 | 8285 | -601 | 494 | 14 |
| Mosaico cultivos | -99 | 190 | 26521 | -826 | 802 | 24 |
| Vegetación dispersa | -51 | 138 | 3188 | -950 | 817 | 69 |

El análisis de los histogramas permitió definir el punto de corte entre la distribución de los píxeles que disminuyen su verdor debido al efecto del fuego y la de los píxeles que disminuyen su verdor debido al proceso de senescencia. La intersección de las dos distribuciones se da cuando $DIF_EVI = -420$, así cuando $DIV_EVI < -420$ se debe al efecto del fuego, cuando $DIF_EVI > -420$ se debe a un proceso de senescencia propio de la época seca y cuando $DIF_EVI > 0$ hay aumento en verdor y por tanto es un proceso ajeno al efecto del fuego. Los píxeles quemados con $DIF_EVI > 0$ son considerados errores de comisión en el producto L3JRC o la incapacidad de DIF_EVI de detectar la disminución debido a la longitud temporal de 16 días de los compuestos.

Se siguió este mismo procedimiento para todas las coberturas definiendo una ecuación de eficiencia del quemado para cada una (Eq. 3.10 a 3.18). Se utilizó un modelo lineal que relaciona la máxima eficiencia del quemado con los valores estándar de referencia y que disminuye de forma lineal hasta la mínima eficiencia del quemado (Figura 37).

$$\text{EQ conifera} = (-0,41/2007) * \text{DIF_EVI} - 0,05617838 \quad \text{Eq. (3.10)}$$

$$\text{EQ frondosas perennifolia} = (-0,41/2007) * \text{DIF_EVI} - 0,05617838 \quad \text{Eq. (3.11)}$$

$$\text{EQ deciduo} = (-0,41/2076) * \text{DIF_EVI} - 0,08393545 \quad \text{Eq. (3.12)}$$

$$\text{EQ bosque mixto} = (-0,45/2007) * \text{DIF_EVI} - 0,06165919 \quad \text{Eq. (3.13)}$$

$$\text{EQ matorral cerrado} = (-0,5/1659) * \text{DIF_EVI} - 0,09041591 \quad \text{Eq. (3.14)}$$

$$\text{EQ matorral abierto} = (-0,6/1659) * \text{DIF_EVI} - 0,1084991 \quad \text{Eq. (3.15)}$$

$$\text{EQ sabana arbolada} = (-0,6/1935) * \text{DIF_EVI} - 0,11627907 \quad \text{Eq. (3.16)}$$

$$\text{EQ sabana} = (-0,7/1815) * \text{DIF_EVI} - 0,16198347 \quad \text{Eq. (3.17)}$$

$$\text{EQ pastizal y humedal} = (-0,95/1985) * \text{DIF_EVI} - 0,157934509 \quad \text{Eq. (3.18)}$$

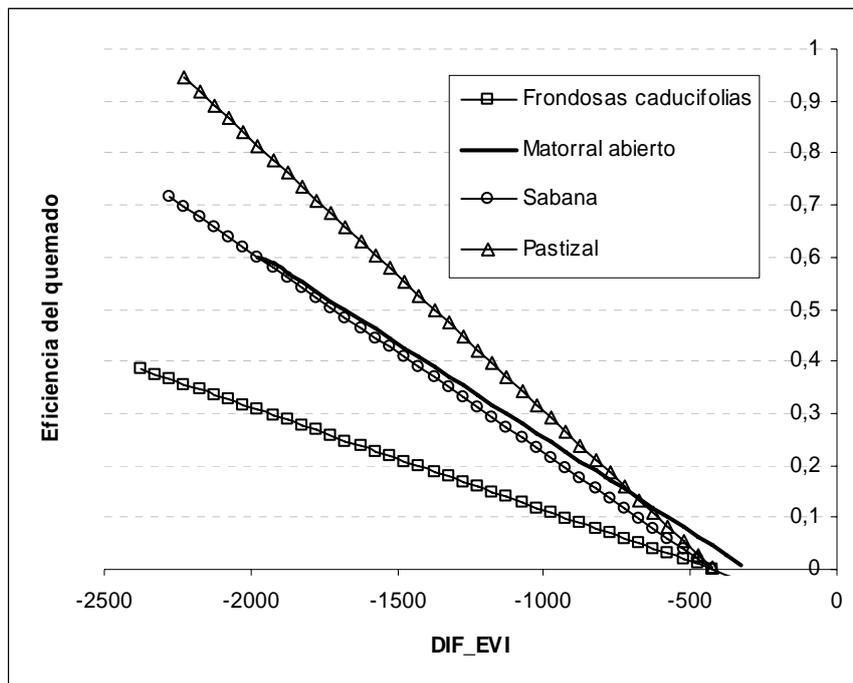


Figura 37. Modelo de eficiencia del quemado en función de la disminución de EVI en píxeles quemados para cuatro tipos de cobertura. En el eje x se cuantifica la magnitud del cambio antes y después del fuego, y en el eje y la eficiencia del quemado asociada.

Finalmente se discriminó la eficiencia del quemado entre biomasa viva (BV) y muerta (BM) Tabla 7, Eq. 3.19, asociando las ecuaciones en función de la diferencia en EVI a la biomasa viva y asumiendo que la biomasa muerta se quema en una proporción igual a los BES.

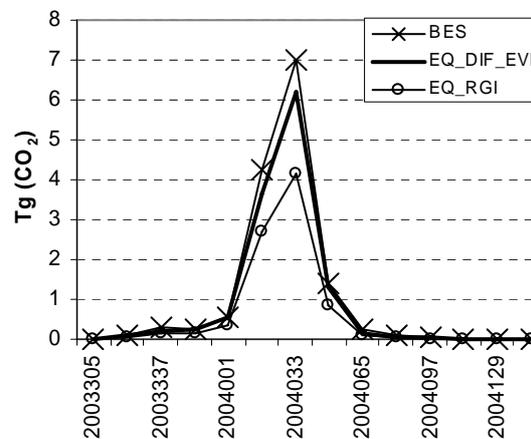
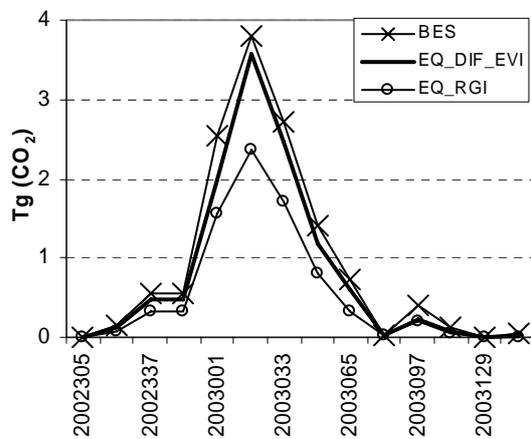
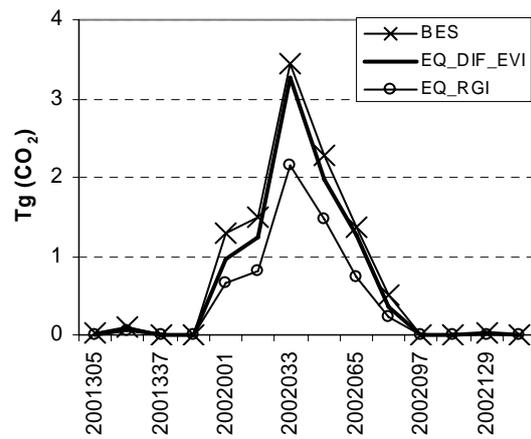
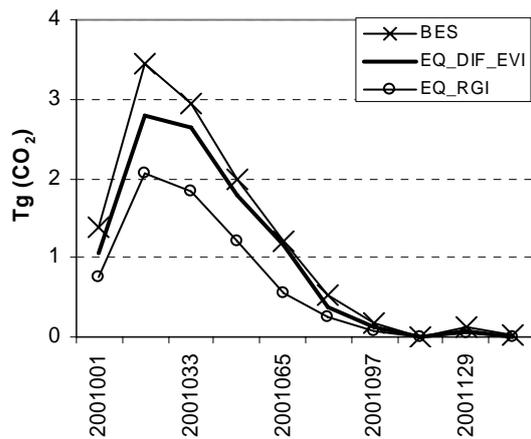
$$EQ_{DIF_EVI} = BV * EQ + BM * BES \quad \text{Eq. 3.19}$$

Donde BV y BM están expresados en porcentaje

3.3.1. Sensibilidad de la estimación según diferentes métodos EQ.

Con el fin de evaluar las diferencias en magnitud en términos de emisiones en Tg CO₂ se utilizó la fórmula de Seiler y Crutzen (1980) Eq. (1.1) pero se cambió la eficiencia del quemado por uno de los tres métodos: BES, EQ_{RGI} Eq. (2.12) y EQ_{DIF_EVI} Eq. (3.19). Al sumar las emisiones para períodos de 16 días para toda la zona de estudio se encuentra que dentro de los tres métodos, como era de esperar, los BES estiman la mayor magnitud de emisiones, dado que asume que la materia viva y muerta se consumen en la misma proporción que lo observado en campo (Figura 38). EQ_{RGI} y

EQ_{DIF_EVI} son métodos más conservadores, siendo RGI el método de factor de emisión que más disminuye las estimaciones de emisiones de CO₂. Estas diferencias son más notorias al aumentar el área quemada, es decir en la medida en que aumenta el acumulado de emisiones de píxeles quemados. Las emisiones con valores BES son 1,7 veces y 1,5 veces mayores que los BES modificados por RGI y DIF_EVI respectivamente.



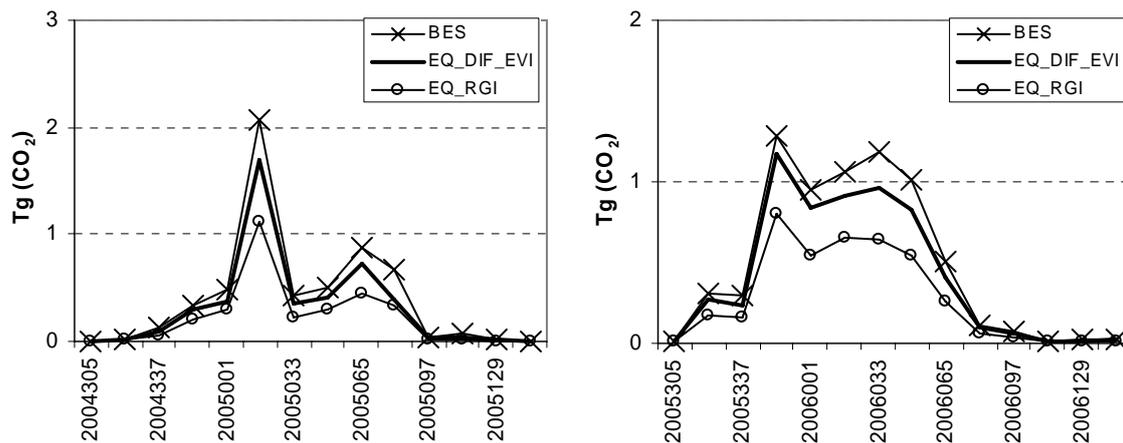


Figura 38. Diferencias en estimación de emisiones de CO₂ para toda Colombia según el método seleccionado de eficiencia del quemado, se presentan seis temporadas de incendios entre los años 2001 y 2006.

Con los métodos BES, EQ_DIF_EVI, EQ_RGI se estima la emisión promedio anual (con base en el período de estudio 2001-2006) es de 11, 9 y 6 Tg de CO₂ respectivamente. Asumir que las áreas quemadas tienen una eficiencia del quemado del 100% arroja una estimado medio anual de emisiones de 18 Tg de CO₂. Este último es claramente una sobreestimación de las emisiones mientras que el método EQ_RGI resulta bastante conservador. Con el fin de discutir los resultados en emisiones espacial y temporalmente para todo el período de estudio en el siguiente numeral, se utilizará el producto generado a partir de las diferencias EVI propuesto en este trabajo. Este método se ubica dentro de los rangos de estudios previos y se fundamenta en observaciones más directas que los otros métodos evaluados.

3.4. Análisis espacial y temporal de área quemada y emisiones

Los análisis tanto en área quemada como en emisiones que se presentan en adelante se fundamentan en los cálculos de biomasa para Colombia, el producto de área quemada L3JRC, la eficiencia del quemado siguiendo el método DIF_EVI y los factores de emisión recopilados por Wiedinmyer *et al.* (2006).

3.4.1. Estadísticas de área quemada

El total de área que ha sufrido alguna quema entre Enero de 2001 y Diciembre de 2006 es de 46431 km² con un promedio anual de 14480 km² quemados. Las regiones con mayor extensión de área quemada son La Orinoquía seguida por la zona Andina, esta

última especialmente por la gran cantidad de área quemada con respecto a su área (Tabla 16). Las regiones Caribe y Amazonía tienen valores similares de área quemada aunque en términos de área la Amazonía representa casi la mitad del país. En la región Pacífica prácticamente no se detectó área quemada debido a las altas precipitaciones y la ausencia de veranos muy marcados.

Tabla 16. Distribución de Área quemada por Regiones

| Región | Área quemada (km ²) | Área total (km ²) | % |
|-----------|---------------------------------|-------------------------------|------|
| Caribe | 697 | 110.031 | 0,6 |
| Andina | 2.953 | 306.163 | 1,0 |
| Pacífica | 2 | 80.209 | 0,0 |
| Orinoquía | 42.013 | 202.629 | 20,7 |
| Amazonía | 766 | 439.980 | 0,2 |

En la Figura 39 se observa la variabilidad interanual de la ocurrencia del fuego. El año 2004 tuvo una alta ocurrencia de fuego y, por tanto, un alto consumo del combustible disponible seguido de un año de baja ocurrencia. Los datos TRMM no parecen indicar que 2004 fuera un año especialmente seco ni que las precipitaciones previas hubieran resultado en mayores valores de biomasa o carga de combustibles. Con la información climática disponible no es posible explicar estas desviaciones de la media. Aunque no hace parte del período de estudio, se encontró un aumento en el área quemada en 2007 similar al de 2004. El año 2008 ha sido particularmente lluvioso por lo que se espera que los valores hayan sido bajos.

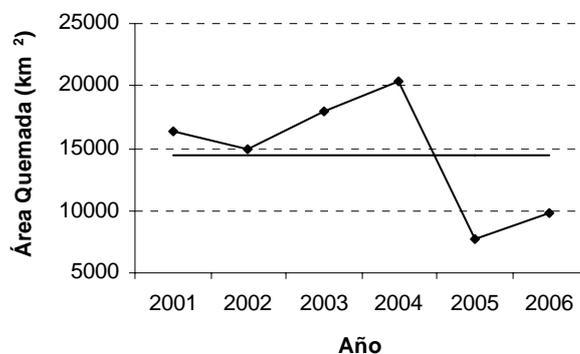


Figura 39. Variación interanual de área quemada frente al promedio anual.

En términos de tipos de vegetación se encontró que las sabanas y pastizales tienen la mayor superficie quemada seguidas por matorral y bosques frondosos perennifolios (Tabla 17). Los tipos de cobertura que menos área quemada presentan son las áreas construidas, cultivos, mosaicos de cultivos, humedales y cuerpos de agua. En esta última categoría la detección de área quemada puede deberse a cambios en el nivel del agua y la ocurrencia del fuego en vegetación asociada a ciénagas, aunque también es posible que existan errores de comisión debidos a suelos oscuros y a cambios importantes en reflectividad por variaciones del nivel del agua.

Tabla 17. Total de área quemada por tipo de vegetación durante el período de estudio

| Clase IGBP | Área total km ² | Área quemada 2001-06 km ² | % |
|------------------------------|-------------------------------|---|------------|
| Cuerpos de agua | 14.843 | 80 | 0,5 |
| Coníferas perennifolias | 6.858 | 106 | 1,5 |
| Frondosas perennifolias | 713.576 | 2.158 | 0,3 |
| Frondosas caducifolias | 3.877 | 232 | 6,0 |
| Bosque mixto | 6.850 | 463 | 6,8 |
| Matorral cerrado | 2.435 | 763 | 31,3 |
| Matorral abierto | 24.270 | 9.575 | 39,5 |
| Sabana arbolada | 44.608 | 8.002 | 17,9 |
| Sabana | 171.340 | 27.169 | 15,9 |
| Pastizal | 109.744 | 38.013 | 34,6 |
| Humedales | 2.010 | 47 | 2,3 |
| Cultivos | 8.314 | 33 | 0,4 |
| Mosaico de Cultivos | 26.562 | 45 | 0,2 |
| Suelo–Vegetación dispersa | 3.289 | 196 | 6,0 |
| TOTAL | 1.139.799 | 86.885 | 7,6 |

Los departamentos de la región de la Orinoquía presentan la mayor superficie quemada, albergando más del 90% de área quemada del país, en los cuatro departamentos: Vichada (55%), Meta (22%), Arauca (8%) y Casanare (7%). En la Tabla 18 se listan los municipios con mayor superficie quemada durante el periodo de estudio y en la

Figura 40 se observa su distribución espacial en proporción, es decir $(\text{área_quemada}/\text{área_municipio}) * 100$.

Tabla 18. Municipios con más de 11 km² de vegetación quemada

| MUNICIPIO | Área quemada | | MUNICIPIO | Área quemada | |
|------------------------|-----------------|----|------------------------|-----------------|----|
| | km ² | % | | km ² | % |
| La Primavera | 7477 | 47 | San Vicente Del Caguán | 72 | 0 |
| Puerto Carreño | 7450 | 58 | San Luís De Palenque | 71 | 2 |
| Puerto Gaitán | 6038 | 35 | Chita | 66 | 12 |
| Nueva Antioquia | 3227 | 77 | Fortul | 57 | 5 |
| Santa Rita | 3107 | 18 | Agustin Codazzi | 54 | 3 |
| Santa Rosalía | 2779 | 14 | Encino | 52 | 12 |
| Cravo Norte | 2361 | 43 | Socha | 51 | 31 |
| Paz De Ariporo | 1863 | 16 | Cubarral | 49 | 4 |
| San José De Ocune | 1794 | 6 | El Tambo | 49 | 13 |
| Mapiripán | 1624 | 14 | Cerrito | 49 | 12 |
| San Martín | 1191 | 18 | Tasco | 44 | 19 |
| Arauca | 963 | 18 | Socota | 42 | 7 |
| Puerto López | 488 | 8 | Mercaderes | 42 | 5 |
| Orocue | 395 | 8 | Concepción | 42 | 12 |
| La Macarena | 368 | 3 | Mutiscua | 41 | 27 |
| Guicán | 352 | 38 | Santa Marta | 38 | 2 |
| Trinidad | 315 | 11 | Silos | 38 | 10 |
| Hato Corozal | 300 | 5 | Pesca | 35 | 14 |
| Tame | 230 | 4 | Arauquita | 35 | 1 |
| Maní | 184 | 5 | Une | 33 | 15 |
| Puerto Rondón | 175 | 8 | Guamal | 30 | 5 |
| Aracataca | 160 | 8 | Chitaga | 30 | 3 |
| Santafé De Bogota D.C. | 154 | 9 | Cicutilla | 30 | 8 |
| Riohacha | 146 | 3 | Arboledas | 30 | 7 |
| Puerto Rico | 146 | 4 | San Juan Del Cesar | 29 | 2 |
| Puerto Lleras | 131 | 6 | Gutiérrez | 28 | 6 |
| Chiscas | 115 | 18 | Acacias | 27 | 2 |
| San José Del Guaviare | 105 | 1 | Tauramena | 27 | 1 |
| Taminango | 97 | 43 | La Uribe | 26 | 0 |
| Fomeque | 77 | 16 | Aratocha | 25 | 15 |
| Urbilla | 77 | 1 | Vetas | 25 | 26 |
| Aquitania | 76 | 9 | Duitama | 24 | 10 |
| Valledupar | 76 | 2 | Puerto Concordia | 24 | 2 |
| El Cocuy | 23 | 12 | Mompós | 18 | 3 |
| Susacón | 23 | 12 | Piedecuesta | 18 | 4 |
| San Juanito | 23 | 15 | Alpujarra | 18 | 4 |
| Talaigua Nuevo | 22 | 6 | Cubara | 17 | 1 |
| La Paz (Robles) | 22 | 2 | Toca | 17 | 11 |

Continúa Tabla 18

| Municipio | Área Quemada Km2 | % | Municipio | Área quemada km2 | % |
|--------------|------------------|----|------------|------------------|---|
| Guasca | 22 | 6 | Policarpo | 17 | 4 |
| carcasa | 22 | 8 | Los Santos | 16 | 5 |
| Sativanorte | 21 | 15 | Tona | 16 | 5 |
| Coromoro | 21 | 4 | Honda | 16 | 5 |
| Tota | 20 | 10 | Yopal | 15 | 1 |
| Boavita | 20 | 13 | Junín | 14 | 4 |
| San Bernardo | 19 | 8 | Inárida | 14 | 0 |
| Ciénaga | 19 | 1 | Sitionuevo | 12 | 1 |
| Onzaga | 19 | 4 | Pereira | 12 | 2 |
| La Salina | 19 | 9 | Pore | 12 | 2 |

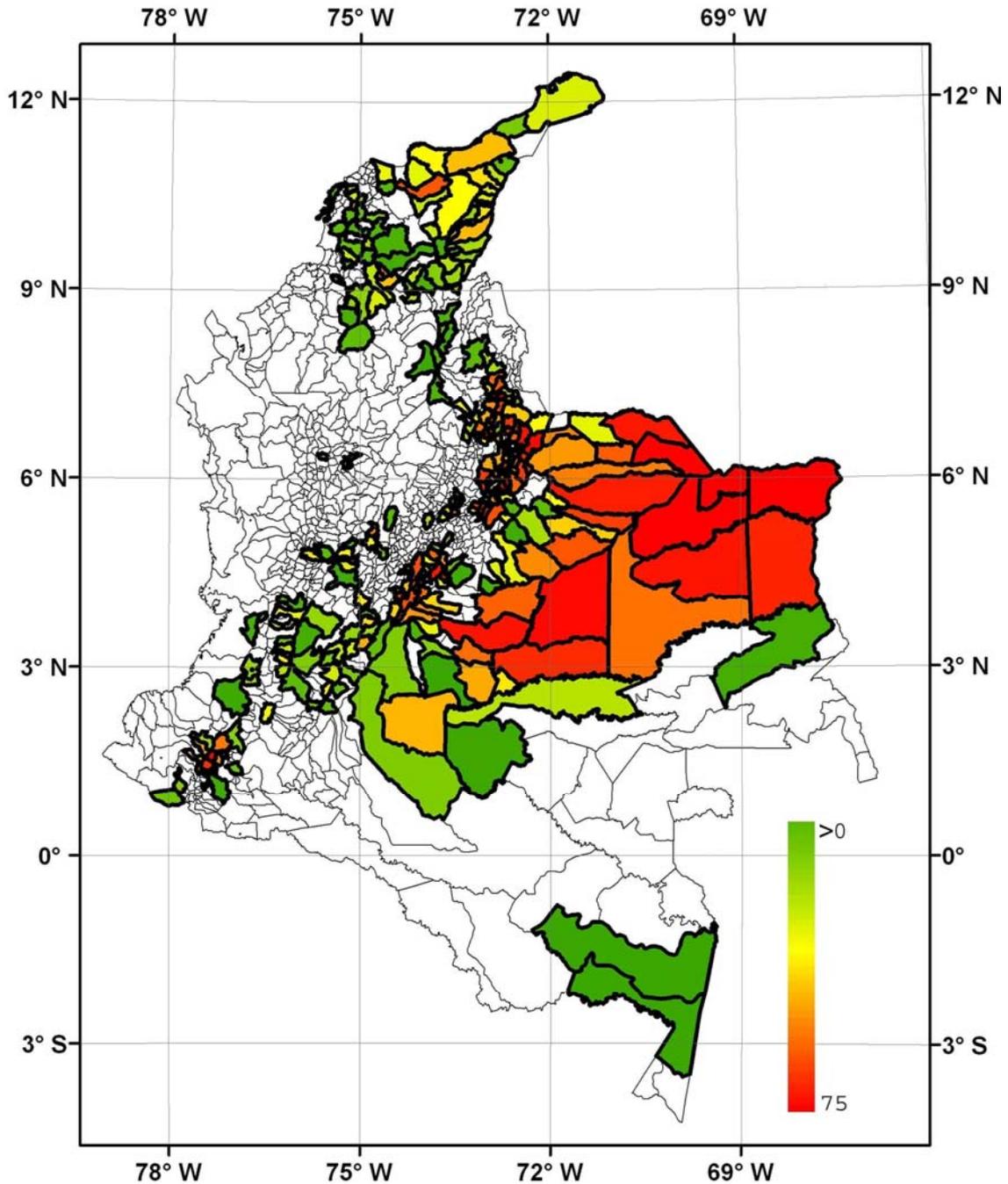


Figura 40. Proporción de área quemada por área municipal (%).

Si se acumulan las áreas que se queman de forma recurrente en los seis años, el total de área quemada es de 86.885 km². Más de 1.200 km² se han quemado cinco o seis veces durante el periodo 2001-2006 principalmente en Diciembre, Enero y Febrero.

3.4.2. Estadísticas de emisiones

El mapa de emisiones de CO₂ muestra con mayor detalle el área quemada y la magnitud de las emisiones (Figura 41). Este mapa es el resultado de superponer la emisión media en celdas de 5 x 5 km sobre una composición en grises de EVI máximo, EVI promedio y EVI mínimo para los 138 compuestos del período de estudio. Los tonos de gris pueden interpretarse como existencia de vegetación, la región de la amazonía presenta tonos claros y el norte de la región caribe, con mucho suelo desnudo, tonos oscuros. Por otro lado las emisiones son representadas en escala de color. Los tonos más claros corresponden a bajas emisiones de CO₂ y los tonos más oscuros a altas emisiones. En los Llanos se observa una distribución espacial más o menos continua de área quemada limitada por la frontera con Venezuela al Oriente, con el piedemonte y llanuras de desborde del piedemonte llanero al Noroeste y con el Río Vichada al Sur, con dos sitios que resaltan por la alta ocurrencia del fuego uno al Sur en el municipio de Puerto Gaitán (4° N, 72° W) y otro al Norte en el municipio de Nueva Antioquia (6°N, 69°W). La mayor ocurrencia del fuego en la región amazónica se encuentra en el municipio de La Macarena (2°N, 74°W), 300 km al Suroeste de Puerto Gaitán en una matriz de bosque natural, más al Sur se encuentran áreas quemadas aisladas en La Pedrera y Tarapacá. En la región Andina la ocurrencia del fuego se presenta principalmente en los departamentos de Santander, Cundinamarca y Nariño lo cual resulta de especial interés por ser zonas de alta montaña, con menor extensión se encuentran áreas quemadas en los valles interandinos Cauca y Magdalena. La región del Caribe presenta quema de biomasa en la depresión momposina (9°N, 74°W) asociada a uso de ganadería y en la sierra nevada de Santa Marta (11°N, 74°W). Al Norte en el departamento de la Guajira se observan áreas quemadas aisladas principalmente en la serranía de Macuira (12°N, 71°W). Como era de esperarse la ocurrencia del fuego en la región pacífica es prácticamente inexistente.

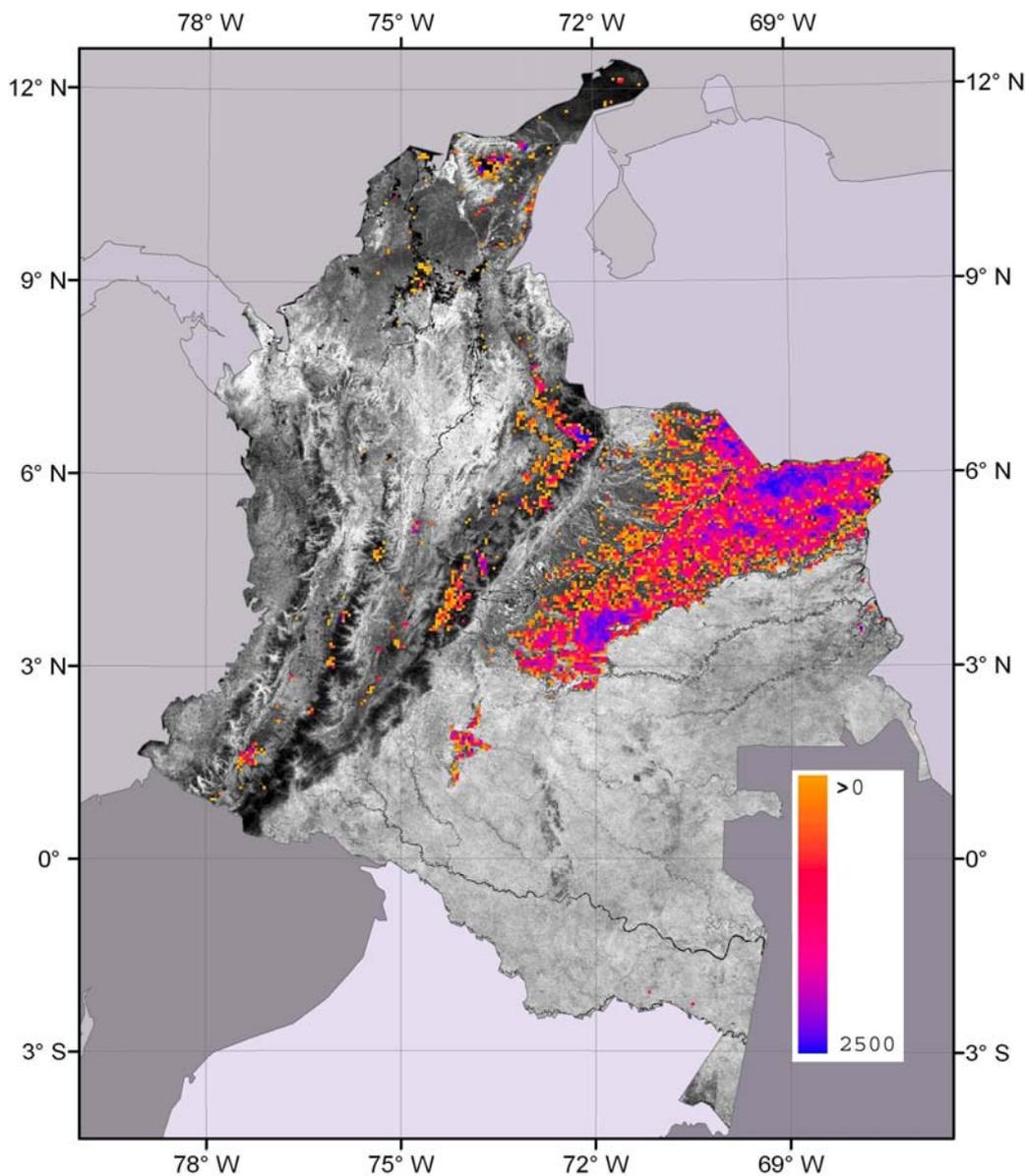
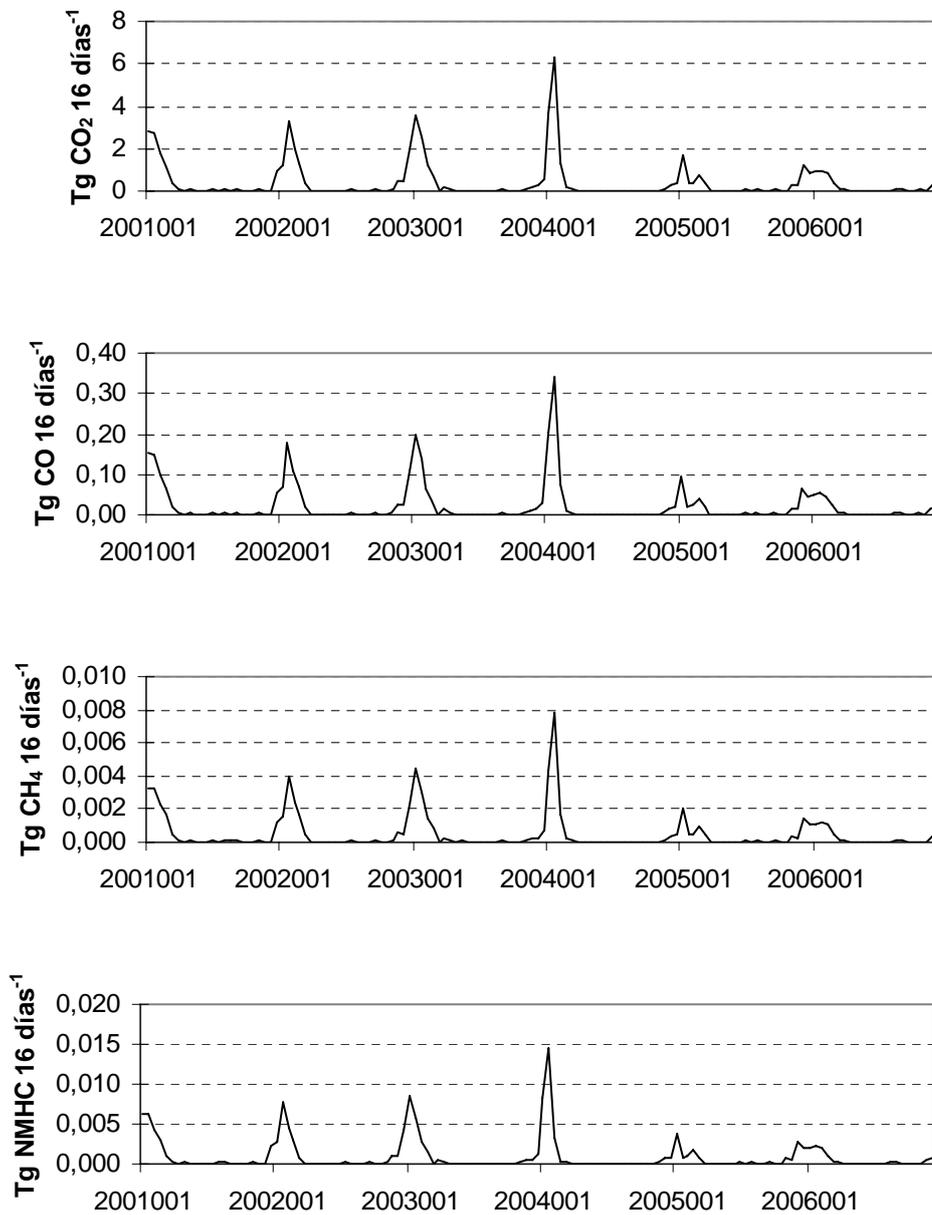


Figura 41. Áreas quemadas y estimación de CO₂ emitido (Mg CO₂ km⁻² año⁻¹)

Estudios previos en el ámbito global han encontrado que la relación entre área quemada y emisiones no es necesariamente directa (van der Werf *et al.*, 2006). Esto es debido a que el fuego puede afectar cada año a bosques y a pastizales en proporción distinta, lo que supone un balance de emisiones distinto. La variación interanual es debida a los ciclos climáticos que afectan a la ocurrencia del fuego, sobre todo en bosques. En el caso de Colombia, no se encontraron diferencias significativas entre años indicando que la variabilidad interanual de la quema es baja. Como se observa en la Figura 42, la

mayor cantidad de área quemada se concentra en Enero, el cual corresponde a la época más seca del año.



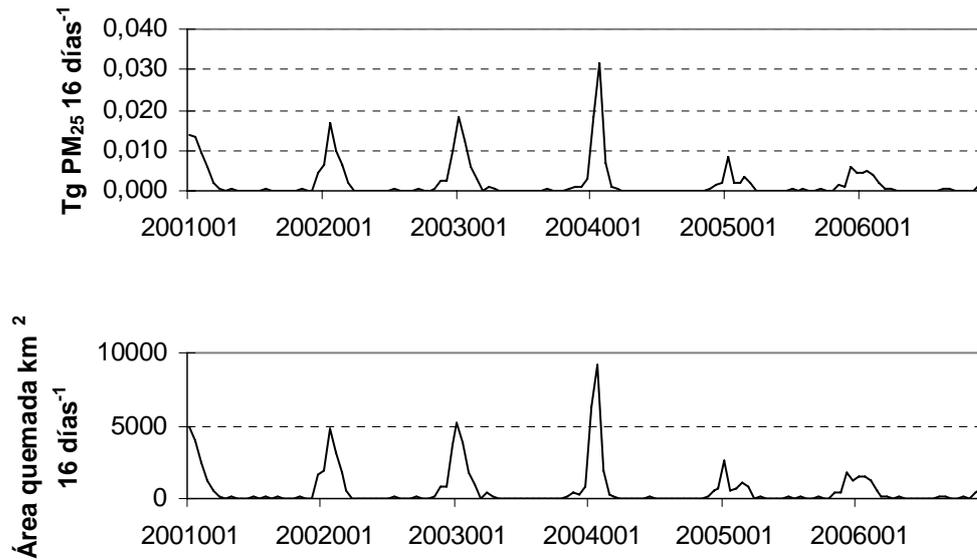


Figura 42. Emisión de gases, material particulado y área quemada en períodos de 16 días para todo el país, se indica el primero de Enero de cada año. (Formato de fecha: año con cuatro dígitos seguido por el día juliano con tres dígitos).

El análisis de los gases demuestra la alta producción de CO_2 respecto a otros gases de gran importancia como el CH_4 asociados al efecto invernadero o precursores del Ozono como el CO y el NMHC (Tabla 19). Esto se debe no solo a que es el gas con mayor factor de emisión sino también a que las herbáceas tienen mayor combustión en la fase de llamas, lo cual está asociado a una mayor producción de CO_2 . En la serie de 6 años se puede inferir que la variación interanual es bastante alta. El año 2004 representa un año con alta ocurrencia de fuego y es posible que el área sea aún mayor ante la ocurrencia de fenómenos marcados como el de El Niño en 1997.

Tabla 19. Emisiones anuales del país en Tg para material particulado PM_{25} , NMHC , CH_4 , CO , CO_2 .

| Año | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | Promedio |
|------------------|---------|---------|--------|---------|--------|--------|----------|
| PM_{25} | 0,0519 | 0,0569 | 0,0476 | 0,0619 | 0,0320 | 0,0322 | 0,0471 |
| NMHC | 0,0241 | 0,0262 | 0,0221 | 0,0285 | 0,0148 | 0,0155 | 0,0218 |
| CH_4 | 0,0131 | 0,0140 | 0,0119 | 0,0152 | 0,0080 | 0,0090 | 0,0119 |
| CO | 0,5707 | 0,6273 | 0,5246 | 0,6799 | 0,3555 | 0,3608 | 0,5198 |
| CO_2 | 10,4661 | 11,5083 | 9,6234 | 12,4774 | 6,5375 | 6,1032 | 9,4527 |

3.4.3. Discusión

Los factores humanos y climáticos que determinan la ocurrencia del fuego en Colombia varían entre regiones. La baja ocurrencia en el Pacífico es principalmente debida a factores climáticos, las condiciones extremas en precipitación son el resultado de la interacción entre la cordillera de los Andes y la corriente advectiva proveniente del océano, lo que produce altísimas precipitaciones a lo largo del año. El contraste lo presenta la región del Orinoco, con alta ocurrencia de incendios debido a una temporada seca muy marcada y debido al intenso manejo humano de los pastizales para ganadería, principalmente para ganado de carne. Un proceso similar se ve en la región Caribe aunque de menor extensión y con bajas cargas de combustible al Norte de la región. Los procesos recurrentes del fuego entre zonas de sabana y bosques promueven el cambio de coberturas forestales a herbáceas. Este es el proceso de mayor impacto sobre la región de la Amazonía especialmente en la región de la Macarena. Los Andes tienen baja ocurrencia del fuego; sin embargo, se presentan quemadas en zonas de páramo sobre los 3200 m de altura en áreas que se caracterizan por su alto valor ecológico.

Para estimar las variables de la ecuación de Seiler y Crutzen fue necesario establecer metodologías en biomasa, área quemada y eficiencia del quemado. Cada una tiene sus particularidades en cuanto a resolución espacial y temporal y diferentes formas de cuantificarlas. En el caso de las áreas quemadas se optó por validar los productos existentes, en lugar de generar un nuevo producto, y, en el caso de los factores de emisión, se optó por utilizar los valores reportados en la literatura, haciendo énfasis en valores estándar para zonas tropicales. En este trabajo se hizo una aproximación a la carga de combustibles a partir de la biomasa. Para ello, se discriminó la vegetación en bosque primario, bosque secundario y pastizales. Para los pastizales, se hizo una caracterización espacial y temporal, mientras que en el caso de los bosques se hizo solamente la caracterización espacial. Las razones para asumir que la biomasa no aumenta o disminuye en bosques durante el período de estudio dependen del tipo de bosque. Por un lado, se consideró que los bosques primarios han alcanzado la biomasa potencial, es decir, los máximos valores ante determinadas condiciones de clima y suelo y por tanto permanecen invariables. Por otro lado se consideró que los bosques secundarios tienen tasas de crecimiento que se encuentran en equilibrio con el aprovechamiento de los mismos. Con un periodo de estudio más largo podría

encontrarse que la dinámica de degradación de los bosques se encuentra asociada al fuego. De esta forma, la estimación de biomasa en bosques es solo espacial y fundamentada en la relación de mediciones hechas en campo y datos derivados de teledetección. Es de esperar que las zonas más fuertemente afectadas por la nubosidad, como la región Pacífica, presenten los mayores errores en las estimaciones.

En el caso de los pastizales se encontró que su comportamiento fenológico mensual está altamente relacionado con sus valores en biomasa, lo cual permitió caracterizar su distribución espacial y temporal. La variación mensual de biomasa en los pastizales puede explicarse con el índice de vegetación EVI. Se encontró que los valores más bajos de biomasa se presentan en la época seca, donde los índices de vegetación corresponden en gran medida a la vegetación senescente. En general la biomasa aumenta desde el día juliano 49 (mediados de Febrero) hasta el día juliano 273 (principios de Octubre), a partir de cuando los valores empiezan nuevamente a disminuir, completando así su ciclo anual asociado a la variación de la zona de convergencia intertropical ZCIT.

Por otro lado, tras la validación de los productos de área quemada, seleccionamos el producto L3JRC. Esta base de datos de área quemada es bastante consistente en el espacio y en el tiempo, con errores de omisión y comisión similares o menores al de los otros productos evaluados. Durante el proceso de validación, se observaron numerosas áreas quemadas en el interior de la zona boscosa, con un tamaño aproximado de 6 ha, por ejemplo en las escenas Landsat (p007r058) o CBERS (p187r096), que debido a su resolución espacial fueron omitidas de forma recurrente por los productos globales de área quemada. Estas áreas, aunque pequeñas, son especialmente sensibles de cara a las emisiones, ya que un bosque primario puede contener biomasa viva superior a las 300 Mg ha⁻¹, mientras que un pastizal difícilmente supera las 15 Mg ha⁻¹. Por tanto, se sugiere evaluar los focos de calor en zonas boscosas, como posible alternativa para identificar incendios pequeños en este tipo de cobertura. La alta omisión encontrada en la validación de área quemada se traduce en una subestimación debida a los algoritmos, mientras que la comisión esta asociada principalmente al tamaño del píxel. El conjunto de errores de omisión y comisión resulta en una infravaloración del total de emisiones.

Los resultados en área quemada que se reportan aquí son muy superiores a los anotados previamente (Armenteras *et al.*, 2005; IDEAM, 2004). Por ejemplo Armenteras *et al.* (2005) encontraron que el total de área quemada en los Llanos Orientales fue tan solo de 4.882 km² entre Diciembre de 2000 y Marzo de 2001, mientras que en una sola escena Landsat de Febrero de 2004 de esta misma zona se identificaron más de 8.500 km². La diferencia en este caso puede deberse a diferencias climáticas muy marcadas entre el año 2001 y el año 2004, ó a la omisión de los productos de área quemada utilizados en 2000-2001. También se encuentran diferencias notables con los informes de entidades gubernamentales. Por ejemplo, el promedio anual de área quemada L3JRC determinado en este estudio para Colombia es de 14.148 km² mientras que los valores reportados por el IDEAM no superan los 1.600 km² (IDEAM, 2004). La incertidumbre en los registros existentes en el ámbito nacional es tan alta que para la estimación de gases efecto invernadero “se asume que la sabana se quema en su totalidad una vez cada tres años” (González, 1998). En este estudio se estima que el 20% de la Orinoquía y el 16% de las sabanas se han quemado por lo menos una vez entre 2001-2006.

Por su parte la aproximación a la eficiencia del quemado que hemos presentado en esta tesis tiene un alto componente de valores estándar. Sin embargo, se hizo un esfuerzo en determinar la cantidad de biomasa consumida a partir del cambio en el índice de vegetación, antes y después de la ocurrencia del fuego. Aquí es importante subrayar la buena correspondencia espacial y temporal entre L3JRC y EVI, dado que los valores más bajos en el EVI indicados por el productor corresponden a la fecha de detección del área quemada L3JRC. Sin embargo, los errores de comisión se hicieron evidentes en este análisis, dado que píxeles denominados como quemados por L3JRC presentan un aumento de verdor, lo cual es poco probable tras la ocurrencia del fuego.

La incertidumbre en cada una de las variables estimadas es bastante alta. El modelo exponencial de ajuste entre biomasa y mapas VFC estima una media de 275 Mg ha⁻¹ con intervalos de confianza muy amplios, entre 61 Mg ha⁻¹ y 1.264 Mg ha⁻¹, bastante improbable para el rango superior. Los valores de biomasa medidos en campo tienen una desviación estándar mucho más baja, por ejemplo, ± 40 Mg ha⁻¹ en bosques primarios y $\pm 4,3$ Mg ha⁻¹ en bosques secundarios (Sierra *et al.*, 2007). Sin embargo la incertidumbre en los valores de biomasa es en gran medida un reflejo de la variación

inherente a este tipo de población. Por otro lado los mapas de área quemada tienen una clara tendencia a la omisión y una alta variabilidad espacial. Para L3JRC estimamos que, teniendo en cuenta los errores de omisión y comisión la subestimación es próxima al 20%. Por otro lado, la eficiencia del quemado y los factores de emisión se fundamentan en valores estándar globales, es decir una generalización por tipo de cobertura. Con los métodos que hemos propuesto las diferencias en las estimaciones de eficiencia del quemado están entre el 50-70%. De esta forma el valor estimado de emisiones de CO₂ de 9,45 Tg año⁻¹ podría subir a 11 Tg año⁻¹ si corregimos por subestimación en área quemada, y este a su vez, podría variar entre 9,7 Tg año⁻¹ hasta 17 Tg año⁻¹ si utilizamos el método RGI o simplemente los BES como factores de emisión. Esta incertidumbre es muestra de las enormes dificultades en la estimación de las emisiones. En este sentido, van der Werf *et al.* (2006) aluden a la alta variabilidad en las estimaciones de emisiones de carbono en el ámbito global, donde los resultados varían entre un mínimo de 1,3 hasta un máximo de 3,4 Pg C año⁻¹, mientras el panel intergubernamental de cambio climático estima que los valores varían entre 0,5 a 2,7 Pg C año⁻¹ (IPCC, 2007).

Estudios previos han comparado sus resultados con mediciones directas MOPITT (*Measurement Of Pollution in the Troposphere*), con el fin de validar sus resultados. Para ello incluyen modelos de flujos en superficie y transporte atmosférico. Dado que esto último está fuera del alcance de este trabajo, se ha optado por comparar los resultados obtenidos con estudios previos, lo cual tampoco es una tarea sencilla porque los estudios en Colombia son escasos y los reportados en el ámbito global son regionales y no por países. El estudio más reciente y próximo a Colombia es el de Wiedinmyer *et al.* (2006) quienes estimaron las emisiones para Venezuela en 2004 en 3,7 Tg año⁻¹ de CO₂; 0,2 Tg año⁻¹ de CO; 0,021 Tg año⁻¹ de PM_{2.5} y 0,007 Tg año⁻¹ de CH₄, las cuales son inferiores a las que se obtuvieron en este estudio para Colombia para este mismo año.

En los inventarios preliminares de fuentes y sumideros de gases efecto invernadero para Colombia en 1990 se estimó que la emisión por quema de biomasa en bosques y agricultura era de 1,985 Tg año⁻¹ de CO₂; 0,001 Tg año⁻¹ de CH₄ y 0,073 Tg año⁻¹ de CO (González, 1998), que resulta más baja que los datos obtenidos en este trabajo.

Resulta difícil tener certeza sobre los componentes de biomasa que se incluyen en estos resultados y aún más difícil aceptarlos como referencia, sabiendo que al generar las estadísticas nacionales los autores desconocían la extensión de superficie quemada.

4. CONCLUSIONES

En este trabajo de tesis doctoral hemos utilizado el modelo de Seiler y Crutzen (1980) para estimar emisiones por quema de biomasa. Para ello, hemos realizado diversas propuestas metodológicas, de cara a obtener las variables requeridas por el modelo. Se hizo la estimación para Colombia, entre los años 2001 y 2006, utilizando los parámetros propios de zonas tropicales, una carga de combustibles apoyada en de datos de campo y el área quemada del mejor de los productos disponibles a la fecha de elaboración de este trabajo. El nivel de detalle espacial y temporal es bastante superior que el reportado en otros estudios.

En términos de biomasa Colombia presenta un mosaico muy interesante de reservas, sumideros y emisiones. La mayor parte de biomasa presente, unos 15,8 Pg (96%), corresponde a bosques primarios y el restante 4% a bosques secundarios, matorrales y pastizales. En esta misma línea, se sugiere en trabajos futuros hacer aproximaciones a la variación de la biomasa basados en el seguimiento de procesos fotosintéticos. Para ello, se pueden incluir los métodos propuestos por Monteith publicados en 1977 e implementados recientemente por MODIS en el producto MOD17A2 de productividad primaria. Estos productos podrían ofrecer una aproximación cuantitativa a la variación intra-anual de biomasa especialmente en pastizales y bosques secundarios. Resultados preliminares basados en MODIS-PsnNet para el área de estudio indican una alta productividad anual en bosques secundarios (11,3 Mg ha⁻¹), seguido por bosques primarios (8,1 Mg ha⁻¹) y pastizales (6,7 Mg ha⁻¹).

En el estudio de van der Werf *et al.* (2006) se estima que el promedio de área quemada en la región septentrional Norte de Sur América que incluye Guayana, Surinam, Colombia y Venezuela es de 39.000 km², de los cuales según los cálculos de este trabajo, 14.480 km² corresponden al área quemada en Colombia. Temporalmente, se puede definir que la temporada de incendios comienza a principios de Noviembre y termina a mediados de Abril, siendo Enero el mes de mayor ocurrencia.

El total anual de emisiones por biomasa quemada entre el periodo 2001-2006 es de 9,45 Tg CO₂ año⁻¹, de los cuales la Orinoquía aporta el 90%, la región Andina el 6%, y la Amazonía, la Caribe y la Pacífica el 4% restante. La variabilidad es especialmente alta,

con picos de actividad mayor en el año 2004 y actividad menor en el año 2005 donde después de un año muy activo en la ocurrencia del fuego continua un año muy inactivo. La mayor superficie de área quemada se presenta en ecosistemas de sabana, pastizal y matorral que suman más de 85.000 km² todos los años, si bien los bosques presentan más de 2.000 km² quemados durante los 6 años de estudio.

Determinar la proporción de tipo de vegetación quemada es importante dado que la relación entre emisiones y área quemada no es necesariamente lineal y esto se debe a las diferencias en cargas de combustible y eficiencia del quemado. La eficiencia del quemado en el caso de los bosques húmedos tropicales es muy baja debido a la alta humedad relativa, al corto período seco y al gran tamaño de la mayor parte de la biomasa (Seiler y Crutzen, 1980), lo cual además resulta en una mayor cantidad de emisiones asociada a la fase de brasas que en bosques de ambientes más secos. El método que se ha propuesto de eficiencia del quemado a partir de los índices de vegetación es novedoso y se fundamenta en el cambio temporal de los índices de vegetación. La buena correspondencia entre dos productos independientes MOD13A1 y L3JRC permitió relacionar verdor con área quemada, con esto fue posible demostrar el efecto del fuego sobre la disminución del índice y por tanto su utilidad como indicador de la cantidad de combustible consumido. El índice EVI demostró tener una respuesta muy dinámica y directa a los regímenes de precipitación. En la época seca se encuentran los valores más bajos en pastizales debido a la senescencia y al efecto del fuego sin embargo en esta misma época se encuentra un aumento en verdor en las zonas de bosque indicando las diferentes adaptaciones de la cobertura vegetal a las condiciones climáticas. La mayor desventaja de los compuestos MOD31A1 para determinar la eficiencia del quemado es su resolución temporal. La dinámica de la vegetación es bastante alta y la diferencia entre productos de 16 días podría no solamente indicar el efecto del fuego en la vegetación inmediatamente después de la detección del área quemada, sino también los procesos de resiliencia.

Estudios previos concluyen que al estimar el área quemada y las emisiones es conveniente combinar diferentes productos obtenidos por satélites (Hoelzemann *et al.*, 2004; Roy *et al.*, 2005). En este sentido y como medida paliativa de los errores de omisión en zonas de bosque Boschetti *et al.* (2004a) encontraron que el uso de datos provenientes de fuegos activos como el World Fire Atlas (WFA) podría ser

complementario a los productos de áreas quemadas en bosques de Sudamérica y Sur Oriente de Asia. Por esta razón, se requiere mayor investigación en la detección de áreas quemadas de menor tamaño y en la detección de áreas quemadas de sotobosque bajo dosel denso, ambas de gran interés por estar asociadas a la pérdida de zonas boscosas.

Líneas futuras

Hay mucho por mejorar en los estimados de calidad. El programa MODIS ofrece datos y herramientas muy poderosas para identificar píxeles de baja calidad. Sin embargo, aunque se logró identificar los píxeles de baja calidad la corrección de las series temporales puede ser mejorada. En este sentido se recomienda avanzar en el programa TIMESAT, diseñado para analizar series de tiempo de datos obtenidos en sensores satelitales.

Los productos de vegetación obtenidos con radar TRMM son una fuente valiosa de datos de precipitación por su fácil acceso, su resolución temporal y su resolución espacial. En este trabajo se hizo una primera aproximación a estos productos en términos de caracterización de patrones espaciales y temporales y los resultados fueron satisfactorios. Sin embargo para utilizar esta información en modelos cuantitativos como modelos de balance hídrico para estimar la humedad de la vegetación es necesario validar los estimados con mediciones en estaciones hidrometeorológicas.

Las zonas de páramo deben ser objeto de un estudio más detallado, estas regiones han sufrido una gran presión por quema para renovación de pastizales. Estas quemas tienen la particularidad de ocurrir en altitud, interactuando con la atmósfera a partir de los 3000 m. Además han suscitado un interés especial por su vulnerabilidad ante el cambio climático. Los páramos son adicionalmente reconocidos por su importancia en el ciclo hídrico y alto endemismo.

Finalmente se encontró de interés el uso de los incendios como variable explicativa de la deforestación y degradación de bosques. La identificación del estado de degradación de los bosques o la presión humana sobre los mismos es muy difícil de estimar con imágenes de resolución media. Sin embargo, el fuego utilizado como método para el

cambio de uso del suelo puede ser un indicador del estado de conservación de los bosques.

5. REFERENCIAS

- Achard, F., H. Eva, H.-J. Stibig, P. Mayaux, J. Gallego, T. Richards y J.-P. Malingreau.** (2002): Determination of Deforestation Rates of the World's humid Tropical Forests. *Science*, 297: 999-1002.
- Akerelodu, F. y A. O. Isichei.** (1991): *Emissions of carbon, nitrogen, and sulphur from biomass burning in Nigeria*, Cambridge, MA, MIT, Press.
- Amezquita, E., R. J. Thomas, I. M. Rao, D. L. Molina y P. Hoyos.** (2004): Use of deep-rooted tropical pastures to build-up an arable layer through improved soil properties of an Oxisol in the Eastern Plains (Llanos Orientales) of Colombia. *Agriculture, ecosystems & environment*, 103: 269-277.
- Andreae, M. O., E. Atlas, et al. (Eds.)** (1996): *Trace gas and aerosol emissions from savanna fires*, Biomass burning Cambridge, MA., MIT press.
- Andreae, M. O. y P. Merlet.** (2001): Emission of trace gases and aerosols from biomass burning. *Global Biogeochemical Cycles*, 15: 955-966.
- Arellano, A. F., P. S. Kasibhatla, L. Giglio, G. R. van der Werf y J. T. Randerson.** (2004): Top-down estimates of global CO sources using MOPITT measurements. *Geophysical research letters*, 31, L01104.
- Armenteras, D., M. Romero y G. Galindo.** (2005): Vegetation fire in the savannas of the Llanos Orientales of Colombia. *World Resource Review*, 17: 628-640.
- Armenteras, D., G. Rudas, N. Rodriguez, S. Sua y M. Romero.** (2006): Patterns and causes of deforestation in the Colombian Amazon. *Ecological Indicators*, 6: 353-368.
- Aronoff, S.** (1982): The map accuracy report: A user's view. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 48: 1309-1312pp.
- Barbosa, P. M., D. Stroppiana, J. M. Gregoire y J. M. C. Pereira.** (1999): An assessment of vegetation fire in Africa (1981-1991): burned areas, burned biomass and atmospheric emissions. *Global Biogeochemical Cycles*, 13: 933-950.
- Benitez, P. A. y J. C. Serna.** (2004): *Deforestación y flujos de carbono en los bosques asociados con ciénagas del Magdalena Medio, Colombia.*, Departamento de Ciencias Forestales, Medellín, Universidad Nacional de Colombia. Ingeniero Forestal: 55.
- Bilbao, E. y E. Medina.** (1996): *Types of grassland fires and Nitrogen volatilization in Tropical Savannas of Calabozo, Venezuela*, Cambridge, MA, MIT Press.
- Boles, S. H., X. Xiao, J. Liu, Q. Zhang, S. Munkhtuya, S. Chen y D. Ojima.** (2004): Land cover characterization of Temperate East Asia using multi-temporal VEGETATION sensor data. *Remote Sensing of Environment*, 90: 477-489.

Boschetti, L., P. A. Brivio, H. Eva, J. Gallego, A. Baraldi y J. M. Gregoire. (2006): A Sampling Method for the Restrospective Validation of Global Burned Area Products. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 44: 1765-1772.

Boschetti, L., H. D. Eva, P. A. Brivio y J. M. Gregoire. (2004a): Lessons to be learned from the comparison of three satellite-derived biomass burning products. *Geophysical research letters*, 31(L21501): doi:10.1029/2004GL021229.

Boschetti, L., S. P. Flasse y P. A. Brivio. (2004b): Analysis of the conflict between omission and commission in low spatial resolution dichotomic thematic products: The Pareto Boundary. *Remote Sensing of Environment*, 91: 280-292.

Brannstrom, C., W. Jepson, A. M. Filippi, D. Redo, Z. Xu y S. Ganesh. (2008): Land change in the Brazilian Savanna (Cerrado), 1986-2002: Comparative analysis and implications for land-use policy. *Land Use Policy*, 25: 579-595.

Brivio, P. A., J. M. Gregoire, B. Cros, C. Galy-Lacaux y J. P. Lacaux. (1999): A rose analysis method relating air chemistry to fire distribution in tropical Africa. *Atmospheric Research*, 50: 81-104.

Brown, S. (Ed.) (1997): *Estimating biomass and biomass change in tropical forests*, FAO Forestry Paper 134, Rome.

Burgan, R. E. y R. C. Rothermel. (1984): *BEHAVE: Fire behavior prediction and fuel modeling system, fuel subsystem*, Ogden, Utah, U.S. Dep. of Agric. For. Serv.

Calle, A. y J. L. Casanova. (2008): Ozone in the atmosphere, en *Earth observation of global change* (editado por E. Chuvieco). Dordrecht, Netherland, Springer: 223 pp.

Carmona, C., A. Belward, et al. (2005): Characterizing interannual variations in global fire calendar using data from Earth observing satellites. *Global Change Biology*, 11: 1537-1555.

Carvalho, J. A., N. Higuchi y M. A. Thais. (1998): Combustion completeness in a rainforest clearing experiment in Manus, Brazil. *American Geophysical Union*: 1-5.

Cihlar, J. (2007): Quantification of the regional carbon cycle of the biosphere: Policy, science and land-use decisions. *Journal of Environmental Management*, 85: 785-90.

Clark, D., S. Brown, D. W. Kicklighter, J. Q. Chambers, J. R. Thomlinson, J. Ni y E. A. Holland. (2001): Net Primary Production in tropical forests: an evaluation and synthesis of existing field data. *Ecological Applications*, 11: 371-384.

Cohen, W. B., T. K. Maersperger, et al. (2006): MODIS Land Cover and LAI Collection 4 Product Quality Across Nine Sites in the Western Hemisphere. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 44: 1843-1857.

CORNARE (Ed.) (2002): *Modelo de financiación alternativo para el manejo sostenible de los bosques de San Nicolás*, Medellín, Universidad Nacional de Colombia - Cornare.

Crutzen, P. J. y M. O. Andreae. (1990): Biomass Burning in the Tropics: Impact on Atmospheric Chemistry and Biogeochemical Cycles. *Science*, 250: 1669-1678.

Chatfield, R., H. Guo, S. Walters, P. Rasch, J.-F. Muller, C. Granier y X. Tie. (1998): MOZART, a global chemical transport model for ozone and related chemical tracers, 1: Model description. *Journal of Geophysical Research*, 103(D21): 28265-28290.

Christian, T. J., B. Kleiss, et al. (2004): Comprehensive laboratory measurements of biomass-burning emissions: 2. First intercomparison of open-path FTIR, PTR-MS, and GC-MS//FID//ECD. *Journal of Geophysical Research*, 109, D02311, doi:10.1029/2003JD003874.

Chuvieco, E. (2007): *Teledetección ambiental. La observación de la tierra desde el espacio.*, Barcelona, Ariel Ciencia, 3. ed.

Chuvieco, E., D. Cocero, I. Aguado, A. Palacios y E. Prado. (2004): Improving burning efficiency estimates through satellite assessment of fuel moisture content. *Journal of Geophysical Research*, 109: 1-8.

Chuvieco, E., S. Opazo, et al. (2008): Global Burned Land Estimation in Latin America using MODIS Composite Data. *Ecological Applications*, 18: 64-79.

DAAC. (2002): NPP Data, Global Change Master Directory (http://www.daac.ornl.gov/NPP/npp_home.html).

DAAC. (2004): *LDOPE Tools User's. Release 1.4*, MODIS Land Data Operational Product Evaluation (LDOPE) Tools.

DAAC. (2006): *MODIS Reprojection Tool User's Manual*, South Dakota, USGS.

De Santis, A. y E. Chuvieco. (2007): Burn severity estimation from remotely sensed data: Performance of simulation versus empirical models. *Remote Sensing of Environment*, 108: 422-435.

DeFries, R. S., R. A. Houghton, M. C. Hansen, J. R. Townshend, A. C. Janetos y T. R. Loveland. (2002): Carbon emissions from tropical deforestation and regrowth based on satellite observations for the 1980s and 1990s., *National Acad Sciences*: 14256-14261.

Delmas, R., J. P. Lacaux, J. C. MENAUT, L. ABBADIE, X. Leroux, G. Helas y J. Lobert. (1995): Nitrogen compound emission from biomass burning in tropical African Savanna Fos/Decafe 1991 experiment (Lamto, Ivory Coast). *Journal of Atmospheric Chemistry*, 22: 175-193.

Diaz-Delgado, R., F. Lloret y X. Pons. (2003): Influence of fire severity on plant regeneration by means of remote sensing imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 24: 1751-1763.

Dignon, J. y J. E. Penner (Eds.) (1996): *Biomass burning: a source of nitrogen oxides in the atmosphere*, Biomass burning Cambridge, MA., MIT press.

Dinerstein, E., D. M. Olson, D. L. Graham, A. L. Webster, S. A. Primm, M. P. Bookbinder y G. Ledec. (1995): *A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean*, Washington, The World Bank.

Dong, J., R. K. Kaufmann, et al. (2003): Remote sensing estimates of boreal and temperate forest woody biomass: carbon pools, sources, and sinks. *Remote Sensing of Environment*, 84: 393-410.

Drake, J. B., R. O. Dubayah, R. G. Knox, D. B. Clark y J. B. Blair. (2002): Sensitivity of large-footprint lidar to canopy structure and biomass in a neotropical rainforest. *Remote Sensing of Environment*, 81: 378-392.

Duivenvoorden, J. F. (1994): Vascular plant species counts in the rain forests of the middle Caquetá area, Colombian Amazonia. *Biodiversity and Conservation*, 3: 685-715.

Etter, A., C. McAlpine, K. Wilson, S. Phinn y H. Possingham. (2006): Regional patterns of agricultural land use and deforestation in Colombia. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 114: 369-386.

FAO. (2005): *Global forest resources assessment (FRA) 2005 - main report. Progress towards sustainable forest management*, Rome, FAO Forestry paper 147.

Fassnacht, K., W. Cohen y T. A. Spies. (2006): Key issues in making and using satellite-based maps in ecology: A primer. *Forest Ecology and Management*, 222: 167-181.

Fearnside, P. M. (2000): Global warming and tropical land-use change: greenhouse gas emissions from biomass burning, decomposition and soils in forest conversion, shifting cultivation and secondary vegetation. *Climate Change*, 46: 115-158.

Fearnside, P. M. y R. I. Barbosa. (1998): Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 108: 147-166.

Fearnside, P. M., R. I. Barbosa y P. M. L. de Alencastro Graca. (2007): Burning of secondary forest in Amazonia: Biomass, burning efficiency and charcoal formation during land preparation for agriculture in Apiáu, Roraima, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 242: 678-687.

Fearnside, P. M., P. M. L. de Alencastro Graca, N. Leal Filho, F. J. A. Rodrigues y J. M. Robinson. (1999): Tropical forest burning in Brazilian Amazonia: measurement of biomass loading, burning efficiency and charcoal formation at Altamira, Para. *Forest Ecology and Management*, 123: 65-79.

Fearnside, P. M., P. M. L. d. A. Graca y F. J. A. Rodrigues. (2001): Burning of Amazonian rainforests: burning efficiency and charcoal formation in forest cleared for cattle pasture near Manaus, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 146: 115-128.

- Fearnside, P. M. y W. M. Guimaraes.** (1996): Carbon uptake by secondary forests in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 80: 35-46.
- Ferreira, L. G., H. Yoshioka, A. Huete y E. E. Sano.** (2003): Seasonal landscape and spectral vegetation index dynamics in the Brazilian Cerrado: An analysis within the Large-Scale Biosphere-Atmosphere Experiment in Amazonia (LBA). *Remote Sensing of Environment*, 87: 534-550.
- Frankeberg, C., J. F. Meirink, M. van Weele, U. Platt y T. Wagner.** (2005): Assessing Methane Emissions from Global Space-Borne Observations. *Science*, 308: 1010-1014.
- Freitas, S. R., K. M. Longo, et al.** (2007): The Coupled Aerosol and Tracer Transport model to the Brazilian developments on the Regional Atmospheric Modeling System (CATT-BRAMS) – Part 1: Model description and evaluation. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 7: 8525-8569.
- Friedl, M. A., D. K. McIver, et al.** (2002): Global land cover mapping from MODIS: algorithms and early results. *Remote Sensing of Environment*, 83: 287-302.
- Galeano, G., S. Suarez y H. Balslev.** (1998): Vascular plant species count in a wet forest in the Chocó area on the Pacific coast of Colombia. *Biodiversity and Conservation*, 7: 1563-1575.
- Galeano, R. E.** (1995): Ecuaciones de biomasa de los árboles de los bosques de guadalupe. Informe técnico. *Convenio Universidad Nacional-PNUD-Corponariño. Colombia.*: 31p.
- Giglio, L., I. Csizsar y C. O. Justice.** (2006): Global distribution and seasonality of active fires as observed with the Terra and Aqua Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) sensors. *Journal of Geophysical Research*: doi:10.1029/2005JG000142.
- Giglio, L., J. Desloires, C. O. Justice y J. B. Kaufman.** (2003): An Enhanced Contextual Fire Detection Algorithm for MODIS. *Remote Sensing of Environment*, 87: 273-282.
- GOFC-GOLD.** (2008): Reducing greenhouse gas emissions from deforestation and degradation in developing countries: a sourcebook of methods and procedures for monitoring, measuring and reporting, GOFC-GOLD Report version COP13-2. (*GOFC-GOLD Project Office, Natural Resources Canada, Alberta, Canada*).
- González, F.** (1998): *Inventario preliminar de gases de efecto invernadero, fuentes y sumideros: Colombia-1990*, Santa Fé de Bogotá, Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas y Naturales.
- Gregoire, J. M., K. Tansey y J. M. N. Silva.** (2003): The GBA2000 initiative: developing a global burnt area database from SPOT-VEGETATION imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 24: 1369-1376.

- Grell, G., S. Emeis, et al.** (2000): Application of a multiscale, couple MM5/chemistry model to the complex terrain of the VOTALP valley campaign. *Atmospheric Environment*, 34: 1435-1453.
- Guenther, B., X. Xiong, V. V. Salomonson, W. L. Barnes y J. Young.** (2002): On-orbit performance of the Earth Observing System Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer; first year of data. *Remote Sensing of Environment*, 83: 16-30.
- Guild, L. S., J. B. Kauffman, W. Cohen, C. A. Hlavka y D. Ward.** (2004): Modeling biomass burning emissions for Amazon forest and pastures in Rondonia, Brazil. *Ecological Applications*, 14: 232-246.
- Hacienda-IGAC, M. d.** (1985): *Mapa de Bosques*, Bogotá, Instituto Geográfico Agustín Codazzi.
- Hall, S. A., I. C. Burke, D. O. Box, M. R. Kaufmann y J. M. Stoker.** (2005): Estimating stand structure using discrete-return lidar: an example from low density, fire prone ponderosa pine forests. *Forest Ecology and Management*, 208: 189-209.
- Hansen, M. C., R. S. De Fries, J. R. Townshend, M. Carroll, C. Dimiceli y R. A. Sohlberg.** (2003): Development of 500 meter vegetation continuous field maps using MODIS data. *IEEE*, 1: 264-266.
- Hansen, M. C., R. S. DeFries, J. R. G. Townshend, L. Marufu y R. Sohlberg.** (2002): Development of a MODIS tree cover validation data set for Western Province, Zambia. *Remote Sensing of Environment*, 83: 320-335.
- Hao, W. M., D. Ward, G. Olbu y S. P. Baker.** (1996): Emissions of CO₂, and hydrocarbons from fires in diverse African savanna ecosystems. *Journal of Geophysical Research*, 101(D19): 23577-23584.
- Heinsch, F. A., M. Reeves, et al.** (2003): *User's Guide GPP and NPP (MOD17A2/A3) Products NASA MODIS Land Algorithm*, M. L. Team: 1-57.
- Hély, C., S. Alleaume, R. J. Swap, Shugart, H. H. y C. O. Justice.** (2003): SAFARI-2000 characterization of fuels, fire behavior, combustion completeness, and emissions from experimental burns in infertile grass savannas in western Zambia. *Journal of Arid Environments*, 54: 381-394.
- Hese, S., W. Lucht, et al.** (2005): Global biomass mapping for an improved understanding of the CO₂ balance--the Earth observation mission Carbon-3D. *Remote Sensing of Environment*, 94: 94-104.
- Hoekman, D. H. y M. Quiñones.** (1998): Land cover type and biomass classification using AirSAR data for evaluating of monitoring scenarios in the Colombian Amazon, *second International Workshop on Retrieval of Bio - & Geo-physical Parameters from SAR Data for Land Applications*, Noordwijk, The Netherlands.

- Hoelzemann, J. J., M. G. Schultz, G. P. Brasseur y C. Granier.** (2004): Global Wildland Fire Emission Model (GWEM): Evaluating the use of global area burnt satellite data. *Journal of Geophysical Research*, 109: doi:10.1029/2003JD003666.
- Hoffa, E. A., D. E. Ward, W. M. Hao, R. A. Susott y R. H. Wakimoto.** (1999): Seasonality of carbon emissions from biomass burning in a Zambian savanna *Journal of Geophysical Research*, 104: 13841-13853.
- Horowitz, L., S. Walters, et al.** (2003): A global simulation of tropospheric ozone and related tracers: Description and evaluation of MOZART, version 2. *Journal of Geophysical Research*, 108(D24): doi:10.1029/2002JD002853.
- Houghton, R. A.** (2007): Balancing the Global Carbon Budget. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 35: 313-347.
- Houghton, R. A., K. T. Lawrence, J. L. Hackler y S. Brown.** (2001): The spatial distribution of forest biomass in the Brazilian Amazon: a comparison of estimates. *Global Change Biology*, 7: 731-746.
- Huete, A., K. Didan, T. Miura, E. P. Rodriguez, X. Gao y L. G. Ferreira.** (2002): Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 83: 195-213.
- Hurst, D. F., D. W. T. Griffith y G. Cook.** (1994): Trace gas emissions from biomass burning in tropical Australian savannas. *Journal of Geophysical Research*, 99: 16441-16456.
- IDEAM.** (2004): *Incendios: Una amenaza más para los bosques tropicales*, S. d. i. E. F. p. Colombia, <http://www.ideam.gov.co/temas/incendios/>: 29p.
- IPCC (Ed.)** (2007): *Climate Change 2007: The Physical Science Basis, WGI Fourth Assessment Report*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Ito, A. y J. E. Penner.** (2004): Global estimates of biomass burning emissions based on satellite imagery for the year 2000. *Journal of Geophysical Research*, 109: 1-18.
- Jain, A. K.** (2007): Global estimation of CO emissions using three sets of satellite data for burned area. *Atmospheric Environment*, 41: 6931-6940.
- Jupp, E. T., C. M. Taylor, H. Balzter y C. T. Goerge.** (2006): A statistical model linking Siberian forest fire scars with early summer rainfall anomalies. *Geophysical research letters*, 33, L14701: doi:10.1029/2006GL026679,.
- Kasischke, E. S., B. J. Stocks, K. O'Neill, N. H. French y L. L. Bourgeau-Chavez.** (2000): *Direct Effect of fire on the boreal forest carbon budget*, Dordrecht, Boston, London, Kluwer Academic Publishers.
- Kaufman, Y. y L. A. Remer.** (1994): Detection of Forest Using Mid-IR Reflectance: An Application for Aerosol Studies. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 32: 672-683.

- Kawanishi, T., H. Kuroiwa, et al.** (2000): TRMM Precipitation Radar. *Advances in Space Research*, 25: 969-972.
- King, M. D., J. Closs, S. Spangler, R. Greenstone, S. Wharton y M. Myers.** (2004): *EOS Data Products Handbook*, Greenbelt, Maryland, NASA Goddard Space Flight Center.
- Koppmann, R., K. von Czapiewski y J. S. Reid.** (2005): A review of biomass burning emissions, part I: gaseous emissions of carbon monoxide, methane, volatile organic compounds, and nitrogen containing compounds. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 5: 10455-10516.
- Korontzi, S.** (2005): Seasonal patterns in biomass burning emissions from southern African vegetation fires for the year 2000. *Global Change Biology*, 11: 1680-1700.
- Kuplich, T. M.** (2006): Classifying regenerating forest stages in Amazonia using remotely sensed images and a neural network. *Forest Ecology and Management*, 234: 1-9.
- Lacaux, J. P., J. M. Brustet, et al.** (1995): Biomass Burning in the Tropical savannas of Ivory Coast: An Overview of the Field Experiment Fire of Savannas (FOS/DECAFE 91). *Journal of Atmospheric Chemistry*, 22: 195-216.
- Lefsky, M. A., D. Harding, W. B. Cohen, G. Parker y H. H. Shugart.** (1999): Surface Lidar Remote Sensing of Basal Area and Biomass in Deciduous Forests of Eastern Maryland, USA. *Remote Sensing of Environment*, 67: 83-98.
- Lefsky, M. A., D. P. Turner, M. Guzy y W. B. Cohen.** (2005): Combining lidar estimates of aboveground biomass and Landsat estimates of stand age for spatially extensive validation of modeled forest productivity. *Remote Sensing of Environment*, 95: 549-558.
- Levine, J. S.** (2000): Global Biomass Burning: A case Study of the Gaseous and Particulate Emissions Released to the Atmosphere During the 1997 Fires in Kalimantan and Sumatra, Indonesia., en *Biomass burning and its inter-relationships with the climate system* (editado por M. B. a. M. M. V. J.L. Innes). Dordrecht, Boston, London, Kluwer Academic Publishers: 15-31.
- Lim, K., P. Treitz, K. Baldwin, I. Morrison y J. Green.** (2003): Lidar remote sensing of biophysical properties of tolerant northern hardwood forests. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 29: 658-678.
- Longo, K. M., S. R. Freitas, A. Setzer, E. M. Prins, P. Artaxo y M. O. Andreae.** (2007): The Coupled Aerosol and Tracer Transport model to the Brazilian developments on the Regional Atmospheric Modeling System (CATT-BRAMS) – Part 2: Model sensitivity to the biomass burning inventories. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 7: 8571-8595.

- Lovelock, C. E., I. C. Feller, K. L. McKee y R. Thompson.** (2005): Variation in Mangrove Forest Structure and Sediment Characteristics in Bocas del Toro, Panama. *Caribbean Journal of Science*, 41: 456-464.
- Malhi, Y., D. Wood, et al.** (2006): The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forests. *Global Change Biology*, 12: 1-32.
- Mayaux, P., F. Achard y J.-P. Malingreau.** (1998): Global tropical forest area measurements derived from coarse resolution satellite imagery: a comparison with other approaches. *Environmental Conservation*, 25: 37-52.
- Mayaux, P., E. Bartholomé, et al.** (2003): *A land cover map of Africa*, Luxembourg, European Commission, Joint Research Centre.
- McNaughton, S. J., R. H. Stronach y N. J. Georgiadis.** (1998): Combustion in natural fires and global emissions budgets. *Ecological Applications*, 8: 464-468.
- Means, J. E., S. A. Acker, et al.** (1999): Use of Large-Footprint Scanning Airborne Lidar To Estimate Forest Stand Characteristics in the Western Cascades of Oregon. *Remote Sensing of Environment*, 67: 298-308.
- Mejía, J. F. y G. Poveda.** (2005): Ambientes atmosféricos de sistemas convectivos de mesoescala sobre Colombia durante 1998 según la misión TRMM y el re-análisis NCEP/NCAR. *Revista de la academia colombiana de ciencias exactas, físicas y naturales*, 29: 495-514.
- Miettinen, J.** (2007): *Burnt area mapping in insular Southeast Asia using medium resolution satellite imagery*, Forest Resource Management, Helsinki, University of Helsinki. PhD: 41.
- Morissette, J. T., J. L. Privette y C. O. Justice.** (2002): A framework for the validation of MODIS Land products. *Remote Sensing of Environment*, 83: 77-96.
- NASA.** (2007): *TROPICAL RAINFALL MEASURING MISSION SCIENCE DATA AND INFORMATION SYSTEM*, Goddard space flight center, Maryland, TRMM SCIENCE USER - INTERFACE CONTROL SPECIFICATION (ICS), TSDIS-P907, Volume 4, Release 6.09.
- Nascimento, H. E. y W. F. Laurance.** (2002): Total aboveground biomass in central Amazonian rainforests: a landscape-scale study. *Forest Ecology and Management*, 168: 311-321.
- Olson, J. S., J. A. Watts y L. J. Allison.** (1985): *Major World Ecosystems Complexes Ranked by Carbon in Live Vegetation: A Database*, U. S. D. o. Energy, R.E. Millemann, T.A Boden, Carbon Dioxide Information Center, Information Resources Organization, Oak Ridge National Lab.: 18.
- Olson, J. S., J. A. Watts y L. J. Allison.** (2003): *LBA Regional Carbon in Live Vegetation, 0.5-Degree (Olson)* [<http://www.daac.ornl.gov>] Oak Ridge National Laboratory Distributed Active Archive Center, Oak Ridge, Tennessee, U.S.A.

Opazo, S. y E. Chuvieco. (2007): Utilización de productos MODIS para la cartografía de áreas quemadas. *Revista de Teledetección*, 27: 27-43.

Orrego, S. A. y J. I. Del Valle. (2001): Existencias y tasas de incremento neto de la biomasa y del carbono en bosques primarios y secundarios de Colombia, *Simposio Internacional Medición y Monitoreo de la Captura de Carbono en Ecosistemas Forestales*, Valdivia, Chile: 1-31.

Osborne, P. (2000): *Tropical Ecosystems and Ecological Concepts*, Press, Cambridge, UK.

Ottmar, R., R. E. Vihnanek, H. S. Miranda, M. N. Sato y S. M. A. Andrade. (2001): *Stereo Photo Series for Quantifying Cerrado Fuels in Central Brazil*, Pac. Northwest Res. St., Portland, Oreg., U.S. Dep. of Agric. For. Serv, vol. I, Gen. Tech. Rep.

Palacios-Orueta, A., A. Parra, E. Chuvieco y C. Carmona. (2004): Remote sensing and geographic information systems methods for global spatiotemporal modelling of biomass burning emissions: Assessment in the African Continent. *Journal of Geophysical Research*, 109: 1-12.

Patenaude, G., R. A. Hill, R. Milne, D. L. A. Gaveau, B. B. J. Briggs y T. P. Dawson. (2004): Quantifying forest above ground carbon content using LiDAR remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 93: 368-380.

Popescu, S. C., H. W. Randolph y F. N. Ross. (2003): Measuring individual tree crown diameter with lidar and assessing its influence on estimating forest volume and biomass. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 29: 564-577.

Potter, C. (2002): Biomass burning emissions of reactive gases estimated from satellite data analysis and ecosystem modeling for the Brazilian Amazon region. *Journal of Geophysical Research*, 107: NO. 0, 10.1029/2000JD000250.

Potter, C. S., E. A. Davidson, S. A. Klooster, D. C. Nepstad, G. H. De Negreiros y V. Brooks. (1998): Regional application of an ecosystem production model for studies of biogeochemistry in Brazilian Amazonia. *Global Change Biology*, 4: 315-333.

Prather, M. y D. Ehhalt. (2001): Atmospheric chemistry and greenhouse gases, en *Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (editado por J. T. Houghton, Y. Ding, D. J. Griggs et al). Cambridge, Cambridge Univ. Press: 239-287.

Quintano, C., A. Fenández, J. A. Delgado de la Mata y Y. E. Shimbukuro. (2002): Determination of spectral mixture analysis validity for estimating burned area using AVHRR data and multitemporal analysis, *Forest Fire Research & Wildland Fire Safety*, Rotterdam, Millpress: 1-10.

Quiñones, M. (2002): *Polarimetric Data for Tropical Forest Monitoring. Studies at the Colombian Amazon*, Wageningen, Wageningen University. Ph.D.: 183.

- Riaño, D., F. Valladares, S. Condés y E. Chuvieco.** (2004): Estimation of leaf area index and covered ground from airborne laser scanner (Lidar) in two contrasting forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 124: 269-275.
- Richters, J.** (2005): Biomass changes in North-Western Namibia: First results from a remote sensing modelling approach, EARSeL eProceedings: 157-170.
- Rippstein, G., G. Escobar y F. Motta** (Eds.) (2001): *Agroecología y Biodiversidad de las Sabanas en los Llanos Orientales de Colombia*, CIAT; no. 322.
- Roberts, D. A., M. Keller y J. V. Soares.** (2003): Studies of land-cover, land-use, and biophysical properties of vegetation in the Large Scale Biosphere Atmosphere experiment in Amazônia. *Remote Sensing of Environment*, 87: 377-388.
- Roman-Cuesta, R. M., J. Retana, M. Gracia y R. Rodriguez.** (2005): A quantitative comparison of methods for classifying burned area with LISS-III imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 26: 1979-2003.
- Roy, D., L. Boschetti y K. O'Neal.** (2006): MODIS Collection 5 Burned Area Product MCD45 User's Guide. *USGS, University of Maryland*: 12.
- Roy, D. y T. Landmann.** (2005): Characterizing the surface heterogeneity of fire effects using multi-temporal reflective wavelength data. *International Journal of Remote Sensing*, 26: 4179-4218.
- Roy, D. P., J. S. Borak, S. Devadiga, R. E. Wolfe, M. Zheng y J. Descloitres.** (2002): The MODIS Land product quality assessment approach. *Remote Sensing of Environment*, 83: 62-76.
- Roy, D. P., Y. Jin, P. E. Lewis y C. O. Justice.** (2005): Prototyping a global algorithm for systematic fire-affected area mapping using MODIS time series data. *Remote Sensing of Environment*, 97: 137-162.
- Saatchi, S. S., R. A. Houghton, D. S. A. R.C., J. V. Soares y Y. Yu.** (2007): Distribution of aboveground live biomass in the Amazon basin. *Global Change Biology*, 13: 816-837.
- Saldarriaga, J. C., C. W. Darrell, M. L. Tharp y C. Uhl.** (1998): Long-Term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. *Journal of Ecology*, 76: 938-958.
- San Jose, J. y R. A. Montes.** (1998): *NPP Grassland: Calabozo, Venezuela, 1969-1987. Data set*, [<http://www.daac.ornl.gov>] Oak Ridge National Laboratory Distributed Active Archive Center, Oak Ridge, Tennessee, U.S.A.
- Sandberg, D. V., R. Ottmar, J. Peterson y J. Core.** (2002): *Wildland fire on ecosystems: effects of fire on air*, Corvallis, OR., For. Service Gen. Tech. Rep. , RMRS-GTR-42-vol. 5. 79 p.

- Santana, L. M.** (2007): *Cartografía de la ocupación del suelo y detección de cambios entre 1987 y 2001 en sabanas colombianas, utilizando imágenes Landsat*, Universidad de Alcalá, Tesis doctoral. Facultad de filosofía y letras. Departamento de Geografía.
- Scurlock, J. M., K. R. Johnson y J. S. Olson.** (2003): *NPP Grassland: NPP Estimates from Biomass Dynamics for 31 Sites, 1948-1994*, Data set. Available on-line [<http://www.daac.ornl.gov>] from Oak Ridge National Laboratory Distributed Active Archive Center, Oak Ridge, Tennessee, U.S.A.
- Schaaf, C. B., F. Gao, et al.** (2002): First operational BRDF, albedo nadir reflectance products from MODIS. *Remote Sensing of Environment*, 83: 135-148.
- Schultz, M. G.** (2002): On the use of ATSR fire count data to estimate the seasonal and interannual variability of vegetation fire emissions. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 2: 1159-1179.
- Schultz, M. G., A. Heil, et al.** (2008): Global wildland fire emissions from 1960 to 2000. *Global Biogeochemical Cycles*, 22(GB2002): doi:10.1029/2007GB003031.
- Schwarz, M., E. Zimmermann y L. T. Waser.** (2004): MODIS based continuous fields of tree cover using generalized linear models. *IEEE*, 1: 2377-2380.
- Seiler, W. y P. J. Crutzen.** (1980): Estimates of gross and net fluxes of carbon between the biosphere and the atmosphere from biomass burning. *Climate Change*, 2: 207-247.
- Sellers, P. C.** (1985): Canopy reflectance, photosynthesis and transpiration. *International Journal of Remote Sensing*, 6: 1335-1372.
- Shea, R. W., B. W. Shea y J. B. Kauffman.** (1996): Fuel biomass and combustion factors associated with fires in savanna ecosystems of South Africa and Zambia. *Journal of Geophysical Research*, 101: 23551-23568.
- Sherret, L.** (2005): Futility in Action: Coca Fumigation in Colombia. *Journal of Drug Issues*, 0022-0426/05/01: 151-168.
- Shimizu, S., R. Oki y T. Igarashi.** (2001): Ground validation of radar reflectivity and rain rate retrieved by the TRMM precipitation radar. *Advances in Space Research*, 28: 143-148.
- Sierra, C. A., J. I. del Valle, et al.** (2007): Total carbon stocks in a tropical forest landscape of the Porcè region, Colombia. *Forest Ecology and Management*, 243: 299-309.
- Silva, J. M. N., A. C. L. Sá y J. M. C. Pereira.** (2005): Comparison of burned area estimates derived from SPOT-VEGETATION and Landsat ETM+ data in Africa: Influence of spatial pattern and vegetation type. *Remote Sensing of Environment*, 96: 188-201.
- Simon, M., S. Plummer, F. Fierens, J. J. Hoelzemann y O. Arino.** (2004): Burnt area detection at global scale using ATSR-2: The GLOBSCAR products and their

qualification. *Journal of Geophysical Research*, 109(D14S02):
doi:10.1029/2003JD003622.

Skutsch, M., N. Bird, et al. (2007): Clearing the way for reducing emissions from tropical deforestation. *Environmental Science & Policy*, 10: 322-334.

Swap, R. J., H. J. Annegarn, et al. (2002): The Southern African Regional Science Initiative (SAFARI 2000): overview of the dry season field campaign. *South African Journal of Science*, 98: 125-130.

Tansey, K., J.-M. Grégoire, et al. (2007): L3JRC - A global, multi-year (2000-2007) burnt area product (1 km resolution and daily time steps), *Remote Sensing and Photogrammetry Society Annual Conference 2007*, Newcastle upon Tyne, UK.

Tansey, K., J. M. Gregoire, et al. (2004): A Global Inventory of Burned Areas at 1 Km Resolution for the year 2000 derived from Spot Vegetation Data. *Climatic Change*, 67: 345-377.

Tucker, C. J. (1979): Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 8: 127-150.

Unsalan, C. y K. Boyer. (2004): Linearized Vegetation Indices Using a Formal Statistical Framework. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 42: 1575-1585.

van der Werf, G. R., J. T. Randerson, G. J. Collatz y L. Giglio. (2003): Carbon emissions from fires in tropical and subtropical ecosystems. *Global Change Biology*, 9: 547-562.

van der Werf, G. R., J. T. Randerson, et al. (2004): Continental-Scale Partitioning of Fire Emissions During the 1997 to 2001 El Niño/La Niña Period. *Science*, 303: 73-76.

van der Werf, G. R., J. T. Randerson, et al. (2006): Interannual variability of global biomass burning emissions from 1997 to 2004. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 6: 3423-3441.

van Leeuwen, W. J. D., A. R. Huete y T. W. Laing. (1999): MODIS Vegetation Index Compositing Approach: A Prototype with AVHRR Data. *Remote Sensing of Environment*, 69: 264-280.

Vitousek, P. M. y P. A. Matson. (1992): Tropical Forests and Trace Gases: Potential Interactions between Tropical Biology and the Atmospheric Sciences. *Biotropica*, 24: 233-239.

Walko, R., L. Band, et al. (2000): Coupled atmosphere-biophysics-hydrology models for environmental modeling. *Journal of Applied Meteorology*, 39: 931-944.

Wessels, K. J., S. D. Prince, N. Zambatis, S. Macfadyen, P. E. Frost y D. Van Zyl. (2006): Relationship between herbaceous biomass and 1-km² Advanced Very High

Resolution Radiometer (AVHRR) NDVI in Kruger National Park, South Africa. *International Journal of Remote Sensing*, 27: 951-973.

WHO (Ed.) (1999): *Health guidelines for vegetation fire events*, World Health Organisation, Geneva.

Wiedinmyer, C., B. Quayle, et al. (2006): Estimating emissions from fires in North America for air quality modeling. *Atmospheric Environment*, 40: 3419-3432.

Wooster, M., B. Zhukov y D. Oertel. (2003): Fire radiative for quantitative study of biomass burning: derivation from the BIRD experimental satellite and comparison to MODIS fire products. *Remote Sensing of Environment*, 86: 83-107.

WWF. (2007): Chocó-Darién moist forests., en *Encyclopedia of Earth* (editado por P. Nyhus, McGinley, M.). Washington, D.C.

WWF. (2008): Santa Marta montane forests, en *Encyclopedia of Earth* (editado por M. McGinley). Washington, D.C.

Yokelson, R., T. J. Christian, T. G. Karl y A. guenther. (2008): The tropical forest and fire emissions experiment: laboratory fire measurements and synthesis of campaign data. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 8: 3509-3527.

Yokelson, R., S. Urbanski, et al. (2007): Emissions from forest fires near Mexico City. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 7: 6687-6718.

Zhang, X. y S. Kondragunta. (2008): Temporal and spatial variability in biomass burned areas across the USA derived from the GOES fire product. *Remote Sensing of Environment*, 112: 2886-2897.

Zhao, M., F. A. Heinsch, R. R. Nemani y S. W. Running. (2005): Improvements of the MODIS terrestrial gross and net primary production global data set. *Remote Sensing of Environment*, 95: 164-176.

ANEXO 1. Abreviaturas

AATSR: Advanced Along Track Scanning Radiometer
AQ: Área Quemada
B: Biomasa Mg/ha
BES: Burning Efficiency Standard
BV: Biomasa Viva
BRAMS: Brazilian Regional Atmospheric Modeling System
CATT: Coupled Aerosol Tracer Transport model
CIAT: Centro de Agricultura Tropical
COVDM: Compuestos Orgánicos Volátiles Distintos al Metano
DAAC: Distributed Active Archive Center Alliance
BM: Biomasa Muerta
Ek: Factor de emisión
EOS: Earth Observing System
EQ: Eficiencia del quemado
ESA: European Space Agency
EVI: Enhanced Vegetation Index
FRA: Forest resources assessment
GBA: Global Burnt Area
GOFC-GOLD: Global Observation of Forest and Land Cover Dynamics
GTZ: Deutsche Gesellschaft for Technische Zusammenarbeit
H: hora
Ha: Hectáreas
IDEAM: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales
IGAC: Instituto Geográfico Agustín Codazzi
IGBP: International Geosphere Biosphere Program
INPE: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IPCC: Intergovernmental Panel on Climate Change
IRC: Infrarrojo cercano
LBA: Large Scale Biosphere Atmosphere
LDOPE: Land Data Operational Product Evaluation
LULUCF: Land use, land use change and forests.
 μm : Micrometro (1 mm = 1000 μm)
Mg: Millones de gramos (1 Tonelada métrica)
MODIS: Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer
MOPITT: Measurement of Pollution in the Troposphere
MRT: Modis Reprojection Tools
NMHCs: Non-Methane HydroCarbons
NASA: National Aeronautics and Space Administration
NBAR: Nadir Bidirectional Distribution Function
NDVI: Normalized Difference Vegetation Index
NIR: Near Infra Red
Oe: Error de omisión
Ce: Error de comisión
Pg: Petagramos (1 Pg = 10^{15} g = 10^9 toneladas métricas)
PM_{2.5}: Particulate Matter (menos de 2.5 μm en diámetro)

Ppm: partes por millón

Tg: Teragramos

TRMM: Tropical Rainfall Measurement Mission

QA: Quality assessment

REDD: Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation in developing countries

RGI: Relative Greenness Index

SAVI: Soil Adjusted Vegetation Index

SDS: Scientific Data Set

SEFC: Sistema Estadístico Forestal para Colombia

UNFCCC: United Nations Framework Convention on Climate Change

VCFa: Vegetation continuous fields, tree layer

ZCIT: Zona de Convergencia InterTropical

ANEXO 2. Procedimientos de programación para determinar el sistema de referencia, coordenadas y proyección, y extracción de bits de calidad.

Los siguientes algoritmos fueron diseñados para realizar los cálculos con la mínima interacción por parte del usuario y tratando de generar archivos con el menor tamaño (bytes) posible. Esto claro, sin afectar la precisión de los resultados. Un grupo de algoritmos fue diseñado para esta tesis para el tratamiento de las imágenes MODIS en Colombia, en este caso se utiliza el programa MRT y LDOPE, ambos disponibles en Internet de forma gratuita al igual que las imágenes que se procesan. No se incluyen todos los algoritmos pues son repetitivos, en el caso de los mosaicos, la reproyección y la evaluación de la calidad basta con seguir el ejemplo de cada paso para todas las imágenes, se utiliza a modo de ejemplo el día juliano 81 de año 2004.

Las matrices deben cumplir las siguientes características:

Dimensiones: Samples 2163, Lines 2177

Bandas: 138 (cuando se usan las series de tiempo)

Tipo de archivo: ENVI Standard

Orden de bytes: Host (Intel)

Interleave: BSQ

Tipo de datos: Unsigned Int

Proyección: UTM, Zone 18 Norte

Datum: WGS-84

Algoritmos para generar mosaicos, cambiar proyecciones y evaluar la calidad de los datos. MRT y LDOPE.

2.1. Mosaicos:

Contenido del archivo a2004081.prm

```
G:\IMAGENES_G\MCD43B42004\MCD43B4.A2004081.h10v07.004.2004110200239.hdf
G:\IMAGENES_G\MCD43B42004\MCD43B4.A2004081.h10v08.004.2004110101635.hdf
G:\IMAGENES_G\MCD43B42004\MCD43B4.A2004081.h10v09.004.2004110111209.hdf
G:\IMAGENES_G\MCD43B42004\MCD43B4.A2004081.h11v07.004.2004110202945.hdf
G:\IMAGENES_G\MCD43B42004\MCD43B4.A2004081.h11v08.004.2004110105724.hdf
G:\IMAGENES_G\MCD43B42004\MCD43B4.A2004081.h11v09.004.2004110083212.hdf
```

```
mrtmosaic -i D:\MRT\PRM\PATH\A2004081.prm -s "1 1 1 1 1 1 1
1 1 1 1 1 1 1" -o G:\MRT_OUTPUT\MOSAIC\MOSAIC_A2004081.hdf
```

2.2. Cambio de proyección

2.2.1 Definir parametros de proyección

```
#SPECTRAL_SUBSET = (0 1 0 1 0 0 0 0 0 0 )
```

```
SPATIAL_SUBSET_TYPE = INPUT_LAT_LONG
```

```
SPATIAL_SUBSET_UL_CORNER = ( 13.45 -84.75 )
```

```
SPATIAL_SUBSET_LR_CORNER = ( -5.96 -65.16 )
```

#con esta extension geografica se logro automatizar el proceso con un desplazamiento menor a 1 pixel

```
OUTPUT_FILENAME =
```

```
D:\tmp_validacion\validacion75.Nadir_Reflectance.Num_Land_Bands_01.tif
```

```
RESAMPLING_TYPE = NEAREST_NEIGHBOR
```

```
OUTPUT_PROJECTION_TYPE = UTM
```

```
OUTPUT_PROJECTION_PARAMETERS = (
```

```
-75 4.0 0.0
```

```
0.0 0.0 0.0
```

```
0.0 0.0 0.0
```

```
0.0 0.0 0.0
```

```
0.0 0.0 0.0 )
```

```
DATUM = WGS84
```

```
UTM_ZONE = 18
```

2.2.2 Cambio de proyección definiendo archivos de entrada y de salida

```
resample -p d:\mrt\prm\proyeccion_6tiles.prm -i
          g:\mrt_output\mosaic\mosaic_A2004081.hdf -o
          G:\MRT_OUTPUT\resampled\resampled_A2004081.tif
```

2.3. Extracción de bits de calidad

rem Esta es la unica forma de crear un archivo HDF con valores que se correspondan con los valores de QA-SDS. Ver los archivos QA-SDS*.doc para determinar el significado de los valores

rem este script genera un HDF con tres bandas, CALIDAD GENERAL bits 0-1, UTILIDAD DEL IV bits 2-5, rem y MEZCLA DE NUBES bit 10.

```
unpack_sds_bits -sds='500M 16 days EVI Quality' -bit=0-1,2-5,10 -
of=G:\LDOPE_OUTPUT\MOD13\QA\MOD13A1.A2004081.h10v07.004.2004106112141.hdf
  G:\IMAGENES_G\MOD13A12004\MOD13A1.A2004081.h10v07.004.200410611214
1.hdf
unpack_sds_bits -sds='500M 16 days EVI Quality' -bit=0-1,2-5,10 -
of=G:\LDOPE_OUTPUT\MOD13\QA\MOD13A1.A2004081.h10v08.004.2004105122314.hdf
  G:\IMAGENES_G\MOD13A12004\MOD13A1.A2004081.h10v08.004.200410512231
4.hdf
unpack_sds_bits -sds='500M 16 days EVI Quality' -bit=0-1,2-5,10 -
of=G:\LDOPE_OUTPUT\MOD13\QA\MOD13A1.A2004081.h10v09.004.2004105130025.hdf
  G:\IMAGENES_G\MOD13A12004\MOD13A1.A2004081.h10v09.004.200410513002
5.hdf
unpack_sds_bits -sds='500M 16 days EVI Quality' -bit=0-1,2-5,10 -
of=G:\LDOPE_OUTPUT\MOD13\QA\MOD13A1.A2004081.h11v07.004.2004106105350.hdf
  G:\IMAGENES_G\MOD13A12004\MOD13A1.A2004081.h11v07.004.200410610535
0.hdf
unpack_sds_bits -sds='500M 16 days EVI Quality' -bit=0-1,2-5,10 -
of=G:\LDOPE_OUTPUT\MOD13\QA\MOD13A1.A2004081.h11v08.004.2004105125456.hdf
  G:\IMAGENES_G\MOD13A12004\MOD13A1.A2004081.h11v08.004.200410512545
6.hdf
unpack_sds_bits -sds='500M 16 days EVI Quality' -bit=0-1,2-5,10 -
of=G:\LDOPE_OUTPUT\MOD13\QA\MOD13A1.A2004081.h11v09.004.2004105073443.hdf
  G:\IMAGENES_G\MOD13A12004\MOD13A1.A2004081.h11v09.004.200410507344
3.hdf
```

2.3.1 Definición de la proyección de los bits de calidad

```
cp_proj_param -
ref=G:\IMAGENES_G\MCD43B42004\mcd43b4.A2004081.h10v07.004.20041102002
39.hdf -
of=G:\ldope_output\mcd\qa_cp\mcd43b4.A2004081.h10v07.004.2004110200239.hdf
  G:\ldope_output\mcd\qa\mcd43b4.A2004081.h10v07.004.2004110200239.hdf

mrtmosaic -i D:\MRT\PRM\PATH\A2004081.prm -o
           G:\ldope_output\mcd\mosaic\qa_mOSAIC_A2004081.hdf
```

```
resample -p d:\mrt\prm\proyeccion_6tiles_utm18.prm -i  
          g:\ldope_output\mcd\mosaico\qa_mosaic_A2004081.hdf -o  
          g:\ldope_output\mcd\tiff\resampled_A2004081.tif
```

ANEXO 3. Algoritmos para la estimación de emisiones por biomasa quemada. IDL.

Este grupo de algoritmos fue diseñado para estimar las emisiones por quema de biomasa, en este caso es necesario tener los archivos fuente, por ejemplo, índices de vegetación y mapas de vegetación, además es indispensable contar con una licencia de IDL 6.2.

3.1. Estimación de biomasa (Mg/km²)

Información requerida:

Enhanced vegetation index (EVI)

Vegetation Continuos Fiel, capa de arbolado

Máscara de bosque secundario

Unidades de salida: Mg/ha

```

;XXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXX
pro biomasa_math_doit_05nov08
;
; First restore all the base save files.
;
envi, /restore_base_save_files
;
; Initialize ENVI and send all errors
; and warnings to the file batch.txt
;
envi_batch_init, log_file='batch.txt'
;
; Open the input file
;x:\CAPITULO1\evi_biomasa\stack_evi_vcf_bs.hdr'
envi_open_file, 'x:\temp\stack_evi_vcf_bs_2004.hdr', r_fid=b1_fid, /no_realize
;/no_realize prevents the available band list dialog window from being opened.
envi_file_query, b1_fid, nb=num_bands1, ns=ns, nl=nl
;
envi_open_file, 'x:\CAPITULO1\evi_biomasa\bs_vcf.hdr', r_fid=b2_fid, /no_realize
;/no_realize preventS the available band list dialog window from being opened.
envi_file_query, b2_fid, nb=num_bands2, ns=ns, nl=nl
;
dims=[-1L, 0, ns-1, 0, nl-1]
;dims = [roi, x1, x2, y1, y2]
pos1=lindgen(num_bands1)
pos2=lindgen(num_bands1)
pos3=lindgen(num_bands1)
;
pos2[*] = 1
pos3[*] = 0

```

```

; Set the keywords. We will perform the
; band math on all samples in the file

pos=[[pos1], [pos2], [pos3]]
;
fid=[b1_fid, b2_fid, b2_fid]
;
out_name='math_test_nov'
;
;create an output fid array to hold each band processed
out_fid=lonarr(num_bands1)

;the band math expression

expression = 'fix([(byte(b2) gt 40)*(1.9506*(exp(0.0625*byte(b2))))+(byte(b2) ~
le 40)*(((0.0014*fix(b1)-2.8911)*(100-byte(b2))/100)+(byte(b2) ge 40)~
*(1.9506*(exp(0.0625*byte(b2))))*byte(b2)/100)]*(b3 eq 0)+(b3 eq 1)~
*(0.4191*(exp(0.0608*byte(b2)))))'
;loop through each band and apply the equation
for i=0,num_bands1-1 do begin
  envi_doit, 'math_doit', dims=dims, exp=expression, pos=pos[i,*], $
  fid=fid, r_fid=r_fid, /in_memory
  out_fid[i]=r_fid
endfor

;stack the output bands into one file
out_pos=lonarr(num_bands1)
envi_doit, 'cf_doit', dims=dims, fid=out_fid, pos=out_pos, $
  out_name='x:\temp\biomasa_final', /remove, r_fid=result_fid

end
;XXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXX

```

3.2. Eficiencia del quemado (%)

Reclasificación de mapas de vegetación (IGBP type 1) en valores de BES.

```

*****
***
function reclass_v8, b1
;
;; Example function for use in Band Math
;
;; en band math escribir: reclass_v8(b1)
;
; find which pixels in b1 fall into each class
;
;class0 = WHERE(b1 eq 0, count0) water
class1 = WHERE(b1 eq 1, count1)
class2 = WHERE(b1 eq 2, count2)
;class3 = WHERE(b1 eq 3, count3) does not exist
class4 = WHERE(b1 eq 4, count4)
class5 = WHERE(b1 eq 5, count5)
class6 = WHERE(b1 eq 6, count6)
class7 = WHERE(b1 eq 7, count7)
class8 = WHERE(b1 eq 8, count8)
class9 = WHERE(b1 eq 9, count9)
class10 = WHERE(b1 eq 10, count10)
class11 = WHERE(b1 eq 11, count11)
class12 = WHERE(b1 eq 12, count12)
class13 = WHERE(b1 eq 13, count13)
class14 = WHERE(b1 eq 14, count14)
;class15 = WHERE(b1 eq 15, count15) snow and ice
class16 = WHERE(b1 eq 16, count16)

;
; make the classified image - in this example, we are setting all original pixel values
;of '2' to a value of '254'
;of '10' to a value of '253', etc. 5B means byte values.
;
classified = BYTE(b1)
;IF count0 NE 0 THEN classified(class0) = xx water
IF count1 NE 0 THEN classified(class1) = 25B
IF count2 NE 0 THEN classified(class2) = 41B
;IF count3 NE 0 THEN classified(class3) = 25B
IF count4 NE 0 THEN classified(class4) = 41B
IF count5 NE 0 THEN classified(class5) = 41B
IF count6 NE 0 THEN classified(class6) = 50B
IF count7 NE 0 THEN classified(class7) = 60B
IF count8 NE 0 THEN classified(class8) = 45B
IF count9 NE 0 THEN classified(class9) = 60B
IF count10 NE 0 THEN classified(class10) = 96B

```

```

-----
IF count11 NE 0 THEN classified(class11) = 96B
IF count12 NE 0 THEN classified(class12) = 70B
IF count13 NE 0 THEN classified(class13) = 10B
IF count14 NE 0 THEN classified(class14) = 40B
;IF count15 NE 0 THEN classified(class15) = 13B
IF count16 NE 0 THEN classified(class16) = 70B
;
; return the classified image
;
RETURN, classified

```

End

```

;XXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXX

```

3.2.1 Estimación de la eficiencia del quemado utilizando el método del Índice relativo de verdor

Información requerida:

Serie temporal de EVI

Valores máximos de EVI por píxel para toda la serie

Valores mínimos de EVI para toda la serie

Valores de BV y BM

```

;XXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXX
pro burning_eff_v9
compile_opt idl2
;Relative greenes is defined using EVI. (PALACIOS 2004)
;define path for: EVI, EVI_STATS,
; First restore all the base save files.
;
envi, /restore_base_save_files
;
; Initialize ENVI and send all errors
; and warnings to the file batch.txt
;
envi_batch_init, log_file='batch.txt'
;
;input_file1 = dialog_pickfile(title='Select file 1')
;then open the file and assign its FID
;VALORES DE EVI
envi_open_file, 'x:\capitulo1\evi_biomasa\evi_2001-2006_1km.hdr', r_fid=b1_fid,
/no_realize
;/no_realize preventS the available band list dialog window from being opened.
envi_file_query, b1_fid, nb=num_bands1, ns=ns, nl=nl
;here ENVI gets information to define variables from the header, note we defined b1_fid
earlier.

```

; e.g. "nb" is a keyword of the "envi_file_query" procedure and "num_bands" is a name I assigned to that value

```
;input_file2 = dialog_pickfile(title='Select file 2')
envi_open_file, 'x:\capitulo3\EF_QUEMADO\mod12q1_be_1km_v2.hdr', r_fid=b2_fid,
/no_realize
envi_file_query, b2_fid, nb=num_bands2
;same procedure as above, but here r_fid is automatically assigned and then different
than the r_fid defined before.
```

```
;set up the dims, pos, and fid arrays
;ns,nl (number of columns, number of files)
dims=[-1L, 0, ns-1, 0, nl-1]
;dims = [roi, x1, x2, y1, y2]
pos1=lindgen(num_bands1)
pos2=lindgen(num_bands1)
pos3=lindgen(num_bands1)
pos4=lindgen(num_bands1)
pos5=lindgen(num_bands1)
pos6=lindgen(num_bands1)
;pos1 is used in the loop as EVI value changes in a date and through the dates
;defined by evi stack 2001-2006 (b1_fid)
;down here minimum evi_stats.hdr (b2_fid)
pos2[*] = 0
; down here (EVImax-EVImin) from evi_stats.hdr
pos3[*] = 3
;down here BES
pos4[*] = 5
;down here BV
pos5[*] = 8
;down here BM
pos6[*] = 9
pos=[[pos1], [pos2], [pos3], [pos4], [pos5], [pos6]]

;the first file selection is assumed to be the "full" dataset
;pos: the band position. POS is a long array with values ranging from zero to one minus
the number of bands)
fid=[b1_fid, b2_fid, b2_fid, b2_fid, b2_fid, b2_fid]
out_name='math_test'
```

```
;create an output fid array to hold each band processed
out_fid=lonarr(num_bands1)
```

```
;the band math expression
expression = 'byte(((1-((float(b1) - float(b2)) / float(b3))) * float(b5) + float(b6)) *
float(b4) * 100 )'
```

```

;loop through each band and apply the equation
for i=0,num_bands1-1 do begin
  envi_doit, 'math_doit', dims=dims, exp=expression, pos=pos[i,*], $
  fid=fid, r_fid=r_fid, /in_memory
  out_fid[i]=r_fid
endfor

```

```

;stack the output bands into one file
out_pos=lonarr(num_bands1)
envi_doit, 'cf_doit', dims=dims, fid=out_fid, pos=out_pos, $
  out_name='x:\temp\BE_2001-2006', /remove, r_fid=result_fid

```

```
end
```

```
;XXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXX
```

3.2.2 Estimación de la eficiencia del quemado por el método de la diferencia temporal EVIt, t-1.

Información requerida:

Diferencia de EVIt, t-1

Valores de BV y BM

Valores BES

Ecuación para el tipo de vegetación m

Este algoritmo se ejecuta en Band Math (ENVI)

En la segunda línea se debe seleccionar una ecuación según el tipo de vegetación m

```

EQ conifera=(-0,41/2007)*DIFF_EVI-0,05617838
EQ siempre verde hoja ancha=(-0,41/2007)*DIFF_EVI-0,05617838
EQ deciduo=(-0,41/2076)*DIFF_EVI-0,08393545
EQ bosque mixto=(-0,45/2007)*DIFF_EVI-0,06165919
EQ matorral cerrado=(-0,5/1659)*DIFF_EVI-0,09041591
EQ matorral abierto=(-0,6/1659)*DIFF_EVI-0,1084991
EQ sabana arbolada=(-0,6/1935)*DIFF_EVI-0,11627907
EQ Sabana=(-0,7/1815)*C54-0,16198347
EQ Pastizal y humedal = (-0,95/1985)*DIFF_EVI-0,157934509

```

```
;XXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXX
```

```
FUNCTION user_bm10, b1, b2, b3, b4
```

```
  b4 = ((-0.95/1985)*float(b3)-0.1579934509) ; pastizal y humedal
```

```
  b4 = (b4 ge 0) * b4
```

```
  b4 = byte (b4 * 100)
```

```
  b4 = byte (b4 ge 95) * 95 + (b4 lt 95) * b4
```

```
  b4 = byte ((0.05 * b4 + 0.95 * 95) * b1 * b2)
```

```
  RETURN, b4
```

END

;XX

3.3. Estimación de emisiones (Mg):

3.3.1 Utilizando el método BES

Información requerida:

Biomasa en Mg/Km²

Área quemada (L3JRC) (Km): Quemado no quemado, sin unidades.

Eficiencia del quemado: en porcentaje (%)

Factores de emisión: g/g

;XX

pro emissions_BES

compile_opt idl2

;script to run seiler and crutzen equation

;set up requires four variables:

;biomass (ton/km2), burn area (km2), burning eff (%), EFCO2 (g/Kg) or EFCO2 (g/1000g)

; First restore all the base save files.

;

envi, /restore_base_save_files

;

; Initialize ENVI and send all errors

; and warnings to the file batch.txt

;

envi_batch_init, log_file='batch.txt'

;

;input_file1 = dialog_pickfile(title='Select file 1')

;then open the file and assign its FID

;biomass values

envi_open_file, 'x:\capitulo1\evi_biomasa\biomasa_1km_U_v1.hdr', r_fid=b1_fid,
/no_realize

;/no_realize preventS the available band list dialog window from being opened.

envi_file_query, b1_fid, nb=num_bands1, ns=ns, nl=nl

;here ENVI gets information to define variables from the header, note we defined b1_fid earlier.

; e.g. "nb" is a keyword of the "envi_file_query" procedure and "num_bands" is a name I assigned to that value

;burnt area values

;input_file2 = dialog_pickfile(title='Select file 2')

envi_open_file, 'x:\capitulo2\area_quemada\L3jrc\L3JRC_1KM_BYTE.hdr',
r_fid=b2_fid, /no_realize

envi_file_query, b2_fid, nb=num_bands2

;same procedure as above, but here r_fid is automatically assigned and then different than the r_fid defined before.

```

;emission factor values
;input_file3 = dialog_pickfile(title='Select file 3')
envi_open_file, 'x:\capitulo3\EF_QUEMADO\mod12q1_be_1km_v2.hdr', r_fid=b3_fid,
/no_realize
envi_file_query, b3_fid, nb=num_bands3
;same procedure as above, but here r_fid is automatically assigned and then different
than the r_fid defined before.

;set up the dims, pos, and fid arrays
;ns,nl (number of columns, number of files)
dims=[-1L, 0, ns-1, 0, nl-1]
;dims = [roi, x1, x2, y1, y2]
pos1=lindgen(num_bands1)
pos2=lindgen(num_bands1)
pos3=lindgen(num_bands1)
pos4=lindgen(num_bands1)

;down here BES
pos3[*] = 5

;down here emission factor
pos4[*] = 7

pos=[[pos1], [pos2], [pos3], [pos4]]

;the first file selection is assumed to be the "full" dataset
;pos: the band position. POS is a long array with values ranging from zero to one minus
the number of bands)
fid=[b1_fid, b2_fid, b3_fid, b3_fid]
out_name='math_test'

;create an output fid array to hold each band processed
out_fid=lonarr(num_bands1)

;the band math expression
expression = 'uint(uint(b1) * byte(b2) * float(b3) * float(b4) / 1000)'

;loop through each band and apply the equation
for i=0,num_bands1-1 do begin
  envi_doit, 'math_doit', dims=dims, exp=expression, pos=pos[i,*], $
  fid=fid, r_fid=r_fid, /in_memory
  out_fid[i]=r_fid
endfor

;stack the output bands into one file

```

```

out_pos=lonarr(num_bands1)
envi_doit, 'cf_doit', dims=dims, fid=out_fid, pos=out_pos, $
  out_name='x:\temp\EF_2001-2006_BES_t-1', /remove, r_fid=result_fid

```

```
end
```

```
;XXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXX
```

3.3.2 Utilizando el método RGI y Diferencia de EVI

Información requerida:

Biomasa (Mg/km²)

Area quemada (L3JRC) Km²

Eficiencia del quemado en función de RGI ó diferencia en EVI por fecha (138 fechas)

Factores de emisión (g/g)

```
;XXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXX
```

```
pro emissions_rgi
```

```
compile_opt idl2
```

```
;script to run seiler and crutzen equation
```

```
;set up requires four variables:
```

```
;biomass (ton/km2), burn area (km2), burning eff (%), EFCO2 (g/Kg) or EFCO2  
(g/1000g)
```

```
; First restore all the base save files.
```

```
;
```

```
envi, /restore_base_save_files
```

```
;
```

```
; Initialize ENVI and send all errors
```

```
; and warnings to the file batch.txt
```

```
;
```

```
envi_batch_init, log_file='batch.txt'
```

```
;
```

```
;input_file1 = dialog_pickfile(title='Select file 1')
```

```
;then open the file and assign its FID
```

```
;biomass values
```

```
envi_open_file, 'x:\capitulo1\evi_biomasa\biomasa_1km_U.hdr', r_fid=b1_fid,  
/no_realize
```

```
;/no_realize preventS the available band list dialog window from being opened.
```

```
envi_file_query, b1_fid, nb=num_bands1, ns=ns, nl=nl
```

```
;here ENVI gets information to define variables from the header, note we defined b1_fid  
earlier.
```

```
; e.g. "nb" is a keyword of the "envi_file_query" procedure and "num_bands" is a name  
I assigned to that value
```

```
;burnt area values
```

```
;input_file2 = dialog_pickfile(title='Select file 2')
```

```

envi_open_file, 'x:\capitulo2\area_quemada\l3jrc\L3JRC_1KM_BYTE.hdr',
r_fid=b2_fid, /no_realize
envi_file_query, b2_fid, nb=num_bands2
;same procedure as above, but here r_fid is automatically assigned and then different
than the r_fid defined before.

;burning efficiency values
;input_file3 = dialog_pickfile(title='Select file 3')
;depending on the method point to burning efficiency file
envi_open_file, 'x:\capitulo3\EF_QUEMADO\BE_2001-2006_rgi.hdr', r_fid=b3_fid,
/no_realize
envi_file_query, b3_fid, nb=num_bands3

;emission factor values
;input_file4 = dialog_pickfile(title='Select file 4')
envi_open_file, 'x:\capitulo3\EF_QUEMADO\mod12q1_be_1km_v4.hdr', r_fid=b4_fid,
/no_realize
envi_file_query, b4_fid, nb=num_bands4

;set up the dims, pos, and fid arrays
dims=[-1L, 0, ns-1, 0, nl-1]
;dims = [roi, x1, x2, y1, y2]
pos1=lindgen(num_bands1)
pos2=lindgen(num_bands1)
pos3=lindgen(num_bands1)
pos4=lindgen(num_bands1)

;down here emission factor
pos4[*] = 7

pos=[[pos1], [pos2], [pos3], [pos4]]

;the first file selection is assumed to be the "full" dataset
;pos: the band position. POS is a long array with values ranging from zero to one minus
the number of bands)
fid=[b1_fid, b2_fid, b3_fid, b4_fid]
out_name='math_test'

;create an output fid array to hold each band processed
out_fid=lonarr(num_bands1)

expression = 'uint(uint(b1) * byte(b2) * byte(b3) / 100 * float(b4) / 1000)'

;loop through each band and apply the equation
for i=0,num_bands1-1 do begin
  envi_doit, 'math_doit', dims=dims, exp=expression, pos=pos[i,*], $
  fid=fid, r_fid=r_fid, /in_memory

```

