



UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
Facultad de Recursos Naturales y del Ambiente

Trabajo de Graduación

**Análisis Espacial y Multitemporal de la Cobertura
y Uso del Suelo con Base en Imágenes de Satélites
en la Subcuenca Río Dipilto, Nueva Segovia,
Nicaragua
(1993-2000-2011)**

AUTOR

Br. Wilmer Alberto Rodríguez

ASESORES:

Ing. M.Sc. Fernando Mendoza Jara

Ing. Claudio González

Dr. Domingo Rivas Cerda

Managua, Nicaragua

Abril, 2012



UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
Facultad de Recursos Naturales y del Ambiente

Trabajo de Graduación

**Análisis Espacial y Multitemporal de la Cobertura
y Uso del Suelo con Base en Imágenes de Satélites
en la Subcuenca Río Dipilto, Nueva Segovia,
Nicaragua
(1993-2000-2011)**

**Para Optar al Título de
Ingeniero en Recursos Naturales Renovables**

AUTOR

Br. Wilmer Alberto Rodríguez

ASESORES:

Ing. M.Sc. Fernando Mendoza Jara

Ing. Claudio González

Dr. Domingo Rivas Cerda

Managua, Nicaragua

Abril, 2012



Por un Desarrollo Agrario
Integral y Sostenible"

Universidad Nacional Agraria

Facultad de Recursos Naturales y del Ambiente

Este trabajo de graduación fue evaluado y aprobado por el honorable tribunal examinador designado por la Decanatura de la Facultad de Recursos Naturales y del Ambiente, como requisito parcial para optar al título profesional de:

Ingeniero en Recursos Naturales Renovables

Miembros del Tribunal Examinador

Dr. Efraín Acuña.

Presidente

Dr. Matilde Somarriba Chang

Secretario (a)

Ing. Luis Valerio.

Vocal

Managua 18 de abril del año 2012

SECCIÓN	ÍNDICE DE CONTENIDO	PÁGINA
	DEDICATORIA	i
	AGRADECIMIENTOS	ii
	ÍNDICE DE CUADROS	iii
	ÍNDICE DE FIGURAS	iv
	ÍNDICE DE ANEXOS	v
	RESUMEN	vi
	ABSTRACT	vii
I	INTRODUCCIÓN	1
II	OBJETIVOS	3
III	MATERIALES Y MÉTODOS	4
	3.1 Ubicación del área de estudio	4
	3.1.1 Clima	5
	3.1.2 Geología, Edafología (suelos)	5
	3.1.3 Hidrología	6
	3.1.4 Agroecosistemas y cobertura de bosque	7
	3.2 Metodología	8
	3.2.1 Fuentes de Datos	8
	3.2.2 Procesamiento de Imágenes de Satélites	10
	3.2.3 Análisis estadísticos para el ajuste de los modelos de estimación del Stock de Carbono	23
IV	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	26
	4.1 Evaluación de la clasificación	26
	4.1.1 Cambios en la cobertura del suelo	26
	4.2.2 Resultados de las correlaciones entre el Carbono medido en campo y las variables espectrales	33
	4.2.3 Estimación del Stock de Carbono para dos años (1993-2011)	35
	4.2.4 Estimación de emisión de CO ₂	37
V	CONCLUSIONES	40
VI	RECOMENDACIONES	41
VII	BIBLIOGRAFÍA	42
VIII	ANEXOS	47

DEDICATORIA

Este trabajo está dedicado a Dios Padre que me brindó la salud, sabiduría y amor para coronar mi carrera.

A mi madre *Dorita del Carmen Rodríguez López* y a mi hermano *René Alfonso Acevedo Rodríguez* por darme fuerzas y por creer en mí siempre.

A mi tía amada *Teresa Rodríguez* R. I. P. por darme siempre su apoyo cuando más lo necesitaba.

*“EL principio de la sabiduría es el
temor de Jehová;
Los insensatos desprecian la sabiduría
y la enseñanza” Pr. 1:7(Proverbio del Rey Salomón)*

Br. Wilmer Alberto Rodríguez

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a Dios Padre por las fuerzas y amor que me brindó durante mis años universitarios en especial para la realización de este estudio.

A los miembros de mi comité asesor *M.Sc. Fernando Mendoza Jara, Ing. Claudio González, y Dr. Domingo Rivas Cerda* por sus valiosas sugerencias y aportes al desarrollo de este estudio.

Al “Proyecto Medición de la emisión de gases efecto invernadero (GEI) en el sector agrario nicaragüense y el impacto del cambios climáticos sobre la erosión de suelos”, financiado con fondos administrados por la DIEP-Asdi para Investigación Postdoctoral.

Al *Ing. Jorge Cisneros, Ing. Alex Castellón y Lic. Mildred Rivera* por el apoyo incondicional que me brindaron durante la recopilación de información científica para la realización de este estudio.

A la Universidad Nacional Agraria (UNA) y a la Facultad de Recursos Naturales y del Ambiente (FARENA) por la formación académica para desarrollarme en el campo profesional de los recursos naturales renovables.

A mis compañeros de clases en especial a *José Benito Rosales Rodríguez, Cristóbal Antonio Sequeira Pastrana, Douglas Malespín Vásquez, Martín Neira* que me acompañaron en este hermoso e interesante desafío.

Br. Wilmer Alberto Rodríguez

ÍNDICE DE CUADROS

CUADRO		PÁGINA
1.	Variables independientes consideradas para la estimación del Stock de Carbono.	9
2.	Datos de carbono en campo por estado fenológico.	10
3.	Valores del estadístico de Kappa y su fuerza de concordancia.	15
4.	Expresiones matemáticas de cada uno de los índices de vegetación seleccionados en su adaptación a las bandas Landsat.	20
5.	Coefficientes utilizados para la aplicación de la TTC. Fuente: Crist <i>et al.</i> , (1986).	22
6.	Matriz de confusión de la clasificación de la imagen del 8 de enero del 2011.	26
7.	Coberturas identificadas en el año 1993 y el año 2000 de toda el área de estudio.	27
8.	Coberturas identificadas en el año 2000 y el año 2011 de toda el área de estudio.	27
9.	Matriz de cambios de la cobertura en los mapas derivadas de 1993 a 2000.	31
10.	Matriz de cambios de la cobertura en los mapas derivadas de 2000 a 2011.	31
11.	Coefficientes de correlación de Pearson (R), coeficiente de determinación (R ²), y el error estándar de la estimación (Se) obtenidos al relacionar con el carbono calculado en campo (variable dependiente) con las variables independientes.	33

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA		PÁGINA
1.	Ubicación del área de estudio.	4
2.	Combinación de bandas denominado infrarrojo mejorado (RGB: 7 4 3).	8
3.	Gráfico de flujo del análisis de las imágenes de satélites.	10
4.	Distintos índices de vegetación obtenidos de la imagen del año 2011 en la subcuenca de río Dipilto: (A) NDVI; (B) TNDVI.	19
5.	Componente Principal (CP1) seleccionado de la imagen del año 2011.	21
6.	Ejes TTC de brillo (A), verdor (B) y humedad (C) de la imagen del año 2011 en la subcuenca río Dipilto.	22
7.	Superficies por tipo de cobertura en las tres fechas de análisis.	30
8.	Uso por cada año de la cobertura del suelo de 1993 a 2011.	32
9.	Mapeo del Stock de Carbono del año 1993 obtenida mediante técnicas de regresión múltiple.	36
10.	Mapeo del Stock de carbono del año 2011 obtenida mediante técnicas regresión múltiple.	38
11.	Mapeo de pérdidas y ganancias en las emisiones de CO ₂ en un periodo de 18 años, Dipilto, Nueva Segovia.	39

ÍNDICE DE ANEXOS

ANEXO		PÁGINA
1.	Metadatos correspondiente a la imagen del año 1993.	48
2.	Metadatos correspondiente a la imagen del año 2000.	49
3.	Metadatos correspondiente a la imagen del año 2011.	50
4.	Puntos de verificación de la cobertura de vegetal.	51
5.	Resultados obtenidos del análisis de regresión en el paquete computacional, Microsoft Excel.	56

RESUMEN

La cuantificación del cambio de uso del suelo presenta aún altos niveles de incertidumbre, lo que repercute por ejemplo en la estimación de las emisiones de CO₂. En este estudio se desarrollaron métodos, basados en imágenes de satélite y trabajo de campo, para estimar la tasa de cambio de la cobertura y uso del suelo, y las emisiones de CO₂ en la subcuenca río Dipilto, Nueva Segovia. La superficie de los tipos de vegetación se determinó con imágenes Landsat. Se utilizaron datos de carbono de nueve parcelas de muestreo en bosque de pino que fueron correlacionadas, para establecer un modelo de regresión lineal con el objetivo de estimar el Stock de Carbono. La sobreposición y algebra de mapas se utilizó para el escenario de emisiones de CO₂. El análisis con imágenes de los años 1993, 2000 y 2011 reveló que durante estos 18 años la velocidad a la que se perdieron los bosques latifoliados cerrado fue variable. Durante los primeros 7 años (1993 a 2000) se registró un aumento de 99.95 ha, que corresponde a una tasa de deforestación de -1.45% anual. Durante los últimos once años (2000 a 2011) esta cantidad cambió totalmente, ya que se eliminaron 331.76 ha, que corresponde a una tasa de deforestación anual de 3.41%. Finalmente considerando el periodo de análisis, se transformaron más de 232.01 ha por año, correspondiente a una tasa de deforestación anual de 1.55%. La imagen de 2011 demostró que las reservas o Stock de C oscila entre 40-150 t/ha. Este intervalo de valores fue estimado por un modelo de regresión con razonable ajuste ($R^2=0.73$), cuyas variables independientes fueron la reflectancia de las distintas bandas como índices de vegetación e infrarrojo cercano. Las pérdidas de C se estimaron en intervalos 1-191 t/ha en 20.76% del área. El 32.85% del área se mantuvo estable y 46.39% ganancias de 1-210 t/ha. La combinación de imágenes de resolución espacial media como son las de la serie Landsat para definir trayectorias de cambio de la cobertura del suelo, es una opción viable para la solución de interrogantes relacionadas con el cambio climático, tales como la estimación de las emisiones de CO₂ derivadas del cambio de uso del suelo.

Palabras claves: carbono, sobreposición de mapas, tasa de deforestación, emisiones, imágenes de satélites.

ABSTRACT

Quantification of land use change still presents high levels of uncertainty, which results for example in the estimation of CO₂ emissions. In this thesis developed methods based on satellite images and field work to estimate the rate of cover change and land use and CO₂ emissions in watershed river Dipilto, Nueva Segovia. The area of vegetation types was determined using Landsat images. Carbon data were used from nine sampling plots of pine forest was correlated for the development of a linear regression model in order to estimate the carbon Stock. The map overlay and subtraction was used to estimate CO₂ emissions scenarios. The image analysis 1993, 2000 and 2011 revealed that during these 18 years the rate at which closed broadleaf forest lost was variable. During the first 7 years (1993-2000) was an increase of 99.95 ha, which corresponds to a deforestation rate of -1.45% per year. In the past eleven years (2000-2011) this amount completely changed, and 331.76 ha were removed, which corresponds to an annual deforestation rate of 3.41%. Finally, considering the period of analysis became more than 232.01 ha per year, corresponding to an annual deforestation rate of 1.55%. The 2011 image shows that the C ranges from 40 t/ha and 150 t /ha. This range of values was estimated by a regression model with reasonable fit ($R^2 = 0.73$), whose independent variables were the reflectance of the different bands and vegetation indices and near-infrared. C losses were estimated at intervals 1 to 191 t/ha in 20.76% of the area. The 32.85% of the area was stable and 46.39% profits from 1 to 210 t/ha. The combination of medium-resolution images such as the Landsat series to define trajectories of change in land cover is a viable option for resolving questions related to climate change, such as the estimation of CO₂ emissions change in land use.

Key words: carbon, overlay, deforestation rate, emissions.

I INTRODUCCIÓN

La demanda de tierras para satisfacer las necesidades de una creciente población mundial ha impactado fuertemente a los ecosistemas naturales. La magnitud de estos cambios a nivel global, sin embargo, aún no se conoce con precisión. Se estima que de 39 a 50% de la superficie terrestre ha sido modificada por la acción humana (Vitousek *et al.*, 1997). La deforestación es una de las transformaciones de la tierra más evidentes.

La pérdida de la cobertura arbórea genera impactos a diferentes escalas, a nivel local generalmente disminuye la oferta de bienes y servicios del bosque. Su pérdida de diversidad biótica es incluso superior que otras perturbaciones tal como el cambio climático (Sala *et al.*, 2000). La degradación de suelos, la pérdida de habilidad de los sistemas biológicos para soportar las necesidades humanas, el incremento en la vulnerabilidad de regiones en situaciones de perturbaciones climáticas, son también repercusiones de la disminución de la cobertura forestal (Lambin *et al.*, 2003).

Estos cambios en la cobertura del suelo liberan carbono a la atmósfera en forma de CO₂ (dióxido de carbono), pero la recuperación de bosques en tierras abandonadas lo captura reteniéndolo en forma de biomasa. La cuantificación de las emisiones de CO₂ debido a cambios en la cobertura o cambios en el uso del suelo, representa el componente con más incertidumbre en el estudio del ciclo global de carbono (Ramette, 2007).

Las causas principales de dicha incertidumbre, son la carencia de estimaciones precisas sobre las extensiones actuales de bosque, y sus respectivas tasas de cambio. Pero sobre todo, la carencia de métodos que estimen con alta precisión la biomasa contenida en extensas áreas de bosques, especialmente de los bosques tropicales (Houghton *et al.*, 2001).

Nicaragua como país ha presentando gran incertidumbre en el proceso de elaboración del inventario de gases de efecto invernadero para los cinco sectores: energía, agricultura, procesos industriales, desperdicios, uso de la tierra-cambio de uso de la tierra y silvicultura (UT-CUTS). El inventario del sector UT-CUTS es el presenta mayor incertidumbre debido a

la falta de solidez en los datos nacionales y por los distintos factores de emisión/absorción utilizados (Rivas *et al.*, 2009).

A fin de comparar y cuantificar las diferencias en el uso y cobertura del suelo, y su incidencia en el ciclo del carbono se aplicaron técnicas de análisis espacial y percepción remota sobre la subcuenca río Dipilto. Adicionalmente, se utilizaron imágenes de satélite, como alternativa de análisis multiespectral en el área de estudio.

La información existente se sujetó a un Sistema de Información Geográfica (SIG), que se presenta como herramienta altamente especializada, esto permitió hacer un manejo organizado y de fácil acceso a los diferentes tipos de datos espacial que poseen las imágenes (Shunji, 1999).

II OBJETIVOS

Objetivo general

- Analizar los patrones de cambio de la cobertura del suelo para el periodo de 1993-2000-2011 en la subcuenca del río Dipilto, Nueva Segovia.

Objetivos específicos

- Identificar las coberturas de suelo de la subcuenca usando el método de clasificación supervisada en imágenes de satélites.
- Efectuar un análisis multitemporal del cambio de uso del suelo mediante técnicas de percepción remota.
- Establecer un modelo alométrico mediante ajustes de regresión múltiple con valores de carbono obtenidos en campo, para la estimación del mapeo fiable del Stock de Carbono y emisiones de CO₂.

III MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Ubicación del área de estudio

La subcuenca río Dipilto se ubica en la parte nor-occidental del departamento de Nueva Segovia, en los 13° 44' 17N" de latitud norte y 86° 30' 44W" de longitud oeste, en el Norte-Central de Nicaragua. El río Dipilto recorre unos 12 kilómetros desde la frontera con Honduras, en el paso fronterizo Las Manos hasta su desembocadura en el río Coco, en el extremo sur de la subcuenca, al sur de la ciudad de Ocotal. Ocotal, la cabecera departamental, es el centro urbano más importante (32,250 habitantes). Otros poblados en la subcuenca incluyen Dipilto Nuevo (4,479 habitantes), Dipilto Viejo y Las Manos. La subcuenca abarca partes de dos municipalidades, al sur Ocotal (2,237.71 ha, el 23.10%), y al norte Dipilto (7,444 ha, el 76.89%). El nombre río Dipilto se toma del pueblo con el mismo nombre. La subcuenca de río Dipilto cubre una superficie total de aproximadamente 9,688 ha. Los rasgos geográficos del área de estudio se presenta en la (Figura 1) (MARENA-POSAF, 2001).

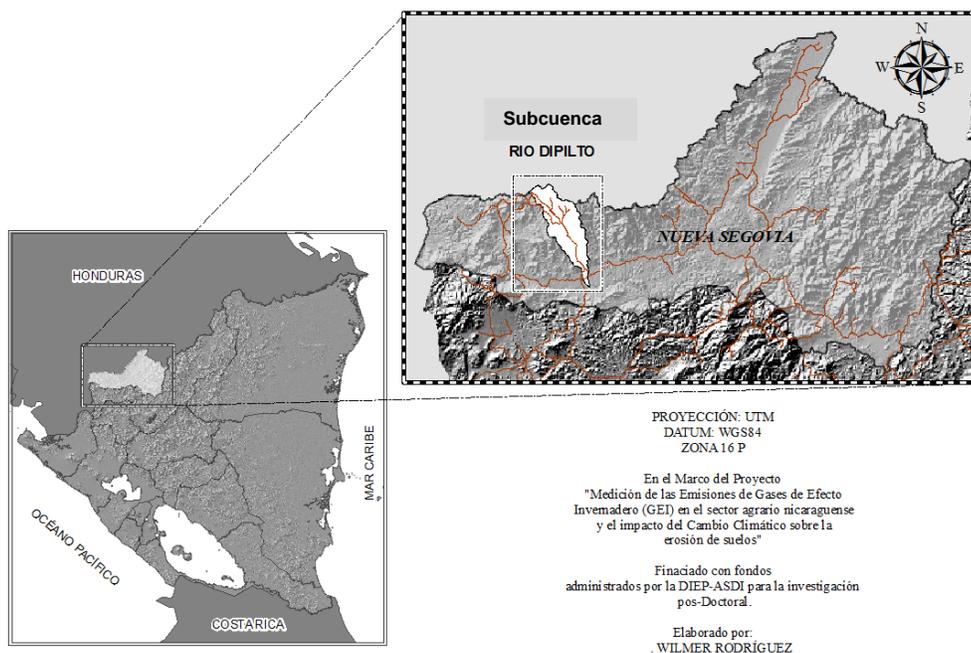


Figura 1. Ubicación del área de estudio.

3.1.1 Clima

El clima del área tiene una relación estrecha con la altura. La parte baja de la subcuenca que corresponde al municipio de Ocotal, a una elevación de 550 msnm, tiene una precipitación media anual de 820 mm, con meses lluviosos entre Mayo y Octubre, una canícula bastante acentuada en Julio, y menos de 10 mm de lluvia por mes durante los meses Diciembre a Marzo. Evapo-transpiración promedio mensual (ETo) de 150 mm durante el mismo periodo, resultando en un déficit teórico acumulado de un promedio 700 mm al fin de la época seca, y lixiviación acumulada durante el invierno de solamente 40 mm. Septiembre es el mes más lluvioso, con 170 mm. (MARENA-POSAF, 2001).

La parte media de la subcuenca (Dipilto), a 800 msnm, tiene una precipitación media anual de 1,160 mm, con meses lluviosos entre Mayo y Noviembre. Septiembre es el mes más lluvioso, con un promedio de 175 mm. Tiene una canícula débil (Julio), y un promedio de 40 mm de lluvia en cada mes durante el periodo de Diciembre a Marzo. La evapo-transpiración (ETo) promedio mensual en estos últimos meses corresponde ser aproximadamente 110-120 mm/mes. El déficit teórico acumulado es de unos 360 mm al final de la época seca, y la lixiviación acumulada es de unos 170 mm. Hay variaciones grandes de año en año en la precipitación debido a la presencia de huracanes o tormentas tropicales. Por ejemplo, el huracán Mitch trajo más de 800 mm de lluvia al área de Dipilto en un periodo de 7 días, con máxima diaria de 250 mm (MARENA-POSAF, 2001).

La parte alta de la subcuenca (Las Manos), a 1,200 msnm, tiene una precipitación media anual de 1,400 mm, con meses lluviosos entre Mayo y Octubre. Junio y Septiembre son los meses más lluviosos, con 220 mm/mes. Esta zona alta no tiene ningún periodo canicular. Tiene un promedio de 50 mm de lluvia en cada mes durante los meses Diciembre-Marzo. Estas últimas cifras se comparan con la evapo-transpiración promedio mensual de 90-100 mm. Así el déficit teórico acumulado es de unos 240 mm al final de la época seca, y la lixiviación acumulada es de unos 540 mm. (MARENA-POSAF, 2001).

3.1.2 Geología, Edafología (suelos)

Por influencia de la roca madre, que es muy gruesa y ácida, los suelos en la subcuenca tienen predominancia de grava y arena, son muy profundos (>1.5 m) pero muy ácidos (pH <4.8),

contenido de materia orgánica (<1%), muy baja capacidad de intercambio de cationes (<5 me/100 g suelos), muy baja capacidad de retención de agua (<5% v/v), y muy bajos niveles de nutrientes disponibles (cationes intercambiables <2 me/100 g, fosfato disponible <10 ppm). Por eso, la vegetación natural que corresponde a los pinares abiertos con pasto de baja calidad, y bosque seco tropical muestran un contenido de biomasa baja para un clima no tan limitante y también muestra una capacidad de regeneración muy baja. Además, el impacto de los incendios en esta zona es muy serio. El establecimiento de vegetación nueva puede ser difícil y programas de reforestación deben incluir sobre todo en lugares donde urge establecer rápidamente la vegetación (i.e zonas de protección de infraestructura contra los deslizamientos) (MARENA-POSAF, 2001).

La mayoría de los suelos son Typic Ustorthents, arenosos, gravillosos, pero con algunos intergrados a Ustipsamments (los suelos más arenosos, incluyendo Alfic Ustipsamments en lugares más secos, correspondiente a las zonas bajas de la subcuenca), y Fluvents (suelos de terrazas aluviales). Los suelos Typic Ustorthents predominan en más de 70% del área, incluyendo casi toda el área de los pinares (MARENA-POSAF, 2001).

3.1.3 Hidrología

Los usos principales del agua en la subcuenca son agua potable-municipal (en Ocotal y Dipilto) y usos agropecuarios en las zonas rurales. Estas necesidades están atendidas en la gran mayoría de los casos por fuentes de aguas superficiales. Aún en los casos de utilización de pozos en Ocotal, son principalmente pozos superficiales que aprovechan acuíferos suspendidos, siempre sujetos a contaminación superficial. La naturaleza geomorfológica y de alta permeabilidad de los suelos de la región hace que no resulta factible extraer agua subterránea (MARENA-POSAF, 2001).

La población urbana del Municipio de Ocotal ubicada en la parte baja de la subcuenca es abastecida a través de la red pública de Instituto Nicaragüense de Acueductos y Alcantarillados (INAA), contando con aproximadamente 6,000 conexiones domiciliarias, lo que representa un buen porcentaje de la población que recibe este servicio. La institución cuenta con una planta sedimentadora y un tanque de almacenamiento de aproximadamente 60,000 galones. También existe una planta potabilizadora moderna, pero por problemas de

contaminación (aguas mieles) y un diseño inadecuado, no ha funcionado casi desde su instalación. El agua recibe un tratamiento con cloro en esta planta, pero por los altos contenidos de contaminantes orgánicos que acarrea el agua (principalmente aguas mieles) el costo de tratamiento primario es sumamente elevado (MARENA-POSAF, 2001).

De acuerdo a información suministrada por el INAA regional, aproximadamente un 17.2% toman agua de pozos, el 6.2% se abastecen de los puestos de agua y el restante 1.1% por medio de pipas. En zonas rurales, la gente campesina extrae agua de fuentes superficiales locales para uso en las casas y otros usos de las fincas (ganadería, beneficiado de café, etc.). En el caso del poblado de Dipilto, el agua lo toman de los ríos y riachuelos del área, y no existe una conexión de red pública de abastecimiento (MARENA-POSAF, 2001).

3.1.4 Agroecosistemas y cobertura de bosque

La subcuenca tiene tres grandes usos del suelo. Potreros encharalados y bosques secundarios jóvenes (tropical seco) ocupan la parte baja de la subcuenca, entre 550 msnm y 750 msnm. Algunos árboles adultos alcanzan los 20-25 m de altura, pero la mayor parte de la vegetación es joven, <6 m altura. Los pinares ocupan la parte media de la subcuenca, a partir de 750 msnm, como una franja que se va por cordilleras y lomas en los suelos más pobres (arenosos) y en fuertes pendientes hasta las partes más altas de la subcuenca (1,500 msnm); los pinares se encuentran en un acelerado proceso de degradación.

El tercer uso es un bolsón cafetalero en la parte alta de la subcuenca (1,000-1,400 msnm), suelos más fértiles y mayor precipitación (1,200-1,400 mm/año). Hay poca agricultura, los granos básicos son prácticamente inexistentes pero se cultivan hortalizas en pequeños campos, en partes más altas, en pequeños valles con suelos moderadamente fértiles (MARENA-POSAF, 2001).

3.2 Metodología

Tratamiento digital de imágenes satelitales (generación de información temática)

La metodología que se aplicó en éste estudio pertenece al contexto de las tecnologías de la información geográfica (teledetección y SIG) como fuentes de información y herramientas para el análisis geográfico y la gestión forestal (Chuvieco *et al.*, 2002).

3.2.1 Fuentes de Datos

Imágenes de satélites

La reconstrucción histórica de los cambios en la cobertura del suelo fue realizada con el apoyo de tres imágenes del satélite Landsat TM, tomadas en las fechas: 23 febrero del año 1993, 7 de abril del año 2000 y 8 de enero del año 2011 (Figura 2) para conocer detalles de las imágenes (ver Anexos 1, 2 y 3).

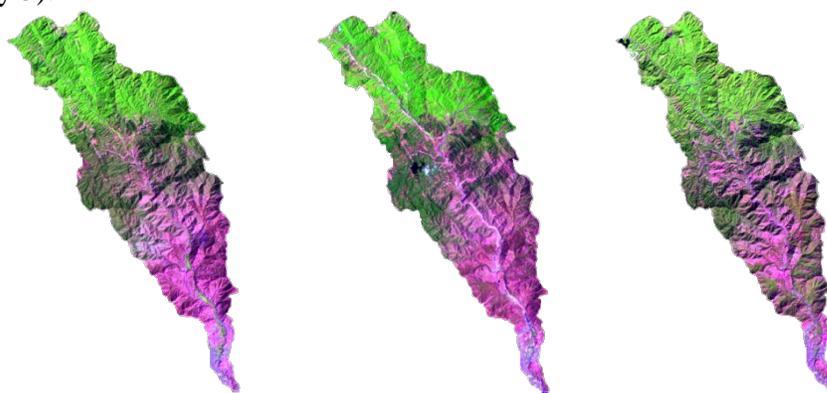


Figura 2. Combinación de bandas denominado infrarrojo mejorado (RGB: 7 4 3)

Datos de carbono en campo

Para monitorear los Stocks de carbono, incluyendo las ganancias y pérdidas causadas por la deforestación, la degradación y la recuperación forestal, se requiere de una combinación de información: (i) la tasa de cambio en la cobertura boscosa y las alteraciones boscosas, y (ii) la cantidad de carbono almacenada en el bosque (carbono por hectárea: tC ha⁻¹) (Chuvieco *et al.*, 2002).

Los satélites ofrecen una oportunidad para monitorear cambios en el carbono del bosque causados por la deforestación y la degradación, pero solo después de evaluar las densidades iniciales de carbono.

Tradicionalmente, se han evaluado las densidades de carbono usando parcelas de inventario en campo, que son muy valiosas pero también costosas, consumen mucho tiempo y están limitadas inherentemente a la representatividad geográfica (Chuvieco *et al.*, 2002).

En este estudio se utilizaron como línea base únicamente los datos de densidad de carbono calculados en nueve parcelas de bosque de pino en la subcuenca del río Dipilto por Alonzo (2011), Calderón y Solís (2011), la metodología para la obtención de estos datos de carbono no se describe en este estudio.

Se presentan a continuación las bases de datos provenientes de la imagen de satélite del año 2011 y parcelas en bosque de pino en los siguientes cuadros (Cuadro 1 y 2) respectivamente, donde aparecen conjuntamente toda la información necesaria para elaborar los modelos de estimación de Stock de Carbono. Para mayor información sobre los datos de carbono en campo citar (Calderón y Solís, 2011; Alonzo, 2011).

Cuadro 1. Variables independientes consideradas para la estimación Stock de Carbono.

Coordenadas UTM		Índices de Vegetación		Bandas Originales		Componente Principal	Tassled-Cap		
x	y	NDVI	TNDVI	Banda 4	Banda 5	PC1	Greenness	Brightness	Wetness
550117	1519234	0.748	1.117	0.268	0.134	0.276	0.122	0.272	-0.099
550037	1519495	0.752	1.119	0.273	0.134	0.276	0.128	0.274	-0.097
550129	1519417	0.694	1.092	0.249	0.167	0.297	0.101	0.271	-0.136
551689	1516219	0.697	1.094	0.163	0.107	0.191	0.064	0.179	-0.080
551507	1516203	0.665	1.079	0.240	0.155	0.289	0.089	0.267	-0.128
551316	1516310	0.689	1.090	0.244	0.219	0.346	0.085	0.288	-0.195
552400	1517356	0.647	1.071	0.240	0.174	0.304	0.085	0.273	-0.144
552438	1517185	0.615	1.056	0.216	0.167	0.282	0.072	0.254	-0.133
552495	1517356	0.557	1.028	0.225	0.274	0.392	0.048	0.305	-0.248

Cuadro 2. Datos de carbono en campo por estado fenológico.

Coordenadas UTM		Fenología	Carbono
x	y		(t/ha)
550117	1519234	Bosque de pino en regeneración	11.66
551689	1516219	Bosque de pino en regeneración	56.87
552400	1517356	Bosque de pino en regeneración	87.76
551507	1516203	Bosque de pino joven	103.67
552438	1517185	Bosque de pino joven	76.84
550037	1519495	Bosque de pino joven	14.07
551316	1516310	Bosque de pino maduro	148.06
550129	1519417	Bosque de pino maduro	106.83
552495	1517356	Bosque de pino maduro	46.28

3.2.2 Procesamiento de Imágenes de Satélites

A continuación se describe el flujo del estudio de las imágenes de satélites para realizar la clasificación supervisada y la detección de cambios para el área de estudio (Figura 3).

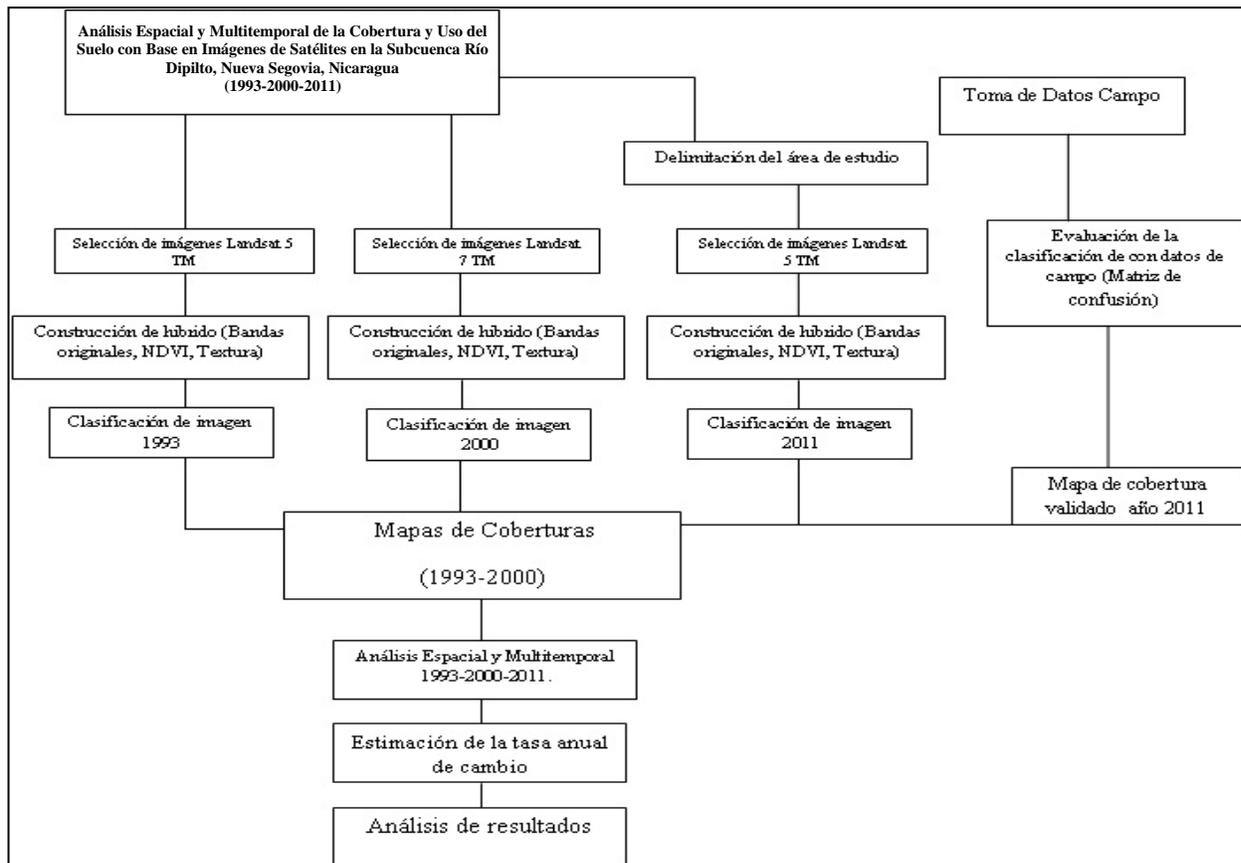


Figura 3. Gráfico de flujo del análisis de las imágenes de satélites.

Clasificación digital de las imágenes de satélites

La clasificación digital implica categorizar una imagen multiespectral en términos estadísticos, esto supone reducir la escala de medida de una variable continua (niveles digitales), a una escala nominal o categórica. La imagen multiespectral se convierte en otra imagen en donde los valores numéricos o nivel digital (ND) que definen cada píxel no tienen relación con la radiancia detectada, sino se trata de una etiqueta que identifica la categoría o clase temática asignada a ese píxel (Chuvienco, 1996).

En este proceso se seleccionaron píxeles que representaron los patrones de los tipos de cobertura del suelo (áreas de entrenamiento) que se identificaron en campo. Una vez que se identificaron los patrones, se procedió a entrenar al ordenador para identificar píxeles con características similares. Este tipo de clasificación, en donde se indica a priori cuáles serán las clases temáticas, se denomina supervisada (ERDAS, Inc. 1997).

Para obtener una buena clasificación fue necesario el previo conocimiento de la zona de estudio, ya que permitió identificar áreas representativas de cada clase (áreas de entrenamiento) para ello, se siguieron sistemáticamente los siguientes pasos:

Paso 1. Selección y edición de campos de entrenamiento:

Este consistió en la identificación de píxeles similares y representativos de las áreas de entrenamiento asignándoles a una firma espectral determinada y calculándole su estadístico. Esto se realizó apoyado del reconocimiento del tipo de coberturas en campo, y se establecieron varios campos de entrenamiento (training fields) por cobertura, la cantidad esta determinada por la cantidad de píxeles que contenga dicho campo de entrenamiento, esto permitió reflejar adecuadamente la variabilidad espacial de algunas clases en el área de estudio.

Paso 2. Evaluación de las clases o firmas espectrales:

Una vez definidas las firmas espectrales y antes de abordar el proceso de clasificación propiamente, fue necesario evaluar la viabilidad de que esas clases puedan clasificarse sin grave riesgo de error. Como un primer acercamiento a las tendencias espectrales de cada firma

se realizó un análisis del diagrama de firmas y un análisis de una matriz de contingencia o matriz de error.

Un criterio cuantitativo que permitió una evaluación numérica y que proporcione la posibilidad de discriminar las distintas clases obtenidas fue el uso de la divergencia estadística y de igual forma seleccionar las bandas óptimas para la clasificación. Para este estudio se eligió la divergencia transformada aplicada en el estudio de Mendoza (2010):

a. Divergencia:

$$D_{ij} = 1/2 \operatorname{tr} [(C_i - C_j)(C_{i-1} - C_{j-1})] + 1/2 [(C_{i-1} - C_{j-1})(m_i - m_j)(m_i - m_j)^T]$$

b. Divergencia Transformada:

$$T_{dij} = 2 [1 - \exp(-D_{ij} / 8)]$$

Siendo:

i y j : medida de las dos firmas o clases comparadas.

C_i : la matriz de covarianza de la firma i .

m_i : vector de medias de la firma i .

tr : traza de los elementos de la diagonal de la matriz indicada.

T : función de transposición o matriz transpuesta.

La divergencia estadística parte de la base de que los niveles digitales en una clase se distribuyen normalmente, considerando la separabilidad como medida del solape entre clases vecinas. Un valor de divergencia transformada de 2.00 sugiere excelente separación de clases, sobre 1.90 provee una buena separación, mientras que bajo 1.70 indica una pobre separación entre clases (Chan *et al.*, 2003).

Paso 3. Asignación o clasificación de la imagen satelital:

El algoritmo de la clasificación supervisada empleado para las tres fechas de estudio es del tipo paramétrico, este asume que las mediciones estadísticas obtenidas para cada clase en cada banda espectral tiene una naturaleza Gaussiana.

Evaluación de la clasificación

Diseño de muestreo para la verificación

El diseño y desarrollo del muestreo es la columna vertebral del proceso de verificación. Al igual que otras aplicaciones, el muestreo espacial sirve en este caso para seleccionar una pequeña parte del área de estudio de manera que sea suficientemente representativa del conjunto. La calidad de la estimación depende de una serie de factores, que deben considerarse al planificar el muestreo (i) método de selección de la muestra, (ii) tamaño y distribución, y (iii) nivel de confianza otorgado a la estimación (Congalton, 1991).

Los esquemas más regularmente empleados en el proceso de verificación son: (i) Aleatoriamente simple; (ii) Aleatorio estratificado; (iii) Sistemático; (iv) Sistemático no alineado; (v) Por conglomerados (Chuvienco, 1996).

Los trabajos experimentales de Congalton (1988) evaluó los cinco esquemas de muestreo antes aludidos para estudiar cuál de ellos la estimaba con mayor rigor. Las conclusiones de estos trabajos situaron al muestreo aleatorio simple como el esquema más eficaz, seguido del aleatorio estratificado (Chuvienco, 1996). Por esta razón se seleccionó el esquema aleatorio simple.

Tamaño de la muestra

En cuanto al tamaño de la muestra, Congalton (1988) sugiere una superficie aproximada al 1% de la superficie cartografiada. En éste, como en otros muestreos, el tamaño de la muestra depende del nivel de probabilidad o de confianza que quiera otorgarse a la estimación, así como de la propia variabilidad de la imagen considerada. Como se trata de medir una variable binomial (aciertos-error) se emplea normalmente la fórmula.

$$n = \frac{z^2 pq}{E^2}$$

Donde z es la abcisa de la curva normal para un nivel determinado de probabilidad; p indica el porcentaje de aciertos estimados; q el error ($q = 1 - p$), E , el nivel permitido de error. El valor de p y q pueden estimarse a partir de datos auxiliares o simplemente igualarse a 50.

En esta investigación se requería conocer el número necesario de puntos de verificación de todas las coberturas para estimar, con el 95% de probabilidad el error de la clasificación de la imagen correspondiente al año 2011 suponiendo que los aciertos son del 85%, el máximo de error permitido es de $\pm 5\%$. Como aclaración, esta verificación se ejecutó únicamente al año 2011 debido a que no se cuenta con registros para las otras dos fechas de estudio, además se asumirá el mismo error encontrado debido que se realizó el mismo procedimiento de clasificación supervisada, para las 3 fechas.

$$n = \frac{1.96^2 \times 85 \times 15}{5^2} = 196$$

Lo que indica que, al menos, se han de tomar 196 muestras para obtener los niveles de precisión marcados en el muestreo.

Matriz de confusión y análisis categórico multivariante (Estadística de Kappa -K[^])

A partir de la matriz de confusión que resulta de la fase de muestro se pueden desarrollar toda una serie de índices o medidas estadísticas que concluyan el proceso de la validación. Una de las más simple consiste en calcular la fiabilidad global del mapa, relacionando los elementos de la diagonal con el total de puntos muestreados (Chuvienco, 1996).

$$\bar{F}: \frac{\sum_{i=1,n} X_{ii}}{\sum_{i=1,n} \sum_{j=1,n} ij}$$

Donde:

\bar{F} : Fiabilidad global del mapa

$\sum_{i=1,n} X_{ii}$: Elementos de la diagonal de la matriz de confusión

$\sum_{i=1,n} \sum_{j=1,n} ij$: Total de puntos muestreados.

Además gracias a la teoría del muestreo pueden calcularse los umbrales inferior y superior en los que se encontraría la fiabilidad real alcanzada por la clasificación, a partir de conocer el valor estimado (Chuvienco, 1996).

Ese intervalo de umbral se calcula, para un determinado nivel de significación (α), a partir del error de muestreo (ES) y el nivel de probabilidad ($1 - \alpha$):

$$F: \bar{F} \pm z ES$$

Donde la z indica la abcisa del área debajo la curva normal para ese nivel de probabilidad ($1 - \alpha$); ES el error estándar del muestreo, en función del porcentaje de aciertos (p), de fallos (q) y el tamaño de la muestra (n):

$$ES = \sqrt{\frac{pq}{n}}$$

Unos de los índices más empleados, en este sentido, es el estadístico de Kappa - K^{\wedge} , que mide la diferencia entre acuerdo mapa-realidad observado y el que cabría esperar simplemente por azar. En definitiva, intenta delimitar el grado de ajuste debido sólo a la exactitud de la clasificación, prescindiendo del causado por factores aleatorios (Chuvieco, 1996).

$$K = \frac{\sum \left(\frac{X_{ii}}{n} \right) \sum \left(\frac{X_i}{n} \right) \left(\frac{X_i}{n} \right)}{1 - \sum \left(\frac{X_i}{n} \right) \left(\frac{X_i}{n} \right)} = \frac{n \sum X_{ii} - X_i X_i}{n^2 - \sum X_i X_i}$$

En donde X_{ii} indica el “acuerdo observado”, y el producto de los marginales (X_i , X_i) el acuerdo esperado en cada clase i . El “acuerdo observado” aparece en la diagonal de la matriz. Un valor de k igual a 1 indica un “acuerdo observado” pleno entre la realidad y el mapa, mientras un valor cercano a 0 sugiere que el acuerdo observado es puramente al azar. Por su parte un valor negativo, supone también una clasificación pobre (Chuvieco, 1996) (Cuadro 3).

Cuadro 3. Valores del estadístico de Kappa y su fuerza de concordancia.

Valor de - K^{\wedge}	Fuerza de la concordancia
< 0.20	Pobre
0.21 - 0.40	Débil
0.41 - 0.60	Moderada
0.61 - 0.80	Buena
0.81 - 1.00	Muy Buena

Una vez clasificadas las imágenes, se calcularon las tasas de deforestación anual (TDA), para ello se empleó la ecuación propuesta por FAO (1996):

$$TDA = \left[1 - \sqrt[n]{\frac{A2}{A1}} \right] * 100$$

Donde:

TDA: Tasa de deforestación anual

A1 = área al inicio del periodo;

A2 = área al final del periodo;

n = número de años del periodo.

Confeción de leyenda y generalización cartográfica

La leyenda final adoptada refleja el agrupamiento de las cubiertas en unidades más generales en las cuales se prioriza la formaciones vegetales dominantes presentes en el área de estudio. Las clases adoptadas que mejor explican las coberturas halladas en la clasificación y que constituyen la leyenda final del mapa son las siguientes (MARENA-POSAF, 2001).

Bosque latifoliado cerrado (Blc)

Esta clase está referida a las angiospermas (hojas anchas), en la cual tiene la características de presentar áreas muy densas de bosques con mayores del 70% de cobertura en el dosel, arboles con alturas superiores a los 15 m dependiendo de la edad y del desarrollo fenológico propio de cada especie y donde la intervención antropogénica no es observable ni con imágenes de satélites, también presenta una gran variedad de especies vegetales en diferentes estratos, en algunas áreas pueden encontrarse cultivos de cacao o café bajo sombra que fue tedioso la separación, ya que las respuesta espectrales son similar.

Bosque latifoliado abierto (Bla)

Tiene características similares en cuanto a estructura y tipo de especies que el bosque latifoliado denso, sin embargo, la intervención humana es notable con un porcentaje en la cobertura del dosel que oscila de un 30 hasta un 70% y los espacios abiertos están cubiertos

algunas veces por una regeneración natural de las mismas especies presentes en el bosque y que formarán parte del dosel superior en un futuro.

Bosque de pino cerrado (Bpc)

Presenta una cobertura de copa >70%. El territorio de la Reserva en la subcuenca del río Dipilto mantiene principalmente el ecosistema: Bosque Tropical Siempreverde Estacional de Pino Submontano. Este bosque, es siempreverde, aunque con estacionalidad en los sectores submontano. Especialmente en laderas y cimas se presentan poblaciones densas de pino en las cuales se involucran al menos 3 especies: *Pinus oocarpa* y pequeñas manchas de *P. patula* y *P. maximinoii*.

Bosque de pino abierto (Bpa)

Este bosque se caracteriza por presentar especies de coníferas con espaciamiento entre los árboles que lo conforman. Este tipo de vegetación está fuertemente asociado con las actividades humanas, especialmente el fuego, y generalmente se considera como un estadio de sucesión que, en la ausencia de fuego, podría volver a convertirse en bosque macrofilo.

Bosque de secundario joven (Bsj)

En esta clase se incluyen principalmente la vegetación en desarrollo de un bosque tropical seco. Algunos árboles adultos alcanzan los 20-25 m de altura, pero la mayor parte de la vegetación es <6 m de altura.

Vegetación herbácea y arbustiva (Vet. Herv-Arbust)

En esta clase se incluyen principalmente los matorrales, muy parecidos a los tacotales pero de porte más bajo, también son áreas de descanso o barbecho a partir de la agricultura tradicional o simplemente de forma natural.

Agropecuario (Agrop)

Estas áreas no presentan bosques, la mayor cobertura es de pastos y/o cultivos con árboles dispersos, estos pastos pueden ser manejados o no, cultivados o crecen de forma natural.

Urbano y Tierras en condiciones particulares (Urb. Y Tierras/part)

Esta clase incluye los asentamientos humanos principalmente la zona urbana de la ciudad de Ocotlán, además contiene las aéreas que no presenta ningún tipo de vegetación (cárcavas, caminos, deslizamiento de tierras, suelos desnudos) esta agrupación se creó por la simple razón de un similar comportamiento espectral en las imágenes de satélites.

Nubes o áreas no clasificadas (No Data)

Están son las áreas cubierta por nubes y por la sombra que estas proyectan, las áreas en las que no se puede observar alguna cobertura se clasifica según la cobertura más próxima, aunque no se puede tener la certeza de un 100 por ciento de lo que es, por esa razón hemos considera clasificarla como No Data.

Obtención de las variables proveniente de los sensores remotos

En este proceso se aborda el tratamiento de las imágenes de satélite seleccionadas de las fechas de estudio (1993-2011) para ser relacionadas con los datos de carbono medidos en campo. Dicho tratamiento fue considerado como una tarea larga, compleja y crítica para la bondad de los resultados finales del estudio.

Dentro de estos tratamientos se realizó el cálculo de Índices de Vegetación a partir de las bandas espectrales, se derivaron NDVI- Índice de Vegetación Normalizado Diferenciado, T-NDVI Índice de Vegetación Normalizado Diferenciado Transformado (Figura 4), y el Primer Componente Principal (CP1-), Tassled-Cap, la decisión de escoger estas transformaciones se cita a las experiencias realizadas por; Steininger, 2000; Foody *et al.*, 2001; Mickler *et al.*, 2002; Reese *et al.*, 2002; García, 2009.

Aunque existen en la bibliografía trabajos orientados a la estimación de parámetros forestales utilizando únicamente las seis bandas reflectivas de Landsat (i.e.; Mäkelä y Pekkarinen, 2001; Mäkelä y Pekkarinen, 2004; Maselli y Chiesi, 2006), resultan recurrentes los trabajos que, además de éstas, utilizan nuevas bandas de información espectral obtenidas a partir de aquéllas (i.e. Roy y Ravan, 1996; Salvador y Pons, 1998; Foody *et al.*, 2001; Labrecque *et al.*, 2003; Labrecque *et al.*, 2006).

Dado que nuestro objetivo es encontrar el mejor modelo de estimación posible, se decidió considerar todos aquellos neocanales o transformaciones que en la bibliografía se han mostrado como significativos a la hora de estimar parámetros forestales mediante imágenes Landsat. A continuación se presentan cada uno de ellos agrupados según el tipo de transformación aplicada para calcularlos.

Índices de vegetación

Según Gilabert *et al.*, (1997) citado por García (2009), un índice de vegetación puede definirse como un parámetro calculado a partir de los valores de la reflectividad a distintas longitudes de onda que pretende extraer de los mismos la información relacionada con la vegetación minimizando la influencia de perturbaciones como las debidas al suelo y a las condiciones atmosféricas

Entre los índices de vegetación más empleados destaca el NDVI que ha sido profusamente utilizado en la estimación de diversos parámetros de la cubierta vegetal (biomasa, porcentaje de cubierta verde, flujo neto de CO₂, productividad neta de la vegetación entre otras), lo que le confiere un papel destacado de cara a la evaluación ambiental considerando un enfoque global (Figura 4) (Chuvieco, 1996). A demás existe otro índice denominado T-NDVI que es calculado con la formula descrita en el (Cuadro 4).

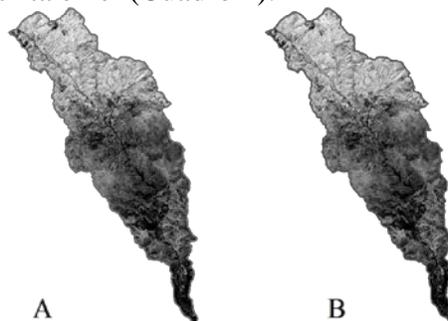


Figura 4. Distintos índices de vegetación obtenidos de la imagen del año 2011 en la subcuenca de río Dipilto: (A) NDVI; (B) T-NDVI. Las áreas oscuras y claras representan valores bajos y altos en los índices de vegetación, respectivamente.

Cuadro 4. Expresiones matemáticas de cada uno de los índices de vegetación seleccionados en su adaptación a las bandas Landsat.

Índice	Expresiones matemáticas
NDVI	$(B4 - B3) / (B4 + B3)$
T-NDVI	$\text{Sqrt}((B4 - B3) / (B4 + B3) * 0.5)$

Análisis de componentes principales

Según Chuvieco (1996) citado por García (2009) el Análisis de Componentes Principales (ACP) es una técnica estadística enlazada en las multivariante de síntesis de la información cuyo objetivo es resumir un amplio abanico de variables en un nuevo conjunto de menor tamaño, todo ello sin perder una parte significativa de la información original.

El estudio realizado por García (2009), en este contexto, el ACP sintetiza las bandas originales dando lugar a otras nuevas, denominadas Componentes Principales (CP). Esto se consigue a partir de la definición de unos nuevos ejes (y por tanto, de unas nuevas coordenadas) en un espacio n -dimensional mediante la rotación y traslación de los originales de las bandas, de manera que cada uno de los CP recoge información no correlacionada con la de los restantes (anulándose la covarianza), y en cantidad decreciente (el primer componente CP1 contendrá más información que CP2 y así sucesivamente).

Según García (2009), la forma de operar para aplicar el ACP de forma individual en cada una de las imágenes es partiendo su respectiva matriz varianza-covarianza, de la que se obtienen los *autovalores* y los *autovectores*¹ (Chuvieco, 1996). Esta operación se encuentra incluida en ERDAS Imagine versión 9.2, siendo necesario indicar el número de CP que se desean obtener. En nuestro caso se eligió el CP1 tomando como referencia la experiencia existente en la bibliografía orientado a la selección de Componentes Principales (i.e. 1999; Mäkelä y

¹ Los autovectores son los coeficientes que indican la ponderación que se aplica a cada una de las bandas originales para obtener el nuevo CP.

Pekkarinen, 2001; Mäkelä y Pekkarinen, 2004; Maselli y Chiesi, 2006). Donde indican que más de un 90% de la información original quedó sintetizada en el CP1 (Figura 5).



Figura 5. Componente Principal (CP1) seleccionado de la imagen del año 2011.

Transformación Tasseled-Cap

Chuvieco (1996) citado por García (2009), al igual que el ACP, la Transformación Tasseled-Cap (TTC) se dirige hacia la obtención de neocanales por combinación lineal de las bandas originales. Sin embargo, a diferencia de aquella, el resultado de aplicar TTC son unos componentes que sí tienen un significado físico preciso. La TTC define unos nuevos ejes que intentan adoptar la mejor perspectiva para poder observar las características de la imagen. Los tres ejes principales son:

- ***Brillo*** (primer eje, brightness): resultado de la suma ponderada de todos los canales reflectivos, expresa la reflectividad global de la imagen.
- ***Verdor*** (segundo eje, greenness): básicamente un contraste entre las bandas visibles (alta absorción por los pigmentos foliares) y el infrarrojo de alta reflexión.
- ***Humedad*** (tercer eje, wetness): fruto del contraste entre la suma de las bandas visibles y el infrarrojo próximo, frente al infrarrojo medio.

Considerando lo aplicado por Crist *et al.*, (1986) citado por García (2009), los coeficientes específicos para Landsat 5 TM, que fueron utilizados en este estudio, se presentan en el (Cuadro 5). Los tres primeros ejes obtenidos para cada fecha de estudio fueron escogidos para

incorporarlos como variables independientes en los modelos de estimación del Stock de Carbono (Figura 6).

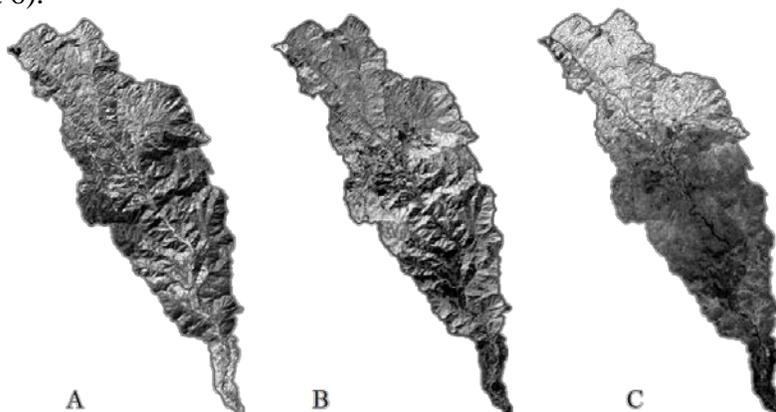


Figura 6. Ejes TTC de brillo (A), verdor (B) y humedad (C) de la imagen del año 2011 en la subcuenca río Dipilto.

Cuadro 5. Coeficientes para la aplicación de la TTC. Fuente: Crist et al., (1986).

Eje Banda	Banda 1	Banda 2	Banda 3	Banda 4	Banda 5	Banda 7
Brillo	0,2909	0,2493	0,4806	0,5568	0,4438	0,1706
Verdor	-0,2728	-0,2174	-0,5508	0,7221	0,0733	-0,1648
Humedad	0,1446	0,1761	0,3322	0,3396	-0,6210	-0,4186

3.2.3 Análisis estadístico para el ajuste de los modelos de estimación del Stock de Carbono

A continuación se presentan las técnicas estadísticas usadas en el análisis de las correlaciones y en el ajuste de los modelos de regresión entre los datos de carbono obtenidos del trabajo de campo de Alonzo (2011) (variable dependiente) y las variables correspondientes a los tratamientos digitales (NDVI, T-NDVI, CP1, Tassled-Cap).

Análisis de correlaciones

Según Ebdon (1982) citado por García (2009), el análisis de correlación es una técnica estadística que describe la relación entre dos variables medidas en una muestra común de individuos. Para determinar la existencia o no de esta relación, su fuerza y la dirección de la relación lineal entre dos variables se reconoce que proceden de poblaciones con distribuciones normales. La correlación de Pearson se calcula mediante la aplicación de la siguiente ecuación.

$$R = \frac{(\sum xy/n) - (\bar{x}\bar{y})}{s_x s_y}$$

Donde R es el coeficiente de correlación de Pearson, x e y refieren a los valores de las variables, n es el número de observaciones, \bar{x} e \bar{y} son las medias de las variables y s_x y s_y son las desviaciones estándar de muestra de las variables.

El resultado varía entre -1 y 1, indicando el valor 0 la ausencia de correlación y siendo ésta mayor cuanto más alto sea el valor obtenido. El signo indica si la correlación es directa (positiva) o indirecta (negativa) (Ebdon, 1982, Hair *et al.*, 1999; Pardo y Ruiz, 2005). El nivel crítico de significación (p) para considerar las correlaciones como significativas ha sido 0,05, siguiéndose las directrices convencionales (García, 2009).

El análisis de regresión es una técnica estadística de dependencia utilizada para predecir una única variable (dependiente) a partir del conocimiento de una o más predictoras (independientes).

Regresión lineal

Ebdon (1982), Hair *et al.*, (1999), Etxeverría (1999) citado por García (2009), la regresión lineal se basa en el cálculo de una ecuación de una línea de mínimos cuadrados para predecir la variable dependiente a partir de los valores de una o de varias independientes (regresión lineal simple o múltiple, respectivamente). El resultado es una ecuación de regresión simple o múltiple que estima la variable dependiente dando información acerca de la(s) independiente(s) más útil(es).

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_n X_n$$

Donde Y es la variable dependiente que se quiere predecir, β_0 es el valor de la constante, β_n es el coeficiente de regresión de la variable independiente X_n .

Ebdon (1982), Hair *et al.*, (1999), Etxeverría (1999) citado por García (2009), para cuantificar la proporción de la varianza de la variable dependiente que es explicada por las independientes

se utiliza el coeficiente de determinación (R^2), que es el cociente entre la suma de los cuadrados de la regresión y la suma total de cuadrados.

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (Y_i' - \bar{Y})^2}{\sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^2}$$

El valor resultante es siempre positivo y varía entre 0 y 1, siendo mayor el poder explicativo del modelo de regresión cuanto más alto sea.

Los residuos también pueden ser utilizados para valorar globalmente la exactitud de la predicción. De los distintos estadísticos que los utilizan se han seleccionado: el error estándar de la estimación (S_e). Proporcionado por defecto en el paquete computacional Microsoft Excel y permitiendo una rápida comparación de los distintos modelos creados: cuanto menor es el valor obtenido, mejor es el modelo de regresión.

$$S_e = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i - Y_i')^2}{n - 2}}$$

Donde S_e es el error estándar de la estimación, Y_i es el valor real para la observación i , Y_i' es el valor pronosticado para la observación i y n es el número de casos.

Según Mendoza (2008), la obtención de los modelos operativos de estimación del Stock de Carbono forestal se hace a partir de un proceso dinámico e interactivo que parte de la aplicación de métodos simples para, una vez analizados los resultados obtenidos, proponer métodos más complejos. Así pues, cada uno de los modelos que se proponen consta de los siguientes pasos:

Paso I: Ensayo de un procedimiento de extracción de la información digital de las imágenes de satélites utilizando como referencia la ubicación puntual de las 9 parcelas de 20 m de radio, con información de Carbono capturado particularmente en bosque de pino.

Paso II: Análisis de las correlaciones existentes entre la variable dependiente (Carbono medido en campo) y las variables independientes proveniente de los sensores remotos.

Paso III: Determinación, en función de los resultados obtenidos en el análisis de correlación, del método de regresión más adecuado.

Paso IV: Reflexión sobre los resultados obtenidos en relación con el objetivo marco planteado. Formulación de una nueva aproximación para solventar los problemas o carencias detectados en el modelo.

Este proceso termina cuando se considera que no existen otras alternativas a las ya utilizadas que mejoren los resultados obtenidos. Es entonces cuando se discute cuál de los modelos creados se adapta mejor al objetivo marco expresado (Mendoza, 2008).

IV RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Evaluación de la clasificación

Se logró un porcentaje de precisión del 74% de la confiabilidad global para la imagen clasificada del 2011 con un nivel de significación de 0.05 (probabilidad del 95%) y el error de muestreo resulto del 0.035 y en definitiva, puede asegurarse, con 95% de probabilidad, que la fiabilidad real estaría 0.638-0.776%. El valor de Kappa fue del 0.70 con una fuerza de concordancia de bueno, esto significa que la matriz es 70% mejor que la que podría resultar de aplicar un clasificador aleatorio complementa al azar (Cuadro 6).

Cuadro 6. Matriz de confusión de la clasificación de la imagen del 8 de enero del 2011.

	Cobertura deducida por la clasificación								Marginal
	Urb. Y Tierras/part	Agrp	Bsj	Vet. Herv-Arbust	Bpa	Bpc	Bla	Blc	
Urb. Y Tierras/part	20	0	0	0	0	0	0	0	20
Agrp	0	15	3	5	1	2	0	0	26
Bsj	0	0	18	3	0	0	0	0	21
Vet. Herv-Arbust	0	0	8	10	2	0	0	0	20
Bpa	0	0	0	2	19	4	2	0	27
Bpc	0	1	1	5	2	20	0	0	29
Bla	0	0	0	0	0	3	20	4	27
Blc	0	0	0	0	0	0	3	23	26
Marginal	20	16	30	25	24	29	25	27	196
Fiabilidad Global: 74%	I.C 95% 0.638-0.776 Índice de Kappa: 0.70 E.S: 0.035								

4.1.1 Cambios en la cobertura del suelo

Uno de los intereses iniciales fue analizar la dinámica del bosque latifoliado cerrado y áreas de café bajo sombra, sin embargo el resultado de la clasificación indicó una alta confusión espectral entre las firmas de estas dos coberturas, finalmente se decidió agruparlas en una sola clase denominada como (bosque latifoliado cerrado).

Los siguientes cuadros (Cuadro 7 y 8) muestran las extensiones de los tipos de cobertura del suelo en las tres fechas de análisis.

Cuadro 7. Coberturas identificadas en el año 1993 y el año 2000 de toda el área de estudio.

Diferencia de años: 7	Cobertura	Áreas del 1993		Áreas del 2000		Frecuencias	
		ha	%	ha	%	ha	TDA
	Agropecuario	357.41	3.69	425.13	4.39	-67.72	-2.51%
	Bosque latifoliado abierto	2,307.56	23.82	2,148.34	22.19	159.22	1.02%
	Bosque latifoliado cerrado	944.61	9.75	1,044.56	10.79	-99.95	-1.45%
	Bosque de pino abierto	1,377.69	14.22	1,465.96	15.14	-88.27	-0.89%
	Bosque de pino cerrado	2,263.99	23.37	2,035.84	21.03	228.15	1.51%
	Bosque secundario joven	1,320.16	13.63	1,058.39	10.93	261.77	3.11%
	Urbano-tierras en condiciones particulares	318.63	3.29	595.36	6.15	-276.73	-9.34%
	Vegetación herbácea y arbustiva	798.79	8.24	862.2	8.91	-63.41	-1.10%
	No Data	0.00	0.00	53.06	0.55	-53.05	0.00%
	TOTAL	9,688.84	100	9,688.84	100	0.0100	-7.33%

Cuadro 8. Coberturas identificadas en el año 2000 y el año 2011 de toda el área de estudio.

Diferencia de años: 11	Cobertura	Áreas del 2000		Áreas del 2011		Frecuencias	
		ha	%	ha	%	ha	TDA
	Agropecuario	425.13	4.39	582.32	6.01	-157.19	-2.90%
	Bosque latifoliado abierto	2,148.34	22.19	2,483.13	25.65	-334.79	-1.33%
	Bosque latifoliado cerrado	1,044.56	10.79	712.80	7.36	331.76	3.41%
	Bosque de pino abierto	1,465.96	15.14	1,634.67	16.88	-168.71	-1.00%
	Bosque de pino cerrado	2,035.84	21.03	1,975.68	20.41	60.16	0.27%
	Bosque secundario joven	1,058.39	10.93	1,602.31	16.55	-543.92	-3.84%
	Urbano-tierras en condiciones particulares	595.36	6.15	224.15	2.32	371.21	8.50%
	Vegetación herbácea y arbustiva	862.2	8.91	404.86	4.18	457.34	6.64%
	No Data	53.04	0.55	68.91	0.71	-15.86	0.00%
	TOTAL	9,688.83	100	9,688.83	100	15.863	9.76%

La superficie de bosque latifoliado cerrado disminuyó durante el periodo de análisis. Al inicio este ocupaba el 9.75% del área total, y en el último año ya solo representaba el 7.36% lo que significó una disminución de 2.39% (en términos absolutos una disminución de 612.85 ha). La velocidad a la que se perdieron los bosques latifoliados cerrado fue variable. Durante los primeros 7 años (1993 a 2000) se registró un aumento de 99.95 ha, que corresponde a una tasa de deforestación de 1.45% anual. En los últimos once años (2000 a 2011) esta cantidad

cambio totalmente, ya que se eliminaron 331.76 ha, que corresponde a una tasa de deforestación anual de 3.41%. Finalmente considerando el periodo de análisis completo de 18 años, se transformaron más de 232.01 ha por año, correspondiente a una tasa de deforestación anual de 1.55%.

Mendoza (2010) realizó un estudio del cambio en el uso del suelo en el Atlántico Norte de Nicaragua donde utilizó imágenes Landsat de años diferentes 2007-2008. En el área de estudio se cuantifica una reducción de los bosques latifoliados cerrados de un 25.74% de Tasa de Deforestación Anual (TDA) en comparación con las áreas cuantificadas en el 2005. Dichos resultados muestran que casi el 80% fueron por causa del Huracán Félix y el porcentaje restante causados por otros procesos de cambio que pueden ser de tipo ilegales (e.g., agricultura migratoria, avance de la frontera agrícola, toma de tierras por personas provenientes de la zona del pacífico de Nicaragua hacia la reserva de Biosfera BOSAWAS).

Estas aseveraciones de causas posibles (i.e., intervención humana dentro de estos territorios protegidos) se basan en reportes dados por MARENA, Ejército de Nicaragua, Policía Nacional, Procuraduría de Ambiental e INAFOR, los cuales están involucrados en las diferentes denuncias interpuestas y que han sido difundidas en medios de comunicación, televisivos, radiales y escritos.

Por otra parte el bosque latifoliado abierto presentó un incremento consecuencia de cambio de la cobertura del suelo. Esta cobertura pasó de ocupar el 23.82% en 1993 al 25.65% en 2011, (en términos absolutos un incremento de 175.57 ha).

La superficie de bosque de pino cerrado se redujo durante el periodo de análisis. Al inicio este cubría 23.37% del total, y en la última fecha ya solo ocupaba el 20.41% lo que representó una disminución del 2.96% (en términos absolutos una disminución de 288.31 ha). La velocidad a la que estos bosques se perdieron fue variable. Mientras los primeros 7 años (1993 a 2000) se estimó una pérdida de 228.15 ha, correspondiente a una tasa de deforestación de 1.51% anual, en el siguiente periodo de once años (2000 a 2011) esta cantidad disminuyó, (se eliminaron 59.32 ha, correspondiente a una tasa de deforestación anual de 0.27%). Definitivamente

considerando el periodo de análisis completo de 18 años, se transformaron más de 15 ha por año, correspondiente a una tasa de deforestación anual de 0.75%.

El área cubierta por bosque de pino abierto aumentó consecuencia del cambio de la cobertura. Al inicio cubría el 14.22%, en 1993 esta pasó a 16.88% en 2011, (en términos absolutos un incremento de 256.98 ha).

El bosque secundario joven aumentó, de presentar en 1993 un área de 1,320.16 ha correspondiente al 13.63% de área total, a presentar en 2011 un área de 1,602.31 ha correspondiente 16.55%.

Se estimó un cambio en la clase de Vegetación herbácea y arbustiva, presentándose un aumento de 282.15 ha. Cubriendo en 1993 un área 1,320.16 ha correspondiente al 13.63% y el que pasó a cubrir en el 2011 un total de 1,602.31 ha correspondiente al 16.25%.

Las superficies de la clase agropecuaria incrementaron como consecuencia del cambio en la cobertura del suelo, ya que se eliminaron vegetación arbórea para establecer las actividades agropecuarias. Esta clase paso de ocupar el 3.69% en 1993 al 6.01% en 2011, un aumento de 2.32% (en términos absolutos un incremento de 224. 91 ha).

La superficie que corresponde a Urbano y tierras en condiciones particulares (cárcavas, caminos, suelos sin vegetación) mostró un fuerte incremento entre 1993 y 2000, pasando de 318.63 ha a 595.36 ha, este incremento se argumenta a la acción devastadora que produjo el huracán Mitch en el año de 1998 donde la presencia de lluvias intensas provocó deslizamientos de tierras. Pero la cobertura de esta misma clase disminuyo en 2011 debido a la presencia de una relativa aparición de algún tipo de vegetación presentando 371.21 ha que representaba 2.32% de toda el área de estudio. Ver más detalles de este cambio (Figura 7).

Un estudio reciente sobre el cambio de uso del suelo en la Selva El Ocote, perteneciente estado de Chiapas, México, considerada críticas por la alta riqueza y endemismos de especies arbóreas que resguarda, se presentó una tasa de deforestación de 1.2% de 1986 a 1995, pero de

1995 a 2000 esta cifra se elevó al 6.8% Velázquez *et al.*, (2007). Este patrón es similar al encontrado en este trabajo, en donde de manera preocupante en las fechas más recientes el cambio de los bosques cerrados tanto de pino como latifoliado se ha intensificado, duplicándose las tasas de deforestación observadas en el periodo anterior.

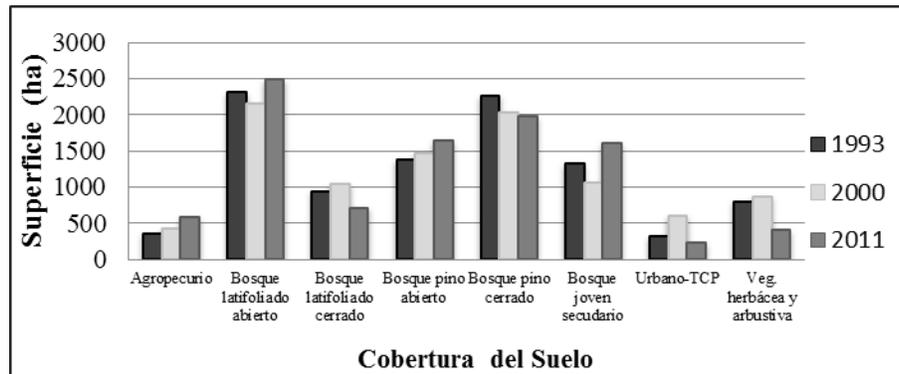


Figura 7. Superficies por tipo de cobertura en las tres fechas de análisis.

El resultado tabular de la sobreposición espacial (matriz de cambios) de los mapas de 1993, 2000 y 2011 se muestra en los siguientes cuadros (Cuadro 9 y 10). En estos dos cuadros, las columnas representan las superficies correspondientes al año de inicio, y las hileras a las del final del periodo; en ese sentido cada celda indica la superficie (en hectáreas) que al inicio del periodo se encontraba con la cobertura indicada en la cabecera de la columna, que al final se encuentra con una cobertura indicada al inicio de la hilera. Por ejemplo, 78.85 ha (de 1,377.69 ha en 1993) de pino abierto se habían convertido en agropecuario en 2000; 1,605.58 ha (de 2,263.99 ha en 1993) de bosque de pino cerrado se habían mantenido como bosque de pino cerrado en 2000.

Cuadro 9. Matriz de cambios de la cobertura en los mapas derivadas de 1993 a 2000

	1993 superficie en hectáreas									
	Agropecuario	Bosque latifoliado abierto	Bosque latifoliado cerrado	Bosque de pino abierto	Bosque de pino cerrado	Bosque secundario joven	Urbano y Tierras en condiciones particulares	Vegetación arbustiva	Total	
2000	Agropecuario	98.27	11.13	0.41	78.85	12.07	154.25	1.25	68.89	425.13
	Bosque latifoliado abierto	57.51	1,740.26	173.68	33.99	96.21	0.42	45.20	1.07	2,148.34
	Bosque latifoliado cerrado	7.02	384.05	624.87	3.08	25.39	0.00	0.16	0.00	1,044.56
	Bosque pino abierto	29.63	9.19	15.41	848.46	340.03	196.23	15.83	11.17	1,465.96
	Bosque pino cerrado	8.62	41.28	97.87	228.01	1,605.58	33.39	20.95	0.14	2,035.84
	Bosque secundario joven	41.12	17.75	18.63	55.58	84.34	644.86	6.44	189.67	1,058.39
	Urbano y Tierras en condiciones particulares	28.24	99.06	10.98	79.96	27.05	58.30	211.96	79.81	595.36
	Vegetación arbustiva	86.99	3.25	0.67	44.62	29.09	232.71	16.82	448.04	862.19
	No Data	0.00	1.59	2.09	5.14	44.23	0.00	0.00	0.00	53.05
	Total	357.41	2,307.56	944.61	1,377.69	2,263.99	1,320.16	318.62	798.79	9,688.82

Cuadro 10. Matriz de cambios de la cobertura en los mapas derivadas de 2000 a 2011

	2000 superficie en hectáreas										
	Agropecuario	Bosque latifoliado abierto	Bosque latifoliado cerrado	Bosque de pino abierto	Bosque de pino cerrado	Bosque secundario joven	Urbano y Tierras en condiciones particulares	Vegetación arbustiva	No Data	Total	
2011	Agropecuario	186.90	48.82	2.25	80.60	38.25	18.75	66.40	128.06	12.29	582.32
	Bosque latifoliado abierto	5.33	1,702.40	583.82	23.28	47.48	21.47	91.38	4.30	3.68	2,483.13
	Bosque latifoliado cerrado	0.99	179.39	398.82	8.41	74.75	39.99	8.34	2.12	0.00	712.80
	Bosque de pino abierto	76.45	52.14	3.85	775.42	496.13	56.45	99.00	43.23	32.00	1,634.67
	Bosque de pino cerrado	19.60	41.10	37.91	465.71	1,308.11	67.74	13.90	18.60	3.01	1,975.68
	Bosque secundario joven	62.82	89.71	9.72	89.17	60.58	768.18	95.51	426.62	0.00	1,602.31
	Urbano y Tierras en condiciones particulares	1.44	7.51	2.69	7.86	1.53	2.97	176.13	24.03	0.00	224.15
	Vegetación arbustiva	70.97	0.00	0.00	15.50	7.73	80.90	19.24	208.44	2.07	404.85
	No Data	0.65	27.27	5.49	0.00	1.28	1.95	25.46	6.81	0.00	68.91
	Total	425.13	2,148.34	1,044.56	1,465.96	2,035.84	1,058.39	595.35	862.20	53.05	9,688.82

Las matrices de cambio destacan algunas transiciones no reveladas en el análisis independiente de las superficies. Por ejemplo, al final del primer periodo (1993 a 2000), 624.87 ha de un total de 944.61 ha de la superficie originalmente indicada como bosque latifoliado cerrado permaneció como tal, mientras que 173.68 se encontraba como bosque latifoliado abierto y otras 0.41 ha como agropecuario. El cambio ocurrido de bosque latifoliado a bosque de pino se adjudica a errores de clasificación. En definitiva por cada 10 ha de bosque latifoliado cerrado que se deforestaron, a 18 ha se le permitió recuperarse. En el segundo periodo (2000 a 2011), el porcentaje de la superficie regenerada disminuyó, por cada 10 ha deforestadas solo 2.3 se transformó a bosque latifoliado cerrado.

A demás se puede apreciar claramente otro de los procesos de cambio en la cobertura, el referido a la cobertura agropecuaria de un total de 425.13 ha que pertenecían en el año 2000 se transformaron 62.82 ha a bosque secundario joven. En el año 2000 la cobertura de bosque secundario joven ocupaba una superficie de 1,058.39 ha, pero en el año 2011 aumentó a 1,602.3 ha. Por otra parte la cobertura correspondiente a Urbano y Tierras en condiciones particulares presentó una disminución considerable. Esta clase pasó de tener 595.35 ha en el año 2000 a presentar 224.15 ha en el año 2011.

Con respecto bosque de pino cerrado, presentó una disminución considerable de acuerdo al análisis de coberturas 1,605.58 ha se mantuvieron estables de un total de 2,263.99 ha en el año 2000. De este total para el año 2011 se transformaron 496.13 ha a bosque de pino abierto y 38.25 ha a la cobertura agropecuaria (Figura 8).

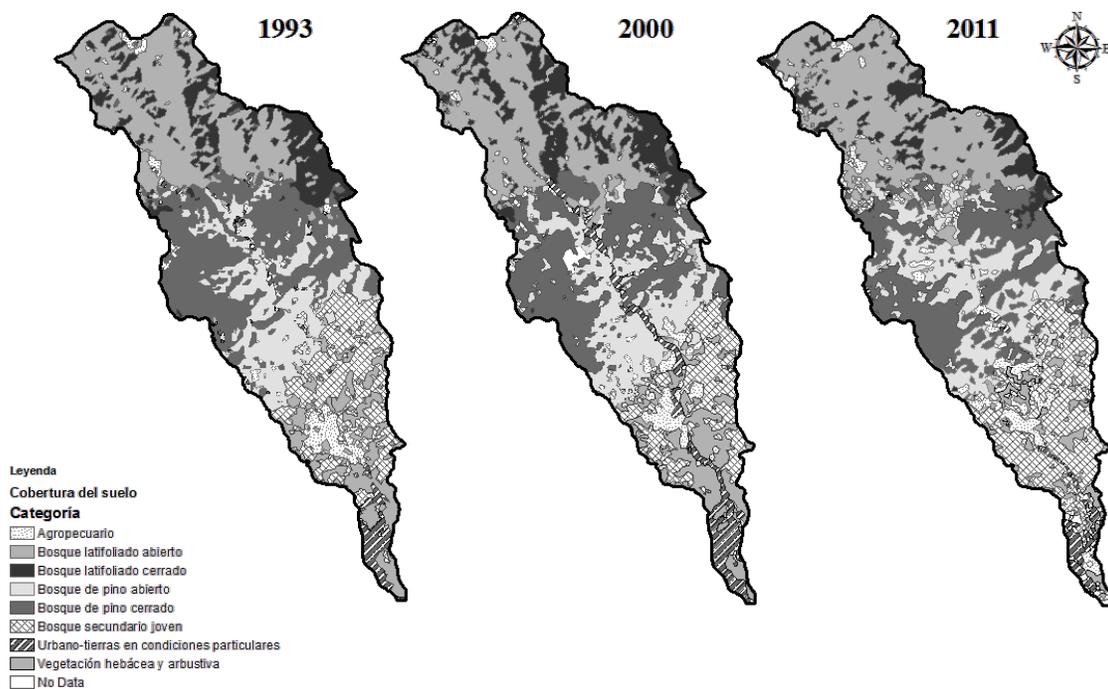


Figura 8. Uso por cada año de la cobertura del suelo de 1993 a 2011.

4.2.2 Resultados de las correlaciones entre el Carbono medido en campo y las variables espectrales

El siguiente cuadro (Cuadro 11) muestra los modelos y coeficientes: Coeficiente de correlación de *Pearson* (R), coeficiente de determinación (R^2), y el error estándar de la estimación (Se), obtenidos al relacionar el carbono medido en 9 parcelas de pino con las variables radiométricas. Como era esperado, en general, estas correlaciones son más altas a medida que se combinan entre variables.

Cuadro 11. Coeficientes de correlación de Pearson (R), coeficiente de determinación (R^2), y el error estándar de la estimación (Se) obtenidos al relacionar el carbono calculado en campo (variable dependiente) con las variables independientes.

Variables Individuales	Modelos de regresión simple	R	R ²	Se
PC1	1) 7.96 + 218.45(PC1)	0.26	0.07	46.32
B4	2) 115.09 - 180.83(B4)	0.13	0.02	47.62
B5	3) 23.29 - 288.14(B5)	0.32	0.10	45.51
NDVI	4) 193.01 - 178.89(NDVI)	0.25	0.06	46.55
T-NDVI	5) 470.391 - 367.39(T-NDVI)	0.24	0.06	46.69
Greenness	6) 120.31 - 539.07(Greenness)	0.31	0.10	45.68
Brightness	7) 34.49 + 143.17(Brightness)	0.11	0.01	47.74
Wetness	8) 29.23 - 307.91(Wetness)	0.35	0.13	44.84
Variables Combinadas	Modelos de regresión múltiple			
T-NDVI, NDVI, PC1	9) -82,525.27 + 106, 997.45(T-NDVI) - 49, 639.475(NDVI) + 535.41(PC1)	0.95	0.91	16.93
T-NDVI, NDVI	10) 64,713.53 + 84,301.37(T-NDVI) - 39, 357.49(NDVI)	0.82	0.67	29.99
T-NDVI, NDVI, B4	11) -73,221.05 + 95,298.28 (TNDVI) - 44,554.11(NDVI) + 417.60(B4)	0.85	0.73	29.31
Greenness, Brightness, Wetness	12) 113.22 + 607.61(Greenness) - 805.83(Brightness) - 847.09(Wetness)	0.41	0.18	51.59
T-NDVI, NDVI, B4, PC1	13) -811.19.33 + 104,958.53(T-NDV) - 48,376.26(NDVI) - 660.38(B4) + 897.56(PC1)	0.98	0.97	11.1

Como se observa en (Cuadro 11), los modelos de regresión simple presentan una capacidad predictiva muy baja, por lo que ninguno de ellos puede ser utilizado para la estimación de Stock de Carbono. Dentro de estos pobres resultados, los mejores son los obtenidos con las variables Wetness (humedad) y el Greenness (verdor) de la vegetación, ($R^2 > 0.10$), siendo el modelo número ocho el que mejor describe la relación del carbono con la primera y el modelo número seis con la última. En el otro extremo, los peores modelos de estimación individuales

se obtienen con las variables Brightness (brillo) y B4 ($R^2 < 0.2$) siendo el modelo número 7 el que describe el carbono con la primera y el modelo número 2 con la última.

Empleando imágenes Landsat TM, Lu (2005) obtuvo R^2 de 0.49 a 0.78 cuando combinó una medida de textura y variables espectrales en un modelo de biomasa de bosques tropicales.

Rodríguez *et al.*, (2009), encontró que el género *Pinus* obtuvo los coeficientes de determinación (R^2) más altos 0.99 excepto *P. patula* con 0.98 al relacionarlos con los datos de NDVI provenientes de imágenes Landsat con las alturas de cada árbol inventariado.

Otros estudios han utilizado el mismo método explicado en esta investigación obteniendo resultados satisfactorios como: Rodríguez *et al.*, (2006), encontró un R^2 de 0.95 para la mayoría de las especies arbóreas presentes en el bosque mesófilo de montaña en la Reserva de la Biosfera el Cielo al correlacionarla con los niveles digitales de imágenes Landsat TM 7.

En otro estudio los resultados fueron menos satisfactorios, calcularon un R^2 de sólo 0.62 al utilizar los valores de NDVI de una imagen ASTER (Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer) y el diámetro normal como variable predictora de la biomasa foliar en *Pinus radiata*. En ese mismo estudio el R^2 aumentó a 0.94 al emplear el diámetro del tronco medido a la base de la copa (Rodríguez *et al.*, 2009).

Por otra parte se observa en el (Cuadro 11), que resultaron un total de cuatro modelos que presentan coeficientes de determinación superiores a 0.18, con errores igual a 11.1 y mayor coeficiente de determinación 0.97. Estos se presentan en el grupo de variables combinadas lo que los convierte en realmente operativos para estimar el mapeo del Stock de Carbono del área de estudio. Estos cuatro modelos presentan una característica en común: el empleo de una variable relacionada con el índice de la vegetación (NDVI y T-NDVI).

Cabe hacer mención especial lo ocurrido en los modelos nueve y trece, que a pesar que arrojaron un coeficiente de correlación muy alto 0.95 y 0.98 respectivamente, estos presentaron una sobre estimaciones del Stock de carbono, lo que permitió la no utilización de los mismos. Finalmente, a pesar de que se presentó los R^2 de 0.73, el modelo onceavo fue el

que presento los mejores resultados al momento de la validación. Consecuentemente, este modelo es el seleccionado para estimar el mapeo del Stock de Carbono de la subcuenca de río Dipilto.

Según Gasparri *et al.*, (2007), hace mención en cuanto a las correlaciones, en el que presentó coeficientes de correlación significativos entre NDVI y biomasa aérea para la fecha del 12 Mayo 2002 ($R^2 = 0.559$, $p < 0.05$), en Brasil (Steininger, 2000).

4.2.3 Estimación del Stock de Carbono para dos años (1993-2011)

Aplicando el modelo once del Cuadro 11 obtenido mediante la utilización de los coeficientes de regresión ajustada se procedió a estimar el mapeo del Stock de Carbono para las áreas de vegetación arbórea de la subcuenca río Dipilto, para el primer periodo de tiempo (Año 1993).

El mapeo del Stock de Carbono del año 1993 señala que 67.76% de área de estudio no estima la fijación de C debido los niveles de reflectancia que no son correlacionados con los datos de campo que fueron considerados en análisis del modelo. Además gran parte de este porcentaje de área no presenta vegetación arbórea por lo que no se considerada en la evaluación del modelo, por la razón de que los pixeles correspondiente a esta zona presentan valores muy bajos de cobertura arbórea.

El 22.62% del área de la subcuenca presenta valores de 40-71 t/ha de C producto del comportamiento del bosque de pino que está altamente relacionado con el modelo descrito. Por su parte el restante 10.34% muestra intervalos de 91 e inclusive mayores a 150 t/ha C donde la principal cobertura son áreas de bosque de pino, el cual está estrechamente relacionado con el modelo (Figura 9).

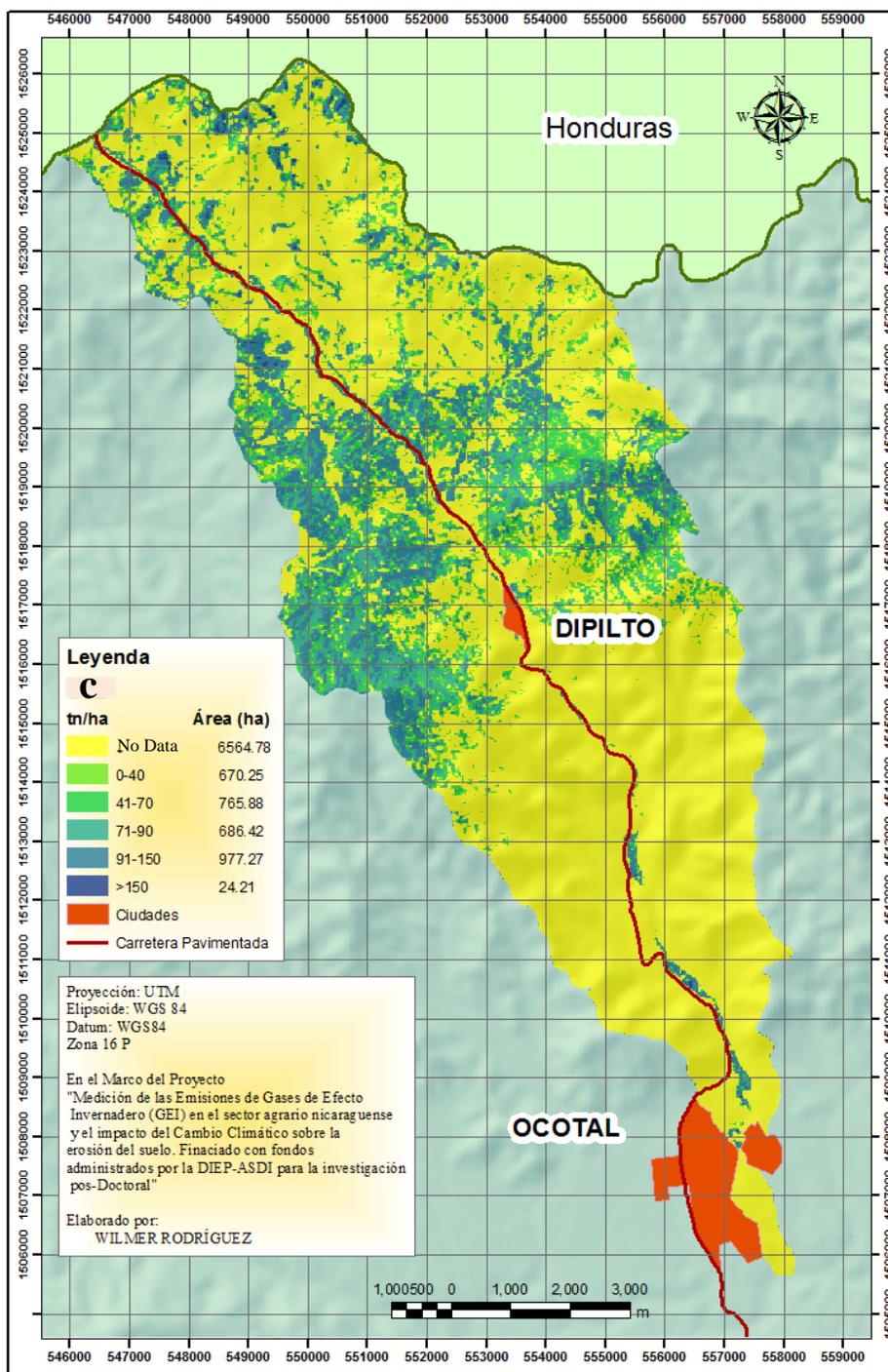


Figura 9. Mapeo del Stock de Carbono del año 1993 obtenida mediante técnicas de regresión múltiple.

Para el análisis de la imagen del año 2011, la distribución de valores de carbono más altos corresponde aproximadamente a la localización de la parte media y baja de la subcuenca. Las áreas en color amarillo (que corresponden a la parte alta y con cobertura del suelo de café bajo

sombra y bosque latifoliado, según verificación) no presentan las estimaciones de Stock de Carbono debido a que el modelo fue diseñado propiamente con datos de bosque de pino, por lo que el modelo no realizó ningún cálculo sobre ellas.

La imagen de satélite del año 2011 manifiesta que el 43.33% de área de estudio no estima la fijación de C debido a que los niveles de reflectancia no son correlacionados con los datos de campo que fueron considerados en análisis del modelo. El 22.13% de la subcuenca presenta valores de más de 91 t/ha e inclusive mayores a 150 t/ha de C producto del comportamiento del bosque de pino que está altamente relacionado con el modelo descrito. Por su parte el restante 34.54% muestra intervalos de 40-90 t/ha C producto del comportamiento del bosque de pino, el cual está estrechamente relacionado con el modelo (Figura 10).

Steininger (2000), sin embargo, también encontró una buena correlación entre la biomasa y bandas del TM para los bosques tropicales secundarios en la Amazonia, donde las parcelas van desde 20 a 200 t/ha.

4.2.4 Estimación de emisión de CO₂

Se aplicó un análisis de sobreposición de los mapas de Stock de Carbono de los dos años, estos se restaron y se obtuvo un mapeo que representa la estimación de emisión de CO₂ en un periodo de 18 años. De acuerdo a este análisis aproximadamente 3,182 ha no presentó cambio alguno, equivalente al 32.85%; 1,779.49 ha con un intervalo (1-100 t/ha) correspondiente al 18.37% presenta pérdidas de CO₂ debido al cambio en el uso del suelo. El 2.39% equivalente a 231.15 ha con un intervalo de (10-191 t/ha) en igual escenario de pérdida de CO₂ (Figura 11).

El 37.14% que corresponde a 3,598.90 ha con un intervalo (1-100 t/ha), presenta ganancias de CO₂ debido a que la mayor parte de los bosques se encuentra en un estado de regeneración, así como las medidas de protección implementadas por las instituciones del estado y los dueños de fincas. Un total de 896.77 ha correspondiente al 9.25% del área de estudio y con un intervalo de (101 - 210 t/ha) presenta una ganancia de C.

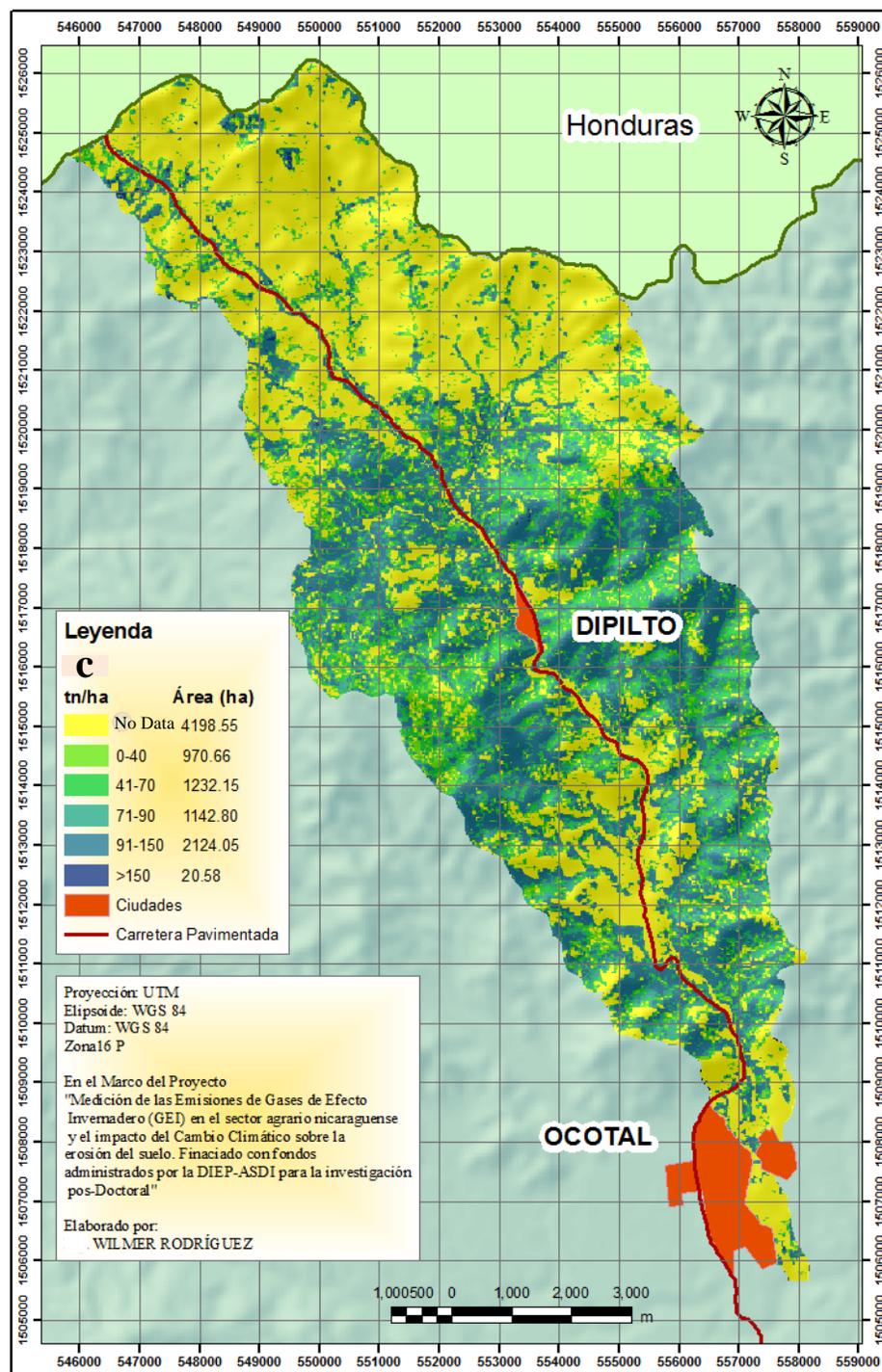


Figura 10. Mapeo del Stock de carbono del año 2011 obtenida mediante técnicas regresión múltiple.

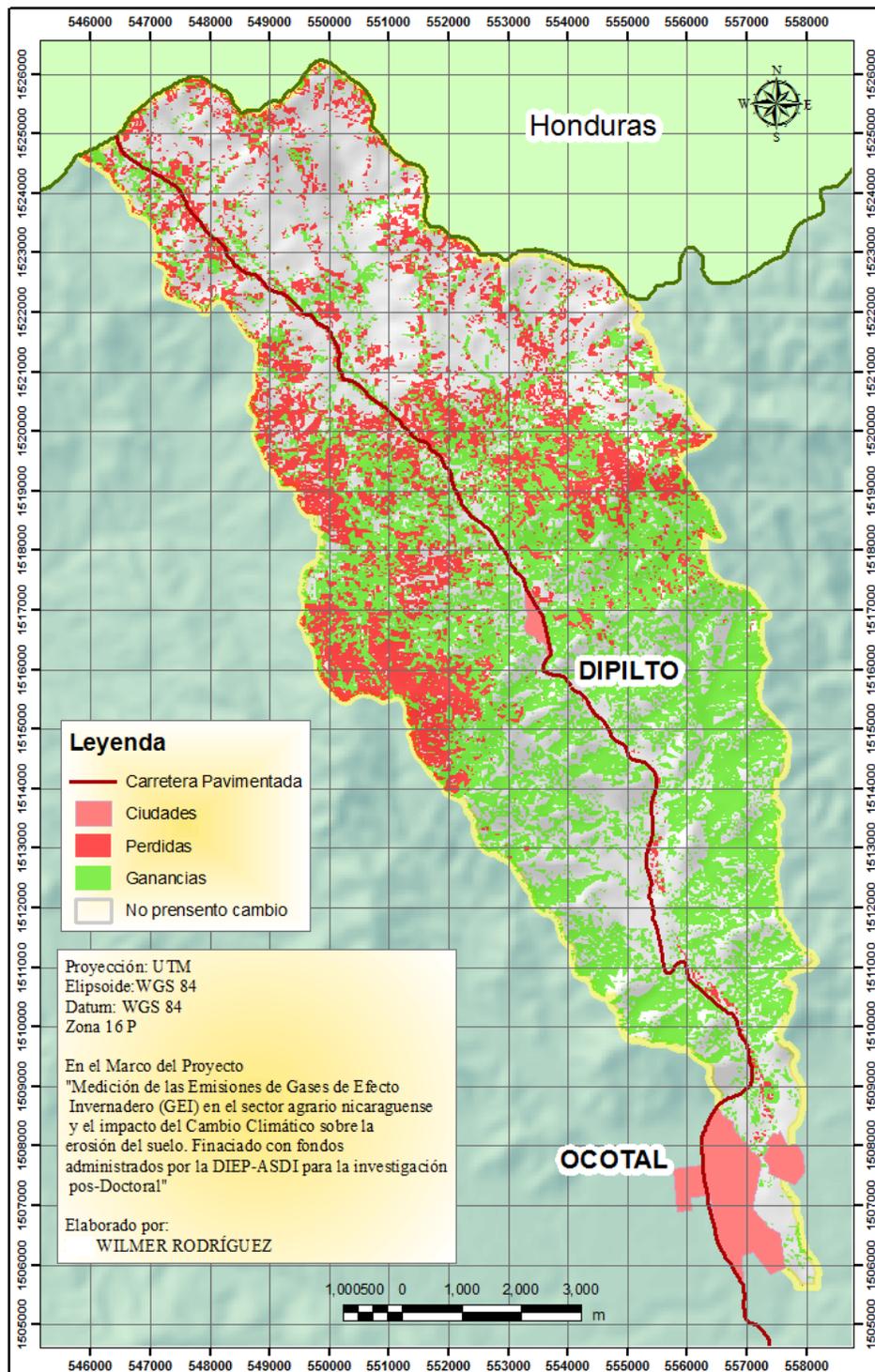


Figura 11. Mapeo de pérdidas y ganancias en las emisiones de CO₂ en un periodo de 18 años, Dipilto, Nueva Segovia.

V CONCLUSIONES

Es evidente la existencia del aumento e intensidad de la tasa de deforestación de los bosques existentes en la parte alta y media de la subcuenca río Dipilto durante los últimos dieciocho años. Las principales actividades de esta degradación son consecuencia de la tala ilegal, incendios forestales, incremento de ataques por plagas principalmente en los bosques de pinos.

La combinación de imágenes de resolución espacial media (30 m) pero de alta resolución espectral (7 bandas), como es la serie Landsat, ha demostrado ser una opción viable para definir trayectorias de cambio de la cobertura del suelo.

El análisis de correlación y modelos de regresión a partir de la información provenientes de sensores remotos y datos de carbono en campo reflejan una alta estimación del Stock de Carbono correspondiente a las áreas de bosque de pino y bosques secundarios joven, no así a las áreas de los bosques latifoliados donde las estimaciones son inexistentes debido a la carencia de datos de campo y variabilidad espectral.

Los resultados presentados en este estudio sugieren que las imágenes satelitales Landsat proveen datos valiosos que pueden ser relacionados con información de campo para desarrollar metodologías de monitoreo de Stock de Carbono de los bosques de pino de la subcuenca río Dipilto.

Con estas metodologías se proponen solucionar interrogantes relacionadas con el cambio climático, tales como la estimación de las emisiones de CO₂ derivadas del cambio en el uso del suelo durante un periodo de tiempo determinado.

IV RECOMENDACIONES

Realizar futuras clasificaciones, haciendo uso de otras imágenes de satélites con mejores resolución espacial y espectral (Spot, Formosat-2). De esta manera se pueden obtener mejores resultados en la estimación (carbono y uso del suelo) y la variabilidad (mejor resolución temporal). Además, estas clasificaciones y estimaciones pueden auxiliarse con información secundaria, como topografía, regiones biogeográficas, o edafológicas.

Se propone como continuación de este estudio la estimación de otros parámetros de la cubierta vegetal como, Índice de área foliar, dinámica fenológica, estrés hídrico, contenido de clorofila en la hoja, productividad neta de la vegetación, a través de la amplia información que poseen las imágenes de satélites Landsat.

Incrementar el número de datos de campo con un mínimo de treinta observaciones. De esta forma evaluar todos los bosques de la subcuenca río Dipilto y mejorar el proceso de correlación-regresión, además esto permitirá obtener una caracterización más completa en el potencial del recurso bosque en el territorio.

V BIBLIOGRAFÍA

Alonzo, E. 2011. Evaluación temporal y espacial del cambio de uso de la tierra en el bosque de pinos oocarpa Schiede y su impacto sobre la emisión de CO₂ en un periodo de 1993 y 2011. No publicada. Managua-Nicaragua.

Calderón, D.; Solís, D. 2011. Cuantificación del carbono almacenado en el sistema del bosque de pino (*pinos oocarpa*. L). Dipilto, Nueva Segovia. Tesis Ing. Tesis. Ing. Agr. Universidad Nacional Agraria Facultad de Recursos Naturales y del Ambiente. Managua, NI.

Castillo, M. 2009. Análisis con imágenes satelitales de los recursos forestales en el trópico húmedo de Chiapas: un estudio de caso en Marqués de Comillas. Tesis Ph.D. Universidad Nacional Autónoma De México. 123 p.

Chan, J.; Laporte, N.; Defries, R. 2003. Texture Classification of logged forests in tropical Africa using machine-learning algorithms. *Int. J. Remote Sensing* 24, 1401-1407.

Chuvieco, E. 1996. Fundamentos de Teledetección. 3ª edición revisada ed. Ediciones RIALP, Madrid.

Chuvieco, E.; Riaño, D.; Aguado, I.; Cocero, D. 2002. Estimation of fuel moisture content.

Congalton, R. 1988. A comparisons of sampling schemes used in generating error matrices for assessing the accuracy of maps generated from remotely sensed data, *Photogrametric Engineering and Remote Sensing*, vol. 54, pp. 593-600.

Congalton, R. 1991. A review of assessing the currency of classifications of remotely sensed data, *Remote Sensing of environment*, vol.37, pp. 35-36.b

Crist, E.; Laurin, R.; Cicone, R. 1986. Vegetation and soils information contained in transformed Thematic Mapper data. En *Proceedings of IGARSS '86 Symposium*,1465-70, Ref. ESA SP-254, Paris.

Ebdon, D. 1982. *Estadística para geógrafos*. Oikos-Tau, Barcelona, 348 pp.

ERDAS, Inc. 1997. The first Spanish translation of key ERDAS manual to increase usability for ERDAS' Spanish-speaking customers.

Etxeverría, J. 1999. *Regresión múltiple*. Cuadernos de Estadística, La Muralla, Madrid, 155 pp.

FAO (United Nations Food and Agriculture Organization), 1996. Forest resources assessment 1990. Survey of tropical forest cover and study of change processes. Number 130, Roma Italia, p.

Foody, G.; Cutler, M.; McMorrow, J.; Pelz, D.; Tangki, H.; Boyd, D.; Douglas, I. 2001. Mapping the biomass of Bornean tropical rain forest from remotely sensed data. *Global Ecology and Biogeography*, Vol. 10, pp. 379-387.

Congreso de la asociación española de teledetección (12, 2007, Mar del Plata-AR). 2007. Utilidad de imágenes Landsat 7 ETM+ de diferentes fechas para la estimación de biomasa aérea en bosques subtropicales secos de Argentina. Eds. N, Gasparri; M, Parmuchi; J, Bono; H, Karszenbaum; C, Montenegro. Buenos Aires, AR. 9.

García, A. 2009. Estimación de biomasa residual mediante imágenes de satélite y trabajo de campo. Modelización del potencial energético de los bosques turolenses. Tesis Ph.D. Universidad De Zaragoza. 519 p.

Gilabert, M.; González-Piqueras, J.; García-Haro, J. 1997. Acerca de los índices de vegetación. *Revista de Teledetección*, Vol. 8, pp. 1-10.

Hair, F.; Anderson, E.; Tatham, R.; Black, W. 1999. *Análisis multivariante*. Prentice Hall Iberia, Madrid, 799 pp.

Houghton, R.; Lawrence, K., Hackler, J.; Brown, S. 2001. The spatial distribution of forest biomass in the Brazilian Amazon: a comparison of estimates. *Global Change Biology* **7**:731–746.

Labrecque, S.; Fournier, R.; Luther, J.; Piercey, D. 2003. A comparison of three approaches to map forest biomass from Landsat-TM and inventory data in Western Newfoundland. En *Proceedings of 25th Canadian Symposium on Remote Sensing*. Montreal.

Labrecque, S.; Fournier, R.; Luther, J.; Piercey, D. 2006. A comparison of four methods to map biomass from Landsat-TM and inventory data in Western Newfoundland. *Forest Ecology and Management*, Vol. 226, pp. 129-144.

Lambin, E.; Geist, H.; Lepers, E. 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment and Resources* 28:205-241.

Lu, D. 2005. Relationships between forest stand parameters and Landsat TM spectral responses in the Brazilian Amazon Basin.

Mäkelä, H.; Pekkarinen, A. 2001. Estimation of timber volume at the sample plot level by means of image segmentation and Landsat TM imagery. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 77, pp. 66-75.

Mäkelä, H.; Pekkarinen, A. 2004. Estimation of forest stand volumes by Landsat TM imagery and stand-level field-inventory data. *Forest Ecology and Management*, Vol.196, pp. 245-255.

MARENA-POSAF, 2001. Plan de Ordenamiento de la Subcuenca río Dipilto. Informe Técnico N° IV.

Maselli, F.; Chiesi, M. 2006. Evaluation of statistical methods to estimate forest volumen in a Mediterranean Region. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote*.

Mendoza, F. 2008. Evaluación Cuantitativa de la Fijación del Dióxido de Carbono (CO₂) en un Bosque Tropical en el Norte-Central de Nicaragua, Central América haciendo uso de Imágenes de Satélites Landsat ETM+. Artículo presentado en la Reunión Científica de Docentes, 2009, Universidad Nacional Agraria, Managua, Nicaragua.

Mendoza, F. 2010. Análisis Multitemporal del Cambio de Uso del Suelo en base a Imágenes Satelitales de los territorios indígenas de Mayangna Sauni As , Mayangna Sauni Bas , Sikilta, MatungBak/Sauni Arungka, SIPBAA, Layasiksa y el área afectada por el Huracán Félix en 2007 para el periodo de tiempo 2005 – 2007/08 en los Departamentos de Jinotega y la RAAN. Managua, Nicaragua.

Mickler, R.; Earnhardt, T.; Moore, J. 2002 Regional estimation of current and future biomass. *Environmental Pollution*, Vol. 116, pp. S7-S16.

Pardo, A.; Ruiz, M. 2005. Análisis de datos con SPSS 13 Base. Mc Graw Hill, Madrid, 600 pp.

Ramette, A. 2007. Multivariate analysis in microbial ecology. *FEMS Microbiological Ecology* 62:142-160.

Reese, H.; Nilsson, M.; Sandström, P.; Olsson, H. 2002. Applications using estimates of forest parameters derived from satellite and forest inventory data. *Computers and Electronics in Agriculture*, Vol. 37, pp. 37-55.

Rodríguez, Aguirre, C.; Treviño, G.; Razo, R. 2006. Estimación de carbono almacenado en el bosque de pino-encino en la Reserva de la Biosfera el Cielo, mediante imágenes de satélites Landsat. Tamaulipas, México. Universidad Autónoma Indígena de México.

Rodríguez, L.; Jiménez, P.; Aguirre, C.; Treviño, G.; Razo, Z. 2009. Estimación de carbono almacenado en el bosque mesofilo en la Reserva de la Biosfera el Cielo, mediante imágenes de

satélites Landsat. Tamaulipas, México. Universidad Autónoma Indígena de México. Ra Ximhai 5(3): 317-327.

Roy, P.; Ravan, S. 1996. Biomass estimation using satellite remote sensing data. An investigation on possible approaches for natural forest. *Journal of Biosciences*, Vol. 21, pp. 535-561.

Sala, O.; Chapin, F.; Armesto J.; Berlow, E.; Bloomfiel, J.; Dirzo. R., Hubertsanwald, E.; Huenneke, L.; Jackso, R.; Kinsing, A.; Leenmans, R.; Lodge, D.; Mooney, H.; Oesterheld, M.; Poff, N.; Sykes, M.; Waker, B.; Walker, M.; Wall, D. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770-1774.

Salvador, R.; Pons, X. 1998. On the applicability of Landsat TM images to Mediterranean forest inventories. *Forest Ecology and Management*, Vol. 104, pp. 193-208.

Shunji, H. 1999. Teledetección y análisis espacial (en línea) Bogotá, Co. Consultado 5 oct. 2009. Disponible en <http://www.santander.edu>.

Steininger, M. 2000. Satellite estimation of tropical secondary forest above-ground biomass: data from Brazil and Bolivia. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 21, pp. 1139-1157.

Velázquez, A.; Mas, J.; Palacio, J.; Díaz, R.; Mayorga, C.; Alcantara, R.; Fernandez, T. 2007. Análisis de cambio de uso del suelo. Informe técnico convenio INE-Instituto de Geografía, UNAM.

Vitousek, P.; Mooney, H.; Lubchenco, J.; Melillo, J. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277:494-49.

ANEXOS

Anexo 1. Metadatos correspondiente a la imagen del año 1993.

GROUP	L1_METADATA_FILE
GROUP	METADATA_FILE_INFO
ORIGIN	"Image courtesy of the U.S Geological Survey
REQUEST_ID	"0101006164192_00030"
PRODUCT_CREATION_TIME	2010-06-19T07:55:28Z
STATION_ID	"EDC"
LANDSAT5_XBAND	"1"
GROUND_STATION	"XXX"
LPS_PROCESSOR_NUMBER	0
DATEHOUR_CONTACT_PERIOD	"9305415"
SUBINTERVAL_NUMBER	"01"
END_GROUP	METADATA_FILE_INFO
GROUP	PRODUCT_METADATA
PRODUCT_TYPE	"L1T"
ELEVATION_SOURCE	"GLS2000"
PROCESSING_SOFTWARE	"LPGS_11.1.0"
EPHEMERIS_TYPE	"DEFINITIVE"
SPACECRAFT_ID	"Landsat5"
SENSOR_ID	"TM"
SENSOR_MODE	"SAM"
ACQUISITION_DATE	1993-02-23
SCENE_CENTER_SCAN_TIME	15:27:56.4490130Z
WRS_PATH	17
STARTING_ROW	51
ENDING_ROW	51
BAND_COMBINATION	"1234567"
END_GROUP	CORRECTIONS_APPLIED
GROUP	PROJECTION_PARAMETERS
REFERENCE_DATUM	"WGS84"
REFERENCE_ELLIPSOID	"WGS84"
GRID_CELL_SIZE_THM	30.000
GRID_CELL_SIZE_REF	GRID_CELL_SIZE_REF
GRID_CELL_SIZE_REF	"NUP"
RESAMPLING_OPTION	"CC"
MAP_PROJECTION	"UTM"
ZONE_NUMBER	16

Anexo 2. Metadatos correspondiente a la imagen del año 2000.

GROUP	L1_METADATA_FILE
GROUP	METADATA_FILE_INFO
ORIGIN	"Image courtesy of the U.S. Geological Survey"
REQUEST_ID	"0101011300699_00017"
PRODUCT_CREATION_TIME	2010-12-01T04:26:45Z
STATION_ID	"EDC"
LANDSAT7_XBAND	"2"
GROUND_STATION	"EDC"
LPS_PROCESSOR_NUMBER	9
DATEHOUR_CONTACT_PERIOD	"0009902"
SUBINTERVAL_NUMBER	"03"
END_GROUP	METADATA_FILE_INFO
PRODUCT_TYPE	"L1T"
ELEVATION_SOURCE	"GLS2000"
PROCESSING_SOFTWARE	"LPGS_11.2.1"
EPHEMERIS_TYPE	"DEFINITIVE"
SPACECRAFT_ID	"Landsat7"
SENSOR_ID	"ETM+"
SENSOR_MODE	"SAM"
ACQUISITION_DATE	2000-04-07
SCENE_CENTER_SCAN_TIME	15:58:23.9280273Z
WRS_PATH	17
STARTING_ROW	51
ENDING_ROW	51
BAND_COMBINATION	"123456678"
END_GROUP	CORRECTIONS_APPLIED
GROUP	PROJECTION_PARAMETERS
REFERENCE_DATUM	"WGS84"
REFERENCE_ELLIPSOID	"WGS84"
GRID_CELL_SIZE_PAN	15.000
GRID_CELL_SIZE_THM	30.000
GRID_CELL_SIZE_REF	30.000
ORIENTATION	"NUP"
RESAMPLING_OPTION	"CC"
MAP_PROJECTION	"UTM"
ZONE_NUMBER	16

Anexo 3. Metadatos correspondiente a la imagen del año 2011.

GROUP	L1_METADATA_FILE
GROUP	METADATA_FILE_INFO
ORIGIN	"Image courtesy of the U.S. Geological Survey"
REQUEST_ID	"8881102100001_69033"
PRODUCT_CREATION_TIME	2011-02-10T18:19:51Z
STATION_ID	"EDC"
LANDSAT5_XBAND	"1"
GROUND_STATION	"CHM"
LPS_PROCESSOR_NUMBER	0
DATEHOUR_CONTACT_PERIOD	"1100815"
SUBINTERVAL_NUMBER	"01"
END_GROUP	PRODUCT_METADATA
METADATA_FILE_INFO	"L1T"
ELEVATION_SOURCE	"GLS2000"
PROCESSING_SOFTWARE	"LPGS_11.3.0"
EPHEMERIS_TYPE	"DEFINITIVE"
SPACECRAFT_ID	"Landsat5"
SENSOR_ID	"TM"
SENSOR_MODE	"BUMPER"
ACQUISITION_DATE	2011-01-08
SCENE_CENTER_SCAN_TIME	15:55:54.3840190Z
WRS_PATH	17
STARTING_ROW	51
ENDING_ROW	51
BAND_COMBINATION	"1234567"
END_GROUP	CORRECTIONS_APPLIED
GROUP	PROJECTION_PARAMETERS
REFERENCE_DATUM	"WGS84"
REFERENCE_ELLIPSOID	"WGS84"
GRID_CELL_SIZE_THM	30.000
GRID_CELL_SIZE_REF	30.000
ORIENTATION	"NUP"
RESAMPLING_OPTION	"CC"
MAP_PROJECTION	"UTM"
END_GROUP	PROJECTION_PARAMETERS
ZONE_NUMBER	16

Anexo 4. Puntos de verificación de la cobertura de vegetal.

N°	Código	Coordenada x	Coordenada y	Cobertura
1	Agrp	556837	1510181	Agropecuario
2	Agrp	555563	1511133	Agropecuario
3	Agrp	555864	1511161	Agropecuario
4	Agrp	555948	1511161	Agropecuario
5	Agrp	555531	1511212	Agropecuario
6	Agrp	555463	1511576	Agropecuario
7	Agrp	555368	1512139	Agropecuario
8	Agrp	555327	1512610	Agropecuario
9	Agrp	555271	1512759	Agropecuario
10	Agrp	555268	1512801	Agropecuario
11	Agrp	556836	1513486	Agropecuario
12	Agrp	555413	1513493	Agropecuario
13	Agrp	556851	1513503	Agropecuario
14	Agrp	551503	1516978	Agropecuario
15	Agrp	551203	1516994	Agropecuario
16	Agrp	551391	1517059	Agropecuario
17	Agrp	551473	1517251	Agropecuario
18	Agrp	551583	1517255	Agropecuario
19	Agrp	551183	1517316	Agropecuario
20	Agrp	551773	1517381	Agropecuario
21	Agrp	551787	1517561	Agropecuario
22	Agrp	551016	1517718	Agropecuario
23	Agrp	551900	1517719	Agropecuario
24	Agrp	552722	1518955	Agropecuario
25	Agrp	557157	1511222	Agropecuario
26	Agrp	552751	1518958	Agropecuario
27	Blc	548879	1525053	Bosque latifoliado cerrado
28	Blc	552577	1515947	Bosque latifoliado cerrado
29	Blc	550717	1520557	Bosque latifoliado cerrado
30	Blc	550498	1520734	Bosque latifoliado cerrado
31	Blc	550218	1520883	Bosque latifoliado cerrado
32	Blc	552566	1521121	Bosque latifoliado cerrado
33	Blc	550109	1521123	Bosque latifoliado cerrado
34	Blc	552496	1521234	Bosque latifoliado cerrado
35	Blc	553059	1521262	Bosque latifoliado cerrado
36	Blc	553326	1521290	Bosque latifoliado cerrado
37	Blc	552285	1521431	Bosque latifoliado cerrado

38	Blc	550092	1521471	Bosque latifoliado cerrado
39	Blc	551030	1521530	Bosque latifoliado cerrado
40	Blc	553017	1521670	Bosque latifoliado cerrado
41	Blc	553213	1522022	Bosque latifoliado cerrado
42	Blc	553199	1522078	Bosque latifoliado cerrado
43	Blc	553199	1522261	Bosque latifoliado cerrado
44	Blc	549219	1522336	Bosque latifoliado cerrado
45	Blc	550896	1523117	Bosque latifoliado cerrado
46	Blc	549345	1523372	Bosque latifoliado cerrado
47	Blc	549041	1523722	Bosque latifoliado cerrado
48	Blc	549887	1523950	Bosque latifoliado cerrado
49	Blc	549054	1524266	Bosque latifoliado cerrado
50	Blc	549731	1524634	Bosque latifoliado cerrado
51	Blc	549982	1524985	Bosque latifoliado cerrado
52	Blc	548856	1525053	Bosque latifoliado cerrado
53	Bla	552549	1518642	Bosque latifoliado abierto
54	Bla	552516	1518806	Bosque latifoliado abierto
55	Bla	549720	1519998	Bosque latifoliado abierto
56	Bla	551641	1520820	Bosque latifoliado abierto
57	Bla	551543	1520995	Bosque latifoliado abierto
58	Bla	553775	1521023	Bosque latifoliado abierto
59	Bla	554111	1521282	Bosque latifoliado abierto
60	Bla	554163	1521385	Bosque latifoliado abierto
61	Bla	550033	1521530	Bosque latifoliado abierto
62	Bla	551573	1521568	Bosque latifoliado abierto
63	Bla	549685	1521938	Bosque latifoliado abierto
64	Bla	549441	1522029	Bosque latifoliado abierto
65	Bla	551592	1522268	Bosque latifoliado abierto
66	Bla	552816	1522326	Bosque latifoliado abierto
67	Bla	548787	1522625	Bosque latifoliado abierto
68	Bla	548062	1522798	Bosque latifoliado abierto
69	Bla	548419	1522803	Bosque latifoliado abierto
70	Bla	548464	1523774	Bosque latifoliado abierto
71	Bla	548396	1523793	Bosque latifoliado abierto
72	Bla	550533	1523812	Bosque latifoliado abierto
73	Bla	549601	1524716	Bosque latifoliado abierto
74	Bla	553765	1514207	Bosque latifoliado abierto
75	Bla	553765	1514225	Bosque latifoliado abierto
76	Bla	555002	1514270	Bosque latifoliado abierto
77	Bla	555055	1514292	Bosque latifoliado abierto
78	Bla	554713	1514336	Bosque latifoliado abierto

79	Bla	554401	1514440	Bosque latifoliado abierto
80	Bpa	554415	1514457	Bosque pino abierto
81	Bpa	552851	1514530	Bosque pino abierto
82	Bpa	555100	1514562	Bosque pino abierto
83	Bpa	554575	1514581	Bosque pino abierto
84	Bpa	553018	1514617	Bosque pino abierto
85	Bpa	553742	1516016	Bosque pino abierto
86	Bpa	551922	1516152	Bosque pino abierto
87	Bpa	551947	1516191	Bosque pino abierto
88	Bpa	553056	1516765	Bosque pino abierto
89	Bpa	553045	1516769	Bosque pino abierto
90	Bpa	552653	1516982	Bosque pino abierto
91	Bpa	552868	1516998	Bosque pino abierto
92	Bpa	552847	1517011	Bosque pino abierto
93	Bpa	552636	1517017	Bosque pino abierto
94	Bpa	552519	1517056	Bosque pino abierto
95	Bpa	552157	1517081	Bosque pino abierto
96	Bpa	552385	1517175	Bosque pino abierto
97	Bpa	552380	1517232	Bosque pino abierto
98	Bpa	552381	1517232	Bosque pino abierto
99	Bpa	553247	1517476	Bosque pino abierto
100	Bpa	553084	1517635	Bosque pino abierto
101	Bpa	553014	1517722	Bosque pino abierto
102	Bpa	552673	1518316	Bosque pino abierto
103	Bpa	550840	1518369	Bosque pino abierto
104	Bpa	551321	1518693	Bosque pino abierto
105	Bpa	551754	1519563	Bosque pino abierto
106	Bpa	551216	1520053	Bosque pino abierto
107	Bpc	550916	1520417	Bosque pino cerrado
108	Bpc	548399	1522800	Bosque pino cerrado
109	Bpc	548421	1522818	Bosque pino cerrado
110	Bpc	552637	1514246	Bosque pino cerrado
111	Bpc	552406	1514294	Bosque pino cerrado
112	Bpc	551914	1514305	Bosque pino cerrado
113	Bpc	551594	1514749	Bosque pino cerrado
114	Bpc	551594	1514749	Bosque pino cerrado
115	Bpc	552964	1514996	Bosque pino cerrado
116	Bpc	551914	1515430	Bosque pino cerrado
117	Bpc	550949	1515798	Bosque pino cerrado
118	Bpc	551545	1516514	Bosque pino cerrado
119	Bpc	550594	1516590	Bosque pino cerrado

120	Bpc	552438	1517185	Bosque pino cerrado
121	Bpc	552390	1517286	Bosque pino cerrado
122	Bpc	552498	1517354	Bosque pino cerrado
123	Bpc	550795	1518390	Bosque pino cerrado
124	Bpc	550648	1518681	Bosque pino cerrado
125	Bpc	554455	1518748	Bosque pino cerrado
126	Bpc	554473	1518798	Bosque pino cerrado
127	Bpc	553839	1518878	Bosque pino cerrado
128	Bpc	555914	1518899	Bosque pino cerrado
129	Bpc	554298	1518958	Bosque pino cerrado
130	Bpc	554873	1518965	Bosque pino cerrado
131	Bpc	553377	1519054	Bosque pino cerrado
132	Bpc	553387	1519228	Bosque pino cerrado
133	Bpc	553176	1519490	Bosque pino cerrado
134	Bpc	551587	1519691	Bosque pino cerrado
135	Bpc	551440	1519838	Bosque pino cerrado
136	Urb y Tcp	556150	1510709	Urbano y Tierras en condiciones particulares
137	Urb y Tcp	556201	1510859	Urbano y Tierras en condiciones particulares
138	Urb y Tcp	555374	1511682	Urbano y Tierras en condiciones particulares
139	Urb y Tcp	555309	1514488	Urbano y Tierras en condiciones particulares
140	Urb y Tcp	555238	1514599	Urbano y Tierras en condiciones particulares
141	Urb y Tcp	554477	1514928	Urbano y Tierras en condiciones particulares
142	Urb y Tcp	554867	1514993	Urbano y Tierras en condiciones particulares
143	Urb y Tcp	554867	1514993	Urbano y Tierras en condiciones particulares
144	Urb y Tcp	554598	1515248	Urbano y Tierras en condiciones particulares
145	Urb y Tcp	554378	1515479	Urbano y Tierras en condiciones particulares
146	Urb y Tcp	554241	1515547	Urbano y Tierras en condiciones particulares
147	Urb y Tcp	553882	1515910	Urbano y Tierras en condiciones particulares
148	Urb y Tcp	553516	1515960	Urbano y Tierras en condiciones particulares
149	Urb y Tcp	553656	1516182	Urbano y Tierras en condiciones particulares
150	Urb y Tcp	553663	1516351	Urbano y Tierras en condiciones particulares
151	Urb y Tcp	557667	1506209	Urbano y Tierras en condiciones particulares
152	Urb y Tcp	557470	1506260	Urbano y Tierras en condiciones particulares
153	Urb y Tcp	557077	1506887	Urbano y Tierras en condiciones particulares
154	Urb y Tcp	556953	1507011	Urbano y Tierras en condiciones particulares
155	Urb y Tcp	557455	1507543	Urbano y Tierras en condiciones particulares
156	Bsj	556972	1507698	Bosque secundario joven

157	Bsj	557147	1507724	Bosque secundario joven
158	Bsj	557485	1507769	Bosque secundario joven
159	Bsj	557120	1507790	Bosque secundario joven
160	Bsj	556916	1507973	Bosque secundario joven
161	Bsj	556865	1508140	Bosque secundario joven
162	Bsj	556807	1508198	Bosque secundario joven
163	Bsj	556581	1508486	Bosque secundario joven
164	Bsj	556533	1508526	Bosque secundario joven
165	Bsj	556565	1508758	Bosque secundario joven
166	Bsj	557015	1509098	Bosque secundario joven
167	Bsj	553382	1517008	Bosque secundario joven
168	Bsj	553392	1517067	Bosque secundario joven
169	Bsj	557383	1508972	Bosque secundario joven
170	Bsj	557126	1511244	Bosque secundario joven
171	Bsj	548879	1525053	Bosque secundario joven
172	Bsj	557030	1509456	Bosque secundario joven
173	Bsj	556986	1509637	Bosque secundario joven
174	Bsj	556617	1510232	Bosque secundario joven
175	Bsj	556401	1510706	Bosque secundario joven
176	V hervac-arbust	556669	1509211	Vegetación herbácea y arbustiva
177	V hervac-arbust	556501	1509242	Vegetación herbácea y arbustiva
178	V hervac-arbust	556520	1509686	Vegetación herbácea y arbustiva
179	V hervac-arbust	557284	1510179	Vegetación herbácea y arbustiva
180	V hervac-arbust	557229	1510336	Vegetación herbácea y arbustiva
181	V hervac-arbust	555121	1511059	Vegetación herbácea y arbustiva
182	V hervac-arbust	557044	1511074	Vegetación herbácea y arbustiva
183	V hervac-arbust	557773	1511074	Vegetación herbácea y arbustiva
184	V hervac-arbust	557090	1511113	Vegetación herbácea y arbustiva
185	V hervac-arbust	554480	1511278	Vegetación herbácea y arbustiva
186	V hervac-arbust	557112	1511288	Vegetación herbácea y arbustiva
187	V hervac-arbust	556123	1511511	Vegetación herbácea y arbustiva
188	V hervac-arbust	553741	1512269	Vegetación herbácea y arbustiva
189	V hervac-arbust	555363	1513796	Vegetación herbácea y arbustiva
190	V hervac-arbust	555379	1513913	Vegetación herbácea y arbustiva
191	V hervac-arbust	555420	1513969	Vegetación herbácea y Arbustiva
192	V hervac-arbust	555466	1514213	Vegetación herbácea y arbustiva
193	V hervac-arbust	555446	1514232	Vegetación herbácea y arbustiva
194	V hervac-arbust	557134	1511255	Vegetación herbácea y arbustiva
195	V hervac-arbust	557198	1511233	Vegetación herbácea y arbustiva
196	V hervac-arbust	557157	1511222	Vegetación herbácea y arbustiva

Anexo 5. Resultados obtenidos del análisis de regresión en el paquete computacional, Microsoft Excel.

Análisis estadístico del modelo numero 9

<i>Estadísticas de la regresión</i>	
Coefficiente de correlación múltiple	0.954618971
Coefficiente de determinación R ²	0.911297379
R ² ajustado	0.858075807
Error típico	16.93102689
Observaciones	9

Análisis de Varianza

	<i>Grados de libertad</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Valor crítico de F</i>			
Regresión	3	14725.16853	4908.38951	17.1227068	0.004619935			
Residuos	5	1433.298358	286.6596717					
Total	8	16158.46689						
	<i>Coefficientes</i>	<i>Error típico</i>	<i>Estadístico t</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Inferior 95%</i>	<i>Superior 95%</i>	<i>Inferior 95.0%</i>	<i>Superior 95.0%</i>
Intercepción	-82525.27963	12101.98452	-6.819152635	0.00103384	-113634.4212	-51416.1381	-113634.421	-51416.1381
PC1	535.4191814	143.9971898	3.718261322	0.013736816	165.262621	905.575742	165.262621	905.575742
NDVI	-49639.47504	7256.429124	-6.840757925	0.001018958	-68292.71993	-30986.2301	-68292.7199	-30986.2301
TNDVI	106997.4557	15671.71005	6.827426958	0.001028111	66712.04252	147282.869	66712.0425	147282.869

Análisis estadístico del modelo numero 10

Estadísticas de la regresión

Coefficiente de correlación múltiple	0.816104371
Coefficiente de determinación R ²	0.666026344
R ² ajustado	0.554701792
Error típico	29.99028249
Observaciones	9

Análisis de Varianza

	<i>Grados de libertad</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Valor crítico de F</i>
Regresión	2	10761.9646	5380.982313	5.98274443	0.037250888
Residuos	6	5396.50226	899.4170439		
Total	8	16158.4669			

	<i>Coefficientes</i>	<i>Error típico</i>	<i>Estadístico t</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Inferior 95%</i>	<i>Superior 95%</i>	<i>Inferior 95.0%</i>	<i>Superior 95.0%</i>
Intercepción	64713.54	19685.6374	-3.287347	0.0166689	-112882.5593	-16544.5204	-112882.559	-16544.5204
TNDVI	84301.37093	25567.4872	3.2972097	0.01646505	21739.98372	146862.758	21739.9837	146862.758
NDVI	-39357.4950	11883.5795	-3.3119225	0.016166	-68435.56653	-10279.4235	-68435.5665	-10279.4235

Análisis estadístico del modelo número 11

<i>Estadísticas de la regresión</i>	
Coefficiente de correlación múltiple	0.856828397
Coefficiente de determinación R ²	0.734154901
R ² ajustado	0.574647842
Error típico	29.31091681
Observaciones	9

Análisis de Varianza

	<i>Grados de libertad</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Valor crítico de F</i>
Regresión	3	11862.81767	3954.272556	4.602648344	0.06677509
Residuos	5	4295.649222	859.1298443		
Total	8	16158.46689		<i>z</i>	

	<i>Coefficientes</i>	<i>Error típico</i>	<i>Estadístico t</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Inferior 95%</i>	<i>Superior 95%</i>	<i>Inferior 95.0%</i>	<i>Superior 95.0%</i>
Intercepción	-73221.048	20655.53816	-3.544862	0.0164	-126317.8	-20124.2973	-126317.8	-20124.29
Banda 4	417.602935	368.9166631	1.131970	0.3089	-530.7275	1365.93341	-530.72	1365.933
NDVI	-44554.115	12488.75773	-3.5675378	0.0160	-76657.489	-12450.742	-76657.48	-12450.74
TNDVI	95298.28371	26810.32848	3.554536	0.0163	26380.140	164216.427	26380.14	164216.42

Análisis estadístico del modelo número 13

<i>Estadísticas de la regresión</i>	
Coefficiente de correlación múltiple	0.9846105
Coefficiente de determinación R ²	0.96945784
R ² ajustado	0.93891568
Error típico	11.1075932
Observaciones	9

Análisis de Varianza

	<i>Grados de libertad</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Valor crítico de F</i>
Regresión	4	15664.95240	3916.2381	31.7416249	0.00274149
Residuos	4	493.514508	123.378627		
Total	8	16158.4669			

	<i>Coefficientes</i>	<i>Error típico</i>	<i>Estadístico t</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Inferior 95%</i>	<i>Superior 95%</i>	<i>Inferior 95.0%</i>	<i>Superior 95.0%</i>
Intercepción	-81119.332	7955.828	-10.196	0.001	-103208.251	-59030.412	-103208.251	-59030.412
TNDVI	104958.531	10307.927	10.182	0.001	76339.139	133577.924	76339.139	133577.924
NDVI	-48376.261	4782.529	-10.115	0.001	-61654.692	-35097.831	-61654.692	-35097.831
Banda_4	-660.381	239.277	-2.760	0.051	-1324.720	3.958	-1324.720	3.958