

REVISTA FORESTAL LATINOAMERICANA

57 | Volumen 36 | Número Especial 2020-2022



Instituto Forestal Latinoamericano. Mérida, Venezuela

REVISTA FORESTAL LATINOAMERICANA

57 VOLUMEN 36 {NUMERO UNICO 2020 – 2022

La Revista Forestal Latinoamericana es una publicación semestral editada por el Instituto Forestal latinoamericano (IFLA), en Mérida, Venezuela; de carácter científico, especializada en el ámbito del manejo forestal, ordenamiento territorial, manejo de cuencas, ecología, restauración de ecosistemas, ambiente y tecnología de la madera. Esta publicación se encuentra indexada en Catalogo LATINDEX, REVENCYT, Periódica (UNAM, México), Thomson Gale, CAB Abstracts. La revista se encuentra disponible para el público en general en el portal www.saberula.ula.ve. Las solicitudes de canje, suscripción y donación pueden enviarse al Comité editorial por medio de la siguiente dirección: Instituto Forestal Latinoamericano, Vía Chorros de Milla, Núcleo Forestal, Edificio IFLA. Apartado p 36. Mérida, Venezuela. También por medio de correo electrónico: ifla.ifla@gmail.com.

INSTITUTO FORESTAL LATINOAMERICANO CONSEJO DIRECTIVO

Dirección de Patrimonio Forestal (MINEC)
Oficina Sectorial de Gestión y Cooperación Internacional (MINEC)
Francisco Rivas. Universidad de Los Andes (ULA)
Fidel Francisco Ferrer Hajos. Director Ejecutivo (IFLA)

COMITE EDITORIAL

Editor Responsable
Fidel Francisco Ferrer Hajos
Editores Asociados
Francisco Rivas
José Armando Rondón

CONSULTORES DE ARBITRAJE

Adriana Padilla (ULA-LABONAC)	José Pérez Roa (CIDIAT)
Alfredo Maggiorani (INIA)	Leonardo Lugo Salinas (ULA-IF)
Alexander Barrios	Lilian Bracamonte (ULA-LABONAC)
Alicia Cáceres (UCV.IBE)	Lino Valera (ULA-INDEFOR)
Amarilis Burgos (ULA-ESTUPOR)	Manuel Acosta (UV-JARDIN BOTANICO-ESPAÑA)
Argenis Mora (ULA-DPTO.BOSQUES)	María Eugenia Benítez Torres (MINEC)
Cariños García (ULA-ICAE)	Mauricio Jerez (ULA-CEFAP)
Carmen García (UNESUR)	Miguel Cabeza (CIDIAT)
Clifford Peña (ULA-GIMEFOR)	Miriam Díaz (UNEFM-CIEZA)
Domingo Sánchez (ULA-INDEFOR)	Nahúm Sánchez Vargas (UMSNH-IIAF-MEXICO)
Eduardo Escalante (ULA-GIMEFOR)	Pablo Ninin (ULA-LABONAC)
Ernesto Arends(ULA-IF)	Pedro Trejo (ULA-IF)
José Alexander Parra (ULA-IF)	Raúl Vidal (ULA-IF)
José Carlos Leite (UFMT-GREA-BRAZIL)	Styles Valero (ULA-LABONAC)
José Lozada (ULA-IF)	Vicente Garay (ULA-INDEFOR)

Documentación e informática Aida Eliana Andrade C.
Diseño de Portada y Maquetación Interna Aida Eliana Andrade C.
Fotografía de Portada Google
Depósito legal pp. 198102 ME 433. ISSN 0798-2437

Contenido

REVISTA FORESTAL LATINOAMERICANA

57, Volumen 36, Número Especial 2020-2022

Editorial 5

• Artículos

Leonardo Lugo, Carlos Pacheco, Omar Carrero, Maryam Sánchez y Dimas Hernández

Diagnóstico del bosque Húmedo Tropical de la República Bolivariana de Venezuela 7

Diagnostic of the Tropical Rainforests (TR) of Venezuela.....

Carlos Pacheco-Angulo, Dimas Hernández y Cristopher Camargo

Degradación forestal y emisiones de carbono por el aprovechamiento forestal selectivo en la reserva forestal Imataca

Forest degradation and carbón emissions due to selective forest use in the Imataca forest reserve.....

47

Luz Esther Sánchez-Arias, Augusto Ruiz-Castro, Gustavo Martin-Morales

Distribución espacial de bosques de manglar integrado al paisaje físico natural y socio-ecológico en la Republica Bolivariana de Venezuela (Subregión costera continental)

Spatial distribution of mangrove forests integrated to the natural physical and socio-ecological landscape in Venezuela (Continental Coastal continental).....

99

Reinaldo Javier Pérez Gutiérrez

Uso del método de evidencias físicas para la identificación de causas que inciden en los incendios forestales. (Municipios Campo Elías, Libertador y Santos Marquina del estado Mérida)

Use of the physical evidence method to identify causes that affect forest fires. (Campo Elías, Libertador and Santos Marquina municipalities of Mérida state).....

121

• Ensayos

Marcelo Vargas-Claros

Matorrales y Bosques Secos Interandios en Bolivia. Degradación Vs. Conservación
Scrublands and Inter-Andean Dry Forests in Bolivia. Degradation vs. Conservation.....

141

Editorial

Se estima que nuestra superficie de boscosa en Venezuela es de aproximadamente de 46.230.900 ha, de las cuales el 24,2% el equivalente a 11.183.202,20 ha, están decretadas para producción forestal mediante planes de manejo forestal. Estas áreas enfrentan limitaciones como, debilidades en las capacidades técnicas para el monitoreo y evaluación de los ecosistemas forestales, bajo o nulo de conocimiento y valoración de la biodiversidad forestal, falta de integración de sistemas de información para el monitoreo, debilidades en la coordinación inter-institucional, débil capacidad operativa para el Manejo Forestal Sustentable comunitario, falta de instrumentos y capacidades técnicas para la conservación, manejo y uso sostenible y restauración de ecosistemas forestales y servicios ecosistémicos.

Antes estos hechos o debilidades presente en la gestión y administración forestal, el Ministerio del Poder popular para el Ecosocialismo (MINEC) en conjunto con la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), ha venido implementado una estrategia de trabajo o proyecto titulado Ordenación forestal Sustentable y conservación de bosques en la perspectiva ecosocial, con el fin de integrar los temas de conservación de la biodiversidad, el manejo sostenible de la tierra y la mitigación del cambio climático en la Ordenación Forestal para el Manejo Forestal Sostenible. Que permitan implementar estrategias de trabajo en apoyo a instituciones encargada de la administración forestal y organizaciones comunitarias en la aplicación de innovaciones en el manejo de información, esquemas de incentivos, participación organizada de los comunidades relacionadas con los bosques, así como, mecanismos múltiples para la recuperación de áreas boscosas bajo procesos de degradación en ecosistemas forestales representativos de Venezuela. Delineando tres grande áreas de trabajo; a) la construcción de un sistema nacional integrado de información forestal, b) el Fortalecimiento de capacidades e instrumentos innovadores para el manejo forestal sostenible y c) Estrategias de restauración, conservación y manejo forestal sostenible de bosques en zonas afectadas por procesos de degradación.

De toda esta experiencia de trabajo, la fundación Instituto Forestal Latinoamericano (IFLA) tuvo la oportunidad de contribuir con diferentes estudios o propuestas de trabajo, entre lo que se destacan; a) los programas en fortalecimiento técnico - legal de los recursos humanos en el manejo forestal sustentable y de capacitación de talentos humanos y diálogos para el intercambio de saberes locales, b) elaboración 75 cartas temáticas a escala 1:250.000, sobre biodiversidad de la vegetación, distribución de especies y parámetros fitosociológicos (abundancia, frecuencia y

dominancia) considerando la clasificación fitogeográfica del país. c) protocolos para el procesamiento de información geoespacial y análisis multitemporal de la cobertura de bosques y levantamiento de Información socio económica de comunidades y pueblos indígenas asociados y/o dependiente de los bosques, d) estudio del estado de las poblaciones de las especies algarrobo (*Hymenaea courbaril*), puy (*Handroanthus serratifolius*, *H. impetiginosus*), zapatero (*Peltogyne floribunda*) y mureillo (*Erisma uncinatum*) evaluadas a través de medición de la autoecología, abundancia y distribución diamétrica, e) Aspectos económicos de los productos forestales maderables y no maderable para la sostenibilidad del comanejo forestal en reservas forestales.

En el presente número de la Revista Forestal Latinoamericana se integran cuatro artículos relacionados al manejo forestal sustentable de los bosques húmedos tropicales, la degradación forestal y emisiones de carbono, los bosques de manglar y los incendios forestales. Así como, un ensayo sobre matorrales y bosques secos interandios en Bolivia.

Artículos

Papers

Diagnóstico del bosque Húmedo Tropical de la República Bolivariana de Venezuela

Diagnostic of the Tropical Rainforests (TR) of Venezuela

Leonardo Lugo^{*,}, Carlos Pacheco^{**,**}, Omar Carrero^{**}, Maryam Sánchez^{**}
y Dimas Hernández^{**}**

Recibido: 01-04-2022 / Aceptado:

Resumen

El objetivo del presente estudio fue realizar un diagnóstico para conocer el estado actual del bosque húmedo tropical (BHT) en Venezuela, de cara a desarrollar un Manual de Restauración. Para ello, primer lugar, se identificaron y definieron las ecorregiones donde se encuentra el BHT, los resultados se obtuvieron cartográficamente mediante la aplicación de criterios, fisiográficos y fitogeográficos; en segundo lugar, se determinó la línea base del BHT (año 2000), sobre la que se inició el diagnóstico; en tercer lugar, se realizó el análisis de la dinámica del BHT y localización de las áreas “hot spot” de deforestación y degradación forestal en los últimos 20 años; y, en cuarto lugar, se describieron los elementos causales que promovieron los procesos de deforestación y degradación forestal, a nivel nacional y regional, mediante un modelo causal empírico. Los resultados indican que el 38,4% del territorio venezolano está conformado por 13 ecorregiones donde se desarrollan los BHT, el estado de la cobertura de los BHT ha variado en 2% durante el período 2000-2020, perdiéndose así 710.598,6 ha, con una tasa media anual de deforestación de 0,14. Las áreas “hot spot” de deforestación y degradación forestal, al norte del Orinoco se ubican en la ecorregión S-I-7 “Depresión Lago de Maracaibo” y “S-III-9 “Llanos Occidentales”, mientras que al sur en la ecorregión O-V-4a “Escudo de Guayana (Sector Nororiental)”, y O-VI-6 “Zócalo Intrusivo Amazónico del Casiquiare”, las cuales según el índice de intensidad de deforestación aplicado, todas se clasifican como de alta a muy alta intensidad de pérdida de cobertura forestal. Por otra parte, las causas principales de la deforestación de los BHT al norte del río Orinoco es la agricultura

* Consultor de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y Alimentación – Venezuela (FAOVE), CP-1060, Caracas, Venezuela.

** Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales, CP-5101 Mérida, Venezuela, Leonardo.Lugo@fao.org, leolugosa@gmail.com Carlos.Pacheco@fao.org, pachecocar@gmail.com, maryam.elisa@gmail.com, dimashernandez@gmail.com.

infraestructura (20%) y la minería (17%), mientras que al sur es la minería (51%), la agricultura (28%), la expansión urbana (14%) y la infraestructura (7%); la degradación forestal tanto en el norte como en el sur del río Orinoco es causada principalmente por los incendios forestales, seguida de la tala y el uso de leña.

Palabras claves: Restauración del bosque, bosque húmedo tropical, deforestación, degradación forestal, causas de deforestación, causas de degradación forestal.

Abstract

The objective of the present study was to carry out a diagnostic to know the current state of the tropical rainforests (TR) in Venezuela, to develop a Restoration Manual. For this, first, the ecoregions where the TR of Venezuela are found were identified and defined, these results were obtained cartographically through the application of, life zone, physiographic and phytogeographic criteria; second, the baseline of the TR (year 2000) was determined, on which the diagnosis was initiated; thirdly, the analysis of the dynamics of the TR and the location of the "hot spot" areas of deforestation and forest degradation in the last 20 years was carried out; and, fourthly, the causal elements that driving the processes of deforestation and forest degradation, at the national and regional levels, were described through an empirical causal model. The results indicate that 38.4% of the Venezuelan territory is made up of 13 ecoregions where the TRs are developed, the status of the coverage of the TRs has varied by 2% during the period 2000-2020, thus losing 710,598.6 ha, with an average annual rate of deforestation of 0.14. The "hot spot" areas of deforestation and forest degradation, to the north of the Orinoco, are located in the ecoregion S-I-7 "Depression Lake of Maracaibo" and "S-III-9 "Western Plains", while to the south in the ecoregion O-V -4a "Escudo de Guayana (Northeast Sector)", and O-VI -6 "Zócalo Intrusivos Amazónico del Casiquiare", which according to the index of intensity of deforestation applied, all are classified as high to very high intensity of forest loss. forest cover. On the other hand, the main causes of deforestation of the TR north of the Orinoco River are agriculture (35%), urban growth (28%), infrastructure (20%) and mining (17%), while at the south is mining (51%), agriculture (28%), urban growth (14%) and infrastructure (7%); Forest degradation both north and south of the Orinoco River is caused primarily by forest fires, followed by logging and firewood use.

Keywords: Forest restoration, tropical rainforests, deforestation, forest degradation, causes of deforestation, causes of forest degradation.

1. Introducción

De acuerdo a las estimaciones realizadas por la Evaluaciones de recursos forestales mundiales para el año 2020 (FAO -FRA, 2020), en Venezuela, el 49,76 % del territorio está cubierto por bosques (45 605 220 ha), de las cuales el 83% (37 852 852,33 ha) se encuentra distribuida en los estados de la Región Guayana, que incluye: el estado Bolívar con una cobertura boscosa del 39%, Amazonas con 37% y Delta Amacuro el 7%. Otro aspecto importante es que, del total de la cobertura boscosa del país, el 47% (21 434 453 ha) se encuentra bajo la figura de Áreas Bajo Régimen de Administración Especial.

Aunque en Venezuela se ha observado una disminución de la deforestación, al analizar el período 1990 – 2000, que alcanzó 303 850 ha/año, seguido del período 2000 – 2010, con 183 990 ha/año y en el quinquenio 2010 – 2015 que fue 182 270 ha/año (FAO - FRA 2020), estas cifras no dejan de ser significativas, porque además de la pérdida de bosques, conlleva de manera progresiva en espacio y en el tiempo a la pérdida de la capacidad productiva del ecosistema, en términos de sus funciones ecosistémicas (factores bióticos y abióticos), con un incremento de las emisiones de CO₂ y de la temperatura a nivel local, regional y global,, con el riesgo de incrementar las listas de especies en extinción, especialmente en ecosistemas con baja capacidad de resiliencia. De manera general Pacheco et al., 2011, señalan que son diversos los factores que desde épocas precolombinas han contribuido a la deforestación y degradación de estos ecosistemas, con diferencias marcadas desde el punto de vista geográfico, en cuanto a las causas principales y las causas subyacentes con respecto a su localización al norte y e al sur del río Orinoco.

Ante este escenario, es evidente la necesidad de desarrollar un programa de Restauración para el BHT en el marco de un plan estratégico Nacional, Regional y Local que permita prevenir, desacelerar y revertir la deforestación y degradación de este ecosistema en el corto, mediano y largo plazo, tanto para los fragmentos de bosque que

prevalecen al norte del río Orinoco, con mayor énfasis en los bosques del sur, especialmente por las características socio culturales (diversidad étnica e incremento de la tasa de migración), la fragilidad, y riqueza y los conflictos de uso de la tierra, constituyan las bases para este emprendimiento.

El objetivo de la restauración no es necesariamente volver el paisaje forestal (expresión acuñada en 2001; OIMT, 2005) a su estado original, sino que se trata más bien de un enfoque progresista orientado a fortalecer la resistencia del paisaje forestal y mantener abiertas las opciones para optimizar la producción de bienes y servicios forestales en el ámbito del paisaje; y puede aplicarse no sólo a los bosques primarios sino también a los bosques secundarios, tierras forestales o incluso a tierras agrícolas (OIMT, 2005).

Dependiendo del tipo de degradación, y de la inversión, la restauración forestal incluye varias estrategias como son: Rehabilitación, Reconstrucción, Recuperación y Sustitución, que van desde la restauración de las especies, pasando por la estructuras o procesos deseados en un ecosistema existente; la restauración de plantas autóctonas en tierras utilizadas para otros fines; restauración de tierras gravemente degradadas desprovistas de vegetación, hasta la forma más radical de restauración, en la que especies o procedencias con una mala adaptación a un lugar determinado e incapaces de migrar, son reemplazadas por vegetación nueva (Stanturf, Palik y Dumroese, 2014; citados en FAO, 2020).

No obstante, para establecer cualquier estrategia de restauración se debe realizar un diagnóstico que permita conocer el estado actual de los BHT de Venezuela, este diagnóstico es el objetivo principal del presente estudio, el cual se desarrolló considerando, en primer lugar, la definición de las ecorregiones dentro de las cuales se distribuye el BHT, estas unidades se obtuvieron cartográficamente mediante criterios ambientales del sistema de clasificación de las zonas de vida (Ewel et al. 1976), criterios

la tierra), de Lugo (2006), Elizalde (2008) y criterios fitogeográficos de Guevara et. al., (2017); en segundo lugar, la determinación de la línea base del BHT (año 2000), sobre la que se inició el diagnóstico, para lo cual se utilizó la data del año 2000 con información del producto planetario del bosque el "Tree Canopy Cover 2000 GFC Data" (TreeCover2000) del producto Global Forest Change (GFC) en su versión v1.8 (Hansen et al., 2013), al mismo se le determinó el umbral de cobertura del bosque para conocer con exactitud el bosque del año 2000 para Venezuela, y las ecorregiones del BHT; en tercer lugar, el análisis de la dinámica del BHT y localización de las áreas "hot spot" de deforestación y degradación forestal en los últimos 20 años. Conocidas las ecorregiones y los bosques del año 2000, se empleó el producto de pérdida del bosque del GFC (Hansen et al., 2013), el cual se interceptó con el bosque de cada ecorregión, para conocer desde el 2000 hasta el 2020 su dinámica y las áreas "hot spot" de deforestación y degradación forestal; y, en cuarto lugar, con la finalidad de describir los elementos causales que promovieron los procesos de deforestación y degradación forestal, a nivel nacional y regional, se realizó un modelo causal empírico mediante la utilización de los criterios establecidos por Geist y Lambin (2001) para los países del cinturón tropical, y de Pacheco et al., (2011)

2. Materiales y Métodos

2.1. Área de estudio

El área el área de estudio del BHT se encuentra dentro de la República Bolivariana de Venezuela (RBV), la cual oficialmente posee una superficie continental de 916 445 Km², políticamente se divide en 23 Estados y el Distrito Capital, excluyendo las dos terceras partes del territorio de Guyana de acuerdo con el Tratado de Ginebra del 7 de febrero de 1966. En la figura 1, se localiza RBV, la cual fue obtenida de la cartografía oficial del Instituto Geográfico de Venezuela Simón Bolívar (IGVSB).



Figura 1. Ubicación del área de estudio. Fuente: (<http://www.igvsb.gob.ve/geoportales.html>). Fuente: Elaboración propia.

2.2. Datos

2.2.1 Cartográficos

Para este estudio se utilizó la información cartográfica físico natural y socioeconómica del Sistema de Información para la Gestión y Ordenación del Territorio (SIGOT) (SIGOT, 2021); e información físico natural y socioeconómica del Manejo de los Recursos Naturales y Ordenamiento de Tierras (MARNOT) (MARNOT, 2007), generadas por el Instituto Geográfico Venezolano Simón Bolívar (IGVSB).

Asimismo, los mapas de Provincias Fisiográficas de Elizalde (2008); las Unidades del Paisaje de Huber y Oliveira-Miranda (2010); el Modelo Digital de Elevación (DEM) de 90 m SRTM

(<https://www2.jpl.nasa.gov/srtm/>) proporcionado por Rodríguez et al., (2005); las variables bioclimáticas de precipitación y temperatura del WorldClim (Fick y Hijmans, 2017); el mapa de biomasa aérea proporcionado por Avitabile et al., (2016); el mapa de altura del dosel forestal proporcionado por Potapov et al., (2021); y los datos del Global Forest Change (GFC) , de los cuales se utilizaron el Tree Canopy Cover 2000 (TreeCover2000), y las pérdidas netas y anuales desde 2001 hasta el 2020 (Hansen et al., 2013), estos se obtuvieron de la plataforma Google Earth Engine (Gorelick, et al., 2017) (<https://earthengine.google.com/>).

2.2.2 Descriptivos

Se utilizaron datos e información de publicaciones científicas en libros, capítulos de libros, tesis, artículos científicos, mapas, datos estadísticos oficiales de la FAO y del Minec, y reportes, así como información procedente de internet. Se obtuvieron aportes a través de entrevistas telefónicas y correo electrónico con los profesionales de la Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales (FCFA) de la Universidad de Los Andes y funcionarios del Ministerio del Poder Popular para el Ecosocialismo (Minec), virtualmente, se utilizó el buscador de Google empleando palabras claves, a través de las páginas oficiales, Minec, IGVSB, FAO, IPCC, Universidades y Centros de Investigaciones; y a través de las redes sociales como Facebook y ResearchGate.

2.3. Definición de las unidades de análisis del BHT

Para definir las unidades de análisis del BHT se realizó, la determinación de los ecosistemas potenciales del BHT, esta se llevó a cabo cartográficamente mediante dos criterios ambientales, el primero, considerando la precipitación como elemento diferenciador, específicamente la cota de 1600 mm; y segundo, considerando la altitud, de 0 m hasta la cuota 800 msnm (Anexo 1).

Posteriormente, se definieron las ecorregiones del BHT

manera jerárquica los aspectos relacionados con el clima, geología, geomorfología, suelos, vegetación, flora, fauna y uso de la tierra; y mediante un geoproceso se interceptó el mapa de la zona de vida del BHT (ecosistemas potenciales) con los mapas de macrorregiones de Elizalde (2008), de provincias fitogeográficas de Guevara (2017) y de regiones fisiográficas o grandes paisajes de Elizalde (2008) (Figura 2).

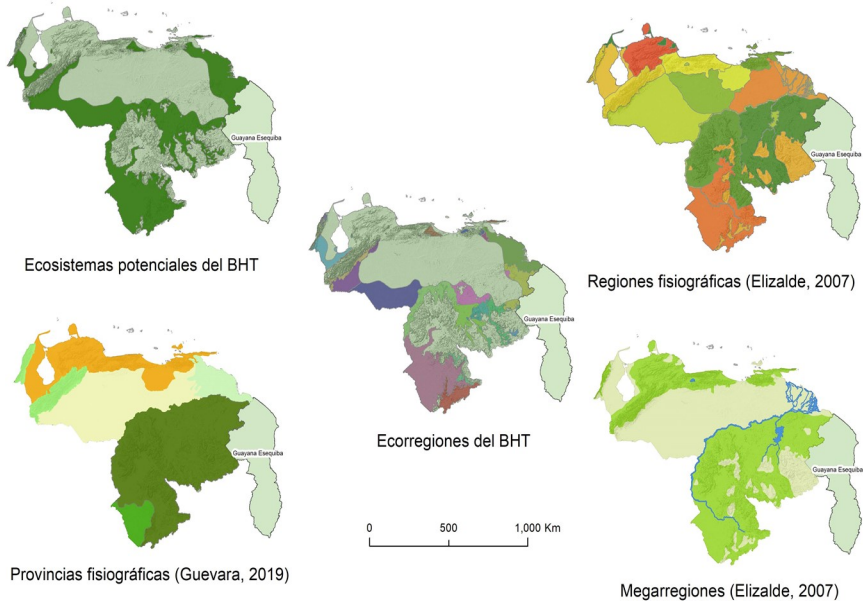


Figura 2. Definición de las ecorregiones del BHT para Venezuela.

2.4. Determinación de la línea base del BHT (año 2000)

Uno de los elementos claves a considerar en el diagnóstico del BHT fue la definición de la línea base sobre la cual se inició, el presente estudio, para ello se implementó el año 2000, en consonancia con el producto Global Forest Change (GFC) en su versión v1.8, que posee un mapa ráster del año 2000 llamado "Tree Canopy Cover 2000 GFC Data" (TreeCover2000) , el cual se procesó de la

te manera:

2.4.1. Descarga del GFC

La versión V1.8 del GFC se encuentra disponible en la plataforma Google Earth Engine (GEE), para tener acceso a la misma, se desarrolló un código Java en la plataforma ++ de GEE, que permitió extraer la porción de Venezuela mediante los polígonos simplificados de límites internacionales a gran escala (LSIB, 2017), generada por la Oficina de Geógrafos de los Estados Unidos.

2.4.2. Producto TreeCover2000 del GFC

Este producto representa la cobertura arbórea del año 2000 con una resolución espacial de los datos es de 0,00025 grados, lo que equivale a 30 m en la región del Ecuador. Estos datos se generaron utilizando imágenes satelitales multiespectrales del sensor mapeador temático mejorado Landsat 7 plus (ETM +) (Hansen et al. 2013; GFC, 2021). Las observaciones sin nubes de más de 600.000 imágenes se analizaron utilizando el GEE para determinar la cobertura del árbol por píxel utilizando un algoritmo de aprendizaje automático supervisado (enfoque de árbol de regresión) (Hansen et al. 2013; GFC, 2021).

El resultado Tree Cover 2000 es un mapa que representa el porcentaje de toda la vegetación de más de 5 m de altura, no necesariamente bosque natural, con valores que van desde el 0% (sin vegetación) al 100% (cobertura total) (Hansen et al. 2013). Estos datos requieren que el usuario elija un valor de umbral porcentual para determinar si un píxel se considera bosque (es decir, un valor de cobertura igual o mayor que el umbral).

2.4.3. Elección del umbral

Se han elegido empíricamente varios umbrales en la literatura para definir la cobertura forestal con los datos de Tree Cover 2000. Por ejemplo: Grecchi et al., (2017), Taubert et al., (2018), Brinck et al., (2017) y Esquivel-Muelbert et al., (2019) utilizaron el 30%; Shimabukuro et al., (2017) el 50%; Wagner et al., (2017) y

Para la determinación de las áreas “hot spot” de deforestación y degradación forestal, se pudo haber empleado cualquiera de estos umbrales, sin embargo, los resultados hubiesen tenido incertidumbres que no se hubiesen conocido. Es por ello, que antes de iniciar la determinación de las áreas “hot spot” propiamente dicha se planteó generar un umbral para definir los bosques de Venezuela del año base 2000, para esto se consideró, como punto de partida la definición de bosque basada en la actual Ley de Bosques de Venezuela, que especifica que, para ser considerado un bosque, cualquier área dada debe tener un área mínima de 0.5 ha (RBV, 2013), adicionalmente se tomó lo establecido por la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (UNFCCC) sobre la cobertura de dosel de árboles de al menos 30 % y una altura mínima de 5 m (UNFCCC, 2011).

Una vez establecida la definición de bosque se procedió a calcular las proporciones de cobertura forestal a partir del mapa de Tree Canopy Cover 2000, para lo cual se utilizaron los siguientes umbrales: (1) superior al 30%; (2) más del 40%; (3) más del 50%; (4) más del 60%; (5) más del 70%; (6) más del 80%; (7) más del 85%; y (8) superior al 90%. Cualquier píxel que excediera estos umbrales se consideró bosque. La selección de estos umbrales se basó en pruebas preliminares y los estudios previos de la literatura, que representan una amplia gama de umbrales. De ahora en adelante, nos referiremos a estos umbrales como 10%, 30%, etc.

2.4.4. Validación de los umbrales

Con el objetivo de seleccionar estadísticamente cuál de los umbrales representa mejor la realidad de los bosques del país, se requirió de un proceso de evaluación que permitió comparar el resultado de los diferentes umbrales con una fuente externa, que se considere fiel representante de la realidad del terreno. Como lógicamente no es posible tener esa información para todos los bosques del país el proceso de evaluación requirió aplicar técnicas de muestreos, que permitió estimar, con mayor precisión y el

posible, el error que contiene el resultado de cada umbral (Chuvieco, 2016; Congalton y Green, 2009 , Olofsson et al., 2014).

Para este caso se diseñó un muestreo sistemático en la intercepción de cada grado, en este se generó un cuadrado de 20 km por lado, para obtener un total de 79 muestras de verdad-terreno en todo el país (Congalton, 1988), en cada una de estas muestras de verdad-terreno se realizó una interpretación visual en pantalla de bosque y de no bosque. Esta interpretación se generó sobre el mismo compuesto anual libre de nubes y sombra de nubes que se utilizó para generar el producto TreeCover2000, obtenido de las imágenes Landsat 7 del año 2000 y descargado junto con el producto GFC a través de la plataforma del GEE. En la figura 3, se representa el muestreo y la interpretación sobre cada unidad de muestreo de verdad-terreno, en el compuesto anual.

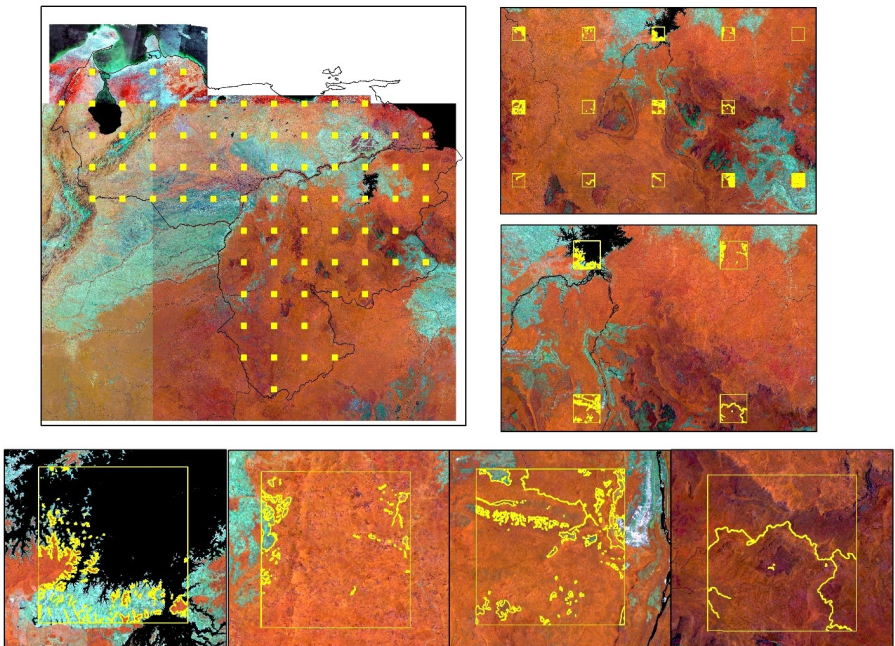


Figura 3. Muestras de verdad-terreno de 20 km de lado, interpretadas del compuesto anual de Landsat 7 del año 2000. Fuente: elaboración propia.

El diseño de 79 muestras sistemática se aplicó para obtener las proporciones de bosque en cada umbral definido, estas se compararon con las proporciones de las muestras de verdad terreno mediante una regresión lineal, sugerida por Shimabukuro et al. (2015) y Pacheco et al., (2013). Este método es un enfoque sólido y sencillo para validar la cartografía por teledetección. El coeficiente de determinación (R^2) se utilizó para la comparar entre las diversas ecuaciones de regresión para determinar el mejor umbral a utilizar. El valor ideal para R^2 fue 1, y 0 para la intersección.

De igual manera, se construyó una matriz de confusión que se utilizó para tabular las diferencias en la clasificación entre los mapas y las muestras de verdad-terreno. Como lo sugiere Olofsson et al. (2014), se determinó un error de matriz ponderado utilizando la proporción del área de cada clase muestreada sobre el área total de cada clase.

2.5. Dinámica del BHT y localización de las áreas “hot spot” de deforestación y degradación forestal en los últimos 20 años.

A nivel de las ecorregiones, donde se distribuye el BHT, se procedió estudiar su dinámica y a localizar las áreas “hot spot” de deforestación y degradación forestal. Para ello, simultáneamente a la descarga de los datos de TreeCover2000 y de los compuestos anuales de Landsat 7, en GEE se descargaron los datos de pérdida neta y anual desde el 2001 hasta 2020, estos se interceptaron con el mapa del bosque de la línea base (año 2000) obtenido del mejor umbral, para definir, la dinámica del BHT y la localización de las áreas “hot spot” de deforestación y degradación forestal. Esto permitió determinar entre el 2000 y 2020 los mapas anuales de cobertura del BHT y sus superficies, así como las pérdidas de bosque y la tasa de deforestación desde el 2001 hasta el 2020, para todo el ecosistema potencial del BHT de Venezuela y para

2.6. Elementos causales de deforestación y la degradación del bosque

Una vez conocida la dinámica del BHT y las áreas “hot spot” de deforestación y degradación forestal en cada unidad de análisis del BHT, se procedió a definir en los BHT a nivel nacional y regional un modelo causal de la deforestación y degradación del bosque, lo cual permitió analizar las actividades humanas que impulsan directamente estos procesos.

Para la deforestación se consideraron los criterios establecidos por Geist y Lambin (2001) para los países del cinturón tropical, y de Pacheco et al., (2011) para Venezuela, los cuales se refieren a la expansión agrícola, la extensión de infraestructuras, la explotación maderera, la explotación minera y la presencia de conflictos sociales; mientras que, para la degradación forestal, se utilizaron los criterios establecidos por Hosonuma et al., (2012) y Pacheco et al., (2021), para los países del cinturón tropical, los cuales se refieren al aprovechamiento forestal selectivo, los incendios forestales y el aprovechamiento de leña.

Tanto las causas de la deforestación como de la degradación forestal fueron identificadas en la revisión bibliográfica, posteriormente se analizaron y cuantificaron conforme a la frecuencia de su aparición en las distintas unidades del paisaje analizadas y para los últimos 20 años definidos en el estudio. Estas frecuencias, fueron expresadas porcentualmente de acuerdo a con su presencia sobre el total de veces que se observó. Esto permitió realizar un análisis individual para cada causa, para determinar de acuerdo a con su porcentaje, la influencia en los procesos de deforestación y de degradación forestal (Pacheco et al., 2011).

3. Resultados y análisis

3.1. Ecorregiones del BHT

Los resultados indican que el 38,1% (34.951.648 ha) del territorio nacional esta conformados por 13 ecorregiones, donde se distribuye el BHT. De esta superficie, el 63,3% (22.139.209 ha) de

ecorregiones se localizan al sur del Orinoco, representada en 5 ecorregiones de las cuales el “Zócalo Intrusivo Amazónico del Casiquiare” (O-VI-6) tiene 10.800.425 ha, que representa el 30,9%, seguida de la unidad O-V-4b “Escudo de Guayana (Sector Noroccidental)” (4.196.187 ha) que representa el 12,01%, la ecorregión O-V-5 “Zócalo Intrusivo Amazónico” (2.654.148 ha) que representa el 7,59%, en cuarto lugar, se encuentra la ecorregión “Roraima” (S-V-13) que ocupa una superficie de 2.478.573 ha (7,09%) y en quinto lugar, la unidad O-V-4a “Escudo de Guayana (Sector Nororiental)” (2.009.876 ha) que representa el 5,75% (Cuadro 1 y Figura 6).

Mientras que el 36,7% restante, es decir 12.812.439 ha de la superficie de las ecorregiones se localizan al norte del Orinoco, distribuida en 11 de las unidades de paisaje identificadas, siendo las más representativas, la ecorregión S-III-10 correspondiente a los “Llanos Apure Meridional”, que representa el 13,43%, seguida de la S-IV-12 “Planicie Deltaica” ubicada en los estados Delta Amacuro, Monagas y Sucre (3.434.019 ha) que representa el 9,8%, y la unidad S-III-9 “Llanos Occidentales” (1.830.114 ha) que representa el 5,2% (Cuadro 1 y Figura 4).

Cuadro 1. Superficies de las unidades del paisaje del BHT

	Ecorregión	Orientación respecto al río Orinoco	Superficie	
			(ha)	(%)
1	O-II-1 ^a	N	123.326	0,35
2	O-II-1b	N	118.031	0,34
3	O-II-1c	N	674.355	1,93
4	O-I-2	N	6.207	0,02
5	O-I-3	N	6.890	0,02
6	O-V-4 ^a	S	2.009.876	5,75
7	O-V-4b	S	4.196.187	12,01
8	O-V-5	S	2.654.148	7,59
9	O-VI-6	S	10.800.425	30,90
10	S-I-7	N	1.473.476	4,22
11	S-I-8	N	330.286	0,94
12	S-III-9	N	1.830.114	5,24
13	S-III-10	N	4.695.034	13,43
14	S-III-11	N	120.701	0,35
15	S-IV-12	N	3.434.019	9,83
16	S-V-13	S	2.478.573	7,09
	Total		34.951.648	100

*Representación parcial respecto al total de las ecorregiones donde se distribuye el BHT. Fuente: elaboración propia.

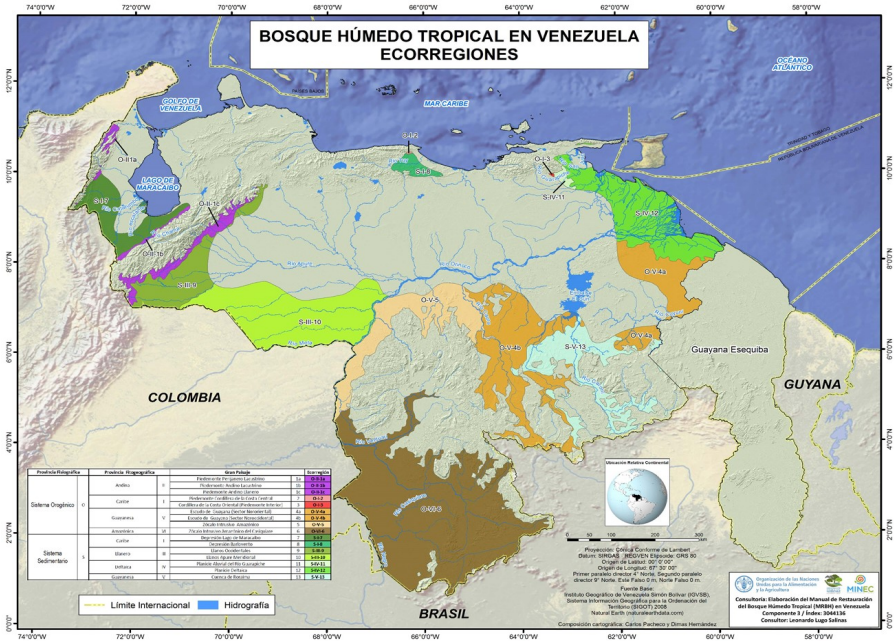


Figura 4. Ecorregiones del bosque húmedo tropical de Venezuela. Fuente: elaboración propia.

3.2. Línea base del BHT (año 2000)

Se estableció como línea base para el diagnóstico del BHT en Venezuela el año 2000, utilizando como punto de partida el producto cartográfico TreeCover2000 del GFC (Hansen et al., 2013). Según este producto Venezuela poseía para el año 2000 el 74,52% (68.293.500 ha) de vegetación (Anexo 2), esta cobertura no representa la superficie de los bosques del país para ese año debido a que se encuentra sobreestimada, razón por la cual se realizó un ajuste acorde con la realidad del país mediante la definición de un umbral.

La diferencia de los umbrales utilizados para definir el BHT del país, se puede apreciar visualmente en la figura 5, a modo de ejemplo, en esta se detalla la reserva forestal de Caparo ubicada específicamente en un sector de la ecorregión S-III-9 “Llanos

Occidentales”, donde se observan mayor cantidad de bosque en los mapas con los umbrales más bajo, tal es el caso de los de 30%, 40% y 50%, estas sobreestimaciones de los bosques se localizan específicamente en las áreas de sabanas, mientras que la menor cantidad de bosque se observan en aquellos umbrales mayores, tal es el caso del 90%.

Tree Canopy Cover 2000 GFC Venezuela

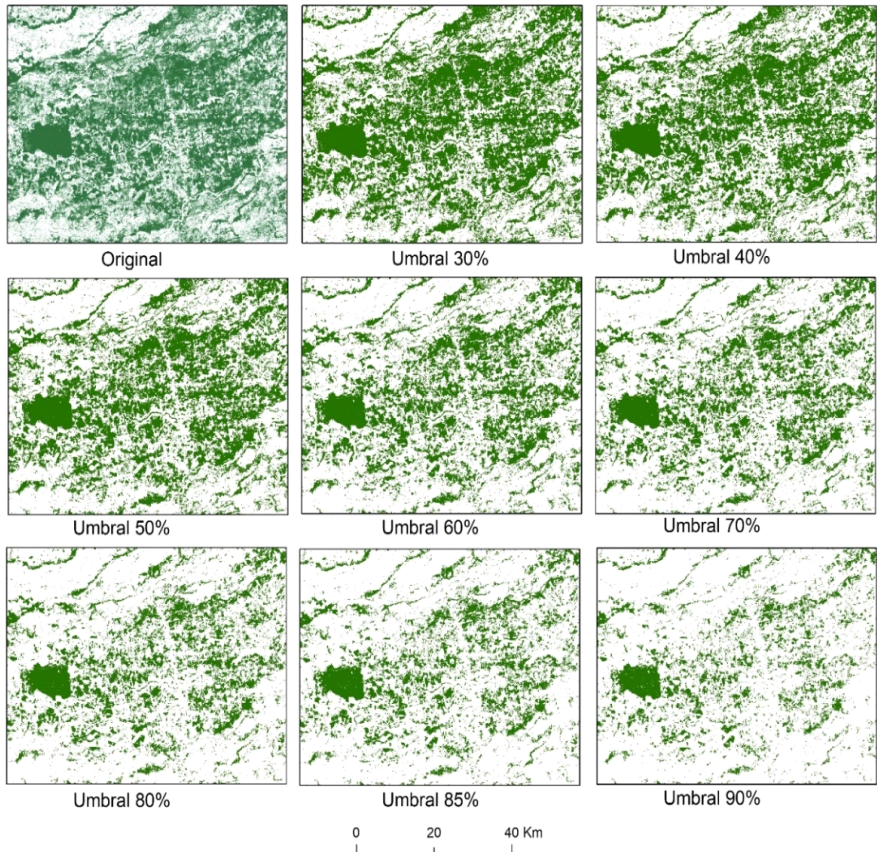


Figura 5. Bosques con diferentes umbrales de la Reserva Forestal Caparo ecorregión S-III-9 “Llanos Occidentales. Fuente: elaboración propia.

Como se esperaba, numéricamente el mapa del umbral del 30% indicó la cobertura forestal más grande el 62,1% y el mapa del umbral del 90% indicó la cobertura forestal más pequeña, aproximadamente el 48,7% del país (916.445 Km²) (Cuadro2).

Cuadro2. Superficies de las unidades del paisaje del bosque húmedo tropical de Venezuela.

Umbral (%)	Bosque	
	Km ²	%
30	569.030	62.1
40	557.926	60.9
50	540.591	59.0
60	521.256	56.9
70	507.090	55.3
80	485.344	53.0
85	475.246	51.9
90	446.190	48.7

Al analizar las regresiones, todos los mapas de los diferentes umbrales mostraron una dispersión uniforme de puntos alrededor de la línea de regresión, este resultado va en concordancia con los coeficientes de determinación R², donde las diferencias son ligeras entre ellos, con un valor de 0,8728 para el umbral de 30% hasta 0,8035 para el umbral de 90% (Anexo 3).

En relación a los errores de comisión y omisión, los resultados reflejaron que la tendencia es inversamente proporcional, es decir, a medida que los errores de comisión se incrementan con el aumento de los umbrales, los errores de omisión disminuyen con el aumento de los umbrales, tal y como detalla en el anexo 4.

Mientras que las precisiones globales de los mapas, indican que estuvieron por encima de 80%, teniendo una diferencia ligera entre ellos, menor al 2% para mayoría de los umbrales, a excepción del

umbral 90% que la diferencia en relación al valor más bajo fue superior al 4% (Figura 6).

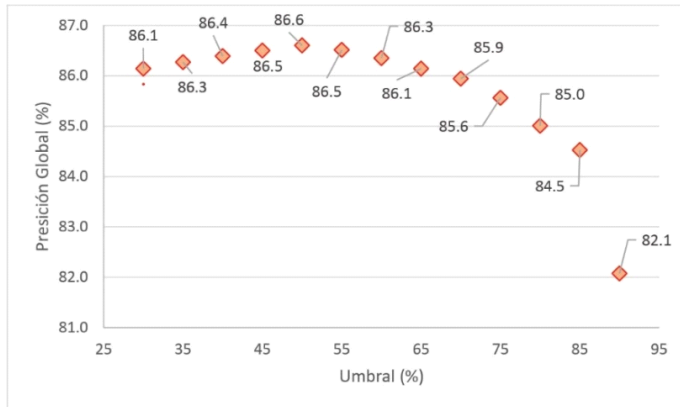


Figura 6. Precisiones globales en los diferentes umbrales. Fuente: elaboración propia.

Como se observa en las diferentes pruebas y análisis realizados para definir el umbral más adecuado del producto TreeCover2000 para Venezuela, se puede comentar que los umbrales menores a 50% no son indicados ya que se confunden con las sabanas, asimismo, el umbral de 90% además de subestimar las coberturas de bosque, su precisión global estuvo por debajo del resto. Por descarte, quedarían los umbrales 60%, 70%, 80% y 85%, para ser considerados, no obstante, para definir el más adecuado, se realizó un último análisis, que fue la comparación porcentual que representan a nivel nacional estos umbrales con los reportados en la última evaluación de los recursos forestales de la FAO, esta indica que la cobertura de bosque para el país en el año 2000 fue del 53,6% (Cuadro 3), siendo la del umbral 80% la más cercano a esta con 53%, razón por la cual se seleccionó para realizar el diagnóstico del BHT el umbral 80%.

Cuadro 3. Superficies de la cobertura de bosque para Venezuela, según reporte de la FRA 2020

Bosque	FRA 2020	
	km2	%
1990	520.260	56,8
2000	491.510	53,6
2010	475.050	51,8
2015	466.830	50,9
2016	465.433	50,8
2017	464.282	50,7
2018	463.378	50,6
2019	462.720	50,5
2020	462.309	50,45

Fuente: elaboración propia

3.3. Dinámica del bosque húmedo tropical y localización de las áreas “hot spot” de deforestación y degradación forestal en los últimos 20 años.

En el año 2000 el BHT en Venezuela cubría una superficie de 24.984.889 ha, representando el 52% de los bosques del país y ocupa el 71,5% de sus ecorregiones. No obstante, en los últimos 20 años el BHT descendió en 2%, lo que representa una pérdida de 710.598,6 ha como consecuencia de los cambios de usos de la tierra, la dinámica de dicha pérdida dentro de las ecorregiones se observa en la figura 7a.

La tasa de deforestación promedio anual para todo el periodo (2000-2020) fue de 0,14%; durante el período 2001-2015, varió en 0,08% entre el máximo y mínimo valor (Figura 7b). Sin embargo, se observa un incremento durante el año 2016 en el que se deforestaron 102.065 ha con una tasa de 0,42%; aunque la variación de la tasa es considerable se mantiene por debajo a lo reportado por la FAO (2010) citado por Pacheco (2011), en donde señalan que la tasa de pérdida de vegetación para Venezuela es 0,59% .

(2000-2005) y de 0,61% para el período 2005-2010.

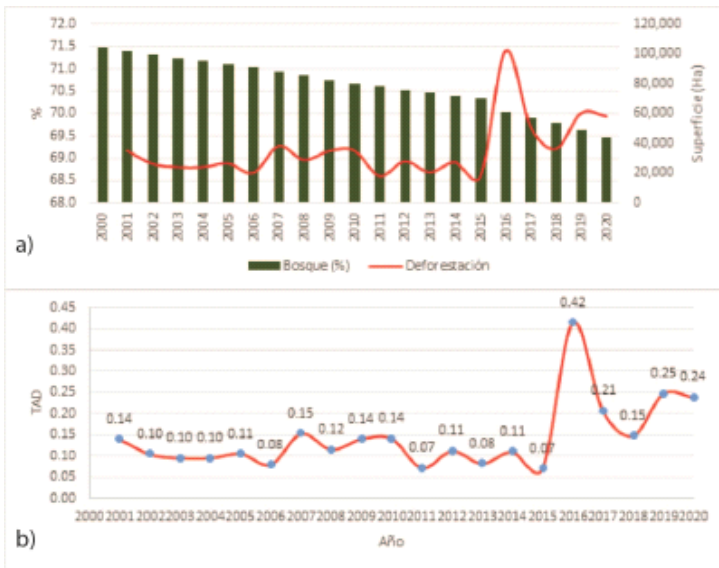


Figura 7. Cobertura del bosque húmedo tropical de Venezuela 2000-2020 y tasa de deforestación anual. Fuente: elaboración propia.

La proporción del BHT para el año 2020 que presentan las ecorregiones respecto a su superficie, oscilaron entre 97,7%, y el 6,01%. Aquellas con mayor superficie de cobertura boscosa son O-V-4a, O-V-4b, S-V-13, ubicadas al sur del Orinoco, y las O-II-1a, S-IV-12 y S-I-8 al norte, mientras que las de menor cantidad del BHT son S-III-9, O-VI-6 y S-III-10; es importante mencionar que, aunque la ecorregión S-III-10 posee una de las menores superficies de bosques con una cobertura del BHT de 6,61% para el año 2000 su porcentaje de pérdida de bosques fue el menor (0,6%) (Figura 8).

Las ecorregiones con mayor pérdida del BHT son la ecorregión O-I-3, S-III-11 y O-I-2, en donde se perdieron más del 10% de los

mismos en los últimos 20 años; mientras que como se mencionó anteriormente las unidades con menores pérdidas de vegetación, además de S-III-10, se encuentran O-VI-6 y S-IV-12 (Figura 8).

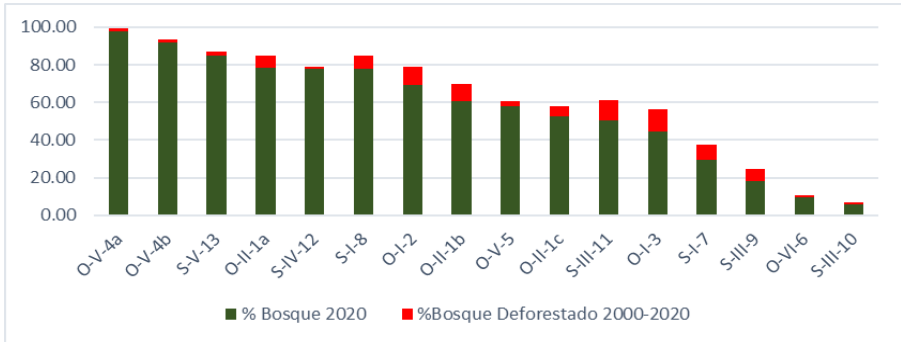


Figura 8. Cobertura del bosque húmedo tropical y porcentaje de deforestación por ecorregión. Fuente: elaboración propia.

En relación a las áreas “hot spot” de deforestación y degradación forestal se ubican en la mayoría de las unidades de análisis, tanto hacia el norte como hacia el sur del río Orinoco. En el norte, hacia el occidente se encuentran en la ecorregión S-I-7 “Depresión Lago de Maracaibo” específicamente al pie de monte de la Sierra de Perijá y en la unidad S-III-9 “Llanos Occidentales” en los límites del parque nacional el Tama (Figura 9a); y hacia el oriente parte de las ecorregiones O-I-3 “Cordillera Oriental (Piedemonte Interior)” y S-III-11 “Llanos Orientales” y la unidad S-IV-12 “Planicie Deltaica” (Figura 9b).

En el sur, al norte del estado Bolívar se encuentran, en la ecorregión O-V-4a “Escudo de Guayana (Sector Nororiental)” específicamente en la Reserva Forestal Imataca, la S-V-13 “Roraima”, y la unidad O-V-4b “Escudo de Guayana (Sector Noroccidental)” (Figura 9c); al sur del estado Amazonas en la ecorregión O-VI-6 “Zócalo Intrusivo Amazónico del Casiquiare” (Figura 9d); hacia el norte del mismo estado, en la misma ecorregión O-VI-6, más la unidad O-V-5 “Zócalo Intrusivo Amazónico” (Figura 9e).

Para tener una diferenciación de las ecorregiones en función a su cobertura de pérdida de bosque desde el 2000 hasta el 2020, en la figura 10 se presenta el mapa elaborado a través de un índice que representa la intensidad de deforestación, separado en clases de muy alta, alta, media, baja y muy baja deforestación. Este índice de intensidad se obtuvo de la estandarización de las cantidades de pérdidas de cobertura por cada 100.000 ha, lo que resultó en que las ecorregiones la S-II-9 “Llanos Occidentales” con 1,19, la S-I-7 “Depresión Lago de Maracaibo” con 1,17 y O-VI-6 “Zócalo Intrusivo Amazónico del Casiquiare” con 1,13, donde hubo mayor pérdida del bosque en los últimos 20 años.

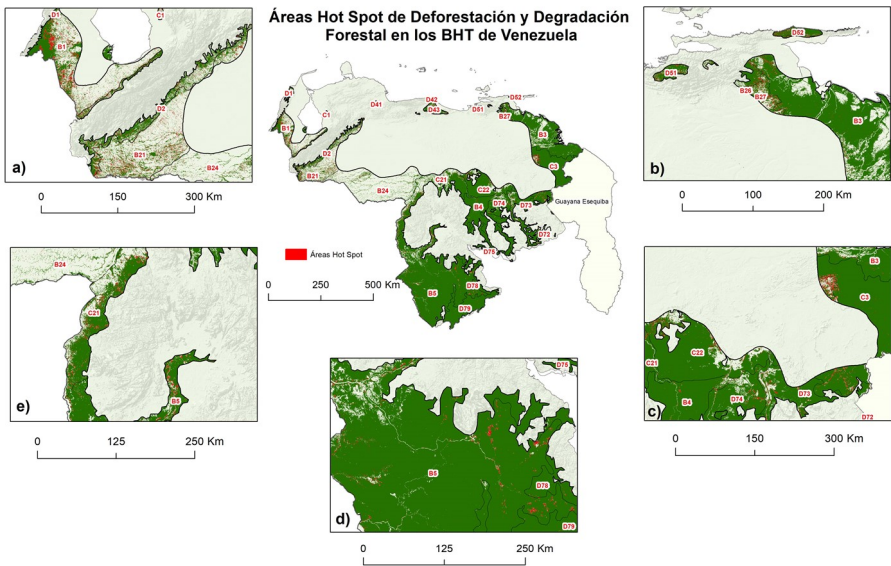


Figura 9. Áreas “hot spot” de deforestación y degradación forestal en las ecorregiones del bosque húmedo de Venezuela, entre el 2000 y 2020 .. Fuente: elaboración propia.

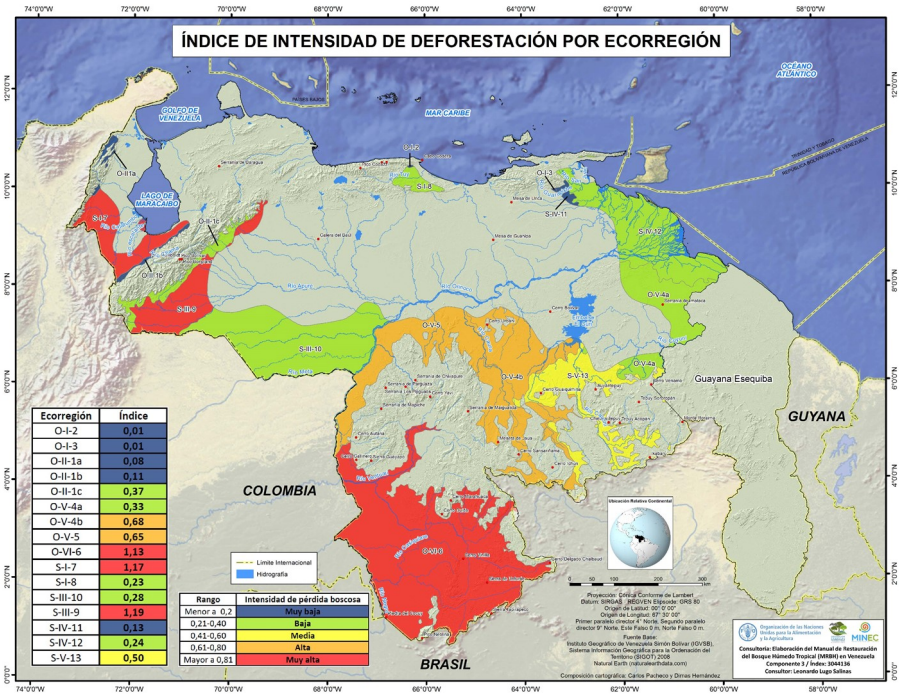


Figure 10. Índice de intensidad de deforestación en los bosques húmedos tropicales . Fuente: elaboración propia.

3.4. Elementos causales de la deforestación y degradación forestal del bosque húmedo tropical de Venezuela

Como se pudo observar los procesos de deforestación y de degradación forestal en el BHT de Venezuela varían tanto espacialmente como temporalmente en el período de tiempo evaluado, esto se debe a que los elementos principales que impulsan presentaron variaciones en los últimos 20 años. En este sentido, se presenta un análisis de dichos elementos causales en el contexto nacional y de manera discriminada, al norte y al sur del río Orinoco.

3.4.1. Causas de la deforestación y degradación forestal del BHT a nivel nacional

Según los reportes consultados y procesados, a nivel nacional, la causa principal de la deforestación del BHT es la agricultura con 33% (Figura 11a), esta actividad es realizada con fines de subsistencia y comerciales, principalmente en los estados Bolívar, Zulia, Anzoátegui, Lara, Portuguesa, Táchira y Mérida.

El segundo y tercer lugar, lo ocupan la minería y la expansión urbana, con el 25% cada una (Figura 11a).

La minería es una actividad que se desarrolla en 18 estados, debido a la gran diversidad de elementos minerales metálicos (Bauxita, Cobre, Hierro, Manganeso, Níquel, Oro, Uranio, entre otros) y no metálicos (Arcilla, Arena, Carbón, Caliza, Caolín, Cuarzo, Diamante, Grava, Feldespato, Talco, Yeso, entre otros) disponibles en el país. Al norte del río Orinoco la explotación minera se lleva a cabo los estados Zulia, Aragua y Táchira, en donde se extraen Carbón, Arenas, Yeso y Cobre; mientras que al sur son los estados Bolívar y Amazonas los que se ubican en el primer lugar en el desarrollo de la actividad, la cual está vinculada principalmente a la extracción de Oro, por parte de mineros ilegales y a través de concesiones de aprovechamiento minero a de diversas empresas.

En relación a la expansión urbana como causa directa, observamos que ésta se desarrolló de manera desorganizada a través de ocupaciones ilegales (invasiones) y de manera legal a través del desarrollo de complejos habitacionales, siendo el Distrito Capital, la entidad con mayor número de reportes, es importante destacar que muchas de las ocupaciones ilegales reportan su ocurrencia en Parques Nacionales como Waraira Repano y el Henry Pittier, en segundo lugar, de reportes con incidencia se ubica el estado Bolívar, seguido de Miranda. Mientras que, la construcción de infraestructura como causa directa se ubicó en el cuarto lugar con 17%, en la cual se destacan los estados Anzoátegui, Zulia y Sucre, los cuales están relacionados a proyectos petroleros y gasíferos, y a la instalación de acueductos, generalmente a mitad del período en evaluación (Figura 11a).

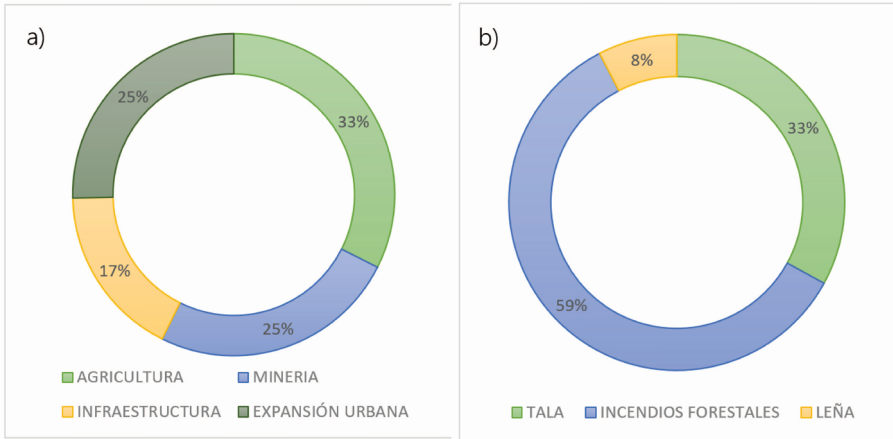


Figura 11. Causas de la deforestación (a) y degradación forestal (b) a nivel nacional. Fuente: elaboración propia.

Respecto a la degradación forestal del BHT, fueron analizados tres causas, la tala, los incendios de vegetación y la leña, ubicándose los incendios forestales en el primer lugar con 59% (Figura 11b). En los 20 años evaluados, los incendios constituyen un factor reportado de manera constante y apareciendo en las 24 entidades del país, sin embargo, los más afectados fueron Distrito Capital, Aragua, Bolívar y Miranda, siendo los Parques Nacionales los que presentan más áreas degradadas, aunque en muchas oportunidades estos se reportan como consecuencia de las actividades agrícolas, debido a la existencia arraigada de una cultura de la quema como forma de limpiar los terrenos previo a la siembra.

En segundo lugar, se encuentra el aprovechamiento forestal selectivo (denominada de aquí en adelante Tala) con 33% (Figura 11b), esta actividad es ejecutada tanto de manera legal como ilegal. De forma legal se desarrolla en diferentes reservas forestales y lotes boscosos, principalmente en el estado Bolívar, en la Reserva Forestal Imataca, mientras que de manera ilegal se reporta en los 24 estados del país. Finalmente, el aprovechamiento de madera para leña con 8% (Figura 11b), esta es una causa de degradación forestal que se reporta a partir del año 2019 en 21 estados, debido a la carencia o irregularidad en la disponibilidad de los servicios básicos de gas y electricidad como consecuencia de las medidas coercitivas

unilaterales que le fueron impuestas a nuestro país.

2.3.1. Causas de la deforestación y degradación del bosque húmedo tropical al norte del río Orinoco

Al norte del río Orinoco los resultados indican que durante el período 2000-2020 la principal causa de la deforestación en esta región fue la agricultura con 35% (Figura 12a), de los cuales el 10% se identifican con fines de subsistencia, manteniendo lo descrito por Pacheco, et al., (2011) y Hosonuma, et al., (2012). En segundo lugar, se encuentra la expansión urbana con 28% (Figura 12a), es importante destacar que el 51,2% de esta actividad son ilegales, siendo los Parques Nacionales o Monumentos naturales ubicados en los estados Aragua, Carabobo, Distrito Capital, y Lara los más afectados.

En tercer lugar, se encuentra la infraestructura con 20% (Figura 12a), temporalmente concentrada en el medio período analizado, una actividad relacionada principalmente a la expansión de carreteras, tramos de tuberías o el desarrollo de proyectos gasíferos y petroleros. Y, en cuarto lugar, la minería con 17% (Figura 12a), principalmente asociada a la extracción de minerales no metálicos, la cual tiene también una significativa incidencia en la pérdida de la cobertura vegetal.

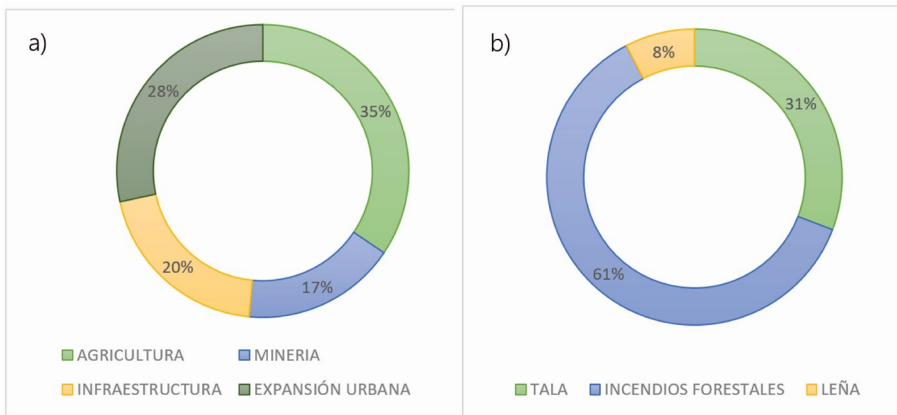


Figura 12. Causas de la deforestación (a) y degradación forestal (b) al norte del río Orinoco. Fuente: elaboración propia.

Respecto a la degradación del BHT al norte del río Orinoco, los incendios forestales son la principal causa con 61% (Figura 12b), en segundo lugar, se encuentra el aprovechamiento forestal selectivo con 31% (Tala), de esta el 83,58% se realiza de forma ilegal. Mientras que, el uso de la madera para leña con 8%, aparece a partir del 2019, en varias zonas del país, debido a la carencia o irregularidad en la disponibilidad de los servicios básicos de gas y electricidad como consecuencia de las medidas coercitivas unilaterales que le fueron impuestas a nuestro país (Figura 12b).

2.3.1. Causas de la deforestación y degradación del bosque húmedo al sur del río Orinoco

Al sur del Orinoco la tendencia de las causas de la deforestación cambia respecto a lo evaluado en el sector anterior, en este caso la actividad minera destaca con el 51% de los reportes (Figura 13a), y es que desde el año 2012 se planteó la visión del desarrollo estratégico del Arco Minero del Orinoco, el cual se empezó a ejecutar oficialmente a partir del año 2016 con el Decreto N°2.248, que establece que de los 111.843,70 Km² de esta porción del territorio serían dedicados hasta el 5% a la explotación minera mediante concesiones, contratos o asociaciones estratégicas con el estado, que permitirían el aprovechamiento de Coltán, Cuarzo, Bauxita, Hierro, Granito, Oro y Diamante; sin embargo, son pocos los reportes que asocian la pérdida de bosque con éstas modalidades, y por al contrario se enfocan en la minería ilegal que se desarrolla de manera dispersa en gran cantidad de puntos de los estados Amazonas, Bolívar y Delta Amacuro, algunos incluso en Áreas Bajo Régimen de Administración Especial.

Por otra parte, la agricultura ocupa el segundo lugar con el 28% de los reportes, parte de ellos hace referencia a que el tipo de agricultura desarrollada es de subsistencia e itinerante mediante el establecimiento de conucos principalmente por parte de las

comunidades indígenas establecidas en la zona. En tercer y cuarto lugar, se encuentra la expansión urbana y la infraestructura con 14 y 7%, respectivamente (Figura 13a).

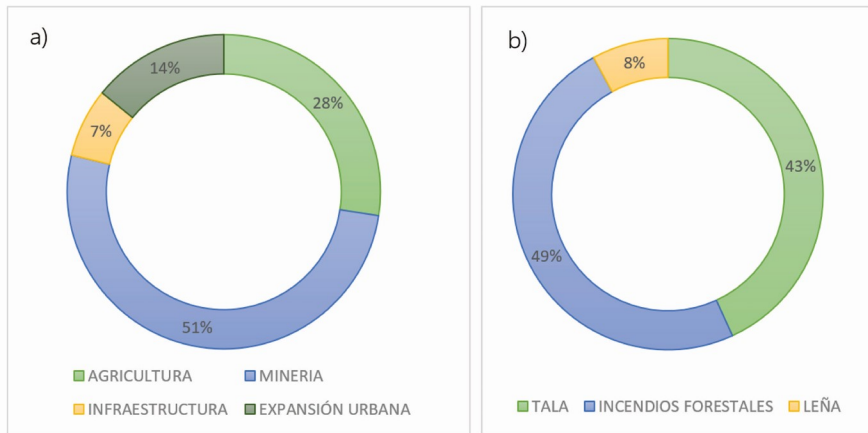


Figura 13. Causas de la deforestación (a) y degradación forestal (b) al sur del río Orinoco. Fuente: elaboración propia

Estudios desarrollados por la OTCA en la región sur del país, específicamente en los estados Amazonas y Bolívar difieren en la identificación de la principal causa, en este caso señalan a la expansión agrícola como la más relevante con el 89,9%, seguida de la explotación minera (6,3%) y 0,3% a la construcción de infraestructuras, en este sentido es importante mencionar que esta evaluación se realizó en el período 2000-2010 y consideró los cambios de uso de la tierra mediante análisis de imágenes satelitales.

Respecto a la degradación de los bosques, se mencionan cuatro causas, estando en primer lugar los incendios forestales con 49% (Figura 13b), en muchos casos originados por quemas derivadas de actividades agrícolas o cacerías, debido a la cultura de uso del fuego existente en las poblaciones establecidas en el área; le sigue con 43% la tala (Figura 13b). En este sentido, es importante mencionar que existen concesiones forestales en el estado Bolívar, específicamente

en la Reserva Forestal Imataca, donde la actividad que se desarrolla es legal, aunque parte de los reportes también enfatizan en el aprovechamiento ilegal de madera, la cual es utilizada tanto para la comercialización como para la construcción de viviendas, herramientas y leña.

4. Conclusiones

El territorio venezolano tiene una superficie potencial de 34.951.648 ha (38,4%) para el desarrollo de bosques húmedos tropicales (BHT), abarcando 13 ecorregiones y distribuidas en todo el país. Al norte del río Orinoco, estos bosques se localizan en 11 ecorregiones, el resto se encuentran ubicadas en el sur del país. El estado de la cobertura de los BHT ha variado en 2% durante el período 2000-2020, perdiéndose así 710.598,6 ha, siendo las unidades más afectadas O-I-3, S-III-11 y O-I-2, con más del 10% de bosques deforestados.

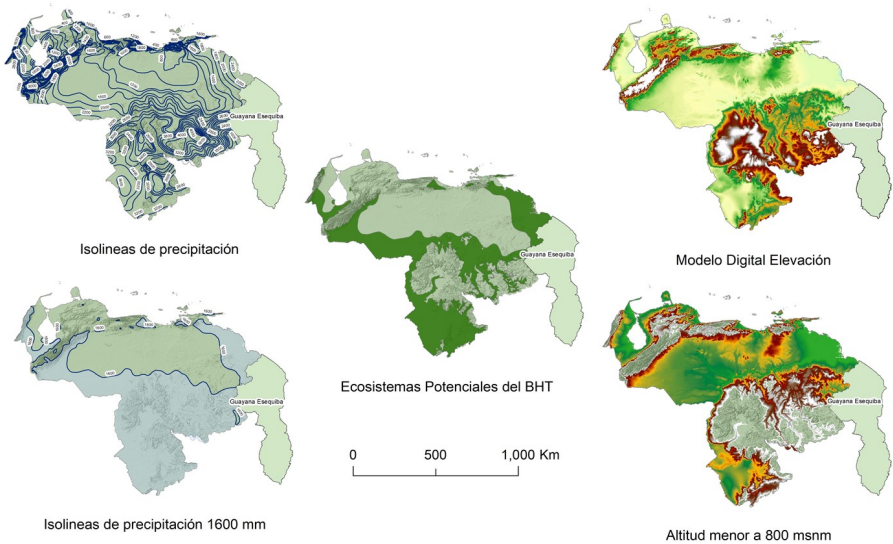
La tasa de deforestación promedio para los BHT de Venezuela según la metodología desarrollada es de 0,14 anual para los 20 años del estudio. Por otra parte, las causas de la deforestación de los BHT al norte del Orinoco son variables de acuerdo a con la ecorregión, sin embargo, de manera general es la agricultura la principal causa seguida de la expansión urbana, la infraestructura y la minería, mientras que según los reportes evaluados son los incendios forestales los causantes en mayor proporción de la degradación del bosque.

De acuerdo a los estudios analizados la principal causa de la deforestación de las ecorregiones ubicadas al sur del río Orinoco es la minería, tanto de minerales metálicos como no metálicos, con el 51% de los reportes, y mencionada con mayor frecuencia en el estado Bolívar. En segundo lugar, se ubicó la agricultura (28%), seguida de la expansión urbana (14%) y la infraestructura (7%). Mientras que, la degradación de los ecosistemas boscosos mantiene la misma tendencia de las ecorregiones del norte del río Orinoco, encontrándose en primer lugar los incendios forestales, con 49% de incidencia, seguido de la tala (43%) y la leña con 8%.

Finalmente, debemos mencionar que, aunque la revisión realizada fue exhaustiva, se recomienda continuar la investigación haciendo énfasis en los municipios en los cuales se identificaron los procesos de deforestación, debido a que por la escala de la búsqueda los resultados obtenidos pueden que subestimen o sobreestimen las causas reales de deforestación, asimismo se hace necesario realizar otras evaluaciones de los cambios de usos de la tierra en el período evaluado con la finalidad de validar esta información a nivel local.

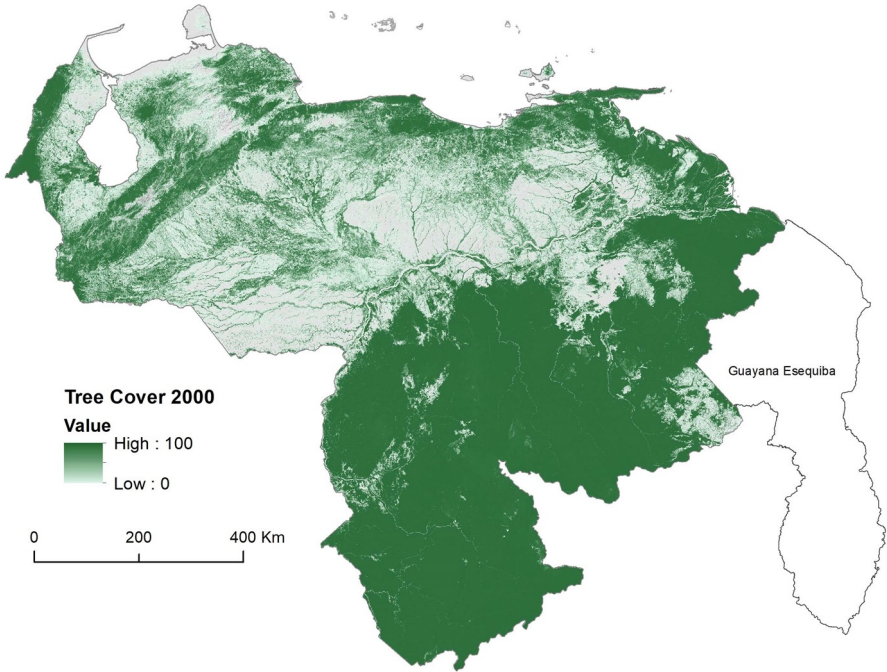
Agradecimientos: los autores quieren expresar sus agradecimientos al proyecto "Ordenación forestal sustentable y conservación de bosque en la perspectiva Ecosocial", como uno de los aportes técnico científicos realizados en función de ofrecer información y herramientas para fortalecer el manejo forestal sustentable en la Región.

Anexos

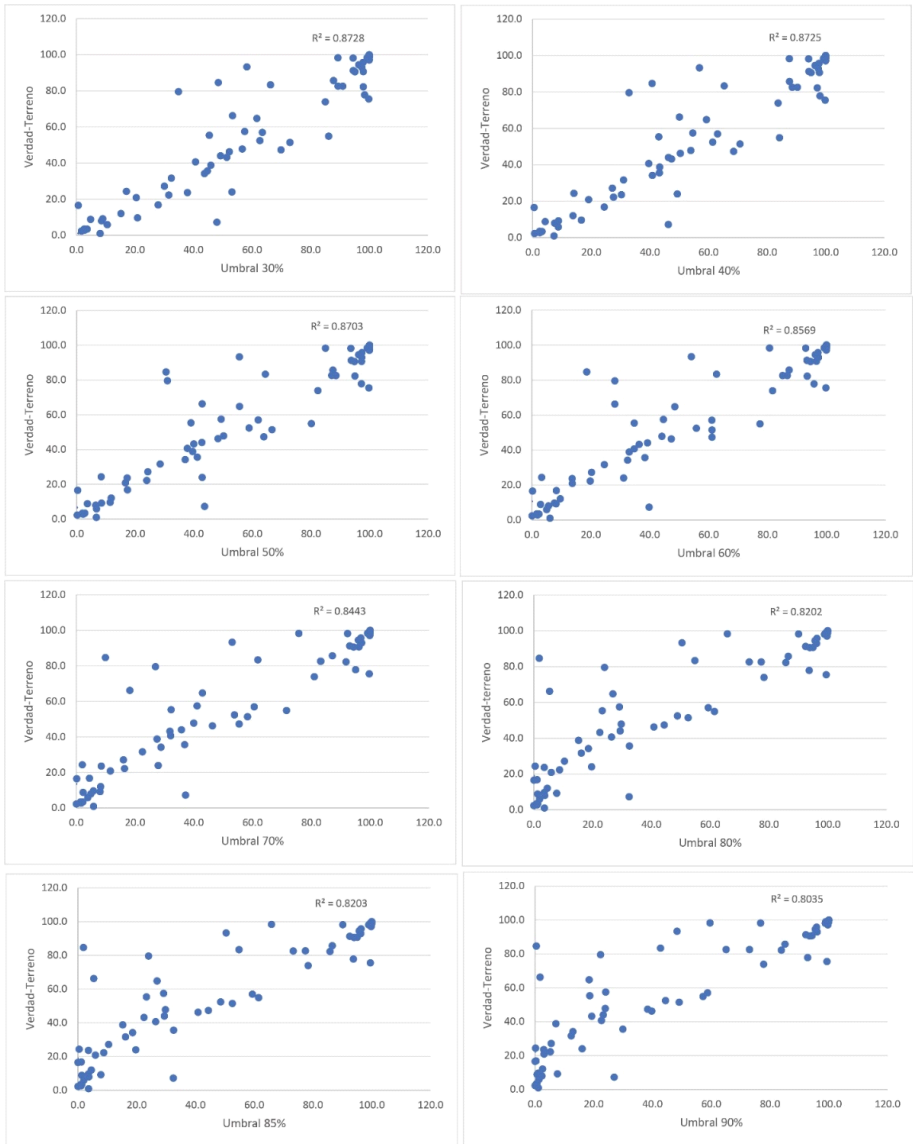


Anexo 1. Definición de los ecosistemas potenciales del BHT para Venezuela.
Fuente: elaboración propia.

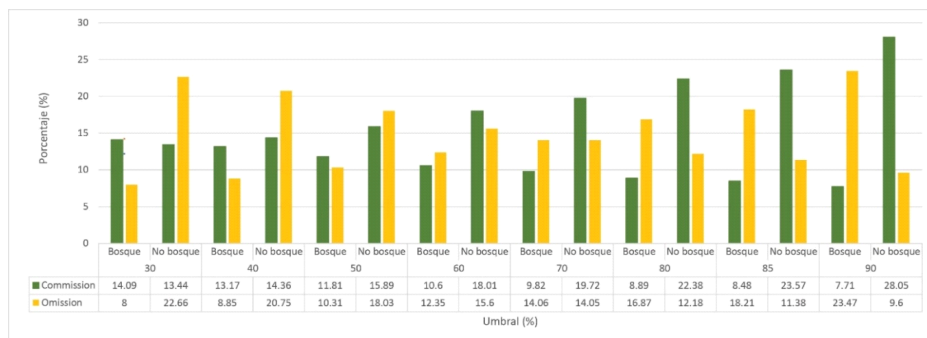
Tree Canopy Cover 2000 GFC Venezuela



Anexo 2. Cobertura de bosque de Venezuela según el TreeCover2000. Fuente: elaboración propia.



Anexo 3. Regresiones lineales en los diferentes umbrales. Fuente: elaboración propia.



Anexo 4. Errores de comisión y omisión en los diferentes umbrales. Fuente: elaboración propia.

Referencias

- Avitabile, V., Herold, M., Heuvelink, G.B.M., Lewis, S.L., Phillips, O.L., Asner, G.P., Armston, J., Ashton, P.S., Banin, L., Bayol, N., Berry, N.J., Boeckx, P., de Jong, B.H.J., DeVries, B., Girardin, C.A.J., Kearsley, E., Lindsell, J.A., Lopez-Gonzalez, G., Lucas, R., Malhi, Y., Morel, A., Mitchard, E.T.A., Nagy, L., Qie, L., Quinones, M.J., Ryan, C.M., Ferry, S.J.W., Sunderland, T., Laurin, G.V., Gatti, R.C., Valentini, R., Verbeeck, H., Wijaya, A., & Willcock, S. (2016). An integrated pan-tropical biomass map using multiple reference datasets. *Global Change Biology*, 22, 1406-1420.
- Chuvieco, E. (2016). *Fundamentals of satellite remote sensing an environmental. An Environmental Approach*. Boca Ratón, Florida: Taylor & Francis Group.
- Congalton, R. (1988). Comparison of sampling schemes used in generating error matrices for assessing the accuracy of maps generated from remotely sensed data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 54, 593-600.
- Brinck, K.; Fischer, R.; Groeneveld, J.; Lehmann, S.; Dantas De Paula, M.; Pütz, S.; Sexton, J.O.; Song, D.; Huth, A. (2017). High resolution analysis of tropical forest fragmentation and its impact on the global carbon cycle. *Nat. Commun.* 8, 14855.

- Brinck, K.; Fischer, R.; Groeneveld, J.; Lehmann, S.; Dantas De Paula, M.; Pütz, S.; Sexton, J.O.; Song, D.; Huth, A. (2017). High resolution analysis of tropical forest fragmentation and its impact on the global carbon cycle. *Nat. Commun.* 8, 14855.
- Elizalde, G., Vilorio, J. y A. Rosales. 2008. Geografía de Suelos de Venezuela. Capítulo 15. En *GeoVenezuela*, Tomo 2 Medio físico y Recursos ambientales. Fundación Empresas Polar. Caracas.
- Esquivel-Muelbert, A.; Bennett, A.C.; Sullivan, M.J.P.; Baker, J.C.A.; Gavish, Y.; Johnson, M.O.; Wang, Y.; Chambers-Ostler, A.; Lisli Giannichi, M.; Gomes, L.; et al. (2019). A Spatial and Temporal Risk Assessment of the Impacts of El Niño on the Tropical Forest Carbon Cycle: Theoretical Framework, Scenarios, and Implications. *Atmosphere*, 10, 588.
- Ewel, J., Madriz, A., & Tosi, J. 1976. Zonas de Vida de Venezuela. Memoria Explicativa sobre el Mapa Ecológico. In (p. 265). Caracas. Ediciones del Fondo Nacional de Investigaciones Agropecuarias
- FAO. 2020. Evaluación de los recursos forestales mundiales (FRA 2020). Informe Republica Bolivariana de Venezuela.
- Fick, S.E., & Hijmans, R.J. 2017. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37, 4302-4315.
- Gasparini, K.A., Silva Junior, C.H., Shimabukuro, Y.E., Arai, E., Aragão, L.E., Silva, C.A., and Marshall, P.L. (2019). 'Determining a Threshold to Delimit the Amazonian Forests from the Tree Canopy Cover 2000 GFC Data', *Sensors*, 19, (22)
- Geist, H., & Lambin, E. (2001). What drives tropical deforestation? A meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on sub-national case study evidence. In (p. 116). Louvain-la-Neuve, Belgium: LUCC International Project Office.
- GFC—Global Forest Change. Available online: https://earthenginepartners.appspot.com/science-2013-global-forest/download_v1.6.html (acceso el 3 abril 2021).

- Gorelick, N.; Hancher, M.; Dixon, M.; Ilyushchenko, S.; Thau, D.; Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sens. Environ.* 202, 18–27.
- Grecchi, R.C.; Beuchle, R.; Shimabukuro, Y.E.; Aragão, L.E.O.C.; Arai, E.; Simonetti, D.; Achard, F. (2017). An integrated remote sensing and GIS approach for monitoring areas affected by selective logging: A case study in northern Mato Grosso, Brazilian Amazon. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* 61, 70–80.
- Guevara G., J. R., Costa M., Soriano, P. y O. Carrero. 2017. Propuesta de clasificación biogeográfica para los llanos de Venezuela. *BioLlania Edición Esp.* 15:583-615
- Hansen, M.C.; Potapov, P.V.; Moore, R.; Hancher, M.; Turubanova, S.A.; Tyukavina, A.; Thau, D.; Stehman, S.V.; Goetz, S.J.; Loveland, T.R.; et al. (2013). High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science.* 342, 850–853.
- Hosonuma, N., Herold, M., De Sy, V., De Fries, R., Brockhaus, M., Verchot, L., Angelsen, A. y Romijn, E. (2012). An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. *Environmental Research Letters* 7
- Huber, O. y M. Oliveira. 2010. Mapa de representación de las Formaciones Vegetales en Venezuela. En: Libro Rojo de los Ecosistemas terrestres de Venezuela, J.P. Rodríguez, F. Rojas y D. Giraldo Edit. PROVITA- Compañía Shell de Venezuela-LENOVO, Empresas Polar, IUCN, Eco Health Alliance. Caracas, Venezuela.
- LSIB. (2023). Large Scale International Boundaries (LSISB). U.S. Department of State, Office of the Geographer. Available online: (<https://geonode.state.gov/layers/catalog:geonode:LSIB>). (acceso el 3 abril 2021).
- MARNOT, (2007). Manejo de Recursos Naturales y Ordenamiento de Tierras (MARNOT). Propuesta para la implantación del sistema de información geográfica proyecto manejo de recursos naturales y ordenamiento de tierras. Estándares para la presentación de la data digital de la base cartográfica. Versión 2.0, Caracas (Venezuela). Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales Renovables.

- OIMT. 2005. Restaurando el paisaje forestal. Serie Técnica OIMT N° 23.
- Olofsson, P.; Foody, G.M.; Herold, M.; Stehman, S.V.; Woodcock, C.E.; Wulder, M.A. (2014). Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. *Remote Sens. Environ.*, 148, 42–57.
- Pacheco, C. Aguado, I. y Mollicone, D. (2011). Las causas de la deforestación en Venezuela: un estudio retrospectivo. *Biollania* 10: 281-292
- Pacheco, C., Aguado, I., & Lopez, J. 2013. Comparación de los métodos utilizados en el monitoreo de la deforestación tropical, para la implementación de estrategias REDD+, caso de estudio los Llanos Occidentales Venezolanos. In INPE (Ed.), *Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR* (pp. 2817-2826). Foz do Iguaçu, PR, Brasil: XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. INPE.
- Pacheco, P., Mo, K., Dudley, N., Shapiro, A., Aguilar-Amuchastegui, N., Ling, P. Y., . . . Marx, A. (2021). Deforestation fronts: Drivers and responses in a changing world: WWF, Gland, Switzerland.
- Potapov, P., Li, X., Hernandez-Serna, A., Tyukavina, A., Hansen, M.C., Kommareddy, A., Pickens, A., Turubanova, S., Tang, H., Silva, C.E., Armston, J., Dubayah, R., Blair, J.B., & Hofton, M. 2021. Mapping global forest canopy height through integration of GEDI and Landsat data. *Remote Sensing of Environment*, 253, 112165.
- Rodriguez, E., C.S. Morris, J.E. Belz, E.C. Chapin, J.M. Martin, W. Daffer, S. Hensley. (2005.) An assessment of the SRTM topographic products. Technical Report JPL D-31639, Jet Propulsion Laboratory, Pasadena, California, 143 pp.
- SIGOT, (2021). Sistema de Información de Gestión para la Ordenación del Territorio. (SIGOT). Capas Vectoriales escala 1:100.000. Caracas (Venezuela). Instituto Geográfico de Venezuela Simón Bolívar.
- Shimabukuro, Y.E.; Miettinen, J.; Beuchle, R.; Grecchi, R.C.; Simonetti, D.; Achard, F. (2015). Estimating Burned Area in Mato Grosso, Brazil, Using an Object-Based Classification Method on a Systematic Sample of Medium Resolution Satellite Images. *IEEE J. Sel. Top. Appl. Earth Obs. Remote Sens.* 8, 4502–4508.
- Shimabukuro, Y.E.; Arai, E.; Anderson, L.O.; de Aragão, L.E.O.eC.; Duarte, V. (2017). Mapping Degraded Forest Areas Caused By Fires During the Year 2010 in Mato Grosso State, Brazilian Legal Amazon Using Landsat 5 Tm Fraction Images. *Rev. Bras. Cartogr.* 69, 23–32.

- Taubert, F.; Fischer, R.; Groeneveld, J.; Lehmann, S.; Müller, M.S.; Rödiger, E.; Wiegand, T.; Huth, A. (2018). Global patterns of tropical forest fragmentation. *Nature*, 554, 519–522.
- TERRE COVER (2000): Profe esto es un producto que se llama (TreeCover 2000) del producto Global Forest Change (GFC), no es una referencia.
- Tyukavina, A.; Hansen, M.C.; Potapov, P.V.; Stehman, S.V.; Smith-Rodriguez, K.; Okpa, C.; Aguilar, R. (2017) Types and rates of forest disturbance in Brazilian Legal Amazon, 2000–2013. *Sci. Adv.*, 3, 1–16.
- UNFCCC 2011. Decisions adopted by COP16 (“The Cancun Agreements”) on Policy approaches and positive incentives on issues relating to reducing emissions from deforestation and forest degradation in developing countries; and the role of conservation, sustainable management of forests and enhancement of forest carbon stocks in developing countries, UNFCCC/CP/2010/7/Add.1 Decision 16/CMP.1., 231.
- Wagner, F.H.; Hérault, B.; Rossi, V.; Hilker, T.; Maeda, E.E.; Sanchez, A.; Lyapustin, A.I.; Galvão, L.S.; Wang, Y.; Aragão, L.E.O.C. (2017). Climate drivers of the Amazon forest greening. *PLoS ONE*, 12, e0180932.

Abreviaturas, acrónimos y siglas

AGB	biomasa aérea
BHT	bosque húmedo tropical
CIFOR	Centro Internacional de Investigación Forestal
CONARE	Compañía Nacional de Reforestación
EE	Estación Experimental
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
FCFA	Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales
FRA	Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales
FSC	Consejo Mundial de Bosques
GFC	Global Forest Change (Cambio Forestal Global)
GORBV	Gaceta Oficial de la República Bolivariana de Venezuela
IGVSB	Instituto Geográfico de Venezuela Simón Bolívar
INDEFOR	Instituto de Investigaciones para el Desarrollo Forestal
IUFRO	International Union Forest Research Organization
LGSF	Laboratorio de Genética y Semillas Forestales
LBRBV	Ley de Bosques de la República Bolivariana de Venezuela
MARNOT	Sistema de Información para la Gestión y Ordenación del Territorio
MFS	manejo forestal sustentable
MINEC	Ministerio del Poder Popular para el Ecosocialismo
MSF	manejo de semillas forestales
MST	manejo sustentable de tierras
ODS	Objetivos de Desarrollo Sostenible
OIMT	Organización Internacional de las Maderas Tropicales
RF	reserva forestal
RFI	reserva forestal Imataca
RNPSF	red nacional de proveedores de semillas forestales
SER	Sociedad Internacional para la Restauración Ecológica
SIG	sistemas de información geográfica

SNSF sistema nacional de semillas forestales
ULA Universidad de Los Andes
UNFCCC Naciones Unidas sobre el Cambio Climático

Símbolos y unidades

%	Porcentaje
≥	Mayor que
≤	Menor que
+	Más
-	Menos
=	Igual
dap	Diámetro a la altura de pecho
cg%	Capacidad germinativa
Cm	Centímetros
cm ²	Centímetros cuadrados
Cm ³ o cc	Centímetros cúbicos
cp%	Coefficiente de pureza
cv%	Coefficiente de variación
ha	Hectárea
m ² /ha/año	Metros cuadrados/hectárea/año
m ³ /ha/año	Metros cúbicos/hectárea/año
sem/kg	Semillas por kilogramos

Degradación forestal y emisiones de carbono por el aprovechamiento forestal selectivo en la reserva forestal Imataca

Forest degradation and carbon emissions due to selective forest use in the Imataca forest reserve

Carlos Pacheco-Angulo^{*,}, Dimas Hernández^{**} y Christopher Camargo^{**}**

Recibido: 01-04-2022 / Aceptado:

Resumen

Se realizó el estudio de degradación de bosques y emisiones de Carbono producidas por el aprovechamiento selectivo en la Reserva Forestal Imataca, ubicada en el escudo Guayanés sector suroriental del país. Se utilizó una metodología sustentada en el sistema TerraAmazon y la serie temporal Landsat, para estimar el bosque degradado y las emisiones de CO₂ producto del aprovechamiento forestal selectivo en la zona de estudio. La propuesta metodológica consta de cuatro pasos: recopilación de la información descriptiva y descarga de la serie temporal Landsat, elaboración de la cartografía de aprovechamiento forestal selectivo (AFS) y degradación forestal (DF), validación de las cartografías de AFS y de la DF y estimación de las emisiones de carbono comprometidas (CCE). Como consecuencia del aprovechamiento selectivo, se encontró que la superficie del bosque degradado es el equivalente al 5,6 % del área total de la reserva. De las diferentes actividades de aprovechamiento, la construcción de vialidad es la principal responsable de degradación del bosque, con un valor promedio de 63,29 %. Con respecto al arrastre y la construcción de patios de acopio, el arrastre representó 21,55 % y los patios de acopio el 15,31 %. La cantidad de madera extraída presentó una relación directa entre volumen de madera aprovechado y grado de degradación del bosque. En relación a las emisiones comprometidas por diferentes fuentes de las actividades de aprovechamiento forestal sobre la biomasa aérea y por el volumen madera recolectada en las unidades de manejo de la reserva, la fuente de acarreo originó la mayor cantidad de emisiones con 75,36% (719,7 Mg CO₂ e ha⁻¹), seguida de la fuente de arrastre con 14,27% (136,3 Mg CO₂ e ha⁻¹) y la

*Especialista para la estimación de Carbono-emisiones y secuestro de Carbono, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y Alimentación – Venezuela (FAOVE), CP-1060, Caracas, Venezuela.

**Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales, Universidad de los Andes, CP-5101, Mérida, Venezuela.

Pachecocar@gmail.com; dimashernandez@gmail.com; ccamargoroa@gmail.com.

fuelle de tumba con 10,37% (99 Mg CO₂ e ha⁻¹).

Palabras clave: Reserva Forestal Imataca, degradación de bosque, emisión de carbono, tala selectiva, TerraAmazon.

Abstract

A study of forest degradation and Carbon emissions produced by selective logging in Imataca Forest Reserve was done, located in the Guiana shield, southeastern sector of the country. We used a methodology using TerraAmazon system and Landsat time series to analyze forest degradation and CO₂ emissions in four phases: analyze of descriptive information available, download a Landsat time series, mapping and validation of selective logging and degraded forest areas and quantify of carbon emissions. Forest degradation due to selective logging is about 5.6 % of the total area of Imataca Forest Reserve. Logging roads is the main source of degradation with 63.29 % of total forest degradation, logging gaps represents 21.55 % and log landings represents 15.31 %. Timber extracted presents a direct relation between volume extracted and forest degradation. In relation to carbon emissions produced by the sources of selective logging and timber volume extracted in Imataca Forest Reserve, higher values for emissions is from skidding source with 75.36 % (719,7 Mg CO₂ e ha⁻¹), logging gaps source with 14.27% (136,3 Mg CO₂ e ha⁻¹) and felling source with 10.37% (99 Mg CO₂ e ha⁻¹).

Keywords: Imataca Forest Reserve, forest degradation, carbon emissions, selective logging, TerraAmazon.

1. Introducción

La deforestación es un proceso de cambio de uso de la tierra; en este caso la transformación de tierras cubiertas por bosques para dedicarlas a otros usos (Pacheco *et al.*, 2011; Wheeler *et al.* 2021); es decir, la conversión de bosque en tierras no boscosas (Pacheco *et al.*, 2012; Chen *et al.*, 2021). Implica eliminar la cobertura de árboles para dedicar la tierra a otras actividades como la agricultura, minería, creación y mantenimiento de infraestructura, expansión de ciudades, entre otras (García, 2016). Por otra parte, la degradación del bosque se refiere a superficies boscosas que pierden parte de su cobertura debido a causas antropogénicas o naturales, pero no pierden su condición de bosque (Chen *et al.*, 2021) dando como resultado

alteraciones que afectan negativamente la estructura y/o función del rodal y el sitio, y disminuyen la capacidad para sostener un suministro continuo de productos y/o servicios (FAO, 2002). Esta degradación es un proceso gradual el cual ocasiona daños a largo plazo aun cuando se mantiene la permanencia del bosque (Gao *et al.*, 2020). De las cuatro causas más importantes que producen degradación del bosque, dos se encuentran asociadas directamente con la deforestación: la fragmentación del bosque y los efectos de borde; las otras dos causas corresponden a la ocurrencia de incendios forestales y el aprovechamiento selectivo (Beuchle *et al.*, 2021). Aun cuando se trata de conceptos diferentes, existe una fuerte relación entre deforestación y degradación de los bosques: en muchos casos la degradación es un precursor de deforestación, aunque en otras ocasiones los bosques pueden permanecer degradados durante mucho tiempo sin llegar al estado de deforestación (Armenteras y González, 2016).

En los últimos años, la degradación del bosque ha cobrado especial interés para la comunidad científica debido al potencial efecto que tiene con respecto a las emisiones de Carbono (Chen *et al.* 2021). Algunas estimaciones indican que hasta un 70% de las emisiones de Carbono provenientes de tierras boscosas corresponden a degradación del bosque observándose que el área afectada anualmente por procesos de degradación es hasta diez veces mayor que el área afectada por deforestaciones (Wheeler *et al.* 2021). Numerosos países han enfocado su atención a los bosques tropicales. Esta atención se debe a la importancia que tienen estos ecosistemas en el cambio climático, la conservación de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos (Casarim *et al.*, 2017).

Los bosques tropicales sirven de hábitat a más de 45.000 especies de árboles, almacenan el 66% de la biomasa terrestre (Gao *et al.*, 2020) y juegan un papel importante en la mitigación del cambio climático. La deforestación y degradación de estos bosques representan emisiones de Carbono de 2,01 Pg año⁻¹. Se estima que más de 400 millones de ha de bosques tropicales son clasificados como bosques productores, observándose que las emisiones anuales de Carbono como consecuencia del aprovechamiento selectivo oscilan entre 800 y 2.000 Tg de CO₂ (Derroire *et al.* 2021). Estos bosques se encuentran sometidos a una alta presión de deforestación y degradación lo cual se refleja con pérdidas de más

de 2.000 Km² entre los años 2000 y 2012 (Gao *et al.*, 2020). Así como en algunas zonas de la Amazonía peruana, la tasa de deforestación disminuyó en 13% entre 2016 y 2017, en Brasil, especialmente en la región de Acre, aumentó a 25.700 ha en el 2017, 44.000 ha en el 2018 y 68.200 ha en el 2019 (Reygadas *et al.*, 2019).

Los principales bosques tropicales se encuentran en la Amazonía. Son bosques donde el proceso de degradación ha venido aumentando continuamente y, en la actualidad, ocupan mayor superficie que la representada por tierras deforestadas. La degradación forestal inducida por actividades humanas es el principal impulsor del deterioro socioambiental en la Amazonía y su extensión sigue aumentando. Durante el período 2003-2015 en la Amazonía brasileña, las emisiones de CO₂ derivadas de los incendios forestales (5.904 Tg) y de los efectos de borde (2.068 Tg) alcanzaron a significar el 88% de las emisiones por deforestación (9.108 Tg) (Silva Junior *et al.*, 2021). Las emisiones anuales de degradación forestal de 74 países en desarrollo, los cuales cubren cerca de 2,2 billones de hectáreas de bosques, representaron 2,1 billones de toneladas de CO₂ entre 2005 y 2010, de las cuales 53% se derivaron del aprovechamiento forestal, 30% de la recolección de leña y 17% de incendios forestales (Casarim *et al.*, 2017). El aprovechamiento selectivo, es decir la cosecha de pocos árboles por ha, es una actividad importante en los bosques tropicales y a menudo se percibe como una de las principales fuentes de degradación del bosque debido a la pérdida de biomasa asociada a los árboles extraídos, daños asociados con el aprovechamiento y el establecimiento de infraestructura (Derroire *et al.*, 2021). Adicionalmente, la degradación de bosques representa un incremento de las emisiones de Carbono contribuyendo con un 25% de las emisiones en los ambientes de bosques tropicales, con el aprovechamiento o tala selectiva como principal agente causal de la aparición de bosques degradados (Armenta-Montero *et al.*, 2020).

La tala selectiva es una de las principales metodologías de aprovechamiento del bosque y contribuye con un 15% del suministro de madera a escala global; sin embargo, también ha ocasionado una disminución de la capacidad productiva del bosque, un aumento en la tasa de degradación y de las emisiones de carbono, además de alterar el hábitat natural de especies silvestres (Poudyal *et al.*, 2019). El monitoreo del impacto por la tala selectiva es importante para mejorar el manejo forestal y la certificación de sostenibilidad, además de lograr la reducción de las emisiones de Carbono y los objetivos de conservación

de la biodiversidad (Hernández-Gómez *et al.*, 2020). El efecto del aprovechamiento selectivo en los bosques tropicales es muy variado. Se han reportado cambios en la composición florística, estructura del bosque, ciclo de nutrientes y en la diversidad genética. Por ejemplo, en bosques de la reserva ecológica de Guaxindiba (Brasil), al comparar bosques no aprovechados con bosques sometidos a extracción selectiva de madera, no se presentan diferencias significativas en cuanto al número de árboles por ha pero se encontraron alteraciones en la estructura del dosel al presentarse un incremento de la abundancia relativa de especies de las primeras etapas de bosques secundarios, un dosel abierto y disminución en las reservas de nutrientes en los bosques aprovechados mientras que los árboles de mayores dimensiones y las mayores alturas de dosel correspondieron a las zonas no aprovechadas (Villela *et al.*, 2006). Pérez (2019), en bosques semidecíduos de Guanahacabibes (Cuba), evidenció la afectación del estrato arbóreo superior en bosques sometidos a tala selectiva al encontrarse un estrato con aberturas o claros además de una disminución en la cantidad de árboles con diámetros superiores a 10 cm a medida que aumenta la intensidad del aprovechamiento.

A nivel de América Latina, se han realizado diferentes estudios de cuantificación de emisiones de Carbono a partir de bosques degradados. Armenta-Montero *et al.* (2020), estudiando dos zonas boscosas de Yucatán (México) sometidas a aprovechamiento selectivo, reportan que las emisiones de Carbono son de 1,3 a 1,5 Mg/m³ y un promedio de 1,32 Mg de Carbono/ha al año. Casarim *et al.* (2017) señalan que en Colombia, para el período 2010-2017, el total de las emisiones de la tala selectiva es aproximadamente 1,1 millones de tCO₂e entre 2010 y 2017, con un promedio anual de 140.652,8 tCO₂e/año. En Venezuela, el reporte más importante es el presentado por Pacheco-Angulo *et al.* (2021) donde indican que bajo el aprovechamiento selectivo en baja intensidad (2,8 ± 1,2 árboles por ha ó 10,5 ± 4,6 m³ por ha) se producen emisiones de Carbono de 61 ± 21,9 Mg C/ha en una Unidad de Manejo de la Reserva Forestal Imataca. Por otra parte, en la Reserva Forestal Caparo se reportaron emisiones de Carbono de 2,21 ± 0,32 MtC/año para el período 1990-2000 y 1,56 ± 0,19 MtC/año para el período 2000-2010 y se redujo hasta 0,8 ± 0,11 MtC/año para el período 2010-2015 (Pacheco-Angulo *et al.*, 2017).

La Reserva Forestal Imataca posee una superficie boscosa que forma parte del Escudo Guayanés, sin embargo, tradicionalmente desde el punto de vista geográfico ha sido considerada como parte de la Amazonía (Eva y Huber, 2005; RAISG, 2009, 2015). Para el período 2000-2020, entre el 96 y 97% de la superficie total (3.827.517 ha) de la reserva está bajo cobertura boscosa, no obstante, en este período, el bosque degradado presentó incrementos significativos de 83.168 ha (Pacheco-Angulo y Hernández, (En revisión)). Algunos estudios (Delaney *et al.*, 1997; Avitabile *et al.*, 2016) indican que la región representa una de las áreas más ricas en carbono de Venezuela con un promedio de $205 \pm 15 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en la biomasa aérea. El Fondo Mundial para la Naturaleza (siglas en inglés WWF) la incluye como uno de los frentes de deforestación identificados en América Latina con las actividades agrícolas y mineras como causas principales de transformación de las superficies boscosas (Pacheco *et al.*, 2021). La tala selectiva es la principal actividad de aprovechamiento forestal que se ha aplicado en la reserva desde la década de los 80 a través de los planes de manejo asignados en las diferentes unidades que conforman la reserva (Noguera *et al.*, 2007; Pacheco *et al.*, 2014; Pacheco-Angulo *et al.*, 2021).

La alta tasa de degradación de bosque y su efecto en la emisión de Carbono hace indispensable establecer metodologías adecuadas para su determinación y cuantificación. Para cuantificar las emisiones de carbono causadas por la degradación forestal como resultado de la tala selectiva, se pueden utilizar dos técnicas analíticas: la primera combina tasas de tala, planes de manejo e imágenes de alta resolución para datos de actividad y el enfoque de ganancia / pérdida para emisión (Pearson *et al.*, 2014; Ellis *et al.*, 2019); el segundo, combina la detección remota de imágenes de resolución media para los datos de actividad y una evaluación de los cambios en las existencias de carbono para los factores de emisión (IPCC, 2019; GFOI, 2020). Los datos de actividad pueden obtenerse mediante un método directo, identificando y mapeando el daño del dosel o mapeando el daño del dosel en combinación con bosques intactos y parches de regeneración (Souza *et al.*, 2005; Pacheco-Angulo *et al.*, 2017, 2021; IPCC, 2019; Ota *et al.* 2019; Shimabukuro *et al.*, 2019; Bullock *et al.*, 2020; Hernández-Gómez *et al.*, 2020). Utilizando un método indirecto que implica identificar la tala selectiva en las imágenes, y la adición de áreas de amortiguamiento a través de herramientas del sistema de información geográfica (SIG), se puede cuantificar el área de bosques degradados debido a la tala (Pacheco-Angulo *et al.*, 2021).

En este estudio se propone determinar el balance o secuestro de Carbono en un bosque de la Orinoquia venezolana (Reserva Forestal de Imataca) aplicando una adaptación al enfoque analítico propuesto por Pacheco-Angulo *et al.* (2021) basado en una serie de tiempo Landsat desarrollado para el Sistema de Monitoreo de la Deforestación de la Amazonía (TerraAmazon). Se considera que esta es una ventaja importante para realizar una evaluación de la degradación forestal producida por el aprovechamiento forestal selectivo en la Reserva Forestal Imataca de Venezuela durante un período de 36 años (1984-2020) en diferentes condiciones.

2. Materiales y Métodos

2.1. Área de estudio

La Reserva Forestal Imataca se encuentra ubicada en el sureste de Venezuela, entre los estados Bolívar y Delta Amacuro. Fue decretada como Reserva Forestal en el año 1961, tiene un área total de 3.821.900 ha, lo cual representa el 8,1 % del área de Venezuela (RBV, 2004). Políticamente, forma parte de los municipios Casacoima y Antonio Díaz del estado Delta Amacuro y de los municipios Sifontes, Padre Pedro Chien, Roscio y Piar del estado Bolívar (Berroterán, 2003). Azuaje (2018) señala que fue declarada como Reserva Forestal según Resolución N° 47 del Ministerio de Agricultura y Cría denominándose originalmente Reserva Forestal Selva El Dorado con una superficie de 600.000 ha. Posteriormente el Ministerio de Agricultura y Cría (MAC) modificó la Resolución N° 47 por la Resolución N° 15 del 7 de enero de 1963 ampliando la superficie de la reserva y denominándola Reserva Forestal Imataca. Se encuentra en la zona de vida de bosque húmedo tropical de acuerdo con el Sistema de Clasificación de Holdridge (Ewel *et al.*, 1976), presentando una precipitación promedio es de 1.000-3.000 mm/año, temperatura de 25-27 °C/año y una evapotranspiración de 1.250-1.400 mm/año (Fick y Hijmans, 2017). Según el Plan de Ordenación y Reglamento de Uso (PORU) se encuentra dividida en 23 unidades de manejo (RBV, 2004): la zona norte (2.046.451 ha) con doce unidades de las cuales una fue destinada a la producción de palmito (*Euterpe oleracea* Mart.), nueve a la producción de madera y dos para Reserva; la zona central (754.435 ha) y la zona sur (771.100 ha), cada una con seis unidades destinadas a la producción de madera (Figura 1). El manejo forestal a través de concesiones comienza en 1971: la Unidad N-I la cual fue otorgada a la empresa Ercole de Santis (Azuaje, 2018).

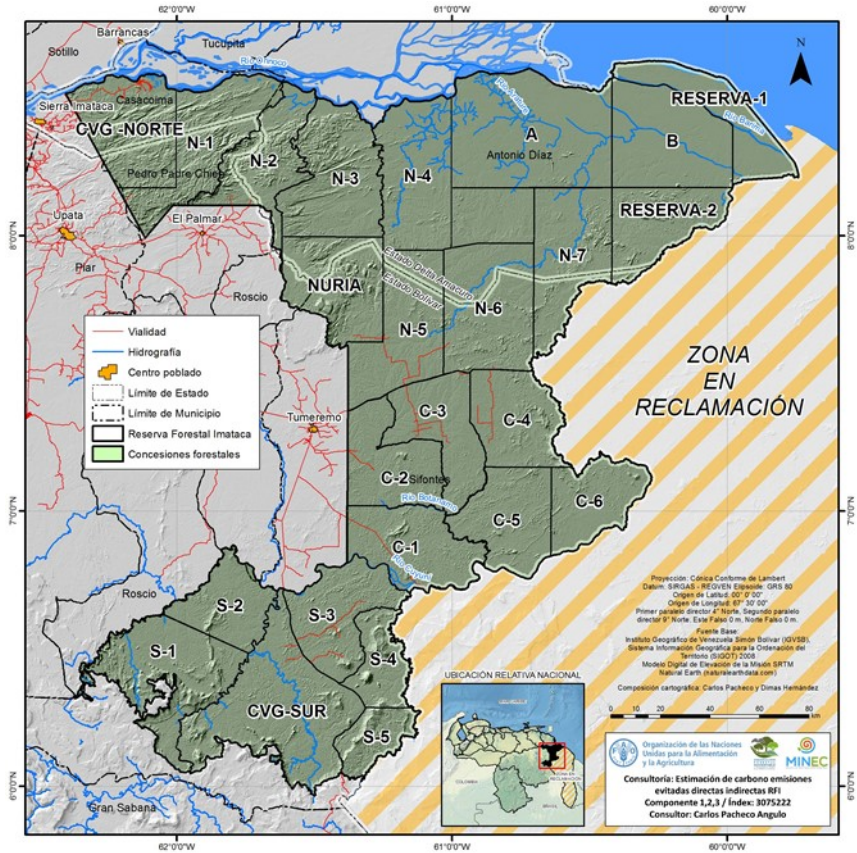


Figura 1. Ubicación relativa de la Reserva Forestal Imataca y sus unidades de manejo. Fuente: elaboración propia.

2.2. Materiales

2.2.1. Información descriptiva

Se tomaron en consideración cuatro aspectos fundamentales:

La información de aspectos legales, específicamente de la Ley de Bosques (RBV, 2013) y del Plan de Ordenamiento y Reglamento de Uso (PORU) de la Reserva Forestal Imataca (RBV, 2004).

Las directrices y orientaciones metodológicas, establecidas por el Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC), como el Refinamiento 2019 de las Directrices del IPCC 2006 (IPCC, 2019), las Directrices del IPCC 2006 (IPCC, 2006), y las Orientaciones de Buenas Prácticas (OBP) para Uso de la Tierra, Cambio de Uso de la Tierra y Silvicultura (UTCUTS) de 2003 (IPCC, 2003), y por organizaciones internacionales como la Iniciativa Mundial de Observación del Bosque de 2020 (GFOI, 2020) y las Observaciones Mundiales de la Cubierta Forestal y la Dinámica del Uso de la Tierra de 2016 (GOF-C-GOLD, 2016).

La información suministrada por la Dirección General de Patrimonio Forestal (DGPF) del Ministerio del Poder Popular para el Ambiente (MINEC), relacionada con el aprovechamiento forestal selectivo en la reserva (Azuaje, 2018).

Los estudios científicos en materia de degradación forestal, aprovechamiento forestal selectivo y emisiones/absorciones de carbono productos de estas actividades.

2.2.2. Datos Cartográficos

Información básica

Se consideró como información cartográfica básica la generada por la DGPF del MINEC, a través de la materialización de los linderos de las unidades de manejo forestal que establece el PORU de la reserva, y de los compartimientos que establecieron las empresas madereras para los Planes de Ordenación y Manejo Forestal de dichas unidades. De igual manera, se consideró información de la cobertura vegetal propuesta por el antiguo Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales Renovables a través de los proyectos Recopilación y Análisis de Información Básica existente acerca de la Reserva

Forestal Imataca (CIERFI-MARN, 2001).

Serie de tiempo Landsat

Se utilizaron 1225 imágenes correspondiente a la serie temporal Landsat 4, 5, 7 y 8 sensores MSS, TM, ETM+ y OLI, con un nivel de corrección geométrica L1, las cuales pertenecen a los path/row 232/005, 2333/054 y 233/055. Estas se obtuvieron de la colección del Servicio Geológico de Estados Unidos (<http://glovis.usgs.gov/>), con un nivel de procesamiento L1T. El período de tiempo para estos conjuntos de datos se seleccionó aproximadamente entre uno y dos años después que ocurriera el aprovechamiento forestal selectivo, ya que el cierre rápido del dosel después de una perturbación y la revegetación del sotobosque inferior pueden inhibir la detección de la tala (Asner *et al.*, 2004; Souza *et al.*, 2009; Bullock *et al.*, 2020).

2.3. Métodos

La metodología empleada se basó en la adaptación de la propuesta planteada por Pacheco-Angulo *et al.*, (2021), sustentada en el sistema TerraAmazon y la serie temporal Landsat, para estimar el bosque degradado y las emisiones de CO₂ producto del aprovechamiento forestal selectivo en la región de la Amazonía venezolana.

Dicha adaptación metodológica consta de cuatro pasos: recopilación de la información descriptiva y descarga de la serie temporal Landsat, elaboración de la cartografía de aprovechamiento forestal selectivo (AFS) y degradación forestal (DF), validación de las cartografías de AFS y de la DF y estimación de las emisiones de carbono comprometidas (CCE). A continuación, se presentan el desarrollo de dichos pasos.

2.3.1. Recopilación de información descriptiva y de datos cartográficos

La información suministrada por la DGPF del MINEC fue compilada por Azuaje (2018) y actualizada con los funcionarios de dicha dirección. Específicamente se consideró la relacionada con el aprovechamiento forestal selectivo: fechas de aprovechamiento, número de árboles y volúmenes de madera autorizados y recolectados, superficies autorizadas y aprovechadas de cada compartimiento.

Dicha información se utilizó para definir con exactitud las fechas de las imágenes requeridas de la serie temporal de Landsat y ubicar espacialmente las unidades de manejo forestal con sus compartimientos. También se utilizó para realizar la estimación de las emisiones de CO₂, relacionándola con la cartografía generada de aprovechamiento forestal selectivo y degradación forestal.

2.3.2. Elaboración de la cartografía del aprovechamiento forestal selectivo (AFS) y degradación forestal (DF)

Tal y como lo plantearon Pacheco-Angulo *et al.*, (2021), para la elaboración de la cartografía de AFS y DF se aplicaron los siguientes pasos:

Configuración el sistema TerraAmazon que incluyó desde la creación de una base de datos en PostgreSQL, hasta la definición de las reglas y área de control (INPE-FUNCATE, 2013).

Exportación del conjunto de datos de la serie temporal de Landsat, para obtener el modelo lineal de mezcla espectral (MLME) de Shimabukuro (1991), en cada imagen.

Selección, a partir del MLME, de la capa sintética de suelo para aplicarle una máscara de nube y sombra de nube según los criterios de Vidal *et al.* (2015).

Con la fracción suelo, sin nubes ni sombra de nubes, se realizó una clasificación binaria con y sin aprovechamiento forestal selectivo (Shimabukuro *et al.*, 2019; Souza y Barreto, 2000), utilizando el algoritmo de árbol de decisión y el umbral que define por debajo de 37% evidencias de no aprovechamiento y entre 37 y 100% evidencias de aprovechamiento (Pacheco-Angulo *et al.*, 2021).

Las diferentes actividades de aprovechamiento forestal selectivo se clasificaron cartográficamente, considerando los patios de acopio, vías de aprovechamiento y áreas de arrastres (Souza, 2013; GOF-C-GOLD, 2016).

A partir de la cartografía de AFS de cada uno de los compartimientos de las unidades de manejo, se determinó de manera indirecta la cartografía de DF, la cual se obtuvo mediante aplicación de un búfer cuadrado que consideró 300 m de umbral (Pacheco-Angulo *et al.*, 2021).

2.3.3. Validación de las cartografías de AFS y de la DF

Para estimar la incertidumbre de la cartografía de AFS, se validó con una fuente externa que se consideró una representación realista de las características en el terreno (Chuvieco, 2016; Olofsson *et al.*, 2020). Esta se obtuvo de las composiciones a falso color 453 de Landsat 4, 5 y 7, y la composición 564 de Landsat 8 que se emplearon para generar el MLME. Sobre las mismas se determinaron de manera aleatoria 100 puntos de verdad-terreno de las categorías patio de acopio, vía forestal y área de arrastre. Estas muestras de verdad-terreno permitieron estimar con precisión y rapidez la calidad temática del mapa de tala selectiva (Congalton y Green, 2009), mediante la construcción de la matriz de confusión, de la cual se calcularon los errores de omisión y comisión, el nivel de precisión global y el índice kappa (Olofsson *et al.*, 2014).

La cartografía de degradación forestal fue validada mediante la comparación de las áreas obtenidas de la cartografía versus las medidas en el terreno reportadas por las empresas madereras, con ambas áreas se calcularon los errores de comisión y omisión (Congalton y Green, 2009).

2.3.4. Estimación de las emisiones de carbono comprometidas (CCE)

Para estimar las emisiones de CO₂ en el marco de las directrices del IPCC, se asumieron algunos supuestos simplificadores que permitieron establecer, en función de los datos y de los Niveles del IPCC, los métodos para las estimaciones (IPCC, 2006, 2019). Dichos supuestos son los siguientes:

Para simplificar el proceso de contabilidad de carbono se utilizó el enfoque de emisiones comprometidas, es decir, las emisiones que ocurren en su totalidad en el momento del aprovechamiento forestal selectivo. De igual manera se utilizó la suposición simplificadora del Nivel 1 del IPCC, que todo el carbono eliminado es emitido en el momento de su eliminación (Pearson *et al.*, 2014; IPCC, 2019).

Las emisiones de AGB se estimaron en cada compartimento, multiplicando las áreas de degradación forestal obtenidas de manera indirecta del mapa de aprovechamiento forestal selectivo (DA) por el valor promedio de emisiones de carbono de cada área (FE) planteado por Pacheco-Angulo *et al.* (2021). Estas se asociaron a las actividades de aprovechamiento forestal selectivo para conocer sus

influencias en las emisiones totales.

Se utilizaron los valores reportados de madera extraída de cada compartimento, para estimar las pérdidas de carbono del aprovechamiento, calculando el carbono equivalente del volumen de madera en rollo extraída, que consideró la densidad específica de la madera para obtener AGB. Se utilizó un factor de 0,5 para estimar la cantidad de carbono (Brown *et al.*, 2005; Feldpausch *et al.*, 2005).

Se vincularon los datos a las tres fuentes principales de emisiones propuestas por Pearson *et al.* (2014) y Ellis *et al.* (2019): (1) madera en rollo extraída con emisiones por tumba, (2) áreas de arrastre con emisiones por arrastre; (3) patios de acopio y vías forestales con emisiones por acarreo.

Finalmente, los valores del cambio neto de carbono en los diferentes depósitos se transformaron en valores de emisiones y absorciones equivalentes de dióxido de carbono (CO₂), multiplicando la cantidad estimada de carbono (expresada en Mg C ha⁻¹) por 44/12, que es la relación del peso molecular del carbono (Mg CO₂ e ha⁻¹) (IPCC, 2006).

3. Resultados and Discusión

3.1 Incertidumbre de la cartografía de aprovechamiento forestal selectivo (AFS) y degradación forestal (DF)

Los resultados de la matriz de confusión de la cartografía de AFS, arrojó que la vialidad fue la categoría que presentó mayor acierto con 93%, confundándose con la categoría patio de acopio en un 5% y áreas de arrastre en un 2%. La categoría de menor acierto fue la de áreas de arrastre con 88%, la cual se confundió con vialidad en un 12%. En relación a los errores de comisión (usuario) la categoría que presentó mayor valor fue la vialidad con 10,6%, y a los errores de omisión (productor) la categoría con mayor valor fue patios de acopio con 13% (Cuadro 1). A nivel de precisión global, la cartografía de AFS tuvo un valor de 89,33%, considerado según el GOFC-GOLD (2016), aceptable debido que es encuentran dentro de sus límites establecido entre 80 a 95%. Por su lado, el coeficiente k fue de 0,85, valor que según Landis y Koch (1977) posee una concordancia casi perfecta, debido a que se encuentran dentro de sus rangos 0,81 – 1,00.

Cuadro 1. Matriz de confusión y errores de comisión y emisión de la cartografía de AFS.

Verdad-Terreno				
Clases	Arrastre	Patio	Vialidad	Total
Arrastre	88	3	2	31
Patio	0	87	5	30,7
Vialidad	12	10	93	38,3
Total	100	100	100	100
Errores (%)				
Comisión	1,1	1,1	10,6	
Omisión	12	13	7	

Las áreas de degradación forestal en los 79 comportamientos aprovechados, tanto la reportada por las empresas madereras como las cartografiadas, arrojó que la de menor tamaño fue la PI 2 de la unidad de manejo de Nuria, con 597 ha reportada y 661 ha cartografiada; mientras que, la de mayor tamaño fue el compartimiento C7 con 6.069 ha reportada, y el compartimiento C2 con 6.284 ha cartografiada, ambos de la unidad de manejo C4 (Figura 2a). El 52% de las áreas de degradación de los compartimientos aprovechados tuvieron error de comisión (valor por encima de los reportados por las empresas madereras en el campo) y el 48% error de omisión (valor por debajo de los reportados por las empresas madereras en el campo). El error máximo de comisión lo presentó el compartimiento C13 de la unidad de manejo de Nuria con -19,9% y el mínimo la PI 2 de CVG-Norte con -0,6%, mientras que el mayor error omisión lo presentó el compartimiento C1 de la unidad de manejo N5 con 18,7%, y el mínimo el C14 de Nuria con 0,9 (Figura 2b).

Para tener una mayor comprensión entre las áreas de DF reportadas por las empresas madereras y las cartografiadas, se realizó un gráfico de dispersión de ambas para los compartimientos aprovechados, en este se puede apreciar que la relación del tamaño de ambas áreas es positiva, el ajuste de este modelo según el cálculo de R^2 es de 0,9112, es decir, el modelo explica el 91,12% de las áreas de DF cartografiadas a las áreas reportadas por las empresas (Figura 2c).

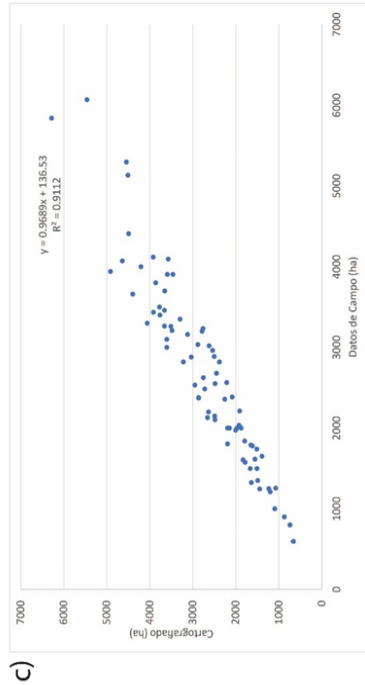
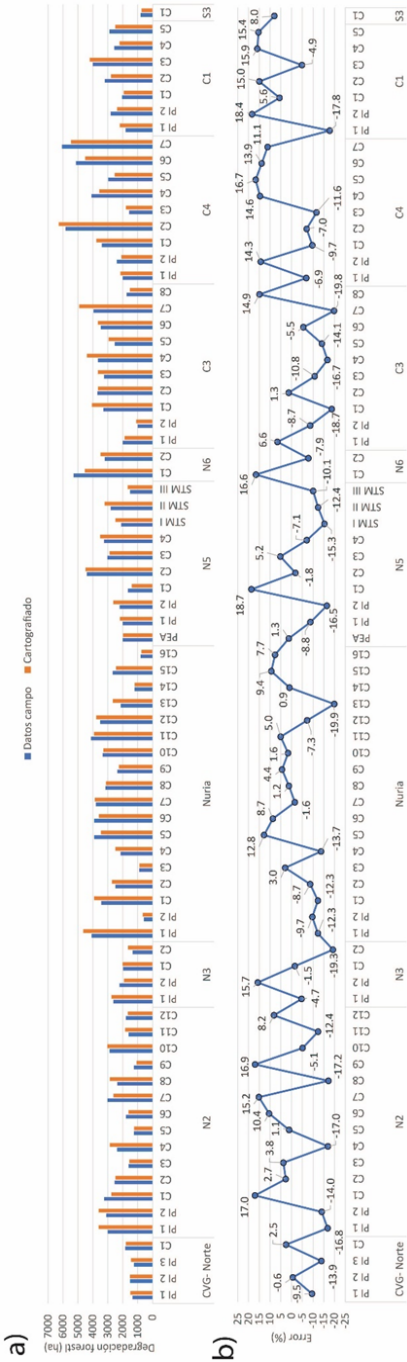


Figura 2. Área de Degradación Forestal reportada del campo y de la cartografía (a) errores de comisión y omisión (b) y gráfico de dispersión entre las áreas de Degradación. Fuente: elaboración propia.

3.2. Degradación forestal y aprovechamiento forestal selectivo de la Reserva Forestal Imataca

De las 22 unidades de manejo forestal establecidas en el PORU para la reserva, desde la década de los ochenta hasta nuestros días, se han aprovechado once. No obstante, una de las unidades orientó su producción a un producto no maderero: la Unidad A, a cargo de la Empresa concesionaria Alimentos Delta C.A. (ALIDECA), la cual ejecutó 12 planes anuales desde 1983 hasta 2010, para la producción de palmito (*Euterpe oleracea* Mart.), actividad que genera perturbaciones que no son detectables con las imágenes Landsat, razón por la cual la degradación forestal en la RFI se analizó en 10 unidades.

A continuación, se presentan los resultados y análisis de degradación directa e indirecta generada por el aprovechamiento forestal selectivo para cada una de las unidades de manejo. En la figura 3 se aprecian espacialmente los compartimientos, en ellos se detallan, tanto la degradación directa, generada por el establecimiento de los patios de acopio (color rojo), la construcción de vías de aprovechamiento (color amarillo) y las zonas de arrastres (color rosado); como la indirecta, que se generó a partir de la directa (color verde). Asimismo, se observan sus métricas para cada compartimiento. En la degradación directa se analizan las perturbaciones en función de las actividades empleadas en el aprovechamiento (patios de acopios, vías de aprovechamiento y zonas de arrastre). En la degradación indirecta se analizan las áreas originadas de cada compartimiento dentro de la unidad.

En la primera unidad de manejo, denominada CVG - Sierra Imataca Sector Sur, se concedieron cuatro autorizaciones que fueron ejecutadas desde el año 1985 hasta 1992. Las tres primeras se otorgaron como parcelas de investigación (PI 1-3), es decir, sin un plan de aprovechamiento, y la última con plan de aprovechamiento anual (C1). Directamente los cuatro compartimientos afectaron el dosel del bosque en 574 ha; el 46,2% (265 ha) por las actividades de arrastre; el 43,4% (249 ha) por la construcción de 92 km de vías con

una intensidad de 2,7 km/ha; y el 10,4% (60 ha) por construcción 60 de patios de acopios con un promedio de 2,7 patios/ha. Indirectamente el aprovechamiento forestal selectivo degradó al bosque en 6.242 ha. El 9,25% de esta degradación fue detectada por los datos de sensores remotos directamente (Figura 3a, Anexo 1.1).

Por su parte, la unidad de manejo N-2 fue otorgada en concesión a la empresa Corporación de Desarrollo Forestal S.A. (CODEFORSA), quien ejecutó actividades de aprovechamiento forestal selectivo durante el periodo comprendido entre 1984 y 2010. En este periodo, dicha empresa aprovechó 14 compartimientos: los dos primeros fueron otorgados sin el plan anual de aprovechamiento como parcelas de investigación (PI 1, PI 2) para 1984 y 1985, y los 12 compartimientos restantes (C1-C12) con plan anual desde 1987 hasta 2010. Las actividades de aprovechamiento ejecutadas en estos compartimientos afectaron directamente 2.042 ha de dosel: el 46,5% (951 ha) por la construcción de 416 km de vías con una intensidad de 2,3 km/ha; el 28,6% (584 ha) por las actividades de arrastre; y el 24,8% (507 ha) por construcción 799 de patios de acopios con un promedio de 1,6 patios/ha. Indirectamente el aprovechamiento forestal selectivo degradó 32.813 ha de bosque; el 6,31% de esta degradación fue detectada por los datos de sensores remotos de manera directa (Figura 3b, Anexo 1.2).

En relación a la unidad N-3 fue otorgada a la empresa concesionaria Sociedad Maderera de Guayana (SOMAGUA), quien realizó actividades de aprovechamiento forestal selectivo en cuatro compartimientos durante 1982 y 1992, dos sin planes anuales de aprovechamiento denominados parcelas de investigación (PI 1, PI 2) y dos con planes anuales (C1, C2) en 1987 y 1992. El área del dosel afectada directamente por estas actividades fue de 605 ha, el 65,3% (395 ha) por la construcción de 140 km de vías con una intensidad de 2,8 km/ha; el 29,8% (180 ha) por construcción 266 de patios de acopios con un promedio de 1,4 patios/ha; y el 4,9% (30 ha) por las actividades de arrastre. Indirectamente el aprovechamiento forestal selectivo degradó 8.315 ha de bosque; el 7,1% fue detectada por los datos de sensores remotos de manera directa (Figura 3c, Anexo 1.3).

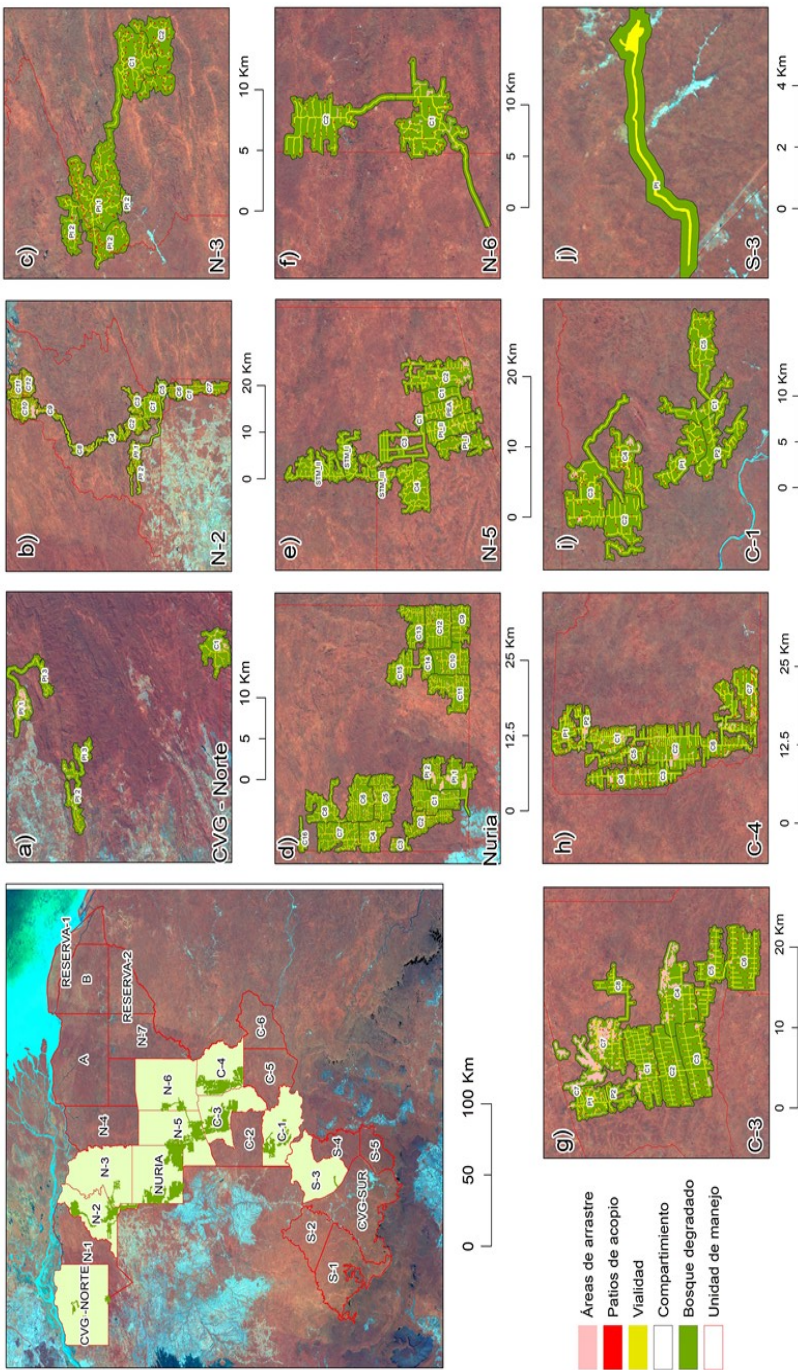


Figura 3. Degradación directa (áreas de arrastre, patios de acopio, vialidad) e indirecta (bosque degradado) en diez unidades de manejo de la Reserva Forestal Imataca. Fuente: elaboración propia.

La unidad de manejo otorgada en concesión a la Empresa Maderas Nuria I C.A. ha ejecutado 18 planes anuales, distribuidos en dos Parcelas de Investigación (PI 1 y PI 2) y 16 planes anuales (C1-16). Desde 1995 hasta 2007 se ejecutaron los primeros 12 planes, luego por cinco años entró en receso y después continuó con la ejecución hasta nuestros días. Las actividades de aprovechamiento ejecutadas a través de estos planes afectaron directamente 3.512 ha de dosel, de los cuales el 58,3% (2.047 ha) fue por la construcción de 787 km de vías con una intensidad de 2,6 km/ha; el 25,1% (882 ha) por la construcción de 1.758 patios de acopios con un promedio de 2 patios/ha; y el 16,6% (583 ha) por las actividades de arrastre. Indirectamente el aprovechamiento forestal selectivo degradó 49.648 ha de bosque. El 6,85% fue detectada por los datos de sensores remotos de manera directa (Figura 3d, Anexo 1.4).

En relación a la unidad de manejo N-5 fue otorgada inicialmente a la Empresa concesionaria Industria Técnica de Maderas C.A. (INTECMACA), la cual ejecutó siete planes de anuales, distribuidos en dos Parcelas de Investigación (PI 1 y PI 2) en 1985 y 1987, una Parcela Especial de Aprovechamiento (PEA) en 1988 y cuatro planes en 1990 hasta 1995 (C1-C4). Posteriormente esta unidad de manejo entró en receso hasta el 2012 donde fue otorgada a la Empresa Nacional Forestal (ENAFOR), la cual ejecutó tres planes desde 2012 hasta 2019 (STM I, II, y III). Las actividades de aprovechamiento ejecutadas por las dos empresas a través de estos planes, afectaron directamente 2.560 ha de dosel, el 74,2% (1.900 ha) fue por la construcción de 421 km de vías con una intensidad de 4,4 km/ha; el 15,5% (398 ha) por las actividades de arrastre; y el 10,3% (263 ha) por la construcción 569 patios de acopios con un promedio de 2,2 patios/ha. Indirectamente el aprovechamiento degradó 26.453 ha de bosque, el 9,4% de esta degradación fue detectada directamente por los datos de sensores remotos directa (Figura 3e, Anexo 1.5).

La unidad de manejo N-6 fue otorgada en concesión a la Industrializadora de Productos Forestales C.A. (INPROFORCA), la cual ejecutó dos planes anuales de aprovechamiento forestal (C1 y C2), el primero en 1996 y el segundo en el 2005. Los mismos afectaron directamente 854 ha de dosel, el 81,9% (700 ha) fue por la construcción de 117 km de vías con una intensidad de 6 km/ha; el 9,9% (85 ha) por las actividades de arrastre; y el 8,1% (69 ha) por la construcción 76 patios de acopios con un promedio de 1,1 patios/ha.

Indirectamente el aprovechamiento degradó 8.028 ha de bosque, el 10,5% fue detectada directamente por los datos de sensores remotos (Figura 3f, Anexo 1.6).

En relación a la unidad de manejo C-3 fue otorgada a la Empresa concesionaria Consorcio Maderero Forestal (COMAFOR), la cual ejecutó 10 planes anuales, distribuidos en dos Parcelas de Investigación (PI 1 y PI 2) en 1991 y 1993 y ocho planes de aprovechamiento (C1-C8) desde 1995 hasta 2010. Las actividades de aprovechamiento ejecutadas a través de estos planes afectaron directamente 4.785 ha de dosel, el 48,5% (2.322 ha) fue por la construcción de 453 km de vías con una intensidad de 5,1 km/ha; el 45,4% (2.171 ha) por las actividades de arrastre; y el 6,1% (292 ha) por la construcción 371 patios de acopios con un promedio de 1,25 patios/ha. Indirectamente el aprovechamiento degradó 31.782 ha de bosque y el 13,4% de esta degradación fue detectada directamente por los datos de sensores remotos directa (Figura 3g, Anexo 1.7).

Por su parte, la unidad de manejo C-4 fue otorgada a la Empresa concesionaria Hermanos Hernández, la cual ejecutó nueve planes anuales, distribuidos en dos Parcelas de Investigación (PI 1 y PI 2) en 1992 y 1993 y siete planes (C1-C7) desde 1995 hasta 2005. El aprovechamiento forestal selectivo realizado en los nueve compartimientos afectó el dosel directamente en 4.597 ha, de los cuales el 70,2% (3.227 ha) fue por la construcción de 469 km de vías con una intensidad de 6,9 km/ha; el 17,3% (795 ha) por las actividades de arrastre; y el 12,5% (576 ha) por la construcción 421 patios de acopios con un promedio de 1,4 patios/ha. Indirectamente el aprovechamiento degradó 31.782 ha de bosque; el 13,4% de esta degradación fue detectada directamente por los datos de sensores remotos (Figura 3h, Anexo 1.8).

Con respecto a la unidad de manejo C-1, otorgada a la Empresa concesionaria Maderas del Orinoco C.A. (MADERORCA), se ejecutaron siete planes anuales, distribuidos en dos Parcelas de Investigación (PI 1 y PI 2) en 1991 y 1993, además de cinco planes (C1-C5) desde 1995 hasta 2006. El aprovechamiento realizado en los siete compartimientos afectó el dosel directamente en 1.944 ha, de los cuales el 81,3% (1.580 ha) fue por la construcción de 243 km de vías con una intensidad de 6,5 km/ha; el 10,7% (209 ha) por la construcción de 207 patios de acopios con un promedio de 1,0 patio/ha; y el 8,0% (156 ha) por las actividades

de arrastre. Indirectamente el aprovechamiento degradó 18.209 ha de bosque, el 10,6% fue detectada directamente por los datos de sensores remotos (Figura 3i, Anexo 1.9). En relación a la unidad de manejo S-3, a cargo de la Empresa concesionaria Fundación la Salle, se ejecutó un solo plan anual (C1), desde 1992 hasta años después. El aprovechamiento que afectó al dosel de manera directa en 105 ha, principalmente por la construcción de 10 km de vías (Figura 3j, Anexo 1.10).

De las diferentes actividades (vialidad, arrastre y construcción de patios de acopio), la construcción de vialidad es la principal responsable de degradación del bosque. Esta actividad es responsable de un porcentaje de degradación que varió entre 43,4 y 81,9 %, con un valor promedio de 63,29 %. En todas las unidades estudiadas, los mayores porcentajes de degradación correspondieron a la vialidad con la excepción de la otorgada a CVG - Sierra Imataca Sector Sur donde la degradación por arrastre (46,2 %) fue ligeramente superior a la producida por la vialidad (43,4 %). Este aspecto cobra especial importancia si se toma en consideración lo indicado por Asner *et al.* (2009) y FAO (2020) en el sentido que el aprovechamiento puede ser un precursor de actividades de deforestación, especialmente por el incremento de acceso al bosque a través de la red vial. Bleuche *et al.* (2021) señalan que la construcción y mejora de vías principales en el aprovechamiento forestal guía a la construcción de caminos secundarios, terciarios e incluso vías ilegales y esa expansión de la red vial hasta zonas boscosas previamente inaccesibles, lo cual puede dar paso a actividades que den como resultado degradación adicional e incluso deforestación. Con respecto al arrastre y la construcción de patios de acopio, el comportamiento fue variable: en algunas unidades el arrastre representó mayor porcentaje de degradación en comparación con la construcción de patios y viceversa; pero en el promedio de todas las unidades, el arrastre representó 21,55 % y los patios de acopio el 15,31 %.

Es importante mencionar que, en algunos países tropicales como Nicaragua (Ruíz-Gómez *et al.* 2016) y Paraguay (Rejalaga, 2016), el aprovechamiento selectivo es uno de los factores con mayor incidencia en la degradación del bosque; mientras que en Costa Rica (Argotty *et al.*, 2016) se encuentra por debajo de otros factores incidentes como la tala ilegal, fuegos y pastoreo. En Colombia, el 85

% de la degradación forestal es producto de la tala selectiva (Casarim *et al.*, 2017). Para Venezuela, Pacheco-Angulo *et al.* (2017) señalan que en los bosques de la Reserva Forestal de Caparo, la tasa de degradación fue de 3.667 ha (2,1 % del área de la reserva) para el período 1990-2000, 737 ha (0,42 %) en el 2010-2015 y 515 ha (0,3 %) en el 2000-2010. Estas tasas de degradación están por debajo de las observadas en la Reserva Forestal Imataca donde ascienden a 5,6 % del área total de reserva. Sin embargo, es necesario acotar que el aprovechamiento selectivo bien manejado puede mantener valores apropiados de biodiversidad, reservas de Carbono y otros servicios ecosistémicos (Bleuche *et al.*, 2021).

De acuerdo con los criterios de Ramírez-Delgado (2016), los bosques de la Amazonía venezolana son clasificados en niveles de degradación que se consideran de altos a críticos. Sin embargo, esa categorización puede corresponder a las áreas que están siendo sometidas a un tipo de aprovechamiento (tala selectiva) que, según Pacheco-Angulo *et al.* (2021), se caracteriza por deficiencias en cuanto a planificación y eficiencia; esto podría ser determinante en los niveles de degradación (altos o críticos) pero el área de aprovechamiento (214.376 ha) representa, aproximadamente, el 5,6 % de la superficie de la reserva (3.827.517 ha).

3.3. Degradación del bosque versus madera recolectada

En la reserva forestal Imataca, las tierras forestales se han gestionado principalmente por el manejo forestal selectivo. Este manejo se ha realizado desde principio de la década de los ochenta hasta la actualidad, mediante concesiones dadas por el estado a empresas madereras, las cuales a través del método de aprovechamiento convencional, no planificado, y el método planificado, mediante un plan anual de manejo (recientemente mejorado mediante el uso de las tecnologías de la información geográfica), se han extraído del bosque volúmenes de maderas que han originado una degradación forestal y con ello emisiones de CO₂ a la atmosfera importantes para los inventarios de gases de efecto invernadero (GEI).

Este volumen fue de 1.617.700 m³ rola⁻¹, extraído de 79 compartimientos desde 1982 hasta el 2020. Las especies aprovechadas más representativas fueron: Mureillo (*Erismia uncinatum*), Baramán

(*Catostemma commune* Sandwith), Carapa (*Carapa guianensis* Aubl.), Purguo (*Manilkara bidentata* (A. DC.) A. Chev.), Zapatero (*Peltogyne porphyrocardia* Benth.), Guacharaco (*Lecythis corrugata* Poit.), Pilón (*Pera bicolor* (Klotzsch) Müll.Arg.), Josefino (*Stryphnodendron guianense* (Aubl.) Benth.), Majagua (*Sterculia pruriens* (Aubl.) K. Schum.), Cedro Blanco (*Simarouba amara* Aubl.) y Pata de Danto (*Terminalia amazonia* (J.F. Gmel.) Exell), Caraño (*Protium neglectum* Swart), Caramacate (*Piranhea longipedunculata* Jabl.), Chicle (*Ecclinusa guianensis* Eyma), Mora (*Mora gonggrijpii* Kleinhoonte), Guamo colorado (*Inga alba* (Sw.) Willd.), Leche de cochino (*Alexa imperatricis* (R. H. Schomb.) Baill.) y otras (Azuaje, 2018). Como resultado de la extracción de madera se generó un área de bosque degradado de 214.376 ha, es decir, el 5,6% de la superficie de la reserva (3.827.517 ha). En cuanto a la composición florística, la extracción selectiva podría tener efectos sobre la estructura del bosque, afectando principalmente a las heliófitas (Villela et al., 2006; Dias Gauí et al., 2019) y se debe analizar el efecto que puede tener para la realización de aprovechamiento a largo plazo.

En la figura 4, se observa el bosque degradado versus el volumen de madera recolectada en cada unidad de manejo y destaca que la mayor área degradada la presentó la unidad de manejo de Nuria con 49.648 ha donde se recolectó el 25,6% ($414.050 \text{ m}^3 \text{ rola}^{-1}$) del volumen de madera de la RFI, seguida a esta se encuentra la unidad de manejo C4 con un área degradada de 32.147 ha y el 18,5 ($299.798 \text{ m}^3 \text{ rola}^{-1}$) del volumen de madera y la unidad de manejo N 2 con un área degradada de 32.813 ha y el 16,2 ($262.875 \text{ m}^3 \text{ rola}^{-1}$) del volumen de madera. Asimismo, la figura 4 revela que no existe una relación claramente marcada entre el área degradada y el volumen extraído por cada unidad de manejo. Por ejemplo, en las unidades N3, C4 y N5 se observa que el volumen extraído está por encima del área degradada, caso contrario la C1, C3 y N6 donde el volumen extraído está por debajo del área degradada.

La degradación forestal versus el volumen recolectado en la RFI por año se observa en la figura 5, tanto en gráfico de barras (Figura 5a) como en gráfico de dispersión (Figura 5b). En el gráfico de barra (Figura 5a) se puede apreciar que el aprovechamiento forestal selectivo en el transcurso de los años ha sido variable, en la cantidad de bosque degradado y en el volumen de madera recolectada.

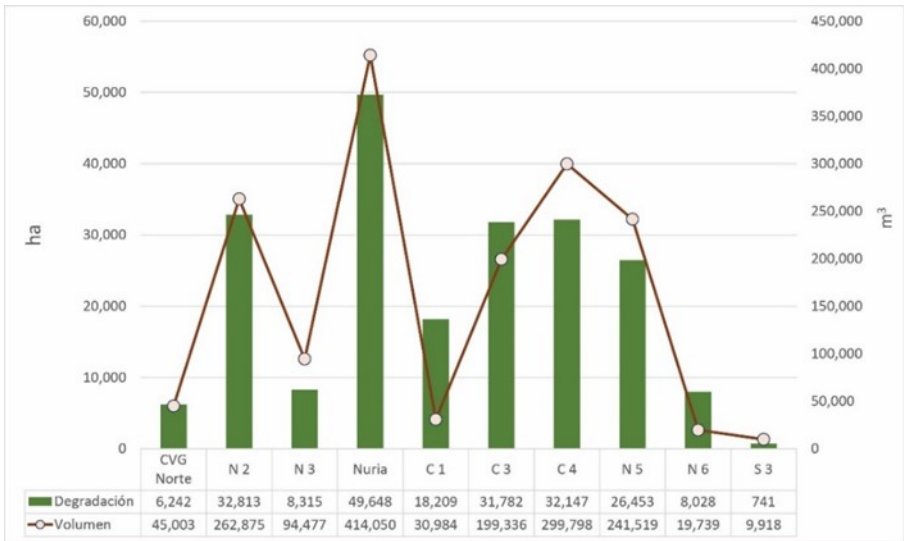


Figura 4. Bosque degradado versus volumen de madera recolectada.
Fuente: elaboración propia

De los 32 años en que se ha realizado el aprovechamiento forestal selectivo, el año 1995 fue donde se generó mayor área de degradación forestal, y se aprovechó mayor cantidad volumen de madera, con 16.463 ha (7,7%) y 118.572 m³ (7,1%) respectivamente. En ese año se realizó el aprovechamiento forestal en cinco compartimientos de las unidades de manejo C1 (C1), C3 (C4), C4 (C1), N2 (C4) y N5 (C4). Seguidamente se ubica el año 2002, con 15.507 ha (7,2%), 86.860 m³ (5,2%) y cuatro compartimientos aprovechados de las unidades de manejo C3 (C7), C4 (C6), N2 (C7) y Nuria (C5). Posteriormente se ubica el año 1988, con 14.196 ha (6,6%), 101.855 m³ (6,1%) y cinco compartimientos aprovechados de las unidades de manejo C3 (C2), CVG-Norte (PI2), N2 (C2), N5 (PI2) y Nuria (C1). El siguiente lugar lo ocupa el año 1997 con 13.950 ha (6,5%), 115.599 m³ (6,9%) y cinco compartimientos aprovechados de las unidades de manejo C1 (C2), C3 (C5), C4 (C2), N2 (C5) y Nuria (PI2). Finalmente se ubica el año 2005 con 13.141 ha (6,1%), 106.318 m³ (6,3%) y cuatro compartimientos aprovechados de las unidades de manejo C4 (C7), N2 (C9), N6 (PI2) y Nuria (C8).

En relación al gráfico de dispersión (Figura 5b), se puede apreciar una relación positiva, es decir, a mayor volumen de madera aprovechada se genera mayor área degradada. El ajuste de este modelo, según el cálculo de R², es de 0,7466, esto quiere decir, que el modelo se ajusta muy bien a la variable real, lo que se podría indicar que el modelo explica el 74,66% a la variable real. El 2020 fue donde se generó menor área de degradación forestal y se aprovechó la menor cantidad volumen de madera, con 743 ha (0,3%) y 6.197 m³ (0,4%) respectivamente. En este año se realizó el aprovechamiento forestal en el compartimiento C16 de la unidad de manejo de Nuria; seguido se ubica el año 2017, con 1.199 ha (0,6%), 9.999 m³ (0,6%) y el compartimiento C4 de la unidad de manejo Nuria; y el año 2010, con 1.655 ha (0,8%), 10.550 m³ (0,6%) y el compartimiento C12 de la unidad de manejo N2.

3.4. Emisiones de Carbono comprometidas (CEE) por el aprovechamiento forestal selectivo

En relación a las CEE generadas por fuentes de las actividades del aprovechamiento forestal sobre la biomasa aérea y por el volumen de madera recolectada en las unidades de manejo de la reserva, se

presentan en la figura 6a donde se detalla que la fuente de acarreo originó la mayor cantidad de emisiones con 75,36% (719,7 Mg CO₂ e ha⁻¹), seguida de la fuente de arrastre con 14,27% (136,3 Mg CO₂ e ha⁻¹) y la fuente de tumba con 10,37% (99 Mg CO₂ e ha⁻¹). Las unidades de manejo con mayor cantidad de emisiones por ha fueron N3 (Empresas SOMAGUA) con 15,4% (147,6 Mg CO₂ e ha⁻¹), C4 (Aserradero Hermanos Hernández C.A.) con 13,75% (131,3 Mg CO₂ e ha⁻¹) y Nuria con 13,2% (126,1 Mg CO₂ e ha⁻¹); en los tres casos la fuente de acarreo fue el principal responsable de las emisiones de carbono. Por otra parte, las menores emisiones correspondieron a las unidades N6 (INPROFORCA) con 3,31% (31,6 Mg CO₂ e ha⁻¹), S3 (Fundación La Salle) con 5,77% (55,1 Mg CO₂ e ha⁻¹) y C1 (MADERORCA) con 6,34% (60,6 Mg CO₂ e ha⁻¹) manteniéndose la fuente de acarreo como la principal fuente de emisión excepto en el caso de S3 donde las emisiones por fuente de acarreo y fuente de arrastre fueron similares (20,2 Mg CO₂ e ha⁻¹) (Figura 6a).

Para conocer la relación entre la actividad de aprovechamiento y las emisiones generadas por la misma en cada unidad de manejo, se construyó un gráfico de dispersión (Figura 6b), en éste se puede apreciar una relación positiva entre la cantidad de madera extraída (m³ ha⁻¹) y la cantidad de CO₂ emitida. El ajuste de este modelo, según el cálculo de R², es de 0,4289, esto quiere decir, que el modelo explica el 42,89% a la variable real.

Anualmente las CEE por hectárea (Mg CO₂ e ha⁻¹) originadas por fuentes de las actividades de aprovechamiento forestal se observan en la figura 7a, en esta se revela que los años donde hubo mayor emisión por estas fuentes fueron 1998 con 6,28% del total de emisiones (197 Mg CO₂ e ha⁻¹), 1990 con 5,2% (163 Mg CO₂ e ha⁻¹) y 2005 con 5,16% (162 Mg CO₂ e ha⁻¹). En los tres casos, las mayores emisiones correspondieron a la fuente de acarreo seguido por las fuentes de tumba y arrastre en 1990 y 1998; mientras que, en el 2005, la fuente de arrastre fue responsable de la mayor cantidad de emisiones en comparación con la fuente tumba (Figura 7a). En el año de mayor porcentaje de emisión, estuvieron en aprovechamiento cuatro unidades de manejo de las cuales dos fueron de las que reportaron mayor porcentaje de emisiones: C4 a cargo de Aserradero Hermanos Hernández y Nuria.

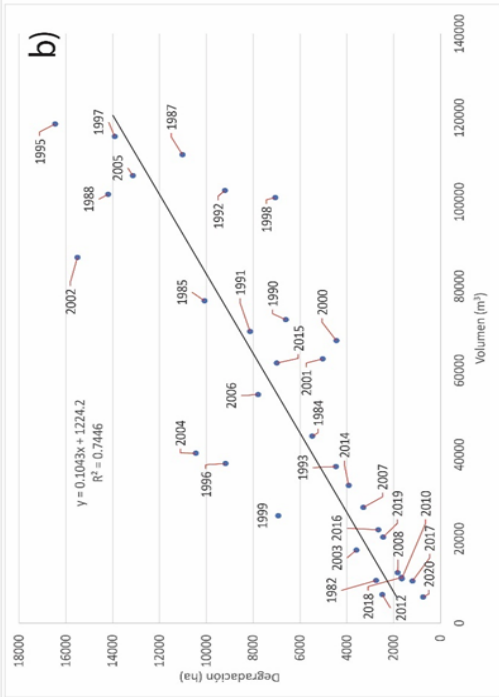
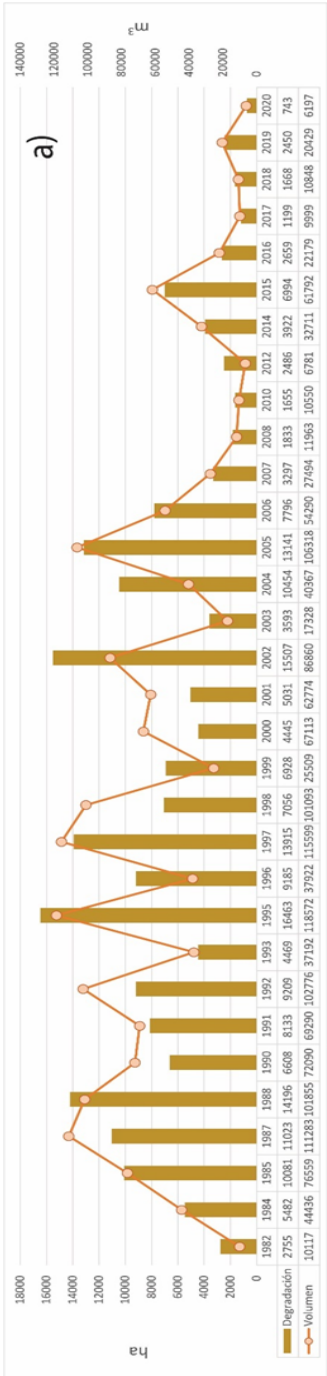


Figura 5. Bosque degradado versus volumen de madera recolectada por año en la RFI en gráfico de barras (a) y de dispersión (b). Fuente: elaboración propia.

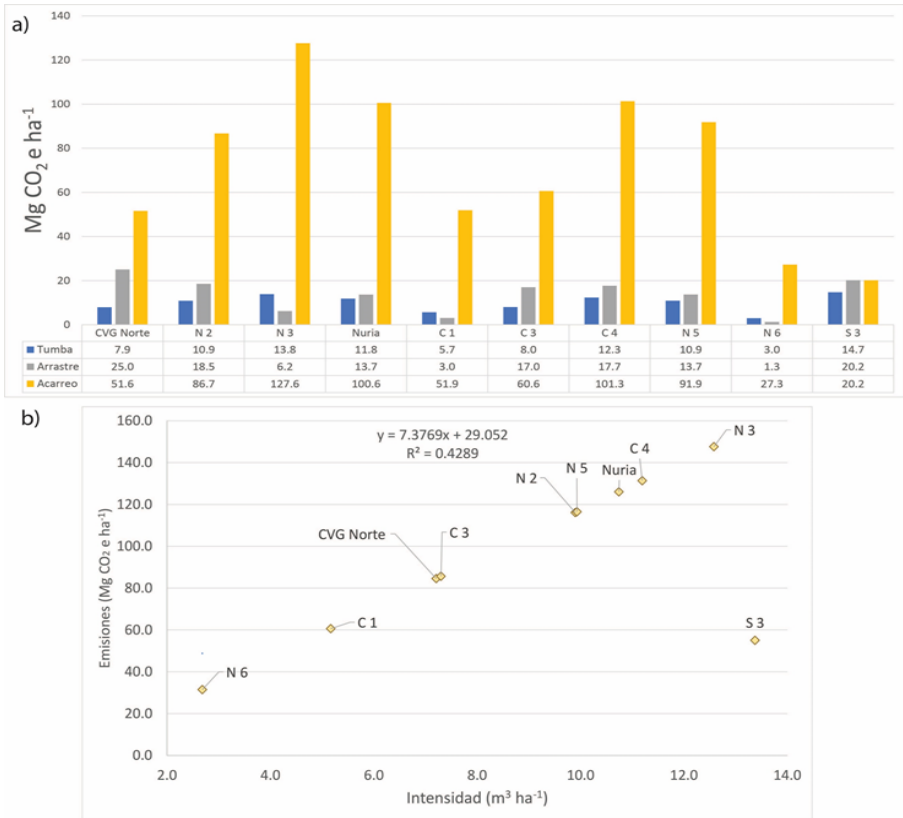


Figura 6. Emisión de CO₂ por hectárea (a) y gráfico de dispersión (b) emitidas por las actividades de aprovechamiento en cada unidad de manejo. Fuente: elaboración propia.

En cuanto a la menor cantidad CEE, correspondió al año 2012 con 1,02 % (32 Mg CO₂ e ha⁻¹), seguido de 1982 con 1,37% (43 Mg CO₂ e ha⁻¹) y 2004 con 1,4% (44 Mg CO₂ e ha⁻¹). El año de menor porcentaje de emisiones sólo hubo aprovechamiento en la unidad bajo responsabilidad de la empresa ENAFOR mientras que en el año 1982, las emisiones correspondieron al aprovechamiento de la unidad N3 (SOMAGUA). Para 2004, el porcentaje de emisiones fue bajo a pesar de haber estado en actividad cuatro unidades de manejo, pero sólo una correspondió a una de las empresas con mayor porcentaje de emisión (Nuria).

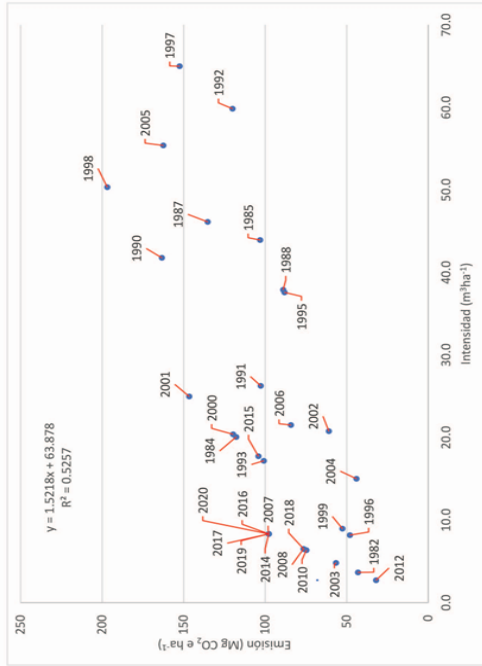
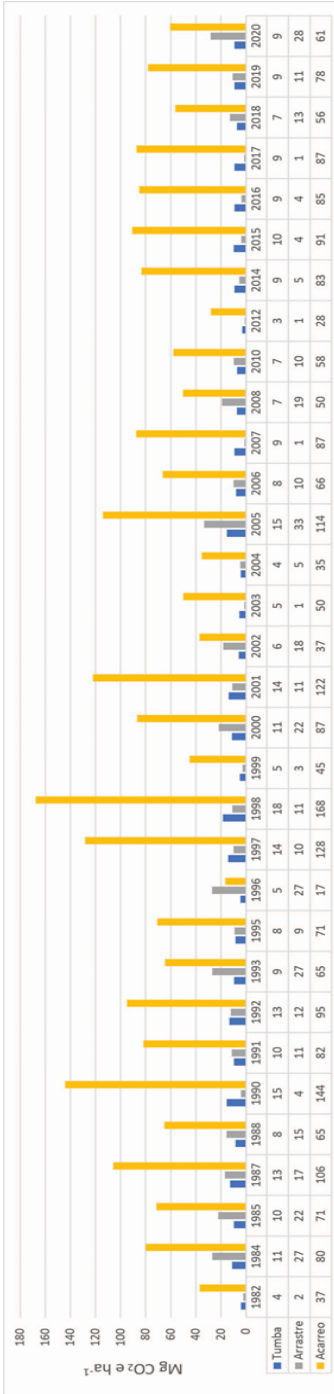


Figura 7. Emisión total (a) y por hectáreas (b) de CO₂, emitidas anualmente por las actividades de aprovechamiento y por volumen madera recolectada. Fuente: elaboración propia.

En relación al gráfico de dispersión de la intensidad de aprovechamiento y las emisiones generadas por año (Figura 7b), se puede apreciar una relación positiva entre la cantidad de madera extraída ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) y las emisiones de CO_2 ($\text{Mg CO}_2 \text{e ha}^{-1}$). El ajuste de este modelo, según el cálculo de R^2 , es de 0,5257, esto quiere decir, que el modelo explica el 52,57% a la variable real.

Las emisiones en la reserva ($98 \text{ Mg CO}_2 \text{e ha}^{-1}$) están por encima de lo reportado para algunos países del trópico africano como la República del Congo ($75,6 \text{ Mg CO}_2 \text{e ha}^{-1}$), Gabón ($74,88 \text{ Mg CO}_2 \text{e ha}^{-1}$) y la República Democrática del Congo con $48,6 \text{ Mg CO}_2 \text{e ha}^{-1}$ (Umunay *et al.*, 2019). También son notablemente inferiores a las reportadas en Indonesia donde Griscom *et al.* (2013) mencionan cifras de $188,39 \text{ Mg CO}_2 \text{e ha}^{-1}$.

Con respecto a países del continente americano, la cantidad de emisiones en la RFI ($98 \text{ Mg CO}_2 \text{e ha}^{-1}$) está por debajo de la reportada en Colombia donde, según Casarim *et al.* (2017), entre el 2000 y 2015, se elevaron a un promedio anual de 50,67 millones de $\text{MgCO}_2 \text{e}$. Adicionalmente, la tala selectiva en el período 2000-2017 fue responsable de un total de emisiones de 1,1 millones de $\text{tCO}_2 \text{e}$. En México, en dos bosques de la Península de Yucatán sometidos a tala selectiva, las emisiones de carbono promedio fueron de $1,31 \text{ Mg CO}_2 \text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ donde el 65 % corresponden a la fuente de tumba, las fuentes de arrastre son responsables del 11 % de las emisiones mientras que la fuente de acarreo produce cerca del 8 % de las emisiones (Armenta-Montero *et al.*, 2020); mientras que Ellis *et al.* (2019) mencionan emisiones de $12,89 \text{ Mg CO}_2 \text{e ha}^{-1}$ en tres estados de la Península de Yucatán. En Chile, las emisiones anuales por degradación forestal representan $9.149.391,8 \text{ tCO}_2 \text{e/año}$. Este volumen de emisiones se produce como resultado de la agregación de la degradación por transformación de bosque nativo en plantaciones forestales y las emisiones por degradación en bosque permanente (Montaner *et al.*, 2016). Con respecto a lo reportado por Zalman *et al.* (2019) para Surinam ($75,24 \text{ Mg CO}_2 \text{e ha}^{-1}$) y Goodman *et al.* (2019) para Perú ($37,08 \text{ Mg CO}_2 \text{e ha}^{-1}$), las emisiones en la Reserva Forestal Imataca están por encima de los reportes de esos dos países del trópico suramericano.

En Venezuela, Pacheco *et al.* (2017) indican que la emisión de Carbono en un bosque de los llanos occidentales (Reserva Forestal

Caparo), fueron de 2,21 Mt CO₂ año⁻¹ en el período 1990-2000 y se redujo a 1,56 Mt CO₂ año⁻¹ (2000-2010) y 0,8 Mt CO₂ año⁻¹ (2010-2015) observando que el 92,9-98,63 % de las emisiones son producto de deforestaciones y 1,37-7,79 % son consecuencia de la degradación forestal. Es importante mencionar que la cantidad total de emisiones de carbono en el país es de 307,98 MtCO₂ año⁻¹, mientras que el aprovechamiento selectivo en la Reserva Forestal Imataca genera 0,34 MtCO₂ año⁻¹ lo cual representa el 0,11 % de las emisiones de carbono que se producen anualmente en el país. Sin embargo, se debe tomar en consideración que, según Silva Jr. *et al.* (2021), las emisiones resultantes de la degradación del bosque no se manifiestan en su totalidad de manera inmediata y se observa que pueden continuar emitiendo más CO₂ durante muchos años convirtiéndose en una fuente significativa de suministro de Carbono a la atmósfera.

4. Conclusiones

La actividad de aprovechamiento forestal en la reserva forestal Imataca ha dado como resultado la intervención y degradación de 214.376 ha, es decir, el 5,6 % de la superficie de la reserva. Aun cuando se puede considerar que el grado de degradación en las superficies afectadas, no es extrapolable a toda la reserva si se toma en consideración que menos del 6 % del bosque pasa a la clase de degradado como consecuencia del aprovechamiento selectivo.

De las actividades de aprovechamiento consideradas (arrastre, vialidad, patios de acopio), la que mayor incidencia ejerce sobre la degradación del bosque son las operaciones asociadas a la construcción de la red vial. En promedio, el 63,29 % del bosque degradado se origina de la apertura de vías.

En los 32 años en que se ha realizado aprovechamiento forestal selectivo en la reserva forestal Imataca, la mayor área de degradación forestal se produjo en 1995, año en que también se aprovechó la mayor cantidad volumen de madera.

De las diez empresas concesionarias estudiadas, la que produjo mayor degradación de bosque fue Maderas Nuria. El nivel de degradación generado por esta empresa se debe a que es la que mayor área y número de compartimientos ha aprovechado además de ser la que ha extraído mayor cantidad de madera.

Con respecto a las CCE, el promedio anual en la reserva forestal Imataca es de 0,34 MtCO₂ año⁻¹, es decir el 0,11 % de las emisiones anuales producidas en el país. La fuente de acarreo es la que origina

la mayor cantidad de emisiones con 75,36%, seguida de la fuente arrastre con 14,27% y la fuente de tumba con 10,37%. Al igual que las tasas de degradación de bosques, una de las unidades de manejo con mayor cantidad de emisiones fue Nuria con 13,2%, sólo superada por Empresas SOMAGUA con 15,4% y Aserradero Hermanos Hernández C.A. con 13,75%.

Agradecimientos: los autores quieren expresar sus agradecimientos al proyecto "Ordenación forestal sustentable y conservación de bosque en la perspectiva Ecosocial", como uno de los aportes técnico científicos realizados en función de ofrecer información y herramientas para fortalecer el manejo forestal

Anexos

Anexo 1. Degradación forestal directa e indirecta realizada en los compartimientos de las diferentes unidades de manejo

Anexo 1.1. Sierra Imataca Sector Sur.

	Compartimientos				
	PI 1	PI 2	PI 3	C1	Total
Año de aprovechamiento	1985	1988	1991	1992	
Patios de acopio					
Áreas de patios (ha)	9,3	14	12,6	23,8	59,7
Nro. Patios	22	44	38	56	160
Nro. patios/ha	2,4	3,14	3	2,4	2,7
Vías de aprovechamiento					
Áreas de vías (ha)	68	53,1	57,4	70,9	249,4
Longitud de vías (Km)	24	21,8	21,8	24,4	92
Longitud/área (km/ha)	2,8	2,4	2,6	2,9	2,71
Zonas de arrastre					
Áreas de arrastre (ha)	186,7	28,5	6,2	43,9	265,3
Degradación directa (ha)	264	95,5	76,2	138,6	574,3
Degradación indirecta (ha)	1492,5	1509,3	1446,0	1794,3	6242,1
DD/DI (%)	17,7	6,3	5,3	7,7	9,2

Anexo 1.2 CODEFORSA (Unidad N-2).

Compartimientos															
	PI 1	PI 2	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C10	C11	C12	Total
	1984	1985	1987	1988	1990	1995	1997	1998	2002	2004	2005	2006	2008	2010	
Patos de acopio															
Áreas de patios (ha)	24,5	15,8	28,8	62,2	34,2	15,7	14,7	33,5	47,6	20,8	20,3	86,6	49,3	53,1	507,1
Nro. patios	34	24	57	87	47	27	37	72	81	24	25	125	77	82	799
Nro. patios/ha	1,4	1,5	2	1,4	1,4	1,7	2,1	2,1	1,7	1,1	1,2	1,4	1,6	1,5	1,6
Vías de aprovechamiento															
Áreas de vías (ha)	75,9	40,8	97,8	84	52,1	41,4	24,7	38	74,5	101,2	54,6	136	72	57,6	950,2
Longitud de vías (Km)	34	21,1	44,3	38,5	24,4	17,4	15,2	25,4	40,6	31,3	17,8	52	29,1	24,6	415,7
Longitud/área (km/ha)	2,2	1,9	2,2	2,2	2,1	2,4	1,6	1,5	1,8	3,2	3,1	2,6	2,5	2,3	2,28
Zonas de arraste															
Áreas de arrastre (ha)	186,7	28,5	6,2	43,9	-	-	-	-	-	28,3	30,4	195,3	46,1	18,8	584,2
Degradación directa (ha)	287,1	85,1	132,9	190,1	86,2	57,1	39,4	71,4	122,2	150,3	105,4	418	167,3	129,5	2042
Degradación indirecta (ha)	3606	3606	2764	2484	1556	2865	1236	1612	2622	2865	1074	3036	1834	1655	32815
DD/DI (%)	8	2,4	4,8	7,7	5,5	2	3,2	4,4	4,7	5,2	9,8	13,8	9,1	7,8	6,22

Anexo 1.3. SOMAGUA (Unidad N-3).

	Compartimientos				Total
	PI 1	PI 2	C1	C2	
Año	1982	1985	1987	1992	
Patios de acopio					
Áreas de patios (ha)	71,8	33	35,6	39,9	180,3
Nro. patios	110	55	52	49	266
Nro. patios/ha	1,5	1,7	1,5	1,2	1,5
Vías de aprovechamiento					
Áreas de vías (ha)	137,6	66,3	128,7	62,3	394,9
Longitud de vías (Km)	48,9	26,9	40,8	23,2	139,8
Longitud/área (km/ha)	2,8	2,5	3,2	2,7	2,82
Zonas de arraste					
Áreas de arraste (ha)	12,2	7,5	6,2	3,6	29,5
Degradación directa (ha)	222	107	170	106	605
Degradación indirecta (ha)	2755	1912	2006	1641	8314
DD/DI (%)	8,04	5,59	8,5	6,45	7,28

Anexo 1.4. Empresa Maderas Nuria I C.A

Compartimientos																			
Año	PI1	PI.2	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C10	C11	C12	C13	C14	C15	C16	Total
Paiños de acopio																			
Áreas de paiños (ha)	50,3	8,2	59,3	75,8	16,7	59	68,8	65,8	78,7	44,4	41,7	57,5	66,6	75,7	46,4	21,8	37,4	8	882,1
Nro. paiños	86	13	124	126	33	98	127	129	139	84	87	125	152	165	114	50	85	21	1758
Nro. paiños/ha	1,7	1,6	2,1	1,7	2	1,7	1,8	2	2,1	1,9	2,1	2,2	2,3	2,8	2,5	2,3	2,3	2,6	2
Vías de aprovechamiento																			
Áreas de vías (ha)	123,1	21,3	147,9	110,4	31,2	136,9	147	154,1	181	116	93	133,3	178,4	174,7	116,2	49,5	105,6	27,2	2046,8
Longitud de vías (Km)	58,7	9,3	72,8	45,6	13,4	44,6	54,8	61,1	61,8	46,9	36,6	50,3	62,8	64,2	42,4	17,4	33,8	10,3	786,8
Longitud/área (km/ha)	2,1	2,3	2	2,4	2,3	3,1	2,7	2,5	2,9	2,5	2,5	2,6	2,8	2,7	2,7	2,8	3,1	2,6	46,6
Zonas de arraste																			
Áreas de arraste (ha)	378	1	22	11	20	21	23	6	18	11	3	16	11	7	1	19	16	584	
Degradación directa (ha)	551	30	230	197	68	216	239	226	278	171	135	193	261	261	170	72	162	52	3512
Degradación indirecta																			
Degradación indirecta (ha)	4641	661	3917	2722	874	2492	3462	3593	3861	3122	2258	3297	3922	3775	2659	1199	2450	743	49648
DD/DT (%)	11,9	4,6	5,9	7,2	7,8	8,7	6,9	6,3	7,2	5,5	6	5,9	6,6	6,9	6,4	6	6,6	6,9	7,07

Anexo 1.5. INTECMACA (PEA, PI, PI 2, C1-C4) y ENAFOR (STM I-STM III) (Unidad N5).

Compartimientos										
PEA	PI 1	PI 2	C1	C2	C3	C4	STMI	STMII	STMIII	Total
Año	1985	1987	1988	1990	1991	1992	1995	2012	2015	2018
Pacios de acopio										
Áreas de patios (ha)	23,1	16,1	25,1	12,6	30,8	19,5	52,1	27,7	34,1	21,5
Nro. patios	49	36	65	29	53	32	94	53	89	69
Nro. patios/ha	2,1	2,2	2,6	2,3	1,7	1,6	1,8	1,9	2,6	3,2
Vías de aprovechamiento										
Áreas de vías (ha)	191,7	106,1	194,8	76,1	339	232,2	270,2	193,1	207	89,9
Longitud de vías (Km)	39,1	27,8	46,4	17,4	63,2	47,2	57,4	40	51,8	30,6
Longitud/área (km/ha)	4,9	3,8	4,2	4,4	5,4	4,9	4,7	4,8	4	2,9
Zonas de arraste										
Áreas de arrastre (ha)	50	38	64	1	167	14	21	7	10	25
Degradación directa (ha)	265	160	284	90	536	266	344	228	251	137
Degradación indirecta (ha)	1975	2193	2634	1392	4492	2885	3510	2486	3219	1668
DD/DI (%)	13,4	7,3	10,8	6,4	11,9	9,2	9,8	9,2	7,8	8,2

Anexo 1.6. INPROFORCA (Unidad N6).

Año	Compartimientos		
	C1	C2	Total
1996	2005		
Patios de acopio			
Áreas de patios (ha)	32,8	36,5	69,3
Nro. patios	39	37	76
Nro. patios/ha	1,2	1	1,1
Vías de aprovechamiento			
Áreas de vías (ha)	400,3	299,8	700,1
Longitud de vías (Km)	67,1	50	117,1
Longitud/área (km/ha)	6	6	5,98
Zonas de arraste			
Áreas de arrastre (ha)	78	7	85
Degradación directa (ha)	511	343	854
Degradación indirecta (ha)	4544	3483	8027
DD/DI (%)	11,2	9,9	10,64

Anexo 1.7. COMAFOR (Unidad C-3).

Compartimientos											
PI 1	PI 2	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	Total	
Año	1984	1985	1987	1988	1990	1995	1997	1998	2002	2004	
Pacios de acopio											
Áreas de patios (ha)	23,9	6	33,5	30,3	30,8	27,5	40,2	45,4	40,9	13,8	292,3
Nro. patios	28	12	52	47	40	30	39	54	54	15	371
Nro. patios/ha	1,2	2	1,5	1,6	1,3	1,1	1	1,2	1,3	1,1	1,3
Vías de aprovechamiento											
Áreas de vías (ha)	177,3	64,7	344,9	248,2	235,9	295	261,5	321,7	244,7	128,1	2321,9
Longitud de vías (Km)	39,6	16,8	80,9	56,6	48,7	44,4	41,2	54,3	47,3	23,3	453,1
Longitud/área (km/ha)	4,5	3,9	4,3	4,4	4,8	6,6	6,3	5,9	5,2	5,5	5,12
Zonas de arraste											
Áreas de arraste (ha)	37	20	107	2	66	472	60	19	1383	4	2170
Degradación directa (ha)	238	90	486	281	332	795	362	387	1669	146	4786
Degradación indirecta (ha)	1877	1095	4061	3653	3660	4397	2951	3660	4914	1514	31782
DD/DI (%)	12,7	8,2	12	7,7	9,1	18,1	12,3	10,6	34	9,6	15,05

Anexo 1.8. Aserradero Hermanos Hernández C.A. (Unidad C-4).

Compartimientos										
Año	PI 1	PI 2	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	Total
1992	1993	1995	1997	1998	2000	2001	2002	2005		
Pacios de acopio										
Áreas de patios (ha)	43,9	24,8	61,5	80,9	23,2	91,1	52,2	85,7	112,3	575,6
Nro. patios	43	19	59	75	14	49	32	55	75	421
Nro. patios/ha	1	1,3	1	1,1	1,7	1,9	1,6	1,6	1,5	1,4
Vías de aprovechamiento										
Áreas de vías (ha)	239,2	212	439,3	564,7	167,6	369,6	236,1	424,2	573,8	3226,5
Longitud de vías (Km)	39,4	30,6	66,1	96,1	24,3	47,3	33,6	56,6	75,1	469,1
Longitud/área (km/ha)	6,1	6,9	6,6	5,9	6,9	7,8	7	7,5	7,6	6,87
Zonas de arraste										
Áreas de arrastre (ha)	8	145	117	197	19	71	20	106	113	796
Degradación directa (ha)	291	381	618	842	209	532	308	616	799	4593
Degradación indirecta (ha)	2148	2086	3765	6284	1784	3571	2539	4509	5462	32148
DD/DI (%)	13,6	18,3	16,4	13,4	11,7	14,9	12,1	13,7	14,6	14,29

Anexo 1.9. MADERORCA (Unidad C-1).

	Compartimientos						Total	
	PI 1	PI 2	C1	C2	C3	C4		C5
	1991	1993	1995	1997	1999	2004	2006	
Pacios de acopio								
Áreas de patios (ha)	29,3	19,7	16,4	27	52,8	35,5	27,7	208,4
Nro. patios	24	21	20	31	45	34	32	207
Nro. patios/ha	1,2	0,9	0,8	0,9	1,2	1	0,9	1
Vías de aprovechamiento								
Áreas de vías (ha)	211,6	200,8	150,4	211,5	396,1	205,5	203,5	1579,4
Longitud de vías (Km)	30,4	30,7	26,2	34	57,4	30,2	34	242,9
Longitud/área (km/ha)	7	6,5	5,7	6,2	6,9	6,8	6	6,5
Zonas de arraste								
Áreas de arraste (ha)	6	12	11	3	47	68	9	156
Degradación directa (ha)	247	232	178	242	496	309	240	1944
Degradación indirecta (ha)	2195	2383	1927	2783	4206	2213	2502	18209
DD/DI (%)	11,2	9,8	9,2	8,7	11,8	13,9	9,6	10,67

Anexo 1.10. Fundación La Salle (Unidad S-3).

	Compartimientos
	C1
Año	1992
Vías de aprovechamiento	
Áreas de vías (ha)	105,2
Longitud de vías (Km)	10,4
Longitud/área (km/ha)	10,1
Degradación directa (ha)	105
Degradación indirecta (ha)	741
DD/DI (%)	14,2

Referencias

- Argotty, F., Herrera, M., J. Fernández. 2016. Costa Rica. In: *Degradación de bosques en Latinoamérica: Síntesis conceptual, metodologías de evaluación y casos de estudio nacionales* (D. Armenteras, T. González, J. Retana, J. Espelta (eds.)). Red Ibero REDD+. p. 34-35.
- Armenta-Montero, S.; Ellis, E.; Ellis, P.; Hunter M., R.; López-Binnquist, C.; Villaseñor P., J. 2020. Carbon emissions from selective logging in the southern Yucatan Peninsula, Mexico. *Madera y Bosques* 26. doi: 10.21829/myb.2019.2611891.
- Armenteras, D., T. González. 2016. Degradación de bosques: Contexto y definiciones. In: *Degradación de bosques en Latinoamérica: Síntesis conceptual, metodologías de evaluación y casos de estudio nacionales* (D. Armenteras, T. González, J. Retana, J. Espelta (eds.)). Red Ibero REDD+. p. 10-12.

- Asner, G.P.; Keller, M.; Pereira Rodrigo, J.; Zweede, J.C.; Silva, J.N.M. 2004. Canopy damage and recovery after selective logging in amazonia: Field and satellite studies. *Ecol. Appl.* 14: 280–298.
- Asner, G., Knapp, D., Balaji, A., & Paez-Acosta, G. 2009. Automated mapping of tropical deforestation and forest degradation: CLASlite: SPIE.
- Avitabile, V., Herold, M., Heuvelink, G. B. M., Lewis, S. L., Phillips, O. L., Asner, G. P., . . . Willcock, S. 2016. An integrated pan-tropical biomass map using multiple reference datasets. *Global Change Biology* 22(4): 1406–1420. doi: 10.1111/gcb.13139.
- Azuaje C., F. 2018. *Restauracion, conservacion y manejo forestal sustentable (mfs) manejo sustentable de tierras (mst) de bosques en zonas afectadas por procesos de degradacion*. Proyecto ordenación forestal sustentable y conservación de bosques en la perspectiva ecosocial (GCP/VEN/011/GFF). Caracas, Venezuela. 413 p. (Segundo informe de avance).
- Berroterán, J. 2003. *Reserva Forestal Imataca, ecología y bases técnicas para el ordenamiento territorial*. Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales. Caracas, Venezuela. pp. 208.
- Beuchle, R., Achard, F., Bourgoin, C., Vancutsem, C., Eva, H. D., Follador, M. 2021. *Deforestation and Forest Degradation in the Amazon. Status and trends up to year 2020*. Joint Research Centre. Publications Office of the European Union, Luxembourg. doi:10.2760/61682, JRC124955.
- Brown, S.; Pearson, T.; Moore, N.; Parveen, A.; Ambagis, S.; Shoch, D. 2005. *Impact of Selective Logging on the Carbon Stocks of Tropical Forests: Republic of Congo as a Case Study*. Winrock International Report; USAID: Washington, DC, USA.
- Bullock, E.L.; Woodcock, C.E.; Souza, C., Jr.; Olofsson, P. 2020. Satellite-based estimates reveal widespread forest degradation in the Amazon. *Glob. Chang. Biol.* 26: 2956–2969.
- Casarim, F.; Ramírez-Delgado, J.; Sidman, G., Bernal, B.; McMurray, A.; Pearson, T. 2017. *Estimación de Emisiones del Aprovechamiento Forestal por Tala Selectiva: Propuesta de un método operacional para Colombia*. Winrock International. pp. 24.
- Chen, S., Woodcock, C., Bullock, E., Arévalo, P., Torchinava, P., Peng, S., Olofsson, P. 2021. Monitoring temperate forest degradation on Google Earth Engine using Landsat time series analysis. *Remote Sensing of Environment* 265, 112648. Doi: 10.1016/j.rse.2021.112648.

- Chuvieco, E. 2016. *Fundamentals of Satellite Remote Sensing an Environmental. An Environmental Approach*. Taylor & Francis Group: Boca Ratón, FL, USA.
- CIERFI-MARN. 2001. Recopilación y Análisis de Información Básica existente acerca de la Reserva Forestal Imataca (RFI). [CD-ROM]. Documento Compilatorio, Sistema de Información Geográfica, y documentos anexos. Caracas. Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales.
- Congalton, R.; Green, K. 2009. *Assesing the accuracy of remotely sensed data: Principles and practices*. CRC Press: Boca Raton, FL, USA.
- Delaney, M.; Brown, S.; Lugo, A.; Torres-Lezama, A.; Bello-Quintero, N. 1997. The distribution of organic carbon in major components of forests located in five life zones of Venezuela. *J. Trop. Ecol.* 13: 697–708.
- Derroire, G., C. Pioniot, L. Descroix, C. Bedeau, S. Traissac, O. Brunaux, B. Hérault. 2021. Prospective carbon balance of the wood sector in a tropical forest territory using a temporally-explicit model. *Forest Ecology and Management* 497: 119532.
- Dias Gai, T.; Capellotto C., F.; Coelho de Souza, F.; Mota A., M.; Costa de Carvalho, D.; Quintiliano R.; F. 2019. Long-term effect of selective logging on floristic composition: A 25 year experiment in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 440: 258–266.
- Ellis, P.W.; Gopalakrishna, T.; Goodman, R.C.; Putz, F.E.; Roopsind, A.; Umunay, P.M.; Zalman, J.; Ellis, E.A.; Mo, K.; Gregoire, T.G.; et al. 2019. Reduced-impact logging for climate change mitigation (RIL-C) can halve selective logging emissions from tropical forests. *For. Ecol. Manag.* 438: 255–266.
- Eva, H. y Huber, O. 2005. *Una propuesta para la definición de los límites geográficos de la Amazonía*. Síntesis de los resultados de un taller de consulta de expertos organizado por la Comisión Europea en colaboración con la Organización del Tratado de Cooperación Amazónica / CCI Ispra, 7/8 de junio de 2005. JRC /OTCA. EUR 21808-ES. X + 39 pp.
- Ewel, J., Madriz, A. y Tosi, J. 1976. *Zonas de vida de Venezuela*. Ministerio de Agricultura y Cría. Fondo Nacional de Investigaciones Agropecuarias. Caracas, Venezuela. 270 p.

- FAO. 2020. *Global Forest Resources Assessment 2020 Key Findings 2020*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy.
- FAO. 2002. Proceedings: second expert meeting on harmonising forest-related definitions for use by various stakeholders. Rome.
- Feldpausch, T.R.; Jirka, S.; Passos, C.A.M.; Jasper, F.; Riha, S.J. 2005. When big trees fall: Damage and carbon export by reduced impact logging in southern Amazonia. *For. Ecol. Manag.* 219: 199–215.
- Fick, S.E., Hijmans, R.J. 2017. WorldClim 2: New 1-km Spatial Resolution Climate Surfaces for Global Land Areas. *International Journal of Climatology* 37: 4302-4315.
- Gao, Y., M. Skutsch, D. Jiménez-Rodríguez, J. Solórzano. 2020. Identifying variables to discriminate between conserved and degraded forest and to quantify the differences in biomass. *Forests* 11, 1020; doi:10.3390/f11091020.
- García, M. 2016. La deforestación: una práctica que agota nuestra biodiversidad. *Producción + Limpia*. 11: 161-168 - DOI: 10.22507/pml.v11n2a13.
- GFOI. 2020. *Integration of Remote-Sensing and Ground-Based Observations for Estimation of Emissions and Removals of Greenhouse Gases in Forests; Methods and Guidance from the Global Forest Observations Initiative*. Global Forest Observations Initiative (GFOI); Group on Earth; Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy.
- GOFC-GOLD. 2016. *A Sourcebook of Methods and Procedures for Monitoring and Reporting Anthropogenic Greenhouse Gas Emissions and Removals Associated with Deforestation, Gains and Losses of Carbon Stocks in Forests Remaining Forests, and Forestation, GOFC-GOLD*. Report Versio; GOFC-GOLD Land Cover Project Office, Wageningen University; Wageningen, The Netherlands.
- Goodman, R.; Aramburu, M.; Gopalakrishna, T.; & Putz, F.; Gutierrez, N.; Mena-Alvarez, J.; Aguilar-Amuchastegui, N.; Ellis, P. 2019. Carbon emissions and potential emissions reductions from low-intensity selective logging in southwestern Amazonia. *Forest Ecology and Management*. 439: 18-27. Doi: 10.1016/j.foreco.2019.02.037.

- Griscom, B.; Ellis, P.; Putz, F. 2013. Carbon emissions performance of commercial logging in East Kalimantan, Indonesia. *Global Change Biology*. Doi: 20. 10.1111/gcb.12386.
- Hernández-Gómez, I.; Vázquez-Luna, D.; Cerdan-Cabrera, C.; Navarro-Martínez, A.; Ellis, E. 2020. Mapping disturbance from selective logging in tropical forests of the Yucatan peninsula, Mexico. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 23 (2020): #10.
- IPCC 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry, Prepared by Jim Penman, Michael Gytarsky, Taka Hiraishi, Thelma Krug, Dina Kruger, Riitta Pipatti, Leandro Buendia, Kyoko Miwa, Todd Ngara, Kiyoto Tanabe and Fabian Wagner. (eds). Publicado por: IGES, Japón.
- IPCC 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. y Tanabe K. (eds). Publicado por: IGES, Japón.
- IPCC. 2019. *Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Calvo Buen. IPCC: Bern, Switzerland. Publicado por: IGES, Japón.
- INPE-FUNCATE. 2013. *TerraAmazon 4.4 User's Guide Administrator*, INPE-FUNCATE: São José dos Campos, Brazil.
- Landis, J. y Koch, G. 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics* 33: 159-174.
- Montaner, D., Mattar, C., Trujillo, G., Moraga, J., J. Cano. 2016. *Anexo técnico de resultados REDD+*. Ministerio de Agricultura. Gobierno de Chile. Santiago de Chile. 82 pp.
- Noguera, O., Pacheco, C., Plonczak, M., Jerez, M., Moret, A., Quevedo, A. y Carrero, O. 2007. Planificación de la explotación de impacto reducido como base para un manejo forestal sustentable en un sector de la Guayana venezolana. *Revista Forestal Venezolana*, 51(1): 67-78.
- Olofsson, P.; Arévalo, P.; Espejo, A.B.; Green, C.; Lindquist, E.; McRoberts, R.E.; Sanz, M.J. 2020. Mitigating the effects of omission errors on area and area change estimates. *Remote Sens. Environ.* 236, 111492.

- Olofsson, P.; Foody, G.M.; Herold, M.; Stehman, S.V.; Woodcock, C.E.; Wulder, M.A. 2014. Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. *Remote Sens. Environ.* 148: 42–57.
- Ota, T.; Ahmed, O.S.; Minn, S.T.; Khai, T.C.; Mizoue, N.; Yoshida, S. 2019. Estimating selective logging impacts on aboveground biomass in tropical forests using digital aerial photography obtained before and after a logging event from an unmanned aerial vehicle. *For. Ecol. Manag.* 433: 162–169.
- Pacheco-Angulo, C.; y Hernández, D. (En revisión). Cambios de cobertura y uso de la tierra en una Reserva Forestal de la Amazonia Venezolana, Período 2000-2020. Proyecto "Ordenación Forestal Sustentable y Conservación de Bosque en la Perspectiva Ecosocial (GCP/VEN/011/GFF)". FAO Venezuela.
- Pacheco, C., Aguado, I. y Mollicone, D. 2011. Las causas de la deforestación en Venezuela: un estudio retrospectivo. *Biollania*, 10, 281-292
- Pacheco, C., Aguado, I., Vilanova, E. y Martínez, S. 2012. Utilización de las tecnologías de la información geográfica (TIG) en el desarrollo de un sistema de medición, reporte y verificación (MRV) de emisiones de CO2 en tres áreas "hot spot" de deforestación en Venezuela. Documento presentado en el XV Congreso Nacional de Tecnologías de la Información Geográfica. Madrid, España.
- Pacheco C, Aguado I, Mollicone D. 2014. Identification and characterization of deforestation hot spots in Venezuela using MODIS satellite images. *Acta Amazon.* 44:185–96.
- Pacheco-Angulo A., C., Vilanova, E., Aguado, I., Monjardin, S. y Martínez, S. 2017. Carbon Emissions from Deforestation and Degradation in a Forest Reserve in Venezuela between 1990 and 2015. *Forests* 8, 291; doi:10.3390/f8080291.
- Pacheco-Angulo A., C.; Plata R., W.; Serrano, J.; Vilanova, E.; Monjardin A., S.; González, A.; Camargo, C. 2021. A low-cost and robust Landsat-based approach to study forest degradation and carbon emissions from selective logging in the Venezuelan Amazon. *Remote Sens.* 13, 1435. <https://doi.org/10.3390/rs13081435>.

- Pacheco, P., Mo, K., Dudley, N., Shapiro, A., Aguilar-Amuchastegui, N., Ling, P.Y., Anderson, C. and Marx, A. 2021. Frentes de deforestación: Causas y respuestas en un mundo cambiante. WWF, Gland, Switzerland.
- Pearson, H., Brown, S. Casarim, F. 2014. Carbon emissions from tropical forest degradation caused by logging. *Environ. Res. Lett.* 2014, 9, 1–11.
- Pérez R., E. 2019. Efecto del aprovechamiento forestal en bosques semidecíduos en la península de Guanahacabibes, Cuba. *Revista Cubana de Ciencias Forestales* 7: 40-55.
- Poudyal, B. H.; Maraseni, T.; G. Cockfield. 2019. Implications of Selective Harvesting of Natural Forests for Forest Product Recovery and Forest Carbon Emissions: Cases from Tarai Nepal and Queensland Australia. *Forests* 10, 693. doi:10.3390/f10080693.
- RAISG. 2009. Amazonía 2009. *Áreas Protegidas y Territorios Indígenas*. AIDSEP-DIREN-EcoCiencia-ecoSIG-FAN-FGA-Instituto del Bien Común-ICV- Imazon-ISA- SINCHI.
- RAISG. 2015. *Deforestación en la Amazonía (1970-2013)* (pp. 48). www.raisg.socioambiental.org.
- Ramírez-Delgado, J. 2016. Colombia. In: *Degradación de bosques en Latinoamérica: Síntesis conceptual, metodologías de evaluación y casos de estudio nacionales* (D. Armenteras, T. González, J. Retana, J. Espelta (eds.). Red Ibero REDD+. p. 32-33.
- RBV. 2004. República Bolivariana de Venezuela. (22 de Septiembre de 2004). Decreto N° 3.110. Gaceta Oficial N° 38.028. Plan de Ordenamiento y Reglamento de Uso de la Reserva Forestal Imataca. Caracas - Venezuela.
- RBV. 2013. *Ley de Bosques*. Gaceta Oficial de la República Bolivariana de Venezuela. N° 40.222, de fecha 06/08/2013.
- Rejalaga, M. 2016. Paraguay. In: *Degradación de bosques en Latinoamérica: Síntesis conceptual, metodologías de evaluación y casos de estudio nacionales* (D. Armenteras, T. González, J. Retana, J. Espelta (eds.). Red Ibero REDD+. p. 43-48.

- Reygadas, Y., Jensen, J., Moisen, G. 2019. Forest Degradation Assessment Based on Trend Analysis of MODIS-Leaf Area Index: A Case Study in Mexico. *Remote Sensing* 11 (21) 2503. Doi <https://doi.org/10.3390/rs11212503>.
- Ruíz-Gómez, V., Herrera, A., Savé, R. 2016. Nicaragua. In: *Degradación de bosques en Latinoamérica: Síntesis conceptual, metodologías de evaluación y casos de estudio nacionales* (D. Armenteras, T. González, J. Retana, J. Espelta (eds.). Red Ibero REDD+. p. 38-42.
- Shimabukuro, Y.E.; Arai, E.; Duarte, V.; Jorge, A.; dos Santos, E.G.; Gasparini, K.A.C.; Dutra, A.C. 2019. Monitoring deforestation and forest degradation using multi-temporal fraction images derived from Landsat sensor data in the Brazilian Amazon. *Int. J. Remote Sens.* 40: 5475–5496.
- Shimabukuro, Y.E. ; Smith, J.A. 1991. The least-squares mixing models to generate fraction images derived from remote sensing multispectral data. *Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions on*, 29, 16-20.
- Silva Junior, C.H.L., Carvalho, N.S., Pessôa, A.C.M., Reis, J.B.C., Pontes-Lopes, A., Doblaz, J., Heinrich, V., Campanharo, W., Alencar, A., Silva, C., Lapola, D.M., Armenteras, D., Matricardi, E.A.T., Berenguer, E., Cassol, H., Numata, I., House, J., Ferreira, J., Barlow, J., Gatti, L., Brando, P., Fearnside, P.M., Saatchi, S., Silva, S., Sitch, S., Aguiar, A.P., Silva, C.A., Vancutsem, C., Achard, F., Beuchle, R., Shimabukuro, Y.E., Anderson, L.O., & Aragão, L.E.O.C. .2021. Amazonian forest degradation must be incorporated into the COP26 agenda. *Nature Geoscience*, 14, 634-635
- Souza, C. 2013. Monitoring of Forest Degradation: A Review of Methods in the Amazon Basin. In *Global Forest Monitoring from Earth Observation*; Archard, F., Hansen, M.C., Eds.; CRC Press Taylor & Francis Group: Boca Raton, FL, USA; pp. 171–194.
- Souza, J.R.; Barreto, P. 2000. An alternative approach for detecting and monitoring selectively logged forests in the Amazon. *Int. J. Remote Sens.* 21: 173–179.

- Souza, C.; Cochrane, M.; Sales, M.; Monteiro, A.; Mollicone, D. 2009. Integrating Forest Transects and Remote Sensing data to Quantify Carbon Loss due to Forest Degradation: A case study of the Brazilian Amazon. In *Case Studies on Measuring and Assessing Forest Degradation*. Forest Resources Assessment WorkingPaper161; FAO: Rome, Italy, 20p.
- Souza, C.M.; Roberts, D. 2005. Mapping forest degradation in the Amazon region with Ikonos images. *International Journal of Remote Sensing*, 26, 425-429.
- Umunay, P.; Gregoire, T.; Gopalakrishna, T.; Ellis, P., Putz, F. 2019. Selective logging emissions and potential emission reductions from reduced-impact logging in the Congo Basin. *Forest Ecology and Management*. 437. 360-371.
- Vidal, D.; Corrêa, M.; Gama, A.; Guerreiro, C.; De Almeida, A.; Corrêa, M.; Cavalcante, N.; Sant'Ana, J. 2015. Testes para definição dos parâmetros de detecção de nuvens e sombras em imagens do sensor AWIFS no plugin Cloud Detection, do aplicativo TerraAmazon. In *Proceedings of the An. XVII Simpósio Bras. Sensoriamento Remoto—SBSR*, João Pessoa, Brazil, 25–29 April, 2015.
- Villela, D., Nascimento, M., Arago, L. de; Gama, D. 2006. Effect of selective logging on forest structure and nutrient cycling in a seasonally dry Brazilian Atlantic forest. *J. Biogeogr.* 33: 506–516.
- Wheeler, C., Mitchard, E., Nalasco, E., Iñiguez, G., Márquez, J., Carstairs, H., Williams, M. 2021. A New Field Protocol for Monitoring Forest Degradation. *Frontiers in Forest and Global Change* Vol. 4, Article 655280. Doi: 10.3389/ffgc.2021655280.
- Zalman, J.; Ellis, P.; Crabbe, S.; Roopsind, A. 2019. Opportunities for carbon emissions reduction from selective logging in Suriname. *Forest Ecology and Management* 439: 9-17.

Acrónimos, abreviaturas y siglas

AFOLU	agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra
AGB	biomasa aérea
CIC	capacidad de intercambio catiónico
CODEFORSA	Corporación de Desarrollo Forestal S.A.
COS	carbono orgánico en el suelo
DA	datos de actividad / densidad aparente
Dac	densidades aparentes corregidas
DGPF	Dirección General de Patrimonio Forestal
ENFORESTAL	Empresa Nacional Forestal S.A.
EQ	equivalente
FCFA	Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales
FEB	factores de expansión de la biomasa
FRA	Evaluación de los Recursos Forestales
FE	factores de emisión
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
GEE	Google Earth Engine
GEF	Fondo Mundial para el Medio Ambiente
GEI	inventarios de gases de efecto invernadero
IGVSB	Instituto Geográfico Venezolano. Simón Bolívar
INPROFORCA	Industrializadora de Productos Forestales C.A. Imataca
IPCC	Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático
MADEFORCA	Maderas del Orinoco C.A.
MDE	modelo digital de elevación
MDT	modelos de elevación del terreno
MDS	modelo digital de superficie
MINEC	Ministerio del Poder Popular para Ecosocialismo

MO	materia orgánica
MVR	monitoreo, verificación y reporte
ODS	Objetivos de Desarrollo Sostenible
ONU	Organización de las Naciones Unidas
PORU	Plan de ordenación y reglamento de uso
RFI	reserva forestal Imataca
SB	saturación de bases
SIGOT	Sistema de información para la gestión y ordenación del territorio
TMAD	tasa media anual de deforestación
UPF-EPSCD	unidad de producción forestal de la empresa propiedad social di-
UMI	unidad mínima de interpretación
UNFCCC	Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climáti-
USGS	Servicio Geológico de los Estados Unidos
UTCUTS	cambio de uso de la tierra y silvicultura
UTM	Universal Transversal Mercator
WWF	Fondo mundial para la naturaleza
ZMF	zona de manejo forestal
ZMFL	zona de manejo forestal con limitaciones
ZMEFAPCI	zona de manejo especial forestal con alta presencia de comunida-
ZMEFM	zona de manejo especial forestal-minero
ZMEFMAPCI	zona de manejo especial forestal-minero con alta presencia de
ZMEAF	zona de manejo especial agroforestal
ZMEAAPCI	zona de manejo especial agroforestal con alta presencia de comu-
ZP	zona de protección

ZRG zona de reservorio de genes

ZR zona de recuperación

Distribución espacial de bosques de manglar integrado al paisaje físico natural y socio-ecológico en la Republica Bolivariana de Venezuela (Subregión costera continental)

Spatial distribution of mangrove forests integrated to the natural physical and socio-ecological landscape in Venezuela (Continental Coastal continental)

Luz Esther Sánchez-Arias^{*}, Augusto Ruiz-Castro^{*} y Gustavo Martin-Morales^{}**

Recibido: 01-04-2022 / Aceptado:

Resumen

El presente trabajo tiene como objetivo brindar información sobre la relación existente entre las unidades de paisaje de la Subregión Marino Costera Continental y los bosques de manglar. Se hace uso de herramientas geomáticas, análisis de bases históricas de manglar y entrevistas para su caracterización. Entre los resultados obtenidos se destacan el registro de una cobertura total de 44.454,25 ha (444,54, km²) de bosques de manglar para el Caribe Sur Continental, donde las planicies o llanuras sedimentarias inundables (A) presentaron la mayor cobertura con 35.984,78 ha (80,94%); sobre los acantilados de origen tectónico (B) con 8.469,7 ha (19,06%). De las 40 unidades de paisaje analizadas, 30 presentaron bosques de manglar. Las Planicies o llanuras sedimentarias inundables (A) expresada principalmente en las unidades A2 y A3 presentaron el mayor registro de bosques urbanos y periurbanos. La mayor diversidad de tipos fisiográficos se dio en las unidades pertenecientes al Sector (B), y el tipo fisiográfico más predominante en el Caribe Sur venezolano fue el tipo de barra, seguido por el de cuenca. Se concluye que la costa Caribe Sur Continental de Venezuela, tiene representación de bosques de manglar en todos los subsectores de los dos grandes paisajes que la conforman.

Palabras Claves: Manglar, Ecosistema de manglar, Región Marino Costera, Distribución Espacial

* Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas (IVIC).

** Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental (CIGA) Campus UNAM

Abstract

The objective of this paper is to provide information on the existing relationship between the landscape units of the Continental Coastal Marine Subregion and the mangrove forests. Geomatic tools, analysis of historical mangrove bases and interviews are used for their characterization. Among the results obtained, the record of a total coverage of 44,454.25 ha (444.54 km²) of mangrove forests for the South Continental Caribbean stands out, where the plains or sedimentary flood plains (A) presented the greatest coverage with 35,984.78 ha (80.94%); over those in cliffs of tectonic origin (B) with 8,469.7 ha (19.06%). Of the 40 landscape units analyzed, 30 presented mangrove forests. The Sedimentary Flood Plains or plains (A), expressed mainly in units A2 and A3, presented the largest record of urban and peri-urban forests. The greatest diversity of physiographic types occurred in the units belonging to Sector (B), and the most predominant physiographic type in the Venezuelan South Caribbean was the bar type, followed by the basin type. It is concluded that the South Continental Caribbean coast of Venezuela has representation of mangrove forests in all the subsectors of the two great landscapes that comprise it

Keywords: Mangrove, Mangrove Ecosystem, Coastal Marine Region, Spatial Distribution

Introducción

El ecosistema de manglar se reconoce como un humedal marino-costero considerado entre los ecosistemas más vulnerables de la banda tropical/subtropical del planeta, sometidos a diversos tensores ambientales en la interface continente/océano (Yañez-Arancibia et al., 2014). Ofrece una serie de servicios ambientales entre los que se destacan la protección costera contra maremotos, tormentas y erosión (Rönnbäck, 2003), la exportación de material energético tanto a aguas costeras adyacentes como a aguas más profundas, el amortiguamiento de contaminantes, y el servir como trampa eficiente de carbono (Chmura et al., 2003; Valiela et al., 2004). Igualmente, se conoce como un ecosistema altamente productivo que provee una gran cantidad de materia orgánica en forma de detritus, la cual sirve de base a la cadena alimenticia tanto a los organismos asociados al manglar como a organismos asociados a otros ecosistemas marino-costeros, (Holguin et al., 2001).

Así mismo, las franjas costeras son unas de las zonas de mayor uso en todo el mundo, y en conjunto las de mayor densidad poblacional, y por lo tanto, existe una fuerte presión sobre estos ambientes, expresada principalmente en contaminación, destrucción, fragmentación de los hábitats y sobreexplotación de los recursos naturales (Green et al., 1996; Cendrero y Fischer, 1997). Si bien, la pérdida de bosques de manglar puede darse por eventos naturales, las causas antrópicas son consideradas como las principales responsables de la pérdida de cobertura de manglar ya que sus efectos poseen una amplia gama de escalas de afectación. Así por ejemplo, las políticas erradas de manejo de recursos han incidido en eventos como el cambio climático, las cuales a su vez tienen una incidencia sobre el nivel del mar (Schlesinger, 2000) y por ende sobre los procesos erosivos en las zonas costeras (Ellison y Farnsworth, 1997; Twilley y Rivera-Monroy, 2005), el cambio de uso de la tierra ha resultado en daños masivos a humedales de manglar, al estar relacionados con el incremento en las tasas de sedimentación y la afectación de la dinámica hídrica de estos humedales, la acuacultura (especialmente las granjas de cultivos de camarón), los derrames de petróleo, la expansión de la agricultura (cultivo de arroz y salmueras), el desarrollo urbano y la tala son consideradas como causas directas de pérdida de manglar (Alongi, 2002). Por su parte, la deforestación tierras arriba, el deterioro de la calidad del agua, son consideradas como causas indirectas de pérdida de manglar (Twilley y Rivera-Monroy, 2005).

Twilley y Rivera Monroy (2005) establecen que los factores que modulan la distribución espacial de los manglares pueden catalogarse desde la escala mínima (unidad de paisaje), a una escala global pasando por la escala ecológica (hidrología y topografía) y por la escala regional (geomorfología, patrón ambiental), por lo tanto, en el momento de analizar las causas que generan cambio o afectación sobre el ecosistema de manglar, estas escalas deben ser tenidas en cuenta. Es así como Pannier y Pannier (1977), mencionaban que la dificultad para interpretar fisio-ecológicamente la distribución de los manglares reside en la complejidad para definir las causas que

determinan la dinámica para el establecimiento de los manglares en diversos paisajes costeros. Estos mismos autores, sugieren que la diferenciación dada bajo un mismo hábitat, está relacionada con el régimen de mareas, la acción de corrientes marinas y el volumen de descarga de los ríos debido a que estos son procesos que afectan directamente la funcionalidad de un ecosistema.

Naveda et al., (2014) menciona que en una Eco-región se pueden analizar dos niveles de abstracción: a) el paisaje físico-natural, el cual comprende las variables estructurales del territorio (bioclima, geología, formas del relieve, drenaje y suelos), permitiendo identificar a la escala 1:100.00, series de relieve que han evolucionado bajo una combinación de fuerzas en las cuales la dominancia de alguna de ellas define de forma particular a la unidad del paisaje y sus límites (este paisaje puede ser asociado con la visión de escala regional para los manglares); y b) el segundo nivel de abstracción vinculado a los paisajes ecológicos, el cual centra su atención en los tipos de bosques como representantes de las relaciones bióticas del paisaje (biodiversidad, flujo genético, cadenas tróficas, conectividad de poblaciones y comunidades), su distribución espacial, así como su grado de intervención y modificaciones antropológicas. Este segundo nivel de abstracción, se puede asociar con la escala ecológica mencionada por Twiley y Rivera-Monroy (2005) para los manglares.

Las costas venezolanas se extienden al norte de su territorio nacional, en una longitud de 3.726 km, desde Castillete en la Península de la Guajira hasta Punta de Playa en la isla de Corocoro, estado Delta Amacuro (Méndez-Baamonde, 2007), conformando la Ecorregión Marino Costera e Insular, donde se identifica la subregión Costera continental que presenta procesos ecológicos únicos, modulados por factores de origen geológico y geomorfológico con una amplia diversidad ambiental, que permite una gran variedad de paisajes y ecosistemas marino costeros. Esta condición explica que en esta sub-ecorregión, la distribución espacial del ecosistema marino de manglar presente una fuerte

asociación con la dinámica físico territorial que genera la interface tierra-agua. En Venezuela se identifican dos formas básicas de acción: en la costas de origen orográfico, compuestas por acantilados rocosos y sedimentarios, bahías de diversos tamaños y abanicos aluviales, las fuerzas modeladoras dominantes están representadas por la tectónica, las mareas, el oleaje, los vientos, la meteorización salina y , las costas sedimentarias compuestas de llanuras costeras, planicies de inundación y delta, las fuerzas modeladoras combinan, algunas de las antes mencionadas junto con los ríos que generan procesos sedimentarios, donde la estructura de los suelos y los mantos freáticos son afectados por la cuñas salinas del mar, determinando la tipología de los paisajes costeros de inundación (Naveda et.al, 2014).

Teniendo en cuenta lo anterior, este trabajo buscar brindar información sobre la distribución actual de los manglares y las condiciones que modulan su respuesta a nivel del paisaje físico natural en la sub-ecorregión continental Caribe descrito en el trabajo de Naveda et al., (2014), con la finalidad que sirva de herramienta para un eventual proceso de restauración del ecosistema de manglar.

Área de Estudio

El área de estudio comprende el Caribe Sur Venezolano, que incluye la franja costera continental que va desde Castilletes hasta la isla de Patos en Boca de Dragón (Península de Paria) con una longitud aproximada de 2.718 km (Figura 1, Línea roja). No incluyen las otras subregiones que conforman la ecorregión (subecorregión del Lago de Maracaibo y la subecorregión Atlántica).

Esta zona es denominada de acuerdo a Naveda et.al., (2014) como subregión Costera Continental que cubre dos grandes paisajes (Planicies o llanuras sedimentarias inundables o no) y acantilados de origen tectónico) compuestas por 6 sectores. Las planicies fluvio marinas poseen tres sectores: A1) Costas del Golfo de Venezuela, Coro y Península de Paraguaná (desde La Guajira hasta Qda. La Vela); A2) Costa de Golfo Triste (desde el Caño Salado hasta el Río San Esteban); y A3) Costas de Barlovento y Barcelona (desde Cabo Codera hasta Qda. Quebradita).

Los otros tres son relieves de origen tectónico, conformando series de acantilados costeros rocosos o terrígenos (sedimentarios) que están interrumpidos por bahías, ensenadas, abanicos aluviales o combinaciones de estos. Estos son: B1) Costa oriental del estado Falcón (desde Qda. La Vela hasta Caño Salado); B2) Cordillera de la Costa Central (desde el Río San Esteban hasta Cabo Codera); y B3) Costas de la Cordillera Oriental (desde la Qda. Quebradita hasta la Qda. San Bonifacio). Naveda et.al., (2014) identifican 25 tipos en las planicies costeras sedimentarias (Sector A) y 15 tipos en las costas de acantilados tectónicos (Sector B).

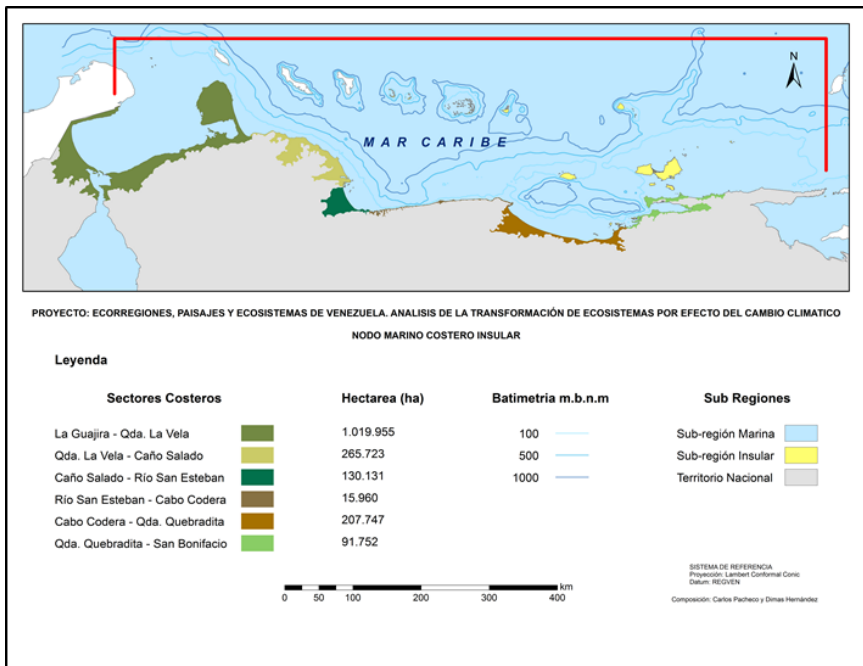


Figura 1. Mapa de la Ecorregión marina, costera e insular, indicando los sectores costeros, formas de los fondos marinos e islas. La Línea roja : establece los límites del área de estudio. Fuente: Naveda et al., 2014.

Metodología

Para la determinación de la distribución espacial de los bosques de manglar, se realizó la actualización de la cartografía Febrero-Marzo del 2021 a partir de imágenes ópticas (Sentinel 2), Sentinel 2A y 2B; con resolución espacial de 10, m y un nivel de corrección 2A, obtenidas desde la página Web de Copernicus Open Access Hub en <https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>.

Los canales espectrales utilizados fueron el azul (B2), verde (B3), rojo (B4), infrarrojo cercano (B8) e infrarrojo medio (B11). Las imágenes con nivel de procesamiento L2A (30 escenas), fueron sometidas a un proceso de re-muestreo geométrico de 10 m, y enmascaramiento de nubes-agua; la extracción de las áreas de interés se realizó mediante un Subset. La banda azul, verde, roja, infrarrojo cercano e infrarrojo medio fueron empaquetados y segmentados por el método fusión de regiones genéricas basado en el artículo de Lassalle y otros (2015). Todo este procesamiento se realizó con el software SNAP V-8 (2016). Posteriormente se procedió a una identificación de las clases informacionales de los manglares; empleando el método de análisis visual de las imágenes, firmas espectrales y a partir de los compuestos R- (B8), G- (B11) y B-(B2), NDVI y NDWI, se aplicaron un conjunto técnicas cuantitativas (reglas de decisión basadas en conceptos estadísticos) para semi-automatizar la identificación de los objetos contenidos en cada una de las escenas. Para ello se edita cada segmento con el software QGIS v-3.16 (QGIS Development Team, 2020).

Una vez obtenida la distribución espacial de los bosques de manglar se procedió a interceptarla a partir del Software QGIS v-3.16 con las 40 unidades de paisaje físico naturales discriminadas en el trabajo realizado por Naveda et al, (2014) previamente identificadas a partir de fotoimágenes de Google Earth. Teniendo en cuenta que los ecosistemas como elementos constitutivos de los paisajes, pueden ser caracterizados y definidos a partir de la interpretación de la cobertura vegetal (Chacón-Moreno, 2013), para cada tipo físico natural, se calculó la cobertura de los bosques de manglar, ésta información fue vinculada espacialmente con los tipos ecológico Barra, Cuenca, Enano, Sobrelavado y Ribereño

(relacionado con topografía e hidroperíodo), de acuerdo a la clasificación de Lugo y Snedaker (1974). Se definieron bosques urbanos, a aquellos bosques que sobreviven a pesar de haber quedado confinados a un espacio limitado por cambios de origen antrópico, limitando su funcionalidad ecosistémica y bosques periurbanos aquellos que han sufrido cambios históricos por causas de la expansión de la frontera urbana o turística, han tenido una respuesta resiliente y no están limitados espacialmente por obras de infraestructura, pero presentan vulnerabilidad. La distribución espacial de los bosques periurbanos y urbanos se realizó a través del análisis de foto imágenes de Google Earth y la cartografía del Instituto Geográfico de Venezuela Simón Bolívar (IGVSB).

Los tipos fisiográficos (barra, cuenca, enano y ribereño) fueron identificadas a partir las bases de datos georreferenciadas, obtenidas a través de trabajos de campo realizados por el Laboratorio de Protección y Manejo de Cuencas (Departamento de Estudios Ambientales y Geomáticas- Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas, IVIC) durante los años 2010 al 2018, durante las salidas de campo, se incluyeron observaciones sobre usos y afectaciones a través de entrevistas a los pobladores.

Resultados y Análisis

Para la sub ecorregión marino costera continental correspondiente al Sur del Caribe se observa una cobertura total de 44.454,25 ha de bosques de manglar, este valor no incluye la ecorregión del Lago de Maracaibo. Las planicies o llanuras sedimentarias inundables (A) presentaron mayor cobertura de manglar con 35.984,78 ha (80,94%) sobre los acantilados de origen tectónico (B) con 8.469,7 ha (19,06%) (Figura 2).

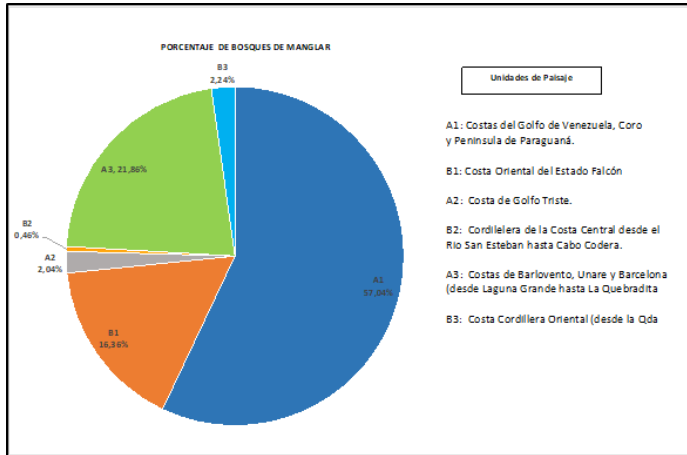


Figura 2. Cobertura en porcentaje de Bosques de manglar para cada Unidad de Paisaje.

De las 40 unidades de paisaje establecidos por Naveda et al, (2014) se registran bosques de manglar en 30 de las unidades específicamente, 19 de las 25 de los sectores (A) y 11 de las 15 unidades establecidas en los sectores (B) (Cuadro1).

El Sector A1, presentó la mayor distribución de manglar con 25.358,42 ha (57%) (Figura 1). Este sector está conformado de acuerdo a Naveda et.al (2014), por sedimentos fluviomarineros que generan una serie de planicies costeras con características diferenciales dentro de la franja climática semi-árida (Bioclima Xérico). En esta zona, las fuerzas que modelan los patrones sedimentarios varían desde los fuertes vientos que generan dunas, corrientes marinas que generan playas arenosas, hasta el efecto de la mezcla de aguas marinas y continentales que dan lugar a sistemas deltaicos, lagunas costeras estuarinas y albuferas. Dentro de las unidades de paisaje correspondientes a este sector, se destaca la unidad de paisaje (A1, Tipo 2) con 17.287,5 ha, correspondiente al complejo Gran Eneal-Sinamaica caracterizado por poseer un relieve de planicies inundables con lagunas costeras de origen fluvial. Esta unidad posee condiciones altamente propicias para el desarrollo del manglar: fuente de agua dulce por los aportes que generan caños como el Socuy,

Guasare y Cachiri (Medina y Barboza, 2003), protección contra el oleaje y los vientos por su ubicación geográfica (al estar ubicado en el complejo Lagunar de Sinamaica) y nutrientes, por el material que aportan los ríos y las corrientes marinas (Cuadro 1). Por su parte, los bosques de manglar de las unidades de paisaje con formas de relieve de planicies bajas, planicie arenosa e inundable en forma de salinas y lagunas costeras y de planicies bajas con dunas móviles, (A1.Tipo 5-14-15, ver Cuadro 1) presentan un menor desarrollo por causa de estrés hídrico al estar ubicados bajo un régimen climático semi-árido con escasez de fuentes constantes de agua dulce. La unidad A.1 Tipo 4, presenta la segunda cobertura de manglar en el Sector A y comparte características similares con la unidad A.1 Tipo 2 pero su posición geográfica hace que tenga mayor influencia marina, una menor protección contra la erosión marino-costera y una menor influencia fluvial (Cuadro 1). El sector A2 registra bosques de manglar en sus dos unidades de paisaje. La primera corresponde a la unidad A2. Tipo 21, presenta 841,35 ha (Cuadro 1), ubicadas en una gran planicie costera, con tendencia anegamiento y poca influencia marina. Su dinámica de inundación está fuertemente relacionada con el río Yaracuy y Urama, Aroa y con los ciclos hidrometeorológicos. El arrastre de sedimentos por los ríos crea barreras arenosas cercanas a la costa, que son colonizadas por el bosque de manglar, por las corrientes marinas presentes en la zona, estos bosques no registran deltas. La unidad A2.Tipo 22, conforma una secuencia de ciénagas y caños con fuerte influencia de ambientes carbonatados provenientes del cerro Mostrenco (FM Capadare), planicies cenagosas de las cuencas de los ríos Goaguaza y San Esteban y humedales salinos costeros. En esta unidad el manglar se distribuye en pequeños parches formando barras (Cuadro 1).

El sector A3 presenta un total de 9.667,46 ha (Cuadro 1) de bosques de manglar distribuidos en 5 unidades de paisaje a lo largo de una gran llanura sedimentaria aluvial que muestra diferentes paisajes dependiendo de los niveles de sedimentación, la estructura de los suelos y su dinámica climática e hidráulica. La unidad de paisaje A3.

Tipo 25 presenta una forma de relieve de planicie inundable limo-arcillosa con ríos, caños y salinetas, registra un total de 8487,7 ha (87,7%) del total de este sector. En ésta unidad se encuentran complejos lagunares como los de Salinas, San Francisco, Laguna Grande, Buche, Carenero, La Reina, Tacarigua. De acuerdo a Naveda et al., (2014), dicha planicie está modelada por sus ríos, manteniendo un patrón de planicie de desborde y en la medida que se acerca a la costa los desbordes de los ríos y el empuje del mar tierra adentro, permiten el desarrollo de un sistema de canales y caños, lagunas costeras con albuferas que limitan con el mar a través de una franja arenosa de sedimentos alóctonos lo que conforma la línea de playa y que solo es interrumpida por las bocas de los ríos. El resto de las unidades de paisaje presentan coberturas menores de manglar vinculadas a planicie inundable arcillosa con borde costero arenoso y planicies deltaicas.

Cuadro 1. Sectores y Unidades de paisajes (Naveda et al., 2014) y características asociadas de los bosques de manglar (elaboración propia)

Sectores	Unidad de paisaje geomorfológico /TIPO	Descripción	Cobertura manglar (ha)	Paisaje ecológico/ Tipos fisiográficos (*)	Presencia de bosques urbanos	Presencia de bosques periurbanos
A1) Costas del Golfo de Venezuela, Coro y Península de Paraguaná	A1. TIPO 1	Costa baja castilletes Paraguanchón	804,15	B, C	NO	NO
	A1. TIPO 2	Costa inundable del Gran Eneal Sinamaica	17.267,5	B,C,R	NO	SI
	A1. TIPO 3	Llanura costera de Maracaibo	719,52	B,C	SI	SI
	A1. TIPO 4	Costa inundable del humedal los Olivitos-Borojó.	5.114,10	B,C,R	NO	SI
	A1. TIPO 5	Costa baja Borojó-El Pauji-Arajo.	321,29	B	NO	NO
	A1. TIPO 6	Delta río Mitare	397,25	B, R	NO	NO
	A1. TIPO 10	Costas con humedales y terrazas terciarias	423,5	B	NO	SI
	A1. TIPO 11	Costa de acantilados con delgada franja de playa.	128,9	B	SI	NO
	A1. TIPO 12	Playas con pequeñas planicies inundables.	66,05	B	NO	NO
	A1. TIPO 13	Playas con médanos costaneros de Pta. Macolla - Cabo San Román.	1,39	C	NO	NO
	A1. TIPO 14	Playas de arena finas con arrecifes en barrera y humedales costeros.	91,59	B,C,S	NO	SI
	A1. TIPO 15	Costas someras con lomas arenosas	23,18	C	NO	NO
	B1. TIPO 18	Acantilados terrígenos con estrechas franjas de playas.	125,06	B,S	NO	NO
	B1. TIPO 19 (*)	Llanuras costeras con humedales (Lagunas costeras, ciénagas y salinetas).	3.434,75	B,C,R	NO	NO

(*) : C: Cuenca; B: Barra; S: Sobrelavado ; E: Enano ; R:Ribereñ

	B1. TIPO 20 (*)	Complejo costero de ensenadas tectónico - coralinas y acantilados calcáreos del cerro Chichiriviche.	3.711,3	B,C,S,E,R	SI	SI
A2) Costa de Golfo Triste	A2. TIPO 21	Llanura costera de desborde de los ríos Aroa y Yaracuy, con línea de costa arenosa.	841,35	R,B	NO	SI
	A2. TIPO 22	Costa con abanicos aluviales de los ríos Goaigoaza-San Esteban y humedales.	67,25	B,R	SI	SI
B2) Cordillera de la costa central desde el Río San Esteban hasta Cabo Codera	B2. Tipo 23	Acantilado rocoso.	191,85	B	NO	SI
	B2. TIPO 24	Paisajes sedimentarios intercalados en los acantilados (bahías, ensenadas y abanicos coluvio- aluviales).	11,92	B,C,	NO	NO
A3) Costas de Barlovento, Unare y Barcelona (desde Laguna Grande al sur de Cabo Codera hasta la Qda. Quebradita, entre Puerto La Cruz y Guanta	A3. TIPO 25	Llanura costera inundable de Barlovento.	8487,77	B,C,R	SI	SI
	A3. TIPO 29	Lagunas costeras Unare - Piritu.	827,3	B	NO	SI
	A3. TIPO 30	Delta del río Unare	304,4	B	NO	SI
	A3. TIPO 31	Llanura Costera del río Neveri	67,2	B,C	NO	SI
	A3. TIPO 32	Llanura costera e Maguey	31,09	B	SI	SI
	B3. TIPO 33	Acantilados rocosos fracturados y basculados con penínsulas y ensenadas.	231,32	B,C,E,R	SI	SI
B3) Costas de la Cordillera Oriental (desde la Qda. Quebradita hasta Punta Narizona en el Promontorio de Paria)	B3. TIPO 34	Abanicos aluviales con humedales asociados	503,42	B,C,E	SI	NO
	B3. TIPO 36	Acantilados rocosos con lomeríos y ensenadas.	23,49	B	NO	NO
	B3. TIPO 38	Costas con playas y taludes de marea	4,17	B,S	NO	NO
	B3. TIPO 39	Complejo Península y laguna de Chacopata	157,1	B,C	NO	SI
	B3. TIPO 40	Acantilados terrígenos y costas llanas con lagunas marcales.	75,09	B,S	NO	SI

En referencia a los relieves de origen tectónico, el sector B1 conforma una línea de costa muy irregular que intercala acantilados sedimentarios y llanuras costeras propensas a inundaciones a lo largo de 200 km de costa. Registra bosques de manglar de diversas formas en sus tres unidades de paisaje. Por ejemplo, (B1.Tipo 38), presenta la menor cobertura de manglar, debido a que la forma de relieve comprende línea de playa delgada con acantilado sedimentario altamente erosionado por el mar. La mayor cobertura de manglar de este Sector, la presenta la unidad B1.Tipo 20 con un total 3.711,3 ha en esta unidad los paisajes de acantilados y llanuras costeras adquieren unas características adicionales debido a la presencia de barreras coralinas y la acción tectónica expresada en el hundimiento tectónico de Cuare, conformando el Complejo Cuare Morrocoy y un conjunto de lagunas costeras y canales marinos (Naveda et al., 2014). Si se analizan los factores que determinan la distribución de manglar en el sector B1, se cumple la misma condición del sector A1, los planos inundables, los humedales estuarinos independiente de su origen, favorecen el desarrollo de los manglares y superan la distribución del manglar en las áreas de playa (Cuadro 1). El sector B2, ocupa todo el frente norte de la cordillera de la costa central, este complejo, conforma una línea de costa, básicamente de acantilados rocosos sin línea de playa, interrumpidos secuencialmente por pequeñas unidades de playas con formas de bahías, ensenadas y abanicos coluvio – aluviales. La unidad (B2. Tipo 19) que presenta un total de 3.434,75 ha, y comprende planicies de inundación bajo el control de los ríos, presentan planicies costeras amplias que se hacen más pantanosas. En la unidad B2. Tipo 23, el ecosistema de manglar se registra en rodales en bahías y ensenadas protegidas formando predominantemente bosques de barra con una cobertura total de 191,85 ha, la forma de relieve para esta zona es de acantilado rocoso de origen tectónico. Los bosques de este sector se distinguen por su desarrollo y belleza paisajística, reciben aportes fluviales. El subsector B2. Tipo 24 está conformado por unidades sedimentarias intercaladas a lo largo de los acantilados de origen-coluvio aluvial, en esta zona el bosque se ubica en pequeños parches asociados exclusivamente a desembocaduras de ríos y quebradas intermitentes (Cuadro 1). Esta

zona presenta una alta dinámica tectónica y como particularidad presenta un bosque relictual de manglar de 4,08 ha a más de 3 metros sobre el nivel del mar, asociado a una laguna de origen freático y sin intercambio mareal. El sector B3 al comparar con otros sistemas, es el que presenta menor cobertura de manglar debido a que las formas de relieve presentes no favorecen la expansión del mismo a excepción de la forma de releve de planicies aluviales en forma de abanico o delta como fase de salida al mar de algunos ríos (Santa Fe, Manzanares, Cautaro, Guaracayal, Marigüitar, Tarabacoa, Cachamaure y otros). Los mismos se ubican entre tramos de acantilado, en planicie caños abandonados y pequeñas lagunas costeras. En cuanto a las fuerzas externas y los grandes paisajes, la mayor intervención histórica se presenta en las Planicies o llanuras sedimentarias inundables (A). Donde los subsectores A2 y A3 registran la mayor presencia de unidades de paisaje con bosques urbanos y periurbanos (Figura 3).

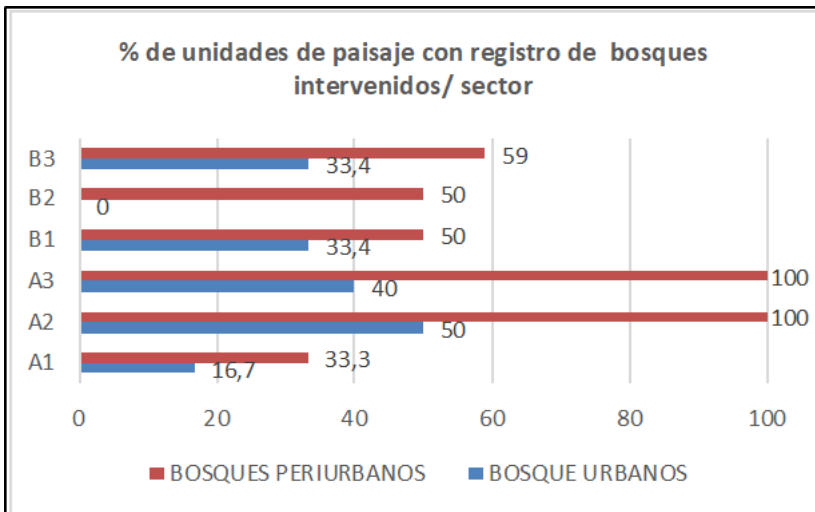


Figura 3. Porcentaje de Unidades de Paisaje con presencia de bosques urbanos y periurbanos. Fuente: elaboración propia.

Por su parte, las unidades de paisaje de origen tectónico (B) en conjunto presentaron los menores porcentajes de intervención histórica. Llama la atención que este gran paisaje presenta una menor densidad poblacional al comparar con el paisaje de llanuras sedimentarias inundables (INE,2014), pero a su vez presenta las menores coberturas de manglar (Cuadro 1), así mismo al analizar las coberturas presentes en los grandes paisajes A y B, el gran paisaje A superó ampliamente en cobertura al paisaje B, es claro entonces, que existen fuerzas más allá de las de origen antrópicas que determinan las dimensiones de cobertura de los bosques de manglar (Figura 3).

Al analizar los tipos fisiográficos de los bosques de manglar y los paisajes asociados, se observa que presentan patrones definidos de acuerdo a la forma de relieve de cada unidad de paisaje, es así, como las playas se asocian con bosques de barra y de sobrelavado, los planos de inundación se asocian con bosques de cuenca, los ríos y los deltas con bosques de tipo ribereño, los bosques enanos se relacionan con suelos con pH alcalino que reciben material alóctono carbonatado cuya fuente puede tener o no origen biogénico (Cuadro 1, Figura 4); indicando que las unidades de paisaje presentes en la Sub-región marino costera continental de Venezuela están modulando la productividad, desarrollo y composición de especies (FAO,1994).

En general, el tipo fisiográfico más predominante en todo el Caribe Sur Venezolano, es el bosque de barra, donde normalmente, predomina la especie *Rhizophora.mangle*, le sigue el bosque de cuenca, el cual generalmente, registra una dominancia de *Avicennia germinans* que puede estar entremezclada con *R. mangle* y/o *Laguncularia racemosa*; esta composición puede variar de acuerdo a las condiciones específicas de cada unidad de paisaje (Lugo y Snedaker, 1974, Pannier y Pannier, 1974). La mayor diversidad de tipos fisiográficos, se dan en los paisajes de origen tectónico (Figura 4).

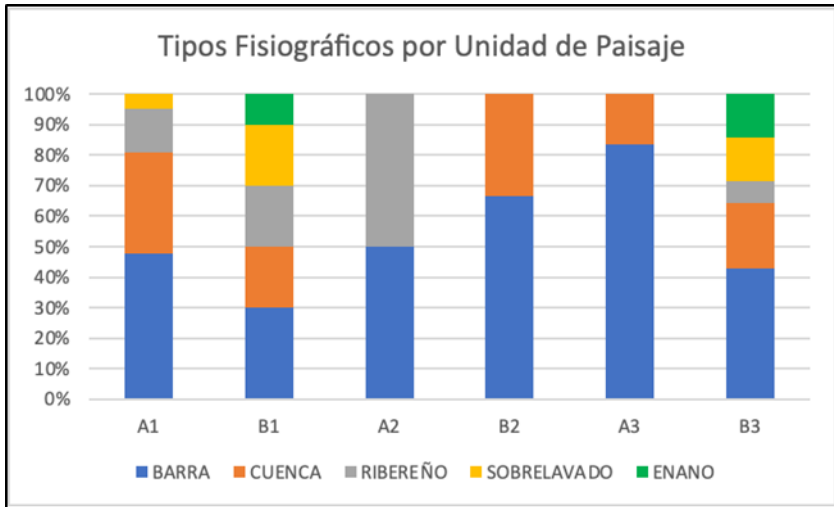


Figura 4. Tipos fisiográficos presentes en bosques de manglar de acuerdo a la unidad de paisaje. Fuente: elaboración propia.

Conclusiones:

Al integrar los resultados obtenidos se puede afirmar que la costa Caribe Sur Continental de Venezuela, tiene representación de bosques de manglar en todos los subsectores de los dos grandes paisajes que la conforman, cuya extensión depende de las características geomorfológicas de cada unidad de paisaje, las cuales a su vez, determinan la diversidad tipos fisiográficos de manglar y su nivel de vulnerabilidad. Una vez analizadas las unidades de paisaje presentes en la subregión marina continental, la distribución espacial asociada de los bosques de manglar, vinculando el tipo fisiográfico predominante y su historia de cambio a partir de la presencia o no de bosques urbanos o periurbanos resilientes, se concluye que los bosques pertenecientes al subsector A1, Golfo de Venezuela, Coro y Península de Paraguaná, son especialmente vulnerables a procesos de sedimentación y erosión marino costera, luego todo desarrollo marino-costero y terrestre que implique fuente de contaminación o alteración de la dinámica hídrica se constituye en una amenaza para su conservación.

Los bosques pertenecientes al subsector B1 y B3, presentan una mayor complejidad al registrar diferentes tipos de dinámicas que implican un equilibrio dinámico de tipo multifactorial lo que hace que sean altamente vulnerables a cualquier cambio, tanto a nivel terrestre como marino-costero. En cuanto a los bosques del subsector A2, por tener una representación importante del tipo ribereño, toda alteración de la cuenca asociada se constituye en una amenaza para su conservación, estos bosques en la actualidad presentan niveles importantes de alteración, por lo que su equilibrio puede alterarse con mayor facilidad. Los bosques del sector B2, por su baja cobertura y su representación única, son altamente vulnerables a los cambios de cualquier naturaleza, a nivel local y regional, estos bosques ameritan una figura especial de protección. Por último para los bosques del subsector A3 al tener los mayores registros tanto de bosques urbanos como periurbanos y estar principalmente representados dentro de sistemas lagunares son altamente vulnerables a la sedimentación, y a la alteración de la dinámica hídrica, su capacidad de carga está al límite, y puede verse vulnerada con cualquier proceso que implique aumentar la presión. Estos bosques, deben ser manejados a partir de sus condiciones sitio específicas actuales, su análisis debe cubrir aspectos a escala detallada y regional para asegurar su conservación.

Agradecimientos: los autores quieren expresar sus agradecimientos al proyecto "Ordenación forestal sustentable y conservación de bosque en la perspectiva Ecosocial", como uno de los aportes técnico científicos realizados en función de ofrecer información y herramientas para fortalecer el manejo forestal sustentable en la Región.

Referencias

- Alongi, A (2002). Present state and future of the world's mangroves forest. *Environmental Conservation* 29 (3): 331-349.
- Cendrero A, Fischer DW (1997). A procedure for assessing the environmental quality of coastal areas for planning and management. *Journal of Coastal Research* 13:732-744.
- Chmura, G. L., Anisfeld, S. C., Cahoon, D. R., and Lynch, J. C. (2003). Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global Biogeochemical Cycles* 17(4):1-22
- Ellison, A. M. y E.J. Farnsworth (1997). Simulated sea level change alters anatomy, physiology, growth, and reproduction of red mangrove (*Rhizophora mangle* L.) *Oecología* 112: 435-446.
- Food and Agriculture Organization (1994) Mangrove Forest Guidelines. FAO Forestry Paper. 117. Rome Italy. 319p
- Green EP, Mumby PJ, Edwards AJ, Clark CD (1996). A review of remote sensing for the assessment and management of tropical coastal resources. *Coastal Management* 24: 1-40.
- Holguin, G., P. Vazquez y Y. Bashan (2001). The role of sediment microorganism in the productivity, conservation, and rehabilitation of mangrove ecosystem: an overview. *Biology and FertilitySoils* 33: 265-278.
- INE (2014) Censo Nacional de Población y Vivienda. Resultado Total Nacional de la República Bolivariana de Venezuela. República Bolivariana de Venezuela. Ministerio del Poder Popular del Despacho de la Presidencia y Seguimiento de la Gestión de Gobierno Instituto Nacional de Estadística. 68p
- Lugo, A.E. and S.C. Snedaker. 1974. The ecology of mangroves. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5:39-64.
- Medina y Barboza (2003). Manglares del sistema del lago de Maracaibo: caracterización fisiográfica y ecológica. *Ecotropicos* 16(2): 75-82
- Méndez-Baamonde, J. (2007). Costas, litorales del Caribe y del Atlántico, islas y archipiélagos. Las profundidades marinas. En: *GeoVenezuela*, Tomo II: Medios Físicos y recursos ambientales. Caracas: Fundación Empresas Polar. (184-237).

- Naveda, J., Montezuma, A., Romero, L., A, Martínez, J.C., Delgado, M., Rodríguez, Y (2014). Ecorregiones, Paisajes y Ecosistemas de Venezuela: análisis de la transformación de ecosistemas por efecto del cambio climático: Ecorregión Marino-Costera-Insular. 2do Informe de avance técnico-administrativo del proyecto ECOMAP_CC. Caracas-Venezuela.74 p.
- Pannier, F. y R.F. Pannier (1977) Interpretación fisioecológica de la distribución de manglares en las costas del continente americano. *Interciencia* 2 (3): 153-162.
- Rönnbäck, P., Moberg, P (2003). Ecosystem services of the tropical seascape: interactions, substitutions and restoration. *Ocean & Coastal Management* 46 (1-2) :27-46
- Schlesinger, W.H (2000) Biogeoquímica. Un análisis del cambio global. Editorial Ariel, S.A. Barcelona, España. 577.p.
- Twilley, R. y V. Rivera-Monroy (2005). Developing performance measures of mangrove wetlands using simulation models of Hydrology, nutrient, biogeochemistry and community dynamics. *Journal of Coastal Research* 40: 79-93.
- Valiela, I., Rutecki, D., Fox, S (2004). Salt marshes: biological control factors of food webs in a diminishing environment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 300:131-159.
- Yáñez-Arancibia, A. , Day, J., Twilley. R., y R.H. Day (2014). Manglares: ecosistema centinela frente al cambio climático, Golfo de México. *Madera y Bosques* . 20:39-75

Abreviaturas, acrónimos y siglas

ABE	Adaptación basada en ecosistemas
CIGA	Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental
DEAG	Departamento de estudios ambientales y geomática
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
FRA	The Global Forest Resources Assessments
INPARQUES	Instituto Nacional de Parques
IVIC	Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas
LPMC	Laboratorio de Protección y Manejo de Cuencas
MINEC	Ministerio del Poder Popular para el Ecosocialismo
Qda	Quebradita/quebrada
UNAM	Universidad Nacional Autónoma de México

Símbolos y unidades

%	porcentaje
=	igual
C°	centígrado
C	carbono
ch ₄	metano
co ₂	dióxido de carbono
cm	centímetros
cm ²	centímetros cuadrados

cm ³ o cc	centímetros cúbicos
ha	hectárea
m	metros
m ³ /ha/año	metros cúbicos/hectárea/año
km	kilómetros
km ²	kilómetros cuadrados

Uso del método de evidencias físicas para la identificación de causas que inciden en los incendios forestales. (Municipios Campo Elías, Libertador y Santos Marquina del estado Mérida)

Use of the physical evidence method to identify causes that affect forest fires. (Campo Elías, Libertador and Santos Marquina municipalities of Mérida state)

Reinaldo Javier Pérez Gutiérrez*

Recibido: 01-04-2022 / Aceptado:

Resumen

La aparición de incendios forestales en los municipios Campo Elías, Libertador y Santos Marquina del estado Mérida, son influenciados por la distribución y densidad de la vegetación existente, los factores meteorológicos y la topografía, generándose causas que no son determinadas, existiendo un vacío en el establecimiento de las mismas por cuanto no se utiliza o se desconoce la metodología aplicable, que permita encontrar los posibles autores y su origen.

Este trabajo facilita el establecimiento de las causas a través de la aplicación del método de evidencias físicas, permitiendo realizar la reconstrucción del avance del fuego a través de marcas dejadas por el en su avance, para luego evaluar y determinar el cambio de uso de la tierra de las áreas afectadas.

Los resultados muestran que la metodología es aplicable, apoya en la determinación de las causas que inciden en los incendios forestales y con ello permitir establecer programas de prevención basados en las causas y las motivaciones que los originaron.

Palabras clave: método de evidencias físicas, causas, incendios forestales.

* Escuela de Ingeniería Forestal. Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales. ULA. E-mail: reinaldojpg1@gmail.com

Abstract

The appearance of forest fires in the Campo Elías, Libertador and Santos Marquina municipalities of the Mérida state, are influenced by the distribution and density of the existing vegetation, meteorological factors and topography, generating causes that are not determined, existing a gap in the establishment of the same because the applicable methodology is not used or is unknown, which allows finding the possible authors and their origin.

This work facilitates the establishment of the causes through the application of the physical evidence method, allowing the reconstruction of the advance of the fire through marks left by it in its advance, to later evaluate and determine the change in land use. of the affected areas.

The results show that the methodology is applicable, supports the determination of the causes that affect forest fires and thus allows the establishment of prevention programs based on the causes and motivations that originated them.

Keywords: physical evidence method, causes, forest fires.

Introducción

La incidencia de incendios forestales fue hasta hace algunos años un problema rural, hoy día se combina con una población radicada en áreas aledañas a terrenos de uso y vocación forestal (Ministerio del Poder Popular para El Ambiente, MPPA, 2001), en donde las causas comienzan a ser un problema vinculado a grupos de poblaciones establecidas en áreas de influencia de parques nacionales u otras áreas naturales protegidas con un diverso nivel de motivación, orígenes sociales, económicos, culturales y políticos (Comando Nacional Unificado de Protección Contra Incendios Forestales, CNUPCIF, 2012).

Evidentemente, el crecimiento continuo de las actividades en áreas rurales y adyacentes a ellas está asociado a la utilización del fuego, aumentando el riesgo de incendios forestales. La mayoría de estos eventos son causados por el hombre (Vélez, 2000, 2010), históricamente se han reportado incendios catastróficos, como el que se registrara en el año 1825, cercano a la población de Miramichi (Canadá), el incendio afectó más de 7.500 ha en la provincia canadiense de New Brunswick causando la muerte de unas 160 personas, en el mes de octubre de 1871, en el incendio de Pershtigo

en los Estados Unidos se afectaron 9.556 ha, 1.500 personas fallecieron a raíz de ese evento, en 1910 el incendio de Idaho y Montana, en los Estados Unidos de América se afectan 7.564 ha y mueren 87 personas, varias ciudades fueron arrasadas por las llamas. El humo se observó incluso en Nueva York, en el otro extremo del país (Lignum, 2015).

El incendio que sucedió en el estado de Victoria, Australia, en el año de 1939 es calificado como uno de los más dañinos, las llamas afectaron el 75% de la región y acabaron con la vida de al menos 71 personas, además, quemaron 12.553 ha y más de mil viviendas, las cenizas llegaron a Nueva Zelanda a 3.200 km al Este. En 1988, el incendio forestal en el Parque Nacional Yellowstone afectó 48.562 ha., y aunque los reportes indican que el fuego comenzó en pequeños focos, las condiciones meteorológicas y la sequía establecieron las condiciones para la propagación y avance del fuego que duro algunos meses quemando unas 50.000 ha (Lignum, 2015).

En 1999 se afectaron 166.731 ha en el incendio ocurrido en Hualqui Chile, los reportes mencionan que este evento ha sido el más grande presentado en una plantación forestal quemando 10.079,8 ha de sus áreas. En el año 2002, el incendio en la Reserva Forestal de Malleco, Chile, consumió 14.536 ha. En ese mismo período, la cifra de incendios fue más del doble en Etiopía (FAO, 2009). En el 2004, los Incendios en Alaska (EEUU) consumieron 12.553 ha. A principios del año 2009 los incendios forestales provocaron daños valorados en millones de dólares en California (EEUU) y, en el estado australiano de Victoria los incendios dejaron 173 personas muertas, a 7.500 sin hogar y destruyeron unas 2.000 viviendas, dañando 450.000 hectáreas de bosques (FAO, 2010).

En el año 2014, el incendio de Valparaíso, Chile, un incendio de interfaz afecto 965,2 ha de las que 28,8 ha correspondían a superficie ocupada por viviendas. En febrero del año 2015, al norte de la provincia de Chubut, Argentina, ocurrió un incendio forestal que arrasó 20.000 ha considerándose como el más grande en la historia del país sudamericano Lignum, 2015), entre los años 2000 y 2008, (se

produjeron más de 200.000 incendios en Sudán. En ese mismo período, la cifra de incendios fue más del doble en Etiopía (FAO, 2009). En Venezuela, la importancia para la protección contra los incendios forestales y las prioridades de atención de estos, tienen que ver fundamentalmente con la defensa de las potencialidades de los recursos naturales y el ambiente, pero también estarán determinadas por las situaciones actuales que caracterizan a cada conjunto de ecosistemas. En el país, el número de incendios forestales en Venezuela superó los 36.700, lo que supuso un incremento del 23%. En el Estado Mérida, durante la últimas 5 temporadas de Incendios han ocurrido 588 eventos que han afectado 9.251,5 hectáreas de vegetación baja, media y alta, ocasionando diversos daños a los Recursos Naturales, al ambiente y obras de infraestructura de servicio público y privado.

En otro orden de ideas, el conocimiento de las causas que ocasionan los incendios forestales, es el punto de partida para la planificación eficiente de las medidas de prevención (Figueredo, 2002) es por ello, que se debe establecer un sistema para la determinación de las causas que originan estos eventos en los que se atribuye a la acción humana y en donde juegan un papel importante dos factores que determinan su aparición: una fuente de calor y la capacidad del fuego de propagarse para alcanzar grandes dimensiones.

En Venezuela la causa del origen, no está totalmente recopilada en la estadística oficial que se lleva en la Dirección Nacional de Incendios Forestales del Ministerio del Poder Popular para el Ecosocialismo y Agua (CEUPCIF, 2012). La problemática está vinculada a los ámbitos agrícola, urbano, vial, transporte y forestal marcando la pauta como problemas que generan los eventos (MPPA, 2014), en general las causas de los incendios forestales están relacionadas a las quemas con fines agrícolas y pecuarios, eliminación de plagas y alimañas, quemas de basura, quemas en actividades forestales, cacería, excursionismo, tendidos eléctricos, líneas de flujo de petróleo, gasoductos, sabotaje, asuntos políticos, santería y los incendios por causas naturales, como los originados por tormentas eléctricas (MPPA, 2014).

En el estado Mérida, las estadísticas llevadas por el Centro Estatal de Operaciones Contra Incendios Forestales, han reportado que el 85% de los incendios se localiza en los municipios Libertador, Campo Elías y Santo Marquina (Ministerio para el Ecosocialismo y Agua, MINEA, 2018), sin embargo, se pueden encontrar incendios forestales que no son reportados, tal como los que ocurren en los municipios foráneos donde no son combatidos. Para establecer estrategias de planificación de la prevención de los incendios forestales en cualquier región se tienen que conocer sus causas, en este sentido, Porrero (2001), realizó una clasificación de ellas, las cuales las divide en dos grupos, las causas estructurales y las causas inmediatas, que están relacionadas al comportamiento humano o agentes naturales.

Materiales y métodos

El área de estudio se localiza dentro del estado Mérida en los municipios Campo Elías, Libertador y Santos Marquina. El municipio Campo Elías se encuentra ubicado dentro de la intersección comprendida entre 08° 20' 00" y 08° 34' 06" latitud Norte; 71° 24' 20" y 71° 24° 20" longitud Oeste, con una superficie de 557 Km². El municipio Libertador está situado en la parte central del estado en las coordenadas geográficas 8° 49' 16" y 8° 15' 13" latitud Norte; 70° 50' 40" y 71° 13' 30" longitud Oeste, con una extensión de 803 Km² y el municipio Santos Marquina entre las coordenadas geográficas 08° 24' 12" y 08° 44' 20" latitud Norte; 71° 49' 20" y 71° 07' 36" longitud Oeste, con una superficie de 192 Km² (INE, 2014).

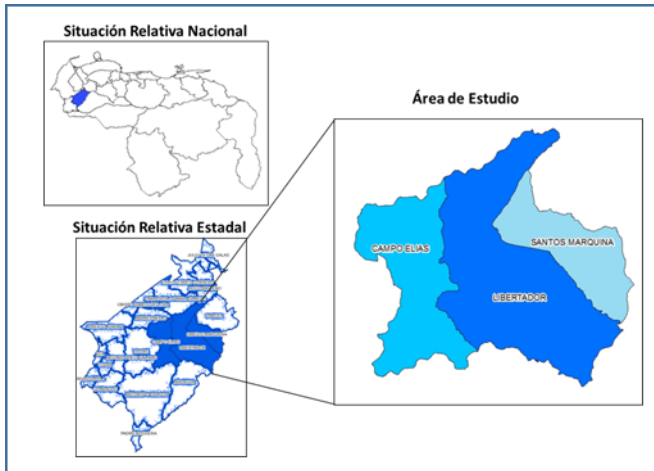


Figura 1. Ubicación relativa del área de estudio Sistema de información geográfica para la planeación y el ordenamiento territorial SIGOT, Ministerio del Poder Popular para el Ecosocialismo y Agua, (MINEA, 2014). Fuente: propia.

El relieve de pendientes fuertes varía entre el 30 y 60%. El fondo del valle se define por la existencia de estrechos valles fluviales, como es el caso de los valles de los ríos Mucujún y Albarregas, que poseen una serie de tipo terrazas aluviales y conos de deyección donde se localizan sedimentos transportados por los diferentes ríos y quebradas, dando origen a suelos fértiles para la agricultura. El municipio Campo Elías presenta un relieve de montaña cuyos niveles de altitudinales varían entre los 2400 y los 2334 m.s.n.m., el municipio Libertador se identifica por ser montañoso, dentro de él se localiza la Cordillera de Los Andes con la cumbre más alta del país, el pico Bolívar con 5.007 m.s.n.m.; mientras que el municipio Santos Marquina está constituido por áreas montañosas con altitudes que van hasta a los 4400 m.s.n.m.

Geológicamente está conformada por la cordillera de Mérida siendo la cadena montañosa de mayor altura siendo su máximo punto el pico Bolívar, junto con la serranía de Perijá conforman el ramal

venezolano de la cordillera de Los Andes, la cordillera está compuesta por diversas serranías siendo las más conocidas la sierra Nevada de Mérida y la sierra La Culata.

El clima es templado y esto se atribuye a la situación geográfica del estado, y a su gran altitud. Los registros oscilan entre los 0 y los 28 °C, determinando un promedio general de 22 °C. Las precipitaciones media anual es de 1536 mm y las épocas de lluvia van desde el mes de abril hasta el mes de noviembre.

En el sector montañoso, los suelos se consideran bastantes uniformes, de poca profundidad, muy pedregosos y con escasa presencia de materia orgánica. Donde las vertientes son menos pronunciadas se observan suelos bien estructurados y de diverso espesor. En los valles se presentan suelos favorables para actividades agrícolas, aunque presentan, alta pedregosidad interna y superficial, y son ligeramente ácidos.

La red de drenaje existente es tan variable como su relieve y geomorfología, por tal motivo se puede decir; que hacia la Sierra Nevada, la red fluvial es muy densa, donde fluyen cursos de agua de menor importancia donde podemos mencionar entre otros, quebrada La Estillera, San Jacinto, La Joya y La Fría; mientras que hacia la Sierra de la Culata, el drenaje se limita a los ríos Albarregas y Mucujún en el Libertador. En cuanto a la red de drenaje del municipio Santos Marquina que corresponde al área de estudio, se encuentran las quebradas Muñoz y la Mesa las mismas desembocan en el río Chama. En el municipio Campo Elías, drena el río Montalbán, ubicado al noreste de la ciudad de Ejido, tiene sus nacientes en el páramo Los Conejos, específicamente en el cerro La Laguneta, y desemboca en el río Albarregas, drenando hacia el río Chama (INE,2014).

La variedad de pisos térmicos permite el desarrollo de una vegetación que va desde selvas macrotérmicas lluviosas hasta la vegetación paramera (gramíneas y frailejón). Se dan la casi totalidad de las Zonas de Vida que, según Holdridge, ocurren en Venezuela, entre ellas encontramos individuos como el bucare (*Erythrina velutina* Willd); cinaro (*Psidium cattleianum*); pardillo (*Cordia alliodora*); coloradito

(*Polylepis cericea*); guayabo (*Psidium caudatum* M.); fresno (*Fraxinus chinensis*) y como emblemática el frailejón (*Espeletia schultzei*) (INE, 2014).

De la fauna silvestre característica se destacan mamíferos como el oso frontino o de anteojos (*Tremarctos ornatus*), el coatí o guache andino (*Nasua nasua*), el rabipelado andino o faro (*Didelphis marsupialis*). Entre las aves encontramos el colibrí pico espada (*Trochilae*), el águila de copete (*Ornatus isidori*) y el pato de torrente (*Meregannetta armata*), las cuales son características de las áreas de páramo y de bosque nublado. Anfibios como la ranita transparente (*Atelopus carbonerensis*), la cual alcanza a vivir en los páramos a más de 4 000 m.s.n.m., y la salamandra andina, característica de las áreas húmedas. Por último entre los reptiles se puede citar la coral falsa (*Lampropeltis triangulum*).

Metodología de trabajo

Se aplica el método de evidencias físicas para investigación de causas de incendios forestales a fin de determinar los orígenes de diez incendios ocurridos en una temporada de sequía, estas áreas se seleccionaron con dos propósitos, el primero el de aplicar el método de evidencias físicas con la finalidad de establecer las causas una vez ocurrido el evento, y el segundo, para evaluar y determinar el cambio de uso de la tierra en relación a las causas establecidas. Las áreas fueron seleccionadas al azar en base a la información obtenida del programa de control de incendios del Ministerio de Ecosocialismo. (MINEC).

Se crea una tabla con la información de diez (10) incendios ocurridos en la temporada 2017 – 2018 escogidos aleatoriamente para la realización de los trabajos de campo y la aplicación del método de evidencias físicas así como, la posterior evaluación de uso de las áreas por actividades humanas post incendios.

De las áreas seleccionadas se tomaron datos atmosféricos (temperatura, humedad relativa, velocidad y dirección del viento), antes y en el momento de los incendios ocurridos con uso de equipo meteorológico portátil quedando registrados en sus respectivos reportes, permitiendo identificar los rastros dejados por el fuego en su progreso, las diferencias térmicas entre superficies próximas generan movimientos de aire que afectan la intensidad, velocidad y dirección de propagación, altura de llama, y otras variables del comportamiento del fuego, el fuego se mueve en la dirección del viento, al comenzar el incendio y el lugar donde fue detectado se puede determinar la dirección de donde procedía, se registraron datos de la vegetación existente (combustible), e información de indicadores de actividad humana. Se realizó la observación del área afectada determinándose la geometría que adquirió el incendio sobre el terreno. La geometría del incendio es la forma que adopta el incendio en función del viento, el combustible (vegetación) y la pendiente. Este es el punto de partida para ubicar la posible área de inicio, la cual se localiza en el tercio inferior de las elipses que se forman por la dirección del viento. Una vez esto, se procedió en cada caso, a examinar las marcas o rastros dejados por el incendio en su avance, estableciéndose con uso de brújula los ejes de propagación, determinándose la dirección del viento por ende la dirección del incendio.

Para la reconstrucción del incendio se siguen los ejes de propagación, tal como se puede observar en la Figura 2. Estos ejes ascienden o descienden sobre laderas y se siguen en sentido inverso de su avance, en cada uno de estos, se observan las marcas por donde el fuego ha pasado corroborando la presencia de indicadores como: patrón de quema, hierbas y tallos delgados debilitados por la intensidad calórica que caen en sentido contrario de donde inicio el incendio, combustibles protegidos y expuestos en el avance, fuego que avanzó sobre pastos, matorrales y árboles, si ascendió el fuego a la copa de los árboles, si se observan ramas petrificadas, las cuales indican la dirección de avance, el color de la ceniza en el suelo y efectos de carbonización en tocones de árboles en pie. Todas estas marcas nos llevan al área de inicio la cual

delimitamos, luego se procede a ubicar el punto donde inicio del incendio y el medio de ignición.



Figura 2. Ejes de propagación, incendio en la plantación de pinos La Calera (10/03/2018). Municipio Campo Elías, estado Mérida. Fuente: Adaptado Google Earth, 2018.

Posteriormente, se efectúa la observación de la zona afectada a través de un recorrido para establecer los posibles cambios en el uso de las tierras por el desarrollo actividades humanas, esto se realiza posterior al incendio en relación a la causa registrada. Los análisis de las evaluaciones se fundamentaron en base a las observaciones y datos obtenidos en campo en los municipios Campo Elías, Libertador y Santos Marquina del estado Mérida. En consecuencia, se realiza un recorrido en el área quemada observando las actividades vinculadas al factor humano determinando si posterior al incendio existió un cambio de uso de las tierras, tales como: ampliación de la frontera agrícola, quema de pastos para regeneración, ampliación de las áreas de los potreros, aprovechamiento de productos forestales, para urbanizar o para el desarrollo de cualquier otra nueva actividad.

Resultados y discusión

Se aplicó en cada superficie afectada por incendios el método de evidencias físicas para establecer las causas que los originaron. En la siguiente tabla se establecen las mismas con sus respectivos datos.

Nº Caso	Fecha	Sitio	Municipio	Área Afectada (ha)	Coordenadas	CAUSA
1	26/11/2017	San Rafael Chama	Libertador	17,30	257958 E 945536 N	Intencional
2	21/01/2018	La Carbonera (Miraflores alto)	Campo Elías	1,56	953317 E 238277 N	Negligencia
3	22/01/2018	Santa Catalina, Parque Nacional Sierra Nevada (PNSN)	Libertador	3,00	260048 E 944391 N	Desconocida
4	05/02/2018	Santa Juana	Libertador	2,00	261813 E 948062 N	Negligencia
5	11/02/2018	El Chispero	Campo Elías	3,00	253196 E 948869 N	Desconocida
6	04/03/2018	P.P Campo Claro	Libertador	92,00	255833 E 947632 N	Intencional
7	10/03/2018	P.P La Calera	Campo Elías	22,30	244865 E 947362 N	Negligencia
8	13/03/2018	El Pedregal, (Plantación pinos)	Santos Marquina	1,50	279349 E 960288 N	Intencional
9	05/04/2018	San Onofre	Campo Elías	3,00	252205 E 943161 N	Negligencia
10	07/04/2018	Mesa Grande (PNSN)	Campo Elías	3,00	253161 E 941484 N	Negligencia

Fuente: propia

Caso N°1. San Rafael del Chama: Se concluye que el incendio se produjo con la finalidad de eliminar pastos y matorral para posterior aprovechamiento de madera para leña. En este caso en particular, se localizaron un sin número de tocones que dejan la evidencia de ser cortados manualmente. Se obtiene información de testigos, la especie extraída del área fue cinaro (***Psidium cattleianum*** **S**). Se establece la causa como intencional.

El caso pasa a ser manejado por MINEA y el Departamento de Guardería Ambiental de la Guardia Nacional Bolivariana de Venezuela, adscrito a la Dirección de dicho ministerio.

Caso N° 2. La Carbonera (Miraflores alto): Considerando los datos obtenidos en la investigación del incendio sucedido el 21-01-2018, en el sector mencionado, este se produjo por una pavesa emitida desde la quema de restos de desechos producto de roza o limpia de terreno, la misma, se realiza en una zona con el perímetro previamente limpiado o rozado, se establece que la dirección del fuego proviene desde el montón de restos quemados. La causa del incendio es negligencia.

Caso N° 3. Santa Catalina, Parque Nacional Sierra Nevada, (PNSN): Para el incendio del 22-01-2018 en el sector de Santa Catalina alta, en áreas del Parque Nacional Sierra, (PNSN) se concluye que la causa es desconocida. Aun cuando se realizó la reconstrucción del incendio no se pudo demostrar o suponer ninguna otra causa, no se observó actividad humana, ni indicios, ni agentes causantes.

Caso N° 4. Santa Juana: Una vez determinada la geometría del incendio y establecido los ejes de propagación se ubica el área de inicio, el cual se encuentra en una superficie aledaña a la vía externa de las edificaciones de Santa Juana, en donde se había acumulado una gran cantidad de desechos sólidos por los vecinos del sector. Es importante destacar que este es un incendio de interface urbana. La causa es negligencia por la quema de desechos sin tomar las precauciones a fin de evitar la propagación del fuego.

Caso N° 5. El Chispero: Luego de revisar el área de inicio se pudo establecer a partir de las marcas y de otros rastros dejados por el incendio en la vegetación, que el fuego es iniciado en un solo punto. En esta zona aparecen marcas de propagación del incendio sobre la vegetación afectada que indican de dónde provenía el incendio. Se evidencian dos ejes de propagación muy rápida que ascienden sobre la ladera, sin embargo, no se localizaron medios de ignición ni agentes causantes. No existe actividad agrícola ni

pecuaria u otra que indique alguna actividad humana en la zona. Se concluye que la causa es desconocida. No se puede demostrar ninguna otra causa.

Caso N° 6. *Plantación de pinos Campo Claro:* La investigación del incendio ocurrido en la plantación de pinos Campo Claro el 04-03-2018 y en base a los resultados obtenidos, considerando la relación entre las pruebas materiales y personales, se concluye que el inicio del incendio ha sido originado en tres puntos diferentes. La causa es intencional con la motivación de invadir y construir viviendas. El caso se encuentra a cargo del Departamento de Guardería Ambiental del Ministerio de Ecosocialismo y Agua.

Caso N° 7. *Plantación de Pinos La Calera:* El evento acontecido el día 10-03-2018 en la plantación de pinos La Calera arroja, de acuerdo a los datos obtenidos en el trabajo de campo y a la indagación con personas del lugar, que el incendio se produce por una pavesa emitida desde la quema de desechos producto de la roza y limpia de terreno cercanos a una vivienda. La causa del incendio es negligencia y la motivación la quema de residuos.

Caso N° 8. *El Pedregal, (Plantación de pinos):* En base a los resultados derivados del trabajo de campo, (aplicación de método de evidencias físicas) se establece que el incendio fue iniciado en dos puntos diferentes, a 48 m de distancia uno del otro en el borde de la plantación de pinos. Se determina la causa como intencional.

Caso N° 9. *San Onofre, (PNSN):* Luego de la reconstrucción del incendio y delimitada el área de inicio a través de la prueba material indican que el incendio fue provocado por las partículas emitidas en la quema de desechos al lado de una vivienda. Se determina la causa como negligencia.

Caso N° 10. *Mesa Grande, (PNSN):* De los datos obtenidos en la inspección de campo se puede concluir que el incendio es producido por la quema de desechos producto de la roza y limpia de terreno con fines agrícolas, se determina que una pavesa saltó a áreas con vegetación y produjo el incendio. La causa del incendio es negligencia y la motivación la quema de residuos agrícolas.

Posteriormente se realiza la evaluación de áreas afectadas por incendios para determinar si luego de tres meses comenzó o se realizó un cambio de uso de la tierra, esto trajo como resultado que las superficies incendiadas, en base a la información obtenida de la aplicación del método de evidencias físicas en los diez (10) incendios escogidos aleatoriamente para su estudio. En la tabla 3 se indica además de la información de los incendios, el uso de la tierra observado una vez finalizadas las valoraciones de campo. Es importante resaltar, que una motivación para generar incendios es procurar el cambio de uso de la tierra, esta es una práctica económica y cultural de la región la cual no se debe confundir con negligencias en el uso del fuego.

Tabla 2. Evaluación áreas afectadas por incendios y uso actual de la tierra.

Caso N°	Fecha	Sitio	Municipio	Área afectada (ha)	Causa	Uso actual de la tierra (Posterior al incendio)
1	26/11/2017	San Rafael Chama	Libertador	17,30	Intencional	Pastizales
2	21/01/2018	La Carbonera (Miraflores alto)	Campo Elías	1,56	Negligencia	Potreros y cultivos agrícolas.
3	22/01/2018	Santa Catalina (PNSN)	Libertador	3,00	Desconocida	Regeneración natural
4	05/02/2018	Santa Juana	Libertador	2,00	Negligencia	Talud /Regeneración natural
5	11/02/2018	El Chispero	Campo Elías	3,00	Desconocida	Regeneración natural
6	04/03/2018	P.P Campo Claro	Libertador	92,00	Intencional	Plantación Forestal / Viviendas
7	10/03/2018	P.P La Calera	Campo Elías	22,30	Negligencia	Plantación Forestal / Ampliación frontera agrícola
8	13/03/2018	El Pedregal, (Plantación de pinos)	Santos Marquina	1,50	Intencional	Plantación de pinos
9	05/04/2018	San Onofre (PNSN)	Campo Elías	3,00	Negligencia	Residencial /Agrícola
10	07/04/2018	Mesa Grande (PNSN)	Campo Elías	3,00	Negligencia	Agrícola

Fuente: propia

Caso N°1. San Rafael del Chama: El área se caracteriza por tener pendientes promedios de 40 – 45°, con vegetación baja, (herbácea) producto de la regeneración natural después del incendio. No se observa cambio de uso de la tierra en el área afectada. No se localizaron indicios de establecimiento de cultivos u otra actividad humana.

Caso N° 2. La Carbonera (Miraflores alto): El sector presenta un ambiente de montaña, con vegetación que corresponde al bosque húmedo Premontano, con pendientes fuertes de hasta 45°. Se observa en la evaluación la ampliación de áreas de cultivo y la regeneración de pastos.

Caso N° 3. Santa Catalina, (PNSN): El sector de la loma Santa Catalina, aldeaña a la ciudad de Mérida, es un área de pendientes fuertes, hoy día con aumento demográfico en la parte baja y media de la loma, la cual pertenece al área de influencia del Parque Nacional Sierra Nevada. En el sitio afectado por el incendio se observa regeneración natural. No existe actividad humana con relación al uso de la tierra.

Caso N° 4. Santa Juana: Este es un incendio de interface urbana, la zona poblada colinda con áreas de vegetación pertenecientes al talud de la vía que conduce a la urbanización Carabobo en el Chama. Estas superficies de vegetación baja colindan con áreas protectoras del río Chama, bosques riparios y algunos relictos de bosque. El área se mantiene, no ha sido aprovechada o se le ha dado ningún otro uso luego de ocurrido el evento.

Caso N° 5. El Chispero: Este incendio se ubica en un área sin uso aparente entre dos sectores poblados, El Salado y Manzano Alto. Luego de la inspección se determina que no existe actividad alguna posterior al fuego en la zona afectada.

Caso N° 6. Plantación de pinos Campo Claro: El área se caracteriza por tener pendientes entre 40 y 45° y hasta mayores en algunas zonas donde predomina el pino avellano o pino amarillo,

(*Pinus Oocarpa*). De acuerdo a los registros, esta área tiene 50 ha de superficie plantada para la protección del suelo. Aun cuando la zona es extensa se encontraron indicios de invasiones y construcción de estructuras con madera proveniente de la zona y otros materiales en el sector Noroeste (NO) de la plantación, la cual colinda con la vía que conduce de la ciudad de Mérida a la población de Jají. El área propensa a las invasiones es relativamente pequeña en relación a la superficie establecida como área de plantación. Se vislumbra que se utilice el fuego para el aprovechamiento de madera sin establecer responsabilidades directas.

Caso N° 7. Plantación de Pinos La Calera: Esta plantación de pinos posee una superficie plantada de 90 ha con un distanciamiento de 3 x 3, con el método al tres bolillo. Posee pendientes fuertes, hasta de 45°, y mayores en algunos sectores. Tiene una alta presión demográfica y se observa en la evaluación de área que la plantación tiene actividades de pastoreo a baja escala y cultivos agrícolas alrededor, se denota ampliación de la frontera agrícola hasta ahora sólo en linderos.

Caso N° 8. El Pedregal, (Plantación de pinos): Es una plantación de pinos (*Pinus radiata*) de unas 76 ha de propiedad privada. En la inspección no se observa cambios de uso de la tierra.

Caso N° 9. San Onofre, (PNSN): San Onofre es un caserío ubicado dentro de las áreas del Parque Nacional Sierra Nevada. No se observa ninguna actividad propensa al cambio de uso de la tierra además de las ya establecidas.

Caso N° 10. Mesa Grande, (PNSN): Es un área de pendientes fuertes sometida a actividades agrícolas dentro del Parque Nacional Sierra Nevada. Existe ampliación de la frontera agrícola.

Conclusiones y Recomendaciones

- El método de evidencias físicas aplicado es idóneo para la determinación de las causas y puntos de origen de los incendios forestales. Con un personal adiestrado se facilitaría la investigación de causas de incendios.
- La aplicación del método nos permite reconstruir el desarrollo que ha tenido el incendio en el terreno a través de marcas que este ha dejado a su paso.
- La metodología ayuda al desarrollo de las actividades de prevención, estas deberán ser diseñadas de acuerdo a las causas investigadas.
- De los incendios investigados, la mayor causa determinada han sido las negligencias, seguida de las intencionales, por lo que recomienda especial atención a estas para la planificación de programas de prevención en la región.
- La aparición de incendios genera en ciertos casos el cambio de uso de la tierra, esta es una práctica económica y cultural de la región la cual no se debe confundir con negligencias en el uso del fuego, entre ellas, ampliación de la frontera agrícola y la generación de pastos.
- El investigador debe ser capaz de interpretar los ejes de propagación del avance del incendio conjugando la influencia de factores meteorológicos como el viento que empuja las llamas en una dirección determinada, con una topografía característica de un lugar específico y con diversos tipos de combustible.

- En algunos casos los incendiarios destruyen el bosque con el fin de abrir tierras para actividades agrícolas o pecuarias, para labores culturales sin utilizar mano de obra o para aprovechar recursos del mismo, en otros no existe de por medio un provecho para los causantes y en muchos de estos incendios el resentimiento es el principal impulso.

Referencias Bibliográficas

- Comando Nacional Unificado de Protección Contra Incendios Forestales. **CNUPCIF**. (2012). Programa y Plan Nacional de Protección Contra Incendios Forestales. Periodo; 2012 – 2019. Caracas, Venezuela.
- FAO. (2009). Estrategia para mejorar la Cooperación Internacional de manejo del fuego. Recuperado de: <http://www.fao.org/forestry/firemanagement/strategy/es/>
- FAO. (2010). Situación de los Bosques del Mundo 2010. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, Italia.
- Figueredo M. 2002. Perfeccionamiento del sistema de determinación de causas que originan los incendios forestales en Cuba. Jefatura Nacional Cuerpo de Guardabosques. La Habana, Cuba
- Recuperado de: www.fire.uni-freiburg.de/GlobalNetworks/Caribbean/.../Figueredo_cu.pdf
- INE. (2014). XIV Censo Nacional de población y vivienda Resultados por Entidad Federal y Municipio del Estado Mérida. Gerencia General de Estadísticas Demográficas. Mérida.
- Jáuregui, R. (2005). Causas que inciden en la ocurrencia de Incendios forestales en el estado Mérida (1983-2003)”, revista forestal venezolana (Artículos), n°49 (1), p. 33-38.
- Lignum. (2015). [Quince grandes incendios forestales e históricos que debes conocer](http://www.lignum.cl/2015/02/.../grandes-e-historicos-incendios-forestales-que-debes-conocer/). Recuperado de: www.lignum.cl/2015/02/.../grandes-e-historicos-incendios-forestales-que-debes-conocer/
-

- MINEA (CEOCIF). (2014). Registro información estadística de incendios forestales. Centro Estatal de Operaciones Contra Incendios Forestales. Banco de datos. MINEA. Mérida.
- MINEA, (2018). Sistema Nacional de registro de Incendios Forestales. (REINFO) Dirección General de Fiscalización y Control de Impactos. Dirección del Programa Nacional de Protección Contra Incendios Forestales. Caracas, Venezuela.
- MPPA. (2001). Programa y Plan Nacional de Protección Contra Incendios Forestales. Ministerio del Poder Popular para el Ambiente. Dirección General de Vigilancia y Control Ambiental. Dirección Nacional de Protección Contra Incendios Forestales, Caracas, Venezuela.
- MPPA. (2014). Problemática de los Incendios Forestales en Venezuela. Dirección Nacional de Protección contra Incendios Forestales. Informe anual. Ministerio del Poder Popular para El Ambiente. Caracas, Venezuela.
- Pérez, R. (2008). Curso de Investigación de Causas de Incendios Forestales. MPPA – Centro Estatal de Operaciones Contra Incendios Forestales. Mérida, Venezuela.
- Porrero, M. (2001). Incendios Forestales. I. Investigación de Causas. Ediciones Mundi-Prensa Libros, S.A. Madrid, España.
- PROMIF. (2015). Metodología de Investigación de Causas que provocan los Incendios Forestales. Ministerio del Ambiente. Ciudad de Panamá, Panamá.
- Vélez, R. (1999). La Ingeniería frente al reto de los Incendios Forestales Madrid, España. Revista Montes. Número 22. Madrid, España.
- Vélez, R. (2000). La defensa contra incendios forestales. Fundamentos y experiencias. McGraw-Hill/Interamericana de España, S.A.U. Aravaca – Madrid, España.
- Vélez, R. (2010). La defensa contra incendios forestales. Fundamentos y experiencias. McGraw-Hill/Interamericana de España, S.A.U. Aravaca – Madrid, España.

Ensayos

Essays

Matorrales y Bosques Secos Interandinos en Bolivia.

Degradación vs. Conservación

Scrublands and Inter-Andean Dry Forests in Bolivia.

Degradation vs. Conservation

Marcelo Vargas-Claros*

Recibido: 01-04-2022 / Aceptado:

RESUMEN

En Bolivia, los matorrales y bosques secos interandinos (MBSI) están ubicados a lo largo de la Cordillera de los Andes, ocupando altitudes intermedias (1500 a 3300 msnm). Al desarrollarse en un ambiente seco o semirárido, estas formaciones vegetales son ralas y de baja altura (3 a 5 m), y están conformadas por especies latifoliadas y caducifolias, espinosas de hoja compuesta microfoliada en su mayoría, entremezcladas por cactáceas columnares. Los MBSI son de alta relevancia ambiental y socioeconómica, considerando su nivel de riqueza y endemismo; y dado su potencial no maderable, brindan una variedad de bienes y servicios a la población (en particular agua y forraje). Lamentablemente, los ecosistemas que conforman los MBSI presentan elevados porcentajes de perturbación (40 a 100%), debido a las actividades agropecuarias, los incendios y la extracción de leña. El contexto biológico, ecológico y socioeconómico que caracteriza a los MBSI, determinan en los mismos, un muy alto nivel de vulnerabilidad (79,52%). Existe la necesidad inminente de crear áreas protegidas que preserven los MBSI; a la vez, las autoridades tienen la responsabilidad de garantizar la integridad de estos ecosistemas, definiendo políticas de preservación, conservación y recuperación; implementando acciones preventivas y restaurativas a diferentes niveles (social, técnico e institucional).

Palabras clave: matorrales, bosques secos, fragilidad, vulnerabilidad, degradación, restauración, conservación.

* Biólogo Forestal— Consultor Independiente—Av. Tadeo Haenke # 2003—Teléfono 591-4-243498—
Email: marvacla@yahoo.com—Cochabamba, Bolivia

ABSTRACT

In Bolivia, Scrublands and Inter-Andean Dry Forests (MBSI in Spanish) are located along the Andes Cordillera, between intermediate altitudes (1500 to 3300 masl). As they are developed in a dry or semi-arid environment, these plant formations are sparse and low in height (3 to 5 m), and are conformed by spiny broad-leaf and deciduous species with mostly microfoliated compound leaves, intermingled with columnar cacti. MBSI have a highly environmental and socioeconomic relevance, considering their level of richness and endemism; and given their non-timber potential, they provide a variety of goods and services to the population (particularly water and forage). Regrettably, the ecosystems that constitute the MBSI present high percentages of disruption (40 to 100%), due to agricultural activities, natural fires and the extraction of firewood. The biological, ecological and socioeconomic context that distinguish the MBSI, establish a very high level of vulnerability for them (79.52%). There is an imminent need to create protected areas that preserve MBSI; simultaneously, local authorities have the responsibility of ensuring the integrity of these ecosystems by defining preservation, conservation and recovery policies and implementing preventive and restorative actions at different levels (social, technical and institutional).

Keywords: scrublands, dry forests, fragility, vulnerability, degradation, restoration, preservation.

1. Antecedentes

A nivel ambiental, Bolivia posee doce ecoregiones distribuidas a lo largo de la cordillera de los Andes, la amazonía y el chaco; albergando cada una diferentes tipos de vegetación, cuya fisonomía varía de acuerdo a su gradiente altitudinal; encontrándose desde las pequeñas y raras formaciones vegetales de las zonas altas (puna altoandina) hasta los grandes y densos bosques de las tierras bajas (amazonía).

Los Matorrales y Bosques Secos Interandinos (MBSI) están presentes en las ecoregiones Bosques Secos Interandinos y Prepuna, ubicados en altitudes intermedias de la cordillera andina y conformadas por una diversidad importante de especies, las cuales se caracterizan por su lento crecimiento y alta fragilidad.

Sin embargo, la riqueza forestal del país viene siendo mermada por los elevados niveles de deforestación, cuyo valor representa uno de los más altos de Latinoamérica, con 350.000 ha/año (Urioste 2010); siendo los MBSI uno de los más afectados por el cambio de uso de suelo para la agricultura, el sobrepastoreo, y la extracción de madera y leña. Estas presiones, fueron practicadas incluso desde la época colonial, para abastecer la demanda de las minas colindantes.

La presión histórica y recurrente a que fueron sometidos los MBSI, al margen de afectar la cobertura vegetal, ocasionaron cambios irreversibles tanto en el suelo como en el agua; incrementándose los niveles de erosión y el desecamiento de arroyos y vertientes.

Lo más preocupante de esta situación, es el hecho de que los MBSI no son considerados un recurso forestal ni por las autoridades ni por la población en su integridad, ya que los mismos no están incluidos en el mapa forestal del país. Razón por la cual, nadie se percata del problema ambiental de los MBSI; y por ende, no existen políticas que promuevan su protección y/o su gestión racional.

Tomando en cuenta esta situación, el presente trabajo tiene por objeto describir y analizar la situación de de los MBSI en Bolivia, considerando su contexto ambiental, socioeconómico, técnico, legal e institucional; y así plantear recomendaciones tendientes a promover su protección, restauración y/o el uso racional de sus recursos a través de un manejo sustentable.

2. Caracterización de los MBSI

2.1 Distribución, ecología y biología

En Bolivia, los MBSI están ubicados en altitudes intermedias de la cordillera de los Andes (1500 a 3300 msnm), formando parte de los departamentos de Cochabamba, Chuquisaca, Tarija, Santa Cruz, Potosí y La Paz (Figura 1). De acuerdo al mapa de vegetación de América del Sur, similares formaciones vegetales están presentes en países que comparten la Cordillera Andina (Argentina, Chile, Perú, Ecuador, Colombia y Venezuela) (Eva *et al.* 2002).

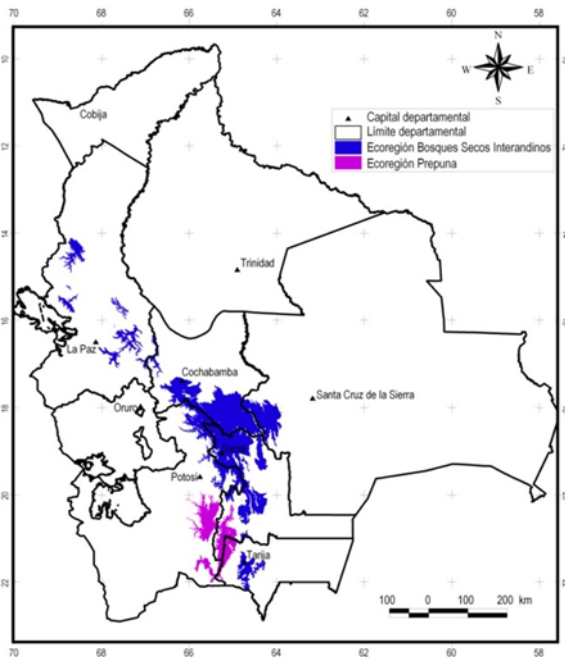


Figura 1. Ubicación de los MBSI en Bolivia

Fuente: Adaptado de Ibichs y Mérida (2003)

Los MBSI poseen un paisaje dominado por valles disectados, pequeñas planicies, montañas y laderas. El contexto ambiental está caracterizado por un clima templado con temperaturas que oscilan entre los 20 y 25 °C y una precipitación pluvial menor a los 300 mm/año. Estas condiciones, determinan el ambiente seco o semiárido que caracteriza a estos ecosistemas (Figura 2).



Figura 2. Formaciones vegetales de los MBSI

Fuente: Fotos Marcelo Vargas-Claros (2020)

Estructuralmente, los MBSI constituyen una vegetación rala y de baja altura (3 a 5 m), conformada por estratos arbustivos y arbóreos; junto con un estrato herbáceo dominado por pajonales y otras especies estacionales. Los MBSI albergan en su interior varias especies latifoliadas y caducifolias, espinosas de hoja compuesta microfoliada en su mayoría, entre las que sobresalen: *Schinus molle*, *Tipuana tipu*, *Caesalpineia spinosa*, *Dodonea viscosa*, *Prosopis* spp., *Acacia* spp., *Kageneckia lanceolata*, *Jacaranda mimosifolia*, *Baccharis* spp., *Festuca* spp., *Cercidium andicola*, *Erythrina falcata*, *Schinopsis haenkeana*, *Aspidosperma* sp., acompañado por varias cactáceas columnares (ej. *Neoraimondia herzogiana*, *Echinopsis* sp. y *Oreocereus* sp.).

A nivel biológico, las especies que integran los MBSI se caracterizan por tener tasas bajas de regeneración natural y un lento crecimiento vegetativo y reproductivo, debido a las condiciones ambientales de las zonas en los que se desarrollan (semiárido con bajos niveles de humedad y precipitación pluvial); por lo que estos ecosistemas son altamente frágiles y vulnerables.

Dado el contexto ambiental, biológico y silvicultural (altura, diámetro y calidad de fuste) de las especies de los MBSI, las mismas no tienen aptitud para el aprovechamiento forestal maderable (a excepción de la leña para autoconsumo). El potencial de los MBSI, radica en los productos forestales no maderables (PFNM), relacionados particularmente a: forraje, frutos, exudados, taninos, aceites esenciales, flores (miel), plantas medicinales, servicios ambientales, etc.

2.2 Estado de conservación

De acuerdo al mapa elaborado por la Fundación Amigos de la Naturaleza (FAN), los ecosistemas que conforman los MBSI, presentan elevados porcentajes de perturbación, oscilando en un rango del 40 a 100% en la mayoría de los casos (Figura 3).

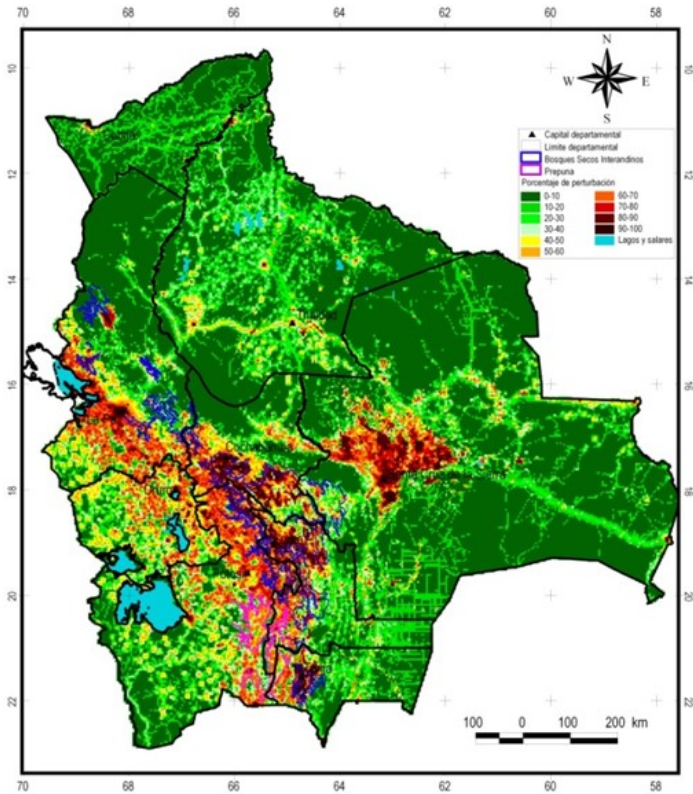


Figura 3. Estado de conservación de ecosistemas en los MBSI

Fuente: Adaptado de Ibichs y Mérida (2003) y Nowicki *et al.* citados por Nowicki *et al.* 2010

Los niveles elevados de perturbación de ecosistemas, se deben a diferentes factores desarrollados por la población humana, mismos que se concentran en: la ampliación de la frontera agropecuaria, el sobrepastoreo, los incendios recurrentes, la deforestación (extracción de leña), la explotación minera, la ampliación de la infraestructura urbana y vial, entre otros; los cuales poseen un flujo importante de personas, vehículos y maquinaria.

Las zonas de distribución de los MBSI, cuentan con las condiciones ambientales propicias para el desarrollo de la agricultura (altitudes intermedias, clima templado y suelos franco limosos). Por esta razón, la actividad agrícola junto con la extracción de madera y leña, son factores que se practican desde la época colonial en los MBSI de Bolivia, cuyo efecto histórico y acumulado se refleja en un escenario ambiental negativo; el cual se torna aún más crítico por el sobrepastoreo y los incendios recurrentes. Anualmente el país pierde cerca de 50.000 hectáreas de MBSI, afectando con ello no sólo la flora, sino también la fauna, el suelo y el agua (Tabla 1).

Tabla 1. Superficie anual afectada en los MBSI de Bolivia, por tipo de intervención

Tipo de intervención	Área afectada (ha/año)	Observación
Deforestación	~23.424,71	Estimado en base a la deforestación realizada entre 1993 y 2000 en algunos municipios de los MBSI
Incendio	~26.169,00	Superficie quemada de enero al 25 de septiembre de 2019, e incluye los tipos de vegetación bosque interandino y matorral
Total	~49.593,71	

Fuente: Adaptado de Rojas *et al.* 2003 y FAN 2019

Fruto de las recurrentes acciones de perturbación que se presentan en los MBSI, los mismos ingresaron a un proceso de degradación preocupante e irreversible en algunos casos. Este fenómeno se refleja en los indicadores biológicos y ecológicos negativos de estos ecosistemas, como ser: cambios estructurales (menor cobertura vegetal, modificación de especies y habitats), erosión (laminar y en cárcavas), deslizamientos, desecamiento de vertientes, inundaciones, etc. (Figura 4).



Figura 4. Degradación de los MBSI

Fuente: Fotos Marcelo Vargas-Claros (2020)

3. Importancia de los MBSI: ambiental y socioeconómica

Dentro el contexto ambiental, los MBSI constituyen un patrimonio natural importante para el país, y desempeñan varias funciones, las cuales se sintetizan en los siguientes aspectos:

- Albergan y protegen varias especies de fauna y flora, muchas de las cuales son endémicas y/o están en peligro de extinción (ej. Fauna: *Cranioleuca henricae*, *Ara rubrogenys*, *Hypsiboas alboniger*, *Mabuya cochabambae*, *Philodryas boliviana*; Flora: *Tecoma cochabambensis*, *Cleistocactus tarijensis*, *Trichocereus camarguensis*, *Baccharis potosiensis*, *Acacia feddeana*, *Ceiba boliviana*, *Tillandsia cotagaitensis*).
- Mitigan los impactos del cambio climático (sumidero de CO₂).
- Garantizan la recarga de acuíferos y manantiales.
- La cobertura vegetal protege el suelo contra la erosión hídrica y eólica.
- Purifican el aire de esta zona.
- Mantienen el equilibrio ambiental de la región.

Las ecoregiones que conforman los MBSI (Bosques Secos Interandinos y Prepuna), a nivel de flora representan uno de los centros más importantes de riqueza y endemismo. La Prepuna presenta endemismo y especiación muy alto en Cactaceae y Bromeliaceae, y posiblemente sea el centro de diversidad de cactáceas en América del Sur (López 2003; Ibichs y Mérida 2003).

En cuanto a fauna, los MBSI son áreas importantes de riqueza y endemismo, principalmente de ornitofauna, herpetofauna y mastofauna (micromamíferos) (Miranda 2005; Herzog y Kessler; y Embert citados por Mendoza 2010) (Tabla 2). Consecuentemente, varios lugares de los MBSI han sido catalogados como áreas importantes para la conservación de estos tipos de fauna (Soria y Hennessey 2005; Mendoza 2010).

Tabla 2. Parámetros biológicos de flora y fauna de los MBSI

Componente biológico	Nº total de especies (riqueza)	Nº de especies amenazadas	Nº de especies endémicas
Aves	519	11	28
Mamíferos	21	15	Nd
Anfibios	12	9	2
Réptiles	39	11	10
Peces	3	3	Nd
Flora	1286	114	209

Fuente: Lopez 2003, Herzog *et al.* 2005, MMAyA 2009, Mendoza 2010, MMAyA 2012. Nd: no disponible

De igual forma, a nivel socioeconómico los MBSI son la fuente de una serie de bienes y servicios para la población, entre los que se destacan:

- Brindan varios servicios ambientales a la población, relacionados principalmente a la dotación de agua potable, la purificación de aire, la recreación y el esparcimiento.
- Brindan forraje natural al ganado.
- Proporcionan condiciones adecuadas para los cultivos (suelo, clima, agua, etc.).
- Proporcionan leña y utensilios agrícolas.
- Proporcionan plantas medicinales.
- Proporcionan alimentos para la gente (ej. frutos de palqui y ceibo, miel, etc.).

Los MBSI son la fuente de una diversidad de bienes y servicios que son aprovechados por las poblaciones (Figura 5). El PFNM más importante que se origina en los MBSI y que lamentablemente no se valora es el agua, recurso vital para la vida y la producción, cuya disponibilidad (cantidad y calidad) viene siendo mermada, principalmente en estos lugares que por naturaleza son semiáridos. Bajo este contexto, el agua se constituye en un instrumento muy eficiente para sensibilizar a la población sobre la crítica situación ambiental e incide en un cambio de actitud frente al uso irracional de los recursos boscosos (Vargas-Claros 2012).



Figura 5. Generación de agua en los MBSI (Mizque, Cochabamba)

Fuente: Foto Marcelo Vargas-Claros (2020)

Otro PFNM proveniente de los MBSI es el forraje, recurso indispensable para la sobrevivencia del ganado. Estos ecosistemas están conformados y dominados por varias especies arbóreas leguminosas, las cuales se caracterizan por su elevado nivel proteico (Tabla 3). La ganadería es una actividad económica importante para todas las comunidades existentes en los MBSI, en especial para las que conforman el municipio de Pasorapa, principal productor de carne vacuna en Cochabamba.

Tabla 3. Porcentajes proteicos de la flora existente en los MBSI

Especies	Proteína (%)	Componente Vegetal
<i>Prosopis alba</i>	71,70	Fruto
<i>Acacia feddeana</i>	38,90	Semilla
<i>Erythrina falcata</i>	23,00	Hoja
<i>Acacia aroma</i>	19,37	Hoja
<i>Tipuana tipu</i>	14,20	Hoja
<i>Acacia caven</i>	12,80	Fruto

Fuente: Prokopiuk *et al.* 2000; Norton & Waterfall 2000; Gomez 2011; Quispe y Jiménez 2014; Escalera y Caba 2015; Cárdenas-Villanueva *et al.* 2016.

Con referencia a la miel, la misma es un PFMN que es obtenida (por las abejas) en base a las flores de las especies que conforman los MBSI. Estos ecosistemas cuentan con un gran potencial de producción, por su variedad floral y su nivel de cobertura. En Bolivia, la producción de miel tiene perspectivas comerciales interesantes, ya que la oferta actual no abastece la demanda (858 y 1.288 t/año respectivamente); además esta actividad contribuye a la salud y la seguridad alimentaria, complementando y diversificando la nutrición de la población (Figura 6).



Figura 6. Oferta floral y producción de miel y derivados en MBSI

Fuente: Fotos Marcelo Vargas-Claros (2020)

4. Nivel de riesgo de los MBSI: amenazas y vulnerabilidad

Para contextualizar este acápite, es necesario recalcar que los MBSI poseen diferentes características biológicas y ambientales; por lo que los mismos están expuestos a varias amenazas de origen antrópico y natural (Tabla 4).

Tabla 4. Características biológicas y ambientales de los MBSI y amenazas a las que están expuestos

Características biológicas y ambientales	Amenazas
<ul style="list-style-type: none"> • Se desarrollan en lugares con bajos niveles de precipitación pluvial • Las especies de flora son de crecimiento lento • Presentan varias especies endémicas • Presentan varias especies forrajeras • Están compuestas por especies caducifolias • Se desarrollan en lugares con topografía escarpada (pendiente) • Se desarrollan en lugares con suelos superficiales y dehesnables 	<ul style="list-style-type: none"> • La ampliación de la actividad agrícola • El sobrepastoreo, principalmente de ganado caprino • Los incendios recurrentes • La extracción de leña y madera • La actividad minera • Las sequías y heladas • La erosión de los suelos (hídrica y eólica) • La ampliación de la infraestructura vial • La cantidad de población y comunidades

Fuente: elaboración propia

La combinación de las características biológicas y ambientales de los MBSI, y los diferentes tipos de amenaza a los que están expuestos, determinan el muy alto nivel de vulnerabilidad de los mismos (a nivel biológico, ecológico y socioeconómico); cuyo porcentaje alcanza a 79,52% (Tabla 5).

Tabla 5. Nivel de vulnerabilidad de los MBSI

Criterio	Indicador	Unidad	Nivel y escala de vulnerabilidad			Nivel MBSI	x
			Baja (0)	Media (1)	Alta (2)		
Biológico y ecológico	Precipitación pluvial	mm/año	>1501	1500 a 1001	1000 a 501	<500	2,57
	Meses áridos	Nº	0 a 2	3 a 5	6 a 8	9 a 10	
	Crecimiento vegetal	-	Rápido	Intermedio	Lento	Muy lento	
	Especies endémicas (flora y fauna)	Nº	0	1 a 5	6 a 10	>11	
	Tipo de vegetación	-	Perenne	Semipetenne	Caducifolia	Estacional	
	Especies forestales de interés (forraje)	Nº	0	1 a 5	6 a 10	>11	
	Pendiente	-	0	Intermedio	Alto	Muy alto	
	Uso de suelo	-	BN	PF	AI	AE	
	Focos de calor por año	Nº	<100	101 a 5000	5001 a 15000	>15001	
	Fuente de leña o energía	-	GLP	HG	PF	BN	
Acceso e infraestructura vial	-	SAC	CH	CV	CA		
Cantidad de comunidades	Nº	<1000	1001 a 4000	4001 a 7000	>7001	2	
x						2,39	
Vulnerabilidad (%)						79,52	

BN: bosque natural; PF: plantación forestal; AI: agropecuario intensivo; AE: agropecuario extensivo; GLP: gas licuado de petróleo; HG: heces de ganado; SAC; sin acceso caminero; CH: camino de herradura; CV: camino vecinal; CA: carretera asfaltada.

El muy alto nivel de vulnerabilidad de los MBSI, y la latencia permanente de sus amenazas, ocasionaron que los mismos hayan ingresado a un proceso de degradación preocupante; cuyo riesgo tiende a incrementarse con el transcurso de los años.

Este riesgo se acentua aún más, porque las autoridades y la población en general, no reconocen el potencial de estos ecosistemas; y no se genera políticas de desarrollo integral en base al manejo y conservación de todos sus componentes (flora, fauna, suelo y agua).

5. Marco legal e institucional

El marco legal que tiene tuición sobre los MBSI, esta circunscrito en la Constitución Política de Estado, la Ley de Medio Ambiente (1333) y en particular la Ley Forestal (1700). Con relación a esta última, el tema de los MBSI de esta instancia normativa es considerada de manera somera y se concentra sólo en los aspectos introductorios y generales de la misma; inherentes a las tierras de protección, el manejo de cuencas, la restauración y reforestación.

Lamentablemente, la Ley Forestal 1700 tiene un enfoque netamente maderable, misma que no se adapta al potencial no maderable de los MBSI. Si bien en la gestión 2006, se emitió la Norma Técnica para Aprovechamiento Comercial Sostenible de Recursos Forestales No Maderables en Bosques y Tierras Forestales Naturales - Resolución Ministerial N° 22/2006 (República de Bolivia 2007), a través de la cual se ha tratado de sintetizar el contexto de gestión de los PFNM, su operativización se dificulta por los siguientes aspectos:

- a. falta de difusión de la norma a la población en general y a los usuarios de PFNM en particular.
- b. la enorme complejidad biológica, ecológica y socioeconómica que engloba el aprovechamiento de PFNM.
- c. la falta de definición del umbral entre el aprovechamiento tradicional y el aprovechamiento comercial de PFNM.

La instancia encargada de los MBSI en Bolivia es la Autoridad de Fiscalización y Control Social de Bosques y Tierra (ABT). Sin embargo, dado que los mismos no tienen potencial maderable, su presencia institucional en estos ecosistemas es esporádica y efímera, surgiendo sólo ante denuncias; cuyo trabajo se limita a la inspección de incendios y el registro de plantaciones forestales.

En algunos casos específicos, en la aprobación de instrumentos de gestión de PFNM de los MBSI deben participar en forma adicional, tanto la Dirección de Biodiversidad del Viceministerio de Medio Ambiente, como el Servicio Nacional de Áreas Protegidas (SERNAP). Otras instituciones que coadyuban en los temas relacionados a los MBSI son las Gobernaciones y los Municipios, cuyos roles son definidos y coordinados con la ABT, previa delegación formal de funciones.

6. Necesidad y pertinencia de conservación de los MBSI

6.1 Las áreas protegidas y los MBSI

El problema del nivel de perturbación de los MBSI y su inminente proceso de degradación, se hace más delicado, porque estos ecosistemas tienen poca representatividad en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP). De las 22 áreas protegidas (AP) del país, sólo ocho albergan los MBSI de la ecoregión Bosques Secos Interandinos, con una participación porcentual de sólo el 1,53% (AP: Madidi, Apolobamba, Tunari, Carrasco, Amboro, Toro Toro, El Palmar y Sama); ocupando en la mayoría de ellas, las áreas perimetrales de manejo integrado o zonas de amortiguamiento (a excepción de las AP Toro Toro y El Palmar). En tanto que los MBSI de la ecoregión Prepuna se encuentran totalmente ausentes del SNAP (Tabla 6).

Tabla 6. Superficie incluida en el SNAP por ecoregión en Bolivia

Ecoregión	Superficie (ha)	%
Bosques del Sudoeste de la Amazonía	4.631.654,11	26,92
Gran Chaco	3.373.319,37	19,61
Yungas	2.060.350,35	11,98
Bosque Seco Chiquitano	1.724.471,62	10,02
Sabanas Inundables	1.670.268,98	9,71
Cerrado	1.372.414,11	7,98
Puna Sureña	769.257,44	4,47
Puna Norteña	625.001,79	3,63
Bosque Tucumano – Boliviano	465.665,18	2,71
Bosques Secos Interandinos	263.697,18	1,53
Chaco Serrano	246.464,28	1,43
Prepuna	0,00	0,00
Total	17.202.564,43	100,00

Fuente: elaboración propia

Dada la fragilidad que caracteriza los MBSI, su importancia biológica (riqueza y endemismo) y su elevado nivel de vulnerabilidad; es necesario asumir acciones para proteger estos ecosistemas. Siendo el primer paso para ello, incrementar la representatividad de los MBSI en el SNAP, con la visión de que los mismos integren los actuales y futuros corredores biológicos tanto nacionales como internacionales (ej. Corredor Biológico Villcabamba - Amoro).

Bajo este contexto, existen varios sectores en el país con alto potencial de conservación de los MBSI (baja perturbación y elevada cobertura), que deberían ser incorporados en el SNAP, entre los cuales se destacan:

- Cono Sur de Cochabamba, municipios de: Pasorapa, Omereque, Mizque y Aiquile.
- Chuquisaca Centro, municipios de: San Lucas, Villa Azurduy, Tarvita e Incahuasi.
- Valles Cruceños, municipios de: Valle Grande, Moro Moro, Trigal, Pampa Grande, Saipina y Comarapa.
- Valle Central de Tarija, municipios de: Padcaya, Uriondo y San Lorenzo.
- Norte y Este de Potosí, municipios de: Toro Toro, Acasio, Betanzos, Puna, Ravelo y San Pedro de Buena Vista.
- Ecoregión de la Prepuna en Potosí, Chuquisaca y Tarija, municipios de: Cotagaita, Vitichi, Tupiza, Villazón, Camargo, Culpina, Villa Abecia, Las Carreras, El Puente y Yunchara.

En el caso del Cono Sur de Cochabamba, las autoridades municipales de Pasorapa y su población en conjunto, están de acuerdo con la protección de los MBSI; ya que los mismos son fuente importante de alimentación del ganado. Es en este sentido que el 76% del territorio de este municipio (179.614 ha), esta declarado como área protegida municipal (Ordenanza Municipal 04/2010). Por lo que el Estado y el SERNAP deberían aprovechar este contexto poblacional e institucional, para formalizar la consolidación de un AP de índole nacional en esta zona, dado que el escenario social es el principal obstáculo que limita y trunca la creación de AP en Bolivia.

6.2 Manejo de los MBSI

Si bien la propuesta de inclusión de los MBSI al SNAP es una alternativa para la preservación de estos ecosistemas, el contexto socioeconómico que esta relacionado a los mismos, obliga a las autoridades competentes a planificar e implementar acciones tendientes a su manejo y conservación; proceso en el cual debe existir una estrecha coordinación con los actores sociales que usan este recurso.

Para alcanzar esta meta, inicialmente se debe identificar y categorizar la relación y/o el uso que le dan las comunidades a los MBSI; y en función a ello determinar la estrategia de manejo y conservación. Las categorías de uso más frecuentes son:

- Agrícola (ampliación de la superficie cultivable).
- Forestal maderable (extracción de leña de forma tradicional y comercial).

- Forestal no maderable (áreas de forraje y pastoreo, provisión de agua potable y de riego, extracción de frutos, producción de miel, plantas medicinales, etc.).

Adicionalmente, se debe identificar y categorizar las amenazas que ponen en riesgo a los MBSI, analizando su origen y las posibles alternativas de control. Contando con esta información, se definen las acciones a implementar para la gestión adecuada de los MBSI, tanto preventivas como restaurativas en sus diferentes niveles:

A nivel social

- Sensibilización (utilizando el recurso agua como instrumento de sensibilización y relacionándolo con la importancia ambiental y socioeconómica de los MBSI, su nivel de perturbación, sus amenazas, sus alternativas de manejo, etc.).
- Capacitación (normativa ambiental y forestal, capacitación técnica: viveros, planes de manejo, quemas controladas, control de incendios, etc.).
- Formulación de normas comunales (tendientes al manejo y conservación de los MBSI).
- Control social (incendios, deforestación, extracción de leña, sobrepastoreo, sobreexplotación de PFSM; promoviendo la fiscalización y denuncia entre los actores sociales, con el fin de involucrarlos en el cuidado de los MBSI).

A nivel técnico

- Establecimiento de Zonas de Conservación para la Provisión de Agua (áreas protegidas comunales: microcuencas).
- Establecimiento de cerramientos de áreas perturbadas para la restauración de ecosistemas (regeneración natural).
- Rotación de parcelas de pastoreo, para evitar el sobrepastoreo y la compactación del suelo.
- Implementación de actividades de reforestación (con especies nativas).
- Implementación de sistemas agroforestales (árboles en linderos, agrosilvopastoriles).
- Implementación de técnicas de conservación de suelos (zanjas de infiltración, terrazas, muros de contención, etc.).
- Implementación de barreras cortafuego.
- Elaboración e implementación de planes de manejo aplicable al uso comercial de MBSI tanto maderable (leña) como no maderable; tomando en cuenta la realidad socioeconómica que gira sobre este recurso, haciendo que esta práctica ingrese al ámbito legal en base a directrices de gestión forestal sustentable (censos e inventarios, uso no consuntivo, tasas de incremento, regeneración natural, rotación de parcelas, técnicas de poda, etc.); considerando a la vez, la flexibilidad técnica y legal por parte de la ABT, dadas las características de los usos y costumbres de los actores locales.

A nivel institucional

- Coordinación interinstitucional (ABT y municipios deben liderar la conservación de los MBSI).
- Se debe medrar la presencia institucional.
- La ABT debe definir e implementar estrategias de difusión de la Ley Forestal y la Norma Técnica de PFNM.
- La ABT, los municipios y otras instancias descentralizadas, deben brindar asistencia técnica y capacitación a los actores locales de los MBSI.
- Las gobernaciones, municipios, entidades descentralizadas y el Estado; deben brindar apoyo financiero destinado al manejo y conservación de MBSI.
- Las autoridades competentes en coordinación con actores locales, deben diseñar e implementar un sistema de alerta temprana de incendios.
- Se debe definir en forma coordinada el umbral entre uso tradicional y comercial de los MBSI.
- Se debe operativizar la delegación de funciones de la ABT a los municipios en forma coordinada.

7. Conclusiones y recomendaciones

Los MBSI constituyen centro de riqueza y endemismo de especies tanto de flora como fauna. Con relación a esta última, varios lugares han sido catalogados como áreas importantes de conservación (principalmente de ornitofauna y herpetofauna).

- Los efectos recurrentes de la actividad agrícola y la extracción de madera y leña, practicada desde la época colonial, han ocasionado que los MBSI se encuentren perturbados. Hoy en día, la incorporación del sobrepastoreo y los incendios, han acrecentado la delicada situación ambiental de estos ecosistemas, ocasionando un proceso de degradación, irreversible en algunos casos.
- Los MBSI tienen poca representatividad en el SNAP, pese a que el país cuenta con varios sectores con ecosistemas conservados. Sólo ocho de las 22 AP albergan este tipo de vegetación, estando ubicadas en la mayoría de ellas en sectores perimetrales y/o zonas de amortiguamiento.
- Ampliar e/o incluir el área de los MBSI al SNAP es una necesidad (ambiental y socioeconómica) que debe ser asumida por las autoridades públicas, ya que este ecosistema se encuentra en peligro de degradación, y dado sus niveles de riqueza y endemismo, es necesario garantizar su protección, porque forman parte relevante del patrimonio biológico de Bolivia.
- Si bien los MBSI son usados para ampliar la actividad agrícola y la extracción de leña, el potencial natural de estos ecosistemas radica en los PFSM, siendo el forraje y la provisión de agua potable y de riego los recursos más utilizados.
- Considerando el escenario biológico, ecológico y socioeconómico que caracteriza a los MBSI de Bolivia, estos ecosistemas deben ser protegidos y recuperados. Para esto, las autoridades competentes (nacionales, departamentales, municipales y descentralizadas), tienen la responsabilidad de garantizar la

integridad de los MBSI, definiendo políticas de preservación, conservación y recuperación; implementando acciones preventivas y restaurativas a diferentes niveles (social, técnico e institucional).

- Con el fin de complementar la fiscalización del uso racional de los MBSI, se debe incorporar el control social a través de la formulación de normas comunales; cuyo accionar se concentre de manera particular en los incendios forestales, el sobrepastoreo y la ampliación de la frontera agrícola.

8. Referencias bibliográficas

- Cárdenas-Villanueva, L.A.; Bautista-Pampa, J.L.; Zegarra-Paredes, J.L.; Ramos-Zuniga, R.; Gómez-Quispe, O.E. y Barreto-Carbajal, J.S. 2016. Degradabilidad in situ de la materia seca y proteína cruda de las hojas y peciolo del pisonay (*Erythrina falcata*). Rev Inv Vet Perú 27(1): 39-44.
- Escalera, R. y Caba, F. 2015. Evaluación nutricional de los ácidos grasos de aceite de semillas de palqui (*Acacia feddeana* Harms). Investigación & Desarrollo 15(1): 13-18.
- Eva, H.D.; de Miranda, E.E.; Coutinho, A.; Dorado, A.; Di Bella, C.M.; Gond, V.; Guimarães, M.; Elvidge, C.; Huber, O.; Sgrenzaroli, M.; Jones, S.; Achard, F.; Belward, A.S.; Bartholomé, E.; Baraldi, A.;

De Grandi, G.; Vogt, P.; Fritz, S. & Hartley, A. 2002. A vegetation map of south america. European Commission. Joint Research Centre. Luxembourg. 34 p.

- FAN (Fundación Amigos de la Naturaleza). 2019. Reporte de incendios forestales a nivel nacional de enero al 25 de septiembre de 2019 (en línea). Recuperado el 3 de mayo de 2020 en: <http://incendios.fanbo.org/Satrifo/mapainteractivo>.
- Gomez, D.F. 2011. Efecto de la suplementación con frutos de espino (*Acacia caven* Mol.) en la condición corporal, peso vivo en último tercio de gestación y peso al nacimiento de corderos en ovejas suffolk. Memoria para optar al Título Profesional de Ingeniero Agrónomo. Universidad de Chile. Santiago, Chile. 35 p.
- Herzog, S.K.; Soria, R.W. y Hennessey, A.B. 2005. Patrones ecorregionales de riqueza, endemismo y amenaza de la avifauna boliviana: prioridades para la planificación ecorregional. *Ecología en Bolivia* 40(2): 27-40.
- Ibichs, P. y Mérida, G. (eds.). 2003. Biodiversidad: la riqueza de Bolivia. Fundación Amigos de la Naturaleza. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia. 638 p.
- López, R.P. 2003. Diversidad florística y endemismo de los valles secos bolivianos. *Ecología en Bolivia* 38(1): 27-60.
- Mendoza, P. 2010. Patrones de distribución de la herpetofauna de los bosques secos interandinos de Bolivia. Tesis de Licenciatura en Biología. Universidad Mayor de San Simón. Cochabamba, Bolivia. 134 p.
- Miranda, C. (ed.). 2005. Identificación de potenciales áreas protegidas en el departamento de Potosí, una propuesta para la gestión de la diversidad biológica de Potosí. Prefectura del Departamento de Potosí – Dirección de Recursos Naturales y Medio Ambiente. La Paz, Bolivia. 148

- MMAyA (Ministerio de Medio Ambiente y Agua). 2009. Libro rojo de la fauna silvestre de vertebrados de Bolivia. Ministerio de Medio Ambiente y Agua. La Paz, Bolivia. 571 p.
- MMAyA (Ministerio de Medio Ambiente y Agua). 2012. Libro rojo de la flora amenazada de Bolivia volumen I – zona andina. Ministerio de Medio Ambiente y Agua. La Paz, Bolivia. 600 p.
- Norton, B.W. & Waterfall, M.H. 2000. The nutritive value of *Tipuana tipu* and *Calliandra calothyrsus* as supplements to low-quality straw for goats. *Small Ruminant Research* 38: 175-182.
- Nowicki, C.; Muller, R. e Ibisch, P. 2010. Herramientas e insumos principales utilizados en el análisis. *In*: Araujo, N.; Muller, R.; Nowicki, C. e Ibisch, P. (eds.). Prioridades de conservación de la biodiversidad en Bolivia, cuidando a la madre tierra. SERNAP, FAN, TROPICO, CEP, NORDECO, GEF II, CI, TNC, WCS, Universidad de Eberswalde. Santa Cruz, Bolivia. 23 – 32 pp.
- Prokopiuk, D.; Cruz, G.; Grados, N.; Garro, O. y Chiralt, A. 2000. Estudio comparativo entre frutos de *Prosopis alba* y *Prosopis pallida*. *Multequina* 9: 35-45.
- Quispe, R. y Jiménez, M. 2014. Relación de las forrajeras nativas más preferidas por el ganado vacuno con el contenido nutricional y su disponibilidad dentro del bosque, Comunidad de Azero Norte - Parque Nacional y Área Natural de Manejo Integrado Serranía del Iñaño. *Revista de Ciencias Naturales y Agropecuarias* 1(1): 77-104.
- República de Bolivia. 2007. Norma técnica para aprovechamiento comercial sostenible de recursos forestales no maderables en bosques y tierras forestales naturales. Resolución Ministerial N° 22/2006. Ministerio de Desarrollo Rural, Agropecuario y Medio Ambiente – Fundación PUMA. La Paz, Bolivia. 42 p.

- Rojas, G; Martínez, I.; Cordero, W. y Contreras, F. 2003. Tasa de deforestación de Bolivia 1993 - 2000. BOLFOR - Superintendencia Forestal. Santa Cruz, Bolivia. 47 p.
- Soria, R.W. y Hennessey, A.B. 2005. Áreas importantes para la conservación de las aves en Bolivia. *In* Boyla, K. y Estrada, A. (eds.). Áreas importantes para la conservación de las aves en los andes tropicales, sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad. BirdLife International and Conservation International. BirdLife Conservation. Serie No. 14. Quito, Ecuador. 57-116 pp.
- Urioste, A. 2010. Deforestación en Bolivia, una amenaza mayor al cambio climático. Fundación Friedrich Ebert. Foro de Desarrollo y Democracia. Documento de Trabajo. Santa Cruz, Bolivia. 29 p.
- Vargas-Claros, M. 2012. Necesidades y posibilidades de protección de la cobertura forestal a través del establecimiento de Zonas de Conservación para la Provisión de Agua en los Yungas de La Paz, Bolivia. *Revista Forestal Latinoamericana* 27: 133-155.

Agradecimientos

A Ximena Tamara Arze Baptista por la revisión de este documento; y a Shirley Beatriz Rojas Vásquez por su apoyo en la traducción del resumen.

Contenido

REVISTA FORESTAL LATINOAMERICANA

56, Volumen 35, Número Único | Especial 2017-2019

Editorial 1

• Artículos

Julián Gutiérrez y Ramón Osorio

Detección de Cambios y Análisis de la Fragmentación de la Cobertura Forestal, cuenca del Mucujún, Estado Mérida, Venezuela

Forest cover change detection and fragmentation analysis, Mucujún watershed, Mérida State, Venezuela..... 2

Julián Gutiérrez y Jaime Peón

Detección de Cambios y Análisis de la Fragmentación de la Cobertura Forestal: un indicador de sostenibilidad, Municipio Gondomar, Galicia, España.

Forest cover change detection and fragmentation análisis: a sustainability indicator Gondomar Municipality, Galicia, Spain..... 30

Víctor De Araujo, Marisela Gava y José Nivaldo García

Consultorías empresariales en el sector productivo brasileño de viviendas en madera

Business consulting in the Brazilian timber house production sector. 57
Consultorias empresariais do setor brasileiro de produção de casas de madeira.....

Fernando Méndez, Alí Sulbarán, Dariana Erazo, Jorge Uzcátegui, Johana Peña, Yelinda Araujo, Freddy Ampueda y Fernando Millán

Determinación de plaguicidas organoclorados en suelos agrícolas de un estrato altitudinal del municipio Rivas Dávila, estado Mérida, Venezuela. 75

Organochlorine pesticides determination in agricultural soils of an altitudinal stratum in the Rivas Dávila municipality, Mérida State, Venezuela.....

• Ensayos

Marcelo Vargas-Claros

Contexto actual de las plantaciones forestales en Bolivia 93

Current context of forest plantations in Bolivia.....

• Sumario

IFLA (Isabel Arias y Francisco Dávila)

Segunda Comunicación Nacional ante La Convención Marco de Las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. 2017. Sumario

Second National Communication before the United Nations Framework Convention on Climate Change. 2017..... 112

INSTRUCCIONES A LOS AUTORES

1. Información General: la Revista Forestal Latinoamericana es una publicación semestral de carácter científico y especializado en el ámbito del manejo forestal, ordenamiento territorial, manejo de cuencas, ecología, restauración de ecosistemas, ambiente y tecnología de la madera. Son considerados para publicación trabajos originales, que no estén sometidos o editados en otras publicaciones periódicas de alcance similar, que pueden ser del tipo: a) **Artículos:** aquellos en que se reporta una investigación original, parcial o total. b) **Nota:** es un avance de una investigación. c) **Ensayo:** corresponde a un desarrollo de ideas de interés para la Revista. d) **Revisión:** corresponde al análisis crítico de la literatura recientemente publicada, sobre un tema en particular.

2. Los manuscritos: deben ser enviados al Comité Editorial de la Revista Forestal Latinoamericana, Instituto Forestal Latinoamericano, Vía Chorros de Milla, Núcleo Forestal, Edificio IFLA. Apartado 36. Mérida, Venezuela. El envío del manuscrito deberá ser en triplicado y, adicionalmente, en versión digital en Word vigente. Para autores en el extranjero, el manuscrito puede ser enviado vía correo electrónico a la siguiente dirección: ifla.ifla@gmail.com, con carta dirigida al Comité Editorial. Dicho manuscrito y su respectiva carta estarán adjuntos en documentos Word.

3. Arbitraje: los manuscritos serán revisados por dos árbitros y su aceptación estará basada en la calidad científica. No se evaluarán manuscritos incompletos o que no cumplan con las Normas Editoriales de la Revista.

4. Normas Editoriales: se aceptarán manuscritos en español o portugués, cada manuscrito en español deberá tener un título en español e inglés, autor(es) con nombres y apellidos completos, institución de origen, dirección(es) postal(es), teléfono(s), correo electrónico(s) y resumen en español e inglés (los artículos que se presenten en portugués deberán tener título y resumen en portugués, español e inglés), palabras clave (máximo 7, en español e inglés y/o portugués, según el caso). El resumen deberá estar escrito en un solo párrafo, con un máximo de **200 palabras** y especificar lo que se hizo, lo que se encontró y lo que se concluyó. En el caso de artículos, éstos estarán conformados por: introducción, materiales y métodos, resultados y discusión, conclusiones, agradecimientos (opcional) y referencias bibliográficas. El texto de los artículos no deberá exceder las **15 páginas**; notas, las 3 páginas; y ensayos y revisiones, 20 páginas (en esta cuenta no se incluyen tablas, figuras, leyenda de figuras, referencias bibliográficas,

ni agradecimientos, una vez incluidos estos elementos el artículo no deberá exceder de **25 páginas**).

5.Las tablas y figuras: En todos los manuscritos, el autor deberá indicar en el texto la ubicación de las figuras y/o tablas, las mismas deben ser incluidas en los respectivos espacios de la redacción del artículo. Las leyendas de figuras y tablas deberán ser escritas a espacio simple. Cada tabla y figura deberá ser numerada, diseñada en Word o en hoja de cálculo Excel, dependiendo de su complejidad (**no se aceptarán tablas en ningún formato de imagen**). Deberán incluirse las abreviaturas, acrónimos, símbolos y términos utilizados con sus respectivos significados. Los nombres científicos se escribirán de acuerdo al código internacional de nomenclatura.

6.Estilos y formatos: cada hoja de tamaño carta deberá estar numerada, impresa por una sola cara, márgenes: **superior, inferior, izquierdo y derecho en 2,5; el interlineado en 1,5 y con fuente Times New Roman N° 11**. Los títulos se destacarán en negrita. La hoja del título debe incluir el título del artículo, un título abreviado para utilizarlo como encabezado de página.

7.Las referencias bibliográficas deben ser ordenadas alfabéticamente. El estilo de la citación se hará como sigue:

a.Artículos de publicaciones periódicas:

GAITÁN, J. y PENÓN, E. 2003. Efecto de la resistencia mecánica del suelo sobre la densidad de raíces finas de *Eucalyptus globulus*. **Sistemas y Recursos Forestales**, 12 (2):125-130.

b.Libros:

AÑAZCO R., M. 1996. **El aliso (Alnus acuminata)**. INEFAN-FAO, Quito. 166 p.

c. Capítulos o artículos en un libro:

GOLDSTEIN, G., RADA, F., CANALES, M. y AZÓCAR, A. 1990. Relaciones hídricas e intercambio de gases en especies de sabanas Americanas. En Sarmiento, G. (ed.). **Las sabanas americanas. Aspectos de su biogeografía, ecología y su utilización**. Fondo Editorial Acta Científica Venezolana, Caracas, pp. 219-241.

d.Documentos electrónicos:

FALETTTO, E. s.f. **Notas sobre** estilos alternativos de desarrollo. Política y movimientos sociales.

Recuperado el 9 de marzo del 2003 en <http://atzimba.crefal.edu.mx/bibdigital/retablos/RP15/primer.pdf>

e. En el Texto:

“.... la determinación del agua disponible (Dodd y Lauenroth, 1997; Singh et al., 1998), inclusive Sala et al. (1997) afirman....”. Para estas citas dentro del texto, se recomienda el uso del **manual de publicación** de la American Psychological Association (APA).

LA REVISTA FORESTAL LATINOAMERICANA, POSEE ACREDITACION DEL CONSEJO DE DESARROLLO CIENTÍFICO, HUMANÍSTICO, TECNOLÓGICO Y DE LAS ARTES. UNIVERISDAD DE LOS ANDES-VENEZUELA (CDCHTA-ULA)

LA REVISTA FORESTAL LATINOAMERICANA, ASEGURA QUE LOS EDITORES, AUTORES Y ÁRBITROS CUMPLEN CON LAS NORMAS ÉTICAS INTERNACIONALES DURANTE EL PROCESO DE ARBITRAJE Y PUBLICACION. DEL MISMO MODO APLICA LOS PRINCIPIOS ESTABLECIDOS POR EL COMITÉ DE ÉTICA EN PUBLICACIONES CIENTÍFICAS (COPE).

IGUALMENTE TODOS LOS TRABAJOS ESTÁN SOMETIDOS A UN PROCESO DE ARBITRAJE Y DE VERIFICACION POR PLAGIO.

Todos los documentos publicados en esta revista se distribuyen bajo una Licencia Creative Commons Atribucion-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional.

Por lo que el envío, procesamiento y publicación de artículos en la revista es totalmente gratuito.



ESTA VERSIÓN DIGITAL DE LA REVISTA FORESTAL LATINOAMERICANA, SE REALIZÓ CUMPLIENDO CON LOS CRITERIOS Y LINEAMIENTOS ESTABLECIDOS PARA LA EDICION ELETRÓNICA EN EL AÑO 2023.

PUBLICADA EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONAL SABERULA UNIVERSIDAD DE LOS ANDES-VENEZUELA.

ww.saber.ula.ve

info@saber.ula.ve