



UNIVERSIDAD TÉCNICA PARTICULAR DE LOJA

La Universidad Católica de Loja

ÁREA BIOLÓGICA Y BIOMÉDICA

TITULO DE INGENIERO EN GESTIÓN AMBIENTAL

**Deforestación y fragmentación de los bosques secos tropicales:
metaanálisis desde la perspectiva regional y mundial**

TRABAJO DE TITULACIÓN.

AUTOR: Pozo Rodríguez Diego Andrés.

DIRECTORA: Tapia Armijos María Fernanda, PhD.

LOJA – ECUADOR

2020



Esta versión digital, ha sido acreditada bajo la licencia Creative Commons 4.0, CC BY-NC-SA: Reconocimiento-No comercial-Compartir igual; la cual permite copiar, distribuir y comunicar públicamente la obra, mientras se reconozca la autoría original, no se utilice con fines comerciales y se permiten obras derivadas, siempre que mantenga la misma licencia al ser divulgada. <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/deed.es>

2020

APROBACIÓN DEL DIRECTOR DEL TRABAJO DE TITULACIÓN

PhD.

María Fernanda Tapia Armijos

DOCENTE DE LA TITULACIÓN

De mi consideración:

El presente trabajo de fin de titulación, “Deforestación y fragmentación de los bosques secos tropicales: metaanálisis desde la perspectiva regional y mundial” realizado por Diego Andrés Pozo Rodríguez; ha sido orientado y revisado durante su ejecución, por cuanto se aprueba la presentación del mismo.

Loja, mayo de 2020

f)

DECLARACIÓN DE AUTORÍA Y CESIÓN DE DERECHOS

“Yo, Diego Andrés Pozo Rodríguez declaro ser el autor del presente trabajo de fin de titulación: Deforestación y fragmentación de los bosques secos tropicales: metaanálisis desde la perspectiva regional y mundial, de la titulación de Gestión Ambiental, siendo María Fernanda Tapia Armijos directora del presente trabajo; y eximo expresamente a la Universidad Técnica Particular de Loja y a sus representantes legales de posibles reclamos o acciones legales. Además, certifico que las ideas, conceptos, procedimientos y resultados vertidos en el presente trabajo investigativo, son de mi exclusiva responsabilidad.

Adicionalmente, declaro conocer y aceptar la disposición del Art. 88 del Estatuto Orgánico de la Universidad Técnica Particular de Loja que en su parte pertinente textualmente dice: “Forman parte del patrimonio de la Universidad la propiedad intelectual de investigaciones, trabajos científicos o técnicos y tesis de grado que se realicen a través, o con el apoyo financiero, académico o institucional (operativo) de la Universidad”

f.

Autor: Pozo Rodríguez Diego Andrés

Cédula: 1105904443

DEDICATORIA

Dedico este trabajo a mi familia, en especial a mis padres, quienes con todo su esfuerzo y sacrificio me brindaron los recursos necesarios para mi formación profesional.

A mis queridos abuelitos y hermanos, quienes con su ejemplo me recuerdan cada día la importancia de trascender en la vida.

Diego Pozo Rodríguez

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mi directora de tesis Dra. María Fernanda Tapia por el tiempo y apoyo brindado en la realización del presente trabajo.

A los miembros del tribunal examinador: por sus valiosos aportes y recomendaciones.

A mis compañeros y amigos por su cariño y experiencias compartidas a lo largo de nuestra formación académica.

A la Universidad Técnica Particular de Loja y a los docentes de la titulación de Gestión Ambiental por compartir sus conocimientos y orientación.

Diego Pozo Rodríguez

ÍNDICE DE CONTENIDOS

PORTADA	i
APROBACIÓN DEL DIRECTOR DEL TRABAJO DE TITULACIÓN	ii
DECLARACIÓN DE AUTORÍA Y CESIÓN DE DERECHOS	iii
DEDICATORIA	iv
AGRADECIMIENTOS	v
ÍNDICE DE CONTENIDOS	vi
RESUMEN	1
ABSTRACT	2
INTRODUCCIÓN	3
CAPÍTULO I. MARCO TEÓRICO	5
1.1. Generalidades	6
1.1.1. Definición y características principales	6
1.1.2. Distribución y superficie	7
1.1.3. Importancia	8
1.1.4. Deforestación y fragmentación en el bosque seco	8
1.1.5. Principales amenazas	10
1.1.6. Agricultura	10
1.1.7. Áreas de ganadería	10
1.1.8. Pérdida por fuego	11
Objetivos	12
CAPÍTULO II. MATERIALES Y MÉTODOS	13
2.1. Área de estudio	14
2.2. Métodos	15
2.3. Identificación de información.	15
2.4. Fuentes de información	15
2.5. Estrategia de búsqueda	15
2.6. Gestión y organización de la información.	16
2.7. Cribado de información.	16
2.8. Evaluación del título.	16
2.9. Evaluación del resumen.	17
2.10. Lectura Diagonal	18
2.11. Elegibilidad.	18
2.12. Lectura de texto completo.	18

2.13. Inclusión.	18
2.14. Extracción de información.	18
2.15. Síntesis narrativa.	19
CAPÍTULO III. RESULTADOS	20
Resultados	
¡Error! Marcador no definido.	
3.1. Principales resultados de la revisión bibliográfica	
3.2. Magnitud de la deforestación y fragmentación en los bosques secos tropicales	
.....	26
3.2.1. Deforestación	26
3.2.2. Fragmentación	28
3.3. Amenazas	31
3.3.1. Cambio Climático.....	31
3.3.2. Presencia de fuego	31
3.3.3. Conversión a la agricultura	32
3.3.4. Socio - Económicos	33
CONCLUSIONES	
314	
RECOMENDACIONES	
325	
BIBLIOGRAFÍA	
336	
ANEXOS	
384	

RESUMEN

Durante las últimas décadas se han publicado diversos estudios sobre deforestación y fragmentación del ecosistema de bosque seco tropical. Varios autores han tratado definir, caracterizar y proporcionar información de este llegando a consolidar una estructura que permite entender el funcionamiento de dicho ecosistema. En este trabajo se presenta el resultado de un metaanálisis de 90 artículos indexados sobre la deforestación y fragmentación del bosque seco tropical a nivel Mundial y Regional, desde el año 1986 hasta 2018. Identificando los bosques secos tropicales más afectados y con tasas de cambio, los principales métodos usados para cuantificar la deforestación y fragmentación, y los principales factores que amenazan la pérdida del ecosistema de bosque seco tropical.

Palabras claves: deforestación, fragmentación, metaanálisis, ecosistema, paisaje, bosque seco tropical, amenazas.

ABSTRACT

Various studies on deforestation and fragmentation of the tropical dry forest ecosystem have been published during the last decades. Several authors have tried to define, characterize and provide information on this, consolidating a structure that allows us to understand the functioning of this ecosystem. This paper presents the result of a meta-analysis of 90 indexed articles on deforestation and fragmentation of tropical dry forest at the World and Regional level, from 1986 to 2018. Identifying the most affected tropical dry forests and with exchange rates, main methods used to quantify deforestation and fragmentation, and the main factors that threaten the loss of the tropical dry forest ecosystem.

Key words: deforestation, fragmentation, meta-analysis, ecosystem, landscape, tropical dry forest, threats.

INTRODUCCIÓN

Los bosques secos tropicales se encuentran distribuidos a lo largo de Sudamérica, Centroamérica, Eurasia, Australasia, África y el Sudeste de Asia (Miles *et al.*, 2006). Estas formaciones vegetales se caracterizan por una precipitación anual menor a 1.600 mm con una temporada seca de al menos cinco a seis meses (Pennington *et al.*, 2000). Aproximadamente del 40% de la tierra se constituye por la zona tropical y subtropical está dominada por bosque abierto o cerrado. De este, 42% es bosque seco, 33% es bosque húmedo y solo 25% es bosque húmedo y lluvioso (Murphy y Lugo 1986), con sus respectivas transiciones.

Los ecosistemas secos alrededor del mundo son importantes desde varias perspectivas. A nivel ecológico los bosques secos tropicales constituyen uno de los ecosistemas más interesantes del neotrópico por su extensión, la variación drástica estacional del clima y por la cantidad de especies endémicas que contienen. Aunque no son tan diversos como los ecosistemas húmedos, poseen niveles de endemismo muy altos (Dodson y Gentry, 1993) que los convierte en ecosistemas prioritarios para la conservación, a nivel socio económico las condiciones climáticas y la fertilidad de sus suelos (Wright y MullerLandau, 2006) favorecieron el desarrollo agrícola y ganadero (Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa, 2010), así como los asentamientos humanos (Espírito-Santo *et al.*, 2009) desde los tiempos de la colonización española (Scolozzi *et al.* 2012; Ruiz *et al.*, 2013), siendo uno de los ecosistemas más afectados por las actividades humanas. (Aide *et al.*, 2013)

Asociada a la deforestación de estos ecosistemas, se encuentra la fragmentación. Los bosques secos tropicales son uno de los ecosistemas más fragmentados del mundo lo que significa que los remanentes de estos ecosistemas están caracterizados por parches pequeños con alto grado de aislamiento y efecto de borde (Wilcove *et al.* 1986, Saunders *et al.* 1991, Arroyo-Rodríguez y Mandujano 2009; Merriam y Wegner 1992, Laurance *et al.* 2000, Fahrig 2003).

La problemática planteada hace referencia a las diferentes presiones como la deforestación, velocidad en la que se degradan los ecosistemas de bosque seco tropical existe información limitada en comparación con los estudios realizados en bosques húmedos en general.

La finalidad del presente trabajo es establecer el estado del arte sobre la deforestación y fragmentación del bosque seco tropical a nivel mundial. Estableciendo las áreas en

donde se han realizado mayor número de investigaciones, tipo de investigaciones frecuentes y sistematizando los principales resultados. De esta forma se espera sistematizar información que sirva como un instrumento eficaz para ayudar en la toma de decisiones de profesionales en los diversos ámbitos de la ciencia.

CAPÍTULO I. MARCO TEÓRICO

1.1. Generalidades

1.1.1. Definición y características principales

Se define como bosque seco a cualquier formación vegetal que se encuentra en áreas con una precipitación anual menor a 1600 mm, en donde la estación seca puede durar de cinco a seis meses (Pennington, Prado y Pendry, 2000). Claramente, el ecosistema de bosque seco tropical está determinado por una percepción climática al englobar a todas las zonas geográficas donde la baja humedad y precipitación dan como resultado una biodiversidad particular con adaptaciones específicas (Acharid et al. 2002).

Una de sus principales características es que la mayoría de sus especies de flora pierden su follaje parcial o completamente durante la época seca (Espinosa *et al.*, 2012; Aguirre y Kvist, 2005)., época en la que también se pueden observar otros procesos como la sequía o disminución del caudal de los cursos de agua o la disminución de la humedad relativa diurna (pudiendo variar entre 20% y 60%). Estos ecosistemas están caracterizados por presentar una productividad neta menor a la observada en los bosques húmedos, puesto que está condicionada a la época de lluvia (Aguirre y Kvits, 2005, Linares-Palomino, 2004).

El bosque seco puede aparecer uniformemente verde durante la temporada de lluvias, pero durante la estación seca esta homogeneidad se convierte en un complejo mosaico de decenas de tipos de hábitat que se distingue por las tasas de secado diferencial de otros suelos y exposiciones, diferentes edades de sucesión y diferentes tipos de vegetación (Murphy y Lugo 1986, Justiniano y Fredericksen 2000). Durante la estación seca, la mayoría de las plantas cesan sus actividades vegetativas, pero muchas especies de plantas leñosas florecen, maduran sus frutos y dispersan sus semillas (Ruiz *et al.* 2013).

Frente a las condiciones climáticas que presentan, la vegetación característica de este ecosistema ha desarrollado varias estrategias adaptativas. Por ejemplo, algunas especies de árboles han adaptado su corteza, la cual posee una textura rugosa y se caracteriza por ser más gruesa, con la finalidad de brindar mayor protección en caso de incendios (Killeen *et al.* 1998, Soriano y Ruiz 2003). Del mismo modo, las raíces comúnmente son más grandes y profundas, esto permite alcanzar los depósitos de agua que se localizan en el subsuelo (Pennington *et al.* 2000). En lo que se refiere al follaje, la diversidad de

formas de hojas es común en el bosque seco. En su mayoría se puede encontrar individuos con hojas compuestas, las cuales se caracterizan por estar constituidas por varias “hojas” pequeñas llamadas folíolos, que conforman a la hoja principal. A su vez, las espinas y espolones que poseen los individuos vegetales del bosque seco son adaptaciones que han desarrollado para protegerse del ataque de los herbívoros. (Espinosa *et al.* 2012).

1.1.2. Distribución y superficie

La pérdida en la suma de las lluvias determinó una expansión de la vegetación no selvática en las tierras bajas, a expensas de la disminución de la superficie ocupada por selvas húmedas, de esta manera, las áreas con tendencia desértica o xéricas se expandieron. Durante el Pleistoceno, el descenso de la temperatura no fue mayor de tres a cuatro grados centígrados. Hubo una extensa aridización, lo cual generó que áreas de bosque higrotropofítico fueran reemplazadas por sabanas secas o matorrales subxerofíticos (Hernández *et. al.*, 1992).

En la actualidad los bosques secos se distribuyen a ambos lados de la línea ecuatorial en áreas donde la evapotranspiración potencial es mayor a la precipitación (Lamprecht, 1990), Estimándose que existe alrededor de un millón de kilómetros cuadrados de bosque seco tropical a nivel mundial (Miles *et al.* 2006, Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa 2010). El mapa de distribución de bosque seco tropical (Figura 1) muestra de forma significativa dos áreas contiguas extensas ubicadas en América del Sur, una en el noreste de Brasil y la otra en el sureste de Bolivia, Paraguay y el norte de Argentina.

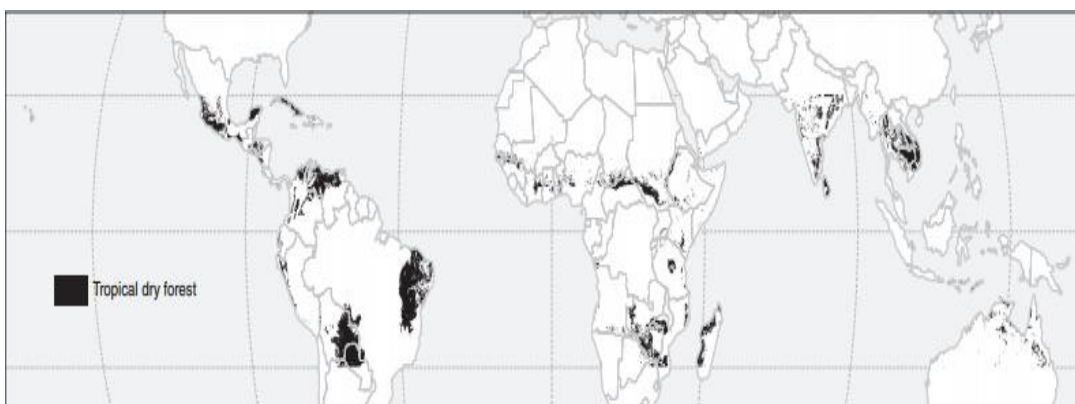


Figura 1. Distribución global de bosque seco tropical.

Fuente: (Miles *et al.* 2006).

Elaborado por: Lera Miles.

Importantes concentraciones de bosque seco tropical se localizan dentro de la península de Yucatán en México, norte de Venezuela, Colombia, Perú y Ecuador (Linares-Palomino, 2004). Mientras que en el continente asiático en el centro de Indochina (Tailandia, Vietnam, Laos y Camboya)., tienden a mostrar una distribución bastante dispersa o fragmentada, por lo general en áreas extensas. En África, se distribuyen en un amplio rango geográfico, pero en ninguna parte forman grandes áreas continuas. Los principales centros de distribución de bosque seco tropical se encuentran en el oeste de Etiopía, el sur de Sudán y la República Centroafricana, Zambia, Zimbabwe y Mozambique. Cabe mencionar que existe la presencia de bosques secos dispersos en el oeste de Madagascar y en África occidental (Miles et al. 2006).

1.1.3. Importancia

El bosque seco tropical se encuentra restringido a las tierras bajas, donde existe una estacionalidad de lluvias marcada por una época seca de 4 a 6 meses al año (Maas y Burgos 2011)., ocasionando una serie de adaptaciones morfológicas, fisiológicas y de comportamientos en flora y fauna, para los cuales vivir en este entorno representa un desafío. La combinación de esta estacionalidad climática y la actividad de los organismos que lo habitan determinan los procesos y servicios como estabilización de los suelos, el ciclaje de nutrientes, la regulación hídrica y climática, y la provisión de alimentos y madera (Pennington, Lewis, y Ratter 2006)., útiles para millones de personas que dependen directa o indirectamente de este ecosistema. El abastecimiento de estos servicios depende del delicado balance entre uso y abuso de los ecosistemas, que además determina la prevención de la desertificación, la cual representa la principal amenaza para los ecosistemas secos de todo el planeta. Esto prueba la fragilidad de este tipo de bosque y la urgente necesidad de conservar lo poco que queda y de restaurarlo en las zonas degradadas de donde ha desaparecido (Díaz 2006, Fajardo *et al.* 2005).

1.1.4. Deforestación y fragmentación en el bosque seco

La deforestación, pérdida de cobertura forestal para dar cabida a otros tipos de usos, tales como agricultura, pastizales, nuevos asentamientos humanos e infraestructura (Tejedor-Garavito *et al.* 2012), es actualmente considerada como una de las principales amenazas para la biodiversidad a nivel mundial (MacArthur y Wilson 1967, Heywood

1995, Collins et al. 2002, Whittaker *et al.* 2005), especialmente en los trópicos donde se concentran las tasas más altas de deforestación (Debinski y Holt 2000, Fahrig 2003).

De forma sinérgica a la deforestación, actúa también la fragmentación, determinada como "el proceso en que las áreas grandes y continuas de hábitat son reducidas y divididas en dos o más fragmentos, inmersos en una matriz con condiciones poco aptas para las especies presentes en estos" (Curtis 1956, Simonetti 1998). La disminución de la superficie original de los bosques y la conversión de sus remanentes en unidades pequeñas y aisladas hacen que estos tengan condiciones abióticas y bióticas diferentes a las condiciones del bosque original (Saunders et al. 1991, Turner 1996, Fahrig y Grez 1997). De hecho, existe evidencia de que los remanentes son incapaces de mantener la estructura original de la vegetación arbórea (Turner et al. 1996, Tabarelli, *et al.* 1999) y por ende se reduce la diversidad y abundancia de especies 'clave', por ejemplo herbívoros, granívoros, polinizadores y dispersores, lo cual puede modificar la intensidad y el resultado de las interacciones planta-animal (Aizen y Feinsinger 1994). La alteración de la forma y tamaño de los fragmentos forestales y de la distancia que los separa, puede incrementar el riesgo local de extinción de las especies nativas (MacArthur y Wilson 1967; Simberloff y Abele 1982).

La fragmentación también puede impedir el movimiento de los individuos entre remanentes de bosque e interrumpir procesos críticos para la preservación de la diversidad genética (Bierregaard et al. 1992, Moelanen y Hanski 1998, Soule y Simberloff 1986, Ellstrand y Elam 1993, Aldrich *et al.* 1998).

Los efectos de la fragmentación se multiplican en los fragmentos pequeños, ya que estos se encuentran más expuestos a la alteración de varios factores ambientales (por ejemplo humedad, temperatura, velocidad de viento) y a otros efectos de borde como la disrupción de varios procesos ecológicos (Murcia 1995, Kattan y Murcia 2003, López-Barrera, 2004), eliminando así a las especies más sensibles y promoviendo el establecimiento de otras (Kapos *et al.* 1997, Laurance *et al.* 1998, Laurance *et al.* 2011).

1.1.5. Principales amenazas

Entre las principales amenazas del bosque seco tropical se encuentran la transformación del bosque a cultivos de pequeña escala, aprovechamiento maderero, construcción de carreteras, ganadería y la colonización, que se observan en las regiones tropicales secas de Australia, el Sudeste Asiático, África y las principales partes de Sudamérica. (Myers *et al.* 2000, Dinerstein *et al.* 1995).

1.1.6. Agricultura

Grandes áreas de planicies y de valles están dominados por grandes aprovechamientos en las que se practica una agricultura comercial (como la producción de caña de azúcar). Debido a la topografía plana y al valor de estos cultivos, la mayor parte de la cubierta forestal original ha sido suprimida. La gran mayoría, los árboles se limitan a formar parte de las cercas, en las que las oportunidades de regeneración son limitadas, y, en el caso de las plantaciones de caña de azúcar, están sujetos a los daños ocasionados por el fuego (Challenger, 1998).

1.1.7. Áreas de ganadería

La crianza de ganado ha dado lugar a la eliminación de grandes extensiones de bosques secos tropicales. A nivel de especies, existe la preocupación de que muchos árboles de este ecosistema han sufrido graves reducciones en sus números y en la diversidad genética de sus poblaciones. En algunos casos, los árboles con mayor edad se encuentran dispersos en el paisaje agrícola han sido descritos como “los muertos vivientes” (Janzen, 1986), en la medida que las condiciones en el paisaje degradado que les rodea parecen hacer prácticamente imposible su regeneración. Una vez que se establecen las pasturas, la regeneración de árboles tiende a verse obstaculizada tanto por el pastoreo como por la práctica de la quema de praderas para fomentar su nuevo crecimiento y eliminar las garrapatas (Trejo y Dirzo, 2000). La crianza de ganado sigue siendo una opción atractiva para muchos agricultores, especialmente en condiciones de escasez de mano de obra a consecuencia de la progresiva emigración de los sectores económicamente más activos de la población. Requiere una inversión limitada de mano de obra y de otros recursos y permite la reivindicación de derechos de propiedad sobre

grandes extensiones de terrenos. El capital poseído en forma de ganado es fácil de convertir en dinero en efectivo (Lerdau, M., Whitbeck, J. y Holbrook, 1991).

1.1.8. Pérdida por fuego

La pérdida de hábitat de bosque seco tropical se lo puede eliminar fácilmente con fuego, y la regeneración leñosa en campos o pastizales se reprime con este factor. Además, el fuego tiene la capacidad de expandirse fácilmente gracias a las condiciones que presta este ecosistema, es decir muchas áreas se eliminan involuntariamente. Tradicionalmente el agricultor es ayudado con el uso de este elemento como herramienta para limpiar pastos o campos pensando que darán más nutrientes al suelo (Almeida *et al.* 2003, Budowski, 1959). Pero lo que no se toma en cuenta que muchas zonas de bosques secos tropicales tienen incluso buenos suelos, ya que están a favor del viento de las cordilleras volcánicas. A pesar de que los bosques secos tropicales se encuentran clasificados como uno de los ecosistemas más ricos en biodiversidad del mundo, además, de los denominados puntos calientes - hotspots- que a nivel global los situaría como zonas de alta prioridad para la conservación (Myers *et al.* 2000, Dirzo y Raven 2003)

Objetivos

Los objetivos planteados para cumplir con el presente trabajo son los siguientes:

General

Establecer el estado del arte de las investigaciones científicas en relación con la deforestación y fragmentación de los bosques secos tropicales a través del método PRISMA.

Específicos

Realizar una revisión bibliográfica exhaustiva sobre deforestación y fragmentación de los bosques secos tropicales en bases de datos científicas.

Identificar áreas de bosques secos tropicales que presentan niveles altos de deforestación y fragmentación.

Determinar las principales causas de deforestación y fragmentación de los bosques secos tropicales.

CAPÍTULO II. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

Se considera como bosque seco tropical formaciones vegetales caducifolias, donde aproximadamente el 75% de sus especies vegetales pierden estacionalmente sus hojas (Espinosa et al., 2012; Aguirre y Kvist, 2005). Estos bosques están compuestos por vegetación que está adaptada a condiciones climáticas extremas, con precipitación anual de 400-600mm (febrero a abril); temperatura media anual de 24,9 ° C (Cañadas, 1983; Webber, 2009). Según Miles (2006) cubren una extensión aproximada de 1,048,700 km, la distribución relativa de este tipo de ecosistema entre diferentes regiones (Figura 2), indica que más de la mitad (54.2%) de los bosques secos tropicales se encuentran dentro de América del Sur. El área restante de bosque seco tropical se divide casi por igual entre América del Norte y Central (12.5%), África (13.1%) y Eurasia (16.4%), con una proporción relativamente pequeña dentro de Australasia y el sudeste asiático (insular) (3.8%).

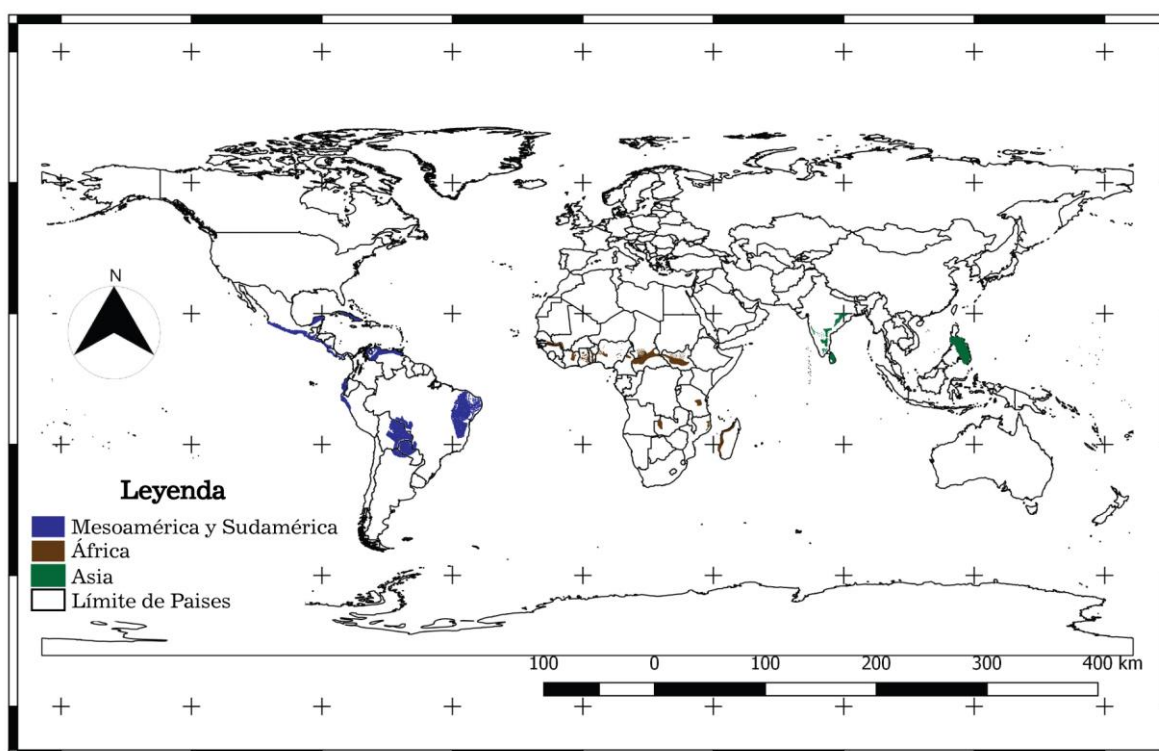


Figura 2. Distribución del Bosque Seco Tropical a nivel mundial.

Fuente: Autor.

Elaboración: Autor.

2.2. Métodos

El método utilizado para realizar la revisión bibliográfica que permita establecer el estado de los estudios sobre deforestación y fragmentación de los bosques secos tropicales a nivel mundial es el método PRISMA propuesto por Moher et al. (2009). De acuerdo con este método la información se levanta en varias etapas que se describen a continuación.

2.3. Identificación de información.

La identificación de información comprende tres fases que se detallan a continuación:

2.4. Fuentes de información

Se realizó una búsqueda de información científica utilizando el motor de búsqueda bibliométrico de "Google Scholar" disponible en la plataforma de bases de datos de información científica de Google. Se considerará esta base de datos debido a que ofrece amplia información en el campo de literatura científica multidisciplinaria, brinda datos de resúmenes y citas de literatura revisada por pares como revistas científicas, libros (Aghaei et al., 2013; Frances & Shermna, 2005; Guz & Rushchitsky, 2009).

2.5. Estrategia de búsqueda

Para efectuar la búsqueda de información se diseñó una estrategia de búsqueda basada en el uso de palabras clave en inglés como: Dry tropical forest, Deforestation, Degradation, Landscape, Wildland Fires, Biodiversity, meta-analysis, climate change y los operadores lógicos de sintaxis "or" o "and"

El operador de sintaxis permitió la construcción de instrucciones interpretables para el buscador bibliométrico de "Google Scholar" conocidas como cadenas de búsqueda gestión y organización de la información.

2.6. Gestión y organización de la información.

La información recopilada se exportó a una matriz de datos en el software Microsoft Excel (2016), en esta matriz reflejan los siguientes parámetros: autor, título, año de publicación, área de estudio, periodo de estudio, objetivo de estudio, método del estudio, resultados, idioma, y tipo de documento.

2.7. Cribado de información.

El cribado de información se desarrolló mediante análisis de los documentos agrupados en el apartado anterior con el propósito de identificar y definir los artículos que serán incluidos o excluidos en la revisión aplicando un proceso de evaluación. Cada etapa fue valorada de forma que la información encontrada sea referente a deforestación y fragmentación de bosque seco tropical, como primer paso se evaluó el título del documento, aquel debe cumplir con las reglas planteadas, luego se procede a leer el resumen mediante los criterios de inclusión y exclusión, estos criterios nos ayudarán a mejorar la calidad de búsqueda, luego podemos proceder la lectura diagonal que se basa en la identificación rápida de los temas de interés de la búsqueda. Obtenidos los documentos que cumplieron las etapas anteriores se procede a la lectura del texto completo, finalmente podemos extraer la información útil para nuestra investigación aplicando las variables plantea.

2.8. Evaluación del título.

A partir de la información sistematizada en la matriz de datos se procedió a leer el título y las palabras clave de cada referencia para evaluar si los títulos nombraban a la deforestación y fragmentación del bosque seco tropical, o si las palabras clave reflejaban similitudes con las planteadas en la estrategia de búsqueda. Las referencias que cumplieron con estos requerimientos se aprobaron para ser evaluados en la siguiente etapa.

2.9. Evaluación del resumen.

A través de la lectura de los resúmenes de las referencias consideradas en la etapa anterior y mediante la aplicación de criterios de inclusión y exclusión descritos a continuación, se aprobarán los documentos para ser evaluados en una siguiente etapa.

Criterios de inclusión

Documentos que describen deforestación y fragmentación de bosques secos tropicales.

Documentos que especifican el periodo de realización de los estudios de deforestación y fragmentación de bosques secos tropicales.

Documentos que revelan el área de estudio.

Documentos que reportan resultados sobre la deforestación y fragmentación de bosques secos tropicales.

Documentos publicados en el idioma inglés o castellano.

Criterios de exclusión

Documentos que no estén indexados en revistas científicas.

Documentos cuyos objetivos describen únicamente bosque seco tropical.

Documentos publicados en idiomas diferentes al inglés o castellano.

2.10. Lectura diagonal.

La lectura diagonal es una técnica de lectura rápida en la que el lector identifica y lee párrafos de interés o elementos específicos de un documento o texto como títulos, introducción, metodología, resumen o conclusiones. Se denomina lectura diagonal porque se realizan movimientos visuales rápidos desde una esquina superior hasta la esquina inferior izquierda o derecha del documento, permitiendo de este modo leer textos sin realizar esfuerzos de comprensión (Zuñiga & Tobar, 2011).

En esta etapa de evaluación se realizó la lectura diagonal de la metodología y las conclusiones de los documentos aprobados en la etapa anterior con la finalidad de comprobar si la información que proporcionan los documentos es relevante y de nuestro interés; para ello se descargaron los documentos en formato PDF y se procedió con la evaluación.

2.11. Elegibilidad.

La etapa de elegibilidad comprende la lectura del texto completo y la aplicación de criterios de elegibilidad.

2.12. Lectura de texto completo.

Mediante la lectura del texto completo de los documentos aprobados en la etapa anterior y a través de la aplicación de un sistema de calificación en respuesta a preguntas de elegibilidad, se seleccionaron los documentos que fueron incluidos en la revisión final.

La etapa de inclusión corresponde a la extracción de información y a la síntesis cualitativa de los documentos seleccionados en la etapa anterior.

2.13. Inclusión.

La etapa de inclusión corresponde a la extracción de información y a la síntesis cualitativa de los documentos seleccionados en la etapa anterior.

2.14. Extracción de información.

A partir de los documentos identificados como seleccionados se llevó a cabo la extracción de datos de las variables que se enlistan a continuación:

Título

Autores

Año de publicación

Periodo de estudio

Objetivo del estudio

Método del estudio

Resultados

Tipo de estudio

Idioma

2.15. Síntesis narrativa.

En esta sección se elaboró la síntesis narrativa de los documentos seleccionados en donde se denotan sus elementos y hallazgos como porcentajes, datos de representativos, áreas, más importantes para realizar la investigación.

CAPÍTULO III. RESULTADOS

3.1. Principales resultados de la revisión bibliográfica

Durante del proceso (Figura 3) se seleccionaron 90 artículos de los cuales 62 se excluyeron por los siguientes criterios: 25 mediante la evaluación del título ya que estos no cumplían con el requerimiento de la mención de deforestación o fragmentación de bosque seco tropical; 16 en la evaluación del resumen mediante la aplicación de los criterios exclusión; 42 en la lectura diagonal porque la información de las referencias no estaba relacionada con la deforestación y fragmentación de bosque seco tropical y 21 en la lectura de texto completo dado que las referencias mediante los criterios o preguntas de elegibilidad. De esta manera, 28 referencias cumplieron los criterios requeridos para la síntesis cualitativa.

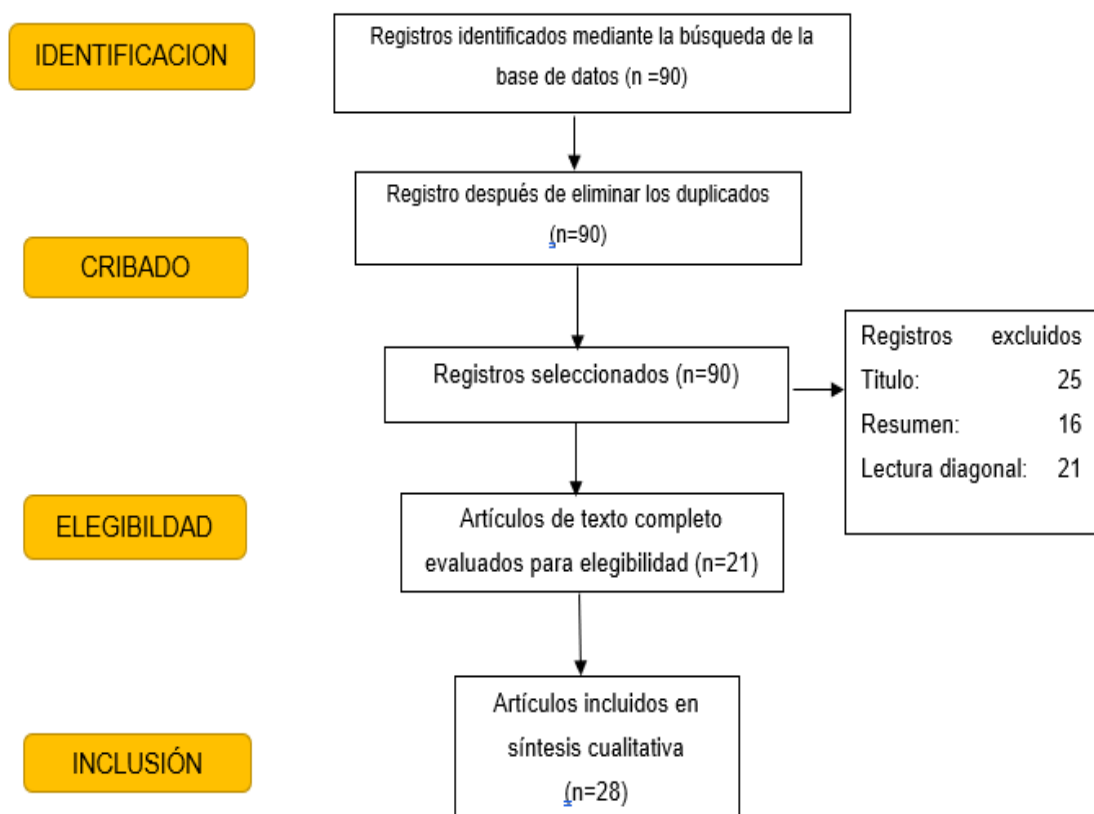


Figura 3. Diagrama de flujo de los documentos excluidos según el método Prisma.

Fuente: (Moher, Liberati, Tetzlaff, Altman, & PRISMA Group, 2009).

Elaborado por: Autor

Las 28 referencias seleccionadas han sido publicadas entre los años de 1986 y el 2018 en revistas científicas como “Biological Conservation”, “Science”, “Journal of

Biogeography”, “Global Ecological Society Of America”, “Global Change Biology”, “Ecological Economics”, “Ecological Engineering”, “Conservation Biology”, “Entomological Society of America” y “Ecosistemas”, “Biotropical” “ Ecosistemas”, “Forest Research Institute Malaysia” “Biotica Colombia”, “Bio One”, “ Science”, “Journal of Vegetation Science” “Arnaldoa”, “Actual Bio”, “ESA”, “Recursos Naturales y Ambiente” ,” Encuentro”, “PNAS”, “India institue of Sciencs”, “Elservier”.

De los 90 artículos encontrados en la búsqueda inicial que tiene como tema central de bosque seco tropical se encontró (Figura 4) que el 17% analizan la deforestación del bosque seco tropical, 14% la fragmentación; mientras que el 69% se centra en otros temas relacionados a este ecosistema como por ejemplo patrones de diversidad o herramientas para su conservación.

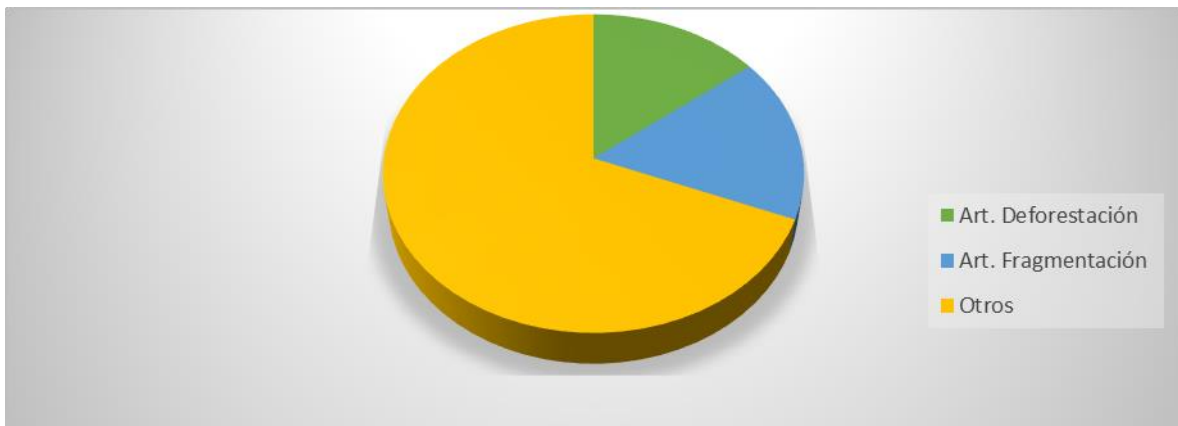


Figura 4. Publicaciones recopiladas.

Fuente: Autor.

Elaborado por: Autor.

Las primeras publicaciones sobre el ecosistema de bosque seco tropical surgen entre el año 1986 a 1988 descritas por Daniel Jazen, quien describe la distribución, características principales, las condiciones físicas, climáticas, temperatura, y las estaciones más significativas de este tipo de bosque. En el año 1995 autores como Murphy, Lugo, Bullock sientan las bases para que se profundicen los estudios de la estructura y composición de este ecosistema, estos estudios estuvieron centrados en temas como el porcentaje de lluvias por año, temperatura, rango altitudinal, meses de estación seca, composición florística, composición química del suelo, entre otros. En la década de los 2000 autores como Miles y Sánchez Azofeifa desarrollan estudios escala mundial de este ecosistema. Estos estudios se centran en esta extensión y remanencia

de bosque seco tropical, aprovechando los avances tecnológicos en el área de la teledetección. A partir del 2010, la mayoría de los estudios encontrados investigan la deforestación, fragmentación, degradación del bosque seco tropical por ejemplo (Laurance *et al.* 2011), y otros pocos abordan el cambio climático, patrones de diversidad, restauración y manejo del ecosistema.

De los 28 artículos que cumplieron con todos los criterios de inclusión y exclusión y que tienen como eje central de análisis la deforestación y fragmentación, se pudo observar (Figura 5) que la región con mayor número de estudios es el corredor Centro América con 10 investigaciones, seguida de la región del Valle de Cauca en Colombia con 7 publicaciones y que la región menos estudiada es África central que presenta solo 2 estudios. Cabe mencionar, que el bajo índice de estudios que existe en zonas como África y Asia se debe posiblemente al escaso interés e insuficientes políticas gubernamentales para incursionar en investigaciones que permitan conocer el estado real del mencionado ecosistema, además según los artículos investigados en este estudio estas regiones sufren cambios en sus ecosistemas debido a que en las regiones que se encuentra este entorno existen una gran cantidad de aprovechamiento forestal y agrícola lo cual en estos países es una de las principales fuentes de trabajo para sus habitantes. Los recursos científicos son muy limitados para asegurar la gestión integral de este ecosistema que es considerado uno de los más amenazados del planeta. De los datos recopilados se pudo observar que se comienza a trabajar fuertemente en temas de deforestación y fragmentación a partir del año 2001, sin embargo, el mayor número de estudios se concentra en el período entre 2011 y 2015.

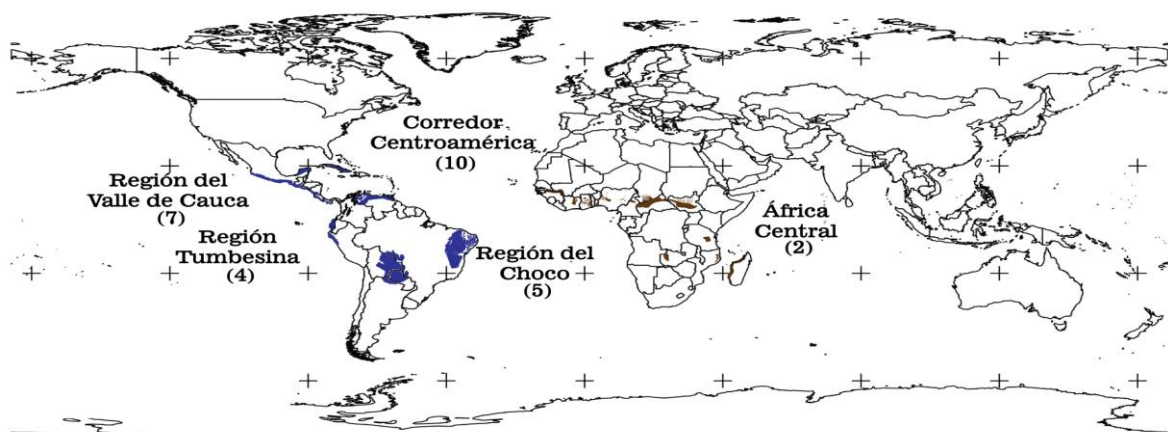


Figura 5. Número de publicaciones de bosque seco tropical distribuidos por regiones.

Fuente: Autor.

Elaborado por: Autor.

En cuanto a la temática específica, de los 13 artículos que tienen como tema central de análisis la deforestación del bosque seco tropical, el 38% se trata de estudios que analizan únicamente la evolución multitemporal de la deforestación, el resto de estudios se concentra en el análisis combinado de la evolución multitemporal de la deforestación y de los factores que la promueven (31%) y en el entendimiento de las consecuencias de la deforestación sobre el stock de carbono, el suelo y la biodiversidad (31%).

En relación con los estudios que abordan la fragmentación, del total de 14 estudios, el 57% tuvieron como objetivo central evaluar la fragmentación como tal, es decir establecer la composición y fragmentación del paisaje. El 14% evaluó cuestiones de manejo y conservación en ecosistemas fragmentados y el 29% se centra en el impacto de la fragmentación.

En relación a las metodologías empleadas, en el caso de los estudios de deforestación el levantamiento de la información de cobertura y uso de suelo fue realizado en su mayoría a partir de imágenes satelitales (Landsat en la mayoría de casos) y fotografías aéreas. En aquellos estudios cuyo objetivo fue evaluar el efecto de la deforestación sobre el stock de carbono, adicional al levantamiento de información a partir de imágenes satelitales (Radar en este caso) se levantaron indicadores de campo a través del uso de parcelas y se usaron fórmulas alométricas para los cálculos de carbono. Para determinar las tasas de deforestación los métodos más usados son el cálculo de tasas anuales de pérdida usando las fórmulas propuestas por la FAO (2011) y Puyravaud (2002). En aquellos estudios donde no se calculó una tasa de deforestación, la cobertura forestal que se perdió fue establecida generalmente a través de un cálculo de remanencia. Para entender la dinámica de deforestación los estudios analizados usaron matrices de transición evaluando a que uso fue convertido el bosque.

En el caso de los estudios de fragmentación el método más usado para establecer el nivel de perturbación fue el uso de índices o métricas de paisaje, destinadas principalmente a conocer el nivel de conectividad, tamaño de los parches, diversidad de parches (Índice de Patton), forma y perímetro de los fragmentos e índice de compactación.

3.2. Magnitud de la deforestación y fragmentación en los bosques secos tropicales

3.2.1. Deforestación

De acuerdo a la revisión sistemática, el ecosistema de bosque seco tropical a nivel de América Latina ha experimentado las mayores disminuciones entre el periodo de 1980 y 2000, con un porcentaje de pérdida de área forestal del 12%, en Asia la pérdida de área forestal de bosque seco tropical es de un 2%, relativamente baja, con excepción de África en la región de Madagascar que muestra una pérdida del 18 % (Miles et al., 2006). El 48.5 % del ecosistema de bosque seco tropical a nivel mundial se ha transformado a otros usos de tierra. En la región de Latino América el 66% del área de bosque seco tropical ha sido transformado a otros usos de suelo, de forma específica en América del Norte y Central el 72% ha sido transformado, en América del Sur el 60% y el Caribe el 66% de su extensión se ha transformado. Los países con mayor pérdida de cobertura son Perú, Guatemala y México (95%, 86% y 71% respectivamente) (Portillo- Quintero y Sánchez Azofeifa,2009).

En América del Sur, en la región Tumbesina correspondiente a Perú experimenta entre los años 1987 y 2000 un aumento en la frontera agrícola de 3649 ha en el 1987 a 6558,63 ha para el 2000, el aumento se debe a la migración de población en dichos años (Salas, Barboza Castillo y Oliva, 2016). Se estima que la tasa de deforestación de bosque seco es de 924 ha/año. En el Ecuador la cubierta forestal de bosque seco tropical disminuyó un 46% de 19,500 km² en 1976 a 10,550 km² en 2008. La tasa promedio de deforestación es de 2.86 entre el año 1989 y 2008 es decir que, durante los 32 años del período de estudio, se han convertido 3.954 km² de bosque natural en bosque degradado (Tapia, Homeier, Espinosa, Leuschner, De La Cruz, 2015)

En Argentina en la región de Chaco en las provincias de Salta y Tucumán, entre el año 1972 y 2007, 1.451.959 ha fueron deforestadas durante el periodo de estudios. Anta contribuyó con el 42%, Sama 16% ,Oran 6% y los otros tres sitios con 10%. Al comienzo del período de estudio, la deforestación fue más alta en los sitios del sur y aumentó bruscamente durante la década de 1990 en los sitios del norte, particularmente en Anta. En 1972, todos los sitios de la provincia de Salta mostraban más del 75% de la tierra cubierta por bosques, pero en 2007 solo Oran estaba por encima de este valor. Antes de 2001, las tendencias en la deforestación variaban, incluidos los períodos con aumentos y disminuciones que diferían entre sitios y fechas. En el año 2002, la deforestación se

aceleró en todos los sitios, con un aumento de más de cuatro veces en la tasa anual en Anta. Como consecuencia, la tasa de deforestación muestra una reducción entre 1998 y 2002 y un aumento entre 2002 y 2007 (Gasparri y Grau, 2009).

En la cuenca del río Paraná en Brasil, hubo una reducción de 66.3% en la cubierta de forestal de bosque seco. La reducción de cubierta forestal en los años 1977 – 1993 se estimó en 35,7% , en el año 1994 – 2008 fue de 47,6%. El cambio anual estimado en la cubierta forestal durante el primer y segundo período fue de 2.6 por ciento y 4.6 por ciento de disminución, respectivamente. En el valle de Paraná, las tasas de deforestación fueron ligeramente más altas que en el polígono del bosque seco, con una reducción de la cubierta forestal estimada en 38.3 por ciento entre 1977-1993 / 94 y 54.4 por ciento entre 1993 / 94-2008. La pérdida general de cobertura forestal para el valle se estimó en 71.9 %. (Aide, et al.,2012).

En el Municipio de Torotoro en Bolivia, entre 1990 y 2001 estima que hubo una pérdida de 6 448.95 ha de bosque seco tropical. El área núcleo se redujo del Parque Nacional Torotoro es de 6 132.84 ha. Si bien la tasa de deforestación calculada para el PNNT es negativa (– 0.05% anual) y prácticamente no hay cambios a nivel de forma y geometría fractal, resulta prematuro y arriesgado hablar de una regeneración del bosque en el área. La tasa de pérdida anual del bosque de ~2% (708 ha por año, que representa un 4.20% del área del PNNT) y una pérdida de 6448,95 ha en 11 años. (Fontúrbel, 2007).

En el Valle del Cauca la tasa de transformación para el periodo 1984 y 2014 el ecosistema de bosque seco sufrió una reducción de su masa forestal de 63%. Para el año 1984 se observó una predominancia de coberturas naturales aproximadamente del 44%, frente a las áreas cultivadas con un 38%. Los últimos años se observan la pérdida de cobertura vegetal con un 51% en el 2014. (Alvarado-Solano y Otero-Ospina, 2017).

3.2.2. Fragmentación

Según Miles (2006) cada región muestra una distribución binomial de 0 -20 y 80 y 100, donde la frecuencia de 0 -20 es de alta frecuencia, el porcentaje de áreas altamente fragmentadas por regiones indican que América del Norte y Central es de 49,9% , África con 88.2 %, Asia y Australasia es de 77.9% y América del Sur con un 60.3%. Esto implica que los bosques secos tropicales se presentan como bloques de hábitat intactos o parches altamente fragmentados.

Para la región de América tenemos que el tamaño del fragmento de bosque seco tropical es de (<2.5 km²), intermedio (> 2.5km² y < 10 Km²) y el grande (> 10 km²). Los Fragmentos con tamaño crítico están en Nicaragua, Guatemala, Ecuador, Costa Rica y Perú (Portillo- Quintero y Sánchez Azofeifa,2009).

3.2.3. Valle del Cauca

En Colombia en la localidad de Arroyo Pechelín, se encontraron 36 fragmentos de los cuales suman 578.95 ha inmersos en un área total de 1,656,19 ha. Las formas más frecuentes de los fragmentos es la irregular con 47,7% y la oval- oblonga con 19,4%. El índice de fragmentación es de 0,355 causados por la actividad agrícola y ganadera (Guevara, Ballut-Dajud y Ossa-V, 2015). En la zona de Risalda Pereira se encontró una densidad de parche de 4,62 parches por Km², el área promedio de parches es de 21,68 ha, donde el parche mayor es de 238,7 ha y el menor es de 0,23ha, para el año 1986 existían documentados 244 parches, para el año de 1995 el aumento fue de 371 parches (Echeverry y Rodríguez, 2006). En el año de 1986 los parches de pasto con árboles tenían un porcentaje de 54,4% del área total y en el año 1995 presentan una disminución de 47,8% por lo tanto constituyen la matriz del paisaje. Los cítricos representaron el mayor número de parches en el paisaje con un total de 75 parches, seguidos por los parches de pasto con árboles con un total de 51 parches. Esta situación cambió considerablemente al encontrar que para 1995 los parches de pasto con árboles aumentaron su número a 100 parches y los cítricos disminuyeron su representatividad a solo 53 parches de 75 encontrados anteriormente. En el norte del Tolima se contaron 242 fragmentos de bosques naturales, equivalentes al 11.52% del área evaluada. El número de fragmentos indica que la densidad de bosques es espacialmente fragmentada, siendo crítico en las cuencas de Totare, Opia, Recio y Sabandija, con formas irregulares mayores al 73%. Los índices de forma mostraron que el 75% de los bosques tienden a una forma irregular, el 15% tiende a la forma rectangular, el 7.5% a la forma ovalo- blonga, y el 2.5% presenta una forma cercana a la de un círculo (Lozano, Botache, Gómez y Valderrama, 2011).

3.2.4. Región de Centro América

En México a principios de la década de 1990 solo el 27% del original persistía como bosque intacto. Se alteró un 27% adicional, y aunque estaba considerablemente

fragmentado. Otro 23% del área original se consideró como tierras degradadas. Finalmente, el 23% restante había sido reemplazado por otros usos de la tierra, principalmente campos agrícolas y áreas abiertas al pastoreo de ganado (Trejo y Dirzo, 2000).

En Nicaragua en la zona de Belén, Rivas presenta un área altamente fragmentada que crean un mosaico de parches, entre los más representativos existen la cobertura de pastura con 56,7% seguido de los bosques secundarios con 15,6% y charrales con 13,9%. El total de parches es de 1074 (Sánchez, López, Medina, Gómez, Harvey, Vilchez, Joya, Fergus y Sinclair, 2004).

3.2.5. Región Tumbesina

En el sur del Ecuador entre los años 1976 a 2008 sufrió un aumento de 7 a 72 parches por cada 100 km². La Longitud de borde creciente es de 19,278 km a 51,109 km, el valor índice de forma creciente (1,5 a 1,69) indica que existe una regularidad creciente a posibles efectos de borde, el área total de núcleo se redujo de 300 m en un 70% de 1976 a 1980 a 500 km² (Tapia, Homeier, Espinosa, Leuschner, De La Cruz, 2015).

3.2.6. Región del Chaco

En Argentina, en la zona de Tucumán la fragmentación de bosque seco tropical puede haber inducido cambios en la naturaleza de los eventos de polinización, por ejemplo, en la frecuencia de la endogamia. Los cambios en el patrón normal del flujo de genes pueden alterar la estructura genética de las poblaciones de plantas y afectar el rendimiento reproductivo de las plantas a través de procesos genéticos y fisiológicos alterados durante la formación de cigotos y el desarrollo de semillas. Cuando se fragmenta una población natural continua de plantas exóticas, el flujo de polen se reestructurará en consecuencia, de modo que es probable que las distancias de dispersión sean menores que antes y se establece el escenario para la depresión por endogamia (Gasparri y Grau, 2009).

3.3. Amenazas

3.3.1. Cambio climático

El ecosistema de bosque seco tropical a nivel mundial sufre el riesgo de cambio climático específicamente en las regiones de América Central con 39.8% y América del Sur con el 37.0%, estos resultados reflejan la gran disminución de la precipitación prevista por el modelo actual de cambio climático (Miles, 2006).

3.3.2. Presencia de Fuego

La frecuencia de incendios en zonas donde se encuentra el bosque seco tropical variaba entre regiones geográficas como en Eurasia con 17.4% y África con 26.9% de las áreas forestales afectadas por este factor; El fuego es una ocurrencia natural en los bosques secos, pero donde la frecuencia del fuego aumenta para que los árboles no puedan regenerarse, la cubierta forestal disminuirá. Dado que estos datos se recopilaban en un período de solo 3 años, el fuego parece ser una amenaza potencial generalizada y significativa para los bosques secos, que afecta a unos 1.106.300 km² de área de bosque seco durante este período. La variación también se encontró dentro de las regiones, con los bosques de México y la Indochina central experimentando relativamente alta ocurrencia de fuego. (Miles, 2006)

3.3.3. Conversión a la agricultura

Las estimaciones de las áreas forestales con alta idoneidad para el cultivo de cultivos de secano oscilaron entre 5.5% (Sudeste de Asia y Australasia) a 20.2% (Eurasia), una diferencia casi cuatro veces mayor. Cuando se consideraron las cuatro categorías de idoneidad para el cultivo, se registraron valores totales de más del 60% del área forestal para América del Sur, Eurasia y África, lo que sugiere que la conversión agrícola representa una amenaza sustancial en estas regiones. En contraste, combinados los valores para América del Norte y Central y para el sudeste asiático y Australasia fueron sustancialmente más bajas, con 41.4% y 33.9% respectivamente. (Miles, 2006).

En México en la cuenca de río Conyuquilla la cubierta bosque de seco tropical mostró, en ambos periodos, transiciones hacia pastizales inducidos, agricultura de temporal y asentamientos humanos, sin embargo, las más altas transiciones correspondieron a los pastizales inducidos y se dieron en el segundo periodo de análisis (2000- 2011), esto

ocasionó una marcada disminución en su cubierta. Posiblemente causa de la disminución de la cubierta vegetal bosque se debe a que la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación a través del Programa de Producción Pecuaria Sustentable y Ordenamiento Ganadero y Apícola, aumentó en un 250% las áreas destinadas a pastizales inducidos para ganadería entre los dos periodos.(Osorio,2014).

En nicaragua el ecosistema de bosque seco tropical ha sido degradado por la ganadería, la cobertura arbórea ha sido reducida a pequeños remanentes de bosques, arboles dispersos y cercas vivas. La actividad productiva ha reducido en gran parte las especies de flora y fauna, cabe recalcar que la producción agropecuaria es poco rentable y muchas pasturas se encuentran en un estado avanzado de degradación.

3.3.4. Socio- Económicos

Según (Sales, 2006) la alta tasa deforestación en el periodo 1987 al 2000, se debe al factor social de migración de la población peruana hacia otros sitios del país donde la tierra era apta para la agricultura, se reportó una migración de 81000a 108 000 personas respectivamente, este elemento, junto a la apertura de nuevas carreteras, facilitó la migración por las rutas Celendín-BalsasLeymebamba-Chachapoyas.

En la región en el centro de Mozambique, África la pérdida de bosques en el área es principalmente por la tala para la agricultura a pequeña escala, en particular para la producción de maíz en fincas de entre 1 a 2 ha y la producción de carbón vegetal, que implica la eliminación selectiva de mediano tamaño. Además, el fuego es ampliamente utilizado para Gestionar el paisaje y los incendios forestales son comunes (Ryan,2011).

CONCLUSIONES

Según los resultados obtenidos en la investigación se observa que el porcentaje de investigaciones sobre el ecosistema de bosque seco tropical se establece en 17% para deforestación y 14% fragmentación, esto quiere decir que el porcentaje de publicaciones es relativamente bajo para todas las zonas donde se presenta este ecosistema, podemos decir que la frecuencia de publicaciones en ciertas zonas existe una barrera social y económico, ya que este ecosistema ha sido utilizado por la población para el aprovechamiento forestal, agrícola y ganadero llegando a la pérdida total de dicho ecosistema, en los últimos años se ha incentivado el proceso investigativo del ecosistema de bosque seco tropical ya que es fundamental su entendimiento para el manejo de su conservación.

Se identifico que las áreas con niveles críticos deforestación y fragmentación pertenecen las regiones de Centroamérica y Sudamérica, mientras que se observó que en regiones como África y Asia no superan el 2% de investigaciones, estas regiones donde la pobreza es un factor constante deberían ser primordial la conservación del ecosistema de bosque seco tropical, ya que la población está estrechamente relacionada a este ecosistema radica su supervivencia. La falta de investigación y conservación se debe a que las políticas gubernamentales son escasas para la protección de ecosistemas naturales.

El presente trabajo es una herramienta y una guía importante para la toma de decisiones de instituciones u organismos que buscan controlar los problemas deforestación y fragmentación de bosque seco tropical.

RECOMENDACIONES

Para la ejecución de una investigación a través de un metaanálisis sobre bosque seco tropical se debe tener en claro la metodología correcta para que pueda ser aplicada al tema de interés. Enfocándose en temas específicos que conlleven a una investigación puntual ya que al abarcar muchos temas la investigación puede perder su objetivo principal.

Debe existir un dominio total del idioma inglés, esto facilita a la comprensión de la investigaciones porque la mayoría de ellas se encuentran en dicho idioma, al tratar de traducir el documento se pueden perder varios datos importantes para la recopilación de información.

BIBLIOGRAFÍA

- Aide T., Clark M., Grau H., López- Carr D., Levy M., Redo D., (2013) Deforestation and Reforestation of Latin America and the Caribbean (2001-2010). *Biotropica*. ;45(2):262- 271. Doi:10.1111/j.1744-7429.2012.00908.x.
- Aizen M. A. and Feinsinger P. 1994. Forest Fragmentation, pollination, and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. *Ecology* 75: 330-351.
- Achard, F., Eva, H.D., Stibig, H.J., Mayaux, P., Gallego, J., Richards, T. y Malingreau, J. P. (2002). Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. *Science*, 297, 999-1002.
- Aghaei, A., Salehi, H., Md Yunus, M., Farhadi, H., Fooladi, M., Farhadi, M., & Ebrahim, N. (2013). A comparison between two main academic literature collections: Web of science and scopus databases. *Asian Social Science*, 9(5), 18–26. <http://doi.org/10.5539/ass.v9n5p18>
- Aguirre, Z. y Kvist, P. (2005). Composición florística y estado de conservación de los bosques secos del sur-occidente del Ecuador. *Lyonia*. Volumen 8 (2): 41-67.
- Asner, G.P., Rudel, T.K., Aide, T.M., Defries, R. & Emerson, R. (2009). A contemporary assessment of change in humid tropical forests. *Conservation Biology*, 23: 1386-95.
- Almeida P., X, Izurieta Cortés K., Menéndez P. Bauz E., Rodríguez M., Toasa G. Álvarez U., Pinos G., Yumiseva C., Sánchez L. Y Lara M. (2003). Identificación de Áreas Prioritarias para la Conservación en la Cordillera Real Oriental Colombia-Ecuador-Perú. TNC-CDCs. (Informe Final Proyecto). Quito.
- Arroyo Rodríguez, V. & S. Mandujano. (2009). Conceptualization and measurement of habitat fragmentation from the primates' perspective. *International Journal of Primatology* 30: 497–514.
- Brown, S., y A. E. Lugo. (1982). The storage and production of organic matter in tropical forests and their role in the global Carbon cycle. *Biotropica* 14:161–187
- Budowski, G. 1959. The ecological status of fire in tropical American lowlands, *Actas del* 33 Congreso Internacional de Americanistas 1:258– 263. San José, Costa Rica.
- Bierregaard, R. O., Lovejoy, T. E., Kapos, V., Dos Santos A. A. and Hutching, R. W., (1992). The Biological Dynamics of Tropical Rainforest Fragments: A prospective comparison of fragments and continuous forest. *Bioscience* 42: 859-866.
- Caloca, L.A. (2007). Técnicas avanzadas de fusión de imágenes.(tesis doctoral). Centro de Investigación en Geografía y Geomática —Ing. Jorge L. Tamayoll A.C. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: pasado, presente y futuro. CONABIO, Ciudad de México, México.

- Dixon, R. K., Solomon, A. M., Brown, S., Houghton, R. A., Trexler, M. C., Wisniewski, J. (1994). Carbon Pools and Flux of Global Forest Ecosystems. *Science* 263:185-190.
- Debinski, D. M. and R. D. Holt. (2000). A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14: 342–355.
- Dinerstein, E. D., M. Olson, D. J. Graham, A. L. Webster, S. A. Prim, M. P. Bookbinder and G. Ledec. 1995. Una evaluación del estado de conservación de las ecorregiones terrestres de América Latina y el Caribe. World Bank, Washington, D.C.
- Espinosa, C.I., De la Cruz, M., Luzuriaga, A. L. y Escudero, A. (2012). Bosques tropicales secos de la región Pacífico Ecuatorial: diversidad, estructura, funcionamiento e implicaciones para la conservación. *Ecosistemas* 21 (1-2): 167-179
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 34: 487-515.
- Frances, B., & Shermna, D. (2005). Scopus: The product and its development. *The Serials Librarian*, 49(3), 37–41. <http://doi.org/10.1300/J123v49n03>
- FRA (2010). Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010. Estudio Montes, 163. Roma: FAO.
- González, M. R. 2003. Alternativas de manejo forestal mediante el desarrollo de conocimiento específico de sitio. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Forestales, UANL, Linares, N. L. 154 p.
- Guz, A., & Rushchitsky, J. (2009). Scopus: A system for the evaluation of scientific journals. *International Applied Mechanics*, 45(4), 351–362. <http://doi.org/10.1007/s10778-009-0189-4>
- Hansen M.C., Stehman S. V. & Potapov, P. V. (2010). Quantification of global gross forest cover loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107: 8650-5.
- Hann, D. W. y B. Bare. 1982. Manejo de bosques incoetáneos Trad. P. Rivero B. Universidad Autónoma Chapingo, Depto. Bosques. *Boletín Técnico* 4. 30 p.
- Hernández, C. J., T. Walschburger B., R. Ortiz Q. y A. Hurtado G. 1992. Origen y distribución de la biota suramericana y colombiana. Páginas 55–104 en G. Halffter, editor. *La diversidad biológica de Iberoamérica I. CYTED-D. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el desarrollo.* Instituto de Ecología, A.C., México. Ciudad de México, México. Holdridge, L. R. (1967). *Life Zone Ecology*, Photographic supplement prepared by J.A. Tosi Jr., San José, Costa Rica.
- Heywood, V. H., comp. (1995). *Global Biodiversity and Assesment*. Cambridge University Press. New York.
- Houghton, R. (2012). Carbon emissions and the drivers of deforestation and forest degradation in the tropics. *Current Opinions in Environmental Sustainability*, 4: 597-603.

- Hoekstra, J., Boucher, T., Ricketts, T., Roberts, C., 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* 8, 23–29.
- Justiniano, M. J., y T. S. Fredericksen. 2000. Phenology of tree species in Bolivian dry forests. *Biotropica* 32:276– 281.
- Kauffman, J. B., Hughes, R. F., Heider, C. (2009). Carbon pool and biomass dynamics associated with deforestation, land use, and agricultural abandonment in the neotropics. *Ecological Applications* 19:1211-1222.
- Killeen, T. J., A. Jardim, F. Mamani, y N. Rojas. 1998. Diversity, composition and structure of a tropical semideciduous forest in the Chiquitanía region of Santa Cruz, Bolivia. *Journal of Tropical Ecology* 14:803–827.
- Laurance, W. F & C. Gascon. (1997). How to creatively fragment a landscape. *Conservation Biology* 21:577-579.
- Laurance, W., Bierregaard, R. (Eds.), 1997. *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities*. The University of Chicago Press, USA. p. 612.
- Laurance, W. et al., 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22- year investigation. *Conservation Biology* 16, 605–618.
- Lerdau, M., Whitbeck, J. y Holbrook, N.M. 1991. Tropical deciduous forest: death of a biome. *Trends in Ecology and Evolution* 6(7), 201-202.
- Medina, R., Joyanes, L. y Pinilla, C. (2010). Evaluación de la transformada de wavelet para fusión de imágenes satelitales. In Conference Record of Eighth Latin American, and Caribbean Conference for Engineering, and Technology: Innovation, and Development for the Americas: Engineering, Education, Research, and Development. Arequipa, Perú.
- Miles, L., Newton, A.C., DeFries, R.S., Ravilious, C. May, I., Blyth, S., Kapos, V. & Gordon, J.E. (2006). A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*, 33, 491-505.
- Myers N., and T. Goreau. (1991). Tropical Forest and the Greenhouse effect: a management response. *Climat. Change* 19 (1-2): 215-226.
- Myers, N. (1991). "Tropical deforestation: The latest situation". *BioScience* 41:282.
- Miles, L., Newton, A., DeFries, R., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V., Gordon, J., 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography* 33, 491–505.
- Moher, D., Liberati, A., Tetzlaff, J., Altman, D. G., & PRISMA Group. (2009). Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses: the {PRISMA} statement. *PLoS Med.*, 6(7), e1000097. <http://doi.org/10.1016/j.ijsu.2010.02.007>
- Murphy, P. G., y A. E. Lugo. (1986). Ecology of tropical dry forest. *Annual Review, Ecology and Systematics* 17:67– 88.

- Fahrig, L. (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487–515.
- Pennington, R.T., D.E. Prado & C.A. Pendry. (2000). Neotropical seasonally dry forests and quaternary vegetation changes. *Journal of Biogeography* 27: 261-273.
- Portillo-Quintero, C. A., & Sánchez-Azofeifa, G. A. (2010). Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation*, 143(1), 144–155. doi:10.1016/j.biocon.2009.09.020
- Primack, R., (2008). *A Primer of Conservation Biology*, fourth ed. Sinauer Associates, Inc. USA.
- Ochoa Gaona, S. (2001). Traditional land-use and deforestation in the highlands of Chiapas, Mexico. *Environmental Management* 4: 571-586.
- Rodríguez, J.P., Balch, J.K., Rodríguez-Clark, K.M., 2007a. Assessing extinction risk in the absence of species-level data: quantitative criteria for terrestrial ecosystems. *Biodiversity and Conservation* 16, 183–209.
- Rodríguez, J.P. et al., 2007b. Globalization of conservation: a view from the south. *Science* 317 (5839), 755–756.
- Ruiz V, Savé R, Herrera A. (2013). Multitemporal analysis of land use change in the Terrestrial Protected Landscape Miraflores Moropotente. Nicaragua. *Ecosistemas*. 22:117-123.
- Rudel, T.K., Defries, R., Asner, G.P. & Laurance, W.F. (2009). Changing drivers of deforestation and new opportunities for conservation. *Conservation Biology*, 23,1396-405.
- Soriano, P.J. y A. Ruiz. 2003. Arbustales xerófilos. Páginas 696–715 en M. Aguilera, A. Azocar y E. González, editores. *Biodiversidad en Venezuela*. Leipzig Alemania, Alemania.
- Saunders, D. A., R. J. Hobbs y C. R. Margules. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: A Review. *Conservation Biology*, 1: 18-32.
- Sánchez-Azofeifa, G.A. et al., 2005. Research priorities for Neotropical dry forests. *Biotropical* 37 (4), 477–485.
- Simonetti, J. A. (1998). Áreas silvestres protegidas: ¿protegidas y protectoras? En: F. Díaz-Pineda J. M. de Miguel y M. A. Casado (Eds.). *Diversidad Biológica y Cultura Rural en la Gestión Ambiental del Desarrollo*. Ediciones multiprensa, Madrid. Pp. 123-131.
- Scolozzi R, Morri E, Santolini R. (2012). Delphi-Based Change Assessment in Ecosystem Service Values to Support Strategic Spatial Planning in Italian Landscapes. *Ecol Indic*; 21:134-144.
- Spellerberg, I. F. y J. W. Sawyer. (1999). *An introduction to applied biogeography*. Cambridge United Kingdom.

- Tabarelli, M., W. Mantovani and C. A. Peres. (1999). Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southern Brazil. *Biological Conservation* 91: 119-127.
- Tejedor-Garavito, N., Lvarez, E., Arango Caro, S., Araujo Murakami, A., Blundo, C., Boza Espinosa, T.E., La Torre Cuadros, M.A., Gaviria, J., Gutierrez, N., Jorgensen, P. M., Len, B., López Camacho, R., Malizia, L., Millen, B., Moraes, M. Pacheco, S., Rey Benayas, J. M., Reynel, C., Timan de la Flor, M., Ulloa Ulloa, C., Vacas Cruz, O. and Newton, A.C. (2012). Evaluation of the conservation status of montane forest in the tropical Andes.
- Trejo, I. y Dirzo, R. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* 94(2), 133-142.
- Turner, I. M., K. S. Chua, J. Ong, B. Soong and H. Tan. (1996). A century of plants species loss from an isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Conservation Biology*. 10: 1229-1244.
- Muñoz R., C. A. y E. J. Treviño G. (2000). Evaluación de combustibles forestales a través de índices de vegetación y ortofotos. Aplicación en computadora personal. VIII Simposium Internacional de la Sociedad de Especialistas Latinoamericanos en Percepción Remota, Iguazú, Argentina Noviembre 6 - 10 de 2000.
- Williams-Linera G., R. H. Manson y E. Isunza Vera. (2002). La fragmentación del bosque mesófilo de montaña y patrones de uso del suelo en la región oeste de Xalapa, Veracruz, México. *Maderas y Bosque*. 8(1): 73-89.
- Wilcove, D. S., C. H. McLellan y A. P. Dobson. (1986). Habitat fragmentation in the temperate zone. *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Zuñiga, C., & Tobar, I. (2011). Aplicación de estrategias y técnicas metodológicas para desarrollar hábitos de lectura en los estudiantes de 4to año de educación básico.:Universidad Estatal de Milagro.

ANEXOS

Título	Autores	Periodo del Estudio	Año de Publicación	Área de Estudio	Objetivo del Estudio	Método	Resultados	Idioma	Tipo
Estimación de las reservas y pérdidas de carbono por deforestación en los bosques del departamento de Antioquia, Colombia	Adriana Yepes-Quintero, Álvaro J. Duque-Montoya, Diego Navarrete-Encinales, Juan Phillips-Bernal, Edersson Cabrera-Montenegro, Adriana Corrales-Osorio, Esteban Álvarez-Dávila, Gustavo Galindo-García, María C. García-Dávila, Álvaro Idárraga, Diana Vargas-Galvis	2009-2010	2011	Departamento de Antioquia (Colombia)	El presente estudio tiene como objetivo evaluar la distribución de la biomasa aérea y la pérdida potencial de carbono por deforestación en los presentes análisis de este estudio, no se tuvieron en cuenta los porcentajes de biomasa que se descomponen o se queman posterior a la deforestación tropical. Estudios futuros deberán contemplar ambas actividades para enriquecer el conocimiento de la dinámica del carbono en bosques andinos—, en relación con la variación altitudinal de los bosques naturales del departamento de Antioquia (Colombia). El estudio busca responder las siguientes preguntas de investigación: i) ¿cómo varía la biomasa aérea de los árboles a lo largo del gradiente altitudinal en bosques tropicales andinos del departamento de Antioquia?, ii) ¿cuáles son las reservas potenciales de carbono almacenadas en los bosques de Antioquia? y, iii) ¿cuál ha sido la cantidad de CO2 potencialmente emitida por efecto de la deforestación en la última década en Antioquia? Con los resultados obtenidos, se espera aportar elementos importantes para el conocimiento de la dinámica del carbono en bosques andinos, y generar información que puede ser aplicada a las iniciativas nacionales e internacionales que busquen mitigar y reducir el calentamiento global controlando las emisiones por deforestación y degradación de los bosques (REDD) a través de la formulación e implementación de proyectos REDD.	En cada uno de ellos se estableció una parcela permanente de 1,0 ha (100 x 100 m) distribuidas en un gradiente que va desde 8 a 2.800 m.s.n.m. En total se establecieron 16 parcelas y en cada una se midió la vegetación leñosa con diámetro normal [= (D) mayor a 10 cm (D ≥ 10 cm)]. 2) : Diversidad, dinámica y productividad de los bosques de Antioquia, se establecieron durante los años 2009 y 2010, parcelas cuadradas de 100 x 100 m en cada uno de los sitios identificados por zonas de vida (véase, Holdridge 1967), a excepción de la localizada en bosque seco tropical (parcela A) que se debió modificar a 40 x 250 m, con el fin de poderla acomodar dentro del único fragmento de bosque seco encontrado con un tamaño mínimo para la localización. Las parcelas fueron georreferenciadas tomando como punto base la esquina de inicio. El establecimiento y delimitación se hizo usando una brújula precisión, clinómetro o hipsómetro digital, jalones y cinta métrica para formar una red de subparcelas de 10 x 10 m (100 subparcelas), delimitadas por tubos de PVC en los vértices y marcados de acuerdo con el sistema cartesiano de coordenadas. El montaje de la parcela se realizó de acuerdo con los métodos utilizados en topografía haciendo corrección de distancias por pendiente.	Los resultados de la evaluación temática indicaron que la exactitud global del mapa 2000 asciende a 91,16% mientras que para el mapa 2007 resultó en 93,43%. Este resultado indica un ajuste adecuado de los resultados de la clasificación temática versus los datos de verificación utilizados. Analizando los errores de omisión/comisión, de acuerdo con los puntos de verificación, se encuentra que para el mapa 2000, 97,58% de la clase Bosque se encuentra bien clasificada, mientras que para el mapa 2007 es de 98,51%. Complementariamente con estas métricas de exactitud, se calculó el índice de Kappa para permitir comparaciones con otros productos cartográficos, resultando que para el mapa 2000 se obtiene un valor de 82,2% ± 5,61, mientras que para el mapa 2007 asciende a 86,8% ± 4,87. Ambos índices sugieren una exactitud temática adecuada, que permite cuantificar la deforestación para Antioquia con baja incertidumbre.	Inglés	Artículo Científico
Climate change versus deforestation: Implications for tree species distribution in the dry forests of southern Ecuador	Carlos E. Manhego, Patrick Hildebrandt, Jorge Cueva, Carlos Ivan Espinosa, Bernd Stimm, Sven Gunter	2008- 2014	2017	Región Tumbesina (Parte Ecuador)	Es proporcionar un marco de referencia científico para identificar el menor de dos males y proporcionar una base para la asignación efectiva de recursos en la conservación de bosques y el uso sostenible de la tierra.	Seleccionamos todas las especies de árboles característicos del bosque caducifolio seco en las laderas del suroeste de Ecuador, excluyendo predominantemente las formas de vida de arbustos. Las 17 especies de árboles se utilizan como madera local u otros productos de madera, y aunque estas especies se clasifican como distintivas del área, no se producen exclusivamente en esta región. Los registros de presencia se obtuvieron de la base de datos GBIF y se complementaron con datos de inventario de nuestras parcelas permanentes y registros de herbario en la Universidad Nacional de Loja. 2) Variables predictoras Las capas bioclimáticas presentes y futuras se obtuvieron de WorldClim.org [48] a una resolución de 30 arcos por segundo, aproximadamente 1 x 1 km cerca del ecuador. Además, se utilizaron las siguientes tres variables topográficas: clasificación del suelo basada en las denominaciones del USDA; profundidad absoluta al lecho de roca; y stock de carbono orgánico del suelo. Las tres variables se obtuvieron de SoilGrids.org, y sus resoluciones de cuadrícula se ajustaron para coincidir con las capas bioclimáticas. El escenario futuro elegido fue el resultado más extremo posible para 2050 y utilizó la	Seleccionamos todas las especies de árboles característicos del bosque caducifolio seco en las laderas del suroeste de Ecuador, excluyendo predominantemente las formas de vida de arbustos. Las 17 especies de árboles se utilizan como madera local u otros productos de madera, y aunque estas especies se clasifican como distintivas del área, no se producen exclusivamente en esta región. Los registros de presencia se obtuvieron de la base de datos GBIF y se complementaron con datos de inventario de muestras parcelas permanentes y registros de herbario en la Universidad Nacional de Loja. 2) Variables predictoras Las capas bioclimáticas presentes y futuras se obtuvieron de WorldClim.org [48] a una resolución de 30 arcos por segundo, aproximadamente 1 x 1 km cerca del ecuador. Además, se utilizaron las siguientes tres variables topográficas: clasificación del suelo basada en las denominaciones del USDA; profundidad absoluta al lecho de roca; y stock de carbono orgánico del suelo. Las tres variables se obtuvieron de SoilGrids.org, y sus resoluciones de cuadrícula se ajustaron para coincidir con las capas bioclimáticas. El escenario futuro elegido fue el resultado más extremo posible para 2050 y utilizó la vía de concentración representativa (RCP) 8.5 del	Inglés	Artículo Científico

Título	Autores	Periodo del Estudio	Año de Publicación	Área de Estudio	Objetivo del Estudio	Método	Resultados	Idioma	Tipo
						<p>vía de concentración representativa (RCP) 8.5 del modelo de circulación global CCSM4.0 de acuerdo con el quinto panel intergubernamental sobre el informe de evaluación del cambio climático. 3) Para calcular las métricas de deforestación y cambio climático que afectan a cada especie, utilizamos datos públicos y de uso del suelo de 2008 y 2014 del Ministerio de Medio Ambiente de Ecuador que está disponible en forma de cartografía digital. Luego, utilizamos la pérdida de bosque y / o el remanente de información del bosque nativo para enmascarar los resultados binarios de los modelos de distribución de especies individuales, tanto para los modelos actuales como futuros. Por lo tanto, obtuvimos aproximaciones específicas de la zona del área afectada para los periodos: 2008-2014 y 2014-2050. Dado que la pérdida de área estimada atribuida a la deforestación se calculó para un periodo de 6 años y el área amenazada por el cambio climático se determinó para un periodo de 36 años, estandarizamos los valores al calcular las tasas anuales de pérdida y los valores comparados para las 17 especies utilizando una prueba t pareada.</p>	<p>modelo de circulación global CCSM4.0 de acuerdo con el quinto panel intergubernamental sobre el informe de evaluación del cambio climático. 3) Para calcular las métricas de deforestación y cambio climático que afectan a cada especie, utilizamos datos públicos y de uso del suelo de 2008 y 2014 del Ministerio de Medio Ambiente de Ecuador que está disponible en forma de cartografía digital. Luego, utilizamos la pérdida de bosque y / o el remanente de información del bosque nativo para enmascarar los resultados binarios de los modelos de distribución de especies individuales, tanto para los modelos actuales como futuros. Por lo tanto, obtuvimos aproximaciones específicas de la zona del área afectada para los periodos: 2008-2014 y 2014-2050. Dado que la pérdida de área estimada atribuida a la deforestación se calculó para un periodo de 6 años y el área amenazada por el cambio climático se determinó para un periodo de 36 años, estandarizamos los valores al calcular las tasas anuales de pérdida y los valores comparados para las 17 especies utilizando una prueba t pareada.</p>		
<p>Quantifying small-scale deforestation and forest degradation in African woodlands using radar imagery</p>	<p>Casey m. Ryan, timothy, Emily Woolen, Claire ghee, Edward Mitchard, Gemma Cassels, Iainh ,Woodhouse and Mathew Williams</p>	<p>2007-2010</p>	<p>2011</p>	<p>Región en el centro de Mozambique, África</p>	<p>Los mapas de C resultantes nos permiten hacer varias preguntas sobre la naturaleza de los procesos de deforestación y degradación:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Cuánto carbono se pierde en comparación con la deforestación a la degradación? • ¿Las áreas de alta densidad de carbono se dirigen preferentemente a la LCC? • ¿Cuál es la densidad de carbono de las áreas cambiadas antes? • ¿Qué tamaño son los eventos de LCC y cómo se agrupan en el espacio? 	<p>La base de nuestro enfoque es producir una serie de tiempo de 3 años de mapas de carbono del área. Los mapas se producen utilizando una combinación de imágenes de radar de satélite y stock de carbono in situ. Los inventarios tratamos con carbono en la piscina de vegetación boscosa sobre el suelo (AGB, MgC ha 1), aunque se puede encontrar más información sobre la biomasa subterránea en este sitio en Ryan et al. (2011). Imágenes de radar. La detección remota por radar de apertura sintética (SAR) puede proporcionar información sobre la biomasa de la vegetación (Le Toan et al., 1992), así como muchas otras características de la superficie terrestre. El SAR utiliza un sensor activo a bordo de un satélite o avión para enviar un haz de energía y mide la intensidad de los ecos que regresan al sensor.</p>	<p>La pérdida de bosques en el área es principalmente el resultado de: (i) la tala para la agricultura a pequeña escala, en particular para la producción de maíz en fincas de entre - 1 y 2 ha y (ii) producción de carbón vegetal, que implica la eliminación selectiva de mediano tamaño se deriva de una área de - 0.2 ha alrededor de hornos temporales. Se vende carbón a lo largo de la carretera EN1 para el transporte hacia el sur hasta Inchope y Beira, pero también hay cierta demanda de carbón vegetal y leña. en la ciudad de gorongosa. Además, el fuego es ampliamente utilizado para Gestionar el paisaje y los incendios forestales son comunes. Frecuente y los incendios intensos pueden reducir la biomasa en estos bosques.</p>	<p>Inglés</p>	<p>Artículo Científico</p>
<p>Deforestation process in the municipality of Cherán, Michoacán, México (2006-2012)</p>	<p>María Luisa España-Boquera y Omar Champo-Jiménez</p>	<p>2006-2012</p>	<p>2016</p>	<p>El municipio de Cherán, México</p>	<p>El objetivo de este trabajo fue cuantificar la deforestación anual en el municipio de Cherán, entre 2006 y 2012, con el fin de proporcionar información clara y objetiva que contribuya a entender la situación sociopolítica de este municipio en el contexto actual de ingobernabilidad, violencia y pobreza. Se propone una metodología de construcción de mapas consistente en una clasificación no supervisada de imágenes satelitales de alta resolución, utilizando un criterio basado en el NDVI y la firma espectral.</p>	<p>Para la realización del trabajo se utilizaron en total 13 imágenes del satélite Spot 5: 9 multibanda (10 m) y 4 panorámicas (2.5 m), con fechas de adquisición comprendidas entre 2004 y 2012. Las imágenes satelitales fueron concedidas para este trabajo en el marco del convenio ERMEXS - UMSNH 2012. En todos los casos se trata de imágenes correspondientes a la época de secas. El análisis de las imágenes se realizó con el programa informático ENVI 4.8 (Exelis, Visual Information Solutions, Inc.)</p>	<p>Basado en el análisis de imágenes satelitales Spot de alta resolución, se pudo constatar la pérdida de superficie forestal en el municipio de Cherán, año con año entre 2006 y 2012, principalmente en 2011 (2815 ha). En el periodo estudiado la superficie vegetal total pasó de 12 730 ha a 3661 ha, es decir quedó reducida a menos de un tercio de su extensión inicial. En las imágenes se constata que las zonas deforestadas fueron después quemadas, lo que puede tener implicaciones en el proceso de restauración. Se pueden identificar como posibles causas de la deforestación la comercialización ilegal de madera y la expansión de la agricultura, en el complejo contexto de ingobernabilidad, delincuencia y pobreza en el que se encuentran las poblaciones indígenas de Michoacán. Se desconoce quién es responsable de la tala y la quema de los bosques y las autoridades no parecen tener interés en investigarlo; mientras tanto, la comunidad está concentrada en realizar un gran esfuerzo por restaurar el bosque y</p>	<p>Español</p>	<p>Artículo Científico</p>

Título	Autores	Periodo del Estudio	Año de Publicación	Área de Estudio	Objetivo del Estudio	Método	Resultados	Idioma	Tipo
Assessing the extent and causes of forest degradation in India: Where do we stand?	Priya Davidar a, Sasmita Sahoo , Pratheesh C. Mammena, Prashanth Acharya , Jean-Philippe Puyravaud ,M. Arjunan c, Jean Pierre Garrigues d, Krista Roessingh	2003-2005-2009	2009	Ghats occidentales fue Kogar en la División de Shimoga, estado de Karnataka,Bandipur National Park, The Sigur region,Katakad-Mundanthurai Tiger Reserve, INDIA	Probamos la hipótesis de que la presión de extracción sobre los bosques aumentaría con (1) la densidad de población humana local, (2) la proporción de hogares agrícolas en cada sitio, (3) y con la disponibilidad de mano de obra asalariada, un indicador de pobreza. En bosques protegidos. Estimación precisa de la condición del bosque a través de evaluaciones de campo y sensores remotos, y la comprensión de las variables socioeconómicas asociadas con la pérdida y degradación de los bosques son Necesario para el manejo sostenible de las áreas protegidas de la India.	Realizamos encuestas entre comunidades locales en y alrededor de cinco áreas protegidas en los Ghats occidentales y orientales de la India peninsular para evaluar el grado de dependencia de los productos forestales y el uso de los bosques para el pastoreo del ganado. Utilizando cuestionarios y los datos de campo aproximaron la presión de extracción sobre los bosques en términos de toneladas de biomasa eliminada por hectárea por año. Encuesta de cuestionario de estadísticas de hogares. Una encuesta de hogares evaluó: (1) comunidad / casta, (2) nivel de ingresos (bajo = ingresos en efectivo del hogar <USD50 por mes), (3) ocupación: agrícola, mano de obra asalariada o por cuenta propia / otros (4) recolección de combustible: madera, forraje y hojas verdes del bosque para uso doméstico o venta (5) propiedad del ganado: sin distribución o en establos, y uso doméstico / venta de leche / estiércol, y (6) la cantidad y calidad (tipo) de biomasa extraída de los bosques por unidad de tiempo (día / semana). El estiércol de ganado se recolectó comercialmente en la región BNP / Sigur y se incluyó como un producto forestal. Además de la encuesta del cuestionario, la cantidad de biomasa extraída por cada hogar por unidad de tiempo se pesó directamente en Kogar y en un subconjunto de casas en KMTR utilizando un balance de pesaje. En Sigur y Similipal, la cantidad de biomasa extraída se aproximó visualmente comparando con las cargas de cabeza de peso conocido.	Los cinco sitios de estudio diferían en términos del estado ocupacional de los hogares locales. En tres sitios, Kogar, Kakad-Mundanthurai y Similipal, un rango de 55 a 90% de los hogares se dedicaban a la agricultura, principalmente a la subsistencia. En Bandipur y Sigur había una mayor proporción de hogares que trabajaban por cuenta propia o trabajaban por cuenta propia (Tabla 2). El combustible-madera se recolectó del bosque en todos los sitios de estudio (Tabla 2), mientras que la recolección de forraje y hojas verdes se restringió a las regiones agrícolas (Tabla 2). La mayoría de los hogares encuestados utilizaron el combustible y la madera como única fuente o como fuente adicional de energía doméstica (Tabla 3). Todos los hogares encuestados recolectaron combustible y madera en Kogar, BNP y STR, mientras que alrededor de una cuarta parte participaron en la recolección de combustible y madera en KMTR . En general, el combustible - madera recolectada del bosque fue utilizado para fines domésticos, excepto en STR donde la proporción de los hogares que vendían madera para ganarse la vida era mayor . Cada hogar utilizó un rango de 4 a 18 kg de combustible y leña por día para cocinar y otras actividades domésticas. Los hogares en Kogar utilizaron una mayor cantidad de combustible, madera por día, ya que el combustible, madera se utilizó para calentar el agua durante todo el día en esta gran cantidad de lluvia región. La propiedad del ganado, principalmente el ganado, prevealca en todas las regiones y oscilaba entre el 52% y el 70% de los hogares, con la proporción más baja de propiedad en las aldeas que bordean KMTR. El forraje de fuentes forestales o no forestales se recolectó para alimentar al ganado en tres de las regiones agrícolas, pero en Sigur y BNP el ganado fue de distribución libre y el estiércol de ganado búfalo fue un producto importante que se recolectó en los bosques para su venta al orgánico. Plantaciones de café ubicadas en Wynmad y Coorg. La recolección de hojas verdes para la conversión a abono verde prevealca en las regiones agrícolas de KMTR y Kogar, pero no en las demás (Tabla 5). En general, se recolectó combustible, madera, forraje y hojas verdes para el consumo doméstico. El combustible, la madera y el estiércol fueron los únicos productos que aparecieron en el mercado: el combustible y la madera se vendieron localmente y el estiércol se comercializó a la industria global de plantaciones orgánicas.	Inglés	Artículo Científico
Importancia ecológica y socioeconómica de la cobertura arborea en un paisaje fragmentado de bosque seco de belén,Nicaragua	Dalia Sánchez, Marlon López, Arnulfo Medina, René Gómez, Celia A. Harvey, Sergio Vilchez, Blas Hernández Fátima López, Mariana Joya, Fergus L. Sinclair y Stefan. Kunth	2002-2003	2004	Municipio de Belén, departamento de Rivas, en el suroeste del país. Nicaragua	Caracterizar la cobertura arbórea de las fincas ganaderas en el paisaje fragmentado de Rivas, Nicaragua y evaluar su importancia para la conservación de la biodiversidad y la sostenibilidad de la productividad de las fincas.	La cobertura arbórea fue caracterizada en base a fotos aéreas, inventarios detallados de todos los árboles dispersos y cercas vivas en 12 fincas. Además, se realizaron encuestas socioeconómicas a 102 productores de la zona para obtener información sobre el uso del suelo, tipo de finca, actividades agropecuarias, características de los productores, cobertura arbórea presente y manejo de la cobertura arbórea. 2) Los parches de bosques naturales existentes en 1976 y 1989 se tomaron de fotografías aéreas con el uso de un estereoscopio. Para distinguir entre las tres categorías de áreas de cobertura natural.	El paisaje de Rivas se encuentra altamente intervenido y degradado, producto de la actividad ganadera y agrícola que ha creado un mosaico de pequeños parches aislados de bosque secundario y bosques riparios, inmersos en una matriz de potreros.	Español	Literatura de texto (Revista Encuentro)

Título	Autores	Periodo del Estudio	Año de Publicación	Área de Estudio	Objetivo del Estudio	Método	Resultados	Idioma	Tipo
Emerging trends of tropical dry forests loss in North & Central America during 2001–2013: The role of contextual and underlying drivers	Carlos Portillo-Quintero, Vaughn Smith	2001-2013	2018	México, Guatemala, Honduras, El Salvador, Nicaragua, Costa Rica and Panamá	El análisis nos permitió proporcionar estadísticas básicas y utilizar herramientas de minería de datos espacio-temporales en sistemas de información geográfica para detectar tendencias emergentes de pérdida de TDF para México y los países de América Central a nivel nacional. Examinamos las tendencias nacionales y subnacionales en el contexto de posibles factores políticos y socioeconómicos causales durante el mismo período de estudio (2001-2013).	Presentamos una evaluación a nivel nacional y subnacional de los patrones de pérdida de TDF en México y América Central a alta resolución espacial y temporal utilizando tecnologías de teledetección y SIG. Utilizamos el conjunto de datos Global Forest Change (GFC) publicado por Hansen et al. (2013) que muestra la pérdida de bosque detectada a una resolución de 30 m de píxeles a tasas interanuales desde 2000 hasta 2013. Analizamos la pérdida de TDF dentro de un mapa revisado por pares de resolución moderada de la extensión de TDF basado en imágenes satelitales de 2004, eliminamos posibles fuentes de errores y aplicamos todo los polígonos corresponden a la pérdida de bosque solo dentro de la cubierta dominada por TDF. Analizamos las tendencias en la magnitud de la deforestación (área de pérdida total de bosque) y el tamaño del parche de pérdida de TDF como así como la densidad de pérdida de bosques en toda la región. También investigamos el patrón espacial de aumentar o disminuir las tendencias temporales de pérdida de bosques mediante la aplicación de un análisis de puntos críticos de espacio-tiempo. Para el período 2001–2013, identificamos cinco áreas donde la pérdida de TDF era alta y tenía tendencia a aumentar; mientras que la pérdida generalizada de TDF baja con tendencia a la disminución se encontró en la mayoría de los países de América Central y la mayor parte de la costa del Pacífico de México. Los factores causales contextuales y subyacentes varían, conforme a las diferencias culturales y socioeconómicas en toda la región, con la migración rural, la expansión agrícola a pequeña escala, la intensificación agrícola, la expansión de la palma aceitera y la ganadería entre las principales causas de la conversión de TDF.	Nuestra metodología aseguró que todos los polígonos de pérdida de bosque detectados por Hansen et al. (2013) correspondió a la pérdida de bosques solo dentro de la cubierta terrestre dominada por TDF. La detección de cambios en toda la vegetación de más de 5 m garantizó observaciones de bosques secos secundarios de baja estatura y tipos de TDF en entornos más secos también. Observamos que la mayoría de los polígonos no deforestados encontrados y eliminados durante la inspección visual se asociaron con valles de tierras bajas donde predomina la cubierta agrícola. También observamos que la pérdida de TDF se detectó con precisión incluso en ecorregiones altamente caducas donde los cambios interanuales en la caducidad del dosel podrían confundirse con la pérdida de bosques. Durante la etapa de preprocesamiento, también encontramos que casi la mitad de los polígonos detectados en Panamá, Costa Rica, Nicaragua y México estaban por debajo de 0.1 ha (y por lo tanto tuvieron que ser eliminados del análisis) mientras que no se encontraron polígonos de 0.1 ha en Honduras, El Salvador y Guatemala. La distribución de los polígonos de pérdida de bosque por país se muestra en El conjunto de datos resultante contenía 1,046,152 polígonos de pérdida de bosque mayores a 0.1 ha para una pérdida total de cobertura de TDF de 661,307 ha en América del Norte y Central durante el período 2001-2013. Esto representa la pérdida del 2.4% de la cobertura de TDF según el mapa de cobertura de TDF de referencia de Tropi-Dry para 2004. La mayor parte de la pérdida de bosque se encontró dentro de México, donde ocurrió el 77% (511,263 ha) del área total de pérdida de bosque. Esta cantidad representa el 2.8% de la cobertura estimada para México en 2004. Le siguió Honduras con 56,401 ha perdidas durante el período 2001–2013 (2.12% de su cobertura 2004) y luego El Salvador (22,004 ha; 1.98%), Nicaragua (51,336 ha; 1.59%), Costa Rica (10,771 ha, 1.42%), Panamá (4934 ha, 0.80%) y Guatemala (4599 ha, 0.44%) respectivamente.	Ingles	Artículo Científico
Deforestation and Reforestation of Latin	T. Mitchell Aide, Matthew L. Clark	2001-2010	2012	América del Sur , Centro	Determinar la extensión y la distribución	Generamos mapas anuales de la cubierta terrestre	Entre 2001 y 2010, ALC experimentó tanto una	Ingles	Artículo Científico

America and the Caribbean (2001-2010)	H. Ricardo Grau David Lopez-Carr Marc A. Levy Daniel Redo Martha Bonilla-Moheno George Riner Mara J. Andrade-Nunez and Mari'a Muniz			América	espacial de deforestación y reforestación, utilizamos imágenes satelitales para cuantificar el cambio de tierra entre 2001 y 2010 para los 16,050 municipios dentro de los 45 países de América Latina y el Caribe. Aquí, usamos una definición liberal de deforestación y reforestación: la deforestación incluye vegetación leñosa (es decir, árboles, arbustos) pérdida por conversión, tala selectiva, degradación; La reforestación incluye la ganancia de vegetación leñosa a través de la regeneración natural, la invasión o la intervención humana directa. En este contexto, lo que constituye un bosque depende del bioma: árboles en bosques húmedos y arbustos o árboles pequeños en desiertos. En nuestro análisis, también determinamos la relación entre el cambio de vegetación leñosa y las variables demográficas y ambientales humanas clave. Específicamente, abordamos las siguientes preguntas: (1) ¿Dónde están los puntos críticos de ganancia y pérdida de vegetación leñosa? (2) ¿Qué biomas están experimentando el mayor cambio en la cubierta de vegetación leñosa? y (3) qué variables están asociadas con estos cambios?	basados en datos satelitales del espectro radiómetro de imágenes de resolución moderada (MODIS) de 250 m para el período 2001-2010 para todos los países de ALC en la segunda escala administrativa o municipal (N = 16,050). También se informó el cambio de tierra para los diez biomas principales dentro de ALC (Olson et al. 2001, Fig. 1). Seguimos la definición de geoesquema de las Naciones Unidas de América Latina y el Caribe, que incluye a todos los países de América al sur de los Estados Unidos.	deforestación extensa como una reforestación. Estimamos una pérdida neta de 179,405 km2 de vegetación leñosa como resultado de deforestación y +362,430 km2 de reforestación. CAMBIO REGIONAL Y DE NIVEL DE PAÍS. En el Caribe, hubo una ganancia neta de vegetación leñosa. La mayor parte de este aumento ocurrió en Cuba, donde estimamos una ganancia neta de +2524 km2 de vegetación leñosa. Puerto Rico y Haití también tuvieron una ganancia neta en vegetación leñosa (+167 y +151 km2, respectivamente). Trinidad y Tobago y Jamaica fueron los países con mayor área de pérdida de vegetación leñosa (? 203 y? 299 km2, respectivamente). La región de México / Centroamérica también experimentó un aumento neto en la vegetación leñosa; la mayoría de los cuales ocurrieron en México (+96,089 km2). Honduras, Costa Rica y El Salvador tuvieron una ganancia neta en vegetación leñosa (+3460, +1628 y +886 km2, respectivamente). Guatemala y Nicaragua fueron los países con mayor área de pérdida de vegetación leñosa (? 3019 y? 7961 km2, respectivamente). La deforestación prevaleció en América del Sur, y Argentina, Brasil, Paraguay y Bolivia representaron el 80 por ciento de la deforestación en toda ALC. Argentina y Brasil tuvieron una pérdida neta de aproximadamente 100,000 km2 de vegetación leñosa. Aunque Brasil perdió la mayor área de vegetación leñosa (? 245,767 km2), fue el país con mayor área de ganancia de vegetación leñosa (+146,342 km2). Bolivia y Paraguay también tuvieron pérdidas netas de vegetación leñosa (27,650 y 42,778 km2, respectivamente). Colombia y Venezuela fueron los dos países de América del Sur con las mayores ganancias netas en vegetación leñosa (+16,963 y +5830 km2, respectivamente).		
Título	Autores	Periodo del Estudio	Año de Publicación	Área de Estudio	Objetivo del Estudio	Método	Resultados	Idioma	Tipo
Análisis y modelación de los procesos de deforestación: un caso de estudio en la cuenca del río Coyoquilla, Guerrero, México	Laura Paulina Osorio Jean-François Mas Francisco Guerra Mannel Maass	2000-2010	2014	La cuenca del río Coyoquilla se localiza en la provincia fisiográfica Sierra Madre del Sur, al suroeste del estado de Guerrero, México	Evaluar la dinámica de los procesos de deforestación; identificar las relaciones de la deforestación con factores ambientales y socioeconómicos con la deforestación para cada una de las cubiertas vegetales presentes, así como desarrollar un modelo espacial prospectivo de los patrones de deforestación	Tasas de cambio y matrices de transición: Se estableció un sistema clasificatorio para el análisis y cuantificación de los cambios que consistió en seis categorías de cubierta y uso de suelo: a) asentamientos humanos; b) pastizales inducidos c) agricultura de temporal; d) bosque tropical seco; e) bosque de encino y f) bosque mixto de pino y encino. Estas categorías se asignaron con base en el sistema clasificatorio del Inventario Forestal Nacional (IFN), realizado con base en el reagrupamiento de las categorías de los mapas de cubierta. Este método consiste en actualizar el mapa elaborado para una fecha interpretando la imagen de la fecha siguiente, lo cual garantiza la congruencia entre fechas	La cubierta forestal de la cuenca del río Coyoquilla ha sido reducida en un 38% en el periodo 1986-2011. En el primero (1986-2000) se registró una pérdida de cubierta forestal del 16%, presentando las mayores tasas anuales de pérdida para la cubierta bosque tropical seco (-3-71%) seguido del bosque de encino (-1-36%) y, por último, el bosque de pino-encino (-0.27%). En el segundo (2000-2011) se registró una pérdida del 22% de cubierta forestal, presentando las mayores tasas anuales de pérdida para el bosque de encino (-5-54%), seguido del bosque tropical seco (-4.53%) y el bosque de pino-encino (-0.98%)	Español	Artículo Científico
Título	Autores	Periodo del Estudio	Año de Publicación	Área de Estudio	Objetivo del Estudio	Método	Resultados	Idioma	Tipo
Conservación mediante el uso: Lecciones aprendidas en el bosque seco tropical mesoamericano	Adrian Barranca, Kathrin Schreck Enberg y James Gordon	2000-2005	2009	Se centró en dos áreas seleccionadas como estudios de caso: el sur de Honduras y la zona costera del estado de Oaxaca, México. Estas áreas, las zonas del bosque seco de México (costa de Oaxaca) y la de la mayor parte de Centroamérica (representada por el sur	Analiza el concepto de "conservación mediante el uso" (CMU), empleando como un estudio de caso la conservación de la diversidad de especies arbóreas del bosque seco tropical mesoamericano (BSTM) en Honduras y México. Aborda el tema de la necesidad de desarrollar estrategias de conservación basadas tanto en una determinación botánica de las especies que tienen una mayor necesidad de conservación, como en la comprensión del papel que desempeñan estos árboles en los sistemas locales de sustento	A través de una combinación de investigación botánica y socioeconómica, CUBOS buscó identificar estrategias eficaces y sostenibles para la conservación de la diversidad de especies arbóreas presentes en el BSTM, que fueran compatibles con las condiciones locales de cultura y de tenencia de la tierra y las necesidades de desarrollo de la población local. Su objetivo secundario fue el de contribuir a una mejor comprensión de las condiciones en las que la conservación mediante el uso puede ser, en general, una	Tras la conclusión del trabajo de campo, se reunieron los resultados de la información biológica, social y económica con el fin de analizar la importancia y el potencial de conservación de las prácticas de manejo de los árboles y de uso del suelo que habían sido identificadas. En tanto se trataba de un proyecto de investigación sobre desarrollo, se puso un fuerte énfasis en la apropiación de la investigación por los usuarios finales de los resultados y en la construcción de capacidades	Español	Revista

Título	Autores	Periodo del Estudio	Año de Publicación	Área de Estudio	Objetivo del Estudio	Método	Resultados	Idioma	Tipo
Effects of Forest Fragmentation on Phenological Patterns and Reproductive Success of the Tropical Dry Forest Tree <i>Ceiba aesculifolia</i>	Yvonne Herrerias, Diego Quesada, Kathryn e. Stoner, Jorge a. Lobo	2000-2003	2006	México; Chamela-Cuixmala Biosphere Reserve	En nuestro estudio de 4 años, determinamos los efectos de la fragmentación del bosque sobre la fenología de la floración y el éxito reproductivo del árbol tropical <i>Ceiba aesculifolia</i> comparando parámetros reproductivos entre poblaciones de árboles en hábitats perturbados y no perturbados.	Para examinar los efectos de la fragmentación de los bosques en el éxito reproductivo de <i>C. aesculifolia</i> , comparamos árboles en dos condiciones de hábitat: perturbados y no perturbados. Todos los árboles seleccionados fueron adultos reproductores. Se consideraba que los árboles estaban en hábitats perturbados si había ≤ 3 individuos reproductores / ha en pequeños fragmentos de bosque en el sur. Para examinar los efectos de la fragmentación de los bosques en el éxito reproductivo de <i>C. aesculifolia</i> , comparamos árboles en dos condiciones de hábitat: perturbados y no perturbados. Todos los árboles seleccionados fueron adultos reproductores. Se consideraba que los árboles estaban en hábitats perturbados si había ≤ 3 individuos reproductores / ha en pequeños fragmentos de bosque rodeados por campos agrícolas o pastizales. Los árboles en hábitats perturbados se seleccionaron sistemáticamente a lo largo de la Carretera Federal 200 (Barra de Navidad a Puerto Vallarta) cerca de la Reserva de Biosfera Chamela-Cuixmala. Seleccionamos cuatro poblaciones en hábitats perturbados que estaban a más de 10 km de distancia. Los hábitats no perturbados consistían en grupos de ≥ 6 individuos reproductivos / ha que ocurren en un área rodeada de bosque maduro dentro de la Reserva de Biosfera Chamela-Cuixmala. Para incluir el área más grande posible dentro de la reserva, seleccionamos tres poblaciones de tres cuencas diferentes dentro de la reserva que estaban separadas entre sí por más de 8 km. El número de individuos que florecieron y produjeron frutos maduros de <i>C. aesculifolia</i> varió según el año. En total estudiamos 36 árboles de hábitats perturbados y 56 árboles de hábitats no perturbados.	Entre las poblaciones en las dos condiciones de hábitat ocurrió poco traslape en la floración. El periodo de floración de arboles en el hábitat perturbado inicio entre 15 y 20 días antes del periodo de floración en el hábitat no perturbado durante 3 años. La floración de arboles en el hábitat no perturbado alcanzo su máximo al final del periodo de floracion de arboles en el hábitat perturbado. La proporción de arboles que florecieron fue mayor en el hábitat no perturbado. Sin embargo, la producción total de flores fue mayor en el hábitat perturbado y estas diferencias se mantuvieron durante 3 años. La proporción de individuos que produjeron frutos no difirió entre las condiciones de hábitat pero no difirió en los años. La producción total de frutos fue mayor en el hábitat perturbado, pero la relación fruto/flor y la producción de frutos fueron iguales todos los años y entre condiciones de hábitat. El aborto de semillas vario en los años y entre hábitats. Concluimos que la fragmentación de bosques no afecta negativamente al éxito reproductivo de <i>C. aesculifolia</i> . Parece que los murciélagos polinizadores altamente móviles mantienen conectividad reproductiva entre arboles en ambos hábitats.	Inglés	Artículo Científico
Los Bosques Secos De La Reserva De Biosfera Del Noroeste (Perú): Diversidad Arbórea Y Estado De Conservación	Jorge Miguel Leal-Pinedo; Reynaldo Linares-Palomino	2000-2003	2015	Situada en el extremo norte del Perú, en los departamentos de Tumbes (provincias de Contralmirante Villar, Tumbes y Zarumilla) y Piura (provincias de Talara y Sullana)	El propósito del presente artículo es incrementar la información a 16 hectáreas con diez inventarios florísticos cuantitativos de una hectárea adicionales ejecutados en el área. Creemos que dicha información, a pesar de considerarla aún insuficiente, nos permite hacer un análisis preliminar del nivel de diversidad y conservación de la vegetación leñosa que existe en el área, y cómo es influenciada por los factores ambientales y antrópicos de la región	Adicionalmente a las seis parcelas reportadas en Linares-Palomino & Ponce-Álvarez (2005), se han instalado diez parcelas permanentes de una hectárea (100 m x 100 m) en la RBNO entre abril 2000 y noviembre 2003 siguiendo la metodología de Alder & Synnot (1992). Siete en el PNCA y tres en la ZRT (Fig. 1). En cada parcela se marcó, midió, colectó e identificaron todos los árboles mayores e iguales a 10 cm de DAP (diámetro a la altura del pecho a 1.30 m). Los vouchers están depositados en el herbario de la RBNO, Tumbes. Para cada parcela se han calculado diversos índices (dominancia, índice de Shannon, índice de Simpson, equidad) utilizando el programa PAST ver.1.32	La intensa deforestación a la que se está sometiendo a diversos sectores para ganar terreno para agricultura y ganadería está ocasionando la transformación del hábitat. A esta degradación se adicionan la falta de alternativas y oportunidades rentables para los pobladores locales, acelerando estos procesos que se hacen cada vez más agudos en la región. Este círculo vicioso conducirá lamentablemente a una mayor fragmentación, empobrecimiento y finalmente desaparición de los bosques.	Español	Artículo Científico
A global overview of the conservation status of tropical dry forests	Lera Miles, Adrian C. Newton, Ruth S. DeFries, Corinna Ravillious, Ian May, Simon Blyth, Valerie Kapos and James E. Gordon	2000-2001	2006	Escala Global	Analizar el estado de conservación de los bosques tropicales secos a escala global, combinando un mapa de distribución global recientemente desarrollado con datos espaciales que describen diferentes amenazas, e identificar la exposición relativa de diferentes áreas forestales a tales amenazas.	Presentamos un nuevo mapa de distribución global de bosque seco tropical derivado del producto recientemente desarrollado MODIS Vegetación de Campos Continuos (VCF), que representa el porcentaje de cobertura arbórea a una resolución de 500 m, combinado con mapas de biomas definidos previamente. Este mapa de distribución se superpuso	Se estima que quedan 1,048,700 km ² de bosque tropical seco, distribuida en las tres regiones tropicales. Más de la mitad del área forestal (54.2%) se localiza en Sudamérica, el área restante se divide casi por igual entre América del Norte y Central, África y Eurasia, con una proporción relativamente pequeña (3.8%) que se presenta dentro de Australasia y el sudeste asiático. En	Inglés	Artículo Científico

Título	Autores	Periodo del Estudio	Año de Publicación	Área de Estudio	Objetivo del Estudio	Método	Resultados	Idioma	Tipo
						con datos espaciales para estimar la exposición de los bosques tropicales secos a varias amenazas diferentes: cambio climático, fragmentación del hábitat, incendios, densidad de la población humana y conversión a tierras de cultivo. La extensión del bosque seco tropical actualmente protegido se estimó superponiendo el mapa forestal con un conjunto de datos globales de la distribución de áreas protegidas	general, c. El 97% del área restante del bosque tropical seco está en riesgo por una o más de las amenazas consideradas, con los porcentajes más altos registrados para Eurasia. La exposición relativa a diferentes amenazas difirió entre regiones: mientras que el cambio climático es relativamente significativo en las Américas, la fragmentación del hábitat y el fuego afectan a una mayor proporción de los bosques africanos, mientras que la conversión agrícola y la densidad de la población humana son las más influyentes en Eurasia. La evidencia sugiere que c. 300,000 km2 de bosque seco tropical ahora coinciden con algún tipo de área protegida, con un 71.8% de este total ubicado en Sudamérica		
Assessment Of Plant Diversity In Response To Forest Degradation In A Tropical Dry Deciduous Forest Of Eastern Ghats In Orissa	U. Devi & N. Behera	1994-1996	2003	Badrama Reserve Forest , Sambalpur,India	Se ha realizado una comparación entre un bosque caducifolio seco relativamente no perturbado y dos bosques degradados en la Reserva del Bosque de Badrama de la División de Bamra en Orissa en términos de asociaciones de especies de árboles dominantes, número de especies, densidad de árboles, área basal, valores de IVI y FVI, crecimiento insuficiente , liana y flora (herbácea). La asociación de especies de árboles dominantes en el bosque natural no perturbado fue Shorea Terminalia-Pterocarpus que cambió a Shorea-Cleistanthus-Terminalia y Soyimida Semecarpus-Buchanania en los bosques perturbados. Índices de diversidad de árboles, arbustos y Las lianas eran máximas en el bosque natural no perturbado y la perturbación llevó a la disminución de la diversidad de estas formas de vida	El análisis fitosociológico del bosque se realizó en cuadrantes de 10 X 10 m en cinco parcelas separadas de 100 X 100 m colocadas en cada sitio. Cada muestra consistió en 10 cuadrantes colocados al azar. El tamaño y la cantidad de cuadrantes necesarios se determinaron utilizando la curva de área de especie (Misra 1968). Para el muestreo de especies de hierbas, se utilizaron 1 X 1 m de cuadrantes viables. La vegetación de los sitios de estudio se analizó cuantitativamente para determinar la frecuencia, densidad y dominancia. El índice de valor de importancia (IVI) para las especies individuales se determinó como la suma de la frecuencia relativa, la densidad relativa y la dominancia relativa (Cottam y Curtis 1956). El valor de importancia familiar (FIV) para las especies de árboles se calculó sumando la densidad relativa, la diversidad relativa (número de especies) y el predominio relativo de todas las especies dentro de la familia. Los índices FIV para los arbustos, lianas y hierbas se calcularon sumando la densidad y la diversidad relativas. Para la diversidad y dominancia de las especies, el índice de diversidad de Shannon (H) y la concentración de dominancia de Simpson (Cd) se calcularon respectivamente después de Magurran (1988)	El bosque caducifolio seco tropical forma una vegetación climática de gran parte de la India peninsular (Mehner-Homji, 1977). Esta vegetación tiene varias funciones económicas y ambientales, incluido el control climático sobre la India oriental y peninsular. La pérdida acelerada de bosques junto con un crecimiento pobre de los bosques allanan el camino para la erosión masiva del suelo y el desequilibrio hidrológico. Estos, a su vez, han sido citados como las causas de la incidencia de inundaciones y sequías, poniendo en peligro el estatus socioeconómico de las personas de esta área. Además, el empobrecimiento del suelo y la consecuente falta de la regeneración del bosque resultan en la pérdida de la diversidad floral y faunística del bosque. Por lo tanto, es imperativo que la cobertura forestal existente y la biodiversidad natural de los Ghats orientales estén protegidos a través de una conservación adecuada y estrategias de gestión.	Inglés	Artículo Científico
Biomass dynamics associated with deforestation, fire, and, conversion to cattle pasture in a Mexican tropical dry forest	J.B KauffmanaM. DSteeleD.L.CummingsV.J Jaramillo	1993-1995	2002	Jalisco, México	El objetivo general de este estudio fue cuantificar la dinámica de biomasa y el comportamiento del fuego asociados	Todal sobre el suelo Biomasa (TAGB) En Cinco distintos períodos Durante el Proceso De Bosque Conversión Para Pasto. TAGB Fue Medido Después el Primaria Bosques Fueron Cortar Después el Inicial Bosque barra oblicua Fuegos Y 1 año Después Pasto Establecimiento. Después 2 Años TAGB Fue Cuantificado Antes Y Después el Primero Pasto Fuego Realizado En Sitio. Para capturar el Variabilidad En Biomasa Quema Dos Tratamientos (Baja Y Alta) Basado Sobre Grado De Biomasa Consumido Fueron Establecido En a Aleatorios Bloquear Diseño Con Tres Tratamiento Bloques. Deir TAGB De el Cortó Primaria Bosque Fue 118 Mg tiene—1 En el Baja Parcelas Y 133 Mg tiene—1 En el Alta Parcelas. el barra oblicua Fuegos Resultó en biomasa Pérdida De 62% De el TAGB (73 Mg tiene—1) En el Baja Tratamiento Y 80% (108 Mg tiene—1)	En el Alta Tratamiento. el Mayor Tratamiento Diferencias En Consumo Ocurrió En el Grande Madera (>7.6 Cm diámetro). Fuegos En el Baja Tratamiento Consumido 31% De el Grande Madera Pero solamente 7% En el Alta Tratamiento. Antes Para el Primero Pasto Fuego TAGB Fue 40.3 Mg tiene—1 En el Baja Tratamiento Y 20.9 Mg tiene—1 En el Alta Tratamiento. el Pasto Fuegos Consumido 63% De el TAGB En el Baja Sitios Y 73% De el TAGB En el Alta Tratamiento. Siguientes el Pasto Fuegos el TAGB Fue 14.8 Mg tiene—1 En el Baja Tratamiento Y 7.6 Mg tiene—1 En el Alta Tratamiento. En el Primero 2 Años De Tierra Cubrir cambio De Seco Bosque Para Pasto allí Fue a Dramático rechazar En TAGB (y por lo tanto, sobre el terreno C piscinas) que suman el 87 y el 94% de los bosques de predisturbios. La biomasa total perdida a través del fuego Y Descomposición Fue 113 Y 132 Mg tiene—1; Fuego cuentado Para 89–92% De el Pérdida Mientras descomposición/desaparición Compuesto 2–11% De el Total Biomasa Pérdida, el Generalizada Distribución De Tropical Seco Bosques Su Alto Tarifas De Deforestación Y Su Alto Tarifas De Biomasa Consumo Durante Fuegos	Inglés	Artículo Científico

Título	Autores	Periodo del Estudio	Año de Publicación	Área de Estudio	Objetivo del Estudio	Método	Resultados	Idioma	Tipo
							Sugerir ese Ellos Son Significativo Antropogénicos Fuentes De Atmosférica C. el Dramático Pérdida De Biomasa Y Asociados Alto Grado De Fuego Severidad Puede Además Afectan Futuro Sitio Productividad Y el Capacidad Para estos sitios para funcionar como grupos c en el futuro.		
Influencia Del Programa Socio Bosque En La Dinámica De Los Servicios Ambientales De Los Bosques Secos Deciduos Del Ecuador	Acosta Cevallos Elena Gabriela Rodríguez Guerrero Brígida Beatriz	1990-2000, 2001-2008, 2009-2012	2015	Provincias de Manabí, Guayas, Santa Elena, El Oro y Loja.	Se propone la creación de una Estrategia de Incentivos, que partiendo de una línea base permita la construcción de una Política de Pago por Servicios Ambientales en el país y en beneficio de la ciudadanía. Estas futuras estrategias proyectan mayor área de conservación manteniendo la conectividad de ecosistemas, la biodiversidad y una adecuada producción sostenible	Para determinar los cambios de cobertura vegetal en los Bosques Secos Deciduos, se utilizaron sistemas de información geográfica, particularmente el programa Arc Gis de plataforma ESRI	Análisis geográfico orientado a Identificar los servicios ambientales que brindan los Bosques Secos Deciduos del Ecuador, será un instrumento orientado a darle sostenibilidad a la conservación y mantenimiento de la cobertura forestal del país basado en la hipótesis de que el bosque seco deciduo será mejor protegido y mantenido si sus dueños reciben una compensación extra por su conservación	Español	Tesis
Evaluación De La Pérdida De La Cobertura Del Bosque Seco Chaqueño En El Municipio De Torotoro Y En El Parque Nacional Torotoro (Potosí, Bolivia), Mediante Teledetección	Francisco E. Fontúrbel	1990-2000	2007	Parque Nacional Torotoro (Potosí, Bolivia) y del Municipio de Torotoro	Objetivo evaluar la fragmentación y pérdida de la cobertura del bosque seco chaqueño a nivel de paisaje, en un lapso de 11 años (entre 1990 y 2001) en el PNNT y el Municipio de Torotoro, usando técnicas de análisis espacial a partir de imágenes de satélite. Este es el primer estudio de evaluación de cobertura boscosa que se realiza mediante teledetección en el PNNT y en el Municipio de Torotoro.	Se trabajó con dos imágenes de satélite, una Landsat 5 TM de 1990 y una Landsat 7 ETM+ de 2001, ambas imágenes fueron corregidas geométricamente, se aplicó un índice normalizado de vegetación y se realizó una clasificación supervisada, distinguiendo las categorías "bosque" y "matriz". Las clasificaciones fueron ajustadas al perímetro del Parque Nacional y del Municipio en ArcView, convertidas a formato vectorial y se corrió un análisis de fragmentos para obtener las métricas de paisaje, borde, forma, distancia y área núcleo. Los resultados muestran un incremento de 6 ha para el PNNT, pero una pérdida de 6 449 ha del bosque seco en el Municipio entre 1990 y 2001	Para el PNNT, entre 1990 y 2001 hubo un incremento de 6.11 ha de bosque. Además, el área núcleo incrementó en 9.41 ha, y el número de parches de 757 a 820, en tanto el área promedio del parche se redujo en 0.09 ha. En 11 años el borde se redujo en 784 m, sin embargo, el índice de borde prácticamente no cambió. Las métricas de distancia y forma no variaron significativamente en el tiempo. En el Municipio de Torotoro, entre 1990 y 2001 hubo una pérdida de 6 448.95 ha de bosque (Figura 3). El área núcleo se redujo en 6 132.84 ha, el número de parches incrementó de 9 322 a 9 600, y el área promedio del parche se redujo en 0.77 ha (Tabla 2). En 11 años, el borde y la densidad de borde muestran poca variación, al igual que la dimensión fractal y el índice de forma, sin embargo, el cambio es significativo cuando este último índice es ponderado por el área. A pesar que se observa un cambio de 26.71 m en la distancia al parche vecino más cercano, el índice de proximidad promedio cambió de 391.91 a 88.76. Los análisis estadísticos elaborados, indicaron que no hubo diferencias significativas entre el área total de los fragmentos de 1990 a 2001, tanto para el PNNT (P = 0.99) como para el Municipio de Torotoro (P = 0.96), ni tampoco para el área núcleo del PNNT (P = 0.95) ni del Municipio (P = 0.45). La tasa de deforestación calculada para el Municipio de Torotoro fue de un 1.90% anual, mientras que para el PNNT fue de -0.05% anual. La matriz de cambios elaborada (Tabla 3) resume los cambios registrados entre 1990 y 2001, para el bosque seco chaqueño en el PNNT y en el Municipio de Torotoro.	Español	Artículo Científico
Forest Fragmentation, Pollination, and Plant Reproduction in a Chaco Dry Forest, Argentina	Marcelo A. Aizen and Peter Feinsinger	1989-1970	2012	Tucuman Provincia, Argentina	Si la polinización y la producción de semillas disminuyeron en general al aumentar la fragmentación, y (2) si algún rasgo obvio de la historia reproductiva o de la vida podría explicar las respuestas diferenciales entre las especies de plantas a la fragmentación. La fragmentación del hábitat introduce dos cambios fundamentales. En contraste con la vegetación original, los fragmentos. Son discontinuas y de área muy reducida. Además, la fragmentación introduce el	A lo largo de un transecto NS de 25 km entre Choromoro y Tapia, seleccionamos cinco sitios, cada uno con tres unidades de hábitat: un fragmento de bosque pequeño (<1 ha), un fragmento grande (> 2 ha) y bosque continuo. Los fragmentos fueron aislado del bosque continuo más cercano por 50-750 m. La vegetación en cada par de fragmentos fue comparable a la de un bosque continuo cercano. En un bosque subtropical seco y fragmentado en el noroeste de Argentina, comparamos los niveles de polinización, el conjunto de frutos y el conjunto de semillas entre	Este resultado sugiere que la fragmentación puede haber inducido cambios en la naturaleza de los eventos de pospolinización, por ejemplo, en la frecuencia de la endogamia. Los cambios en el patrón normal del flujo de genes pueden alterar la estructura genética de las poblaciones de plantas y afectar el rendimiento reproductivo de las plantas a través de procesos genéticos y fisiológicos alterados durante la formación de cigotos y el desarrollo de semillas. En poblaciones naturales de muchos las especies de plantas de exogamia, los cruzamientos	Inglés	Artículo Científico

Título	Autores	Periodo del Estudio	Año de Publicación	Área de Estudio	Objetivo del Estudio	Método	Resultados	Idioma	Tipo
					<p>"borde" en un paisaje; un grupo de vegetación cuyo vecindario once consistía en una vegetación similar ahora experimenta una matriz diferente, generalmente más simplificada, como vecina. El tamaño restringido, la discontinuidad y el aumento del borde de los fragmentos pueden imponer muchos factores ecológicos y genéticos. Efectos en las plantas, tanto directa como indirectamente (a través de animales).</p>	<p>fragmentos de bosque pequeño (<1 ha), fragmentos grandes (> 2 ha) y bosque continuo en 16 especies de plantas que representan una amplia Gama de sistemas de polinización, sistemas de reproducción y formas de crecimiento. Para tres especies, <i>Prosopis nigra</i> (Mimosoideae), <i>Cercidium australe</i> (Caesalpinioideae) y <i>Atamisquea emarginata</i> (Capparaceae), los tres tratamientos se repitieron en cuatro sitios; Logramos menos replicación para otras especies.</p>	<p>controlados entre vecinos cercanos reducen la producción de semillas (Coles y Fowler 1976, Park y Fowler 1982, Levin 1984, Sobrevilla 1988, Waser y Price 1989, 1991 a). Cuando se fragmenta una población natural continua de plantas exóticas, el flujo de polen se reestructurará en consecuencia, de modo que es probable que las distancias de dispersión sean menores que antes y se establece el escenario para la depresión por endogamia. Cuando se fragmenta una población natural continua de plantas exóticas, el flujo de polen se reestructurará en consecuencia, de modo que las distancias de dispersión probablemente sean menores que las anteriores y se establece el escenario para la depresión por endogamia. La depresión de la endogamia relacionada con la fragmentación puede ser particularmente grave en especies leñosas cuyas vecindades genéticas de prefragmentación podrían haber involucrado plantas dispersas en decenas de hectáreas (Ledig 1986, Bawa 1990). Las especies leñosas y longevas también tienden a acumular grandes cargas genéticas, lo que puede conducir a tasas elevadas de aborto de semillas y frutos cuando se produce la endogamia</p>		
<p>Dinámica multitemporal de índices de deforestación en el distrito de Florida, departamento de Amazonas, Perú</p>	<p>Rolando Salas, Elgar Barboza Castillo, Mannel Oliva</p>	<p>1987-2000; 2000- 2013</p>	<p>2016</p>	<p>Departamento de Florida, Perú.</p>	<p>El objetivo principal de esta investigación es determinar la extensión de los cambios ocurridos en la cobertura de bosques, durante los periodos 1987-2000 y 2000-2013, en el distrito de Florida mediante técnicas de teledetección</p>	<p>La dinámica multitemporal de la deforestación del distrito se analizó a partir de imágenes digitales de mediana resolución (30 x 30 m por pixel) adquiridas del satélite Landsat 5 y 7. Las escenas de agosto de 1987, julio de 2000, y julio de 2013 fueron catalogadas con órbita 96 y punto 6 a partir de los datos (imágenes) Landsat. Los periodos de años estudiados se definieron principalmente por la disponibilidad de las imágenes, marcadas estas por el efecto de la nubosidad y por una intensa deforestación observada en el área de estudio. Las tres imágenes seleccionadas fueron las coordenadas 50 44' 47.3" S, 77° 50' 30.9" O y 50 53' 24.7" S, 78° 6' 8.3" O, en el datum WGS de 1984 (Figura 1). La altitud promedio del área es de 2200 m s. n. m. Presenta una temperatura media anual de 14 °C, y la precipitación promedio anual es de 3300 mm, con una humedad relativa del 87 %. De acuerdo a la clasificación ecológica de las zonas de vida, el área está situada en su gran mayoría dentro de las formaciones vegetales de bosque húmedo montano bajo tropical, bosque húmedo premontano tropical, bosque seco montano bajo tropical, y bosque seco premontano tropical (INRENA, 1974). La fisiografía se caracteriza por presentar montañas altas con laderas empinadas a laderas extremadamente empinadas, y la geología está dominada por las formaciones chulce, sarayaquillo, y grupo goyllarisquízgay mitu. (HAPy GRA2009). Adquiridas del mes de julio y agosto que corresponde al periodo seco en el área de estudio. Debido a que las imágenes fueron adquiridas en meses cercanos, las variaciones relacionadas al ángulo de elevación solar,</p>	<p>Como producto de la metodología aplicada con imágenes de satélite se obtuvieron tres mapas con las coberturas y uso del suelo para 1987,2000 y 2013, los que representan la base para el análisis de cambios ocurridos por efecto de la deforestación. Tomando como base el año 1987, se observa que la clase bosque posee una vegetación prácticamente intacta en el distrito, ocupando 16 186,22 ha, que se corresponde al 72,78 % del área de estudio. Para el año 2000, se calculó una pérdida de 3018,54 ha de bosque, lo que representa el 18,65 % de esta extensión inicial, y una tasa de deforestación de 232,2 ha/añ</p>	<p>Español</p>	<p>Artículo Científico</p>

						azimut y estados fenológicos de la vegetación fueron minimizadas (Singh, 1989; Chuvieco, 2002). Asimismo, estas escenas fueron recortadas de acuerdo al área de trabajo.			
Título	Autores	Periodo del Estudio	Año de Publicación	Área de Estudio	Objetivo del Estudio	Método	Resultados	Idioma	Tipo
Grass-dominated vegetation, not species-diverse natural savanna, replaces degraded tropical forests on the southern edge of the Amazon Basin	Joseph W. Veldman, Francis E. Putz	1986-2005	2011	Norte de Chiquitania, Bolivia	La información de este estudio podría usarse para mejorar los modelos de deforestación, para aclarar los tipos de ecosistemas que probablemente se expandirán en respuesta al cambio global, y para enfatizar las implicaciones de conservación de diferentes tipos de bosques que reemplazan la vegetación herbácea.	El muestreo de campo reveló que tres de las 20 áreas clasificadas como sabanas derivadas por análisis satelital no fueron en términos De la cubierta del dosel del árbol y la cubierta de tierra herbácea. Después de excluir En estas áreas boscosas, analizamos datos de n = 12 sabanas naturales. y n = 17 sabanas derivadas. Usamos correspondencia desviado Análisis (DCA) para ordenar los sitios de estudio en función de su pasto y árboles Composiciones de especies. Realizamos dos ordenaciones, una usando el Porcentaje de cobertura de gramíneas por especie y una segunda área basal de árboles. por especies. Sólo se incluyeron las especies presentes en al menos dos sitios; Los DCA de gramíneas y árboles incluyeron 52 y 64 especies, respectivamente. Realizamos ambas ordenaciones en R 2.9.0 (la R Foundation for Statistical Computing) usando el comando decorana de vegan 1.15-2 paquete. Comparar cómo pertenecen las especies de gramíneas y árboles. 2) Comparamos la diversidad de sabanas naturales y derivadas en función del número de especies de pastos nativos, árboles de sabana y árboles forestales; también se compararon las proporciones de todos los árboles que eran especies de sabana, especies forestales o palmas. Para controlar el efecto del área muestreada, expresamos la riqueza de especies por transecto. Como tales, los valores para cada sabana son el promedio de cinco transectos de 20 m. El número de pastos nativos incluye todas las especies registradas en conteos de cobertura o presentes en tres subparcelas de 0.5 0.5 m por transecto. El número de especies de árboles (> 5 cm DBH) fueron las presentes en cada transecto (160 m2 muestreados por transecto). Para comparar el número de especies en sabanas naturales y derivadas, utilizamos las pruebas t de Student y las pruebas U de Mann-Whitney. Utilizamos el análisis de correspondencia canónica (CCA) para relacionar la composición de las especies de gramíneas con las variables del suelo medidas en sabanas naturales y derivadas. CCA se realizó en R 2.9.0 usando el comando cca del paquete vegan 1.15-2. Probamos las diferencias en las características del suelo entre las sabanas naturales y derivadas utilizando pruebas t. Comparamos las sabanas naturales y derivadas en base al tiempo transcurrido desde la altura del fuego y el carbón en los troncos de los árboles, así como las cargas totales de combustible fino y los componentes individuales de la biomasa (es decir, basura de graminoides, hierbas de pie, etc.) mediante pruebas t y Mann - Whitney U-tests. a asociaciones de vegetación particulares (bosques o sabanas) o grupos funcionales (pastos de sabana	El análisis de las imágenes satelitales Landsat TM y CBERS-2 reveló que, además de los 1200 km2 (7,1%) de la deforestación para la agricultura y los pastos plantados, 1420 km2 (8,4%) de bosque fueron reemplazados por sabanas derivadas. Los muestreos realizados en 2008 mostraron que las sabanas naturales diferían de las sabanas derivadas del remplazo de bosques de forma florística, en la fertilidad del suelo y en las cargas de combustible. Las sabanas naturales típicamente ocurrieron en suelos arenosos, ácidos y pobres en nutrientes, mientras que la mayoría de las sabanas derivadas se encontraban en suelos comparativamente fértiles. Las cargas de combustible en las sabanas derivadas fueron el doble de las de las sabanas naturales. Las sabanas naturales apoyaban una diversidad de especies de gramíneas, mientras que las sabanas derivadas usualmente estaban dominadas por Guadua paniculata (bambú nativo), Urochloa spp. (forrajes exóticos), Imperata brasiliensis (nativa invasiva), Digitaria inularis (ruderal nativo), o la hierba nativa adaptada al fuego Hyptis suaveolens (Lamiaceae). Árboles en derivados sabanas eran especies forestales (por ejemplo, Anadenanthera colubrina) y palmas tolerantes al fuego (Attalea spp.), no Especies de corteza gruesa características de los ambientes de sabana (por ejemplo, Curatella americana). Direccinando las transiciones de vegetación tropical es claramente importante distinguir entre ecosistemas de especies nativas diversas y vegetación derivada novedosa de estructura similar.	Inglés	Artículo Científico

Título	Autores	Periodo del Estudio	Año de Publicación	Área de Estudio	Objetivo del Estudio	Método	Resultados	Idioma	Tipo
<p>nativa o pastos forrajeros exóticos) fueron Distribuidas en sabanas naturales versus derivadas, clasificamos las gramíneas.</p>									
<p>Análisis y modelación de los procesos de deforestación: un caso de estudio en la cuenca del río Coyoquilla, Guerrero, México</p>	<p>Laura Paulina Osorio* Jean-François Mas Francisco Guerra Mannel Maass</p>	<p>1986-2000 y 2000-2011</p>	<p>2014</p>	<p>Cuenca del río Coyoquilla, en Guerrero, México</p>	<p>Objetivo evaluar la dinámica de los procesos de deforestación; identificar las relaciones de la deforestación con factores ambientales y socioeconómicos con la deforestación para cada una de las cubiertas vegetales presentes, así como desarrollar un modelo espacial prospectivo de los patrones de deforestación.</p>	<p>Se estableció un sistema clasificatorio para el análisis y cuantificación de los cambios que consistió en seis categorías de cubierta y uso de suelo: a) asentamientos humanos; b) pastizales inducidos c) agricultura de temporal; d) bosque tropical seco; e) bosque de encino y f) bosque mixto de pino y encino. Estas categorías se asignaron con base en el sistema clasificatorio del Inventario Forestal Nacional (IFN), realizado con base en el reagrupamiento de las categorías de los mapas de cubierta/uso del suelo de INEGI (Mas et al., 2004). Las imágenes se interpretaron visualmente utilizando el método de interpretación interdependiente de la FAO (1996). Este método consiste en actualizar el mapa elaborado para una fecha interpretando la imagen de la fecha siguiente, lo cual garantiza la congruencia entre fechas (Ibid.). Se evaluó la fiabilidad de las distintas clasificaciones de cubierta vegetal y uso del suelo con base en un total de 255 sitios de verificación, con un mínimo de 50 sitios por categoría, seleccionados a través de un muestreo aleatorio estratificado e interpretados visualmente con imágenes de alta resolución (portal Google Earth). El tipo de muestreo permite determinar el número de sitios de verificación para cada estrato, que corresponde a cada una de las categorías en el mapa, garantizando así un número de sitios suficientes para cada una de ellas (Mas y Couturier, 2011). Se aplicó el método propuesto por Card (1982) para compensar el sesgo debido al muestreo estratificado, tomando en cuenta las superficies de cada una de las categorías consideradas. Con base en la superposición cartográfica de los mapas de cubierta/uso del suelo, se elaboraron mapas de CCUS y matrices de transición. Se calcularon, para los dos periodos de análisis (1986-2000, 2000-2011), las tasas de cambio utilizando la ecuación 1 propuesta por FAO (1995).</p>	<p>Variabes socioeconómicas sobre la deforestación varían en la escala temporal pues no existe un patrón sostenido en el tiempo. Las variables socioeconómicas actúan a distintas escalas, temporal y espacial, lo cual promueve la acción de diversas variables en cierto espacio y tiempo; los cambios de cubierta y uso del suelo deben ser analizados de forma multiescalar, en el espacio y el tiempo, y con ello, posiblemente, se entenderán a profundidad las fuerzas o variables socioeconómicas que se asocian a la deforestación (Ibid.). Los resultados encontrados en este trabajo sustentan la variabilidad temporal o no-estacionariedad que presentan las variables socioeconómicas para incidir en las cubiertas vegetales. Las variables socioeconómicas que influyen en la región en estudio, cambian en función de la escala espacial. El estudio de Durán et al. (2011) en la cuenca del río Coyoquilla, a escala regional, fundamenta esta variabilidad espacial pues encuentra que la deforestación estuvo asociada a una extrema debilidad en la gobernanza forestal y a la violencia de la región, sin embargo, a escala local encontraron que hubo diferencias en la gobernanza forestal en dos comunidades de la cuenca (Mameyal y Corrales), mientras que en Mameyal se encontró una debilidad en la gobernanza forestal, la cual se asoció a la violencia y a la deforestación, en Corrales la buena organización forestal se asoció a una menor tasa de deforestación. Estos resultados refuerzan la hipótesis de que los conductores socioeconómicos de la deforestación varían con las escalas espaciales y temporales.</p>	<p>Español</p>	<p>Artículo Científico</p>
<p>Análisis De Un Paisaje Fragmentado Como Herramienta Para La Conservación De La Biodiversidad En Áreas De Bosque Seco Y Subhúmedo Tropical En El Municipio De Pereira, Risaralda Colombia</p>	<p>Mauricio A Echeverry D; John Mario Rodríguez P</p>	<p>1986-1995</p>	<p>2006</p>	<p>Departamento de Risaralda, Colombia</p>	<p>1) Promover la reconversión social y ambiental de los sistemas productivos en el área de estudio. 2) Desarrollar un instrumento de participación y concertación para la reserva de la sociedad civil ubicada en el área de estudio.</p>	<p>Los tipos de vegetación o ecosistemas que se interpretaron en las fotografías aéreas se corrigieron a partir de observación en el trabajo de campo en el área de estudio y comprobados por personal con conocimiento de la zona. Se trabajaron dos juegos de 6 fotografías aéreas de la zona, fuente IGAC (Instituto Geográfico Agustín Codazzi) y con planchas topográficas, el primer juego de fotos son tomadas en el año de 1986 y para el segundo fotos del año 1995. Los límites de los parches se establecieron en la fotointerpretación por la adyacencia con parches de otras categorías y por carreteras o elementos lineales que puedan representar barreras al movimiento de organismos.</p>	<p>El hábitat de borde predomina en los bosques del paisaje y las presiones sobre los parches de bosque aún persisten. La recuperación del hábitat interior es indispensable para proveer los requerimientos de hábitat de especies sensibles en el paisaje y mejorar su valor para la conservación de la biodiversidad, apuntando hacia la consolidación de los elementos esenciales de las áreas protegidas. La recuperación de hábitat interior de los bosques en el paisaje depende del mejoramiento de la forma de los fragmentos identificados como prioritarios y del aumento del área de bosque respecto del total del paisaje por medio de la recuperación de parches en otros usos identificados mediante criterios establecidos. (Simulación manual en el mapa de tipos de parches. La generación del Sistema de Información Geográfica para la zona de estudio permitió el análisis objetivo del paisaje, la identificación de áreas prioritarias para la conservación y la restauración de hábitat natural. Se recomienda la</p>	<p>Español</p>	<p>Artículo Científico</p>

Título	Autores	Período del Estudio	Año de Publicación	Área de Estudio	Objetivo del Estudio	Método	actualización de la información de los propietarios de estas áreas	Resultados	Idioma	Tipo
Extending the baseline of tropical dry forest loss in Ghana (1984–2015) reveals drivers of major deforestation inside a protected area	Thomas A.J. Janssen, George K.D. Ametsitsi, Murray Collins, Stephen Adu-Bredud, Imma Oliverasb.e.l, Edward T.A. Mitcharda, Elmar M. Veenendaalb	1984-2005	2018	Ghana, región central	¿Qué cambios de cubierta leñosa se observan y cuál fue el alcance de DD? - ¿Cómo se desarrollaron los impulsores del cambio de cobertura leñosa con el tiempo? - ¿Cómo fue el estado de protección legal de Kogyae y la gerencia? ¿Qué esfuerzos contribuyen a la conservación del bosque seco?	La detección de cambios en la cubierta forestal se basa en el índice de diferencia de vegetación normalizado (NDVI) derivado de datos históricos de Landsat (1984–2015). Las mediciones de campo se llevaron a cabo en bosques secos semi-caducifolios y en las sabanas y bosques adyacentes. Las estimaciones del índice de área del dosel y la biomasa leñosa sobre el suelo se relacionaron con el NDVI derivado de los datos del Landsat 8. La detección del cambio indicó una disminución significativa del NDVI en un área grande inicialmente cubierta por bosque seco tropical, asociado con la deforestación. Se encontró que el pico de deforestación ocurrió entre 1990 y 2002, en adelante, se mejoró el estado de conservación del área. Una combinación de datos de teledetección corroborados por fuentes de datos secundarias proporciona evidencia de la tala casi completa de un bosque seco tropical dentro de un área estrictamente protegida, atribuible a la tala y la limpieza de tierras para la agricultura. La detección del cambio de NDVI también reveló un aumento de NDVI en los bosques adyacentes de 2002 a 2015, lo que demuestra la invasión leñosa. Los datos históricos de incendios del producto de área quemada MODIS indican que el área deforestada experimentó una alta frecuencia de quema antropogénica desde 2004, lo que puede haber causado una mayor degradación y evita en gran medida la regeneración de los bosques.	Los resultados muestran la destrucción continua de los ecosistemas tropicales incluso dentro de áreas aparentemente protegidas y solicitar la revisión de las estrategias de protección y gestión de dichas áreas. El procedimiento de detección de cambios mostró un aumento y disminución tanto de NDVI entre 1984 y 2015. La disminución detectada en NDVI ocurrió casi exclusivamente en áreas cubiertas por bosque seco en 1984. Entre 1984 y 1990, el 10.2% de esta área forestal experimentó una disminución detectable en NDVI. Más de la mitad de esta área (64.7%) disminuyó en NDVI entre 1990 y 2002. En el período 2002–2015 hubo una pérdida de NDVI en 28.3% del área de bosque seco. El aumento de NDVI se produjo principalmente en la sabana, con 4.4%, 4.8% y 37.6% de esta área que muestra aumentos detectables en NDVI en los períodos 1984-1990, 1990-2002 y 2002-2015, respectivamente. La tasa de pérdida significativa de NDVI en el área cubierta por bosque seco aumentó de 1.7% año ⁻¹ en los primeros 6 años (1984–1990) a 5.4% año ⁻¹ en los siguientes 12 años (1990–2002). De aquí en adelante, de 2002 a 2015, la tasa de pérdida de NDVI en el área forestal disminuyó nuevamente a 2.2 años ⁻¹ cancelada por un aumento detectable de 2.4% año ⁻¹ . Con base en la observación de que la disminución en NDVI ocurrió casi exclusivamente en el cinturón central del bosque seco (Figs. 6 y 7) podemos concluir que esta disminución de NDVI indica DD dentro de Kogyae. El aumento de NDVI de 2002 a 2015 en el área inicialmente cubierta por puntos forestales a una posible recuperación de la vegetación después de la perturbación. El área cubierta por la sabana mostró un aumento de 2.9% año ⁻¹ de NDVI en el período 2002–2015. Los patrones de ramificación del cambio NDVI positivo fueron visibles en el mapa de cambios NDVI de 2002–2015 que coinciden estrechamente con los patrones de ramificación de pequeñas corrientes que fluyen hacia el norte hacia el río Sene. Esto sugiere que la disponibilidad de agua posiblemente esté impulsando la tasa de invasión leñosa en la sabana de Kogyae. 3.3. Interacciones de fuego y clima El producto de área quemada MODIS mostró que los incendios eran muy frecuentes dentro de Kogyae (Fig. 7). En el 52.3% de la superficie de las reservas (180.7 km ²) se registró un incendio cada 1 a 2 años, mientras que en otro 24.1% del área (83.3 km ²) se registró un incendio en un intervalo de 2 a 3 años. El 23.6% restante del área (81.8 km ²) experimentó un intervalo de retorno de fuego de 3 a 14 años. El área dentro de la reserva que ardía anualmente variaba significativamente a lo largo de los años (Fig. 8). Los primeros cuatro años del registro muestran áreas quemadas relativamente pequeñas. Sin embargo, en la estación seca de 2004–2005, se quemó el 56.3% del área de reserva (194.6 km ²). A partir de entonces, el área que ardía anualmente seguía siendo grande, con la excepción de 2010–2011 (51.2 km ²) y 2013–2014 (35.2 km ²). Hubo una correlación lineal significativa entre la extensión del área quemada en enero y febrero y la precipitación acumulada en enero (R ² = 0.45, p < 0.001, n = 14)	Inglés	Artículo Científico	

Título	Autores	Periodo del Estudio	Año de Publicación	Área de Estudio	Objetivo del Estudio	Método	Resultados	Idioma	Tipo
Deforestation Trends of Tropical Dry Forests in Central Brazil	Carlos A. Bianchi, and Susan M. Haig	1977-2008	2013	Paraná River, Brazil	Objetivo es describir las tendencias de deforestación de los bosques secos en la cuenca del río Paraná. Utilizamos diferentes métricas de fragmentación para rastrear los cambios en la cubierta forestal y para comprender la configuración espacial actual de los restos forestales.	Creamos un mapa usando ArcGIS v9.2 (ESRI Inc., EE. UU.) Para cada intervalo de tiempo combinando las cinco imágenes clasificadas correspondientes y agregando píxeles para realizar análisis en una unidad de mapeo mínimo de 1 ha usando los límites de la cuenca como la extensión. Además, creamos un polígono de máscara correspondiente a los límites de distribución del bosque seco dentro de la cuenca que se utilizará como límite para el análisis de deforestación. Este polígono se delimitó a mano después de la interpretación visual de las imágenes originales y coincidía estrechamente con los límites de los bosques secos en la región propuesta por Carvalho Junior et al. (2006) basado en parámetros de precipitación y datos derivados del sensor de espectroradiómetro de imágenes de resolución moderada (MODIS). Las métricas del paisaje se calcularon para calcular los cambios espacio-temporales en la cubierta forestal utilizando Fragstats 3.3 (McGarigal et al. 2002) a nivel de parche y clase y aplicando el regla del barrio de ocho celdas. Selección de métricas que describen patrones de pérdida de hábitat y fragmentación siguieron las recomendaciones de Neel et al. (2004) y Gergel (2007): (1) área total; (2) porcentaje de paisaje (PLAND); (3) número de parches; (4) área de parche (media y DE); (5) índice de parche más grande (LPI); y (6) índice de agrupamiento (CLUMPY)	Durante 31 años, hubo una reducción del 66.3 por ciento en la cubierta forestal dentro del polígono de bosques secos en la cuenca del río Paraná. El cambio anual de la cubierta forestal (FCC) se estimó en 3.5 por ciento. La reducción de la cubierta forestal se estimó en un 35.7 por ciento entre 1977-1993 / 94 y en un 47.6 por ciento entre 1993 / 94-2008. El cambio anual estimado en la cubierta forestal durante el primer y segundo período fue de 2.6 por ciento y 4.6 por ciento de disminución, respectivamente. La interpretación visual de los resultados sugirió además una tendencia asimétrica en la deforestación, que muestra más agregaciones de restos forestales hacia los límites orientales de la cuenca a lo largo de los años (Fig. S2A-C). En el valle de Paraná, las tasas de deforestación fueron ligeramente más altas que en el polígono del bosque seco, con una reducción de la cubierta forestal estimada en 38.3 por ciento entre 1977-1993 / 94 y 54.4 por ciento entre 1993 / 94-2008. La pérdida general de cobertura forestal para el valle se estimó en 71.9 por ciento y las estimaciones anuales de cambio de cubierta forestal sugirieron una disminución de 2.8 por ciento y 5.6 por ciento, para los intervalos 1 y 2, respectivamente.	Inglés	Artículo Científico
Deforestation and Forest Fragmentation in South Ecuador since the 1970s - Losing a Hotspot of Biodiversity	María Fernanda Tapia-Armijos, Jürgen Homeier, Carlos Iván Espinosa, Christoph Leuschner, Marcelino de la Cruz	1976-1989 y 1989-2008	2015	Provincia de Zamora y Loja, Ecuador	Determinar las tasas de deforestación en el región durante los periodos 1976-1989 y 1989-2008. Identificando cuáles son los tipos de bosques naturales que han sufrido las tasas de conversión más altas. Evaluando los cambios en los patrones espaciales de cobertura forestal a lo largo del tiempo mediante métricas de paisaje seleccionadas.	1) Los patrones históricos de cobertura del suelo para 1976 y 1989 se obtuvieron a partir de fotografías aéreas en blanco y negro (escala 1: 60,000) debido a que la disponibilidad de imágenes satelitales históricas en general y de satélites sin nubes en particular está limitada para el área de estudio. Se utilizaron un total de 486 fotografías aéreas para obtener el mosaico de la cubierta terrestre durante el primer año de estudio (1976) y 469 fotografías aéreas para el segundo año de estudio (1989). 2) Se registraron un total de 630 puntos de control terrestre (no distribuidos al azar) para realizar una clasificación supervisada para distinguir las áreas de "cobertura natural" de las áreas de cobertura no natural denominadas "otras cubiertas" (que incluyen cultivos, pastos, plantaciones, degradadas), zonas forestales y urbanas). El criterio de máxima verosimilitud se utilizó para ayudar en la clasificación de firmas superpuestas, en la que los píxeles se asignaron a la clase de mayor probabilidad. La selección de los puntos de referencia del terreno estaba limitada por la accesibilidad del sitio que dependía de las carreteras y la topografía disponibles. 3) La evaluación de precisión resultante fue dada por los valores obtenidos en la precisión global, la precisión del productor y las medidas de precisión del usuario y el índice de kappa Eq (1) donde π_0 es y la probabilidad de acuerdo observacional y π_c es una probabilidad hipotética esperada de acuerdo bajo una línea de base apropiada, como la independencia total de las clasificaciones de observadores	El área cubierta por vegetación original disminuyó durante este tiempo en aproximadamente un 46%, de 19,500 km ² en 1976 a 10,550 km ² en 2008. La tasa anual de deforestación en el área forestal del sur de Ecuador para el periodo 1976-1989 fue de 0.75%; aumentó considerablemente al 2.86% en el periodo 1989-2008. El periodo de estudio fue del 2.01%. Bosque siempreverde premontano y arbustos fueron los tipos de vegetación que sufrió la mayor tasa de conversión durante todo el periodo de estudio.	Inglés	Artículo Científico

Título	Autores	Periodo del Estudio	Año de Publicación	Área de Estudio	Objetivo del Estudio	Método	Resultados	Idioma	Tipo
Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972–2007)	N. Ignacio Gasparri, H. Ricardo Grau	1972-2007	2009	Salta y Tucuman, Argentina	En este trabajo, describimos la dinámica de deforestación y fragmentación forestal debido a la expansión de los agropecuarios en el noroeste de Argentina, exploramos las relaciones entre las tasas de deforestación y la economía del país relacionadas con el sector agrícola, y analizamos los patrones de fragmentación en relación con la propiedad de la tierra, estructura y restricciones ecológicas para la agricultura.	Cartografiamos los bosques mediante la digitalización de imágenes Landsat de seis fechas: 1972, 1984 (solo para los sitios ORAN, ANTA y SAMA), 1989/1992, 1997/1998, 2002 y 2007 (para todos los sitios). Los periodos analizados son representativos de diferentes políticas del gobierno nacional. El sistema coordinado empleado fue el sistema oficial argentino Gauss-Krüger usando la Zona 4 para SAMA, ORAN, ANTA y ROMA y la Zona 3 para TUNO y YUSU. Se muestra una lista de imágenes utilizadas en nuestro estudio y la correspondencia con cada sitio.	En toda el área de estudio, 1.451.959 ha fueron deforestadas durante Los últimos 35 años. ANTA contribuyó con el 42% de esta área, SAMA ca. 16% ORAN 6% y los otros tres sitios con ca. 10% (Tabla 2). Al comienzo del periodo de estudio, la deforestación fue más alta en los sitios del sur (especialmente en TUNO) y aumentó bruscamente durante la década de 1990 en los sitios del norte, particularmente en ANTA. En 1972, todos los sitios de la provincia de Salta mostraban más del 75% de la tierra cubierta por bosques, pero en 2007 solo ORAN estaba por encima de este valor. Antes de 2001, las tendencias en la deforestación variaban, incluidos los periodos con aumentos y disminuciones que diferían entre sitios y fechas. Pero, después de 2002, la deforestación se aceleró en todos los sitios, con un aumento de más de cuatro veces en la tasa anual en ANTA. Como consecuencia, la tasa de deforestación (pendiente en la Fig. 2C) muestra una reducción entre 1998 y 2002 y un aumento entre 2002 y 2007. La deforestación en general muestra un patrón agregado, en particular para los sitios del norte con grandes propiedades (Material complementario S1). A pesar del comportamiento variable de los diferentes índices, el índice de fragmentación de síntesis mostró un aumento lineal uniforme convergente y relativo entre 0% y 60% de la deforestación, y una tendencia hacia la estabilización entre 1.5 y 2.0 de la distancia euclidiana a medida que la deforestación sigue aumentando.	Inglés	Artículo Científico
Research Priorities for Neotropical Dry Forests	G. Arturo Sanchez-Azofeifa, Mauricio Quesada, Jon Paul Rodríguez, Jafet M. Nassar, Kathryn E. Stoner, Alicia Castillo, Theresa Garvin, Eglee L. Zent, Julio C. Calvo-Alvarado, Margaret E.R. Kalacska, Laurie Fajardo, John A. Gamon, and Pablo Cuevas-Reyes	1945-2004	2005	Centro América	La agenda y los objetivos de TROPIC-DRY se centran en el desarrollo de una estrategia multidisciplinaria común en colaboración con las organizaciones locales y nacionales de formulación de políticas que trabajan activamente en regiones de bosque seco tropical dentro de la red El tema de la unificación en la agenda de investigación de TROPIC-DRY es el estudio de la regeneración natural de los bosques tropicales secos en las Américas en el contexto de los servicios ecosistémicos proporcionados a la sociedad humana. La agenda y los objetivos de TROPIC-DRY se centran en el desarrollo de una estrategia multidisciplinaria común en colaboración con las organizaciones locales y nacionales de formulación de políticas que trabajan activamente en regiones de bosques tropicales secos dentro de la red. Los objetivos finales son desarrollar una masa crítica de capacidad científica local capaz de realizar estudios comparativos sobre bosques tropicales secos utilizando protocolos estandarizados y para hacer que esta información esté ampliamente disponible.	Esta sección especial presenta diez contribuciones de investigaciones realizadas en sitios de bosques secos tropicales que abarcan una amplia latitudinal Gradiente y variación climática (fig. 3). Los primeros cinco artículos exploran el uso de la teledetección en el estudio de la estructura y composición de los ecosistemas en cinco sitios tropicales secos diferentes. Estas contribuciones resaltan los vínculos emergentes entre la estructura / composición del ecosistema y los datos de detección remota tropical, e ilustran cómo se pueden utilizar diferentes técnicas y enfoques de análisis espectral a nivel multispectral para caracterizar las diferentes etapas del bosque seco tropical sucesión. El primero de estos trabajos presentado por Kalacska et al. (2005) trata los efectos de la etapa sucesional en el índice de área foliar e índices de vegetación espectral derivados de la detección remota (Landsat TM, resolución espacial de 30 m) en tres bosques secos tropicales de Mesoamérica. Arroyo-Mora et al. (2005) amplió el documento anterior al examinar cómo la información de detección remota de alta resolución del satélite IKONOS (resolución espacial de 4 m) se puede usar junto con Landsat TM para definir con mayor precisión el alcance de las diferentes etapas sucesionales en el Nacional de Santa Rosa Parque, Costa Rica. Feeley et al. (2005) exploran el uso de diferentes índices espectrales derivados de Landsat TM para estudiar los vínculos entre la estructura del ecosistema y la composición de las comunidades de bosques tropicales secos en el Lago Gurí, Venezuela.	Los resultados de la investigación es la incapacidad de comparar los estudios realizados en diferentes sitios debido a las inconsistencias entre los diferentes grupos de investigadores. Estos problemas surgen de las diferencias en las estrategias de muestreo y la naturaleza diversa de los datos recopilados. Por lo tanto, proponemos las siguientes recomendaciones con respecto a la implementación de protocolos estandarizados para el uso de información de detección remota en bosques tropicales secos en tres áreas principales: (1) mapeo de la verdadera extensión del bosque seco tropical en las Américas; (2) mapeando la extensión del bosque seco tropical en cada sitio TROPIC-DRY; y (3) desarrollo de una base de datos de diversidad espectral (nivel de hoja a paisaje) para entornos de bosques tropicales secos	Inglés	Artículo Científico

Título	Autores	Periodo del Estudio	Año de publicación	Área de Estudio	Objetivo del Estudio	Método	Resultados	Idioma	Tipo
						Ruiz et al. (2005) describen los cambios en la estructura de la vegetación, la composición y la riqueza de especies en una cronosecuencia de 56 años de bosque tropical seco en la isla de Providencia, Colombia, basado en los sitios de estudio seleccionados utilizando datos de Landsat TM y fotografías aéreas. Fajardo et al. (2005), también utilizando información de Landsat TM, proporcionan la primera estimación validada de la extensión y Grado de fragmentación y protección de los bosques tropicales secos de Venezuela. Partiendo del uso de la teledetección multispectral abordada en los documentos anteriores, Gamon et al. (2005) presentan un nuevo enfoque para vincular los datos de reflectancia hiperspectral con las propiedades de la fotosíntesis de la hoja durante la estación seca en el sitio de la grúa de dosel en el Parque Natural Metropolitano, Panamá. Los autores evalúan directamente la validez de los índices de vegetación de teledetección como medidas de absorción de luz en el dosel (APAR) y describen cómo estos índices pueden vincularse a la regulación por disminución de la fotosíntesis y las disminuciones asociadas en la eficiencia de uso de luz fotosintética instantánea. Este estudio es el primero realizado en bosques tropicales para examinar estos procesos en esta escala espectral.			
El bosque seco neotropical de la provincia Ecuatoriana: un pequeño gran desconocido	G. Escríbano-Ávila	2015	2015	Tumbes, Perú	El objetivo del presente monográfico es aportar información acerca de los patrones de biodiversidad y herramientas para su conservación en los bosques tropicales secos distribuidos en la sub-área de Tumbes, dentro del punto caliente de biodiversidad TCM. Este territorio ha sido denominado anteriormente como zona de endemismo Tumbesina, ó región Pacífico Ecuatorial	Se llevó a cabo una búsqueda en la base de datos Web of Science con los términos de búsqueda "tropical dry forest" AND "Ecuador" OR Perú" (01/05/2016). Dicha búsqueda resultó en treinta artículos de los cuales Ecuador aglutinó el 77% y Perú únicamente el 23%. La mayor parte de los artículos tuvieron como objeto de estudio las plantas y principalmente plantas leñosas, el segundo grupo taxonómico con un mayor número de estudios fueron las aves seguidas de mamíferos y, por último, insectos y reptiles	Los trabajos presentados en este monográfico han sido desarrollados en áreas protegidas de distinta índole territorial (e.g. públicas, privadas; nacionales, locales). Las áreas protegidas tienen por objeto la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, no siempre resultan eficaces, especialmente en áreas del mundo subdesarrollado donde existe una fuerte dependencia de los recursos naturales para la subsistencia y donde las herramientas y recursos de las áreas protegidas son limitados	Español	Artículo Científico
Determination of the dry forest fragmentation of the Pechelin stream, Montes de María, Caribbean, Colombia	Silvia Galván-Guevara, Gastón Ballut-Dajud y Jaime De La Ossa-V	2013	2015	Arroyo Pechelín (Colombia)	Objetivo del presente trabajo fue determinar el grado de fragmentación que posee en la actualidad el arroyo Pechelín, corredor biológico natural que conecta la parte oriental de los Montes de María con la sabana costera en el golfo de Morrosquillo, Caribe de Colombia.	Los cálculos de cobertura, tamaño y selección de los fragmentos se llevaron a cabo por análisis de imágenes mediante el uso de sistemas de información geográfica. Se calculó el grado de fragmentación, la continuidad espacial e índice de diversidad de forma de Patton.	La situación ecológica del bosque seco tropical de los Montes de María en el Caribe colombiano es crítica, más aún la que se determina para el arroyo Pechelín, sistema que actúa como corredor biológico de gran importancia. Evaluaciones recientes muestran una tendencia continua de transformación del bosque seco a nivel global (Miles et al. 2006) y Colombia no es la excepción (Álvarez et al. 1998). La conversión de las áreas naturales a campos de explotación agrícola y ganadera (Figuras 2 y 3), son las principales causas de reducción del bosque nativo y de la fragmentación que se tiene. De persistir la transformación del sistema natural remanente hacia un sistema agropecuario, llevaría a una pérdida nociva de la diversidad biológica que aún subsiste, que en gran medida es desconocida y requiere con urgencia mayores esfuerzos investigativos y de conservación	Español	Artículo Científico
Estado de fragmentación del bosque seco de la cuenca alta del río Cauca, Colombia	Angela María Arcila Cardona, Carlos Valderrama Ardila y Patricia Chacón de Ulloa	2010	2012	cuenca alta del río Cauca, Colombia	Se busca describir el paisaje en términos de la representación de diferentes tipos de coberturas naturales y antrópicas, así como	Mediante la utilización de mapas de cobertura vegetal, fotografías aéreas y datos de campo, se evaluó el estado de fragmentación del bosque seco en la cuenca alta del	Se encontró que la cobertura boscosa constituyó el 1,76% del área analizada, representada en más de 1600 fragmentos con tamaño promedio 6,03 ha. El 75% de los fragmentos se encontraron a 500 m o más de su	Inglés	Artículo Científico

Título	Autores	Periodo del Estudio	Año de Publicación	Área de Estudio	Objetivo del Estudio	Método	Resultados	Idioma	Tipo
					el número, tamaño y forma de los fragmentos que lo componen y sus relaciones de aislamiento y agrupación respecto a otros parches del mismo tipo	río Cauca. El área de estudio, desde el norte del Cauca hasta el centro de Risaralda, abarcó una extensión de 608992 ha	vecino más cercano; solo nueve fragmentos tuvieron extensión mayor a 100 ha, la mayoría de forma dendrítica, con hasta 17 núcleos. Esta configuración sugiere que se comportan más como pequeños parches separados que como un solo parche grande. Se espera que el efecto de borde sea determinante en la composición de especies de bosque seco. La evaluación de la riqueza regional debe tener en cuenta la contribución de otros elementos de cobertura arbórea. Guaduales y bosques riparios son especialmente importantes ya que incrementan la conectividad del paisaje. En este contexto, cualquier iniciativa de conservación o restauración debe incluir cambios en el manejo de la matriz de caña de azúcar y pasturas para hacerla menos resistente al movimiento de organismos entre los elementos del paisaje		
Spatial Distribution of Tropical Dry Forest in Valle Del Cauca, Colombia	Diana Patricia Alvarado-Solano, Joel Tupac Otero Ospina	2010	2015	Departamento del Valle del Cauca, Colombia	Definir el ecosistema de bosque seco tropical a través de criterios de delimitación por ejemplo valores de temperatura, estación de lluvias, duración del periodo seco, características deciduas de la vegetación, rango altitudinal, importancia que presenta el trabajo realizado por las entidades nacionales y regionales para la producción de cartografía ecológica basada en información geopedológica, zonificación climática y coberturas de la tierra	Se empleó información cartográfica secundaria para reconocer los biomas, ecosistemas y usos del suelo del área de estudio y en zonas adyacentes del piedemonte y montañas. Un modelo digital de elevaciones fue utilizado para realizar análisis altitudinales. En un sistema de información geográfico se aplicaron técnicas de geoprocamiento y análisis geoespacial entre la información cartográfica y satelital	Los resultados evidencian que pese al avanzado deterioro de las coberturas de bosque seco en la zona plana, alrededor del 80 % se localiza en ecosistemas de montaña, específicamente en zonas de transición hacia bosques húmedos. A futuro, el potencial de estas áreas deberá evaluarse para ser incluidas en estrategias de conservación y restauración del bosque seco así como en el diseño de procesos adaptativos frente al cambio climático	Inglés	Artículo Científico
Estado de fragmentación de los bosques naturales en el norte del departamento del Tolima-Colombia	Lozano Botache, Luis Alfredo, Gómez Aguilar, Francy Andrés II y Valderrama Chaves Santiago.	2009	2011	Zona norte del Departamento del Tolima, Colombia	El estudio de la fragmentación de bosques aporta información conducente a la restauración y el manejo y, en general, tiende a proponer políticas que disminuyan la presión resultante de la discusión entre la conservación y el desarrollo agroindustrial	La información cartográfica de las áreas de las nueve cuencas y de la que drena directamente a la margen izquierda del río Magdalena, aguas abajo, y todas objeto de CIENCIAS BIOLÓGICAS estudio, fue procesada con el software Irlwis 3.3, distribuido por el Internacional Institute for Geoinformacion Science and Earth Observation (ITC) de Holanda, en el Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica (LabsIG) de la Universidad del Tolima. Este software integra imágenes vector y datos temáticos, con un amplio rango de procesos como importar/exportar, digitalizar, editar y facilitar el análisis de datos, y también la producción de mapas de calidad	En el norte del Tolima se contaron 242 fragmentos de bosques naturales, equivalentes al 11.52% del área del territorio evaluado. Los bosques sumaron 91.376 hectáreas, y las diez cuencas 793.472 hectáreas. Esto significa la composición de una matriz desventajosa para los bosques, cuando la evidencia mostrada por el uso del suelo indica que fueron mayores las extensiones de bosques, especialmente en las áreas de valles y laderas cafeteras, donde ahora prima el uso agropecuario	Español	artículo Científico
Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas	C.A. Portillo-Quintero, G.A. Sánchez-Azofeifa	2007	2009	América del Sur	El propósito de este documento es informar los resultados de una evaluación de la extensión actual de los bosques secos neotropicales basados en imágenes de reflectancia de superficie MODIS a una resolución de 500 m. El análisis se centra en los ecosistemas de bosques secos tropicales que se encuentran dentro de los parámetros florísticos, zoogeográficos y bioclimáticos sugeridos por Olson et al. (2001) y por Sánchez-Azofeifa et al. (2005) para América del Norte, América Central, las islas del Caribe y América del Sur.	En lugar de limitar nuestro estudio a una definición única de bosque seco tropical, nuestro análisis pretende examinar la extensión del bosque seco tropical en un sentido amplio. Tomamos en cuenta las principales características bioclimáticas y fenológicas indicadas por varios autores (Olson et al., 2001; Sánchez-Azofeifa et al., 2005; Pennington et al., 2006; Mooney et al., 1995), que son más relevantes. Desde el punto de vista de la teledetección. Las restricciones bioclimáticas para los bosques tropicales secos fueron utilizadas por la adopción de Olson et al. (2001) clasificación de biomas globales y Sánchez-Azofeifa et	Este documento muestra los resultados de una evaluación sobre la extensión actual de los bosques secos neotropicales basada en una clasificación supervisada de imágenes de reflectancia de superficie MODIS a una resolución de 500 m. Nuestros hallazgos muestran que los bosques secos tropicales se extienden por 519,597 km2 en América del Norte y del Sur. México, Brasil y Bolivia albergan los fragmentos de bosque seco más grandes y mejor conservados. México tiene la mayor extensión con 181,461 km2 (38% del total), aunque sigue estando poco representado en las áreas protegidas. Por otro lado, Brasil y Bolivia contienen la mayor	Inglés	Artículo Científico

				<p>La selección de imágenes en este trabajo explica las diferencias latitudinales en la fenología y proporciona una evaluación de precisión para la validación. También incluimos bosques fuera de los estrictos límites del bioma del bosque seco tropical mediante el mapeo de la extensión de los bosques dentro de importantes sabanas asociadas, pastizales y ecosistemas de matorrales como los bosques secos del Chaco, Caatinga, Cerrado, los Llanos y otras sabanas en América del Sur, que se consideran áreas donde potencialmente podrían existir especies de bosque seco (Miles et al., 2006). Además, analizamos los patrones de fragmentación y el grado de protección a nivel continental, subcontinental y nacional, y discutimos las implicaciones para el manejo y la conservación de los bosques.</p>	<p>al. (2005) definición de bosque seco. Los patrones de la fenología de las hojas también fueron cruciales durante el proceso de clasificación de la imagen para diferenciar la respuesta espectral de la vegetación decidua de la respuesta espectral de la vegetación siempre verde y también de otros tipos de uso de la tierra. El uso de los límites del bioma del bosque seco tropical por Olson et al. (2001) y la información sobre los patrones de fenología de las hojas durante la fase de procesamiento de imágenes se explica con más detalle en la siguiente sección. La definición de bosque seco tropical propuesta por Olson et al. (2001) excluye los tipos de vegetación de hoja caduca que los autores consideran parte del ecosistema de bosque seco. Por ejemplo, el bosque de Caatinga se caracteriza por ser un bosque de poca altura que consiste principalmente en pequeños árboles y arbustos de hoja caduca, que con frecuencia muestran troncos retorcidos y espinas (Queiroz, 2006). Debido a las similitudes ecológicas y florísticas, Pennington et al. (2000, 2006) considera la vegetación de Caatinga como parte de los bosques secos neotropicales. Sin embargo, Olson et al. (2001) clasifica esta región como un ecosistema de matorrales. El Olson et al. (2001) la definición de bosque seco no incluye la vegetación de hoja caduca en las sabanas ni la vegetación del Chaco seco como parte de la distribución de los bosques tropicales secos. Sin embargo, las sabanas de los Llanos, las de Beni, las de Campos Rupestres y el Cerrado contienen fragmentos dispersos de bosques deciduos, principalmente relacionados con la fertilidad del suelo y los gradientes de humedad (Fajardo et al., 2005; Pennington et al., 2000, 2006). El ecosistema del Chaco seco también es considerado por algunos autores como parte de los bosques secos neotropicales (Gentry, 1995; Eva et al., 2004; Gasparri y Grau, 2009), aunque Prado (1993) considera que la vegetación del Chaco tiene más similitudes florísticas, con formaciones templadas secas y, por lo tanto, este ecosistema debe ser excluido de la definición de bosque tropical seco. Con el fin de representar el bosque seco tropical bajo un rango de definiciones posibles, enfocamos la evaluación en el alcance y la conservación de los bosques secos neotropicales utilizando la geografía geográfica.</p>	<p>proporción de bosques tropicales secos protegidos y la mayor extensión en fragmentos de bosque continuo. Encontramos que cinco ecorregiones individuales representan más de la mitad de los bosques tropicales secos en las Américas (continental e insular) y estas ecorregiones son: los bosques secos de Chiquitano, ubicados en Bolivia y Brasil (27.5%), los bosques secos del Atlántico (10.2 %), el Sinaloa seco bosques en México (9.7%), los bosques secos cubanos (7.1%) y los bosques secos de Bajío en México (7%). Solo los bosques secos de Chiquitano contienen 142,941 km² de bosques secos. De los aproximadamente 23,000 km² de bosque seco bajo protección legal, 15,000 km² están ubicados en solo dos países, Bolivia y Brasil. De hecho, Bolivia protege 10,609 km² de bosques secos, donde 7600 km² se encuentran dentro de la ecorregión de bosque seco de Chiquitano y están protegidos por un solo parque. La baja y alta fragmentación de los bosques secos en países como Guatemala, Nicaragua, Ecuador, Costa Rica y Perú significa que estos bosques tienen un mayor riesgo de perturbaciones humanas y deforestación. 1) Aproximadamente el 48.5% del bosque seco tropical ya se ha convertido a otros usos de la tierra a nivel mundial (Hoekstra et al., 2005). Al comparar la extensión actual de los bosques secos tropicales en las Américas con su extensión potencial de acuerdo con la delimitación del bioma del bosque seco, encontramos que el 66% del ecosistema ya se ha convertido a otros usos de la tierra. En América del Norte y Central, el 72% de los bosques secos ha desaparecido, mientras que América del Sur ha perdido el 60% de su extensión (Tabla 1c). La región de las islas del Caribe ha perdido el 66% de su extensión. Los resultados por país muestran el alto grado de perturbación que ha afectado el ecosistema del bosque tropical seco en casi todos los países, donde el porcentaje de pérdida llega al 86% en Guatemala y al 95% en Perú (Tabla 1a y b). El análisis no se aplicó a los ecosistemas de matorrales y sabanas, ya que generalmente están conformados por un mosaico heterogéneo de tipos de vegetación y no existe una estimación de la extensión potencial del bosque dentro de estas áreas. 2) Una de las principales consecuencias de la deforestación es la creación de paisajes ocupados por fragmentos de bosques que son restos de la cobertura forestal continua original (Laurance y Bierregaard, 1997). Estos fragmentos generalmente están incrustados en matrices de hábitats transformados y pueden soportar una importante biodiversidad. La riqueza de especies se correlaciona positivamente con el tamaño del fragmento, por lo tanto, grandes extensiones intactas de bosque continuo contienen un mayor número de especies por unidad de área que los fragmentos de bosque más pequeños (Laurance et al., 2002). Debido a que los bosques secos tropicales se encuentran en parches diseminados dispersos a lo largo de los Neotrópicos (Pennington et al., 2006), el mapa de la cobertura terrestre de los bosques secos tropicales en el nivel continental nos permite explorar más a fondo la proporción de bosque que se encuentra en fragmentos más pequeños (<2.5 km²), fragmentos de tamaño intermedio (> 2.5 km² y <10 km²) y fragmentos de bosque más grandes (> 10 km²). Los fragmentos más</p>	
--	--	--	--	---	--	---	--

Título	Autores	Período del Estudio	Año de publicación	Área de Estudio	Objetivo del Estudio	Método	Resultados	Idioma	Tipo
Estado de conservación de los bosques secos de la provincia de Loja, Ecuador	Zhofre Aguirre Mendoza;Gretel Geada-Lopez	2005	2017	Zapotillo, Provincia de Loja; Ecuador	La conservación será eficiente si se logra un balance entre los objetivos de conservar y los intereses de los actores, especialmente de los que dependen de los bosques, y para estomes necesario disponer de información sobre la salud de los ecosistemas. Este artículo presenta la diferenciación y descripción de tres tipos de bosque seco de la provincia de Loja y su estado de conservación.	Se muestrearon 100 parcelas de 20 x 20 m en el bosque seco de la provincia de Loja, Ecuador, para determinar los tipos de bosque en función de la composición florística y abundancia de las especies. Se realizó el análisis de conglomerados jerárquico mediante la medida de distancia de Sorensen para tipificar cada tipo de bosque; se calculó el índice de Sorensen cualitativo y cuantitativo. El estado de conservación se determinó utilizando matrices de calificación que consideran seis variables: estructura del bosque, manejo y aprovechamiento, población asociada, matriz del entorno, presencia de fuentes de agua y problemática socioambiental. Se diferencian tres tipos de bosque seco, indicados por la presencia de Terminalia valverdeae, Simira ecuadorensis, Cordia macrantha (bosque tipo I); Handroanthus chrysanthus, Citharexylum gentryi, Calliandra taxifolia (bosque tipo II), y Eriotheca ruizii, Ipomoea pauciflora, Leucaena trichodes y Erythrina velutina (bosque tipo III)	grandes capturan la mayoría de las especies y los procesos vitales para mantener las funciones de los ecosistemas, mientras que los fragmentos de tamaño crítico (fragmentos intermedios y pequeños) tienen mayores tasas de extinción de las especies y la probabilidad de convertirse a otras coberturas de la tierra (Laurance et al., 2002; Rodríguez et al., 2007a, b). Bolivia contiene la mayor proporción de bosques secos en grandes fragmentos en todo el continente, seguida de Brasil y México (Fig. 3). Es importante tener en cuenta que en casi todos los países, la proporción de bosques secos en fragmentos más grandes es > 60%. Este patrón podría deberse a la forma en que avanza la deforestación, fragmentando las tierras bajas Bosques y zonas de acceso más difícil y bosques de galería. intacto. Aunque este patrón de deforestación ha reducido en gran parte biodiversidad de bosques secos, también puede traducirse en oportunidades para El diseño de reservas naturales y corredores de bosques remanentes. los la mayor proporción de fragmentos de tamaño crítico se encuentra en países Como Nicaragua, Guatemala, Ecuador, Costa Rica y Perú.	Español	Artículo Científico
Estimating the opportunity costs of activities that cause degradation in tropical dry forest: Implications for REDD+	Armonia Borrego, Margaret Skutsch	2004	2014	Jalisco, Mexico	(1) Cuáles son los costos de oportunidad asociados con las diferentes actividades emprendidas en estos bosques (2) cuál es la influencia del tamaño de la propiedad de la tierra en estos costos (3) qué sería Las consecuencias sociales de hacer que la conservación del carbono sea económicamente competitiva con las actividades de producción actuales.	Método para calcular los posibles pagos por restricciones de uso de la tierra es el método de retorno a tierra, que se basa en características observables de las actividades de uso del suelo. El método estima los retornos a la tierra utilizando un análisis económico estándar de los precios de mercado para determinar los beneficios asociados con los usos alternativos de la tierra. Este método depende de dos elementos: las rentas observadas de las actividades típicas realizadas en el área en estudio (por ejemplo, cultivos, ganado, productos forestales), así como los costos del uso de insumos físicos (por ejemplo,	Los hombres comprendieron el 88% de los cultivadores itinerantes entrevistados. En general, las mujeres tenían menos probabilidades de informarse de que estaban involucradas en la agricultura; a menudo se referían a sí mismos como amas de casa y sus esposos como los principales productores, incluso cuando participaban activamente en actividades agrícolas. El tamaño promedio de la familia fue de 4 y la edad promedio de los agricultores fue de 60, lo que indica una alta proporción de los ancianos involucrados en el sistema de cultivos migratorios. Como se muestra, los cultivadores en movimiento son en promedio un poco más viejos que	Inglés	Artículo Científico

Título	Autores	Periodo del Estudio	Año de publicación	Área de Estudio	Objetivo del Estudio	Método	Resultados	Idioma	Tipo
						semillas, herramientas) y mano de obra. El enfoque de retornos a la tierra se ha aplicado en los EE. UU. Para estimar los beneficios perdidos relacionados con las restricciones de uso de la tierra; los propietarios reciben pagos equivalentes a los costos de oportunidad calculados por el modelo	el agricultor promedio en el área. Los cultivadores que se desplazaban tenían un promedio de 4 años de educación (algo menos que el promedio para todos los agricultores) y en promedio afirmaban tener casi 54 años de experiencia en la agricultura, lo que significa que debían haber comenzado a trabajar a la tierna edad de alrededor de 6 años. En general, el bajo nivel educativo puede deberse a la falta de acceso a la educación en el pasado. Muchos de los agricultores de edad avanzada tienen recientemente se benefició de alguna educación primaria en escuelas públicas rurales provista por el gobierno para personas mayores de 15 años como un intento de hacer que la escuela sea accesible para aquellos que perdieron la oportunidad durante la infancia.		
Ecological feedbacks following deforestation create the potential for a catastrophic ecosystem shift in tropical dry forest	Deborah Lawrence, Paolo D'Odorico, Lucy Diekmann, Marcia DeLonge, Rishiraj Das, and James Eaton	2003	2007	Yucatán, Mexico	¿Cuáles son las consecuencias a largo plazo del desplazamiento repetido del cultivo para la productividad, tanto para mantener a los agricultores como para mantener ecosistemas forestales saludables? ¿Cómo responderán los agricultores?	En enero de 2003, se estableció una parcela de 192 m ² en cada uno de los 17 bosques secundarios (5-16 años, 1-3 ciclos) y 3 bosques maduros. Los suelos se recolectaron en seis puntos a lo largo de dos transectos perpendiculares. En cada punto, tomamos tres núcleos (usando una barrena de 2.5 cm de diámetro) de los 15 cm superiores del suelo. Los suelos se secaron al aire en el campo, luego se tamizaron (2 mm) y se compostaron por sitio. Utilizando la modificación de Tiessen y Moir (47) del fraccionamiento de Hedley, medimos grupos de P mediante extracción secuencial, omitiendo la extracción concentrada de HCl.	Por lo tanto, a medida que disminuye el P disponible, la biomasa que podría soportar también disminuye. Además, en estos bosques secos tropicales, la biomasa observada, el stock que debería reponer el conjunto de P disponible, también disminuye. El resultado es una espiral descendente para el P disponible y la biomasa, lo que sugiere que los procesos del ecosistema no se recuperan completamente durante el periodo de un barbecho típico (5-15 años). Las pérdidas de fósforo pueden explicarse en parte como el resultado de las pérdidas en las cenizas transportadas por el viento y el agua y en la cosecha. Además, las pérdidas de P se exacerban por cambios en la dinámica acoplada de la vegetación y el ciclo de P, específicamente, los mencionados anteriormente en relación con los insumos de P derivados de la biomasa, así como los flujos de P mediados hidrológicamente.	Inglés	Artículo Científico
Los Bosques Secos De La Ceiba Y Cordillera Arañitas, Provincia De Loja: Situación Y Perspectivas De Conservación	Miguel A. Vázquez, Lucienne Bcrenschor, Antonio Crespo, Eduardo Cueva, Fausto López, Tjalling Posrma, Wilson Quishpe y Vicente Solórzano	2001	2001	Cantón Zapotillo (Provincia de Loja), Ecuador	Con la aplicación de sistemas de información geográfica, proporcionaron una visión aproximada de la biodiversidad del área. De igual manera, mediante la aplicación de sondeos participativos fueron estudiadas las comunidades humanas y la información recopilada sirvió para entender la amplitud de los conflictos entre la población humana y los recursos naturales y analizar oportunidades de conservación	Evaluaciones Ecológicas, Sistemas de Información Geográficas, Análisis de fotos satelitales	La investigación y la aplicación de la información obtenida en el manejo de los recursos naturales deben ser consideradas, como una necesidad y una inversión. En estas actividades pueden intervenir tanto las universidades como organizaciones gubernamentales y no gubernamentales especializadas. En principio, es necesario estudiar y cuantificar el impacto de las actividades humanas, y avanzar más allá de la simple identificación de los síntomas o presiones evidentes (quemaz, introducción de especies, etc.) hasta comprender las causas subyacentes (demanda de productos, incentivos, idiosincracia, desigualdad social y pobreza, entre otras). Las labores de investigación en el campo biológico deben incluir: la determinación del valor ecológico y económico de los bosques, el estudio de otros remanentes y la evaluación del estado de los hábitats	Español	Artículo Científico

Título	Autores	Periodo del Estudio	Año de publicación	Área de Estudio	Objetivo del Estudio	Método	Resultados	Idioma	Tipo
Effects of Dry Tropical Forest Fragmentation on the Reproductive Success and Genetic Structure of the Tree <i>Samanea saman</i>	ALFREDO CASCANTE, MAURICIO QUESADA, JORGE J. LOBO, AND ERIC A. FUCHS	1997	2002	Provincia de Guanacaste, Costa Rica	Nuestros objetivos fueron evaluar el efecto de la fragmentación del bosque sobre el éxito reproductivo, el vigor de la progenie y la variación genética del árbol de bosque seco tropical <i>Samanea saman</i>	Comparamos las condiciones de dos árboles para evaluar la fragmentación del bosque: (1) árboles individuales aislados, a más de 500 m del conspecifico más cercano y rodeados de campos agrícolas, pastizales o parches de bosques remanentes pequeños y (2) árboles en poblaciones continuas de 10 o más individuos por hectárea y rodeados de bosques no perturbados. Comparamos la probabilidad de polinización natural, producción de semillas, variación genética y vigor de la progenie de árboles en aislamiento y en poblaciones continuas. La probabilidad de que las flores reciban más de 23 tubos de polen en la base de los estilos (las flores con mayor probabilidad de producir una fruta madura) fue significativamente mayor para los árboles en poblaciones continuas (2.1%) que para los árboles en aislamiento (0.4%). Sin embargo, las flores de las dos condiciones de los árboles recibieron cargas de polen similares en sus estigmas. Los frutos de los árboles de poblaciones continuas produjeron números similares de semillas que los árboles aislados y tuvieron una probabilidad similar de aborto de semillas. La probabilidad de depredación de semillas por los escarabajos bruchidos fue significativamente mayor en poblaciones (30%) que en árboles aislados (20%). El número de semillas no dañadas (potencialmente viables) fue similar para ambas condiciones de los árboles. Un análisis genético de la progenie mostró que los niveles de diversidad genética en árboles en aislamiento y en poblaciones continuas eran comparables.	La probabilidad de polinización y la probabilidad de recibir más de 23 granos de polen en estigmas fueron independientes de la condición del árbol, aislados o continuos (Tabla 1 y Fig. 1). En general, los árboles de poblaciones continuas y árboles aislados tuvieron una baja frecuencia de Polinización: solo el 30% de las flores analizadas recibieron polen, y el otro 70% no fue visitado o lo hizo No recibir polen de los polinizadores naturales (fig. 1). En la mayoría de las flores analizadas, el número de polen en los tubos era menor que el número requerido para fertilizar todos De los óvulos en el ovario (promedio de 23 óvulos). Sin embargo, la probabilidad de que las flores reciban más de 23 tubos de polen en la base de los estilos fue significativamente mayor para árboles en poblaciones continuas (2.1%) que para árboles aislados (0.4%). En general, la variación de los parámetros de polinización natural fue afectado significativamente por la identidad del árbol materno dentro de la condición del árbol	Inglés	Artículo Científico
Increased pollen flow counteracts fragmentation in a tropical dry forest: An example from <i>Swietenia humilis</i> Zuccarini	G. M. White, D. H. Boshier, and W. Powell	1994	2001	Punta Raton, Honduras	Existe una necesidad urgente de cuantificar el flujo de polen dentro y entre los fragmentos de bosque para probar la veracidad de dichas vistas y determinar el valor genético de dichos fragmentos para la conservación in situ.	Los marcadores microsatélite se utilizan para genotipar individuos de <i>Swietenia humilis</i> a partir de un mosaico de bosque altamente fragmentado para cuantificar directamente el flujo de genes mediado por el polen. Se detectaron distancias de flujo de polen más de 10 veces mayores que las reportadas previamente. Nuestros resultados muestran que algunas especies de árboles de angiospermas tropicales pueden ser mucho más adaptables y resistentes a la destrucción y fragmentación del hábitat de lo que se consideró anteriormente. La descripción de muchos árboles remanentes como	El alto poder de exclusión de los marcadores de microsatélite (probabilidad de exclusión esperada combinada de 0.983; mac38 0.781, mac45 0.496, mac49 0.577 y mac58 0.642) dio como resultado asignaciones paternas únicas para el 45% de las coincidencias entre padres e hijos, lo que proporciona distancias exactas de flujo de polen a los árboles maternos. Los histogramas de frecuencia de distancia del flujo de polen por fragmento se muestran en la Fig. 2. Común a cada fragmento fue una alta frecuencia de flujo de polen desde los primeros 0,3 km del árbol materno, lo que indica un predominio del intercambio de genes cercanos	Inglés	Artículo Científico

Título	Autores	Periodo del Estudio	Año de Publicación	Área de Estudio	Objetivo del Estudio	Método	Resultados	Idioma	Tipo
Effects of Forest Fragmentation and Flowering Phenology on the Reproductive Success and Mating Patterns of the Tropical Dry Forest Tree Pachira quinata	Eric J. Fuchs, Jorge A. Lobo, and Mauricio Quesada		2003	Pachira, Costa Rica	Tratamos de determinar los efectos de la fenología de la floración y el aislamiento espacial debido a la fragmentación del bosque en el éxito reproductivo y la estructura genética de la progenie producida por el árbol de madera tropical Pachira quinata mediante el análisis de las siguientes variables: (1) producción de flores, (2) fruto conjunto, (3) producción de semillas, (4) frecuencia de endogamia (tm), (5) correlación de paternidad (rp)	Para examinar los efectos de la fragmentación de los bosques en el éxito reproductivo y la variación genética de la progenie de P. quinata, comparamos árboles aislados con árboles en poblaciones continuas. Un árbol se consideraba aislado si estaba separado por más de 500 m del conspecifico más cercano y rodeado de campos agrícolas o pastizales. Se seleccionaron sistemáticamente árboles aislados en sitios perturbados a lo largo de la Carretera Panamericana cerca del Área de Conservación de Guanacaste. Las poblaciones continuas consistieron en grupos de 20 o más individuos reproductores por hectárea rodeados de bosque maduro no perturbado. Se ubicaron dentro del Área de Conservación de Guanacaste, Costa Rica (lat. 84 37 W, largo. 9 45 N, 200-250 m). Se seleccionaron árboles en poblaciones continuas de dos sitios ubicados a 15 km entre sí dentro del área de estudio. Para controlar el efecto de la fenología de la floración en el éxito reproductivo y la variación genética de la progenie de poblaciones	al vecino. En la población de control de Las Tablas (Fig. 2a), la fuente de la mayoría del flujo de polen (64%) fue desde los primeros 600 m. En Tablas Paines (Fig. 2b), poco menos de un tercio del flujo de polen (31%) se originó dentro del fragmento, a 300 m de los árboles maternos. El flujo de polen no fue evidente entre 300 y 900 m, coincidiendo con el espacio intermedio (sin árboles de S. humilis) entre las planicies de Tablas y los fragmentos vecinos. El 69% restante era de distancias superiores a 900 m, de las cuales el 4% era de Jiote y el 1% de Butuslicarito, pero la proporción más alta (64%) era de Las Tablas o del área no muestreada. Tanto en el fragmento Jiote como en el Butuslicarito, la mayor proporción de polen volvió a provenir del fragmento. Jiote (Fig. 2c) tenía una pequeña proporción (4%) de los padres en Butuslicarito, a 1.1 km de distancia, pero el 24% provenía de	Inglés	Artículo científico

Título	Autores	Periodo del Estudio	Año de publicación	Área de Estudio	Objetivo del Estudio	Método	Resultados	Idioma	Tipo
						aisladas y continuas, los árboles se clasificaron según el momento de la floración máxima. Determinamos la fecha de floración máxima para cada individuo en días julianos contando el número total de flores producidas cada 15 días durante la estación reproductiva. y luego usó esos datos para estimar un pico promedio fecha de floración para toda la población. La fecha de se estimó la floración máxima para toda la población como la media ponderada de las fechas de floración de la población, donde cada fecha de floración fue ponderada por el número de árboles que florecen para cada fecha. La fecha de floración máxima para cada árbol individual se estimó como la media ponderada de las fechas de floración de cada individuo, donde cada fecha de floración se ponderó por el número de flores por árbol para cada fecha. Los árboles con fechas de floración máximas dentro de 1 SD de la fecha media de la población se clasificaron como individuos con floración sincrónica, y el resto se clasificó como individuos con floración asincrónica. Por lo tanto, el 50% de las flores producidas por árboles con floración asincrónica se abrieron a menos 3 semanas antes (o después) de la fecha de floración máxima de la población.	a cabo en el Área de Conservación de Guanacaste, Costa Rica y áreas circundantes. Para evaluar la fenología de floración, los árboles fueron clasificados en floración sincrónica o asincrónica. El estado fenológico de los individuos se clasificó de acuerdo con la proximidad al pico promedio de floración del resto de la población. Seis por ciento de las flores produjeron fruto en árboles en poblaciones continuas, mientras que en árboles aislados sólo el 3 % de las flores desarrollaron frutos. La producción de frutos no fue afectada por la fenología de floración de los árboles pero fue influenciada principalmente por factores asociados con la fragmentación del bosque. La producción de semillas por fruto no fue afectada por la fragmentación del bosque ni por la fenología de floración. En general, la fragmentación del bosque no afectó la producción total de frutos por árbol, porque los árboles aislados tendieron a producir más flores que los árboles en las poblaciones continuas. Un análisis genético reveló que la progenie de árboles en poblaciones continuas experimentó menores niveles de afinidad, una tendencia a mayores niveles de exogamia y/o más padres que los árboles aislados. Nuestros resultados sugieren que la fragmentación de bosques puede tener un efecto sobre los patrones de apareamiento de P. quinata, reduciendo el número de padres exógamos representado en la progenie de árboles aislados.		
Evolutionary islands in the Andes: persistence and isolation explain high endemism in Andean dry tropical forests	Tina Särkinen R. Toby Pennington Matt Lavin Marcelo F. Simon Colin E. Hughes		2011	América del sur	En este estudio probamos dos hipótesis sobre la diversificación de plantas andinas usando un enfoque filogenético y filogeográfico comparativo basado en datos filogenéticos moleculares de múltiples linajes de plantas andinas endémicas. Primero, probamos la hipótesis de que los SDTF andinos tienen una larga historia de aislamiento geográfico y limitación de dispersión, que se remonta a las primeras fases de la elevación andina, y que esto ha dictado patrones de diversificación de especies y la distribución de la diversidad en estos bosques.	Se utilizaron filogenias calibradas en el tiempo y muestreadas para cinco géneros de leguminosas (Amicia, Coursetia, Cyathostegia, Mimosa y Poissonia) que contenían especies endémicas del bioma andino SDTF para investigar tiempos de divergencia y niveles de estructura geográfica. La estructura geográfica se midió utilizando métodos de aislamiento por distancia. Se utilizó el metanálisis de filogenias calibradas en el tiempo de grupos de plantas andinas para comparar el patrón y el ritmo de la diversificación de especies endémicas entre los principales biomas andinos	La persistencia a largo plazo de SDTF en los Andes es sugerida por edades de tallo antiguas (5-27 Ma) de géneros / clados endémicos dentro de los géneros, y profundas divergencias junto con una fuerte estructura geográfica entre y dentro de las especies. La comparación de los patrones de diversificación de especies entre diferentes biomas muestra que el patrón de diversificación de especies relativamente antiguo y geográficamente limitado en SDTF contrasta con los pasizales de gran altitud que muestran radiaciones rápidas y recientes impulsadas por oportunidades eológicas.	Inglés	Artículo científico
Fragmentación y deforestación como indicadores del estado de los ecosistemas en el Corredor de Conservación Chocho-Manabí (Colombia-Ecuador)	Mauricio A. Echeverry ; Grady J. Harper	1982 - 2002	2004	Tumbes-Chocó-Magdalena	El estado de fragmentación en el CCCM y el cambio en la cobertura natural en un periodo determinado brindan una aproximación para el estudio de la estructura, patrón y procesos ecológicos que hacen del CCCM una de las regiones más ricas en biodiversidad y que exige monitoreo y flujos de información efectivos y constantes entre los actores.	1. Seleccionar y adquirir imágenes para dos fechas definidas. 2. Corregir imágenes y combinarlas en una imagen multitemporal de dos fechas (bandas 1-5 y 7 de cada fecha) (Layer Stacking, Erdas Images 9.1). 3. Clasificar imágenes en Erdas Imagine con metodología supervisada (MLC - Maximum Likelihood Classifier). 4. Filtrar clasificaciones para eliminar parches con superficie menor de 2 ha. 5. Combinar clasificaciones filtradas en un mosaico. 6. Producir mapa de fechas para el análisis de la tasa de deforestación con precisión temporal.	Índices de fragmentación en la ventana Tatamá-Paraguas Número de parches.- En la ventana Tatamá-Paraguas, el número de parches de la clase bosque aumentó de 1064 a 1070, lo que evidencia la fragmentación de parches continuos: a mayor número de parches, mayor fragmentación en el paisaje. Esto se comprueba si se observa la clase área intervenida, que se va consolidando en áreas intervenidas continuas con menos divisiones por parches de bosque. También existe un aumento en el número de parches de la clase páramo; si bien se trata de ecosistemas diferentes, estos pueden verse afectados por los fenómenos que generan la fragmentación de las áreas de bosque. Tamaño de parche.- El tamaño medio de los parches de bosque presentó una pequeña disminución entre los dos años estudiados. En	Español	Artículo científico

					<p>7. Analizar la cobertura de bosque y deforestación.</p> <p>8. Producir imágenes de fragmentación (distancia de bosque o agua y tamaño de parche de bosque).</p> <p>9. Calcular métricas de fragmentación en la Ventana Tatamá-Paraguas.</p> <p>10. Generar los mapas temáticos como resultado de los análisis. Cálculo de métricas de fragmentación Para el cálculo de las métricas de fragmentación en el corredor se utilizó el 'software' Erdas Imagine 9.1; para la ventana Tatamá-Paraguas los cálculos se hicieron con Fragstats 3.3. Las métricas siguientes se calcularon teniendo en cuenta las hojas metodológicas para los indicadores de cambio en las extensiones de cobertura natural y de fragmentación de ecosistemas generadas para el proyecto: nnMétricas a escala de corredor: tamaño de parche, distancia borde y área núcleo. nnMétricas a escala de ventana Tatamá Paraguas: ver indicadores en Cuadro L. Proceso de cálculo de los indicadores</p> <p>Los indicadores de fragmentación de los ecosistemas son indicadores de estado que ofrecen una visión de la composición y configuración de los ecosistemas a través de medidas de área, forma o borde de los fragmentos. Estos factores determinan la dinámica de los procesos ecológicos al interior de los ecosistemas y se convierten en una herramienta de análisis a tener en cuenta en la toma de decisiones políticas para el manejo de los recursos naturales. Si entendemos la fragmentación como la división de un hábitat originalmente continuo en relictos remanentes inmersos en una matriz transformada, los índices de fragmentación reflejan los patrones y tendencias espaciales de los ecosistemas. En consecuencia, se calcularon los siguientes indicadores de fragmentación: nnNP: número de fragmentos de un ecosistema nnTPF: tamaño medio de los fragmentos en hectáreas nnFF: índice de forma promedio nnDPF: distancia media al vecino más cercano en metros</p>	<p>1990, el tamaño medio era de 416,54 ha, pero en el 2000 se había reducido a 412,29 ha. Por otro lado, y en congruencia con la disminución de área de bosque hacia la clase 'área intervenida', el tamaño medio de parche en esta clase aumentó de 19,27 ha a 19,86 ha (Cuadro 5). Índice de forma promedio.- La forma se refiere a la figura de un área bidimensional, determinada por la variación de sus márgenes o bordes. La forma de los parches es importante para la ecología, especialmente porque afecta directamente los movimientos y flujos entre ecosistemas adyacentes (Forman 1995). El índice de forma promedio para las áreas de bosque en la ventana Tatamá-Paraguas tuvo un leve aumento en la serie de tiempo estudiada: 1,51 en 1990 y 1,52 en el 2000 -lo que indica formas circulares y compactas que empiezan a registrar afectación en los bordes. Las formas con valor cercano a 1 son ideales para la protección de la biodiversidad contra el impacto de las actividades humanas sobre los flujos de genes y organismos en áreas de bosque. Aunque el valor es aún cercano a 1, el incremento es una señal de alarma acerca de una tendencia que podría caracterizar la dinámica de las áreas naturales del corredor (Cuadro 5). Las áreas de páramos en la ventana sufren también los efectos de las intervenciones humanas en ecosistemas estratégicos. El índice de forma promedio para áreas en páramo evidencia un aumento de 1,52 a 1,82 en el periodo de tiempo estudiado. Distancia entre parches de bosque y conectividad.- El valor de conservación de un determinado fragmento de bosque puede aumentar o disminuir de acuerdo al patrón de los otros elementos del paisaje a su alrededor (Noss 1987 en Correa Do Carmo 2000). Valores cercanos a 0 indican cercanía entre los parches de una clase determinada. Entre los parches de bosque se encontró una mayor cercanía entre fragmentos con un valor de 0,04 en 1990 y 0,07 en el año 2000. Este valor aumentó como consecuencia de la división de áreas continuas de bosque en un número mayor de fragmentos. En la Fig. 10 se aprecian los cambios en la extensión de la cobertura boscosa y la fragmentación sufridos por la ventana Tatamá-Paraguas entre los años 1990 y 2000.</p>			
Título	Autores	Período del Estudio	Año de publicación	Área de Estudio	Objetivo del Estudio	Método	Resultados	Idioma	Tipo
Deforestation trends in tropical Africa	R. F. W. Barnes	1976- 1980	1990	África Central	El propósito de este trabajo es examinar el fenómeno de la deforestación en los bosques de Guinea-Congoliana de África tropical utilizando datos publicados. Los factores más importantes que determinan la tasa de deforestación se	Los bosques de Guinea-Congoliana se encuentran en cuatro de las fitocorrias de White (1983): la región de endemismo de Guinea-Congoliana, la zona de transición de Guinea-Congoliana / Zambesia, la zona de transición regional de Guinea-Congoliana /	Deforestación La Tabla 1 muestra que los países de la zona forestal pueden dividirse en tres regiones distintas. Los países del este de África tienen pequeñas áreas de bosque, mientras que en el oeste todavía se encuentran extensiones mucho	Inglés	Artículo científico

					dilucidan, particularmente el patrón de deforestación. Los resultados se utilizan para predecir tendencias futuras en Bosques africanos.	Sudania y el mosaico regional del lago Victoria. Este análisis incluye todos los países que tienen algún bosque en una o más de estas fitocorias. Los países se enumeran en la tabla. 1) Los datos sobre las áreas forestales y las tasas de deforestación se toman de la FAO / PNUMA encuesta (FAO / PNUMA, 1981; Lanly, 1983). La ventaja de este conjunto de datos es que cubre una gran cantidad de países y utiliza definiciones estandarizadas. Proporciona un conjunto de datos estandarizado en un punto en el tiempo. La información sobre la cobertura forestal en el pasado solo se podía obtener para tres países. Los datos para Uganda son de Hamilton (1984); para Ghana de Twum-Barima (1984); y para Costa de Marfil desde Groulez (1984) Las estadísticas de población humana provienen del Banco Mundial (1983, 1986). Los datos sobre productos forestales provienen de FAO (1985). La mayoría de los conjuntos de datos no se distribuyeron normalmente y, por lo tanto, se transformaron en logaritmos	más grandes. En ambas regiones, las poblaciones humanas son densas y las tasas de deforestación porcentuales son altas, especialmente en Nigeria y Costa de Marfil. Sin embargo, las tasas de deforestación per cápita (mostradas como área deforestada por millón de personas en la Tabla 1) son mucho más altas en África occidental. En contraste, los bosques de África central forman un bloque ininterrumpido. Las poblaciones humanas son escasas. Las tasas de porcentaje de deforestación son bajas. Pero las tasas de deforestación per cápita son altas, con una mediana más alta que la de África occidental. Aunque Gabón tiene una población humana muy escasa, tiene la tasa de deforestación per cápita más alta de los países del África central.		
Título	Autores	Período del Estudio	Año de publicación	Área de Estudio	Objetivo del Estudio	Método	Resultados	Idioma	Tipo
Deforestation Trends of Tropical Dry Forests in Central Brazil	Carlos A. Bianchi, and Susan M. Haig	1977-2008	2013	Cuenca del río Paraná, Brazil	Describir las tendencias de deforestación de los bosques secos en la cuenca del río Paraná. Utilizamos diferentes métricas de fragmentación para rastrear los cambios en la cubierta forestal y para comprender la configuración espacial actual de los restos forestales.	Para estimar las tendencias de deforestación en la cuenca del río Paraná, utilizamos imágenes satelitales de alta resolución de los sensores Landsat 2 Multispectral Scanner (MSS) y Landsat 5 Thematic Mapper (TM), disponibles en la Agencia Espacial Brasileña Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais — INPE (http://www.dglinpe.br/CDSR/). Seleccionamos imágenes adquiridas cerca del final de la temporada de lluvias (febrero-Abril), cuando los bosques caducifolios todavía tienen un dosel verde denso que forma un notable contraste con la vegetación cerrada (similar a la sabana) en los alrededores. La cobertura de nubes es generalmente escasa o ausente durante esta época del año. Utilizamos 15 escenas que abarcan 31 años y las dividimos en tres intervalos usando los años 1977, 1993/1994 y 2008 (Tabla S1). Las imágenes sin nubes que cubren nuestra región de estudio no estaban disponibles para nuestras fechas preferidas, por lo que fue necesario un compuesto de escenas de 1993 y 1994 para el análisis del segundo intervalo. Todas las imágenes se procesaron previamente en ERDAS IMAGINE 8.7 (Leica Geosystems GIS y Mapping, LLC, EE. UU.). Siguiendo los métodos operativos estándar descritos en Kennedy et al. (2007) que incluyen selección y referencia de imágenes, corrección geométrica con convolución cúbica para el tamaño de celda de salida de 25 m en el modelo polinomial y proyección al datum WGS 84. Luego, realizamos una clasificación no supervisada de cada imagen usando 30 clases, 40 iteraciones y una umbral de convergencia de 0.99. Por último, realizamos un análisis con interpretación visual entre cada imagen clasificada original y correspondiente a un esquema de clasificación posterior, produciendo mapas binarios "forestales" y "no forestales" para cada intervalo de tiempo. Los sistemas de clasificación binaria son simples y pueden ayudar a reducir los posibles errores debido a la calidad de las imágenes (Gergel 2007). Además, es probable que un sistema	PÉRDIDA Y FRAGMENTACIÓN FORESTAL. Durante más de 31 años, hubo una reducción del 66.3 por ciento en la cubierta forestal dentro del polígono de bosques secos en la cuenca del río Paraná (Fig. S2A-C). El cambio anual de la cubierta forestal (FCC) se estimó en 3.5 por ciento. La reducción de la cubierta forestal se estimó en un 35.7 por ciento entre 1977-1993 / 94 y en un 47.6 por ciento entre 1993 / 94-2008. El cambio anual estimado en la cubierta forestal durante el primer y segundo período fue de 2.6 por ciento y 4.6 por ciento de disminución, respectivamente. La interpretación visual de los resultados sugirió además una tendencia asimétrica en la deforestación, que muestra más agregaciones de restos forestales hacia los límites orientales de la cuenca a lo largo de los años (Fig. S2A-C). En el valle de Paraná, las tasas de deforestación fueron ligeramente más altas que en el polígono del bosque seco, con una reducción de la cubierta forestal estimada en 38.3 por ciento entre 1977-1993 / 94 y 54.4 por ciento entre 1993 / 94-2008. La pérdida general de la cubierta forestal para el valle se estimó en 71.9 por ciento y las estimaciones anuales de cambios en la cubierta forestal sugirieron una disminución de 2.8 por ciento y 5.6 por ciento, para los intervalos 1 y 2, respectivamente. Las métricas del paisaje también indicaron resultados similares de pérdida extensiva de bosque y aumento de la fragmentación del bosque en el polígono de bosque seco (Tabla 1). El área total de cobertura forestal disminuyó de 12,919 a 8311 km2 y luego a 4352 km2, respectivamente, entre el primer y el segundo intervalo. El porcentaje del paisaje de estudio compuesto por bosque seco también disminuyó dentro de la cuenca de un 21.7 a un siete por ciento durante el período de 31 años (Tabla 1). El número de parche aumentó de 4746 a 9691 (104%) entre el primer y el último intervalo de tiempo, mientras que el tamaño medio del parche disminuyó de 2.72 a 0.44 km2 (84%) en el mismo período. Del mismo modo, el índice de parches más grande experimentó una fuerte reducción de más del 97 por	Inglés	Artículo científico

Título	Autores	Período del Estudio	Año de publicación	Área de Estudio	Objetivo del Estudio	Método	Resultados	Idioma	Tipo
Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico	Irma Trejo, Rodolfo Dirzo	1973- 1989	2000	México	El presente estudio se centró en analizar la pérdida de cobertura SDTF en dos niveles: (i) a nivel nacional, incluyendo todo el territorio; Este nivel proporciona una imagen general (aunque restringida resolución); (ii) a nivel local, en un área geográficamente restringida, que proporciona una resolución más alta. Para el análisis a nivel local, se eligió el estado de Morelos como un caso de estudio, ya que una parte importante de la misma debería estar cubierta por SDTF. Además, hay buena información sobre la cobertura vegetal original (potencial) y se dispone de imágenes satelitales para medir los cambios en el uso de la tierra en un periodo de 15 años (1973 ± 1989). Además, estamos muy familiarizados con el área y pudimos realizar una cantidad significativa de trabajo de verificación del terreno.	El mapa de vegetación potencial (Rzedowski, 1990) y el mapa de uso de la tierra actual (Oropeza et al., 1995) del país se ensamblaron a escala 1: 4 000 000 y luego se compararon con un sistema de información geográfica (TC, 1993). Para hacer que los mapas sean fácilmente comparables, se definieron cuatro categorías de uso del suelo: Bosque tropical seco estacional intacto, o bosque en buen estado de conservación " según Oropeza et al. (1995) Los bosques intactos se caracterizan por la abundancia de árboles de 8 ± 12 m de altura (ca 100 árboles por 0.1 ha), abundantes lianas y una capa continua de arbustos nativos. Bosque tropical alterado estacionalmente seco, el remanente fragmentos de bosque de Oropeza et al. (1995), en el que la actividad humana ha reducido visiblemente la cubierta forestal y densidad. Degradado bosque tropical estacionalmente seco, las áreas donde este tipo de bosque estuvo previamente presente y solo reliquias o fragmentos pequeños (<1 ha) alterados con unos pocos árboles restantes se informan en la tierra use el mapa de Oropeza et al. (1995) Bosques tropicales secos estacionalmente convertidos, que incluir áreas que actualmente tienen otros usos, como agricultura, ganadería o centros urbanos. El área potencial cubierta por SDTF en el estado se infirió de los datos climáticos, la vegetación existente, las colecciones botánicas, las comunicaciones personales y nuestra propia familiaridad de una década con el área. Además de esto, se utilizó un sistema de información geográfica (SIG) (Arono, 1989; Paradelo et al., 1994), y se generó un modelo digital de elevación (DEM). Este modelo se utilizó para construir los mapas de elevación y pendiente. Este último también se clasificó utilizando una escala de susceptibilidad a la erosión que incluye información relacionada con la pendiente (Palacio-Prieto, 1983). A partir de la combinación de estas variables, se definió la distribución potencial de SDTF (véase también Trejo y Hernández, 1996). El mapa de distribución potencial de este tipo de vegetación y el de 1973 y 1989 se superpuso para determinar el destino de las áreas previamente cubiertas por bosque tropical estacionalmente seco y cuantificar los	ciento a lo largo de los años, mientras que la aglomeración disminuyó solo un 4.1 por ciento. La distribución de fragmentos por tamaño indicó un aumento en todas las categorías a lo largo del tiempo, pero solo los fragmentos de más de 10 km2 indicaron una reducción considerable (94.8%) en el tamaño medio que varía de 762.49 a 38.96 km2 (Tabla 2). Además, los fragmentos grandes (> 10 km2) disminuyeron en la extensión del bosque de aproximadamente 94 por ciento en 1977 a 51 por ciento en 2008. Los fragmentos de tamaño intermedio (2.6–10 km2) y pequeños (2.5 km2) aumentaron drásticamente, de seis a 49 por ciento cuando agrupados	Ingles	Artículo científico

Título	Autores	Periodo del Estudio	Año de publicación	Área de Estudio	Objetivo del Estudio	Método	Resultados	Idioma	Tipo
Effects of Dry Tropical Forest Fragmentation on the Reproductive Success and Genetic Structure of the Tree <i>Samanea saman</i>	Alfredo Casante, Mauricio Quesada, Jorge j. Lobo, And Eric a. Fuchs		2002	Costa Rica	Estudiamos los efectos de la fragmentación del bosque en el éxito reproductivo y la variabilidad genética de la progenie de un árbol de bosque seco tropical, <i>Samanea saman</i> . Específicamente, examinamos los efectos de la fragmentación del bosque en los siguientes parámetros: (1) número de granos de polen y tubos de polen encontrados en los pistilos de las flores después de la polinización natural; (2) producción de semillas; (3) depredación de semillas; (4) aborto de semillas; (5) vigor temprano de la progenie; (6) heterocigosidad media; (7) tasa efectiva de autofecundación; (8) en el coeficiente de reproducción de la progenie; y (9) probabilidad de progenie de semillas de hermanos completos dentro y entre frutos.	Realizamos nuestro estudio en el bosque tropical seco de Costa Rica y comparamos dos condiciones de los árboles para evaluar la fragmentación del bosque: (1) individuos aislados más de 500 m del individuo conspecifico más cercano y rodeados por campos agrícolas, ganaderos o pequeños fragmentos de bosque y (2) árboles en poblaciones continuas de 10 o más individuos por hectárea y rodeados de bosque no perturbado. Comparamos la probabilidad de la polinización natural, producción de semillas, variación genética y vigor de la progenie en árboles aislados y en poblaciones continuas	La fragmentación del bosque no tuvo un efecto aparente en el Heterocigosidad media esperada global y frecuencias alélicas de poblaciones de <i>S. saman</i> (Tabla 2). Las tasas efectivas de autoexposición estimadas para árboles en poblaciones continuas fueron comparables con otras especies de árboles tropicales autoincompatibles (Tabla 2) (Moran et al. 1989; Murawski et al. 1990; Hamrick & Murawski 1991; AlvarezBuylla & Garay 1994; Boshier et al. 1995; Stacy et al. 1996). La tasa efectiva de selfing y el coeficiente de endogamia de la progenie de <i>S. saman</i> , particularmente para árboles en poblaciones continuas, revelaron que estos individuos recibieron polen de una amplia gama de donantes. <i>Samanea saman</i> aparentemente es polinizada por polillas nocturnas de la familia Sphingidae capaces de volar largas distancias en una noche, visitando así varios árboles en una ruta de búsqueda de alimento (Frankie 1976; Miller 1981; Haber & Frankie 1989). El polen externo en árboles aislados proviene de individuos más allá de 500 m, lo que sugiere que esta distancia no es una "barrera" para el flujo de polen. La comparación de las probabilidades de hermanos completos entre árboles continuos y aislados sugiere que el comportamiento de búsqueda de alimento de los polinizadores puede verse afectado por la fragmentación, reduciendo el número de árboles paternos involucrados en la fertilización de semillas. Del mismo modo, Aldrich y Hamrick (1998) descubrieron que, aunque los árboles aislados de <i>Simphonia globulifera</i> se autopolinizan con mayor frecuencia que los árboles en poblaciones continuas, También reciben polen de donantes de larga distancia.	Inglés	Artículo científico
Woody Plant Diversity, Evolution, and Ecology in the Tropics: Perspectives from Seasonally Dry Tropical Forests	R. Toby Pennington, Matt Lavin, and Ary Oliveira-Filho		2009		Revisión ecología y distribución global del bosque seco tropical.		Esta revisión sugiere que la ecología y la distribución global desigual del bosque tropical estacionalmente seco (SDTF) ha estructurado distintivamente la historia evolutiva y la biogeografía de los grupos de plantas leñosas que se limitan a él. Los SDTF tienen pocas especies de plantas leñosas que causan una alta diversidad β entre áreas separadas de bosques. Estas áreas separadas contienen clados monofiléticos geológicamente antiguos de especies de plantas endémicas que a menudo tienen una variación genética intraespecífica estructurada geográficamente. Estos patrones de diversidad, endemismo y filogenia indican un sistema SDTF estable, con dispersión limitada. Las especies SDTF tienden a pertenecer a clados más grandes confinados a esta vegetación, ejemplificando el conservadurismo de nicho filogenético, y sostenemos que esto es evidencia de que SDTF es una metacomunidad (bioma) para clados de plantas leñosas. El hecho de que los patrones ecológicos filogenéticos, genéticos poblacionales, biogeográficos y comunitarios difieran en las plantas leñosas de los bosques tropicales y las sabanas tropicales sugiere una hipótesis de que los entornos ecológicos amplios influyen fuertemente en la	Inglés	Artículo de Revista

Título	Autores	Periodo del Estudio	Año de publicación	Área de Estudio	Objetivo del Estudio	Método	Resultados	Idioma	Tipo
Effects of grazing intensity on soil carbon stocks following deforestation of a Hawaiian dry tropical forest	ANDREW J. ELMORE W ; G R E G O R Y P. A S N E R	1968 -1980	2006	Hawai	Los objetivos específicos fueron: (1) investigar el uso de la teledetección para evaluar el impacto del pastoreo en condiciones de pasto tropical en relación con las reservas de C del suelo; y (2) cuantificar el impacto de la intensidad del pastoreo y la elevación sobre el suelo C después del bosque tropical seco conversión a pastoreo.	La cobertura superficial fraccional de vegetación fotosintética (PV), vegetación no fotosintética (VPN) y sustrato expuesto se estimó a partir de datos de detección remota hiperspectral de alta resolución adquiridos por el Espectrómetro avanzado de imágenes infrarrojas visibles (AVIRIS) el 16 de octubre de 2001. Estos datos fueron adquiridos y procesados en apoyo de múltiples proyectos en Hawa'i. El procesamiento y la caracterización de los datos fueron detallados por Asner et al. (2005) La imagen se corrigió a la reflectancia de la superficie utilizando el modelo Atmospheric Correction Now (ACORN) (ImSpec LLC, Palmdale, CA), que simula y elimina los efectos del vapor de agua atmosférico y los aerosoles. La georreferenciación se completó con una precisión de un píxel (Asner et al., 2005) utilizando una combinación de mapas topográficos y posiciones geográficas adquiridas por el campo. La resolución espacial de cada píxel AVIRIS fue de 10 m 10 m. El análisis de teledetección siguió la metodología de Asner et al. (2005) y Asner y Lobell (2000). Los valores de cobertura fraccional se estimaron usando un análisis de mezcla espectral que supone que cada reflectancia de píxeles es la combinación lineal de espectros de miembros finales (Adams et al., 1986; Smith et al., 1990; Elmore et al., 2000).	Los resultados de la detección remota de AVIRIS proporcionan una medición regional de la cubierta superficial fraccional en comparación con las grandes compensaciones entre el VPN y el sustrato. El efecto del pastoreo también fue evidente en los resultados de los transectos de vegetación. La cobertura vegetal del pasto C4 P. setaceum aumentó con la distancia desde el centro de pastoreo (R 5 0.84; Po0.001; probablemente debido a su intolerancia al pastoreo. En contraste, la cobertura de P. clandestinum y S. madagascariensis disminuyó con la distancia desde el pastoreo tanto la cobertura de P. setaceum como la fracción de VPN aumentaron con la distancia desde el centro de pastoreo y, por lo tanto, se correlacionaron (R 5 0.86; Po0.001).	Inglés	Artículo Científico
Soil Carbon, Nutrients, And Mycorrhizae During Conversion Of Dry Tropical Forest To Grassland	NANCY C. JOHNSON, AND DAVID A. WEDIN	1986	1997	Biological Reserve in Guanacaste, Costa Rica	Examinamos los suelos de los bosques secos costarricenses, los bordes de los bosques y los pastizales adyacentes para comprender mejor cómo los incendios y la invasión de pastos afectan (1) las reservas de nutrientes y SOM, (2) la dinámica del N mineralización, y (3) tamaños de población y diversidad de especies de esporas de hongos micorrízicos. Dividimos la diversidad total en componentes alfa (dentro de la parcela) y beta (entre transectos) (Whittaker 1972) para ayudar a dilucidar la relación entre la escala de muestreo y la diversidad micótica de hongos en el ecosistema de bosques y pastizales	Localizamos cinco sitios con un relieve topográfico insignificante y con transiciones abruptas entre bosques y pastizales y posicionamos transectos de 60 m perpendiculares al límite (borde) del bosque. Los transectos fueron todos de 100 m pero 7000 metros de distancia. El lado de los pastizales de los transectos estaba completamente cubierto por densos rodales esencialmente monotípicos de altura (2.5-3.5 m), seco y seco. Se estima que estos pastizales tienen entre 5 y 15 años (G. W. Frankie, comunicación personal). Los sitios de borde fueron vegetados con una cubierta escasa de plantas forestales mezcladas con jaragua. El lado del bosque de los transectos contenía vegetación de bosque seco de alta diversidad dominada por árboles caducifolios estacionales y una cubierta herbácea de suelo. Se usó una muestra de suelo de Oakfield para recolectar muestras de suelo de cinco parcelas de 1 m2 a lo largo de cada uno de los cinco transectos. Las parcelas se ubicaron en el borde del bosque, a 30 my 15 m en el bosque, y a 30 my 15 m en el prado (Fig. 1). Se recogieron diez núcleos de suelo (2,2 cm de diámetro por 15 cm de profundidad) de cada parcela, se combinaron en bolsas de plástico estériles y se dejaron secar al aire a fondo (los suelos inicialmente estaban bastante secos). Las muestras fueron recolectadas el 18 de enero de 1989 y transportadas a la Universidad de Minnesota.	El suelo total C fue 17% más bajo en las parcelas de pastizales y 21% más bajo en las parcelas de borde en comparación con las parcelas en el bosque intacto (el efecto de la vegetación en el suelo total C fue significativo a P, 0.01). Diferencias en total el suelo N entre el bosque, el borde y las parcelas de pastizales fueron comparables a las diferencias de C del suelo, aunque las diferencias relativas fueron mayores para N que para C en las parcelas de pastizales.	Inglés	Artículo Científico