



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN GEOGRAFÍA
CENTRO DE INVESTIGACIONES EN GEOGRAFÍA AMBIENTAL

ESTIMACIÓN DE LA DEGRADACIÓN FORESTAL DEL BOSQUE TROPICAL SECO A ESCALA
LOCAL MEDIANTE IMÁGENES DE DRON

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRO EN GEOGRAFÍA

PRESENTA:

FERNANDO ROCHA ÁLVAREZ

TUTOR:

JAIME PANEQUE GÁLVEZ

CENTRO DE INVESTIGACIONES EN GEOGRAFÍA AMBIENTAL

COTUTORA:

YAN GAO

CENTRO DE INVESTIGACIONES EN GEOGRAFÍA AMBIENTAL

MORELIA, MICHOACÁN, OCTUBRE 2018



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer a todas aquellas personas que colaboraron en mi preparación durante la etapa de maestría. Agradezco especialmente a mis tutores el Dr. Jaime Paneque Gálvez y a la Dra. Yan Gao por sus valiosos consejos y sus excelentes aportaciones durante el desarrollo del proyecto. Así mismo, agradezco a los sinodales de este estudio, la Dra. Azucena Pérez Vega, el Dr. Diego Pérez Salicrup y el Dr. Arturo Sánchez Azofeifa, por sus valiosas observaciones. Agradezco ampliamente el apoyo del Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental (CIGA) de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM).

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo otorgado mediante la beca de maestría (Núm. de CVU 711546). Agradezco a los diferentes apoyos brindados para la realización del trabajo de campo: al Programa de Apoyo a los Estudiantes de Posgrado (PAEP) de la UNAM y al Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT) IA 104117 de la UNAM.

CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES	4
2.1. Bosque tropical seco.....	4
2.2. Degradación forestal.....	4
2.3. Teledetección óptica y mediciones de campo para estimar la degradación forestal	6
2.4. Generalidades de los drones	7
2.5. Uso de los drones en el sector forestal.....	8
3. ÁREA DE ESTUDIO	13
3.1 Localización.....	13
3.2 Sistema natural.....	13
3.2 Sistema social y económico	14
4. MÉTODOS	17
4.1. Trabajo de campo: vuelos de dron e inventario forestal	19
4.2. Procesamiento de las imágenes de dron	21
4.3. Estimación de la altura de dosel	22
4.4. Delimitación de la cobertura de dosel	24
4.5. Cálculo de biomasa aérea viva y frecuencia de individuos	26
4.6. Estimación de la degradación forestal.....	26
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	28
5.1. Mediciones forestales de campo	29
5.1.1. Estructura forestal.....	29
5.1.2. Degradación forestal	29
5.2. Mediciones forestales basadas en dron	32
5.2.1. Características de las imágenes de dron	32
5.2.2. Altura de dosel	33
5.2.3. Cobertura de dosel	36
5.2.4. Biomasa aérea viva y frecuencia de individuos	40
5.3.5. Degradación forestal a nivel local.....	42
6. CONCLUSIONES	46
7. REFERENCIAS	48

1. INTRODUCCIÓN

Los bosques constituyen el ecosistema terrestre más importante para frenar el cambio climático a partir de la captura y el almacenamiento de carbono (Gibbs et al. 2007). Además, constituyen el hábitat de una gran parte de la biodiversidad a nivel mundial, representan los medios de vida para poblaciones locales y brindan otros beneficios (CBD 2017). Al ser degradados, los bosques pierden biodiversidad (CDB 2002; Barlow et al. 2007; Pearson et al. 2017), se acelera el cambio climático (Van der Werf et al. 2009; Houghton et al. 2012) y se reduce su capacidad para brindar multitud de otros servicios ecosistémicos (Simula 2009), lo que redundará negativamente en las posibilidades de sustento de gran parte de las poblaciones rurales que dependen directamente de ellos (Angelsen and Wunder 2003).

Específicamente en relación con los bosques tropicales, se ha reconocido su importancia a nivel global por el almacenamiento de carbono debido a su extensión (Melillo et al. 1993; Asner 2001). Además, albergan más de dos tercios de la biodiversidad mundial conocida (Bradshaw et al. 2009) y una proporción importante de la población más marginalizada y económicamente deprimida del mundo depende de estos bosques para su supervivencia (Sheil et al. 2006). Dentro de los bosques tropicales, se ha prestado mayor atención al estudio de los bosques húmedos/lluviosos, como aquéllos que ocupan la mayoría de la cuenca Amazónica en Sudamérica, la del Congo en África, o el suroeste asiático (Foley et al. 2007; Hansen et al. 2007; Sodhi et al. 2010). Sin embargo, existe proporcionalmente menos información sobre otros tipos de bosques tropicales asimismo importantes, como por ejemplo los bosques tropicales nublados de montaña (Nadkarni and Wheelwright 2014) o los bosques tropicales secos (Trejo and Dirzo 2000; Trejo and Dirzo 2002; Sánchez-Azofeifa et al. 2005).

El bosque tropical seco (BTS) representa uno de los ecosistemas más importantes a nivel global por una alta diversidad de especies y endemismos (Portillo-Quintero et al. 2015). Son de importancia también los bienes que estos ecosistemas proporcionan a las comunidades (Castillo et al. 2005; Balvanera and Castillo 2011). De acuerdo a Miles et al. (2006), el BTS abarca alrededor del 42% del bosque tropical mundial. A pesar de los múltiples beneficios, el BTS representa uno de los ecosistemas más amenazados en el mundo debido a la intensiva alta perturbación antrópica (Janzen 1988; Hoekstra et al. 2005).

Dada la pérdida continua y acelerada de los bosques, es cada vez más importante evaluar el estado de conservación de los bosques restantes (Ghazoul et al. 2015); no obstante, mapear y cuantificar el estado de la degradación forestal es más complicado que hacer lo propio con la deforestación (Morton et al. 2006; Olander et al. 2008; DeFries et al. 2007; Herold et al. 2011a). Lo anterior, debido a que la degradación es continua y comprende transformaciones dentro del bosque que no implican cambios en su extensión territorial (e.g. pérdida de cubierta de dosel o pérdida de biodiversidad) (Putz and Redford 2010), y además estas transformaciones pueden representar diferentes etapas de degradación o regeneración (Morales-Barquero et al. 2014; Goetz et al. 2014).

Así, la presencia de degradación forestal implica cambios en la estructura del bosque que sólo pueden ser detectados a escala local y que la teledetección convencional no ha podido estimar con precisión (Herold et al. 2011b). Por ejemplo, Asner et al. (2005) y posteriormente Oliveira et al. (2007) estiman degradación forestal en los bosques tropicales de la Amazonia brasileña y peruana, respectivamente, pero únicamente por tala selectiva debido a la incertidumbre de los datos existentes.

A pesar de que la teledetección convencional representa un método costo-eficiente para el mapeo de las cubiertas vegetales, más aún cuando se trata de grandes extensiones, existen limitaciones técnicas con respecto a la adquisición de datos de suficiente resolución espacial y temporal que permitan llevar a cabo esta tarea de manera confiable (Asner 2001; Souza and Roberts 2005; Herold et al. 2011; Mertz et al. 2012). Se presentan limitaciones aún mayores en el caso de los bosques tropicales secos, debido a que su fenología varía estacionalmente, por lo que puede ser preciso emplear imágenes de más de una época del año (Gibbs et al. 2007; Quesada et al. 2009; Sánchez-Azofeifa et al. 2005). Por ello, son necesarios datos de teledetección de mayor detalle y más frecuentes para mapear estas variaciones.

El uso de drones puede ser una fuente de información útil, a escala local, con ventajas sobre la teledetección convencional, como la alta resolución espacial y temporal, la insensibilidad a la nubosidad, los bajos costos, entre otros (Dandois and Ellis 2010; Paneque-Gálvez et al. 2014; Ota et al. 2015; Zahawi et al. 2015). Además de ofrecer ortomosaicos de alta resolución, las imágenes adquiridas mediante drones, a través de procesos de fotogrametría y de visión de estructura en movimiento (SfM, Structure from Motion, por sus siglas en inglés) permiten la generación de una nube de puntos y de un modelo digital de superficie (MDS). Basado en este proceso, ha habido un incremento reciente en el uso de los drones, principalmente para determinar características de la estructura del bosque en 3D (Dandois and Ellis 2010) como la altura de árboles, evaluaciones de la biomasa aérea o el carbono a nivel de parcela o de ventana (Dandois and Ellis 2013; Ota et al. 2015; Kachamba et al. 2016). Otra posible aplicación de las imágenes de dron es la delimitación del dosel a partir de técnicas de clasificación de imagen basada en objetos (OBIA, object based image analysis, por sus siglas en inglés) (Torres-Sánchez et al. 2015; Michez et al. 2016; Panagiotidis et al. 2016), la cual es un insumo base para la determinación de otros atributos forestales como altura, volumen, clasificación de especies, salud y localización de árboles individuales (Panagiotidis et al. 2016).

El potencial de los drones para la estimación de estos atributos forestales a partir de SfM es usualmente comparado con datos LiDAR (Ligth Detection and Ranging, por sus siglas en inglés) a partir de vuelos tripulados (pero a costo mucho menor), ya que es uno de los principales productos de teledetección más comúnmente usado para la estructura en 3D del bosque a detalle (Wallace et al. 2012; Mascaro et al. 2014). No obstante, en lo que respecta a las imágenes de dron, estos enfoques sólo se han aplicado en arbolado abierto (<50%) ya que son más fáciles de medir. Es necesario continuar explorando los diferentes factores que afectan a la calidad de la información,

principalmente en diferentes tipos de bosque (Dandois and Ellis 2013), así como diferentes condiciones de arbolado.

Dadas las dificultades para mapear la degradación forestal en el BTS, tanto por sus propias características estructurales y fenológicas, las cuales obligan a aumentar las resoluciones espacial y temporal de los datos obtenidos mediante teledetección, y el potencial de los drones pequeños para extraer variables forestales a escala local, en este estudio se plantea que el uso de drones pequeños puede contribuir de manera significativa a mejorar el mapeo y la cuantificación de la degradación forestal en el BTS. De este modo, el presente estudio tiene por objetivo principal evaluar el potencial de los drones pequeños para mapear y cuantificar la degradación forestal del bosque tropical seco a escala local, a través de la estructura. Asimismo, se abordan dos objetivos específicos: (1) valorar la utilidad de los drones para estimar atributos del BTS (cobertura de dosel, altura de árbol, biomasa aérea viva y frecuencia de individuos) a escala local y (2) estimar la degradación forestal a partir de la integración de los atributos obtenidos por el dron mediante un Índice Normalizado de Degradación Relativa. Realizamos para ello un caso de estudio en la Reserva de la Biosfera de la Sierra Gorda de Guanajuato, México, la cual es una de las áreas naturales protegidas más biodiversas del país (CONANP 2013).

2. ANTECEDENTES

2.1. *Bosque tropical seco*

El BTS es definido como una comunidad vegetal caracterizada por la dominancia de árboles caducifolios, en la cual más del 50% de los individuos carece de hojas durante la época seca (Sánchez-Azofeifa et al. 2005). En general, el BTS presenta una gran variedad de especies y más del 20% de estas especies son endémicas. Su adaptación a la época seca produce una mayor variedad de adaptaciones morfológicas y funcionales que en cualquier otro ecosistema forestal (Portillo-Quintero et al. 2015). Son de importancia también los servicios de provisión que estos ecosistemas proporcionan a las comunidades como leña, frutos, plantas medicinales, madera, y animales para la caza (Castillo et al. 2005; Balvanera and Castillo 2011). A pesar de los múltiples beneficios que genera, el BTS representa uno de los ecosistemas más amenazados en el mundo debido a la alta perturbación antrópica (Janzen 1988; Hoekstra et al., 2005).

El BTS en México es comúnmente conocido como selva seca, y su clasificación es variable de acuerdo a la altura y al periodo fenológico. El presente estudio se realizará sobre uno de los tipos de selvas secas con mayor proporción de cobertura en México, 11% de la superficie total del país de acuerdo a INEGI (2005), llamado selva baja caducifolia (SBC). La SBC se caracteriza por una altura de árboles que oscila entre los 4 y 15 m y por un estrato arbustivo que representa una porción importante de su estructura. No obstante, existe una tendencia en aumentar el número de árboles y lianas en las zonas más lluviosas, así como a aumentar el número de arbustos y cactáceas en las zonas menos húmedas. En la SBC más del 75% de sus especies pierden las hojas durante la época seca del año, que varía de 5 a 8 meses, entre diciembre y mayo. La temperatura media anual en la SBC oscila entre 18 y 28°C, más frecuentemente con temperaturas que van de 22 a 26°C. La precipitación media anual varía entre 300 y 1500 mm, más comúnmente entre 700 y 1200 mm. En cuanto a su distribución geográfica en México, se desarrolla entre 0 y 1900 m de altitud, más continuamente por debajo de los 1500 m. Esta formación es particularmente característica de la vertiente pacífica de México, donde cubre grandes extensiones prácticamente ininterrumpidas desde el sur de Sonora y el sureste de Chihuahua hasta Chiapas. Así mismo, en la vertiente atlántica existen manchones más aislados ubicados desde Tamaulipas hasta la península de Yucatán (Rzedowski 1998) (Trejo 1998).

2.2. *Degradación forestal*

La degradación forestal se define comúnmente como la pérdida o disminución de algún atributo, función o servicio particular a causa de una perturbación antrópica y/o natural que altera la composición de especies, la estructura, la dinámica y/o las funciones de los ecosistemas, transformando las interacciones entre las especies o del medio físico a través del tiempo (FAO 2011; Thomsom et al. 2013; Ghazoul et al. 2015). Uno de los aspectos más discutidos en la literatura sobre la degradación forestal es la dificultad para ser medida. El mapeo y la cuantificación de la degradación forestal son mucho más complicados que para el caso de la deforestación. En primer lugar, porque la deforestación puede ser representada como un proceso binario (deforestado o no) o un cambio de cubierta y uso del suelo, mientras que la degradación es continua, pasa por

diferentes transformaciones y se clasifica en base al establecimiento de categorías y umbrales (Putz and Redford 2010). En segundo lugar, la variación en los atributos del bosque asociados a la regeneración forestal debe ser considerada también. El bosque puede presentarse en transición por el encuentro de las actividades humanas y los procesos naturales; mientras algunas áreas pueden estar recuperándose, aumentando por ejemplo sus reservas de carbono, puede haber, al mismo tiempo, otras áreas que estén perdiendo sus reservas, ya sea por expansión agropecuaria, extracción de madera, así como incendios y otros factores tanto naturales como de origen antrópico (Figura1) (Goetz et al. 2014; Morales-Barquero et al. 2014). En tercer lugar, también hay que considerar la complejidad de la dinámica de muchos procesos de degradación debido a que, dependiendo de la historia del uso de suelo, el uso de suelo actual y su intensidad, estos pueden ser seguidos o no de una recuperación forestal (Feldpausch et al. 2007), lo cual afecta a su capacidad de detección mediante teledetección (Prates-Clark et al., 2009; Steininger, 1996).

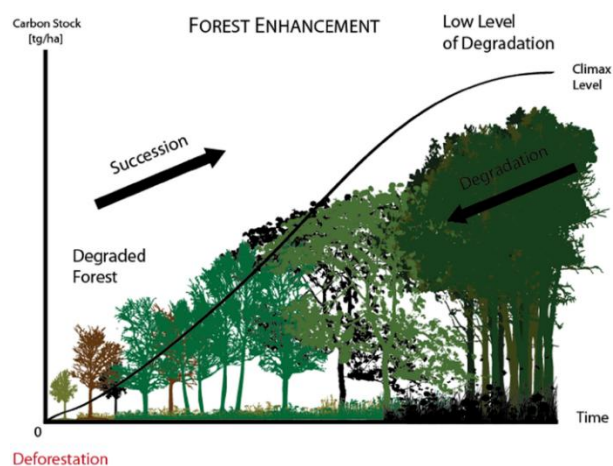


Figura 1. Curva de sucesión forestal. Degradación forestal vs regeneración (Tomado de: Morales-Barquero et al. 2014).

Mapear y cuantificar la degradación forestal implica dificultades como establecer un periodo de tiempo para estimar la degradación, definir tanto un umbral como rangos de degradación y determinar indicadores adecuados a partir de los cuales estimar lo que está o no degradado. Así mismo, definir un método para realizar esta tarea depende de factores que incluyen el tipo de degradación, la disponibilidad de datos, las características del bosque, los recursos y capacidades disponibles, entre otros. Así, los criterios para abordar estas dificultades dependerán del objetivo de cada grupo de trabajo (Herold et al. 2011a).

Una buena opción para medir la degradación forestal es basarse en un nivel de referencia local a través de paisajes o unidades de gestión que están representadas por los sitios no degradados o con menor degradación y que tengan características biofísicas comparables (Morales-Barquero et al. 2014). Siguiendo este criterio, el valor de referencia para evaluar la degradación forestal en el presente estudio será el uso de aquellos sitios actuales menos degradados de los sitios seleccionados. De igual manera, la evaluación de la degradación forestal en este estudio se enfocará únicamente en el estado actual del bosque. Esto es debido a la falta de datos históricos de atributos forestales y la consecuente limitación para mapear la degradación forestal a través del

tiempo. Para ello, se utilizará un Índice Estandarizado de Degradación Relativa (IEDR), propuesto por Jardel-Peláez et al. (2013), el cual considera los atributos forestales que reflejan la configuración de la composición de la estructura del bosque y que puede ser evaluados a partir de parcelas de inventario forestal (cobertura arbórea, biomasa aérea viva, altura y frecuencia de individuos). Este índice es relativo a las condiciones forestales observadas dentro del área de estudio. Estas líneas de referencia ofrecen un rápido inicio en las evaluaciones a nivel local y en el establecimiento de niveles de referencia de la degradación del bosque. Así mismo, este enfoque puede representar una solución para mejorar las mediciones de degradación (Morales-Barquero et al. 2014).

2.3. Teledetección óptica y mediciones de campo para estimar la degradación forestal

Los datos adquiridos mediante teledetección presentan una serie de ventajas en el mapeo de las cubiertas forestales: (1) presentan información de manera sólida, coherente y transparente de los tipos de cubierta y del uso de suelo, incluso en tiempo casi real; (2) ofrecen información a nivel nacional a diferentes niveles de detalle, incluso en áreas remotas o con problemáticas para verificar; y (3) permiten identificar tendencias históricas donde no existen datos actualmente (Herold et al. 2011b). Sin embargo, también presentan desventajas como: (1) los datos ópticos pueden verse obstaculizados por la nubosidad, principalmente en los trópicos (Asner 2001); (2) la resolución espacial óptima para detectar y registrar cambios a escala fina, como la cobertura de dosel a nivel especie, está limitada; y (3) el análisis de las imágenes puede ser erróneo, difícil y/o muy intensivo en trabajo (Herold et al. 2011b).

Una complicación particular de la degradación forestal para ser detectada mediante teledetección convencional es que son necesarias observaciones de mayor resolución espacial que para el caso de la deforestación (Goetz et al. 2014). La evaluación de la degradación forestal, y en particular la que ocurre en el BTS, puede ser abordada a partir de la teledetección convencional y su combinación con datos de inventario forestal, aunque, esta técnica ha presentado limitaciones para el desarrollo de resultados óptimos. No obstante, se considera a la teledetección como una herramienta esencial de observación de la degradación forestal que, combinada con medidas de parcela, proporciona una solución práctica y costo efectiva para el monitoreo de la degradación forestal (De Sy et al. 2012).

Recientemente, (Paneque-Gálvez et al. 2014) proponen la utilidad de las imágenes aéreas de dron para la colección de variables forestales a nivel local (comunidad), ya que presenta una mayor resolución espacial y temporal, que la teledetección convencional. Esto abre las puertas a la elaboración de cartografía consistente y precisa de los tipos de degradación a escala local, particularmente en cortos periodos de tiempo. A través de ello se beneficiaría el cálculo de la degradación a niveles regional y nacional con datos a nivel local de mayor confiabilidad para la calibración de imágenes satelitales.

Por su parte, las mediciones de campo representan un muestreo sistemático de colección de información o datos dasonómicos de parcelas forestales para medir o evaluar el estado de los recursos forestales. Las variables dasométricas básicas a levantar sobre una parcela de inventario

forestal son tanto a nivel de árbol (e.g. especie, diámetro a la altura de pecho, diámetro de copa, altura) como a nivel de parcela (e.g. cobertura arbórea, frecuencia de individuos de cada especie). A partir de estas variables es posible determinar, a nivel parcela: cantidad árboles y especies por unidad de área, altura media o dominante, cantidad de biomasa por unidad de área, volumen de vástago y área basal (CONAFOR 2012). Es así como la medición de variables a nivel parcela en campo es fundamental al aportar información básica a nivel de rodal, que constituye la base para medir la degradación forestal y su cambio a través del tiempo mediante el seguimiento de parcelas permanentes (Lisein et al. 2013).

2.4. Generalidades de los drones

Un sistema de aeronave piloteado a distancia (Remotely Piloted Aircraft System, RPAS, por sus siglas en inglés), comúnmente conocido como dron, es una aeronave sin un operador a bordo, la cual es controlada de forma remota, ya sea por un operador humano o guiada por un programa informático con diversos niveles de autonomía o automatización (Wagner 1987). Entre las morfologías más comunes de los drones se encuentran los de ala fija y los de ala giratoria. Los drones de ala fija tienen la ventaja de un vuelo más rápido y eficiente, pero por lo general no pueden suspenderse en el aire, mientras que los de ala giratoria, pueden permanecer estáticos en el aire y son altamente maniobrables, sin embargo, el vuelo hacia delante es menos eficiente en comparación con los de ala fija (Floreano and Wood 2015; Watts et al. 2015).

En la actualidad, los drones, tienen un rango de funciones civiles que incluyen: misiones de búsqueda y rescate, búsqueda en desastres, proyectos de levantamiento, entrega y transporte, comunicaciones, agricultura, conservación ambiental, observación meteorológica, entre otros (Wagner 1987; Floreano and Wood 2015). La investigación científica alrededor de esta tecnología envuelve con mayor medida aquellos que retribuyen la inversión como por ejemplo el mapeo de los cultivos de alta intensidad y de alto valor comercial (Salamí et al. 2014). En cuanto a las aplicaciones ambientales de los drones, la mayor parte de los estudios se enfocan en realizar aplicaciones que ya fueron llevadas a cabo por los plataformas aéreas o satelitales convencionales, demostrando así la utilidad de los drones en el campo de la teledetección (Salamí et al. 2014).

El crecimiento en la utilización y comercialización de los drones ha obligado a las asociaciones nacionales e internacionales a analizar la seguridad de su funcionamiento. En México la Autoridad de Aeronáutica clasifica los drones de acuerdo a su peso máximo de despegue (es decir, al peso propio del dron más el de su carga) y su uso. Dentro de las clasificaciones se encuentran el “dron micro”, que define un peso de despegue de 2 kg o menos, el “dron pequeño”, con un peso de despegue entre 2 y 25 kg, y finalmente clasifica al “dron grande”, con un peso máximo de despegue mayor a 25 kg. Los usos que se le pueden dar son el privado recreativo, privado no comercial y comercial. El presente estudio se realiza mediante un dron micro de acuerdo con la clasificación de la norma mexicana, el cual presenta como principales restricciones: el no operar más allá de la línea de visión entre el piloto y la aeronave, que el dron no debe alejarse más de 457 metros en relación horizontal al piloto y que el piloto debe operar la aeronave a una altura máxima de 122 metros (SCT, 2015).

2.5. Uso de los drones en el sector forestal

Se han realizado múltiples estudios con fines forestales implicando métodos y aplicaciones variadas (Tabla 1). De acuerdo a una revisión llevada a cabo por Torresan et al. (2016) sobre las aplicaciones de los drones en el sector forestal, la mayor parte se han enfocado en la estimación de variables forestales determinadas a partir de la información de estructura en 3D elaborada mediante la utilización de fotogrametría y de visión de estructura en movimiento (SfM, Structure from Motion, por sus siglas en inglés).

El termino SfM tiene su origen en el campo de visión por computador, refiriéndose a la generación de nube de puntos en 3D a partir de un conjunto de imágenes con alto nivel de solapamiento que cubran la superficie de interés desde diferentes ángulos, por lo cual, se le asignó el nombre de estructura derivada de un sensor en movimiento (Figura 2). La fotogrametría por SfM a diferencia de la fotogrametría tradicional determina automáticamente los parámetros geométricos internos de la cámara, así como la posición y orientación de la misma sin la necesidad de puntos de control con coordenadas de referencia de puntos conocidos, por lo cual pueden utilizarse cámaras convencionales y no únicamente cámaras especiales para fotogrametría. Sin embargo, si se desea alinear los resultados a un sistema de referencia, es necesario llevar a cabo una georreferenciación sobre la superficie de interés (Micheletti et al. 2015).

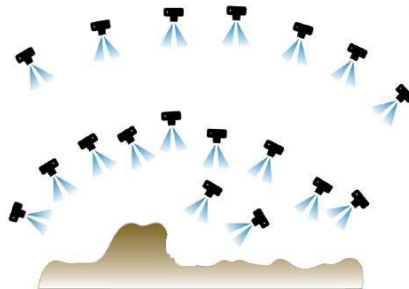


Figura 2. Ejemplo de la posición de diferentes cámaras para cubrir una superficie de interés con suficiente solapamiento.

La tecnología LiDAR es un punto de comparación contra SfM, ya que representa una poderosa herramienta para la estimación de variables forestales comunes en las mediciones de campo (Wallace et al. 2012). Aunque la tecnología LiDAR puede producir información precisa y confiable de las características estructurales del bosque (Montaghi et al. 2013), aún presenta costos muy elevados y, por ello, el levantamiento de áreas generalmente muy pequeñas. Así, la búsqueda de alternativas ante ello se ha orientado al emergente uso de los drones, los cuales ofrecen no sólo ortomosaicos de alta resolución, sino que además, a través de los procesos de fotogrametría y de SfM, es posible obtener una nube de puntos densa en 3D y también un modelo digital de superficie

(MDS), los cuales representan datos sólidos para la estimación de medidas dasométricas del bosque (Puliti et al. 2015).

Los primeros estudios en este campo sugieren un bajo costo de los datos obtenidos a partir del uso de drones. No obstante, la fotogrametría y SfM han presentado menor precisión de la estructura vertical del bosque en comparación con LiDAR, debido a que no tienen la capacidad de generar información por debajo del dosel (Dandois and Ellis 2010; Wallace et al. 2016). Esto se presenta con mayor frecuencia en zonas de arbolado cerrado (Mlambo et al. 2017). Por ello, la generación de modelos digitales de terreno (MDT) mediante SfM ha presentado baja calidad. Los MDT representan un insumo básico cuando se quiere calcular la altura de la vegetación mediante SfM, y son considerados la principal fuente de error cuando se generan modelos de altura de dosel (MAD) por SfM (Dandois and Ellis 2010). No obstante, los drones presentan la ventaja de generar observaciones de alta frecuencia, lo que podría resolver estos problemas cuando el estudio se lleva a cabo en bosques caducifolios, o bosques con cobertura de arbolado abierta (<50% cobertura de dosel), ya que se ha comprobado que la generación de MDT elaborados mediante SfM en épocas, donde el bosque no presenta hojas, son más precisos y de mayor confiabilidad que aquellos MDT elaborados mediante SfM en bosque con follaje (Dandois and Ellis 2013). Así mismo, se ha estimado que la precisión vertical es mayor en áreas con arbolado abierto en comparación con bosque de arbolado cerrado (>50% cobertura de dosel) (Mlambo et al. 2017). Un MDS por SfM combinado con un MDT por LiDAR proyecta la altura de dosel con calidad muy semejante a la de LiDAR, lo cual resulta en una precisión fiable por parte de la SfM cuando se trata de generar información 3D de la superficie del dosel (Lisein et al. 2013; Wallace et al. 2016). No obstante, utilizar únicamente datos LiDAR para reconstruir la estructura 3D es aún más preciso que la combinación de LiDAR con un modelo fotogramétrico. A pesar de esta desventaja, la precisión por fotogrametría para la estimación de la estructura vertical del bosque ha sido considerada fiable (Lisein et al. 2013).

También se ha puesto a prueba la capacidad de SfM para estimar la biomasa aérea viva (BAV), determinando que esta puede ser estimada por MAD derivados de SfM. No obstante, también se sugiere el uso de la tecnología LiDAR-MDT para estimar la BAV con mayor precisión. Por lo tanto, es necesaria mayor investigación en el uso de imágenes de dron con enfoque de SfM sobre bosques tropicales (Ota et al. 2015; Kachamba et al. 2016; Kachamba et al. 2017). Kachamba et al. (2016), después de probar diversos métodos para generar un MDT mediante SfM, define que los MDT automáticos son suficientes para estimar la biomasa con precisión. Es importante resaltar que, en estos estudios enfocados sobre biomasa, la altura de dosel ha resultado ser la mejor variable explicativa para el cálculo de biomasa y carbono en el bosque. Es importante, sin embargo, mayor entendimiento para la estimación confiable de MDT generados por SfM y explorar con ello la estimación de la altura en diversos tipos de bosque (Dandois and Ellis 2013).

En cuanto a otras variables forestales, los drones han permitido la delimitación de dosel, un insumo base para la determinación de otros atributos forestales como altura, volumen, clasificación de especies, salud, localización de árboles individuales y huecos de copas (Getzin et al. 2014; Panagiotidis et al. 2016). A lo largo del tiempo, la tarea de identificación y delimitación del dosel se ha llevado a cabo con mayor frecuencia a partir de sensores activos como LiDAR en combinación con sensores pasivos (imágenes aéreas) (Zhen et al. 2016). Otro enfoque para la descripción del dosel es la información 3D generada mediante nubes de puntos fotogramétricos. Sin embargo, esta técnica (comparada con LiDAR), presenta la desventaja de generar MDS más suavizados (Lindberg

and Holmgren 2017). Así mismo, el color de la nube de puntos por fotogrametría es otra ventaja para la caracterización del dosel (Lindberg and Holmgren, 2017). Por ejemplo, (Torres-Sánchez et al. 2015) utilizan análisis de segmentación sobre la información espectral y posteriormente realizan una clasificación basada en objetos (Object Based Image Analysis, OBIA, por sus siglas en inglés), enfocando la clasificación en un umbral que defina alguna altura de interés mediante un MAD. Chenari et al. (2017) a partir de un análisis OBIA realizan una delimitación de dosel y la clasificación de dos especies forestales con precisión. En otro estudio, la técnica de segmentación por crecimiento de regiones y clasificación basada en objetos, se han documentado para identificar árboles de manera individual para el posterior análisis de composición de especies y salud del bosque (Michez et al. 2016). No obstante, estos enfoques sólo se aplicaron en árboles que están muy separados entre sí, por lo que son necesarias más investigaciones en diferentes condiciones de arbolado.

Algunos estudios que utilizan información de imágenes aéreas, en combinación con LiDAR, han explorado la delineación de árboles mediante MAD con precisión y posteriormente mediante el uso de imágenes aéreas estiman otras características del bosque como clasificación de especies o estimación de altura (Mustonen et al. 2008; Singh et al. 2015; Deng et al. 2016). Algunos enfoques con datos de dron implican la detección del centro de árboles individuales (usualmente mediante local máxima-MAD). Posteriormente, esto permite aplicar algoritmos (e.g. IWS-RGB) o segmentación basada en la detección de árboles individuales para derivar en la estimación del contorno del dosel. Este enfoque permite estimar con precisión el diámetro de dosel, lo que puede concluir en la estimación de la altura de árbol individual o la clasificación del estado de salud del bosque (Näsi et al. 2015; Panagiotidis et al. 2016). Así la precisión y exactitud en la cuantificación del dosel es un atributo importante a considerar para la estimación de la degradación forestal. Por lo cual, en el caso del BTS es conveniente continuar explorando la posibilidad de delimitar el dosel con precisión y confiabilidad, además de explorar la confiabilidad de esta técnica sobre el bosque en diversos estados de conservación.

En cuanto a la discriminación, composición o diversidad de especies, se ha documentado que la mayoría de los estudios han optado por la utilización de cámaras con sensor RGB seguido por RGB con IR adaptado (CIR). La utilidad directa de los ortomosaicos generados a partir de las imágenes ha servido para la evaluación de la biodiversidad florística y los patrones de perturbación, desde el análisis del comportamiento de la forma y patrón espacial de los claros de bosque, mediante la segmentación de estos en las imágenes RGB y su combinación con inventarios de campo, o detección de invasión de especies en imágenes de muy alta resolución y su relación con porcentaje del dosel medido desde el suelo (Getzin et al. 2012; Getzin et al. 2014; Perroy et al. 2017). También se ha podido estudiar con buena precisión la discriminación de especies, y el estado de salud del bosque, determinando épocas idóneas para el análisis en cierto tipo de bosques, esto a través de estudios multitemporales. (Lisein et al. 2015). Además de destacar la utilidad para clasificar el sensor RGB en comparación con un sensor con infrarrojo-cercano, obteniendo mejores resultados del sensor RGB (Lisein et al. 2015), también se ha podido determinar la adición de vuelos oblicuos a vuelos en el nadir para mejora la calidad de la imagen, sobre todo cuando se requieran imágenes de alta precisión para la detección de especies arbustivas (Perroy et al. 2017).

Tabla 1. Detalles de los estudios sobre aplicaciones de los drones para la caracterización de atributos forestales. Incluye principalmente aquellos estudios que determinaron variables forestales usuales de un inventario forestal a través de SfM o aquellos estudios que incluyeron información RGB para determinar alguna característica ecológica del bosque.

Referencia	Aplicación	Tipo de vegetación (país)	Número de parcelas (Área en ha)	Altura de vuelo (sobrelape%) [resolución en cm/pixel]	Relieve	Sensor	Método de procesamiento (licencia) / insumo extra	Método de análisis y/o técnica de confiabilidad o comparación	Nivel de confiabilidad de datos y método
Dandois and Ellis (2010)	Cálculo de altura de dosel del bosque.	Bosque templado caducifolio (Estados Unidos)	(2.25)	20-110 m	Plano	RGB	SfM (código abierto) / LiDAR y mediciones de campo.	Regresión lineal simple y regresión lineal múltiple por pasos para MAD y biomasa, respectivamente.	MAD-SfM sitio 1 ($R^2=0.64$, RMSE=3.76m) MAD-SfM sitio 2 ($R^2=0.74$, RMSE=3.28m) MAD-LiDAR sitio 1 ($R^2>0.82$, RMSE=2.65m) MAD-LiDAR sitio 2 ($R^2>0.86$, RMSE=2.38m) BAV-SfM ($R^2=0.52$, RMSE=11.3 kg/m ²) BAV-LiDAR ($R^2=0.6$, RMSE=10.4 kg/m ²).
Getzin et al. (2012)	Biodiversidad.	Bosque caducifolio de haya y bosque mixto caducifolio-coníferas (Alemania)	20 (1)	249 m [7]	Nivelada	RGB	Ortomosaico RGB / Mediciones de campo	Correlación lineal, Pearson's r y covarianza ANOVA.	Mediciones de claro vs perturbación y diversidad de las plantas ($R^2=0.74$).
Dandois and Ellis (2013)	Cálculo de la altura dosel, biomasa, y atributos espectrales del bosque.	Bosque templado caducifolio (Estados Unidos)	32-38-29 (6.25)	40 m (90)	Colina, pronunciado, gradual	RGB	SfM (código abierto y comercial) / LiDAR y mediciones de campo.	Modelo de regresión lineal (MAD: altura dominante y altura por individuo) y RMSE (precisión de predicción de BAVS).	MAD-Ecosynth sin hojas ($R^2=0.07-0.82-0.83$, RMSE= 4.6-6.9-3.9 m) MAD-Ecosynth con hojas ($R^2=0.3-0.63-0.67$, RMSE=7.1-6.9-10.9 m) MAD-LiDAR DTM ($R^2=0.25-0.83-0.84$, RMSE=3.3-4.4-3.2 m) BAV ($R^2=0.27-0.71-0.73$, RMSE= 112-94-87 Mg/ha)
Lisein et al. (2013)	Cálculo altura del bosque.	Bosque mixto de Quercus y coníferas (Bélgica)	36	225 m (75) [7.6]		RGB-adaptado a VNIR	MDS-fotogrametría-SfM (código abierto) / MDT-LiDAR y parcelas de inventario forestal.	Modelos de regresión lineal.	Rodal, MAD-SfM ($R^2=0.82$, RMSE =1.65m) Árbol individual, MAD-SfM ($R^2=0.91$, RMSE=1.04m) Rodal, MAD-LiDAR ($R^2=0.86$ RMSE=1.45m) Árbol individual MAD- LiDAR ($R^2=0.94$, RMSE=0.83m)
Getzin et al. (2014)	Mapeo de huecos en el dosel de bosque.	Bosque templado (Alemania)	(1)	250 m [7]	Nivelada	RGB	Ortomosaico-RGB.	Pair correlation function (PCF), polygon-based PCF y the mark correlation function.	PCF, mejor descriptor de patrones de claros.
Lisein et al. (2015)	Discriminación de especies.	Roble Inglés, arce sicómoro, álamo, fresno y abedul común (Bélgica)	(80)	150-300 m		RGB, CIR	10 periodos de RGB-imagen (comercial) / Mediciones campo.	Clasificador Random Forest.	Error clasificación 16%.
Ota et al. (2015)	Cálculo de BAV.	Bosque tropical (Camboya)	(0.25)	500 m [7]	Plano	RGB	MDS-SfM y LiDAR, (comercial) / Mediciones de campo	Regresión lineal.	MAD-SfM ($R^2=0.79$, RMSE=51.79 Mg/ha) MDS-SfM y MDT-ALS ($R^2=0.93$, RMSE=31.30 Mg/ha) MAD-LiDAR ($R^2=0.94$, RMSE=32.55 Mg/ha)
Puliti et al. (2015)	Cálculo de variables altura dominante, número de individuos, área basal y volumen de vástago.	Bosque mixto de coníferas y arboles caducifolios (Noruega)	38 (200)	120 m [4.2]		NIR	MDS- SfM, (comercial) / MDT-LiDAR y parcelas de inventario forestal.	Modelo de regresión lineal (altura dominante y altura individual).	MAD - LiDAR MDT (Altura dominante: R^2 ajustada =0.97)
Zahawi et al. (2015)	Regeneración del bosque.	Bosque tropical húmedo (Costa Rica)	(1)	30-40 m (>90)	Pronunciado (15-35°)	RGB	SfM (comercial) / MDT por interpolación puntos GPS y mediciones de campo.	Regresión lineal simple y ANOVA-Tukey's HSD ($p<0.05$).	MAD-SfM ($R^2>0.85$) BAV ($R^2>0.81$) Cobertura de dosel ($R^2=0.82$)
Kachamba et al. (2016)	Cálculo de BAV.	Bosques de miombo (Malawi)	107 (0.1)	325 m		RGB	SfM (comercial)	Regresión lineal múltiple, RMSE y MPE.	BAV-SfM ($R^2=0.67$, RMSE =18.36 Mg/ha - 46.8%)

Michez et al. (2016)	Composición y salud especies.	Bosque ripario caducifolio (Bélgica)	(31-406)	114-396 m (75) [10]		RGB, CIR (RGNIR)	MDS (comercial) / mediciones de campo y MDT-LiDAR.	OBIA-segmentación multiresolución y Random Forest / Matriz de confusión.	Precisión composición de especies (79.5-84.1%) Precisión salud (90.6%).
Mikita (2016)	Identificación de individuos, altura, DBH y volumen.	Bosque de picea (República Checa)	(0.8)	120 m	Plana-ligera	RGB	SfM aéreo y terrestre (comercial) / Delineación de DBH (Circle fitting y Convex hull) y mediciones de campo.	RMSE Y coeficiente de determinación de correlación lineal.	DBH, covex hull ($R^2=0.98$, $RMSE<1cm$) y – MAD MAD-SfM ($R^2=0.8$, $RMSE=1m$).
Wallace et al. (2016)	Estructura del bosque a nivel de parcela.	Bosque de eucaliptos (Australia)	(0.15)	30 m		RGB	MAD-SfM, (comercial), MAD-LiDAR, / Mediciones de campo.	RMSE, Bias y coeficiente de determinación de una correlación lineal.	Cobertura de dosel: (ALS=63%) (SfM=50%) (Medida de campo=59%) Altura de árbol: ALS ($R^2=0.84$ y $RMSE= 0.92m$), SfM ($R^2=0.68$ y $RMSE=1.3m$)
Chenari et al. (2017)	Clasificación orientada a objetos de árboles individuales (área de dosel y especie).	Pistacho silvestre, <i>Pistacia spp.</i> y almendra silvestre, <i>Amygdalus spp.</i> (Irán)	(45)	70cm (70) [3.5]		RGB	Ortomosaico-RGB.	Coeficiente de determinación de correlación lineal y matriz de confusión para la validación.	Área de dosel: (pistacho $R^2=0.86$ y almendra $R^2=0.82$). Clasificación de especies: (Pistachos, exactitud y precisión de 0.90 y 0.92 Almendra, exactitud y precisión de 0.90 y 0.89).
Kachamba et al. (2017)	Cálculo de BAV mediante parcelas de diversos tamaños.	Bosque de miombo (Malawi)	105	325 m (80-90)		RGB	SfM (comercial) / inventario forestal.	RMSE Y coeficiente de determinación de correlación lineal.	Incremento en el tamaño de las parcelas mejora la estimación de biomasa mediante UAV ($R^2=0.31-0.64$, $RMSE = 28.68-20.13$ Mg/ha y 80.5-51.9%).
Mlambo et al. (2017)	Calculo estructura del bosque (altura).	Sicomoro y pino silvestre (Escocia)	(2.3)	50 y 100 m		RGB	MDS-SfM, MDT-SfM (código abierto) - MDT-LiDAR, MDS-LiDAR y mediciones campo	Correlación	Sitio1, LiDAR-MDS vs SfM-MDS ($R^2=0.89$) Sitio2, MAD-LiDAR vs MAD-SfM ($R^2=0.75$) Sitio 3, MAD-SfM ($R^2=0.19$)
Mohan et al. (2017)	Detección de árboles individuales	Bosque de coníferas mixto: <i>Pinus contorta</i> , <i>Picea engelmannii</i> , <i>Abies lasiocarpa</i> y <i>Pseudotsuga menziessi</i> (Estados Unidos)	(42)	115cm [3]		RGB	MAD-SfM (comercial).	Algoritmo máxima-local.	F-score=0.86
Ota et al. (2017)	Estimación de la estructura forestal (volumen y alturas).	Bosque templado de coníferas: <i>Cryptomeria japónica</i> y <i>Chamaecyparis obtusa</i> (Japón)	20	70-110 m		RGB	SfM-MDS (comercial) / Mediciones de campo y MDT-LiDAR.	RMSE Y coeficiente de determinación de correlación lineal.	Volumen ($R^2=0.71$, $RMSE=132$ m ³ /ha) Altura Lorey ($R^2= 0.93$ $RMSE=1.21m$) Altura media ($R^2=0.91$, $RMSE=1.31m$) Altura Máxima ($R^2=0.93$, $RMSE=1.32m$)
Perroy et al. (2017)	Especies invasivas en sotobosque.	Bosque tropical húmedo (Estados Unidos)	(0.8)	30-120 m [1.37-5.31]		RGB	RGB (comercial) / Georreferenciación plantas invasivas y fotos de ojo de pez desde el suelo.	Fotointerpretación.	Arbolado mayor 40% es posible detectar 100% plantas en sotobosque.

MAD: modelo de altura de dosel, MDS: modelo digital de superficie, MDT: modelo digital de terreno, SfM: fotogrametría de estructura en movimiento, ALS: escáner láser aerotransportado, BAV: biomasa área viva y OBIA: clasificación de imagen basada en objetos.

3. ÁREA DE ESTUDIO

3.1 Localización

El área de estudio se encuentra localizada en el centro de México, al noreste del estado de Guanajuato, en la parte central de la Reserva de la Biosfera Sierra Gorda de Guanajuato (RBSGG), municipio de Victoria (Figura 3). La RBSGG fue decretada en el año 2007 como Área Natural Protegida en categoría de Reserva de la Biosfera y comprende una superficie de 236,883 ha, de la cual el área de estudio comprende 2,930 ha (Figura 4) (CONANP 2013).

3.2 Sistema natural

El área de estudio se sitúa en la provincia fisiográfica La Sierra Madre Oriental, un conjunto de sierras menores de estratos plegados, los cuales están formados por antiguas rocas sedimentarias marinas (del Cretácico y del Jurásico Superior), entre las que predominan las calizas y, en segundo término, las areniscas y las lutitas (IEE y CONABIO 2012). Se representa por la discontinuidad fisiográfica Carso Huasteco, caracterizada por presentar "áreas de origen y morfología diferentes a los de la provincia en que está enclavada". El sistema de toposformas que describe el área de estudio es la Sierra Alta Escarpada, la cual está conformada por líneas de montañas que van en dirección sureste-noroeste, presenta elevaciones que oscilan entre los 900 y 1650 m y la forma de su sistema montañoso es definida por pendientes muy abruptas (INEGI 2000). Los sitios de menor elevación en el área se encuentran en el norte y estos colindan con el río Santa María, el cual constituye la corriente principal de la RBSGG, fluye con dirección Noroeste-Sureste y descarga sus aguas en el Golfo de México. En cuanto a la edafología, en la mayor parte del área de estudio se desarrollan litosoles (INEGI 2005b).

En general, la RBSGG presenta ocho tipos de climas de los grupos Secos, Cálido húmedos y Templados húmedos, de acuerdo a la clasificación de Köpen (1936) modificada por García (1964) (INEGI 2005b). Particularmente, en el área de estudio se presenta el clima *Semiseco semicálido* con invierno fresco (el menos seco de los secos): se caracteriza por una temperatura media anual mayor de 18°C, temperatura del mes más frío inferior a 18°C, régimen de lluvias de verano, con un porcentaje de lluvias invernal de entre 5 y 10.2%, respecto al total anual. La precipitación en el área es de entre 500 a 600 mm. Así mismo, la RBSGG cuenta con una variedad de cubiertas vegetales como las de bosque de pino, bosque de encino, bosque tropical seco, matorral crasicaule y matorral submontano. Aproximadamente el 11% de la superficie de la reserva está cubierta por BTS, el cual se desarrolla a una altitud que oscila entre los 600 y los 1900 m y sobre un relieve escarpado (Rocha 2015). El sitio de estudio comprende en su totalidad BTS y cuenta con una alta diversidad de especies arbóreas como *Guazuma ulmifolia* (aquiche/huasime), *Acacia pennatula* (tepame), *Acacia sp.* (Gaujillo), *Lysiloma acapulcense* (tepehuaje), *Bursera morelensis* (palo colorado), *Prosopis laevigata* (mezquite), *Senna atommiana* (palo hediondo) y *Cordia boissieri anacahuita* (trompillo). Dentro de este bosque se presentan a menudo cactáceas columnares por su prolongada fase seca

como, por ejemplo, *Myrtillocactus geometrizans* (garambullo), *Opuntia sp.* (nopal), *Isolatocereus dumortieri* (órgano), *Stenocereus queretarouensis* (pitahaya). Además, el BTS de esta área constituye el hábitat de las especies de felinos más registrados de la RBSGG, entre los cuales se encuentra el *Herpailurus yagouaroundi* (jaguarundi), *Lynx rufus* (lince) y *Puma concolor* (puma) (Charre-Medellín et al. 2016).

3.2 Sistema social y económico

De acuerdo al Censo de Población y Vivienda 2010 realizado por el INEGI (2010), las localidades que se ubican dentro de la zona de estudio son Las Naranjas, La Lagunita, San Isidro de las Palmas, Los Colorados, Mesa Prieta, La Peña Azul y El Clavel y presentan una población total de 363 habitantes. En cuanto a la emigración, CONANP (2013) menciona que en la región las cifras son más altas en mujeres que en hombres, siendo los principales destinos las entidades cercanas como Michoacán, Querétaro y el Distrito Federal, e internacionalmente los Estados Unidos de América. La porción de la RBSGG nunca ha tenido una concentración importante de población debido a la topografía abrupta o serranías, por lo que no se ha ejercido una fuerte presión antrópica sobre los recursos naturales, especialmente sobre la vegetación (CONANP et al. 2005). De acuerdo a la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), el relieve abrupto de la RBSGG, como lo es el caso de la presente área de estudio, no permite que sea aprovechada la mayor parte del agua superficial, debido a la falta de áreas planas que permitan el desarrollo de la agricultura. Al mismo tiempo, el área de estudio cuenta con comunidades amestizadas y corresponde un área de difícil acceso. Las principales fuentes de ingreso para la población en la reserva son producto de actividades de subsistencia del sector agrícola y ganadero, principalmente con la producción de carne y leche. Anteriormente, la minería fue la actividad económica más significativa (CONANP 2013), siendo la ganadería de pastoreo la principal actividad causante de la perturbación de la cubierta vegetal dentro del área de estudio. La mayor parte del área corresponde a propiedad privada, y tan sólo una pequeña proporción corresponde a propiedad ejidal; en esta última es donde se desarrolla preferentemente la actividad agrícola.

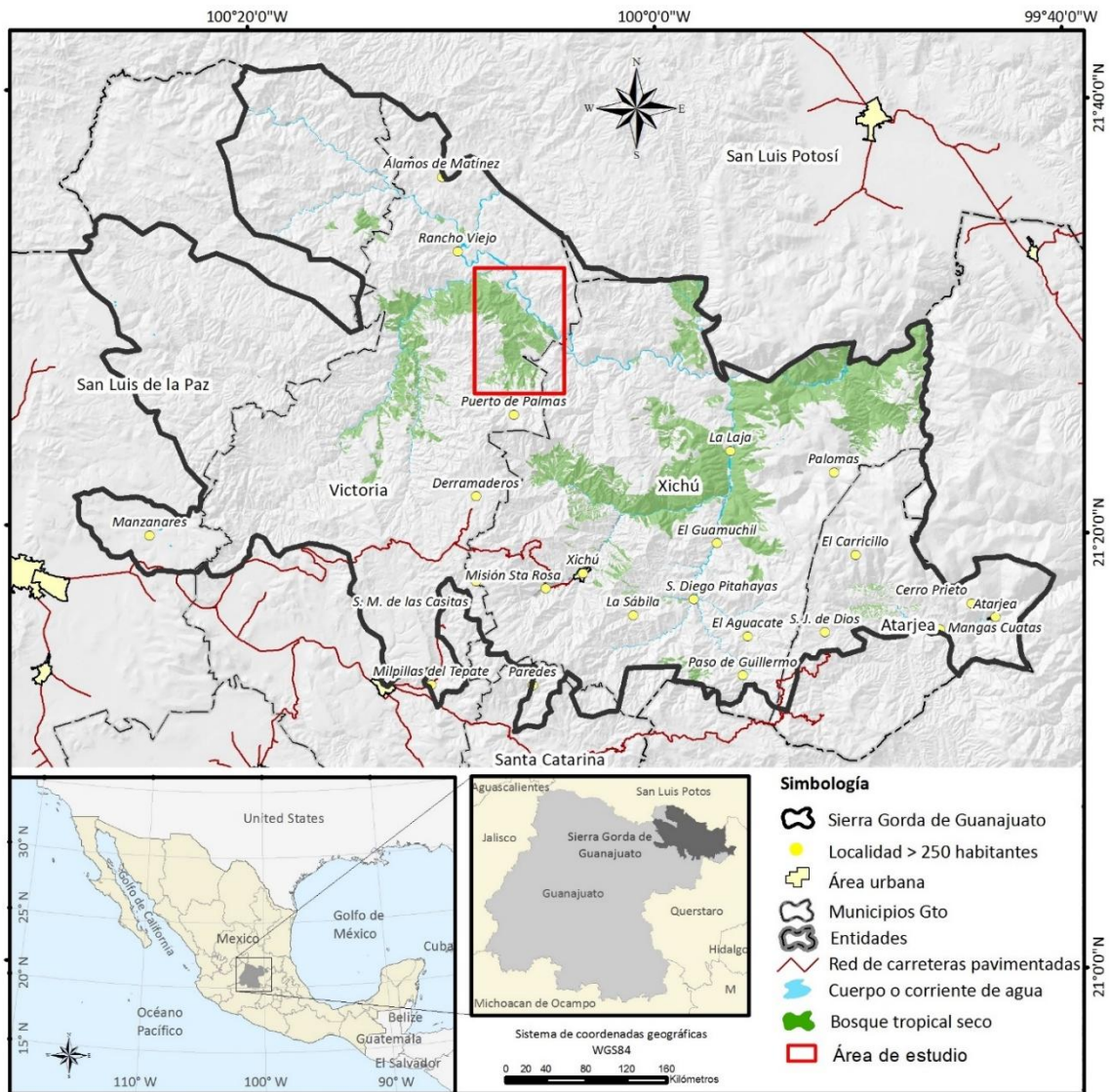


Figura 3. Localización del área de estudio. Localización de la Reserva de la Biosfera Sierra Gorda de Guanajuato (RBSGG) en México. En color verde se muestra la distribución espacial del bosque tropical seco y dentro del rectángulo rojo la localización del área de estudio dentro de la RBSGG.

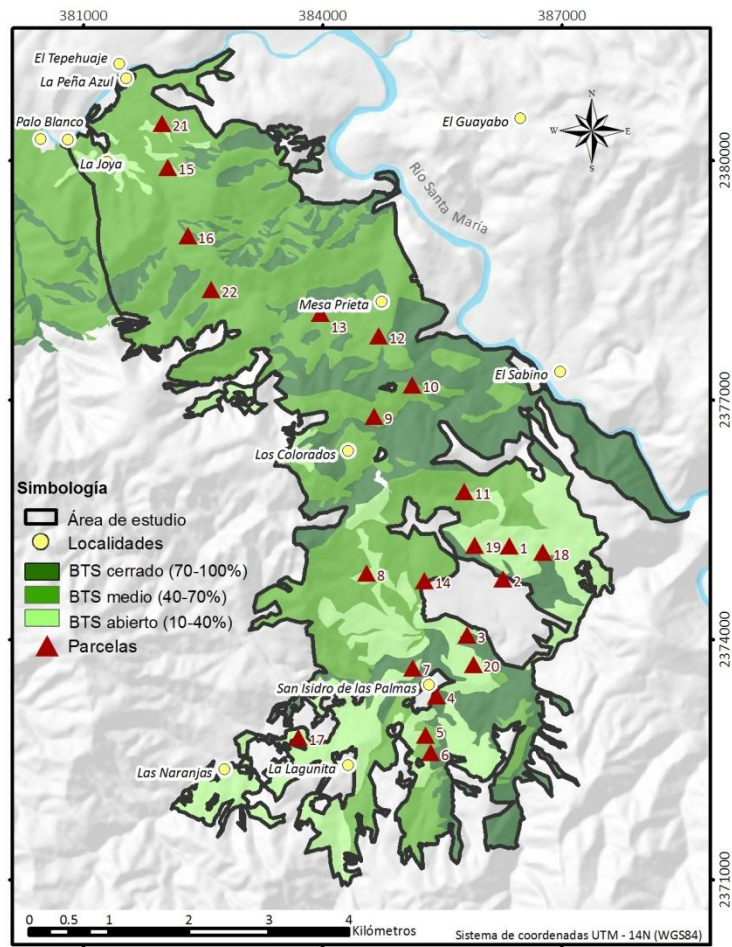


Figura 4. Área de estudio. El mapa muestra el límite del bosque tropical seco (BTS) en estudio y la ubicación de las parcelas tomadas en cuenta para este estudio.

4. MÉTODOS

Con la finalidad de abordar métodos que permitan evaluaciones más precisas de la degradación forestal del BTS a escala local, la presente metodología consiste en el procesamiento y análisis de imágenes obtenidas mediante un dron para estimar atributos forestales que indiquen el nivel de la degradación forestal. La metodología se basó en dos insumos principales: mediciones de campo de diversos atributos forestales e imágenes derivadas de un dron. Para la obtención de estos insumos se diseñó un muestreo estadístico en el área de estudio, donde se llevó a cabo el levantamiento de un inventario forestal, así como planes de vuelo de dron en el BTS para dos épocas del año, uno durante época de lluvias y el otro para la época seca, únicamente para dos parcelas. A partir de estos insumos se estimaron los atributos forestales de altura, cobertura de dosel, biomasa aérea viva y frecuencia de individuos a nivel parcela. Los métodos incluyen el procesamiento fotogramétrico de las imágenes del dron para obtener un MDS, un MDT y un ortomosaico para cada una de las parcelas. Posteriormente se generó un MAD, obtenido mediante la sustracción del MDT al MDS. Así mismo, basado en el ortomosaico y el MAD, se realizó una delimitación de cobertura de dosel automática. En esta etapa se utilizó una clasificación basada en objetos a partir de la técnica de segmentación *Stable Mean-Shift Segmentation* (Michel et al. 2015) y la posterior clasificación de los segmentos basado en los valores del MAD. Igualmente, fueron utilizados modelos de regresión lineal simple y múltiple para relacionar la biomasa y frecuencia de individuos obtenidos en campo, con las variables obtenidas con el dron. Los atributos forestales de altura y cobertura de dosel estimados con las imágenes de dron fueron integrados considerando el Índice Normalizado de Degradación Relativa (INDR) (Jardel-Peláez et al. 2012) calculado con datos de campo para obtener el estado de degradación de cada una de las parcelas (Figura 5).

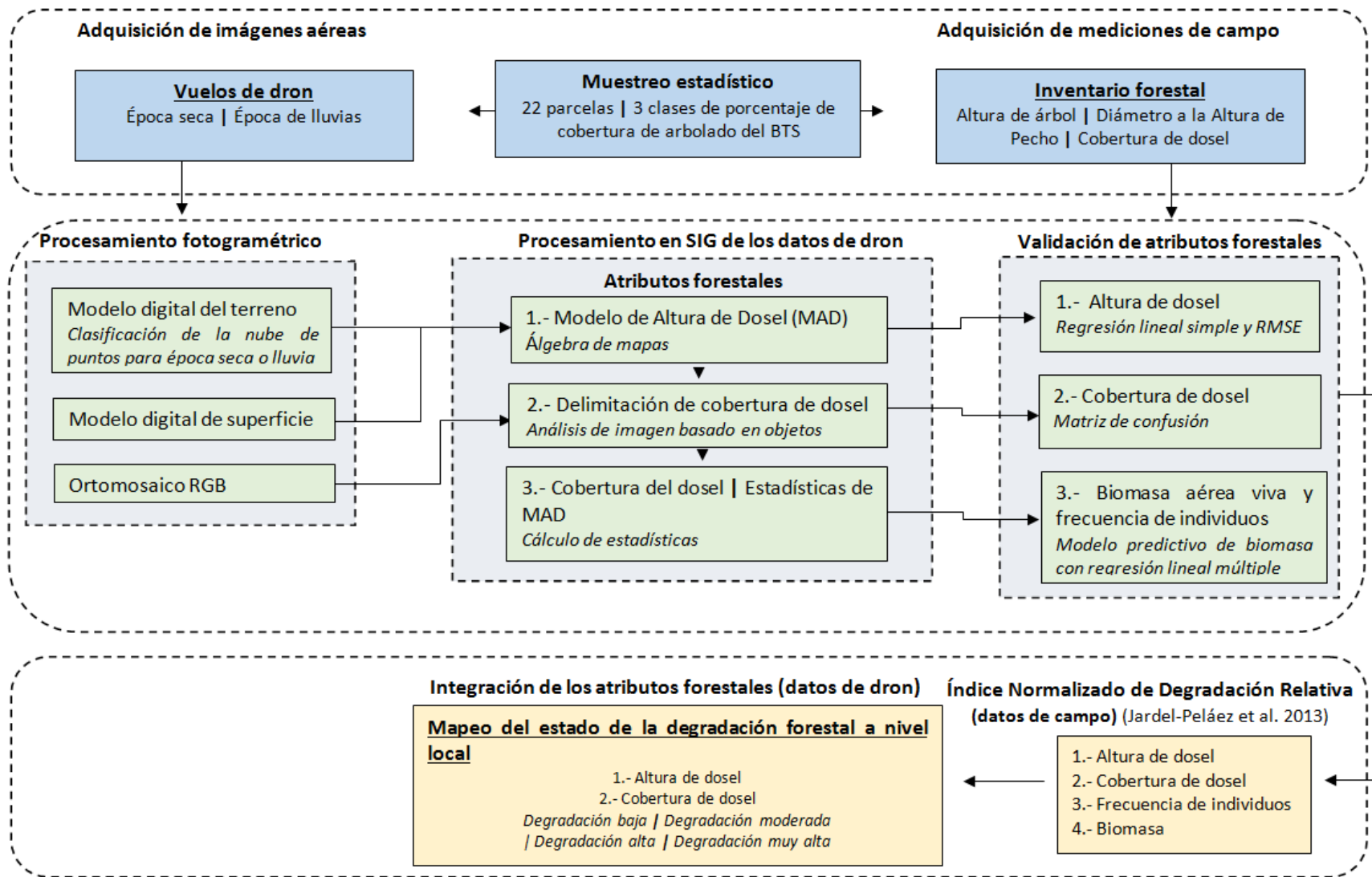


Figura 5. Flujo de trabajo para mapear y cuantificar la degradación forestal del BTS a escala local. La metodología incluye tres pasos principales. El primer paso, en color azul, la adquisición de los datos en este análisis. Consecuentemente, los cuadros en color verde, constituyen el procesamiento de los datos. Finalmente, el tercer paso, en color naranja, constituye los atributos forestales considerados para estimar degradación forestal.

4.1. Trabajo de campo: vuelos de dron e inventario forestal

Con la finalidad de capturar imágenes del BTS a partir de un dron, así como para obtener medidas dasométricas, se llevó a cabo el levantamiento de datos con dron y un inventario forestal en 22 sitios dentro del área de estudio. El número total de sitios se definió en base a la ecuación que calcula el número total de muestra (Burt y Barber, 1996), considerando un intervalo de confianza de 85% y un margen de error de 15.35 % (Ecuación 1). Cabe resaltar que hubo algunos problemas de logística como el retraso de la época de lluvias y un periodo de lluvia más corto en comparación con otros años, la lejanía al área de estudio, poco financiamiento y la colisión de un dron que ya no se pudo reparar, lo cual impidió considerar más sitios para aumentar el intervalo de confianza del estudio.

$$n = \left(\frac{z}{m}\right)^2 (p(1 - p)) \text{ (Ecuación 1)}$$

Dónde n es el tamaño de la muestra, z la estadística para el nivel de confianza deseado, m el margen aceptable de error en el intervalo de confianza y p la probabilidad del resultado; es decir, dada una entidad, la probabilidad de éxito frente a un error. Dicho valor se maximiza en 0.5, ya que no se tiene conocimiento preliminar de una probabilidad que indique cierto porcentaje de la población.

La distribución de las parcelas se definió mediante un muestreo aleatorio estratificado, donde la distribución también se basó en un mapa del BTS con tres categorías de porcentaje de arbolado, elaborado a partir de la fotointerpretación de ortofotos de 1.5 m de resolución, aunque se descartaron algunos sitios inaccesibles por la inclinación de la pendiente. Lo anterior permite que exista una mayor heterogeneidad en cuanto a los estados de degradación de las parcelas de estudio. Así mismo, la distribución aleatoria de los sitios consideró una distancia mínima de 250 m entre centro de los sitios para evitar el sobre vuelo entre ellos (Figura 4).

En cada uno de los sitios se realizaron en su mayoría vuelos a 50 o 100 m de altura para la estación lluviosa, considerando primero la altura de 100 m y posteriormente 50 m, ya que la primera altura no permitió generar MDS de calidad para algunas de las parcelas debido a la falta de follaje, a consecuencia de una época de lluvia tardía y corta en el área durante el año de estudio, mientras sólo en dos de las parcelas se realizaron vuelos a 50 y 100 m de altura en la época seca, para obtener MDT en parcelas con condiciones de porcentaje de arbolado cerrado. Los vuelos de la estación lluviosa se realizaron con diversas inclinaciones de la cámara (45 y/o 90°) para obtener vistas de la mayor parte posible de la estructura del bosque. Los datos de las parcelas en la estación seca se levantaron en abril del 2017. Los vuelos para la época de lluvias se levantaron entre julio y septiembre 2017 (Tabla 2). Los vuelos para la estación seca fueron realizados mediante el dron DJI Phantom Vision 2+ y los vuelos para la estación de lluvias se realizaron mediante un dron DJI Phantom 3 Profesional, debido a la colisión y pérdida del equipo utilizado en secas. Los datos determinados a partir de ambos insumos se espera que no sesguen los resultados del estudio ya que la cámara de ambos drones varía en algunas características (Figura 6). Para cada una de las parcelas levantadas, se recolectaron coordenadas de 3 o 4 puntos de control, distribuidos alrededor

de las parcelas, así como el centro de cada parcela. Los puntos de control se registraron mediante el GPS Juno Trimble 3B (precisión de 2 m).


		
Dron:	DJI Phantom Vision 2+	DJI Phantom 3 Profesional
Sensor:	-1/2.3"	-1/2.3" CMOS
Píxeles efectivos:	-14 Megapixels	-12.4 M
Tamaño máximo de imagen:	-4384x3288	-4000x3000
Lente:	-110° / 85°, 5 mm	-FOV 94°, 20 mm (35 mm formato equivalente) f/2.8, enfoque a ∞

Figura 6. Principales características del sensor de los drones utilizados en el estudio.

Tabla 2. Parámetros de los vuelos de dron para las parcelas de estudio.

Parcela	Fecha levantamiento	Altitud (m)	Orientación cámara	Núm. Imágenes
1	09-sep-17	50	45/90	772
2				
3	26-ago-16	70/100	90	257
	19-abril-17	50/100	90	122
4	09-sep-17	50	45	311
5	17-jul-17	100	45/90	583
6				
7	17-jul-17	80	45/90	230
8	09-sep-17	50	45	359
	19-abril-17	50/100	90	89
9	17-jul-17	100	45/90	249
10	17-jul-17	100	45/90	194
11	17-jul-17	100	45/90	263
12	09-sep-17	50	45	345
13	09-sep-17	50	45	401
14	17-jul-17	100	45/90	257
15	09-sep-17	50	45	317
16	09-sep-17	50	45	355
17	17-jul-17	100	45/90	268
18	09-sep-17	50	45	270
19	17-jul-17	100	45/90	288
20	17-jul-17	100	45/90	293
21	09-sep-17	50	45	352
22	17-jul-17	100	45/90	213

El tamaño y forma de los sitios para la estimación de los atributos forestales fueron parcelas circulares de 400 m², con radio de 11.28 m. Sobre esta área se levantó información cuantitativa de

variables forestales para la vegetación con altura de 2 m o más y diámetro normal a la altura del pecho (DAP, 1.3 m) > 7.5 cm (CONAFOR 2012).

Los datos obtenidos en cada uno de los sitios fueron: altura, Diámetro a la Altura de Pecho (DAP) > 7.5 cm, nombre común e información de condiciones del sitio, así como un registro fotográfico de cada uno de los sitios. Mediante estos datos se estimó la altura media y máxima, así como la frecuencia de individuos y el contenido de biomasa aérea viva a nivel de parcela (descripción de cálculo de biomasa abajo). Los instrumentos utilizados fueron: clinómetro para estimar la altura y cinta diamétrica para medir el DAP.

4.2. Procesamiento de las imágenes de dron

El procesamiento de las imágenes de dron del presente estudio se realizó en el software Agisoft PhotoScan Profesional Edition 1.2.4 © (Agisoft LLC 2016). Este software procesa las imágenes digitales obtenidas del dron mediante algoritmos de fotogrametría de SfM para generar datos en 3D, como nube de puntos densa, modelos digitales de elevación y ortomosaicos. El equipo utilizado para el procesamiento contaba con un procesador Intel® Core™ i7-6700 con caché de 8M y frecuencia básica de 3.4 GHz y máxima de hasta 4 GHz, una memoria RAM de 16 Gb y un disco duro de 1TB.

Para iniciar el procesamiento se colocaron 3 o 4 puntos de control georreferenciados en cada una de las parcelas. Esto permite una mejor posición y orientación de la cámara, lo cual mejora la precisión geométrica de los resultados. El primer paso llevado a cabo en el procesamiento, es la alineación de las cámaras. En esta etapa el software localiza puntos en común sobre las imágenes, tomando en cuenta el total de las imágenes, mediante un algoritmo similar a *Scale-Invariant Feature Transform* (SIFT, por sus siglas en inglés) (Lowe 2004), el cual permite identificar la correspondencia entre puntos basado en la descripción de los vecinos de cada uno de los píxeles de las imágenes. Así mismo, en esta etapa mediante el algoritmo *Bundle-Adjustment* (Triggs et al. 2000) refina con mayor precisión la posición y orientación de la cámara, que inicialmente fue estimada a través de Sistema Global de Navegación por Satélite (*Global Navigation Satellite System*, GNSS, por sus siglas en inglés) e instrumentos de Unidades de Medición Inercial (*Inertial Measurements Units*, IMU, por sus siglas en inglés) del dron. Esto arroja como resultado una nube de puntos en un sistema de coordenadas en 3D. El siguiente paso es la generación de una nube de puntos densa. En esta etapa, con base en la estimación de la posición de las cámaras, se intensifica la nube de puntos generada en el paso anterior a través de la vista del área de procesamiento desde diferentes ángulos, ello a través de algoritmos "*dense matching*" (*Exact, Smooth, Height-based* y *MultiView*) que permiten el cálculo de mapas de profundidad por pares (Semyonov 2011 en foro Agisoft LLC).

Los productos que genera Agisoft PhotoScan son una nube de puntos densa y, a partir de la nube de puntos densa y métodos de interpolación, genera un MDS. Así mismo, con base en el MDS y en las imágenes derivadas del dron, mediante algoritmos de orto-rectificación, genera la construcción

de un ortomosaico de alta resolución espacial. Los parámetros de procesamiento utilizados en este estudio se indican en la Tabla 3.

Tabla 3. Parámetros utilizados en el procesamiento de las imágenes en Agisoft Photoscan.

Etapa	Parámetros
1.- Orientación de las fotos	Precisión: Máxima Pre-procesar emparejamiento de imágenes: desactivado Puntos claves por foto: 40,000 Puntos de enlace por foto: 4,000
2.- Creación de nube de puntos densa	Calidad: Alta Filtrado de profundidad: Agresivo

Los ajustes de máxima precisión y máxima calidad ayudan a obtener estimaciones más precisas de la posición de la cámara y a obtener una geometría más detallada y precisa, respectivamente, pero lo hacen en un período de tiempo más largo en comparación con precisiones más bajas. La configuración de la etapa de orientación, precisión máxima, aumenta la escala de la imagen por factor de 4 (2 veces por cada lado). Esta configuración es recomendada para datos de imágenes muy nítidas y, principalmente, para fines de investigación. El límite de puntos clave indica el número superior de los puntos coincidentes en cada imagen a tener en cuenta durante la etapa orientación. El uso del valor cero permite al software encontrar tantos puntos clave como sea posible, pero puede dar lugar a una gran cantidad de puntos menos confiables. El límite de puntos de enlace indica el número superior de los puntos coincidentes para cada imagen. El uso del valor cero no aplica ningún filtro de puntos de enlace. En la creación de la nube de puntos densos, la configuración de calidad alta representa el procesamiento de las fotos originales, reduciendo el tamaño de la imagen por factor de 4 (2 veces por cada lado). Además, el parámetro de Modos de filtrado de profundidad se ajusta como agresivo, debido a que en esta etapa el software calcula mapas de profundidad para cada imagen. Debido a algunos factores, como imágenes ruidosas o mal enfocadas, puede haber algunos valores atípicos entre los puntos; para resolver los valores atípicos, el software tiene varios algoritmos de filtrado incorporados que responden a los desafíos de diferentes proyectos. En el presente caso, si el área que se va a reconstruir no contiene pequeños detalles significativos, entonces es razonable elegir el modo de filtrado de profundidad agresivo para clasificar la mayoría de los valores atípicos. Este es el valor del parámetro normalmente recomendado para el procesamiento de datos aéreos, sin embargo, el filtrado suave también puede ser útil en algunos proyectos (Agisoft LLC 2016).

4.3. Estimación de la altura de dosel

El MAD constituye la representación de la distribución espacial de altura del bosque desde el nivel del suelo hasta la superficie máxima de dosel (i.e., la parte superior de las copas de los árboles). Su generación es posible mediante la sustracción del MDT al MDS.

El método para generar el MAD en este estudio implicó el uso del MDS generado automáticamente por el software Agisoft PhotoScan de la superficie del dosel para época del BTS con follaje. Este producto es posible debido a que los algoritmos utilizados en el proceso fotogramétrico para la reconstrucción en 3D de la superficie (la nube de puntos en 3D) detectan la estructura de la

superficie de dosel más fácilmente con hojas; por ello, las imágenes de época de lluvia son más convenientes para la estimación de la estructura 3D de la superficie de dosel.

La generación del MDT se realizó mediante dos métodos, el primero de ellos es a partir de la clasificación automática de los puntos de terreno de la nube de puntos para la época de lluvia y su complementación con la selección de puntos de terreno manualmente y su posterior interpolación en el mismo software. Para la clasificación de la nube de puntos automática, el software primero divide la nube de puntos en celdas de un tamaño determinado, donde en cada celda el valor más bajo es detectado y realiza triangulación con celdas vecinas. Posteriormente se añaden nuevos puntos, condicionados por una distancia y un ángulo establecidos en relación con la triangulación generada anteriormente. Consecuentemente, este paso se repite en todos los puntos (Kachamba et al. 2016). El segundo método comprende el procesamiento de las imágenes de las parcelas del BTS para la época sin follaje. Este método se aplicó únicamente en dos de las parcelas, ya que presentaban un arbolado cerrado o matorral cerrado y, por ende, no se pudo extraer información a nivel terreno de la nube de puntos de época de lluvia. Se utilizan vuelos del BTS sin follaje porque permiten una mayor visibilidad del nivel de suelo, ya que no se encuentran un número de puntos en común suficiente para modelar la estructura del dosel, porque algoritmos utilizados por el software no lo permiten debido a la complejidad de la geometría de las ramas de los árboles, por lo que la superficie del suelo se vuelve más detectable/modelable mediante estos algoritmos. Posteriormente, para estimar con mayor precisión los MDT mediante este último método, se eliminó manualmente el ruido de los puntos detectados como cubierta forestal. Posteriormente, se alinearon los modelos en el software Cloud Compare (Girardeau-Montaut 2005) (Figura 7). La sustracción de MDT del MDS se realizó con algebra de mapas en el software ArcMap 10.1®. La estimación del MAD mediante un MDT generado con base en imágenes del bosque sin follaje ha demostrado mejorar la precisión de la estimación de la altura de los árboles en comparación con un MDT generado desde una nube de puntos derivada de imágenes de la vegetación con hojas (Dandois and Ellis 2013).

La confiabilidad de la altura estimada a nivel de parcela fue evaluada mediante la comparación de los datos de altura levantada en campo con las estadísticas de altura extraídas del MAD a partir del error medio cuadrático ($RMSE$, Ecuación 2) y el coeficiente de determinación de una correlación lineal (r^2 , Ecuación 3). Las estadísticas de altura incluidas fueron: la altura promedio (A_{pro}) y altura máxima (A_{max}) a nivel parcela.

$$RMSE = \sqrt{\sum_{i=1}^n \frac{(x_i - \hat{x}_i)^2}{n}} \quad (\text{Ecuación 2})$$

$$r^2 = cor(x_i, \hat{x}_i)^2 \quad (\text{Ecuación 3})$$

donde n es el número de observaciones, x_i y \hat{x}_i son la altura media del MAD y la altura media de las mediciones de campo a nivel de parcela, respectivamente. La altura del MAD fue evaluada únicamente para el área clasificada como cobertura de dosel.

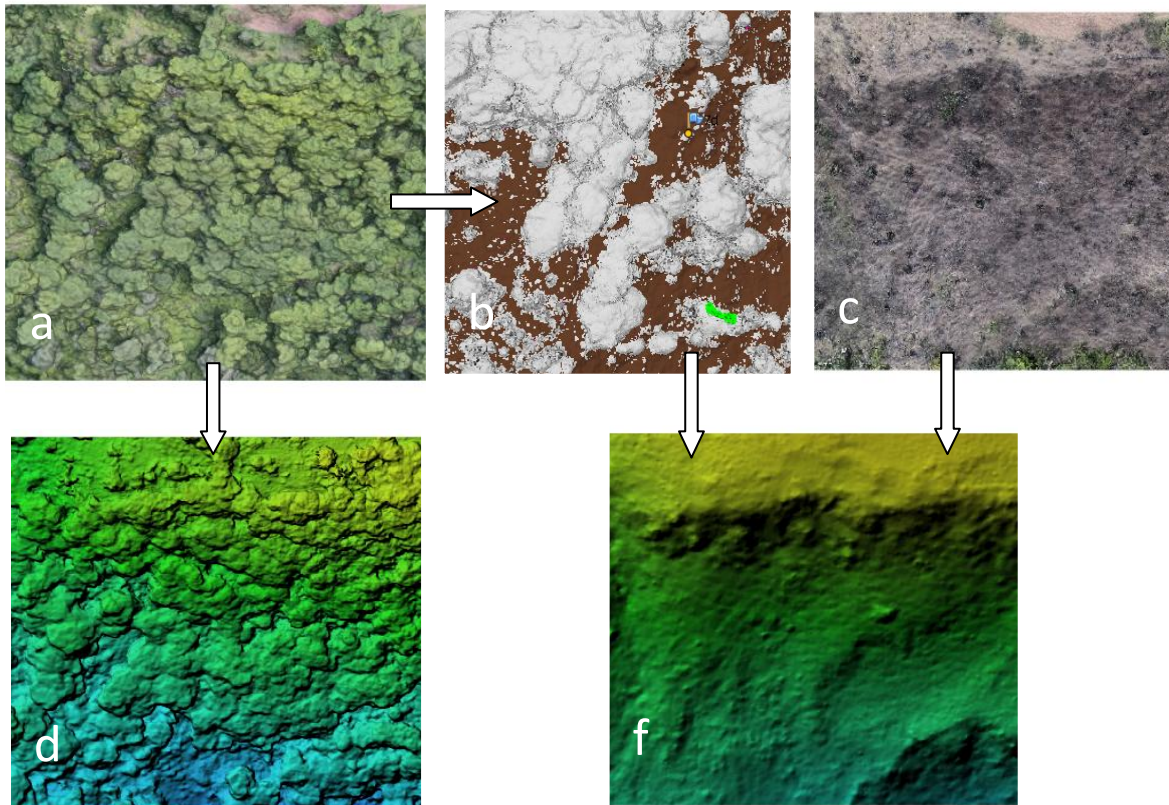


Figura 7. Insumos y serie de pasos para generar el MDS y el MDT. a) Nube de puntos densa para época de lluvias, b) clasificación de nube de puntos de terreno determinadas automática y manualmente para la nube de puntos de lluvias, c) nube de puntos densa de época de secas, d) MDS basado en nube de puntos de época de lluvias y f) MDT determinado mediante la clasificación de nube de puntos a partir de c.

4.4. Delimitación de la cobertura de dosel

La detección de dosel de árboles puede ser útil para posteriormente estimar otros atributos forestales (Lindberg and Holmgren 2017). En este estudio la delimitación de la cobertura de dosel para las parcelas se llevó a cabo mediante OBIA, el cual, en comparación con las clasificaciones basadas en pixel, se basa más que en el valor espectral del pixel, incluyendo textura, forma, e información del contexto; así, evalúa pixeles agrupados, no crea el efecto sal y pimienta de las clasificaciones por pixeles, y los procesos de clasificación pueden ser más rápidos porque resume información dentro de sus segmentos. Dicha agrupación de los pixeles de las imágenes se lleva a cabo mediante la técnica de segmentación. La segmentación es empleada en imágenes de alta resolución para la detección/delineación de objetos que posteriormente son clasificados según el contexto de la clasificación basado en las características de la imagen (Lang 2008).

Para este estudio la discriminación de la cobertura de dosel se determinó mediante la segmentación de las ortomosaicos RGB mediante el algoritmo de segmentación *Stable Mean-Shift*

Segmentation y la posterior clasificación de los segmentos resultantes basado en un umbral de alturas estimadas por el MAD. El algoritmo *Stable Mean-Shift Segmentation* realiza una segmentación estable derivada del algoritmo *mean-shift*. *Mean-Shift* es una técnica de agrupación no paramétrica que no requiere conocimiento preliminar del número y la forma de las regiones y se han obtenido resultados confiables en imágenes de muy alta resolución (Comaniciu and Meer 2002). Esta segmentación se llevó a cabo en el software de libre acceso Orfeo Toolbox (Guía Orfeo 2013; Michel et al. 2015). Los principales pasos que utiliza el software para la estimación de segmentos son: 1) filtrado de imagen mediante *mean-shift*, el cual estima la moda a un conjunto de píxeles determinados por un rango espacial y espectral, 2) la agrupación de píxeles basados en una distancia espectral y opcionalmente una distancia espacial, 3) la unión de segmentos a partir de un área mínima establecida y 4) la transformación de los segmentos de la imagen a formato vector.

A cada una de las regiones resultantes de la segmentación se les determinó la media espectral de la imagen RGB y la media de los valores del MAD. Posteriormente fueron clasificados los segmentos como cobertura de dosel basado en el cumplimiento de dos condiciones/umbrales: 1) altura media del bosque mayor a 2 m y 2) valores de nivel digital para la media de la banda verde mayores a 150, obtenido a partir de prueba y error, considerando que las imágenes RGB son de 8 bits. Estas dos últimas condiciones se definieron ya que 1) se registraron árboles en las mediciones de campo de hasta 2 m de altura (alturas menores potencialmente representan arbustos) y 2) existen claros de bosque donde no es posible obtener información del terreno mediante las imágenes del dron porque los claros no permiten la entrada de luz, por lo tanto, no es posible generar la nube de puntos para el terreno en estos claros, pero sí es posible excluirlos de la cobertura arbórea a partir de su color (Figura 8).

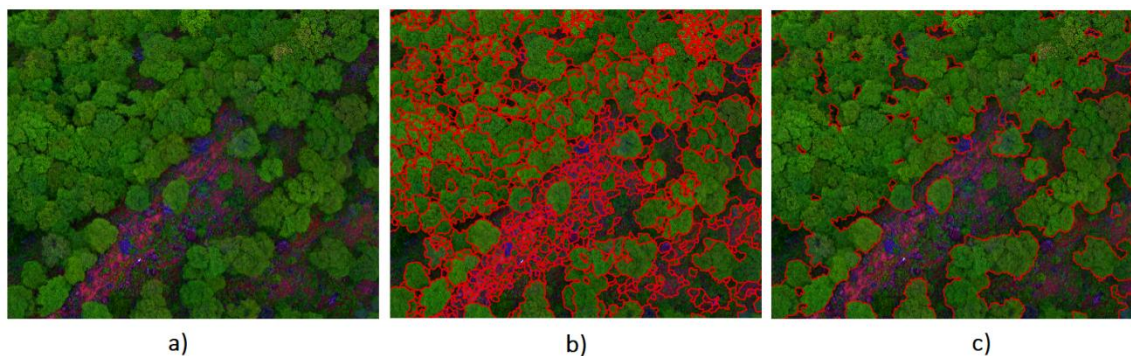


Figura 8. Pasos para generar la delimitación de la cobertura de dosel: a) imagen a segmentar, b) regiones de segmentación *Stable mean-shift* y c) clasificación de cobertura de dosel.

La evaluación de la delimitación de cobertura de dosel automática fue realizada a través de su comparación con una delimitación de cobertura de dosel elaborada por fotointerpretación, ya que esta última es referencia de una estimación de la cobertura de dosel más aproximada a la realidad. Esta comparación se llevó a cabo para la superficie segmentada en el total de las parcelas de estudio mediante una matriz de confusión (Mas et al. 2013). La Tabla 4 muestra la estructura de una matriz de confusión para dos clases y cómo se realizan los cálculos de los errores de omisión y comisión, así como la confiabilidad general a partir de esta matriz. Los errores de omisión se

refieren a la proporción de la clase de referencia que no se clasificaron como tales. Los errores de comisión se refieren a la proporción de una clase clasificada erróneamente.

Tabla 4. Componentes de una matriz de confusión para dos categorías.

Referencia	Clasificación		Error de omisión
	Clase A	Clase B	
Clase A	a	b	$b/(a+b)$
Clase B	c	d	$c/(c+d)$
Error de comisión	$c/(a+c)$	$b/(b+d)$	

Confiabilidad general= $a+d/a+b+c+d$

4.5. Cálculo de biomasa aérea viva y frecuencia de individuos

Se calculó la BAV y la frecuencia de individuos a partir de los datos obtenidos en campo para las 22 parcelas en estudio. La ecuación alométrica utilizada para estimar la BAV del BTS fue establecida por Martínez-Yrizar et al. (2002). Posteriormente, se llevaron a cabo modelos de regresión lineal múltiple para determinar la relación de los datos de campo sobre la BAV y la frecuencia de individuos, con los datos de dron a nivel parcela. Ambos modelos consideraron la variable o variables extraídas de los datos del dron que explicaban mejor la cantidad de BAV dentro de las parcelas o que presentaban un error de predicción menor (*RMSE*). Las variables que se usaron para la regresión fueron el porcentaje de cobertura de dosel (*CD*) y las estadísticas de altura máxima (A_{max}), altura promedio (A_{pro}), mediana de altura (A_{med}) y desviación estándar de altura ($A_{Desv.Est.}$).

4.6. Estimación de la degradación forestal

Para estimar el estado de la degradación del BTS se aplicó el Índice Normalizado de Degradación Relativa (*INDR*) (Jardel-Peláez et al. 2013) modificando el *INDR* considerando los atributos forestales de las parcelas levantadas en el área de estudio. Los atributos forestales considerados para el desarrollo del *INDR* son altura de dosel, cobertura de dosel, BAV y frecuencia de individuos.

El primer paso del índice consiste en a) la estandarización de las unidades de estas variables (Ecuación 4), b) posteriormente se realizó un promedio de las variables normalizadas (Ecuación 5) y c) finalmente se integraron estos valores para crear diversas (Tabla 5).

$$V_e = \frac{x - \bar{x}}{SD} \text{ (Ecuación 4)}$$

Donde V_e es la variable estandarizada, x el valor de la variable para cada uno de los sitios, y \bar{x} y SD la media y la desviación estándar, respectivamente, de la variable para todos los sitios.

$$INDR = \frac{Ae+Be+Ce+De}{n} \text{ (Ecuación 5)}$$

Donde **INDR** es el índice normalizado de degradación relativa, *Ae*, *Be*, *Ce* y *De* corresponden a cada una de las variables estandarizadas, y *n* al número de variables.

El INDR se clasificó para la determinación de categorías de estado de degradación forestal (Tabla 5).

Tabla 5. Clasificación del INDR. El índice comprende cuatro categorías determinadas por su valor resultante. Las categorías con valores más positivos corresponden a las de menor degradación.

Valor del INDR	Categoría del INDR
> 1	Degradación baja
1-0	Degradación moderada
0-(-1)	Degradación alta
< (-1)	Degradación muy alta

Finalmente, basado en el cálculo este índice, considerando los datos forestales de campo, se determinaron umbrales para la cuantificación y el mapeo de la degradación forestal más allá de la parcela, a través de los productos de las imágenes de dron para los atributos forestales de altura y de la cobertura de dosel, ya que fueron los únicos atributos estimados de manera espacial continua a nivel ventana.

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados son presentados tanto para la información de campo como para la información generada a partir de las imágenes de dron. La información de campo permitió la descripción de los sitios levantados y el cálculo del INDR, mediante el cual se puede observar que conforme disminuye el estado de degradación disminuyen los valores de los atributos forestales considerados. A partir de los datos de dron se pudo determinar la altura de dosel media con un coeficiente de correlación $r^2=0.72$ y un RMSE=1.08 M. Igualmente, se determinó la delimitación de la cobertura de dosel con una confiabilidad general 0.91 (es decir, el 91% de la cobertura total de las parcelas es clasificada correctamente). La BAV se determinó con un coeficiente de correlación $r^2=0.62$ a partir de las variables explicativas altura promedio, altura máxima, desviación estándar de altura y porcentaje de cobertura de dosel. El resultado de confiabilidad de estas variables es considerado como fiable dentro de la literatura de SfM para mediciones forestales. Por otro lado, la variable frecuencia de individuos se relacionó con un coeficiente de correlación de $r^2=0.29$ para las variables explicativas.

La degradación forestal a nivel ventana fue estimada mediante el cruce de información de las variables altura de dosel y cobertura de dosel, a partir de umbrales determinados por el INDR calculado para la información de campo. Estas variables son consideradas por presentar el mayor nivel de confiabilidad, entre las variables consideradas en este estudio, y por presentarse de manera espacial continua.

5.1. Mediciones forestales de campo

5.1.1. Estructura forestal

Un total de 212 individuos fueron medidos en las 22 parcelas inventariadas, con un total de 16 especies encontradas. El rango de individuos por parcela osciló entre 3 y 25. La altura media de individuos en las parcelas fue de 6.81 m con una desviación estándar de 1.95 m. La media de área basal por parcela, para arboles con DAP > 7.5 cm, fue de 0.25 m². La BAV media fue de 16.47 Mg/ha con una desviación estándar de 10.69 Mg/ha y un registro mínimo y máximo de 1.35 y 38.70 Mg/ha respectivamente. El porcentaje de cobertura de dosel registrada a partir de la fotointerpretación de las imágenes de dron fue de 10 a 100 %.

Comparado con atributos forestales del BTS de las costas de Jalisco (Chamela, Jalisco, México), el bosque del área de estudio presenta una altura de dosel similar, pero los niveles de BAV reportados en otras zonas son más altos (85 Mg/ha) (Martinez-Yrizar et al. 2002) . Esto puede ser porque en el área de estudio existe una menor precipitación (entre 500 y 600mm comparada con 707mm en Chamela), ya que la presente zona de estudio es una de las áreas de BTS más céntrica y de mayor altitud, por otro lado, los datos del presente estudio fueron estimados en parcelas representativas de diversos estados de conservación, lo que puede influir en una disminución de los atributos. En comparación con otras áreas de Jalisco (Ayuquila) la BAV presenta números comparables para algunos sitios (21.9 Mg/ha), los cuales son considerados de las existencias de BAV más bajas comparadas con otras zonas del país. En la misma zona, se reportaron números mayores (77.7 Mg/ha) (Jardel-Peláez et al. 2013).

5.1.2. Degradación forestal

De acuerdo con el INDR calculado para los datos de campo el 50% de las parcelas se encuentran medianamente degradadas, el 31% altamente degradadas, el 13.6% muy altamente degradadas y tan sólo el 4.5% con baja degradación. En la Figura 10 se puede observar un ejemplo de valores en los atributos forestales e imagen a nivel terreno para parcelas que corresponden a cada una de las categorías de degradación forestal. La cuantificación de mayor superficie de los sitios medianamente degradados, también presente en Jardel-Peláez et al. (2013), es porque de acuerdo a los niveles determinados por el índice, los rangos de valores de las variables que se consideran para establecer los niveles intermedios fueron mayores que los rangos de valores de los niveles de degradación extremos. Otro problema, es que al mismo tiempo los sitios de referencia pudieron estar degradados. Este resultado es debido a la clasificación de valores del INDR (Tabla 5); por lo tanto, si se desea establecer un número de datos clasificados más equivalente se sugiere, una vez calculado el valor del INDR, realizar una clasificación por intervalos iguales de estos valores para establecer las categorías de interés. En este caso los rangos de la altura de dosel son más similares para cada categoría de degradación forestal.

La Figura 9 muestra los valores de dispersión de los datos de los atributos forestales considerados por el INDR para cada clase de degradación forestal y muestra cómo los valores de los atributos

forestales disminuyen conforme la clase de degradación forestal indica mayor degradación. No obstante, el atributo de biomasa en la categoría de baja degradación no corresponde a los niveles más altos de contenido de estas variables y la frecuencia de individuos muestra una distribución de valores más dispersos. Este último resultado es comparable con el de Jardel-Peláez et al. (2013) en la cobertura de dosel, donde esta disminuye, pero sólo a partir del nivel medianamente degradado. Por lo anterior, el INDR parece ser un indicador aceptable del estado del BTS para algunos atributos, con mayor medida en términos de altura posteriormente cobertura de dosel y biomasa.

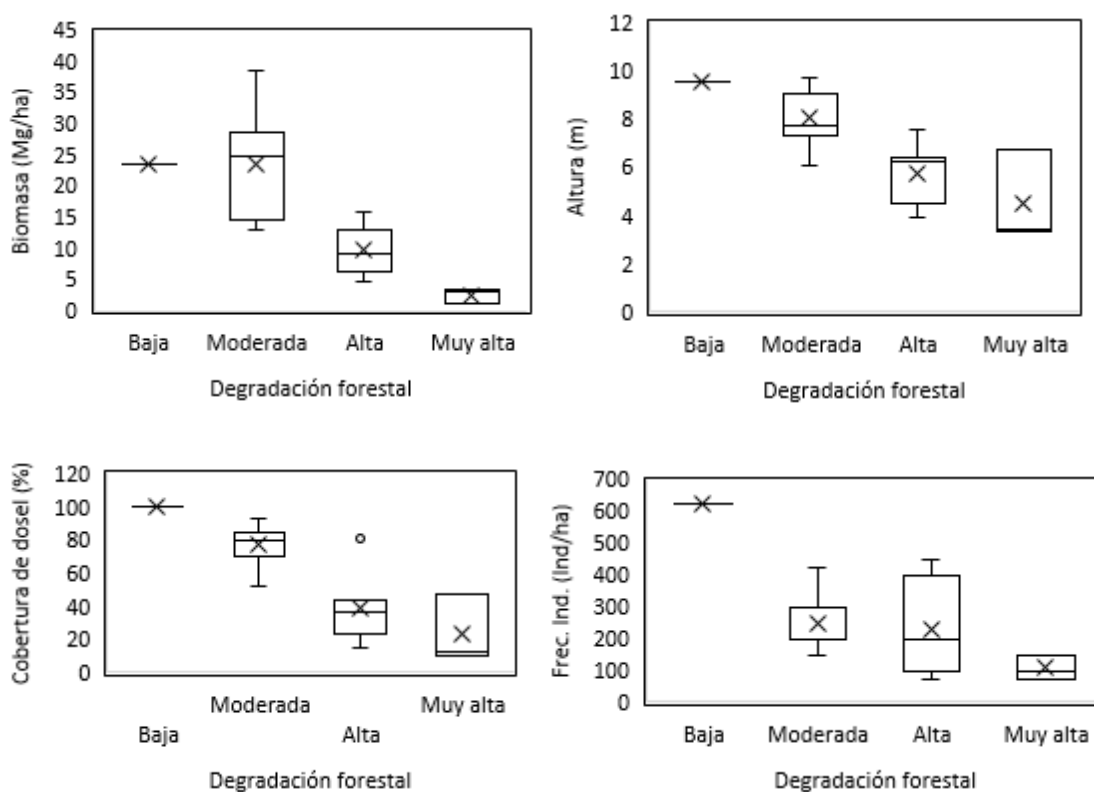


Figura 9. Dispersión del contenido de biomasa aérea viva, altura de dosel, cobertura de dosel y frecuencia de individuos por categoría de degradación forestal estimada mediante el INDR de las mediciones del inventario forestal. La línea negra horizontal central corresponde a la mediana de los datos (50% de los datos). La X corresponde a la media de los datos. Los valores del límite superior y límite inferior del rectángulo pertenecen al primer y tercer cuartil respectivamente (25 y 75% de los datos respectivamente). Los bigotes se extienden hasta los valores máximo y mínimo dentro del rango 1.5 veces el rango intercuartílico. Finalmente, el punto corresponde a los valores atípicos.

Degradación baja (parcela 14)	Altura media (m): 9.5 Biomasa (Mg/parcela): 0.94 Cobertura dosel (%): 100 Frec. Individuos (Ind/parcela): 25
--------------------------------------	---







	
Degradación moderada (parcela 10)	Altura media (m): 7.31 Biomasa (Mg/parcela): 0.86 Cobertura dosel (%): 70 Frec. Individuos (Ind/parcela): 8
	
Degradación alta (parcela 16)	Altura media (m): 6.4 Biomasa (Mg/parcela): 0.64 Cobertura dosel (%): 38 Frec. Individuos (Ind/parcela): 5
	
Degradación muy alta (parcela 2)	Altura media (m): 3.4 Biomasa (Mg/ha): 0.12 Cobertura dosel (%): 10 Frec. Individuos (Ind/ha): 4



Figura 10. Ejemplo de atributos forestales e imagen a nivel terreno para parcelas que corresponden a cada una de las categorías de degradación forestal. En cada categoría, la foto de la izquierda corresponde a la época seca y la foto de la derecha a la época de lluvias de cada categoría. No se dispone de imagen de época seca para la parcela de degradación alta.

5.2. Mediciones forestales basadas en dron

5.2.1. Características de las imágenes de dron

De los datos procesados el número de imágenes por parcela varió de 89 a 771 con una media de 309 imágenes. La superficie cubierta por los vuelos osciló entre 3.3 y 31.6 ha con una media de 13.1 ha. En la información anteriormente mencionada, los valores más altos se relacionaron entre sí y corresponden a vuelos que cubren hasta dos parcelas de estudio, los cuales presentaron mayor número de imágenes. El tiempo de procesamiento fue de 6 hasta 80 horas y 22 horas promedio tan sólo para los pasos de alineación y creación de nube de puntos densa. Lo anterior sin considerar el tiempo de importación de imágenes, la colocación de puntos de apoyo, eliminación de puntos ruidos, eliminación y/o realineación de cámaras, y clasificación manual y automática de la nube de puntos de terreno. Dichos procedimientos fueron muy variables en relación con tiempo de procesamiento debido a las diferencias en la calidad de los datos o a las condiciones del sitio y área del levantamiento. Por ejemplo, en sitios con relieve escarpado, la selección de puntos de terreno manual llevó más tiempo porque los algoritmos que lo hacen automáticamente produjeron una nube de puntos con ruido.

Por otro lado, la resolución de los ortomosaicos varió de 2.8 a 8.5 cm/píxel, con un promedio de 5.0 cm/píxel, mientras que los MDS presentaron una resolución que varió de 5.2 a 16.0 cm/píxel y una media de 10.5 cm/píxel. El número de puntos por metro cuadrado es de 32 a 371 con una media de 135 puntos/m². La resolución de las imágenes fue mayor cuando se realizaron vuelos a altura baja, de 50 o 70 m, por lo cual, estas alturas aumentaron la probabilidad de generar modelos de elevación con mayor precisión en comparación con vuelos realizados a mayor altura.

Se presentaron dificultades para producir los MDT a partir de los datos de la época de lluvias en sitios que presentaron cobertura de dosel cerrado. La toma de imágenes aéreas sobre cobertura de dosel cerrado no permitió obtener vistas a nivel del terreno y consecuentemente fue menos probable generar, mediante el procesamiento de las imágenes, una nube de puntos más representativa de la superficie del terreno; dichas dificultades ya han sido reportadas en otros estudios (Dandois and Ellis 2010; Lisein et al. 2013; Wallace et al. 2016; Mlambo et al. 2017). La probabilidad de error para generar los MDT aumentó cuando la superficie del terreno presentó desniveles abruptos por debajo del dosel (e.g. arroyos). Lo anterior es debido a que se realizaron interpolaciones menos representativas de la realidad en comparación con el desarrollo de interpolaciones en terrenos planos (esto se definió a partir de la fotointerpretación de los MDT y el conocimiento en campo del terreno). Una opción para aminorar el error de la estimación del MDT en estos casos, tanto en sitios con cobertura de dosel cerrado o con cobertura de dosel abierto, son los vuelos oblicuos en doble sentido. Este tipo de vuelos permitieron mejores observaciones a nivel de terreno por debajo del dosel y consecuentemente permitieron generar una mejor interpolación del terreno (especialmente cuando la cobertura de dosel era cerrada y se presentaban claros de bosque). Otra dificultad se encontró cuando las parcelas presentan un alta cubierta de estrato arbustivo, esto limita la probabilidad de obtener vistas a nivel de terreno, aunque existan porcentajes de arbolado abierto. Esto es una limitación importante para aquellas zonas donde se pretenda estimar la altura de dosel, pero el estado de recuperación de los sitios presente un estrato arbustivo cubriendo totalmente la superficie del terreno en estudio. En estos casos será necesario realizar mayor investigación al respecto con el fin de generar MDT de mayor precisión. Así mismo, se resalta que la clasificación manual de los puntos de terreno implica mayor trabajo en aquellas zonas con pendiente más pronunciada porque el algoritmo de clasificación automática se desempeña mejor sobre áreas planas.

5.2.2. *Altura de dosel*

A través de la comparación de las mediciones de altura media derivada del MAD y las mediciones de campo se determinó un coeficiente de correlación $r^2= 0.72$ y un $RMSE= 1.08$ m. Así mismo, la comparación para las mediciones de alturas máximas arrojó un $r^2= 0.54$ y un $RMSE =1.41$ m (Figura 11). Otros estudios que estiman altura a partir de SfM han reportado coeficientes de correlación desde 0.63 hasta 0.82 y RMSE (m) desde 1.3 hasta 7.1 como aceptables para mediciones forestales (Dandois and Ellis 2010; Dandois and Ellis 2013; Lisein et al. 2013; Wallace et al. 2016; Mlambo et al. 2017); por ello, los resultados actuales son igualmente aceptables, ya que se encuentran dentro de un rango de estas estimaciones. Esto sin considerar que algunos de estos estudios añadieron más de una variable explicativa a sus modelos, y añadir variables explicativas correlacionadas entre sí aumenta el valor del coeficiente de regresión, aunque también puede generar problemas de colinealidad. En las Figuras 12 y 13 es posible observar la distribución de alturas de dosel a nivel de ventana y a nivel de parcela, así como su comparación con el ortomosaico RGB para dos parcelas de estudio.

A pesar de que el comportamiento RMSE del presente estudio resultó aceptable en comparación con los estudios anteriormente mencionados, también habría que considerar que existen diferencias estructurales de acuerdo con el tipo de bosque, así como los métodos de medición y tamaño de las parcelas en campo para cada estudio. Por otro lado, sí se desea estimar con mayor precisión la variable de altura, una solución efectiva para mejorar la calidad de los datos es utilizar un MDT elaborado a partir de LiDAR (Dandois and Ellis 2010; Dandois and Ellis 2013; Lisein et al. 2013; Wallace et al. 2016) o se pueden experimentar otros métodos que podrían resultar menos costosos como los realizados por Zahawi et al. (2015) u Ota et al. (2017). Otra opción es la utilización de MDT a partir de la época de secas (Dandois and Ellis 2013). En este estudio se intentó realizar esta última metodología para el total del área de estudio; sin embargo, se requiere mayor tiempo de procesamiento y mayor intervención técnica, ya que es necesario corregir las malas posiciones de las cámaras y eliminar el ruido producido en la nube de puntos. A partir de las parcelas que se procesaron completamente para secas, parece necesario realizar un levantamiento de áreas más extensas a las propuestas en este estudio, que permitan detectar sitios más abiertos o sin vegetación que posteriormente puedan ser interpolados entre ellos. Por ello, para el ahorro de tiempo en procesamiento este estudio se basó en la extracción de MDT a partir de datos de lluvias. Se propone por ello, mayor investigación en este sentido.

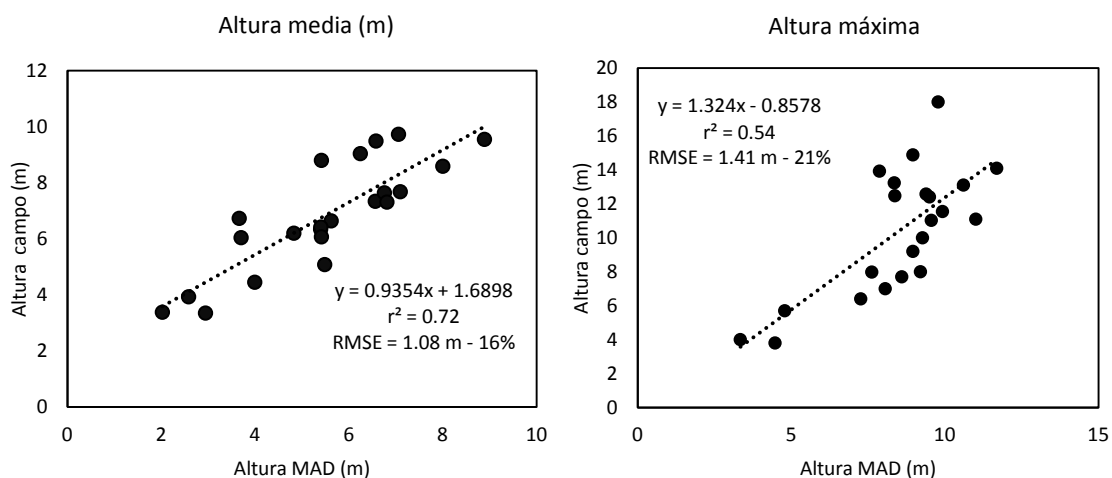


Figura 11. Correlación de la altura media y de altura máxima a nivel de parcela estimada a partir de las imágenes del dron y las mediciones de campo.

En cuanto a los errores de estimación de altura, existieron errores en las parcelas donde tampoco fue posible la detección de cobertura de dosel, que constituyen alrededor de la mitad del total de las parcelas en estudio. Los errores se presentaron con menor grado en áreas con cobertura de dosel cerrado, donde es más complicado generar un MDT. Cabe resaltar que el dosel de los árboles no estaba totalmente cubierto de hojas cuando se realizaron los vuelos, por lo que existen árboles con menor cantidad de hojas y posiblemente no fueron modelados en 3D por esta razón. Por otro lado, a partir de observaciones a nivel de ventana, este fenómeno se presenta más en la detección de la altura de dosel donde existen árboles muy distanciados.

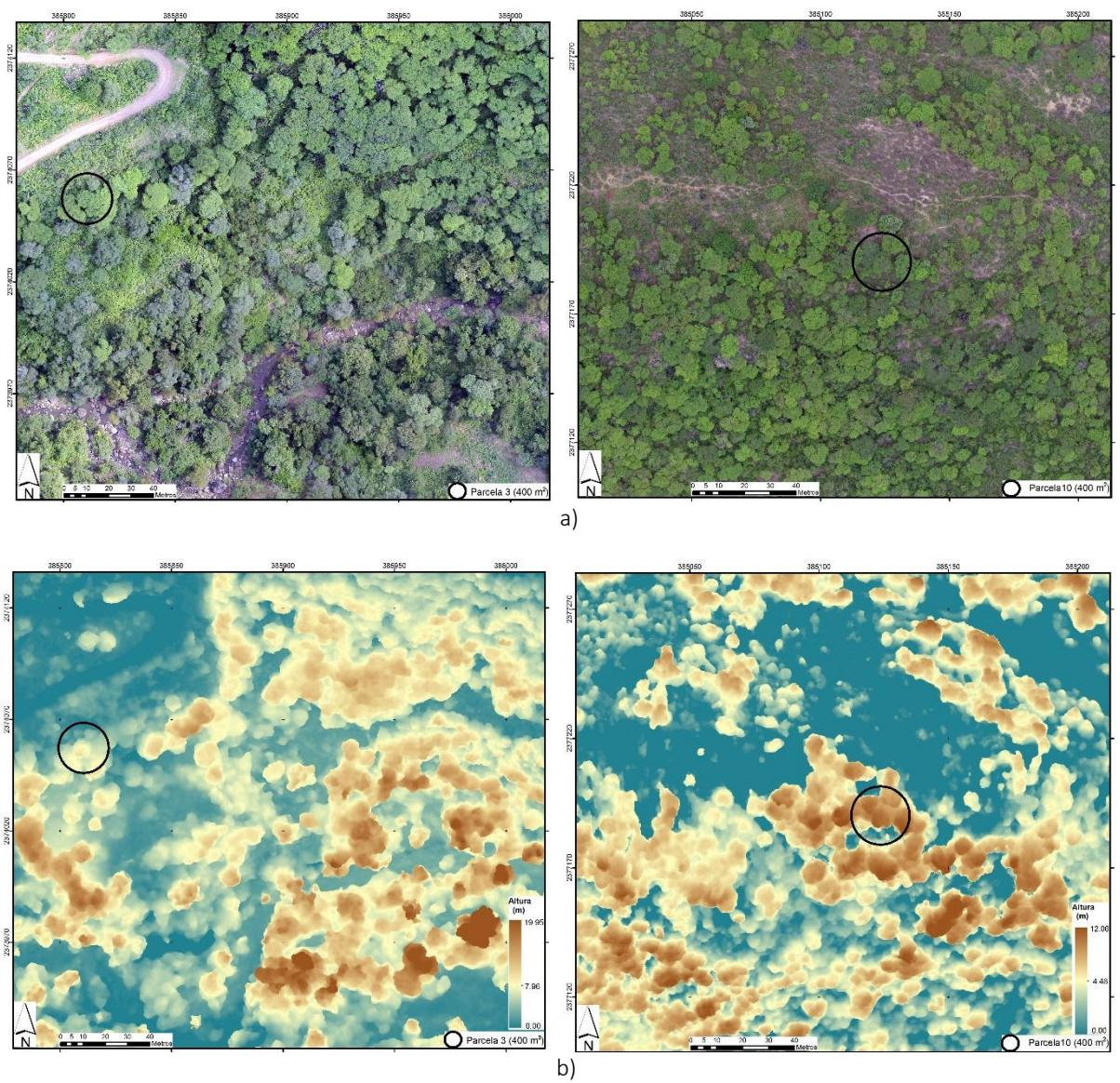


Figura 12. Distribución de la altura de dosel estimada a partir de las imágenes de dron a nivel de ventana. a) Ortomosaico RGB para las parcelas 3 y 10 a nivel de ventana. b) MAD a nivel de ventana para las parcelas 3 y 10. El círculo negro representa la ubicación y el tamaño de las parcelas levantadas en campo.

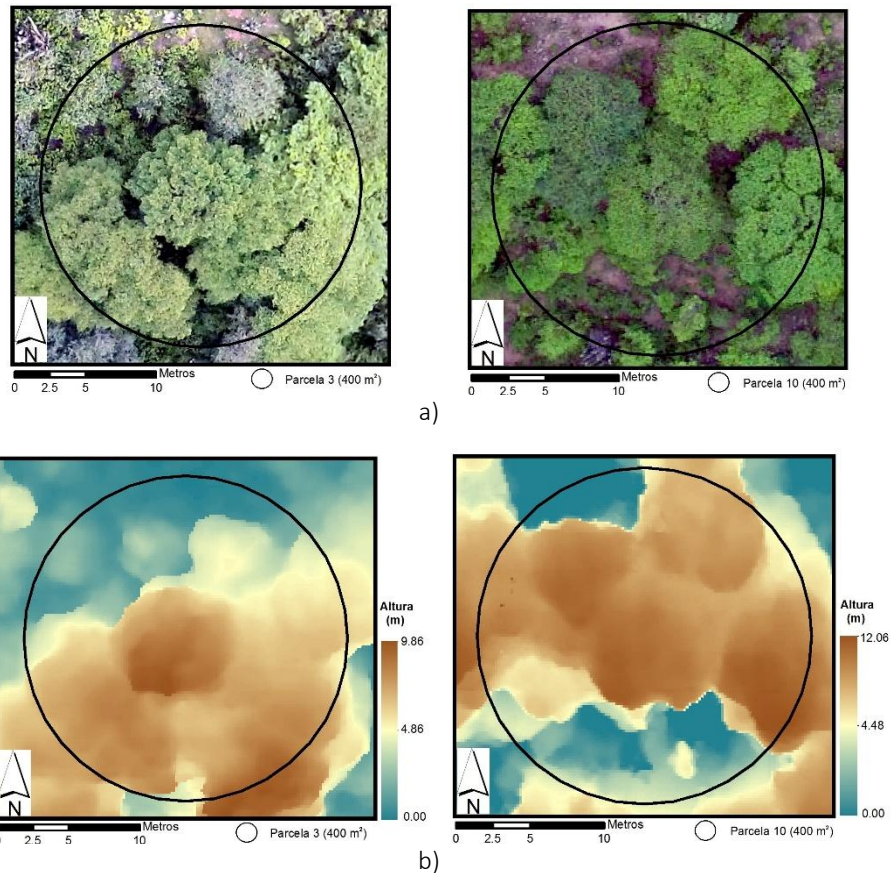


Figura 13. Distribución de la altura de dosel estimada a partir de las imágenes de dron a nivel de parcela. a) Ortomosaico RGB para las parcelas 3 y 10 a nivel de parcela. b) MAD a nivel de parcela para las parcelas 3 y 10. El círculo negro representa la ubicación y el tamaño de las parcelas levantadas en campo.

5.2.3. Cobertura de dosel

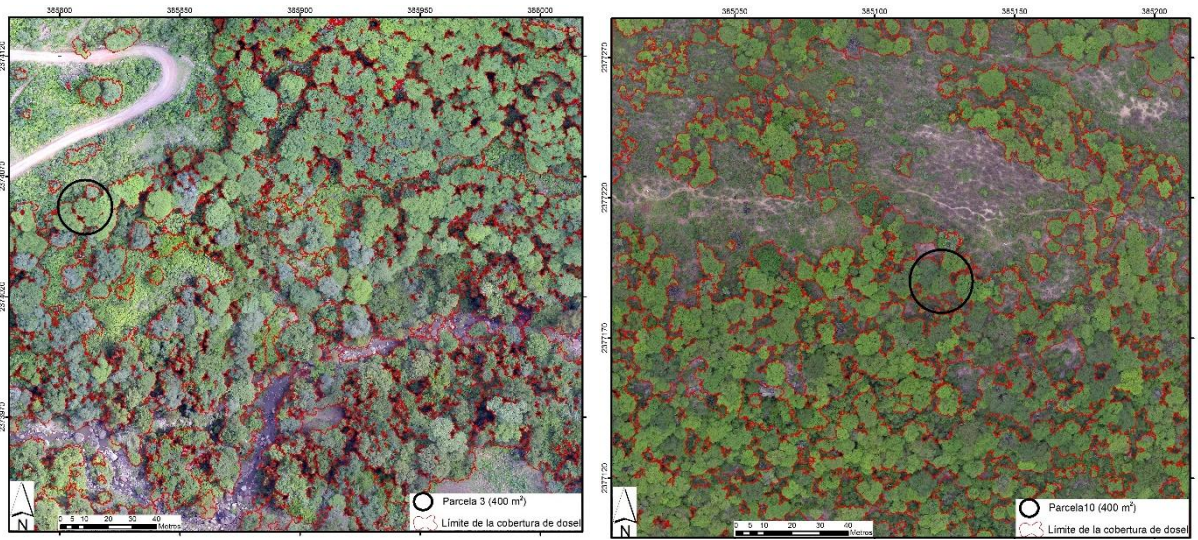
Los resultados de validación de la delimitación de la cobertura de dosel a través de la matriz de confusión indican un índice de confiabilidad total de 0.91. Es decir, el 91% de la superficie fotointerpretada como cobertura de dosel fue clasificada como cobertura de dosel, mientras que el resto corresponde a errores de omisión y comisión (Tabla 6). En la Figura 14 se puede apreciar la delimitación automática de cobertura de dosel a nivel de ventana para dos parcelas en estudio. Otros estudios también han permitido la estimación de cobertura de dosel con precisión a partir de SfM (Zahawi et al. 2015; Wallace et al. 2016), aunque las estimaciones pueden mejorar cuando se utilizan fuentes de datos LiDAR, ya que la técnica SfM no permite generar nube de puntos hacia los límites del dosel que permitan clasificar el dosel en su totalidad (Wallace et al. 2016). No obstante, este problema no se presenta en este estudio, ya que el método utilizado permite detectar como cobertura de dosel algunos sitios donde no se estimó altura de superficie forestal (principalmente hacia los bordes de las coronas) y permite también descartar otros sitios donde se sobreestima la

altura forestal (e.g. los claros de bosque donde se presentan altos porcentajes de cobertura de dosel) (Figuras 15a y 15b). Lo anterior se explica por la combinación de la información generada en 3D (MAD) con la respuesta espectral del terreno (ortomosaico RGB). Otros estudios han determinado con precisión la cobertura de dosel a partir de OBIA, basado únicamente en el ortomosaico RGB (Chenari et al. 2017) y en combinación de Ortomosaico-NRI y MAD (Torres-Sánchez et al. 2015); sin embargo, estos métodos únicamente se han aplicado sobre coberturas de dosel abiertas mientras que en el presente estudio se ha realizado sobre diversos porcentajes de arbolado.

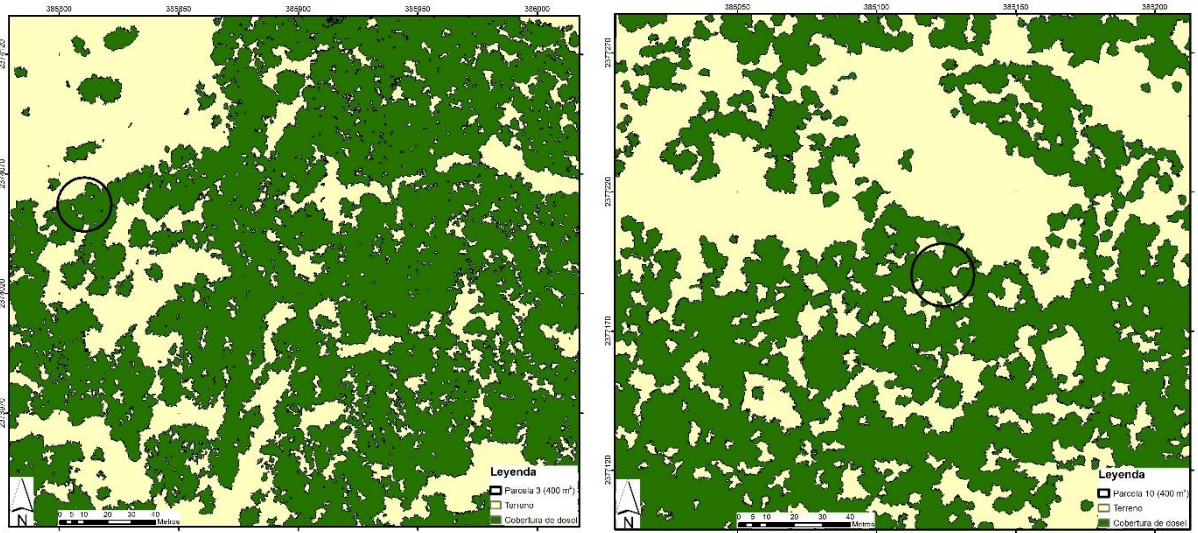
Tabla 6. Matriz de confusión de la clasificación de dosel determinada automáticamente contra la delimitación de dosel determinada por fotointerpretación.

Fotointerpretación	Clasificación de dosel		
	Cobertura dosel	Terreno	Error omisión
Cobertura dosel	4625	454	<i>0.09</i>
Terreno	303	3174	<i>0.09</i>
Error comisión	<i>0.06</i>	<i>0.13</i>	<i>0.91 Conf. general</i>

Los errores en la estimación de altura son reflejados en errores de clasificación de cobertura de dosel. En este estudio el principal error en delimitación de cobertura de dosel se presenta en los sitios donde no fue posible obtener el MDS para la superficie forestal, ya que algunos de los árboles no estaban totalmente cubiertos de hojas cuando se tomaron las imágenes con el dron. De los principales errores a partir de observaciones a nivel de ventana es que el método presenta errores principalmente en la detección de cobertura de dosel en arboles individuales y en especies cactáceas con morfología columnar (cono truncado) y, en menor medida, sobre sitios donde el porcentaje de arbolado es cerrado y regularmente se desarrollan sobre relieves como arroyos.

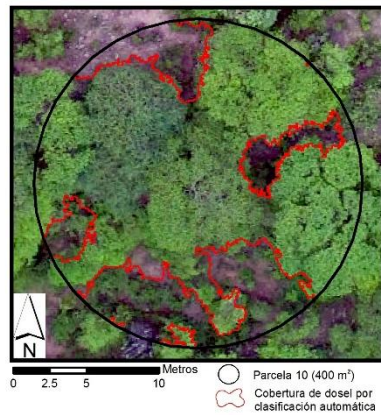
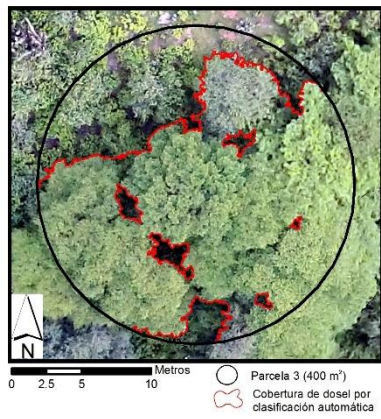


a)

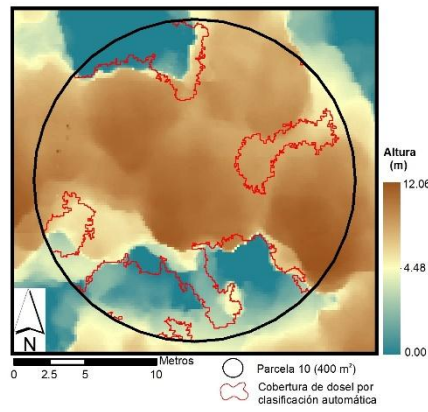
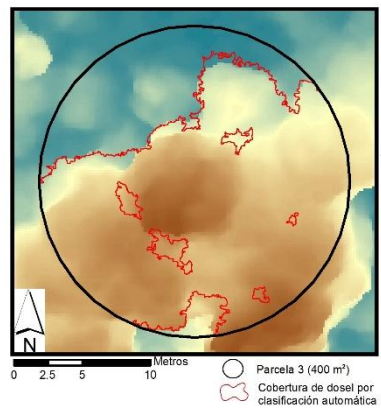


b)

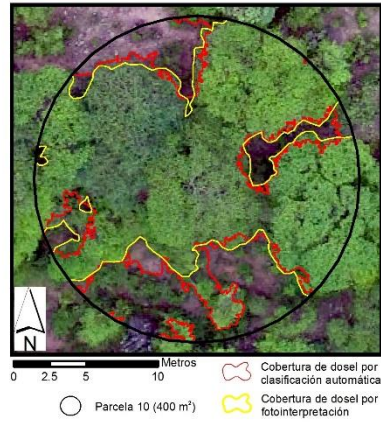
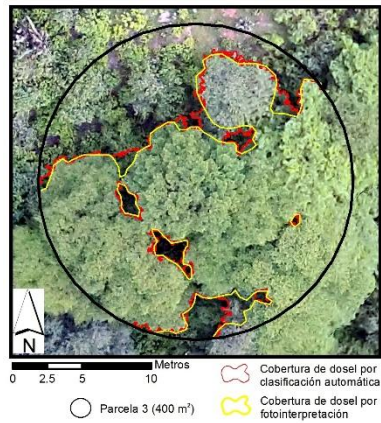
Figura 14. Distribución de la cobertura de dosel. a) Delimitación de la cobertura de dosel sobre el ortomosaico RGB para las parcelas 3 y 10 a nivel de ventana. b) Clasificación de la cobertura de dosel y terreno a nivel de ventana para las parcelas 3 y 10.



a)



b)



c)

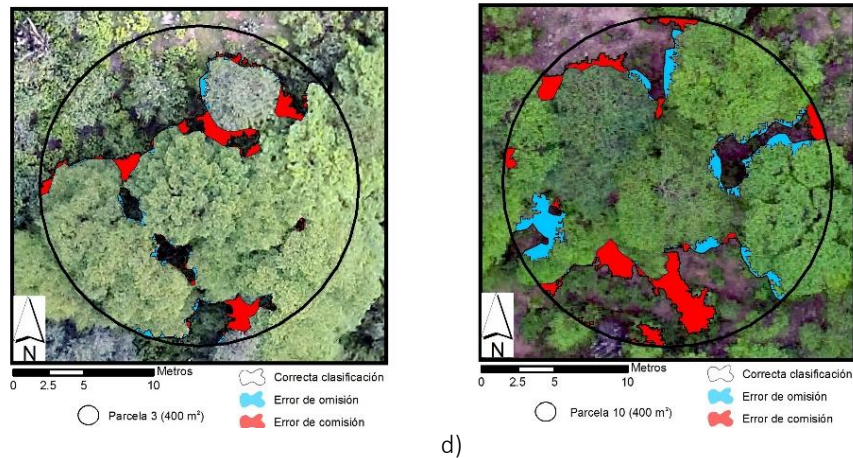


Figura 15. Delimitación y validación de la cobertura de dosel a nivel de parcela para las parcelas 3 y 10. a) Delimitación de la cobertura de dosel sobre el ortomosaico RGB a nivel de parcela. b) Delimitación de la cobertura de dosel sobre el MAD a nivel de parcela. c) Delimitación de cobertura de dosel a partir de la clasificación automática (línea roja) contra la cobertura de dosel determinada por fotointerpretación (línea amarilla) a nivel de parcela. d) Comparación de la cobertura de dosel automática contra la cobertura de dosel por fotointerpretación a través de errores de omisión en color azul (superficie que constituye cobertura de dosel, pero que es clasificada como terreno) y errores de comisión en color rojo (superficie que constituye terreno, pero es clasificada como cobertura de dosel).

5.2.4. Biomasa aérea viva y frecuencia de individuos

Para las variables BAV y frecuencia de individuos, se seleccionaron los modelos con las variables obtenidas de las imágenes de dron que más explican estas variables dependientes (Tabla 7). Aquí, la variable independiente MAD que mejor explica la BAV es la altura promedio (A_{pro}) por parcela ($r^2=0.51$); en cambio, la variable cobertura de dosel (CD) mantiene un coeficiente muy bajo ($r^2=0.31$). La combinación de las variables explicativas altura promedio, altura máxima, desviación estándar de altura y cobertura de dosel ($A_{pro} + A_{max} + A_{desvEst} + CD$) en el modelo permite estimar con mayor precisión el contenido de BAV ($r^2=0.62$). El coeficiente de correlación mejora cuando se consideran estimaciones de campo únicamente para especies arbóreas, es decir, excluyendo especies con morfología columnar ($r^2=0.64$); no obstante, el RMSE también aumenta. Al igual que algunos otros estudios, las variables que mejor explican la biomasa derivan de la altura del bosque (Ota et al. 2015; Kachamba et al. 2016).

El coeficiente de correlación derivado del modelo de regresión lineal múltiple se encuentra dentro del rango reportado en diferentes estudios mediante SfM ($r^2=0.52-0.79$) (Dandois and Ellis 2010; Dandois and Ellis 2013; Kachamba et al. 2016; Kachamba et al. 2017). Así mismo, el RMSE (%) calculado en este estudio es comparable con el reportado por Kachamba et al. (2016), 43% y 47% respectivamente. Cabe mencionar que estos coeficientes de correlación y estimaciones de error se llevaron a cabo en parcelas de diferentes tamaños y bosques con diferentes características estructurales. En otro estudio, Kachamba et al. (2017) concluye que el tamaño de las parcelas tiene

influencia en la estimación de biomasa: entre mayor sea el tamaño de las parcelas, el error en la estimación de biomasa disminuye. Si se compara el coeficiente determinado en este estudio con una parcela de tamaño similar en el estudio de Kachamba et al. (2017) las comparaciones resultan como $r^2=0.62$ y $RMSE (\%)=43$ contra $r^2=0.44$ y $RMSE (\%)=66$, por lo que el actual estudio estima la biomasa con una precisión considerada confiable dentro de la literatura de SfM.

Tabla 7. Mejores modelos de regresión para las variables de biomasa y frecuencia de individuos para todas las parcelas de estudio. A_{pro} = altura de MAD promedio, A_{max} = altura máxima de MAD, A_{med} = mediana de altura de MAD, $A_{desvEst}$ = desviación estándar de altura de MAD, CD = porcentaje de cobertura de dosel y (*) modelos de atributos forestales utilizando únicamente datos de especies arbóreas.

Variable dependiente	Variables explicativas	r^2	RMSE (Mg/ha)	RMSE (%)	r^2 ajustada	Modelo
BAV	A_{pro}	0.51	7.64	46.4	0.49	$-7.30 + 4.34 A_{pro}$
	A_{max}	0.50	7.77	47.2	0.47	$-14.67 + 3.67 A_{max}$
	A_{med}	0.46	8.07	49.0	0.43	$-7.49 + 4.11 A_{med}$
	CD	0.31	9.09	55.2	0.28	$5.55 + 0.19 CD$
	$A_{max} + A_{desvEst} + CD$	0.62	7.08	43.0	0.56	$-9.95 + 4.96 A_{max} - 6.80 A_{desvEst} - 0.07 CD$
BAV *	A_{pro}	0.53	7.66	48.6	0.51	$-8.82 + 4.49 A_{pro}$
	A_{max}	0.51	7.8	49.5	0.49	$-16.45 + 3.80 A_{max}$
	A_{med}	0.47	8.13	51.6	0.44	$-8.99 + 4.25 A_{med}$
	CD	0.35	9.01	57.1	0.32	$3.99 + 0.21 CD$
	$A_{max} + A_{desvEst} + CD$	0.64	7.1	45.0	0.58	$-11.67 + 4.82 A_{max} - 6.3554 A_{desvEst} - 0.05 CD$
Variable dependiente	Variables explicativas	r^2	RMSE (Ind/ha)	RMSE (%)	r^2 ajustada	Modelo
Frecuencia individuos	CD	0.17	128	53.1	0.13	$136.72 + 1.85 CD$
	$CD + A_{max} + A_{desvEst}$	0.29	125	51.9	0.17	$305.57 + 1.39 CD - 4.500 A_{max} - 60.98 A_{desvEst}$
Frecuencia individuos*	CD	0.50	100	55.2	0.48	$1.08 + 3.19 CD$
	$CD + A_{max} + A_{desvEst}$	0.54	101	55.8	0.46	$90.22 + 2.73 CD + 0.76 A_{max} - 40.75 A_{desvEst}$

La variable frecuencia de individuos se explica mejor a través de la cobertura de dosel (CD), pero su coeficiente de correlación es muy bajo ($r^2=0.17$). No obstante, el modelo mejora cuando se consideran más variables explicativas como cobertura de dosel, altura máxima y desviación estándar de altura ($CD + A_{max} + A_{desvEst}$) ($r^2=0.29$) y mejora aún mucho más si se consideran únicamente las mediciones de campo de especies arbóreas, excluyendo especies cactáceas columnares ($r^2=0.50$ y $r^2=0.54$, respectivamente). La diferencia es que el modelo de frecuencia de individuos utilizando sólo especies arbóreas mejora notablemente el coeficiente de correlación y el RMSE disminuye ligeramente, lo que podría indicar que en estos cálculos la morfología de la vegetación influye en estimaciones más precisas como se ha determinado para el cálculo de otras variables forestales a partir de la integración de otras variables explicativas como el tipo de bosque (Ota et al. 2017). A pesar de ello, no se puede determinar con precisión la frecuencia de individuos en su totalidad de morfologías para el bosque tropical seco del presente estudio. En comparación con otras metodologías utilizadas, en este tipo de bosque, en esta área determinada, no es posible estimar arboles individuales con las metodologías comúnmente utilizadas (Lim et al. 2015; Mohan

et al. 2017), ya que las copas de los arboles se empalman entre sí y las especies columnares son difíciles de modelar en 3D. En este tipo de estructuras columnares, la generación de información en 3D muy posiblemente se resuelva con vuelos de mayor resolución, pero es decisión de los interesados determinar si es costeable la inversión.

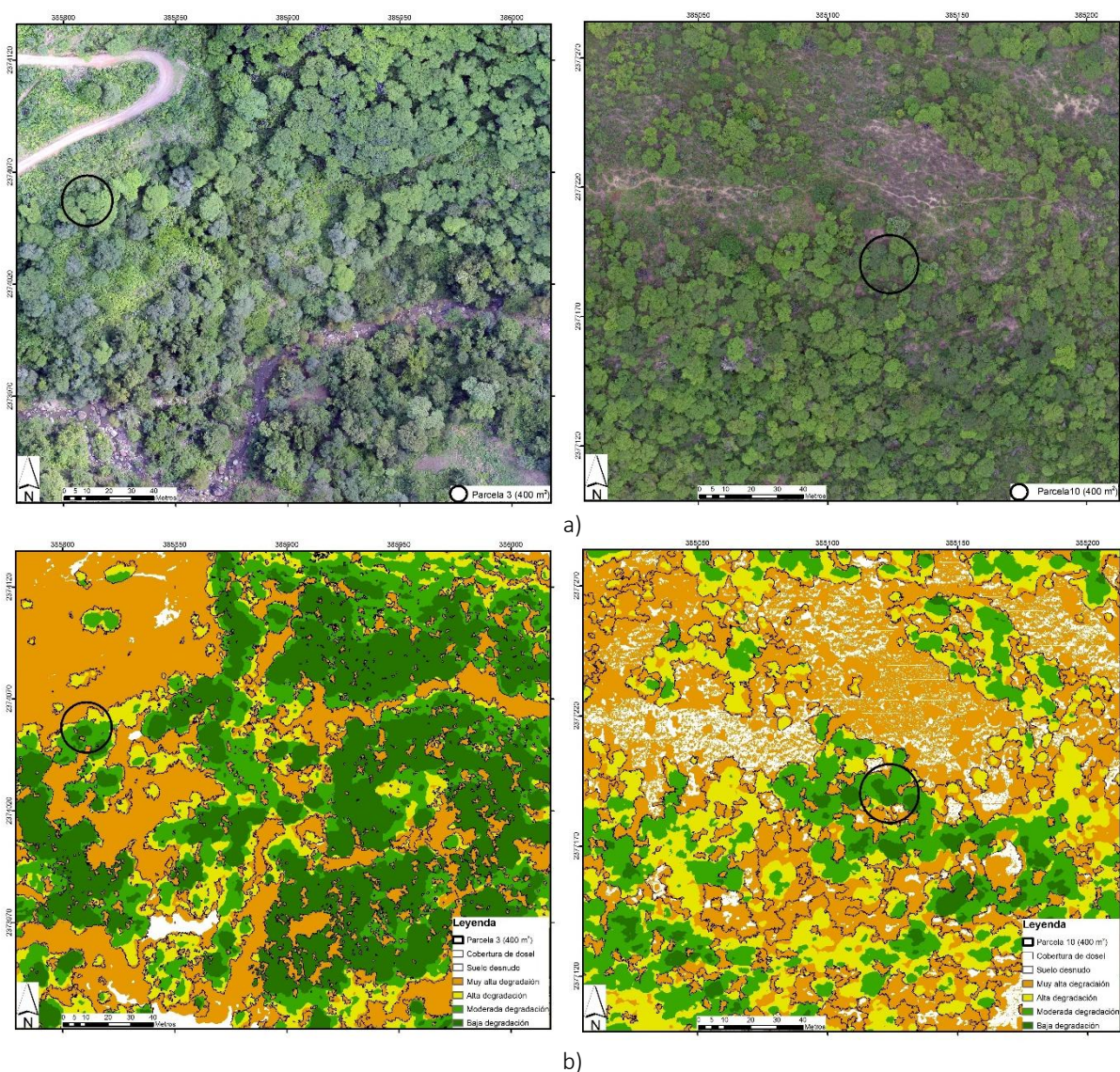
5.3.5. Degradación forestal a nivel local

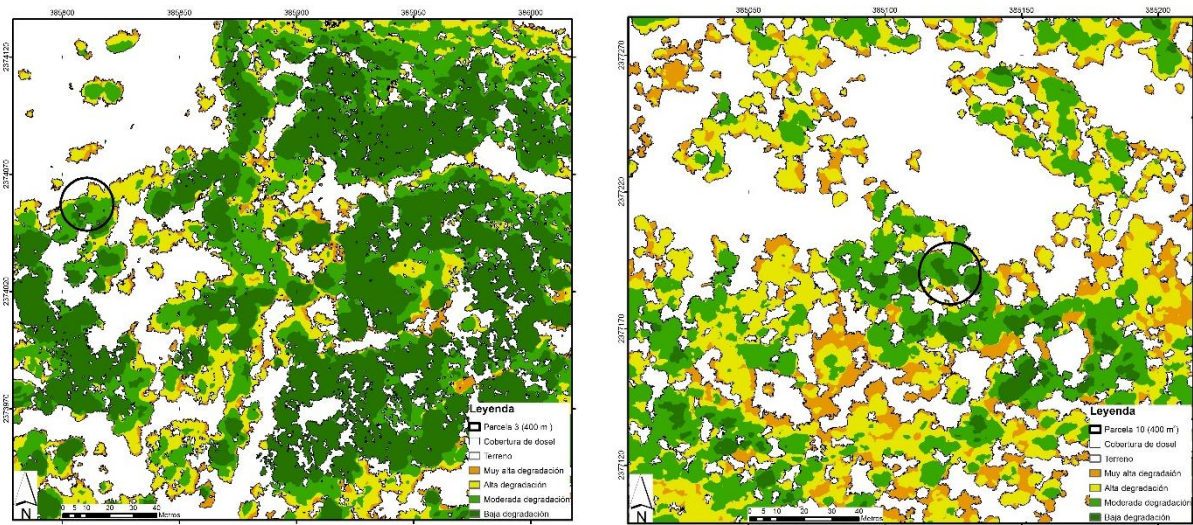
El cálculo de la degradación forestal a nivel de ventana, con las imágenes de dron, se realizó a partir de la cobertura de dosel y de la altura de dosel. Por una parte, porque en el INDR calculado a partir de los datos de campo se puede observar que conforme disminuyen estos atributos forestales se presenta mayor degradación (Figura 9). Al mismo tiempo, la altura de dosel presenta mayor similitud en su rango de valores para cada nivel de degradación. Por otro lado, la cobertura de dosel y la altura de dosel son datos que se presentan de manera espacial continua más allá de la parcela, derivado del procesamiento de las imágenes de dron. Además, a partir de la evaluación se determinó que estas variables presentaron mayor nivel de confiabilidad entre las variables consideradas en este estudio. También, la altura de dosel mantiene mayor correlación con la cantidad de biomasa y la cobertura de dosel con la frecuencia de individuos (Tabla 7). Por lo anterior, se clasificó el MAD de acuerdo con los rangos de altura que determinan los diferentes niveles de degradación, delimitando los sitios a partir de la cobertura de dosel: muy alta degradación (< 5.0 m), alta degradación ($5.0 - 6.75$ m), moderada degradación ($6.75 - 8.75$ m) y baja degradación (> 8.75 m).

De la superficie total a nivel de ventana tan sólo el 37% constituye cobertura de dosel, mientras que el 64% corresponde a superficie de suelo desnudo o superficies de estrato arbustivo, con 25 y 39%, respectivamente. Por lo que el estrato arbustivo constituye alrededor de la mitad de la superficie de vegetación en el área levantada. Asimismo, de la superficie total a nivel de ventana mediante las imágenes de dron, para el total de parcelas de estudio el 47% de esta superficie presenta una degradación muy alta (considerando estrato arbustivo y arbóreo con 39 y 8%, respectivamente), el 10% presenta una degradación alta, el 12% una degradación moderada y el 6% degradación baja. En comparación con el porcentaje de parcelas de degradación forestal calculada con los datos de campo, los datos de dron determinaron menor superficie en nivel medio de degradación y mayor superficie en aquellas de baja degradación.

Por otra parte, como se puede apreciar en la Figura 16, se mapearon los niveles de degradación forestal considerando el estrato arbustivo y sin el estrato arbustivo. Se considera que el primero representa una mejor observación de la realidad, pero es más común que se descarte vegetación de estrato arbustivo, considerando que el RMSE de altura es de 1.08 m, este valor es relativamente alto para lo que se considera estrato arbustivo en este estudio (vegetación con altura < 2 m). Sin embargo, ello también depende de la selección manual de puntos del terreno en Agisoft, por lo que invertir esfuerzos en este sentido ayudaría a mejorar los resultados. Considerando que las áreas de estrato arbustivo representan la clase de mayor superficie y de importancia en la composición estructural del BTS, además este estrato representa los procesos subyacentes del bosque que dan nueva forma y definen la dinámica y los procesos de recuperación. Es conveniente por ello,

considerar mayor investigación alrededor de la altura del estrato arbustivo. A partir de este estudio se puede determinar que representan un área de mayor sesgo en la estimación de alturas para estrato arbustivo, ya sea porque es necesaria una mayor resolución para su estudio o porque es más difícil discriminar el MDT para la estimación de alturas para áreas de superficies extensas. Algunos estudios ya han atendido la investigación de la vegetación a este nivel, y presentan directrices para continuar la investigación en este sentido (Zahawi et al. 2015; Perroy et al. 2017).





c)

Figura 16. Distribución espacial de la degradación forestal para las parcelas 3 y 10 a nivel de ventana. En diferente color se identifican los niveles de degradación, delimitados por la cobertura de dosel. a) Ortomosaico en RGB a nivel ventana. b) Niveles de degradación determinados a nivel de ventana incluyendo cobertura de dosel y las superficies que no fueron clasificadas como cobertura de dosel, es decir, aquellas que potencialmente constituye un estrato arbustivo. También se incluyen las áreas desprovistas de vegetación. c) Niveles de degradación forestal a nivel de ventana únicamente para el área clasificada como cobertura de dosel, descartando del mapeo el nivel de la degradación el estrato arbustivo, asignándole la categoría de terreno.

Las áreas forestales con mayor valor en atributos de altura y cobertura de dosel (altura > 8.75 m), es decir, aquellas con menor degradación, se desarrollan principalmente sobre formas del relieve como arroyos, y con menor medida sobre zonas donde la pendiente es pronunciada. Otro rasgo que puede apreciarse en menor medida es que las zonas más altas se encontraron mejor conservadas. En una tercera parte de las parcelas, donde existe un relieve plano, es notorio encontrar los principales usos que los habitantes le dan al suelo, como áreas para ganadería o agricultura de temporal, así como áreas desprovistas de estrato arbóreo. También puede observarse en algunos casos que existen áreas degradadas debido a la cercanía a carreteras y a la fragmentación que produce el uso de suelo. Así mismo, existen sitios en recuperación sobre terreno por actividades de pago por servicios ambientales que no son fácilmente detectables mediante la metodología utilizada en este estudio, debido a que la sucesión de recuperación se encuentra en estrato arbustivo aún. Otros sitios se encuentran en recuperación por especies atípicas, que son principalmente inducidas por el ganado en sitios que anteriormente se destinaban a la agricultura.

Existen dos ventajas principales de los drones en el sector forestal que son la alta resolución espacial y temporal que estos ofrecen. La resolución espacial puede definirse en subdecímetros, lo cual permitió generar ortomosaicos de alta resolución, la reconstrucción de modelos tridimensionales, que están siendo cada vez más automatizados. Si bien la literatura ha determinado que estos modelos no son comparables con la calidad de LiDAR (Wallace et al. 2016), estos permiten un mejor análisis y caracterización del área de estudio en comparación si se utilizan

únicamente imágenes aéreas. Por su parte, el periodo de revisita puede ser definido por el usuario en función de su interés. En general, los drones pequeños están siendo cada vez más versátiles para científicos y ambientalistas (Paneque-Gálvez et al. 2016; Cummings et al. 2017).

Entre las limitaciones de los drones detectadas se encuentra principalmente la reducción del área que estos pueden cubrir; hay que admitir que esta tecnología seguirá siendo una herramienta útil fundamentalmente en el ámbito local (Puliti et al. 2015), así que la teledetección aérea convencional no se ve en conflicto de competencia con las imágenes de UAV cuando se trata de cubrir áreas grandes. Lo anterior se relaciona a la poca duración de los vuelos debido a la baja capacidad de las baterías actuales, limitaciones cuando el clima no es favorable (e.g., presencia de viento, lluvia o nubosidad, esta última causa variaciones de luminosidad en el terreno). Por otra parte, la legislación no permite el vuelo a partir de ciertas distancias; en el caso de México se limita a 122 metros de altitud y 457 metros de distancia horizontal. Finalmente, existe todavía una falta de entendimiento de los factores que influyen en la calidad de los datos generados mediante las imágenes tomadas por los drones como el uso diferentes plataformas, cámaras, algoritmos, tipo de bosque, entre otros (Dandois and Ellis 2013). Estos hechos sugieren continua investigación alrededor de estos parámetros en el sector forestal.

6. CONCLUSIONES

Este estudio se planteó el objetivo principal de evaluar el potencial de los drones pequeños para mapear y cuantificar la degradación forestal del BTS a escala local, a través de la estructura. Específicamente, (1) valorar la utilidad de los drones para estimar atributos del BTS (cobertura de dosel, altura de árbol, biomasa aérea viva y frecuencia de individuos) a escala local y (2) estimar la degradación forestal a partir de la integración de los atributos obtenidos por el dron mediante un Índice Normalizado de Degradación Relativa.

Se concluye que, a partir de las imágenes obtenidas mediante un dron, posteriormente el procesamiento fotogramétrico y el análisis de las imágenes, es posible estimar variables forestales del bosque tropical seco con cierta confiabilidad, como altura de dosel, cobertura de dosel y biomasa aérea viva. Por su parte, la frecuencia de individuos se estimó con baja confiabilidad. Los métodos utilizados en este estudio permitieron la estimación de las variables altura de dosel y cobertura de dosel con el mayor grado de confiabilidad entre las variables valoradas. Además, el cálculo de estas variables se determinó de manera espacial continua; por ello, resultaron oportunas para estimar niveles de degradación forestal en las parcelas a nivel de ventana. Este estudio también expone las dificultades técnicas y metodológicas para la integración de varios atributos forestales mediante el INDR utilizado para el cálculo de la degradación forestal, y justifica la utilización de la altura y de la delimitación del dosel como atributos de estructura base para dar seguimiento a los procesos de degradación/recuperación forestal. Así, las imágenes de dron permiten estimar medidas dasométricas del BTS y abren la posibilidad para llevar a cabo el seguimiento de los niveles de degradación forestal en superficies desde 1 a 30 ha, incluso superficies mayores cuando las capacidades técnicas y financieras lo permitan.

Dentro de las limitaciones en la estimación de los atributos forestales, las principales dificultades se presentaron en la generación de los modelos de altura de dosel, insumo básico para la estimación de alturas y posteriormente para la delimitación de la cobertura de dosel. Por una parte, existieron limitaciones cuando el bosque presentó altos porcentajes de cobertura de dosel, las cuales aumentaron cuando la topografía fue abrupta debajo del dosel o cuando el terreno estuvo cubierto por estrato arbustivo, esto impide obtener información suficiente para modelar la superficie del terreno. Por otra parte, algunas porciones del bosque no estaban completamente cubiertas de follaje, lo cual impide la modelación de la superficie del dosel en su totalidad. En este último caso, la planificación del levantamiento de los datos de campo es fundamental, ya que en el caso de los BTS se tiene que abordar para determinado periodo de tiempo, generalmente de diciembre a mayo para el área de estudio.

Es importante considerar otros aspectos en futuros proyectos para la estimación de la degradación forestal como lo es la integración del estrato arbustivo con mayor detalle, ya que puede representar composición estructural importante para el tipo de bosque y porque representan los procesos que subyacen la regeneración del bosque. Particularmente, las cactáceas columnares y la vegetación estrato arbustivo posiblemente se puedan integrar adecuadamente a partir de vuelos a menor altura, que ofrezcan una resolución espacial mayor de las imágenes en comparación con las utilizadas en este estudio. Aunque este estudio se limita a la medición de la estructura,

posiblemente puede integrarse también el análisis de la composición de especies, lo cual permitiría una caracterización ecológica más completa del bosque. Además, la integración de la composición de especies es relevante en los procesos de degradación porque la pérdida continua de especies funcionalmente importantes incrementa la vulnerabilidad del bosque. En este sentido, este estudio puede complementarse a partir de un análisis de conectividad de la cobertura de dosel, ya que es un insumo base para medir procesos como la distribución de especies y la diseminación de semillas. Por otro lado, podría integrarse asimismo información del conocimiento local, a través de las imágenes de dron y del mapeo participativo, lo que permitiría obtener información de la historia de uso del suelo que nos ayude a entender mejor los procesos de degradación y recuperación en el área de estudio (Paneque-Gálvez et al. 2014).

Los niveles de degradación forestal estimados mediante imágenes de dron nos ofrecen otra ventana de investigación; podría buscarse la relación de estos niveles con servicios ecosistémicos como la retención de carbono del suelo, infiltración de agua del suelo o la relación de la cobertura de arbolado con la cantidad de especies de aves, invasión de especies o biodiversidad. Así mismo, estos datos a nivel local podrían ser útiles para la calibración y validación de imágenes aéreas/satelitales, lo que permitiría detectar con precisión y confiabilidad la degradación y los procesos de cambio relacionados en cortos intervalos de tiempo. Diversos atributos forestales obtenidos a nivel local pueden ser fusionados con datos procedentes de teledetección óptica (e.g., mediante modelos de regresión lineal, *random forest*, entre otros) para la estimación de características forestales en áreas de mayor extensión donde no se levanta información a detalle (Castillo-Santiago et al. 2010). Esto posiblemente podría beneficiar el cálculo de la degradación a niveles regional y nacional con datos más frecuentes.

Las variables estimadas en este estudio pueden ayudar a cuantificar y reportar las reservas de carbono en los bosques, por ejemplo, para los bosques bajo la estrategia de REDD+. Este cálculo se realizaría con mayor confiabilidad para aquellos bosques donde el contenido de carbono este altamente relacionado con las variables de altura o cobertura de dosel. Así mismo, el seguimiento a procesos de degradación dentro de esta política puede llevarse a partir de observaciones multitemporales en un periodo que establece la literatura, de 10 a 20 años, que permita determinar, comprender o reportar mejor la degradación o recuperación forestal. Los bosques bajo política ambiental, pueden ser inventariados con el fin de generar recursos para ejercer un manejo sostenible de los bosques, por ejemplo, para determinar áreas donde sean necesarias obras de restauración o conservación con compensaciones a la población local a partir de su implementación. Los inventarios llevados por el dron posiblemente permitan menor inversión en tiempo y dinero, así como la colección de otros insumos para la planificación, en comparación con levantamientos en campo. Es decisión de los administradores obtener datos detallados del bosque para comprender mejor los procesos de dinámica del mismo.

7. REFERENCIAS

- Agisoft LLC. (2016). Agisoft PhotoScan User Manual: Professional Edition, Version 1.2. Copyright ©. Agisoft LCC 11 Degtyarniy per., St. Petersburg, Russia, 191144.
- Angelsen, Arild, and Sven Wunder. 2003. "Exploring the Forest — Poverty Link : Key Concepts , Issues and Research Implications." *CIFOR Occasional Paper No. 40*, no. 40: 58.
- Asner Knapp, D. E., Broadbent, E. N., Oliveira, P. J. C., Keller, M. and Silva, J. N., G P. 2005. "Selective Logging in the Brazilian Amazon." *Science* 310 (October): 480–82. doi:10.1126/science.1118051.
- Asner, G P. 2001. "Cloud Cover in Landsat Observations of the Brazilian Amazon." *International Journal of Remote Sensing* 1161 (June): 3855–62. doi:10.1080/01431160010006926.
- Balvanera, P, Castillo A, Martínez-Harms J (2011) Ecosystem services in seasonally dry tropical forests. Dirzo R, Young H, Mooney H, Ceballos G (eds), *Seasonally dry tropical forests: ecology and conservation*, pp 259–278. Island Press, London, UK, 408 p. ISBN: 9781597267038
- Barlow, J., T. A. Gardner, I. S. Araujo, T.C.A Ávila-Pires, A. B. Bonaldo, J. E. Costa, M. C. Esposito, et al. 2007. "Quantifying the Biodiversity Value of Tropical Primary , Secondary , and Plantation Forests" 104 (47): 18555–60.
- Bradshaw, C. J., Sodhi, N. S., & Brook, B. W. (2009). Tropical turmoil: a biodiversity tragedy in progress. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(2), 79-87.
- Burt, J., and G. Barber. *Elementary Statistics for Geographers*. New York: The Guilford Press. 1996
- Hoover et al., "An experimental comparison of range image segmentation algorithms", IEEE PAMI vol. 18, no. 7, July 1996.
- Castillo A, Magaña A, Pujadas A, Martínez L, Godínez C (2005) Understanding the interaction of rural people with ecosystems: a case study in a tropical dry forest of Mexico. *Ecosystems* 8:630–643. doi:[10.1007/s10021-005-0127-1](https://doi.org/10.1007/s10021-005-0127-1)
- Castillo-Santiago, Miguel Angel, Martin Ricker, and Bernardus H. J. de Jong. 2010. "Estimation of Tropical Forest Structure from SPOT-5 Satellite Images." *International Journal of Remote Sensing* 31 (10): 2767–82. doi:10.1080/01431160903095460.
- Charre-Medellín J.F., G. Magaña-Cota, T.C. Monterrubio-Rico, R. Tafolla-Muñoz, J.L. Charre- Luna y F. Botello. 2016. Mamíferos medianos y grandes del municipio de Victoria, Reserva de la Biosfera Sierra Gorda Guanajuato, México. *Acta Universitaria*, 26(NE-2):62-70.
- Chenari, A, Y Erfanifard, M Dehghani, and H R Pourghasemi. 2017. "WOODLAND MAPPING AT SINGLE-TREE LEVELS USING OBJECT-ORIENTED CLASSIFICATION OF UNMANNED AERIAL VEHICLE (UAV) IMAGES" XLII (October): 7–10.
- CONAFOR (ed.) 2012. *Inventario Nacional Forestal y de Suelos: Informe 2004-2009*. Comisión Nacional Forestal – CONAFOR. Coordinación General de Planeación e Información a través de la Gerencia de Inventario Forestal y Geomática. Zapopan, Jalisco, México.
- CONANP, SEMARNAT, IEE. (2005). *Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) - Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) e Instituto de Ecología del Estado de*

- Guanajuato (IEE). 2005. Estudio previo justificativo para el establecimiento del Área Natural Protegida Reserva de la Biosfera “Sierra Gorda de Guanajuato”.
- CONANP (2013). Comisión Nacional de Áreas Naturales. Borrador del Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera Sierra Gorda de Guanajuato. México, D.F.
- Convención sobre la Biodiversidad Biológica – CDB (2017). La diversidad biológica forestal. <https://www.cbd.int/forest>
- Comaniciu, Dorin, and Peter Meer. 2002. “Mean Shift: A Robust Approach toward Feature Space Analysis.” *IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence* 24 (5): 603–19. doi:10.1109/34.1000236.
- Dandois, Jonathan P., and Erle C. Ellis. 2010. “Remote Sensing of Vegetation Structure Using Computer Vision.” *Remote Sensing* 2 (4): 1157–76. doi:10.3390/rs2041157.
- Dandois, Jonathan P., and Erle C. Ellis. 2013. “High Spatial Resolution Three-Dimensional Mapping of Vegetation Spectral Dynamics Using Computer Vision.” *Remote Sensing of Environment* 136. The Authors: 259–76. doi:10.1016/j.rse.2013.04.005.
- De Sy, Veronique, Martin Herold, Frédéric Achard, Gregory P. Asner, Alex Held, Josef Kellndorfer, and Jan Verbesselt. 2012. “Synergies of Multiple Remote Sensing Data Sources for REDD+ Monitoring.” *Current Opinion in Environmental Sustainability* 4 (6): 696–706. doi:10.1016/j.cosust.2012.09.013.
- DeFries, Ruth, Frédéric Achard, Sandra Brown, Martin Herold, Daniel Murdiyarso, Bernhard Schlamadinger, and Carlos de Souza. 2007. “Earth Observations for Estimating Greenhouse Gas Emissions from Deforestation in Developing Countries.” *Environmental Science and Policy* 10 (4): 385–94. doi:10.1016/j.envsci.2007.01.010.
- Deng, Songqiu, Masato Katoh, Xiaowei Yu, Juha Hyyppä, and Tian Gao. 2016. “Comparison of Tree Species Classifications at the Individual Tree Level by Combining ALS Data and RGB Images Using Different Algorithms.” doi:10.3390/rs8121034.
- FAO (2011) Assessing Forest Degradation: Towards the Development of Globally Applicable Guidelines. Forest Resources Assessment Working Paper 177, Food and Agriculture Organization of the United Nations
- Feldpausch, T. R., PRATES-CLARK, C. D. C., Fernandes, E., & Riha, S. J. (2007). Secondary forest growth deviation from chronosequence predictions in central Amazonia. *Global Change Biology*, 13(5), 967-979.
- Floreano, Dario, and Robert J. Wood. 2015. “Science, Technology and the Future of Small Autonomous Drones.” *Nature* 521 (7553): 460–66. doi:10.1038/nature14542.
- Foley, Jonathan A, Gregory P Asner, Marcos Heil Costa, Michael T Coe, Ruth Defries, Holly K Gibbs, Erica A Howard, et al. 2007. “Amazonia Revealed : Forest Degradation and Loss of Ecosystem Goods and Services in the Amazon Basin In a Nutshell :”
- Getzin, Stephan, Robert S. Nuske, and Kerstin Wiegand. 2014. “Using Unmanned Aerial Vehicles (UAV) to Quantify Spatial Gap Patterns in Forests.” *Remote Sensing* 6 (8): 6988–7004. doi:10.3390/rs6086988.

- Getzin, Stephan, Kerstin Wiegand, and Ingo Schöning. 2012. "Assessing Biodiversity in Forests Using Very High-Resolution Images and Unmanned Aerial Vehicles." *Methods in Ecology and Evolution* 3 (2): 397–404. doi:10.1111/j.2041-210X.2011.00158.x.
- Ghazoul, Jaboury, Zuzana Burivalova, John Garcia-ulloa, and Lisa A King. 2015. "Review Conceptualizing Forest Degradation." *Trends in Ecology & Evolution* 30 (10). Elsevier Ltd: 622–32. doi:10.1016/j.tree.2015.08.001.
- Gibbs, Holly K, Sandra Brown, John O Niles, and Jonathan a Foley. 2007. "Monitoring and Estimating Tropical Forest Carbon Stocks: Making REDD a Reality." *Environmental Research Letters* 2 (4): 045023. doi:10.1088/1748-9326/2/4/045023.
- Girardeau-Montaut Daniel . 2005. CloudCompare. 3D pint cloud and mesh processing software. Open Source Project. Consultado en: www.danielgm.net/cc/ (Noviembre 2016).
- Goetz, Scott J, Matthew Hansen, Richard A Houghton, Wayne Walker, Nadine Laporte, Jonah Busch, Matthew Hansen, Nadine Laporte, and Jonah Busch. 2014. "Measurement and Monitoring for REDD+: The Needs, Current Technological Capabilities, and Future Potential." *Climate and Forest Paper Series*, no. December 2014: 49.
- Hansen, Matthew C., David P. Roy, Erik Lindquist, Bernard Adusei, Christopher O. Justice, and Alice Altstatt. 2007. "A Method for Integrating MODIS and Landsat Data for Systematic Monitoring of Forest Cover and Change in the Congo Basin." *Remote Sensing of Environment* 112 (5): 2495–2513. doi:10.1016/j.rse.2007.11.012.
- Herold, M., R.M. Román-Cuesta, V. Heymell, Y. Hirata, P. Van Laake, G.P. Asner, C. Souza, V. Avitabile, and K. MacDicken. 2011. "A Review of Methods to Measure and Monitor Historical Forest Degradation." *Victoria* 62: 1–31.
- Herold, Martin, Rosa Román-Cuesta, Danilo Mollicone, Yasumasa Hirata, Patrick Van Laake, Gregory P Asner, Carlos Souza, Margaret Skutsch, Valerio Avitabile, and Ken MacDicken. 2011. "Options for Monitoring and Estimating Historical Carbon Emissions from Forest Degradation in the Context of REDD+." *Carbon Balance and Management* 6 (1). BioMed Central Ltd: 13. doi:10.1186/1750-0680-6-13.
- Hoekstra J, Boucher T, Ricketts T, Roberts C (2005) Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecol Lett* 8:23–29. doi:10.1111/j.1461-0248.2004.00686.x
- Houghton, R A, J I House, J Pongratz, G R Van Der Werf, R S Defries, M C Hansen, and C Le Qu. 2012. "Carbon Emissions from Land Use and Land-Cover Change" 4: 5125–42. doi:10.5194/bg-9-5125-2012.
- INEGI (2000). Instituto Nacional de Geografía y Estadística. Diccionario de datos fisiográficos.
- INEGI (ed.) 2005. Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso del suelo y vegetación, escala 1: 250 000, serie III (continuo nacional). Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática – INEGI. Dirección General de Geografía – Aguascalientes, Ags, México.
- INEGI (2005a). Instituto Nacional de Geografía y Estadística. 2005. Guía para la interpretación de cartografía Climatológica.
- INEGI (2005b). Instituto Nacional de Geografía y Estadística. 2005. Guía para la interpretación de cartografía. Geológica.

- INEGI 2010. Censo de Población y Vivienda 2010. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Dirección General de Estadísticas Sociodemográficas.
- Janzen DH (1988) Tropical dry forests: the most endangered major tropical ecosystem. In: Wilson EO (ed) Biodiversity. National Academy Press, Washington, DC, pp 130–137
- Jardel-Peláez, E.J.; Morfín-Ríos, J.; Ghilardi, A.; Martínez-Bravo, R.; Padilla-Velarde, E.; Ramírez-Michel, U.; Rodríguez, J.; Flores-Nieves, J.; Rodríguez-Vázquez, G.; Aguilar-Pérez, V. *Evaluación del Estado de Conservación de la Selva Baja Caducifolia de la Cuenca Media del Río Ayuquila*; Universidad de Guadalajara: Autlán, Jalisco, 2013.
- Kachamba, Daud, Hans Ørka, Terje Gobakken, Tron Eid, and Weston Mwase. 2016. "Biomass Estimation Using 3D Data from Unmanned Aerial Vehicle Imagery in a Tropical Woodland." *Remote Sensing* 2016, Vol. 8, Page 968 8 (11): 968. doi:10.3390/RS8110968.
- Kachamba, Daud, Hans Ole Ørka, Erik Næsset, Tron Eid, and Terje Gobakken. 2017. "Influence of Plot Size on Efficiency of Biomass Estimates in Inventories of Dry Tropical Forests Assisted by Photogrammetric Data from an Unmanned Aircraft System." *Remote Sensing* 9 (610): 1–15. doi:10.3390/rs9060610.
- La, Ye Seul, Phu Hien Park, Jong Soo Lee, and Mi Hee. 2015. "Calculation of Tree Height and Canopy Crown from Drone Images Using Segmentation" 33 (6): 605–13.
- Lang, S. 2008. "Capítulo 1.1 Object-Based Image Analysis for Remote Sensing Applications: Modeling Reality – Dealing with Complexity." *Object-Based Image Analysis: Spatial Concepts for Knowledge-Driven Remote Sensing Applications*, 3–27. doi:10.1007/978-3-540-77058-9.
- Lindberg, Eva, and Johan Holmgren. 2017. "Individual Tree Crown Methods for 3D Data from Remote Sensing." *Current Forestry Reports*, 19–31. doi:10.1007/s40725-017-0051-6.
- Lisein, Jonathan, Adrien Michez, Hugues Claessens, and Philippe Lejeune. 2015. "Discrimination of Deciduous Tree Species from Time Series of Unmanned Aerial System Imagery." *PLoS ONE* 10 (11): 1–20. doi:10.1371/journal.pone.0141006.
- Lisein, Jonathan, Marc Pierrot-Deseilligny, Stéphanie Bonnet, and Philippe Lejeune. 2013. "A Photogrammetric Workflow for the Creation of a Forest Canopy Height Model from Small Unmanned Aerial System Imagery." *Forests* 4 (4): 922–44. doi:10.3390/f4040922.
- Lowe, David G. 2004. "Distinctive Image Features from Scale-Invariant Keypoints." *International Journal of Computer Vision* 60 (2): 91–110. doi:10.1023/B:VISI.0000029664.99615.94.
- Martinez-Yrizar, A, J Sarukhán, A Perez-Jimenez, E Rincón, M Maass, A Solis-Magallanes, and L Cervantes. 2002. "Above-Ground Living Phytomass of a Tropical Deciduous Forest in the Coast of Jalisco, México." *Journal Tropical Ecology* 8: 87–96.
- Mas, Jean François, Díaz-Gallegos, José Reyes, Pérez-Vega, Azucena. (2003). Evaluación de la confiabilidad temática de mapas o de imágenes clasificadas: una revisión. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. Núm. 51, 2003, pp. 53-72*
- Mascaro, Joseph, Gregory P Asner, Stuart Davies, Alex Dehgan, and Sassan Saatchi. 2014. "These Are the Days of Lasers in the Jungle," 7–9.

- Melillo, J. M., McGuire, A. D., Kicklighter, D. W., Moore, B., Vorosmarty, C. J., & Schloss, A. L. (1993). Global climate change and terrestrial net primary production. *Nature*, 363(6426), 234-240.
- Mertz, Ole, Daniel Müller, Thomas Sikor, Cornelia Hett, Andreas Heinemann, Jean-Christophe Castella, Guillaume Lestrelin, et al. 2012. "The Forgotten D: Challenges of Addressing Forest Degradation in Complex Mosaic Landscapes under REDD+." *Geografisk Tidsskrift-Danish Journal of Geography* 112 (January 2015): 63–76. doi:10.1080/00167223.2012.709678.
- Michel, Julien, David Youssefi, and Manuel Grizonnet. 2015. "Stable Mean-Shift Algorithm and Its Application to the Segmentation of Arbitrarily Large Remote Sensing Images." *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 53 (2): 952–64. doi:10.1109/TGRS.2014.2330857.
- Micheletti, Natan, Jim H Chandler, and Stuart N Lane. 2015. "Structure from Motion (SfM) Photogrammetry." *Geomorphological Techniques 2*: 1–12. doi:10.5194/isprsarchives-XL-5-W4-37-2015.
- Michez, Adrien, Hervé Piégay, Lisein Jonathan, Hugues Claessens, and Philippe Lejeune. 2016. "Mapping of Riparian Invasive Species with Supervised Classification of Unmanned Aerial System (UAS) Imagery." *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 44 (August). Elsevier B.V.: 88–94. doi:10.1016/j.jag.2015.06.014.
- Michez, Adrien, Hervé Piégay, Jonathan Lisein, Hugues Claessens, and Philippe Lejeune. 2016. "Classification of Riparian Forest Species and Health Condition Using Multi-Temporal and Hyperspatial Imagery from Unmanned Aerial System." *Environmental Monitoring and Assessment*. Environmental Monitoring and Assessment. doi:10.1007/s10661-015-4996-2.
- Mikita, Tomáš. 2016. "Forest Stand Inventory Based on Combined Aerial and Terrestrial Close-Range Photogrammetry." *Forest* 7 (165). doi:10.3390/f7080165.
- Miles, Lera, Adrian C. Newton, Ruth S. DeFries, Corinna Ravillious, Ian May, Simon Blyth, Valerie Kapos, and James E. Gordon. 2006. "A Global Overview of the Conservation Status of Tropical Dry Forests." *Journal of Biogeography* 33 (3): 491–505. doi:10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x.
- Mlambo, Reason, Iain Woodhouse, France Gerard, and Karen Anderson. 2017. "Structure from Motion (SfM) Photogrammetry with Drone Data: A Low Cost Method for Monitoring Greenhouse Gas Emissions from Forests in Developing Countries." *Forests* 8 (3): 68. doi:10.3390/f8030068.
- Mohan, Midhun, Carlos Alberto Silva, Carine Klauberg, Prahlad Jat, Glenn Catts, Andrew Thomas Hudak, and Mahendra Dia. 2017. "Individual Tree Detection from Unmanned Aerial Vehicle (UAV) Derived Canopy Height Model in an Open Canopy Mixed Conifer Forest," 1–17. doi:10.3390/f8090340.
- Montaghi, Alessandro, Piermaria Corona, Michele Dalponte, Damiano Gianelle, Gherardo Chirici, and Håkan Olsson. 2013. "Airborne Laser Scanning of Forest Resources: An Overview of Research in Italy as a Commentary Case Study." *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 23 (1). Elsevier B.V.: 288–300. doi:10.1016/j.jag.2012.10.002.
- Morales-Barquero, Lucia, Margaret Skutsch, Enrique J. Jardel-Peláez, Adrian Ghilardi, Christoph Kleinn, and John R. Healey. 2014. "Operationalizing the Definition of Forest Degradation for REDD+, with Application to Mexico." *Forests* 5 (7): 1653–81. doi:10.3390/f5071653.
- Morton, Douglas C, Ruth S DeFries, Yosio E Shimabukuro, Liana O Anderson, Egidio Arai, Fernando del_Bon_Espirito-Santo, Ramon Freitas, and Jeff Morissette. 2006. "turnCropland Expansion Changes

Deforestation Dynamics in the Southern Brazilian Amazon." *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103 (39): 14637–41. doi:10.1073/pnas.0606377103.

- Mustonen, J, P Packalen, and A Kangas. 2008. "Automatic Segmentation of Forest Stands Using a Canopy Height Model and Aerial Photography." *Scandinavian Journal of Forest Research* 23 (6): 534–45. doi:Doi 10.1080/02827580802552446.
- Nadkarni, Nalini M., and Nathaniel T Wheelwright. 2014. "Monteverde: Ecology and Conservation of a Tropical Cloud Forest - 2014 Updated Chapters." *Bowdoin Scholars' Bookshelf*. Book 4. <http://digitalcommons.bowdoin.edu/scholars-bookshelf/5This>.
- Näsi, Roope, Eija Honkavaara, Päivi Lyytikäinen-Saarenmaa, Minna Blomqvist, Paula Litkey, Teemu Hakala, Niko Viljanen, Tuula Kantola, Topi Tanhuanpää, and Markus Holopainen. 2015. "Using UAV-Based Photogrammetry and Hyperspectral Imaging for Mapping Bark Beetle Damage at Tree-Level." *Remote Sensing* 7 (11): 15467–93. doi:10.3390/rs71115467.
- Olander, Lydia P, Holly K Gibbs, Marc Steininger, Jennifer J Swenson, and Brian C Murray. 2008. "Reference Scenarios for Deforestation and Forest Degradation in Support of REDD: A Review of Data and Methods." *Environmental Research Letters* 3 (2): 025011. doi:10.1088/1748-9326/3/2/025011.
- Oliveira, Paulo J C, Gregory P Asner, David E Knapp, Angélica Almeyda, Ricardo Galván-gildemeister, Sam Keene, Rebecca F Raybin, and Richard C Smith. 2007. "Land-Use Allocation Protects the Peruvian Amazon," no. August.
- Ota, Tetsuji, Miyuki Ogawa, Nobuya Mizoue, Keiko Fukumoto, and Shigejiro Yoshida. 2017. "Forest Structure Estimation from a UAV-Based Photogrammetric Point Cloud in Managed Temperate Coniferous Forests," 1–11. doi:10.3390/f8090343.
- Ota, Tetsuji, Miyuki Ogawa, Katsuto Shimizu, Tsuyoshi Kajisa, Nobuya Mizoue, Shigejiro Yoshida, Gen Takao, et al. 2015. "Aboveground Biomass Estimation Using Structure from Motion Approach with Aerial Photographs in a Seasonal Tropical Forest." *Forests* 6 (11): 3882–98. doi:10.3390/f6113882.
- OTB Development Team. 2018. The ORFEO Tool Box Software Guide Updated for OTB-6.4.0. <http://www.orfeo-toolbox.org>
- Panagiotidis, Dimitrios, Azadeh Abdollahnejad, Peter Surový, and Vasco Chiteculo. 2016. "Determining Tree Height and Crown Diameter from High-Resolution UAV Imagery." *International Journal of Remote Sensing* 00 (00). Taylor & Francis: 1–19. doi:10.1080/01431161.2016.1264028.
- Paneque-Gálvez, Jaime, Michael K. McCall, Brian M. Napoletano, Serge A. Wich, and Lian Pin Koh. 2014. "Small Drones for Community-Based Forest Monitoring: An Assessment of Their Feasibility and Potential in Tropical Areas." *Forests* 5 (6): 1481–1507. doi:10.3390/f5061481.
- Paneque-Gálvez, Jaime, Marcela Morales-Magaña, and Nicolás Vargas-ramírez. 2016. "Uso Comunitario de Pequeños Vehículos Aéreos No Tripulados (Drones) En Conflictos Ambientales : ¿ Un Factor Innovador Desequilibrante ?" *Revista Teknokultura* 13 ((2)): 655–79.
- Pearson, Timothy R. H., Sandra Brown, Lara Murray, and Gabriel Sidman. 2017. "Greenhouse Gas Emissions from Tropical Forest Degradation: An Underestimated Source." *Carbon Balance and Management* 12 (1). Springer International Publishing: 3. doi:10.1186/s13021-017-0072-2.
- Perroy, Ryan L., Timo Sullivan, and Nathan Stephenson. 2017. "Assessing the Impacts of Canopy Openness and Flight Parameters on Detecting a Sub-Canopy Tropical Invasive Plant Using a Small Unmanned

- Aerial System." *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 125. International Society for Photogrammetry and Remote Sensing, Inc. (ISPRS): 174–83. doi:10.1016/j.isprsjprs.2017.01.018.
- Portillo-Quintero, C., A Sanchez-Azofeifa, J Calvo-Alvarado, M Quesada, and M M do Espirito Santo. 2015. "The Role of Tropical Dry Forests for Biodiversity, Carbon and Water Conservation in the Neotropics: Lessons Learned and Opportunities for Its Sustainable Management." *Regional Environmental Change* 15 (6). Springer Berlin Heidelberg: 1039–49. doi:10.1007/s10113-014-0689-6.
- Prates-Clark, C.d.C., Lucas, R.M., dos Santos, J.R. (2009) Implications of land-use history for forest regeneration in the Brazilian Amazon. *Canadian Journal of Remote Sensing* 35, 534-553.
- Puliti, Stefano, Hans Olerka, Terje Gobakken, and Erik Næsset. 2015. "Inventory of Small Forest Areas Using an Unmanned Aerial System." *Remote Sensing* 7 (8): 9632–54. doi:10.3390/rs70809632.
- Putz, Francis E., and Kent H Redford. 2010. "The Importance of Defining 'Forest': Tropical Forest Degradation, Deforestation, Long-Term Phase Shifts, and Further Transitions." *BIOTROPICA* 42 (1): 10–20.
- Quesada, Mauricio, G. Arturo Sanchez-Azofeifa, Mariana Alvarez-Añorve, Kathryn E. Stoner, Luis Avila-Cabadilla, Julio Calvo-Alvarado, Alicia Castillo, et al. 2009. "Succession and Management of Tropical Dry Forests in the Americas: Review and New Perspectives." *Forest Ecology and Management* 258 (6): 1014–24. doi:10.1016/j.foreco.2009.06.023.
- Rocha, F. (2015). *Degradación forestal en la Reserva de la Biosfera Sierra Gorda de Guanajuato* (Tesis de Licenciatura). Universidad de Guanajuato: México.
- Rzedowski, J. 1998. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México, en T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa (eds.) *Diversidad biológica de México: orígenes y distribución*. Instituto de Biología, UNAM, México, pp. 129-145.
- Salamí, Esther, Barrado, and Enric Pastor. 2014. "UAV Flight Experiments Applied to the Remote Sensing of Vegetated Areas." *Remote Sensing* 6 (11): 11051–81. doi:10.3390/rs61111051.
- Sánchez-Azofeifa, G. Arturo, Mauricio Quesada, Jon Paul Rodríguez, Jafet M. Nassar, Kathryn E. Stoner, Alicia Castillo, Theresa Garvin, et al. 2005. "Research Priorities for Neotropical Dry Forests." *Biotropica* 37 (4): 477–85. doi:10.1111/j.1744-7429.2005.00066.x.
- SCT. 2015. CO A 23/10 R2. Secretaría de Comunicaciones y Transportes (SCT). Dirección General de Aeronáutica y Civil (DGAC). Disponible en: www.sct.gob.mx/fileadmin/DireccionesGrales/DGAC/00%Aeronautica/CO_AV_23_10_R2.pdf
- Semyonov Dmitry. (2011). Agisoft LLC. Community Forum. Algorithms used in Photoscan: Consultado en 2017 (www.agisoft.com/forum/index.php?topic=89.0)
- Sheil, Douglas, Rajindra Puri, Meilinda Wan, Imam Basuki, Miriam Van Heist, Ike Rachmatika, and Ismayadi Samsuodin. 2006. "Recognizing Local People ' S Priorities for Tropical Forest Biodiversity." *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 35 (1): 17–24.
- Simula, Markku. 2009. "Towards Defining Forest Degradation: Comparative Analysis of Existing Definitions." *Forest Resources Assessment Programme Working Paper*, 62.

- Singh, Minerva, Damian Evans, Boun Suy Tan, and Chan Samean Nin. 2015. "Mapping and Characterizing Selected Canopy Tree Species at the Angkor World Heritage Site in Cambodia Using Aerial Data," 1–26. doi:10.1371/journal.pone.0121558.
- Sodhi, Navjot S, Æ Mary Rose, C Posa Æ Tien, Ming Lee, David Bickford, Æ Lian Pin, and Koh Æ Barry. 2010. "The State and Conservation of Southeast Asian Biodiversity," 317–28. doi:10.1007/s10531-009-9607-5.
- Souza, C. M., and D Roberts. 2005. "Mapping Forest Degradation in the Amazon Region with Ikonos Images." *International Journal of Remote Sensing* 1161 (June): 425–29. doi:10.1080/0143116031000101620.
- Steininger, M.K. (1996) Tropical secondary forest regrowth in the Amazon: age, area and change estimation with Thematic Mapper data. *International Journal of Remote Sensing* 17, 9-27.
- Thompson, I. D., M. R. Guariguata, K. Okabe, C. Bahamondez, R. Nasi, V. Heymell, and C. Sabogal. 2013. An operational framework for defining and monitoring forest degradation. *Ecology and Society* 18 (2): 20.
- Torresan, Chiara, Andrea Berton, Federico Carotenuto, Salvatore Filippo Di, Beniamino Gioli, Alessandro Matese, Franco Miglietta, et al. 2016. "Forestry Applications of UAVs in Europe : A Review Forestry Applications of UAVs in Europe : A Review." *International Journal of Remote Sensing* 00 (00): 1–21. doi:10.1080/01431161.2016.1252477.
- Torres-Sánchez, Jorge, Francisca López-Granados, Nicolás Serrano, Octavio Arquero, and José M Peña. 2015. "High-Throughput 3-D Monitoring of Agricultural-Tree Plantations with Unmanned Aerial Vehicle (UAV) Technology." *PloS One* 10 (6): e0130479. doi:10.1371/journal.pone.0130479.
- Trejo, R. I. (1998), *Distribución y diversidad de selvas bajas de México: relaciones con el clima y el suelo*. Tesis de Doctorado en Ciencias (Biología), *Facultad de Ciencias*, UNAM, México.
- Trejo, I., and R. Dirzo. 2000. "Deforestation of Seasonally Dry Tropical Forest: A National and Local Analysis in Mexico." *Biological Conservation* 94 (2): 133–42. doi:10.1016/S0006-3207(99)00188-3.
- Trejo, I, and R Dirzo. 2002. "Floristic Diversity of Mexican Seasonally Dry Tropical Forests." *Biodiversity and Conservation* 11 (11): 2063–84. doi:10.1023/A:1020876316013.
- Triggs, Bill, Philip F. McLauchlan, Richard I. Hartley, and Andrew W. Fitzgibbon. 2000. "Bundle Adjustment – A Modern Synthesis Vision Algorithms: Theory and Practice." *Vision Algorithms: Theory and Practice* 1883: 153–77. doi:10.1007/3-540-44480-7_21.
- United Nations Framework Convention on Climate Change – UNFCCC (2017). REDD + web platform: Reduction Emissions from Deforestation and Forest degradation in developing countries. <http://redd.unfccc.int/>
- Van der Werf, G. R., D. C. Morton, R. S. DeFries, J. G. J. Olivier, P. S. Kasibhatla, R. B. Jackson, G. J. Collatz, and J. T. Randerson. 2009. "CO2 Emissions from Forest Loss" 2 (November): 9–11.
- Wagner, Markus. 1987. "Unmanned Aerial Vehicles A . Definition B . History."
- Wallace, Luke, Arko Lucieer, Zbyněk Malenovský, Darren Turner, and Petr Vopěnka. 2016. "Assessment of Forest Structure Using Two UAV Techniques: A Comparison of Airborne Laser Scanning and Structure from Motion (SfM) Point Clouds." *Forests* 7 (3): 1–16. doi:10.3390/f7030062.

- Wallace, Luke, Arko Lucieer, Christopher Watson, and Darren Turner. 2012. "Development of a UAV-LiDAR System with Application to Forest Inventory." *Remote Sensing* 4 (6): 1519–43. doi:10.3390/rs4061519.
- Zahawi, Rakan A., Jonathan P. Dandois, Karen D. Holl, Dana Nadwodny, J. Leighton Reid, and Erle C. Ellis. 2015. "Using Lightweight Unmanned Aerial Vehicles to Monitor Tropical Forest Recovery." *Biological Conservation* 186. Elsevier Ltd: 287–95. doi:10.1016/j.biocon.2015.03.031.
- Zhen, Zhen, Lindi J. Quackenbush, and Lianjun Zhang. 2016. "Trends in Automatic Individual Tree Crown Detection and Delineation-Evolution of LiDAR Data." *Remote Sensing* 8 (4): 1–26. doi:10.3390/rs8040333.