

TESIS DOCTORAL

**EVALUACIÓN DE TECNOLOGÍA DE DETECCIÓN REMOTA PARA LA
ESTIMACIÓN DE BIOMASA DE TECA EN LA REGIÓN COSTA DEL
ECUADOR.**

José R. Rivas Barzola

Memoria presentada para optar al Grado de Doctor en Tecnología de Invernaderos e
Ingeniería Industrial y Ambiental, por la Universidad de Almería

Director/Tutor:

Fernando J. Aguilar Torres

Co-Director:

Manuel Á. Aguilar Torres

Co-Director:

Alberto Peñalver Romeo

UNIVERSIDAD DE ALMERÍA, NOVIEMBRE 2020

Departamento de Ingeniería

Doctorado en Tecnología de Invernaderos e Ingeniería Industrial (RD99/11)



TESIS DOCTORAL
EVALUACIÓN DE TECNOLOGÍA DE DETECCIÓN REMOTA PARA LA
ESTIMACIÓN DE BIOMASA DE TECA EN LA REGIÓN COSTA DEL
ECUADOR.

Autor

José R. Rivas Barzola

VºBº Director de Tesis

Fernando J. Aguilar Torres

VºBº Co-Director de Tesis

Manuel Á. Aguilar Torres

VºBº Co-Director de Tesis

Alberto Peñalver Romeo

UNIVERSIDAD DE ALMERÍA, NOVIEMBRE 2020

Departamento de Ingeniería

Doctorado en Tecnología de Invernaderos e Ingeniería Industrial (RD99/11)



AGRADECIMIENTOS

A Dios, sobre todo, puesto que en las condiciones actuales que vivimos la humanidad, ha permitido culminar el presente trabajo doctoral; y a todas las personas que han contribuido al desarrollo, análisis, procesamiento, revisión, redacción y un sin número de detalles que serían extensos citarlos.

A mi familia, que sobre todas las cosas siempre acompaña en todos mis ideales propuestos a corto y largo plazo, siendo la paciencia una virtud en ellos, lo que me ha permitido dedicar las jornadas de estudio y actividades de campo para desarrollar el presente trabajo de investigación, el cual significará un ejemplo a mis hijos. Gracias esposa y gracias madre.

A la Universidad Católica de Santiago de Guayaquil (UCSG) que a través del Subsistema de Investigación y Desarrollo (SINDE), brindó su contingente financiero para desarrollar la investigación; siendo un factor determinante para llevar a cabo el presente trabajo. A los docentes que conformaron el grupo de investigación y a los estudiantes que estuvieron predispuestos en colaborar con el afán de aprender y cumplir con responsabilidad las actividades encomendadas. Además, a la directiva de la Carrera de Agropecuaria.

Al grupo de investigación de la Universidad de Almería (UAL) RNM-368 "*Gestión integrada del territorio y tecnologías de la información espacial*", que participó arduamente en la segunda fase de campo que conllevaba la recopilación de los datos digitales de la investigación; convirtiéndose en el elemento intelectual, guía y de acompañamiento en el desarrollo de la investigación.

Al equipo técnico que colabora en la empresa Grupo Barzola en la cual también laboro, los mismos que estuvieron presente en las dos fases de campo, tanto para el establecimiento de las parcelas de campo y posteriormente en la fase de levantamiento de información digital; siendo indispensables en el acompañamiento operativo y logístico del trabajo de investigación.

Finalmente, un especial agradecimiento a mi director de tesis y co-directores que han motivado constantemente con esfuerzo y dedicación en llevar a cabo la culminación de esta tesis. Por lo cual dejo expreso el agradecimiento a ellos por todas las jornadas de trabajo desarrolladas para la elaboración prolija y armónica del presente trabajo de investigación.

ÍNDICE GENERAL

CAPÍTULO 1.....	15
INTRODUCCIÓN, JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS.....	15
1.1. GENERALIDADES.....	15
1.2. ANTECEDENTES.....	16
1.3. INTRODUCCIÓN.....	19
1.3.1. Biomasa forestal.....	19
1.3.2. Carbono en masas forestales.....	20
1.3.3. Métodos de determinación de biomasa forestal.....	20
1.3.4. Inventarios Forestales.....	24
1.3.5. Tecnologías de teledetección remota en inventarios forestales.....	25
1.3.6. Fusión de tecnologías de detección remota.....	28
1.4. JUSTIFICACIÓN.....	29
1.5. OBJETIVOS.....	32
1.5.1. Objetivo General.....	32
1.5.2. Objetivos Específicos.....	32
1.6. REFERENCIAS.....	32
CAPÍTULO 2.....	44
DESCRIPCIÓN DE LAS PLANTACIONES DE TECA EN LA ZONA DE ESTUDIO. INVENTARIO FORESTAL TRADICIONAL.....	44
2.1. CARACTERIZACIÓN DE LAS PLANTACIONES DE TECA DE LA REGIÓN COSTA DE ECUADOR.....	44
2.1.1. Población de Estudio.....	44
2.1.2. Variables dasométricas relacionadas con la estructura vertical y horizontal de la plantación.....	45
2.2. MUESTREO.....	46
2.3. MEDICIÓN DE VARIABLES DE ÁRBOLES Y PARCELAS.....	47
2.4. RESULTADOS DEL INVENTARIO FORESTAL TRADICIONAL.....	50
2.4.1. Variables dasométricas.....	50
2.4.2. Precisión del inventario forestal tradicional.....	52
2.4.3. Estructura horizontal y vertical de las plantaciones.....	53
2.5 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	56

2.6	REFERENCIAS.....	56
CAPÍTULO 3.....		61
PRECISIÓN Y EFICIENCIA DEL INVENTARIO DE PLANTACIONES DE PLANTACIONES DE TECA MEDIANTE ESCÁNER LÁSER TERRESTRE EN ECUADOR.....		61
3.1.	RESUMEN.....	61
3.2.	INTRODUCCIÓN.....	62
3.3.	MATERIALES Y MÉTODOS.....	63
3.4.	RESULTADOS.....	68
3.4.1.	Escala de parcela.....	68
3.4.2.	Escala de árbol.....	72
3.5.	DISCUSIÓN.....	75
3.6.	CONCLUSIONES.....	77
3.7.	REFERENCIAS.....	79
CAPÍTULO 4.....		83
EVALUACIÓN DEL MÉTODO DE MUESTREO ANGULAR PARA EL INVENTARIO DE PLANTACIONES DE TECA EN LA REGIÓN COSTA DE ECUADOR.....		83
4.1.	RESUMEN.....	83
4.2.	INTRODUCCIÓN.....	84
4.3.	MATERIALES Y MÉTODOS.....	86
4.3.1.	Descripción del área de estudio.....	86
4.3.2.	Muestreo de campo.....	87
4.3.3.	Simulación del muestreo angular.....	89
4.4.	RESULTADOS.....	91
4.5.	CONCLUSIONES.....	95
4.6.	REFERENCIAS.....	96
CAPÍTULO 5.....		100
GENERACIÓN DE MODELOS DIGITALES DEL TERRENO A PARTIR DE FOTOGRAMETRÍA DIGITAL UAV EN CONDICIONES LEAF-OFF PARA EL INVENTARIO DE PLANTACIONES DE TECA SITUADAS EN ZONAS DE BOSQUE SECO TROPICAL. EL CASO DE LA REGIÓN COSTA DE ECUADOR.....		100
5.1.	RESUMEN.....	100
5.2.	INTRODUCCIÓN.....	101

5.3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	104
5.3.1. Área de estudio.....	104
5.3.2. Flujo de trabajo fotogramétrico y generación de nubes de puntos.	104
5.3.3. Filtrado de nubes de puntos y generación del DTM.....	106
5.3.4. Características de las parcelas de referencia.....	107
5.3.5. Modelo digital del terreno de referencia basado en TLS.....	108
5.4. RESULTADOS.....	111
5.4.1. Características de las parcelas de referencia.....	111
5.4.2. Precisión vertical del DTM UAV-SfM.....	117
5.4.3. Relación entre la precisión vertical del DTM UAV-SfM y las características de las parcelas de referencia.....	120
5.5. DISCUSIÓN.....	124
5.6. CONCLUSIONES.....	130
5.7. REFERENCIAS.....	132
CAPÍTULO 6.....	139
DESARROLLO DE ECUACIONES ALOMÉTRICAS PARA PLANTACIONES DE TECA SITUADAS EN LA REGIÓN COSTA DE ECUADOR MEDIANTE DATOS DE ESCÁNER LÁSER TERRESTRE.....	139
6.1. RESUMEN.....	139
6.2. INTRODUCCIÓN.....	140
6.3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	142
6.3.1. Área de estudio.....	142
6.3.2. Datos de campo.	142
6.3.3. Colección de datos a nivel de árbol.	144
6.3.4. Segmentación automatizada de árboles.....	145
6.3.5. Selección de árboles adecuados.....	146
6.3.6. Extracción automática de información a nivel de árbol.....	147
6.3.7. Desarrollo y validación de modelos de regresión robustos.....	150
6.4. RESULTADOS.....	154
6.4.1. Regresión robusta para relacionar DBH y altura total del árbol.	154
6.4.2. Modelo alométrico para estimar el volumen comercial del árbol.....	156
6.4.3. Modelo alométrico para estimar el volumen total del tronco del árbol y su correspondiente biomasa seca.	158
6.4.4. Modelo alométrico para estimar la biomasa aérea del árbol.....	161

6.4.5. Factor de forma del tronco y estadísticas descriptivas de algunas variables dendrométricas.....	163
6.5. DISCUSIÓN.....	165
6.5.1. Modelos alométricos para estimar los volúmenes comerciales y totales del tronco del árbol.....	165
6.5.2. Modelo alométrico para estimar AGB a nivel de árbol.	169
6.5.3. Factor de forma del tronco.	171
6.6. CONCLUSIONES.....	172
6.7. REFERENCIAS.....	174

ÍNDICE DE FIGURAS

Fig. 2.1.1 Localización de las tres plantaciones de teca objeto de estudio en la provincia de Guayas, Región Costa de Ecuador.....	45
Fig. 2.4.1 Distribución del diámetro normal (arriba izquierda), altura total del árbol (arriba derecha) y clases de dominancia de Kraft (abajo). Plantación Morondova.....	53
Fig. 2.4.2 Distribución del diámetro normal (arriba izquierda), altura total del árbol (arriba derecha) y clases de dominancia de Kraft (abajo). Plantación El Tecal.....	54
Fig. 2.4.3 Distribución del diámetro normal (izquierda), altura total del árbol (centro) y clases de dominancia de Kraft (derecha). Plantación All Teak.....	54
Fig. 4.3.1 Localización de la plantación de teca en el predio Morondava dentro de la hacienda “Las Iguanas”. Distribución de las 21 parcelas de área fija.....	87
Fig. 4.3.2 Histograma de frecuencias de la distribución de diámetros normales en las parcelas de referencia.....	90
Fig. 5.3.1 Diagrama de flujo que representa el flujo de trabajo fotogramétrico basado en UAV aplicado para la generación de nubes de puntos 3D y DTM.....	105
Fig. 5.3.2 Izquierda: nube de puntos TLS segmentada semiautomáticamente (puntos terreno en marrón y no terreno en verde). Parcela número 1 de El Tecal. Derecha: disposición de las cuatro estaciones de escaneado y geometría circular y cuadrada de los DTM obtenidos con TLS y UAV, respectivamente.....	109
Fig. 5.4.1 Ejemplo de una imagen original RGB tomada desde una altura de 50 m sobre el suelo en la parcela de referencia número 2 de Morondava (cobertura vegetal estimada = 0%). En la imagen ampliada de la izquierda (a) se destaca la total ausencia de hojas en los árboles. Las elipses amarillas muestran árboles inclinados debido a la perspectiva, mientras que la naranja muestra un detalle de un panel rectangular utilizado para marcar los GCP. Nótese el pequeño tamaño de los árboles en comparación con las personas situadas al lado del dispositivo TLS (detalle b).....	112
Fig. 5.4.2 Ortoimágenes (5 cm de tamaño de píxel terreno) correspondientes a la parcela de referencia 13 (All Teak). Cobertura vegetal estimada = 83.96%. Arriba, ortoimagen RGB. Abajo, ortoimagen en falso color Nir-R-G compuesta de imágenes tomadas con un sensor multispectral Parrot Sequoia©.....	117
Fig. 5.4.3 Diagramas circulares de la distribución de valores medios (izquierda) y desviaciones estándar (derecha) calculados a partir de los errores verticales del DTM UAV-SfM en las 58 parcelas de referencia.....	119
Fig. 5.4.4 Distribución de errores verticales del DTM UAV-SfM. La distribución normal correspondiente se superpone en rojo. Izquierda, parcela de referencia número 2 (plantación de Morondava). Derecha, parcela de referencia número 13 (plantación All Teak). Las unidades del eje horizontal están expresadas en metros.....	120
Fig. 5.4.5 Relación entre la cobertura de vegetación estimada y el error aleatorio vertical del DTM UAV-SfM. Izquierda: desviación estándar de los errores verticales. Derecha: percentil 90% (LE90) de la distribución de errores verticales.....	124
Fig. 5.5.1 Imagen en perspectiva de los puntos terreno originales UAV-SfM (rojo) y el modelo DTM interpolado correspondiente (malla en gris). Parcela de referencia número 13 (All Teak). Cobertura vegetal estimada = 83.96%.....	130
Fig. 6.3.1 Determinación del factor de forma (FF). Se consideró un diámetro comercial mínimo de 13 cm y una altura de tocón de 15 cm.....	144

Fig. 6.3.2 Diagrama de flujo utilizado para el desarrollo de los modelos alométricos y la obtención del factor de forma del tronco.	145
Fig. 6.3.3 Ejemplo de un árbol de teca segmentado antes y después de la edición manual. (a) Nube de puntos antes de la edición manual. (b) El mismo árbol después de la edición manual. Los puntos se han clasificado manualmente en puntos del tronco (color rojo) y ramas y hojas (color verde).....	147
Fig. 6.4.1 Valores observados y predichos para el modelo alométrico dado por la expresión $V_{com} = e(-12.8904 + 1.2739 \cdot \ln f(h) 2h)e^{0.274622}$, donde $f(h)$ representa la relación ajustada localmente entre DBH y h . La línea roja se refiere a la línea 1:1.....	158
Fig. 6.4.2 Valores observados y predichos para el modelo alométrico dado por la expresión $V_{stem} = e(-9.5344 + 0.9334 \cdot \ln f(h) 2h)e^{0.137322}$, donde $f(h)$ representa la relación localmente ajustada entre DBH y h . La línea roja se refiere a la línea 1:1.	160
Fig. 6.4.3 Valores AGB estimados a partir del modelo de Pérez & Kanninen (2003a) (eje horizontal) y los dos modelos alométricos AGB propuestos en este capítulo (eje vertical). a) Modelo AGB de dos variables según DBH y altura del árbol. b) Modelo AGB basado solo en la altura del árbol. La línea roja se refiere a la línea 1:1.	163
Fig. 6.4.4 Ajuste de regresión lineal del factor de forma del tronco (FF) y el DBH para los árboles de teca muestrales.....	164
Fig. 6.5.1 Valores observados y predichos del volumen del tronco del árbol para el modelo alométrico propuesto por Lara (2012). La línea roja se refiere a la línea 1: 1.....	167

ÍNDICE DE TABLAS

<i>Tabla 2.2.1 Número de Parcelas de Muestreo.....</i>	46
<i>Tabla 2.3.1 Variables de medición directa en la unidad de muestreo a escala de árbol.....</i>	47
<i>Tabla 2.3.2 Variable dasométricas.....</i>	48
<i>Tabla 2.4.1 Resumen de variables dasométricas.....</i>	51
<i>Tabla 2.4.2 Resumen de variables dasométricas (continuación).....</i>	52
<i>Tabla 2.4.3 Promedios ponderados de biomasa aérea y fijación carbono.....</i>	52
<i>Tabla 2.4.4 Calidad de sitio en los predios de estudio.....</i>	52
<i>Tabla 3.4.1 Estadísticos descriptivos y contraste de medias (t de Student) para los valores promedio a nivel de parcela de las variables estudiadas.....</i>	69
<i>Tabla 3.4.2 Estadísticos descriptivos y contraste de medias (t de Student) para los valores promedio a nivel de parcela de las variables dendrométricas estudiadas según la extensión de la parcela TLS (original y recortada).....</i>	70
<i>Tabla 3.4.3 Eficiencia relativa (e) para la realización del inventario según los métodos TLS e inventario forestal tradicional (IFT). Para la determinación de la eficiencia se ha tomado como referencia el inventario tradicional (subíndice 1 en la ecuación 3.1).....</i>	71
<i>Tabla 3.4.4 Test no paramétrico de Wilcoxon para datos pareados (variables dependientes) aplicado a variables dendrométricas, a escala de árbol individual, extraídas mediante inventario forestal tradicional (IFT) e inventario TLS.....</i>	73
<i>Tabla 3.4.5 Media, desviación estándar (SD), mediana y desviación absoluta de la media (MAD; Mean Absolute Deviation) de los residuos (Medida_{TLS} - Medida_{tradicional}) de DAP (cm) y altura total H (m) de los árboles de muestra.....</i>	73
<i>Tabla 4.3.1 Características medias de las 21 parcelas de superficie fija (área circular de 500 m²) establecidas en la plantación de teca objeto de estudio. La edad de la plantación en el momento del muestreo era de 3 años.....</i>	86
<i>Tabla 4.4.1 Estadísticos descriptivos y significación estadística de ANOVA para las variables dasométricas medidas en las 21 parcelas de referencia.....</i>	93
<i>Tabla 5.4.1 Características de las parcelas de referencia ubicadas en Morondova.....</i>	113
<i>Tabla 5.4.2 Características de las parcelas de referencia ubicadas en El Tecal.....</i>	114
<i>Tabla 5.4.3 Características de las parcelas de referencia ubicadas en All Teak.....</i>	115
<i>Tabla 5.4.4 Rango de variación de los estadísticos de errores verticales ($Z_{TLS} - Z_{UAV-SfM}$) calculados a nivel de parcela de referencia (número de observaciones = 58 parcelas).....</i>	119
<i>Tabla 5.4.5 ANOVA del área basal (G), la altura media de Lorey (Lh), la cobertura de vegetación (VC) y la pendiente media (MS) frente a los valores medios a nivel de parcela (cm) de los errores verticales del DTM (N = 58) Las fuentes significativas de variación ($p < 0.05$) se presentan en negrita.....</i>	121
<i>Tabla 5.4.6 ANOVA del área basal (G), la altura media de Lorey (Lh), la cobertura de vegetación (VC) y la pendiente media (MS) frente a los valores de desviación estándar (cm) a nivel de parcela de los errores verticales del DTM (N = 58) Las fuentes significativas de variación ($p < 0.05$) se presentan en negrita.....</i>	121
<i>Tabla 5.4.7 ANOVA del área basal (G), la altura media de Lorey (Lh), la cobertura de vegetación (VC) y la pendiente media (MS) frente a los valores L90 a nivel de parcela (cm) de los errores verticales del DTM (N = 58) Las fuentes significativas de variación ($p < 0.05$) se presentan en negrita.....</i>	122
<i>Tabla 5.4.8 Separación de medias (HSD de Tukey no balanceada) para las fuentes de variación área basal (G), altura media de Lorey (Lh), cobertura de vegetación (VC) y pendiente media (MS), en función de algunos estadísticos de precisión vertical del DTM UAV-SfM estimados a nivel de parcela. Para una</i>	

<i>fila dada, diferentes letras entre los datos de diferentes columnas indican diferencias significativas ($p < 0.05$).....</i>	<i>122</i>
<i>Tabla 6.3.1 Distribución por tamaño de DBH de los árboles de teca seleccionados para calcular el factor de forma del tronco y desarrollar modelos alométricos para la estimación tanto del volumen comercial como del volumen total del tronco.</i>	<i>146</i>
<i>Tabla 6.4.1 Validación de la regresión robusta para ajustar el modelo $DBH = e(\alpha + \beta \ln h)e\sigma^{22}$ con todos los árboles de muestra disponibles (ajuste general) y con la muestra de árboles agrupados por clases de DBH (ajuste local). La desviación estándar calculada sobre 100 conjuntos de datos de validación se muestra entre paréntesis.</i>	<i>155</i>
<i>Tabla 6.4.2 Propagación de errores al reemplazar DBH por la expresión $DBH = e(\alpha + \beta \ln h)e\sigma^{22}$ para estimar los valores de AGB a nivel de árbol de acuerdo con el modelo alométrico propuesto por Pérez & Kanninen (2003a).</i>	<i>156</i>
<i>Tabla 6.4.3 Modelos alométricos para estimar el volumen comercial (V_{com} en m^3) a nivel de árbol. Altura de tocón de 15 cm. Variables explicativas: DBH (cm) y/o h (m).....</i>	<i>157</i>
<i>Tabla 6.4.4 Modelos alométricos para la estimación del volumen total del tronco del árbol (V_{stem} en m^3). Variables explicativas: DBH (cm) y/o h (m).</i>	<i>159</i>
<i>Tabla 6.4.5 Valores promedio de algunas variables dendrométricas agrupadas por clases de DBH. La desviación estándar de las observaciones se anota entre paréntesis. Tamaño de la muestra = 456 árboles (ver Tabla 6.3.1).</i>	<i>165</i>

PRÓLOGO

La presente tesis doctoral tuvo como principal objetivo determinar la producción de biomasa y la estructura de las plantaciones de teca (*Tectona grandis* Linn. F.) en los cantones de Guayaquil, Colimes y Balzar, pertenecientes a la provincia del Guayas (Región Costa de Ecuador), a partir de tecnología de detección remota.

Para la propuesta metodológica empleada se elaboró el diseño del marco teórico sobre el uso de sensores terrestres y aerotransportados para la determinación de variables dasométricas de plantaciones forestales y la estimación de su biomasa aérea (fijación de carbono atmosférico). Para ello se identificaron y clasificaron hasta 465 fuentes bibliográficas relevantes, relacionadas tanto con los fundamentos teóricos como con resultados experimentales, publicadas en artículos de revistas científicas, libros y otras fuentes relevantes de los catálogos disponibles. Este trabajo se realizó en el contexto del proyecto de investigación denominado “*Evaluación de tecnología de detección remota para la estimación de biomasa de Teca en la Región Costa del Ecuador*”, financiado por el Subsistema de Investigación y Desarrollo (SINDE) de la Universidad Católica de Santiago de Guayaquil (Ecuador), y donde ha colaborado de forma muy relevante el grupo de investigación de la Universidad de Almería RNM-368 “*Gestión integrada del territorio y tecnologías de la información espacial*”.

Se aplicaron métodos de inventario forestal terrestre sobre 156.6 ha de plantaciones de teca en la región Costa de Ecuador mediante un muestreo probabilístico estratificado. Para ello se establecieron 62 parcelas de muestreo circulares de superficie fija de 500 m² y se levantaron los parámetros de medición de sus variables dasométricas mediante métodos de inventario forestal tradicional (IFT). Además, se determinaron variables derivadas como biomasa aérea, fijación de carbono, rendimiento maderable y estructura de las plantaciones. El promedio ponderado estimado obtenido de producción de biomasa aérea por hectárea fue de 47.8 t/ha, con un error de muestreo estimado de $\pm 7.6\%$ ($p < 0.05$).

Igualmente, y con la colaboración del grupo de investigación RNM-368 de la Universidad de Almería, se aplicaron métodos de inventario forestal digital basados en escáner láser terrestre (TLS; *Terrestrial Laser Scanning*) y estereofotogrametría desde

plataforma aérea no tripulada (UAV; *Unmanned Aerial Vehicle*) en las plantaciones de Teca bajo estudio en condiciones de baja presencia de hojas (*leaf-off*), lo que corresponde con la temporada seca de la Región Costa de Ecuador. En este caso se levantaron parcelas circulares de 1017.87 m² de superficie, obteniéndose como resultado modelos digitales del terreno (MDT) a partir de exclusivamente estéreo-imágenes aéreas UAV de las parcelas de referencia. Por otra parte, el sensor TLS en condiciones *leaf-off* permitió adquirir un importante grupo de métricas georreferenciadas de los árboles de cada parcela, sirviendo como base para la determinación semiautomática de variables dendrométricas y dasométricas de las plantaciones bajo estudio mediante la aplicación de un flujo de trabajo completamente digital.

Las nubes de puntos TLS obtenidas también permitieron el desarrollo de modelos alométricos locales para la predicción del diámetro normal, volumen maderable y biomasa aérea total a nivel de árbol aplicando métodos estadísticos de análisis de correlación y regresión. En este sentido, se obtuvieron modelos alométricos de estimación del diámetro normal (diámetro a la altura del pecho (1.3 m)) en función de la altura total del árbol y de la biomasa aérea total en función de la combinación de las variables diámetro normal y altura del árbol. Ambos modelos caracterizan la estructura vertical y distribución horizontal de la biomasa aérea total.

La obtención de datos georreferenciados a mayor escala (*upscaling*), vía sensores de imagen aerotransportados (avión, helicóptero o UAV de ala fija), junto con la aplicación de los modelos obtenidos a escala de parcela, permitirían la estimación semiautomática de la distribución espacial y temporal a escala de plantación de valores típicos de inventario forestal como altura y densidad de árboles, diámetro normal, área basal, biomasa aérea, fijación de carbono y volumen maderable, entre otros.

Finalmente se propone adaptar la metodología desarrollada a partir de esta tesis doctoral para su implementación en otro tipo de plantaciones comerciales o, incluso, en bosques naturales multiespecie, lo que constituiría una valiosa herramienta que podría ser utilizada en la toma de decisiones dentro de las políticas de Gestión Integrada y Sostenible de Áreas Forestales en Ecuador.

CAPÍTULO 1.

INTRODUCCIÓN, JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS.

CAPÍTULO 1.

INTRODUCCIÓN, JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS.

1.1. GENERALIDADES.

Los bosques se encuentran entre los ecosistemas más importantes de Ecuador, debido tanto a la alta biodiversidad que albergan como a los servicios medioambientales que ofrecen. La estabilización y la reducción de la erosión del suelo, la mejor captación de aguas superficiales, el enriquecimiento de los embalses subterráneos, la estabilización de los microclimas urbanos, la producción de biomasa y fijación de CO₂, y los beneficios económicos directos como opción turística o maderera constituyen tan sólo una parte de los servicios que nos aportan.

En el caso de las plantaciones forestales con fines comerciales como las de teca, es necesario determinar no solo su capacidad productiva y obtener información para su gestión en función de su localización (factores climáticos, edáficos y topográficos), sino también evaluar su contribución medio ambiental como sumideros de carbono, lucha contra la erosión, y sostenibilidad de la biodiversidad, entre otras.

La reforestación para usos comerciales es una alternativa para la conservación del bosque nativo ligada a los sectores rurales, contribuyendo significativamente a la mejora de sus ingresos y condiciones de vida. Sin embargo, los sistemas de información disponibles (Geoportales de MAGAP, SIN, IGM, SENPLADES, entre otros) no brindan información suficiente de las superficies forestales cultivadas, ni tampoco de su producción y estructura, circunstancia que limita su gestión y monitoreo por parte de las autoridades de control estatal, empresas y reforestadores privados.

Se hace necesario, por tanto, el implementar tecnologías de evaluación y monitoreo eficientes que permitan conocer el estado y evolución de las áreas reforestadas para orientar los sistemas de implementación, explotación y gestión de los cultivos forestales.

1.2. ANTECEDENTES.

Los continuos avances científicos, junto con los progresos tecnológicos e industriales de la humanidad, han ido en detrimento del ambiente causando una alteración en los ecosistemas naturales. Ha mediado de los años setenta varias publicaciones científicas demostraron que los gases atmosféricos estaban cambiando en composición y concentración debido a las actividades humanas (Bryson & Dittberner, 1976; Woronko, 1977). Una de las primeras iniciativas de cooperación internacional para enfrentar esta problemática fue el Protocolo de Montreal de 1987, orientado fundamentalmente a la protección de la capa de ozono. En 1988 se estableció el Panel Intergubernamental en Cambio Climático (IPCC), respondiendo a una iniciativa de las Naciones Unidas y la Organización Mundial de Meteorología que conllevó a la creación del Comité Internacional de Negociación de las Naciones Unidas en Cambio Climático CINNUCC (Saura Estapá, 2003).

En 1992 un total de 155 países firmaron voluntariamente la Convención Marco de Cambio Climático (CMCC) en la Cumbre de Río de Janeiro, donde se asumió el compromiso por parte de los países desarrollados de estabilizar las emisiones de los Gases de Efecto Invernadero (GEI) a los niveles de 1990 para el año 2000 (Orrego, *et al.*, 1999). Adicionalmente la CMCC sugirió la continuación de las negociaciones a través de las denominadas “Conferencias de las Partes” (COP), de las que, hasta la fecha, se han celebrado 25, la última de ellas en Madrid, a lo largo del pasado mes de diciembre de 2019.

El sistema climático de la tierra, según el IPCC (Pachauri *et al.*, 2007), es un complejo sistema interactivo integrado por la atmósfera, la superficie de la tierra, la nieve y el hielo, los océanos y otros cuerpos de agua, y los organismos vivientes. El equilibrio que se produce en la interacción entre estos cinco componentes da como resultado el clima, descrito generalmente en términos de la medida y la variación en temperatura, humedad, presión atmosférica, viento, precipitación y otras variables meteorológicas, normalmente a lo largo de un periodo de tiempo de 30 años.

En la primera CMCC de Río de Janeiro se definió por cambio climático a la alteración de la composición de la atmósfera mundial, de origen antropogénico, y que se suma a la variabilidad natural del clima observada durante periodos de tiempo comparables. Por otra

parte, Pachauri *et al.*, 2014 definen el cambio climático como la variación del estado del clima. Esta variación sería identificable, por ejemplo, mediante pruebas estadísticas de las variaciones del valor medio o de la variabilidad de sus propiedades que persiste durante largos períodos de tiempo, generalmente decenios o períodos más largos. El cambio climático puede deberse a procesos internos naturales o a forzamientos externos, tales como modulaciones de los ciclos solares, erupciones volcánicas o cambios antropógenos persistentes de la composición de la atmósfera o del uso del suelo.

Los gases de efecto invernadero existen naturalmente en la atmósfera y permiten absorber e irradiar gran parte de la radiación solar, que es la que impulsa el sistema climático, actuando como una manta protectora que permite temperaturas compatibles con el desarrollo de la vida en la tierra. De acuerdo a Pachauri *et al.*, 2007, existen tres formas fundamentales de cambiar el equilibrio de radiación de la Tierra: i) variación de la radiación solar entrante (e.g., cambios en la órbita de la Tierra o en el Sol mismo); ii) variación de la fracción de radiación solar reflejada (e.g., cambios en la capa de nubes, partículas atmosféricas o vegetación); iii) alteración de la radiación de onda larga emitida desde la Tierra hacia el espacio (e.g., cambios en las concentraciones de gases de efecto invernadero).

El dióxido de carbono es el principal gas de efecto invernadero. Las fuentes principales de liberación de este gas a la atmósfera son el uso de combustibles fósiles, los procesos de combustión para la generación de energía en los países industrializados, así como la deforestación y el cambio de uso de suelo en países tropicales. Esta última perturbación se identifica como la de mayor aportación al incremento de concentraciones de gases de efecto invernadero en la atmósfera (Brown & Lugo, 1992; Ordoñez, 1999; FAO, 2008). Es importante destacar que, de acuerdo con la Administración Nacional Oceanográfica y Atmosférica (NOAA) de los Estados Unidos de América, los niveles de CO₂ promediados a nivel mundial superaron las 400 ppm en 2015, sobrepasando los niveles históricos. En febrero del 2017 las concentraciones de CO₂ alcanzaron las 406.42 ppm (NOAA, 2017).

Este proceso de liberación de carbono a la atmósfera se puede revertir al proteger y conservar los ecosistemas arbóreos y arbustivos, así como también la reforestación y restauración de ecosistemas degradados (White *et al.*, 2000). En consecuencia, los bosques

tienen un papel fundamental, no sólo como modelo de sostenibilidad y factor de desarrollo de un país, sino que adquieren importancia mundial por su reconocimiento como productores de biomasa y almacenes en los sistemas contables de los ciclos de carbono (Dauber *et al.*, 2000).

En este contexto, la contribución de los bosques a la mitigación del cambio climático hace de los programas de reforestación una estrategia eficaz para la fijación del carbono atmosférico en la biomasa forestal, sobre todo considerando el importante lapso temporal que estas especies vegetales invierten hasta llegar a la edad de corte para su aprovechamiento maderero.

En Ecuador, una de las especies forestales que en los últimos 30 años ha alcanzado niveles notables de presencia en los planes de reforestación con fines de producción de madera es la teca (*Tectona grandis* Linn. F.). Esta especie de origen asiático produce una madera de alta calidad y muy valorada en los mercados, dadas sus características estéticas, de trabajabilidad y durabilidad (Kollert & Kleine, 2017). La relevancia económica y ambiental de los bosques de teca, tanto natural como plantada, es ampliamente reconocida. En 2010, de acuerdo con un reporte de Kollert & Cherubini (2012), se registró un área global de 4.35 millones de hectáreas de plantaciones de teca distribuidas en, al menos, 43 países, concentrándose el 83% en Asia, el 11% en África, el 6% en América tropical, y menos del 1% en Oceanía. Teniendo en cuenta que no se dispuso de información de algunos países en desarrollo, estas cifras podrían estar subestimando la superficie de plantaciones de teca en el mundo. También de acuerdo con estos datos, los bosques de teca plantados en Ecuador se estimaban en alrededor de 45,000 ha en 2010. Se destaca que la teca fue introducida en Ecuador hace más de 50 años en la provincia de Los Ríos, donde se adaptó a las condiciones locales, convirtiéndose más tarde en la principal fuente de semillas para establecer plantaciones comerciales en todo Ecuador (Cañadas *et al.*, 2018).

El Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuicultura y Pesca de Ecuador (MAGAP) promovió en 2013 el establecimiento de plantaciones de teca en el Ecuador costero y amazónico dentro de un programa gubernamental de incentivos para la reforestación con fines comerciales que establecía una meta de 120,000 ha de nuevos bosques de teca plantados en cinco años. Hasta 2018 se han plantado un total de 9,368.4 hectáreas (MAGAP,

actualmente Ministerio de Agricultura y Ganadería (MAG), Subsecretaría de Producción Forestal, Archivo de datos, 2018) gracias al “Programa de incentivos para la forestación con fines comerciales”, iniciado a principios del 2013. Hasta la fecha, aproximadamente el 40% de la superficie total de plantaciones promovidas por este programa gubernamental resultaron ser de teca. Sin embargo, el avance en los objetivos sugeridos, expresados como área reforestada, ha sido más bien modesto (Cañadas *et al.*, 2018), siendo difícil encontrar cifras fiables sobre la dinámica de las nuevas plantaciones de teca debido a la falta de inventarios actualizados (Aguilar, Rivas, *et al.*, 2019).

1.3. INTRODUCCIÓN.

1.3.1. Biomasa forestal.

El IPCC define la biomasa forestal como todo material orgánico que existe tanto sobre la superficie del suelo como por debajo de este, y tanto vivo como muerto. Por ejemplo, árboles, cultivos, pastos, hojarasca y raíces. La biomasa aérea representa toda la biomasa viva por encima del suelo, incluyendo el tronco, el tocón, ramas, corteza, semillas y hojas. Por otra parte, la biomasa por debajo del suelo se compone de todas las raíces vivas, excluyendo las raíces finas (menores de 2 mm de diámetro) (Penman *et al.*, 2003).

La biomasa puede definirse también, en función de su procedencia, como la fracción biodegradable de los productos, subproductos y residuos procedentes de la agricultura (incluidas las sustancias de origen vegetal y de origen animal) (Rodríguez Vázquez De Aldana *et al.*, 2012).

Desde el punto de vista energético, la biomasa forestal se entiende como el total de materia permanente de madera en una unidad de área que incluye follaje, corteza, ramas, flores, frutos y raíces (Ordóñez & Masera, 2001). Su rendimiento se cuantifica en gramos por árbol, kilogramos por árbol, o toneladas por hectárea, debido a que el peso es más sensible que el volumen a las diferencias de la calidad donde se localice el árbol (González Zárate, 2008).

1.3.2. Carbono en masas forestales.

El elemento carbono es el componente fundamental de todos los compuestos orgánicos. Sin embargo, la cantidad de carbono es limitada, por lo que se recicla constantemente mediante la fijación del carbono atmosférico a través de los procesos de fotosíntesis de las plantas y su liberación por la respiración de estas. Se plantea que el suelo y la vegetación terrestre, fundamentalmente de tipo forestal, son capaces de secuestrar unas 4.7 ± 1.6 Gt/año de carbono a nivel mundial, lo que representa una cantidad importante que detraer del conjunto de emisiones fósiles estimado en 8.7 ± 0.5 Gt/año y del carbono liberado en los procesos de deforestación (1.2 ± 0.7 Gt/año) (Le Quéré *et al.*, 2009).

En las plantaciones forestales destinadas a la producción de madera el mayor porcentaje de biomasa aérea se concentra en el fuste del árbol, y su capacidad de acumulación de carbono es influenciada principalmente por factores físicos, edáficos y por diversos factores que afectan a la estructura comunitaria y las reservas de biomasa y carbono en los bosques tropicales (Vásquez & Arellano, 2012). Teniendo en cuenta que alrededor del 90 % del carbono secuestrado por la vegetación es almacenado en los troncos de los árboles (Hese *et al.*, 2005), es importante subrayar que la silvicultura de plantaciones orienta su práctica a disminuir el volumen o peso de la fracción contenida en la copa del árbol mediante el manejo de la competencia para inducir la eliminación de las ramas y eventualmente mediante podas de las partes bajas de la copa.

1.3.3. Métodos de determinación de biomasa forestal.

Las bases para la estimación de la biomasa forestal se fundamentan en el principio básico de alometrías que permiten predecir la medida de un árbol (e.g., biomasa) en relación con otra medida de este como pudiera ser su diámetro de tronco. Esta relación se basa en el desarrollo ontogénico de los individuos, que es el mismo para todos. Así, las proporciones entre altura y diámetro, entre el tamaño de la copa del árbol y el diámetro, entre la biomasa y el diámetro, obedecen a una regla que es la misma para todos los árboles que viven en las mismas condiciones, desde el más pequeño al más grande (Picard *et al.*, 2012).

Diversas metodologías han sido desarrolladas para determinar la biomasa y el contenido de carbono en la vegetación, ya sea a partir de muestreos destructivos o bien

mediante la aplicación de ecuaciones alométricas (Ketterings *et al.*, 2001). También se han empleado mediciones no destructivas mediante sensores remotos y sistemas de información geográfica (Lu, 2006; Campelo de Santana, 2014 y Domingo *et al.*, 2017) para generar estimaciones de biomasa en diversos ecosistemas.

A partir de la cuantificación de la biomasa seca de una especie arbórea se puede calcular la cantidad de carbono que almacena. Kollmann (1959) indicaba que todas las maderas contienen, aproximadamente, un 50 % de carbono, y que la composición de la madera es similar en las distintas especies leñosas, así como también en las diversas partes de un mismo árbol. Esta aseveración también es aceptada por Houghton *et al.*, 1996 y por varios autores que han encontrado que un valor del 50% de carbono es aceptable como aproximación a la proporción de carbono contenido en cualquier especie vegetal (Callo-Concha *et al.*, 2002). Otros autores como Fragoso, 2003 o Zamora C., 2003, utilizaron una proporción del 45%, mientras que Barranco (2002) o Herrera de la Vega & Lucatero (2003), emplearon un valor del 55% para determinar el carbono de varias especies vegetales. En cualquier caso, Houghton *et al.* (1996) recomiendan un valor del 50% como valor aproximado en tanto en cuanto no se dispone de valores más precisos para cada especie.

De acuerdo con Houghton *et al.* (1996), los métodos de estimación de biomasa, tanto aérea como subterránea, se agrupan en métodos indirectos y directos. En los primeros se calcula la biomasa del árbol a partir de ecuaciones o modelos matemáticos construidos por medio de análisis de regresión entre variables dendrométricas tales como el diámetro normal (medido a la altura del pecho, i.e., 1.3 m generalmente), la altura comercial, la altura total, el crecimiento diamétrico o el área basal, entre otras.

Brown (1997) indica que también se puede estimar la biomasa a partir del volumen del fuste, y usar luego la densidad básica de la madera para calcular el peso seco y un factor de expansión para calcular el peso total del árbol. Los métodos directos consisten en cortar el árbol y separar los componentes de su biomasa, es decir, tronco, ramas, hojas y, si es el caso, raíces, hojarasca en descomposición sobre el suelo y otras fracciones de biomasa. A continuación, se determina el peso en húmedo, justo en el sitio del derribo del árbol, para posteriormente secar en estufa y determinar el peso seco. Una muy buena referencia sería el manual de Picard *et al.* (2012), que abarca las etapas de construcción de modelos

alométricos para la estimación de biomasa de los árboles a partir de la medición de la biomasa medida in situ. Es un documento particularmente útil para los países que no disponen aún de mediciones y de modelos de ecuaciones alométricas adaptadas a sus condiciones locales.

Diéguez-Aranda *et al.* (2009) indican que, para la modelización de la biomasa total del árbol o rodal, o de alguna de sus fracciones (fuste, copa o raíces), se puede emplear una gran variedad de modelos distintos, siendo muy útiles los denominados modelos alométricos que asumen que el crecimiento de una parte del árbol o rodal se relaciona con otras variables del mismo árbol o rodal mediante ecuaciones que presentan la siguiente expresión general:

$$B = a X^b \quad (1.1)$$

Donde **B** es la biomasa total, o de alguna componente del árbol, mientras **a** y **b** son los coeficientes del modelo y **X** representa una variable dendrométrica o dasométrica relacionada con la dimensión del árbol o del rodal. Los autores citados presentan un resumen de los modelos matemáticos utilizados en Europa para las especies forestales de esta área geográfica.

Návar-Cháidez *et al.* (2013) destacan que la ecuación más común reportada en la literatura científica es una función lineal logarítmica del diámetro normal del árbol, conformando una ecuación empírica donde sus coeficientes escalares no son conocidos y se estiman generalmente por procedimientos de regresión lineal a partir de la altura del dosel y del diámetro normal como variables independientes exógenas. Los mencionados autores probaron el ajuste de varios modelos de estimación de la biomasa de árboles en el bosque seco tropical de Sinaloa, México, empleando modelos de formas exponenciales y logarítmicas en función del diámetro, la altura y combinaciones de estas dos variables.

Henry *et al.* (2011) publican una recopilación de modelos de estimación de biomasa para especies forestales del África subsahariana donde las variables regresoras a nivel de árbol individual son el diámetro normal, la altura total, el área basal, el diámetro de copa y la densidad específica de la madera. La variable usada con más frecuencia, hasta en el 63% de los modelos, es el diámetro normal, mientras que el 74% de los modelos compilados solo

usaban una variable predictora. El 24% de los modelos empleaban dos variables predictoras, y solo el 2% más de dos variables.

Se hace énfasis en los trabajos de Kraenzel *et al.* (2003) y Pérez & Kanninen (2003), que utilizan el modelo exponencial, linealizado mediante transformación logarítmica, para el ajuste por el método de mínimos cuadrados de la relación entre la biomasa aérea y el diámetro normal de árboles de teca. El modelo de estimación de biomasa desarrollado por Pérez & Kanninen es utilizado en este trabajo para la estimación de la biomasa aérea en las plantaciones de teca objeto de estudio, utilizando como variable predictiva el diámetro normal medido en las parcelas de muestra del inventario forestal tradicional.

En Ecuador destacan las publicaciones de Jiménez & Landeta (2006) que evaluaron la producción de biomasa y fijación de carbono en una muestra de árboles de teca procedentes de Ecuador, Brasil y Costa Rica, establecidas en parcelas de referencia situadas en la Región Costa de Ecuador. Aplicaron métodos destructivos para las determinaciones de biomasa y un factor 0.5 y 3.67 para la conversión a carbono almacenado y CO₂ atmosférico fijado por el árbol, respectivamente. En la misma línea de trabajo, Villavicencio & García (2015) emplearon métodos destructivos para determinar la biomasa del fuste, utilizando factores de expansión y los coeficientes 0.5 y 3.67 (C y CO₂, respectivamente) para estimar la biomasa aérea total en plantaciones de teca de la amazonia.

López *et al.* (2018) estimó la cantidad de carbono almacenado en plantaciones de teca de 14 y 15 años en Chahal, Alta Verapaz, Guatemala. Empleando métodos destructivos de determinación de biomasa evidenciaron la siguiente distribución porcentual de la biomasa aérea total: fuste = 92.01%, ramas = 5.14%, ramillas = 2.79%, y follaje = 0.06%. También determinaron un factor de conversión de biomasa aérea a carbono almacenado de 0.5311, generando un modelo lineal (sin transformación logarítmica) de estimación de biomasa aérea total con las variables regresoras diámetro normal, altura total y diámetro de copa del árbol. Concluyeron que el diámetro normal era la variable que mejor predecía la biomasa total a través de una relación lineal, siendo la altura del árbol la segunda mejor variable predictora de biomasa aérea total. En este segundo caso se empleó una función potencial. Por último, el diámetro de copa fue la variable menos significativa para la predicción de la biomasa total de cada árbol.

Ounban *et al.* (2016) probaron modelos generales de estimación de biomasa aérea para arboles de teca en Tailandia, utilizando una muestra de 84 juegos de datos compilados a partir de conferencias, tesis y reportes oficiales locales. Las ecuaciones alométricas evaluadas fueron: $y = a(\text{DAP})^b$; $y = a(\text{DAP} + 1)^b$; $y = a(\text{H})^b$; $y = a(\text{DAP} \cdot \text{h})^b$; $y = a(\text{DAP}^2 \cdot \text{h})^b$. Donde y representa la biomasa aérea total o fracciones de esta, mientras DAP y h denotan al diámetro normal a la altura del pecho y la altura del árbol total, respectivamente. Los resultados confirmaron que el diámetro normal y la altura fueron los mejores parámetros para la estimación de biomasa, mientras que la métrica $\text{DAP}^2 \cdot \text{h}$ produjo el mejor ajuste.

En cualquier caso, se requieren metodologías de recolección de datos de árboles y bosques para determinar la biomasa seca y carbono fijado en ellos. Estas metodologías se incluyen en los procedimientos de medición e inventarios forestales.

1.3.4. Inventarios Forestales.

Los inventarios forestales son metodologías de recolección de datos sobre los recursos forestales de una zona determinada que permiten la evaluación del estado actual del ecosistema forestal, natural o plantado, la vegetación, los componentes asociados, y muchas de las características del área en la que se encuentra el bosque. Los objetivos del inventario dependerán de los requerimientos de información para los que se diseña (Loetsch *et al.*, 1973; Anuchin, 1970; Fao, 1981; Pardé & Bouchon, 1994; Van Laar & Akça, 2007; Kershaw *et al.*, 2016).

De acuerdo con Bahamondez *et al.* (2005), la ejecución de un inventario forestal requiere de la recopilación de datos de calidad y representativos, tanto cuantitativos como cualitativos, a diversas escalas espaciales, por lo que la preparación de mapas para la determinación de la magnitud de las áreas terrestres de interés forestal y otras características es de especial importancia. Köhl *et al.* (2006) y Kershaw *et al.* (2016), entre otros autores, destacan que las herramientas más utilizadas para la obtención de estos datos son el uso de fotografías aéreas e imágenes satelitales. Igualmente destacan el uso de diferentes tipos de sensores montados sobre plataformas como aviones, helicópteros, satélites, drones y vehículos terrestres, proporcionando imágenes convencionales (RGB) e infrarrojas, imágenes multi e hiperespectrales, nubes de puntos láser (LiDAR; *Light*

Detection and Ranging) e imágenes Radar (generalmente de tipo SAR; *Synthetic Aperture Radar*). También se aplican tecnologías SIG (Sistemas de Información Geográfica) y de Posicionamiento Global (GPS; *Global Positioning System*).

La investigación sobre aplicaciones tecnológicas en este área de conocimiento continúa constituyendo una activa línea de trabajo, como lo evidencian los siguientes trabajos: Lamprecht *et al.*, 2017; Trochta *et al.*, 2017; Hirata *et al.*, 2018; Suraj Reddy *et al.*, 2018. Todos estos trabajos asocian las nuevas técnicas de levantamiento de información digital en plantaciones forestales con procedimientos modernos que implican el uso de software especializado.

1.3.5. Tecnologías de teledetección remota en inventarios forestales.

El Inventario Forestal Mejorado (*Enhanced Forest Inventory*; EFI) (Bechtold & Scott, 2005) constituye un nuevo enfoque para acometer el inventario forestal que utiliza tecnologías avanzadas de detección remota, como el escaneado láser terrestre (*Terrestrial Laser Scanning*; TLS), el escaneado mediante láser aerotransportado (*Airborne Laser Scanning*; ALS), o la estéreo fotogrametría digital, para generar, de forma eficiente y precisa, información actualizada sobre el desarrollo y evolución del bosque (White *et al.*, 2016). Esta información es integrada en SIG para la edición de cartografía forestal y el análisis espacio-temporal de las tablas de sus atributos métricos y cualitativos.

El vertiginoso desarrollo de las tecnologías de computación y de comunicación e información en las últimas décadas han dotado a los inventarios forestales de poderosas herramientas para el registro, procesamiento y edición de los datos de resultados de los inventarios. En este sentido, numerosas aplicaciones informáticas han sido desarrolladas durante los últimos años, algunas de ellas incluso dirigidas a su aplicación a través de *smartphones* (Vastaranta *et al.*, 2015; Letourneau, 2017; Leinonen *et al.*, 2018).

A pesar de la necesidad de un monitoreo forestal cada vez más preciso y eficiente, la caracterización de las plantaciones forestales a nivel de árbol se ha limitado a técnicas basadas en el campo enfocadas en la medición del diámetro de la parte cilíndrica del tronco y otros atributos de tamaño, como la altura total de los árboles y el tamaño de la copa. Este procesamiento conduce a una gran incertidumbre en la medición de árboles grandes con

formas irregulares (Ferraz *et al.*, 2016). De esta manera, los estudios tradicionales destinados a desarrollar modelos alométricos para estimar la biomasa seca sobre el suelo (*Above-ground Biomass*; AGB) u otras variables a nivel de árbol se basan en métodos de muestreo destructivos, costosos e ineficientes, tratando de construir modelos alométricos aplicables en todo el mundo (Chave *et al.*, 2014; Jucker *et al.*, 2017) que generalmente conducen a incertidumbres y errores sistemáticos en las estimaciones de biomasa cuando se aplican en condiciones locales.

En respuesta a la creciente demanda de herramientas eficientes para el monitoreo forestal, durante las últimas décadas ha surgido un nuevo paradigma que no puede verse como una progresión lógica de la medición basada en parcelas existentes, sino como una forma completamente nueva de manejar inventarios forestales basada en el uso de tecnologías de teledetección (Jucker *et al.*, 2017; Wulder & Franklin, 2003).

Ese es el caso del TLS, un método de medición eficiente y no destructivo que debe considerarse como una tecnología disruptiva que requiere un replanteamiento de los estudios de vegetación (Aguilar *et al.*, 2019; Dassot *et al.*, 2011; Du *et al.*, 2019; Liang *et al.*, 2016; Maas *et al.*, 2008; Saarinen *et al.*, 2017; Suraj Reddy *et al.*, 2018). En efecto, los escáneres laser representan una tecnología emergente en continua transición desde el concepto y prototipos iniciales hasta los eficaces sistemas comerciales actuales.

Por otra parte, el análisis multitemporal mediante técnicas de teledetección basadas en sensores aerotransportados permite la estimación de la evolución de la biomasa en el tiempo y el conocimiento de su vulnerabilidad a cambios climáticos, incendios, plagas y enfermedades, periodos de sequía y/o actuaciones antrópicas. En esta línea, la tecnología LiDAR, ALS, y la estereofotogrametría a partir de cámaras digitales (aerotransportadas de forma convencional o mediante vehículos aéreos no tripulados), permiten incrementar la eficiencia y el volumen de adquisición de datos, tanto 2D como 3D, susceptibles de ser empleados como inputs en modelos de estimación de variables biofísicas forestales de interés.

Los métodos LiDAR para el inventario de áreas forestales pueden dividirse en dos grandes categorías: i) extracción de datos a escala de parcela o agrupaciones de árboles, y ii) extracción a escala de árboles aislados (Hyypä *et al.*, 2004).

Existen principalmente dos sistemas LiDAR empleados en el inventario de bosques. En primer lugar, aquéllos cuyo pulso reflejado abarca una superficie de terreno relativamente amplia (*large footprint waveform*), en cuyo caso se registra un perfil continuo de intensidad de la señal reflejada (Lefsky *et al.*, 2002). En segundo lugar, los sistemas de pequeño *footprint* que registran retornos discretos para cada pulso (Bortolot & Wynne, 2005; Hyypä *et al.*, 2008) a partir de los que se obtiene la intensidad y posición 3D de cada retorno o eco (nube de puntos). Al igual que sucede con el caso de imágenes aéreas o de satélite de naturaleza óptica, las nubes de puntos LiDAR requieren un procesado manual, más o menos intenso para extraer toda la información semántica que contienen (Zhang, 2010).

La clasificación de nubes de puntos suele ser un prerrequisito para muchas aplicaciones como, por ejemplo, el modelado de la vegetación, lo que la convierte en una línea muy actual de investigación donde se está realizando un esfuerzo muy importante de cara a la automatización de la extracción de información. Existe software disponible para la extracción manual de información forestal a partir de la visualización de nubes de puntos, como por ejemplo el software libre "Fusion" (McGaughey, 2013), desarrollado en el *United States Department of Agriculture Forest Service*. Algunos métodos de tipo automático o semiautomático han sido publicados durante los últimos años dirigidos a la extracción y medida de árboles individuales. Entre ellos podemos destacar aquéllos basados en objetos (Falkowski *et al.*, 2009), filtros de máximos locales (Brandtberg *et al.*, 2003), filtros de ventana variables (Popescu & Wynne, 2004), segmentación de imágenes (Chen, 2007), umbrales de curvatura local (Evans & Hudak, 2007) y análisis espacial wavelet (Falkowski *et al.*, 2009).

Entre las aplicaciones de la tecnología LIDAR en inventarios forestales, destaca su utilización para la extracción de métricas de árboles y masas forestales para la construcción de modelos alométricos de estimación de biomasa, fijación de carbono y estimación de otras variables de interés para el manejo del recurso forestal. Algunas líneas de investigación recientes pueden ser el desarrollo de métodos de segmentación no supervisada con información obtenida por sensores remotos para la estimación de biomasa (Di Gennaro *et al.*, 2020), el uso de escaneos láser para la obtención de la estructura 3D de los árboles y el mapeo de la densidad de carbono sobre el suelo (Coomes *et al.*, 2017), o el uso de datos LiDAR para el desarrollo de modelos de altura de copa para la extracción de los árboles dominantes (Paris *et al.*, 2016).

La descripción detallada 3D del árbol se puede utilizar para la estimación del AGB y las reservas de carbono mediante el uso de los llamados modelos de estructura cuantitativa (Calders *et al.*, 2015; Gonzalez de Tanago *et al.*, 2018). En la última década se han registrado numerosas publicaciones relativas al desarrollo de modelos alométricos ajustados a nivel local (Aguilar, Nemmaoui, *et al.*, 2019; Calders *et al.*, 2015; Kankare *et al.*, 2013; Lau *et al.*, 2018, 2019), e incluso a la descripción detallada en 3D de la arquitectura del árbol como unidad elemental para el inventario (Delagrange *et al.*, 2014; Hackenberg *et al.*, 2015; Lau *et al.*, 2019; Raumonon *et al.*, 2013).

1.3.6. Fusión de tecnologías de detección remota.

La fusión de datos procedentes de estereofotogrametría digital de muy alta resolución (datos espectrales RGB + Nir y textura) con datos LiDAR (información 3D) para la estimación de parámetros forestales de inventario forestal constituye una alternativa prometedora para aumentar la precisión y eficiencia de los inventarios forestales. En este sentido, las imágenes de cámara aerotransportada (medios convencionales o drones) podrían servir como base para la estimación de los parámetros biofísicos de masas forestales a media y gran escala, mientras que las muestras LiDAR serían empleadas en un proceso riguroso de calibración y validación de los modelos desarrollados a nivel de parcela (*multi-phase sampling design*). La fusión de información procedente de las dos escalas de trabajo permitiría incluso acometer labores de seguimiento a escala de parcela para

determinar, por ejemplo, las características individuales de cada árbol (delineación de la copa, detección de edad, altura, entre otras variables) (Aguilar, F.J., Nemmaoui, A., Aguilar, M.A., Peñalver, 2019; Aguilar, Rivas, *et al.*, 2019).

En efecto, la tecnología LiDAR (aérea o terrestre), aunque precisa y eficaz, no da respuesta a la necesidad de datos biofísicos de la estructura vertical forestal a escala regional, debido principalmente a que su coste actual es relativamente elevado. Es por ello por lo que la investigación actual en esta área de conocimiento se orienta a la fusión de datos para conseguir una modelización rigurosa a nivel de parcela o muestra a través de datos LiDAR con el objetivo de inferir datos medios globales a una escala de trabajo muy superior a través del uso exclusivo de vuelos estéreo-fotogramétricos a gran altura (avión, helicóptero o dron de ala fija), técnica de teledetección menos costosa y más eficiente a media y gran escala que la tecnología LiDAR.

Por otra parte, las aplicaciones de tecnologías SIG, incluyendo algoritmos de procesamiento de imágenes de sensores remotos y de programación lineal para la optimización de las decisiones de manejo de recursos naturales, están demostrando ser el complemento ideal como soporte para la visualización y análisis de los datos adquiridos mediante sensores remotos (Torre Tojal, 2016; Flórez & Fernández, 2017; Jeong & Ramírez-Gómez, 2017 y Díaz, 2018). Es necesario destacar la tendencia actual en el uso de entornos SIG de acceso libre en el ámbito de la investigación (e.g., QGIS), dado su coste nulo, su creciente calidad, y la presencia de foros de desarrolladores que integran de forma efectiva cualquier herramienta desarrollada como software de código abierto (Choe *et al.*, 2016; Shin, 2017).

1.4. JUSTIFICACIÓN.

La falta de datos de evaluación y seguimiento de masas forestales lo suficientemente precisos es un obstáculo en la toma de decisiones relativas a las actividades de gestión (vertiente económica) y protección (vertiente ambiental) de los bosques por parte de las entidades privadas y públicas. Los métodos tradicionales de inventario forestal que aplican procedimientos de muestreo a nivel de parcela (unidad de muestreo) ofrecen resultados

puntuales que han de ser extendidos mediante inferencia estadística para cubrir toda la zona de cultivo forestal, muchas veces de cientos o incluso miles de hectáreas.

Se trata de un procedimiento costoso y poco eficiente que, además, es prácticamente inviable en zonas forestales remotas con difícil acceso. En este sentido, se imponen nuevas estrategias de evaluación y seguimiento de la masa forestal ligada al desarrollo de tecnologías emergentes basadas en el uso de datos procedentes de sensores remotos como la tecnología TLS y la estereofotogrametría aérea de muy alta resolución (Kershaw *et al.*, 2016). Este es el núcleo del nuevo paradigma de inventario forestal denominado *Precision Forestry* (Bare, 2002), que puede definirse como el desarrollo de herramientas y procedimientos que incrementan la precisión y eficiencia en la estimación de parámetros estructurales de masas forestales (biomasa, número de árboles por hectárea, altura de árboles, área basal, diversidad, estructura, y otros) como soporte para la toma de decisiones que ayuden a mejorar la gestión y sostenibilidad de tanto plantaciones forestales como bosque natural.

Los sistemas de láser escáner (terrestre y aerotransportado) y la estereofotogrametría aérea de muy alta resolución acaparan gran parte de la investigación y desarrollo en el área de teledetección de bosques para la realización de inventarios y tareas de supervisión a pequeña y media escala, permitiendo estimar con gran precisión, mediante el adecuado procesamiento de la “nube de puntos 3D” (*Point Cloud*), diversos parámetros biofísicos y estructurales de la masa forestal. Por otra parte, y desde hace pocos años, la introducción de la tecnología *Image-Based Point Cloud*, basada en algoritmos *Structure from Motion* y *Simultaneous Localization and Mapping* (SLAM), junto con los avances registrados en la búsqueda de puntos homólogos basados en estrategias como *Semiglobal Matching* (Hirschmüller, 2007; Yu & Morel, 2011; Chandler & Buckley, 2016), permiten obtener nubes de puntos de muy alta densidad a partir de estéreo-imágenes digitales. Esta información 3D posibilita, a su vez, la obtención de modelos digitales de superficies de bosques (*Canopy Height Model*), constituyendo hoy en día una línea de investigación muy activa en el área de investigación forestal (White *et al.*, 2013). En este sentido, la fusión de datos geométricos y espectrales representa una línea de investigación novedosa donde se intenta complementar

información procedente de parámetros obtenidos mediante escáner láser e información de imágenes multispectrales (Holmgren *et al.*, 2008).

El análisis realizado pone de manifiesto la importancia de establecer metodologías eficaces y suficientemente precisas para el monitoreo de las plantaciones forestales comerciales, entre ellas las de teca, dado lo apreciado de su madera en los mercados locales e internacionales. Estas metodologías también pueden contribuir al establecimiento de procedimientos fiables para el estudio de su dinámica y cómo son afectadas por fenómenos puntuales como sequías, incendios, tratamientos silvícolas, enfermedades y plagas, o por otro tipo de cambios, más a medio-largo plazo, como el fenómeno de cambio climático. En este contexto, cobra especial relevancia el estudio espacio-temporal de su capacidad de fijación de carbono atmosférico, donde las metodologías de monitoreo de la biomasa forestal y sus características (Picard *et al.*, 2012) pueden facilitar la reducción de la incertidumbre relativa al desconocimiento sobre las tasas de cambio de la cobertura forestal, generando información cuantitativa sobre la biomasa y el carbono almacenado en las plantaciones de teca de la Región Costa de Ecuador.

Por último, la estimación de la densidad de biomasa forestal disponible a lo largo del tiempo supone una variable imprescindible para el conocimiento del abastecimiento potencial a la industria maderera. Además, la información suministrada a partir de inventarios periódicos mediante el procesamiento de datos procedentes de sensores aerotransportados permitiría la determinación racional de la intensidad de la gestión, expresada como tasa de aprovechamiento de la biomasa maderable en las masas forestales de manera sostenible y adaptada a la capacidad productiva de cada zona.

La extrapolación de los modelos desarrollados sobre plantaciones de teca a otros escenarios, previa adaptación y calibración de estos a otras especies forestales y/o ecosistemas, podría constituir una herramienta muy valiosa para ayudar a la gestión integrada y sostenible de las masas forestales en Ecuador.

1.5. OBJETIVOS.

1.5.1. Objetivo General.

La hipótesis que se pretende contrastar en esta tesis es si el uso de sensores remotos permite estimar con precisión y agilidad la producción de biomasa y caracterizar la estructura vertical y horizontal de las plantaciones de teca (*Tectona grandis* Linn. F.) en la Región Costa de Ecuador. Por ello, el objetivo general del presente trabajo de investigación plantea evaluar el uso de tecnologías de detección remota mediante la combinación de datos obtenidos con escáner laser terrestre (TLS) y estereofotogrametría desde plataforma UAV (*Unmanned Aerial Vehicle*) para la determinación de variable biofísicas de interés para el manejo y gestión sostenible de plantaciones de teca en la Región Costa de Ecuador.

1.5.2. Objetivos Específicos.

1. Caracterizar las plantaciones de teca de la Región Costa de Ecuador mediante metodologías de Inventario Forestal Tradicional.
2. Evaluar la precisión y eficiencia del inventario de plantaciones de teca mediante escáner laser terrestre.
3. Valorar el método de muestreo angular en términos de precisión y eficacia para el inventario de plantaciones forestales de teca.
4. Evaluar la posibilidad de generar modelos digitales del terreno de alta precisión y resolución espacial a partir de estéreo imágenes UAV como paso preliminar para el soporte de inventarios digitales de plantaciones de teca a media escala en bosques secos tropicales.
5. Elaborar ecuaciones alométricas locales para plantaciones de teca ubicadas en la región costera de Ecuador a partir de datos de escaneo láser terrestre.

1.6. REFERENCIAS.

Aguilar, F.J., Nemmaoui, A., Aguilar, M.A., Peñalver, A. (2019). Fusion of Terrestrial Laser Scanning and RPAS Image-based Point Clouds in Mediterranean Forest Inventories. *DYNA*, 94(2), 131–136. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.6036/8892>

Aguilar, F. J., Nemmaoui, A., Peñalver, A., Rivas, J. R., & Aguilar, M. A. (2019). Developing allometric equations for teak plantations located in the coastal region of ecuador from

terrestrial laser scanning data. *Forests*, 10(12), 1050.
<https://doi.org/10.3390/F10121050>

- Aguilar, F. J., Rivas, J. R., Nemmaoui, A., Peñalver, A., & Aguilar, M. A. (2019). UAV-Based Digital Terrain Model Generation under Leaf-Off Conditions to Support Teak Plantations Inventories in Tropical Dry Forests. A Case of the Coastal Region of Ecuador. *Sensors*, 19(8), 1934. <https://doi.org/10.3390/s19081934>
- Anuchin, N. P. (1970). *Forest mensuration (Lesnaya Taksasiya)* (Israel Pro). Forest Scientific Translation.
- Bahamondez, C., Lorenz, M., Mery, G., & Varjo, J. (2005). *Evaluación de los recursos forestales ante necesidades cambiantes de información*. International Union of Forest Research, IUFRO.
<https://www.google.com/search?q=Bahamondez%2C+C.%3B+Lorenz%2C+M.%3B+Mery%2C+G.%3B+%26+Varjo%2C+J.+%282005%29.+Evaluaci3n+de+los+recursos+forestales+ante+necesidades+cambiantes+de+informaci3n.+International+Union+of+Forest+Research%2C+IUFRO.&aq=Baham>
- Bare, B. (2002). *Sustainable Forest Resource Management: Some Observations*.
<http://faculty.washington.edu/bare/nchupresentation.pdf>
- Barranco G., J. L. (2002). *Captura de carbono retrospectivo, actual y potencial en el área natural protegida estatal Nahuatlaca-Matlazinca en el Estado de México*. UNAM.
- Bechtold, W. A., & Scott, C. T. (2005). The Forest Inventory and Analysis plot design. *The Enhanced Forest Inventory and Analysis Program: National Sampling Design and Estimation Procedures, 080*, 27–67. <https://doi.org/10.2737/SRS-GTR-80>
- Benjamín Ordóñez, J. A., & Masera, O. (2001). Captura de carbono ante el cambio climático. In *Madera y Bosques* (Vol. 7, Issue 1).
- Bortolot, Z. J., & Wynne, R. H. (2005). Estimating forest biomass using small footprint LiDAR data: An individual tree-based approach that incorporates training data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 59(6), 342–360.
<https://doi.org/10.1016/J.ISPRSJPRS.2005.07.001>
- Brandtberg, T., Warner, T. A., Landenberger, R. E., & McGraw, J. B. (2003). Detection and analysis of individual leaf-off tree crowns in small footprint, high sampling density lidar data from the eastern deciduous forest in North America. *Remote Sensing of Environment*, 85(3), 290–303. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(03\)00008-7](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(03)00008-7)
- Brown, S. (1997). *Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests: A Primer*. FAO Forestry Paper Vol.134.
[https://www.scirp.org/\(S\(i43dyn45teexjx455qlt3d2q\)\)/reference/ReferencesPapers.aspx?ReferenceID=1459733](https://www.scirp.org/(S(i43dyn45teexjx455qlt3d2q))/reference/ReferencesPapers.aspx?ReferenceID=1459733)
- Brown, S., & Lugo, A. E. (1992). S. Brown and A. E. Lugo, "Aboveground Biomass Estimates for Tropical Moist Forests of the Brazilian Amazon," *Interciencia*, Vol. 17, 1992, pp. 8-18. - *References - Scientific Research Publishing*. Interciencia, Vol. 17.

[https://www.scirp.org/\(S\(lz5mqp453edsnp55rrgjt55\)\)/reference/ReferencesPapers.aspx?ReferenceID=245026](https://www.scirp.org/(S(lz5mqp453edsnp55rrgjt55))/reference/ReferencesPapers.aspx?ReferenceID=245026)

- Bryson, R. A., & Dittberner, G. J. (1976). A Non-Equilibrium Model of Hemispheric Mean Surface Temperature. *Journal of the Atmospheric Sciences*, 33(11), 2094–2106. [https://doi.org/10.1175/1520-0469\(1976\)033<2094:ANEMOH>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0469(1976)033<2094:ANEMOH>2.0.CO;2)
- Calders, K., Newnham, G., Burt, A., Murphy, S., Raunonen, P., Herold, M., Culvenor, D., Avitabile, V., Disney, M., Armston, J., & Kaasalainen, M. (2015). Nondestructive estimates of above-ground biomass using terrestrial laser scanning. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(2), 198–208. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12301>
- Callo-Concha, D., Krishnamurthy, L., & Alegre, J. (2002). Tecnologías Agroforestales para el Desarrollo Rural Sostenible. In L. Krishnamurthy & Miguel Uribe Gómez (Eds.), *Tecnologías Agroforestales para el Desarrollo Rural Sostenible*. (PNUMA-SEMARNAT, pp. 159–182). <https://es.calameo.com/read/000908327951659bfc946>
- Campelo de Santana, S. (2014). *Estudio de biomasa forestal a través de herramientas de teledetección*. [Universidad de Valladolid]. <https://operacionco2.com/upload/image/tesis-de-master-campelo-sh-2014.jpg>
- Cañadas, Á., Andrade-Candell, J., Domínguez, J. M., Molina, C., Schnabel, O., Vargas-Hernández, J. J., & Wehenkel, C. (2018). Growth and Yield Models for Teak Planted as Living Fences in Coastal Ecuador. *Forests*, 9(2), 55. <https://doi.org/10.3390/f9020055>
- Chandler, J., & Buckley, S. (2016). Structure from motion (SFM) photogrammetry vs terrestrial laser scanning. In ©2016 American Geosciences Institute and used with their permission. https://repository.lboro.ac.uk/articles/Structure_from_motion_SFM_photogrammetry_vs_terrestrial_laser_scanning/9457565
- Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M. S., Delitti, W. B. C., Duque, A., Eid, T., Fearnside, P. M., Goodman, R. C., Henry, M., Martínez-Yrizar, A., Mugasha, W. A., Muller-Landau, H. C., Mencuccini, M., Nelson, B. W., Ngomanda, A., Nogueira, E. M., Ortiz-Malavassi, E., ... Vieilledent, G. (2014). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, 20(10), 3177–3190. <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>
- Chen, Q. (2007). Airborne Lidar Data Processing and Information Extraction. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 73(2), 109–112.
- Choe, B. N., Shin, S. H., & Lee, J. H. (2016). Policy framework for geospatial technology based on the open source GIS SW in South Korea. *Spatial Information Research*, 24(1), 1–10. <https://doi.org/10.1007/s41324-016-0005-2>
- Coomes, D., Dalponte, M., Jucker, T., Asner, G. P., Banin, L. F., Burslem, D. F. R. P., Lewis, S. L., Nilus, R., Phillips, O. L., Phua, M. H., & Qie, L. (2017). Area-based vs tree-centric approaches to mapping forest carbon in Southeast Asian forests from airborne laser scanning data. *Remote Sensing of Environment*, 194, 77–88. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.03.017>

- Dassot, M., Constant, T., & Fournier, M. (2011). The use of terrestrial LiDAR technology in forest science: application fields, benefits and challenges. *Annals of Forest Science*, 68(5), 959–974. <https://doi.org/10.1007/s13595-011-0102-2>
- Dauber, E., Terán, J., & Guzmán, R. (2000). *Estimaciones de Biomasa y Carbono en bosques naturales de Bolivia Estimaciones de biomasa y carbono en bosques naturales de Bolivia / Request PDF*. Revista Forestal Iberoamerica. https://www.researchgate.net/publication/268047339_Teran_Estimaciones_de_Biomasa_y_Carbono_en_bosques_naturales_de_Bolivia_Estimaciones_de_biomasa_y_carbono_en_bosques_naturales_de_Bolivia
- Delagrangé, S., Jauvin, C., & Rochon, P. (2014). PypeTree: A Tool for Reconstructing Tree Perennial Tissues from Point Clouds. *Sensors*, 14(3), 4271–4289. <https://doi.org/10.3390/s140304271>
- Di Gennaro, S., Nati, C., Dainelli, R., Pastonchi, L., Berton, A., Toscano, P., & Matese, A. (2020). An Automatic UAV Based Segmentation Approach for Pruning Biomass Estimation in Irregularly Spaced Chestnut Orchards. *Forests*, 11(3), 308. <https://doi.org/10.3390/f11030308>
- Díaz, J. (2018). *Desarrollo de un modelo de datos y diseño de una aplicación SIG para la localización de la interfaz urbano forestal y priorización de actuaciones preventivas contra incendios forestales. Validación del modelo de datos en una demarcación forestal de la Región de Murcia* [Digitum]. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=157926&info=resumen&idioma=SPA>
- Diéguez-Aranda, U., Rojo-Alboreca, A., Castedo-Dorado, F., González, J., Anta, M., Crecente-Campo, F., Gonzalez-Gonzalez, J. M., Pérez Cruzado, C., Rodríguez-Soalleiro, R., López-Sánchez, C., Balboa-Murias, M., Gorgoso-Varela, J., Sanchez-Rodriguez, F., & Gómez-García, E. (2009). *Herramientas selvícolas para la gestión forestal sostenible en Galicia*. Escuela Politécnica Superior Universidad de Santiago de Compostela. https://www.researchgate.net/publication/305443573_Herramientas_selvicolas_para_la_gestion_forestal_sostenible_en_Galicia
- Domingo, D., Lamelas-Gracia, M. T., Montealegre-Gracia, A. L., & de la Riva-Fernández, J. (2017). Comparison of regression models to estimate biomass losses and CO₂ emissions using low-density airborne laser scanning data in a burnt Aleppo pine forest. *Eur. J. Remote Sens.*, 50(1), 384–396. <https://doi.org/10.1080/22797254.2017.1336067>
- Du, S., Lindenbergh, R., Ledoux, H., Stoter, J., & Nan, L. (2019). AdTree: Accurate, Detailed, and Automatic Modelling of Laser-Scanned Trees. *Remote Sensing*, 11(18), 2074. <https://doi.org/10.3390/rs11182074>
- Evans, J. S., & Hudak, A. T. (2007). A Multiscale Curvature Algorithm for Classifying Discrete Return LiDAR in Forested Environments. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 45(4), 1029–1038. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2006.890412>
- Falkowski, M., Wulder, M., White, J., & Gillis, M. (2009). Supporting large-area, sample-

- based forest inventories with very high spatial resolution satellite imagery. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 33(3), 403–423.
<https://doi.org/10.1177/0309133309342643>
- Fao. (1981). *Manual of forest inventory*. <http://www.fao.org/3/a-ap358e.pdf>
- FAO. (2008). Food and Agriculture Organization of the United Nations An international journal of forestry and forest industries. *Unasylva*, 59.
www.fao.org/forestry/unasylvaCommentsandqueriesarewelcome:unasylva@fao.org
- Ferraz, A., Saatchi, S., Mallet, C., & Meyer, V. (2016). Lidar detection of individual tree size in tropical forests. *Remote Sensing of Environment*, 183(15), 318–333.
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.05.028>
- Flórez, D., & Fernández, D. (2017). *LOS SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA. UNA REVISIÓN* (Vol. 9 Num 9).
<https://scholar.google.com/citations?user=woqGRToAAAAJ&hl=es>
- Fragoso, P. (2003). *Estimación del contenido y captura de carbono en biomasa aérea del predio “Cerro Grande” municipio de Tancítaro Michoacán México* [Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo].
<http://www2.inecc.gob.mx/descargas/cclimatico/414.pdf>
- Gonzalez de Tanago, J., Lau, A., Bartholomeus, H., Herold, M., Avitabile, V., Raumonon, P., Martius, C., Goodman, R. C., Disney, M., Manuri, S., Burt, A., & Calders, K. (2018). Estimation of above-ground biomass of large tropical trees with terrestrial LiDAR. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(2), 223–234. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12904>
- González Zárate, M. (2008). *Estimación de la biomasa aérea y la captura de carbono en regeneración natural de Pinus masiminoi H. E. Moore, Pinus oocarpa var. ochoterenai Mtz, y Quercus sp. en el norte del estado de Chiapas, México* [CATIE, Turrialba (Costa Rica)]. <http://repositorio.bibliotecaorton.catie.ac.cr:80/handle/11554/1699>
- Hackenberg, J., Spiecker, H., Calders, K., Disney, M., & Raumonon, P. (2015). SimpleTree — An Efficient Open Source Tool to Build Tree Models from TLS Clouds. *Forests*, 6(12), 4245–4294. <https://doi.org/10.3390/f6114245>
- Henry, M., Picard, N., Trotta, C., Manlay, R. J., Valentini, R., Bernoux, M., & Saint-André, L. (2011). Estimating tree biomass of sub-Saharan African forests: A review of available allometric equations. In *Silva Fennica* (Vol. 45, Issue 3, pp. 477–569). Finnish Society of Forest Science. <https://doi.org/10.14214/sf.38>
- Herrera de la Vega, F., & Lucatero, A. (2003). *Inventario de Carbono Capturado Actual en el Ejido Las Casitas, Municipio de Izúcar de Matamoros, Puebla, México*. Universidad Autónoma Chapingo.
- Hese, S., Lucht, W., Schmullius, C., Barnsley, M., Dubayah, R., Knorr, D., Neumann, K., Riedel, T., & Schröter, K. (2005). Global biomass mapping for an improved understanding of the CO₂ balance - The Earth observation mission Carbon-3D. *Remote Sensing of*

Environment, 94(1), 94–104. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.09.006>

Hirata, Y., Furuya, N., Saito, H., Pak, C., Leng, C., Sokh, H., Ma, V., Kajisa, T., Ota, T., & Mizoue, N. (2018). Object-Based Mapping of Aboveground Biomass in Tropical Forests Using LiDAR and Very-High-Spatial-Resolution Satellite Data. *Remote Sens.*, 10(3), 438. <https://doi.org/10.3390/rs10030438>

Hirschmüller, H. (2007). Stereo Processing by Semi-Global Matching and Mutual Information. In *IEEE TRANSACTIONS ON PATTERN ANALYSIS AND MACHINE INTELLIGENCE*. www.middlebury.edu/stereo

Holmgren, J., Persson, Å., & Söderman, U. (2008). Species identification of individual trees by combining high resolution LiDAR data with multi-spectral images. *International Journal of Remote Sensing*, 29(5), 1537–1552. <https://doi.org/10.1080/01431160701736471>

Houghton, J., Meira Filho, L., Lim, B., Treanton, K., Mamaty, I., & Bonduki, Y. (1996). Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories — IPCC. In 1997. <https://www.ipcc.ch/report/revised-1996-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories/>

Hyypä, J., Hyypä, H., Leckie, D., Gougeon, F., Yu, X., & Maltamo, M. (2008). Review of methods of small-footprint airborne laser scanning for extracting forest inventory data in boreal forests. *International Journal of Remote Sensing*, 29(5), 1339–1366. <https://doi.org/10.1080/01431160701736489>

Jeong, J., & Ramírez-Gómez, Á. (2017). A Multicriteria GIS-Based Assessment to Optimize Biomass Facility Sites with Parallel Environment—A Case Study in Spain. *Energies*, 10(12), 2095. <https://doi.org/10.3390/en10122095>

Jiménez, E., & Landeta, A. (2006). *Producción de biomasa y fijación de carbono en plantaciones de teca (Tectona grandis Linn F.) Campus Prosperina – ESPOL [ESPOL]*. <https://www.researchgate.net/publication/28795953>

Jucker, T., Caspersen, J., Chave, J., Antin, C., Barbier, N., Bongers, F., Dalponte, M., van Ewijk, K. Y., Forrester, D. I., Haeni, M., Higgins, S. I., Holdaway, R. J., Iida, Y., Lorimer, C., Marshall, P. L., Momo, S., Moncrieff, G. R., Ploton, P., Poorter, L., ... Coomes, D. A. (2017). Allometric equations for integrating remote sensing imagery into forest monitoring programmes. *Global Change Biology*, 23(1), 177–190. <https://doi.org/10.1111/gcb.13388>

Kankare, V., Holopainen, M., Vastaranta, M., Puttonen, E., Yu, X., Hyypä, J., Vaaja, M., Hyypä, H., & Alho, P. (2013). Individual tree biomass estimation using terrestrial laser scanning. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.*, 75, 64–75. <https://doi.org/10.1016/J.ISPRSJPRS.2012.10.003>

Kershaw, J. A., Ducey, M. J., Beers, T. W., & Husch, B. (2016). *Forest mensuration* (5th edit.). John Wiley & Sons.

Ketterings, Q. M., Coe, R., Van Noordwijk, M., Ambagau, Y., & Palm, C. A. (2001). Reducing

- uncertainty in the use of allometric biomass equations for predicting above-ground tree biomass in mixed secondary forests. *Forest Ecology and Management*, 146(1–3), 199–209. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00460-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00460-6)
- Köhl, M., Magnussen, S., & Marchetti, M. (2006). *Sampling Methods, Remote Sensing and GIS Multiresource Forest Inventory*. Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-540-32572-7>
- Kollert, W., & Cherubini, L. (2012). *Teak Resources and Market Assessment 2010* (Planted Forests and Trees Working Paper FP/47/E). <http://www.fao.org/3/an537e/an537e00.pdf>
- Kollert, W., & Kleine, M. (2017). *The global teak study: analysis, evaluation and future potential of teak resources* (W. Kollert & M. Kleine (eds.)). International Union of Forest Research Organisations. IUFRO World Series Volume 36.
- Kollmann, F. (1959). *Tecnología de la madera y sus aplicaciones*. Ministerio de Agricultura. Dirección General de Montes, Caza y Pesca Fluvial. Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias y Servicio de la Madera.
- Kraenzel, M., Castillo, A., Moore, T., & Potvin, C. (2003). Carbon storage of harvest-age teak (*Tectona grandis*) plantations, Panama. *Forest Ecology and Management*, 173(1–3), 213–225. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00002-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00002-6)
- Lamprecht, S., Hill, A., Stoffels, J., & Udelhoven, T. (2017). A Machine Learning Method for Co-Registration and Individual Tree Matching of Forest Inventory and Airborne Laser Scanning Data. *Remote Sensing*, 9(5), 505. <https://doi.org/10.3390/rs9050505>
- Lau, A., Bentley, L. P., Martius, C., Shenkin, A., Bartholomeus, H., Raumonon, P., Malhi, Y., Jackson, T., & Herold, M. (2018). Quantifying branch architecture of tropical trees using terrestrial LiDAR and 3D modelling. *Trees*, 32(5), 1219–1231. <https://doi.org/10.1007/s00468-018-1704-1>
- Lau, A., Calders, K., Bartholomeus, H., Martius, C., Raumonon, P., Herold, M., Vicari, M., Sukhdeo, H., Singh, J., & Goodman, R. (2019). Tree Biomass Equations from Terrestrial LiDAR: A Case Study in Guyana. *Forests*, 10(6), 527. <https://doi.org/10.3390/f10060527>
- Le Quéré, C., Raupach, M. R., Canadell, J. G., Marland, G., Bopp, L., Ciais, P., Conway, T. J., Doney, S. C., Feely, R. A., Foster, P., Friedlingstein, P., Gurney, K., Houghton, R. A., House, J. I., Huntingford, C., Levy, P. E., Lomas, M. R., Majkut, J., Metzl, N., ... Woodward, F. I. (2009). Trends in the sources and sinks of carbon dioxide. *Nature Geoscience*, 2(12), 831–836. <https://doi.org/10.1038/ngeo689>
- Lefsky, M. A., Cohen, W. B., Parker, G. G., & Harding, D. J. (2002). Lidar Remote Sensing for Ecosystem Studies Lidar, an emerging remote sensing technology that directly measures the three-dimensional distribution of plant canopies, can accurately estimate vegetation structural attributes and should be of particular interest. *BioScience*, 52(1), 19–30. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0019:lrsfes\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0019:lrsfes]2.0.co;2)

- Leinonen, U., Koskinen, J., Makandi, H., Mauya, E., & Käyhkö, N. (2018). Open foris and google earth engine linking expert participation with natural resource mapping and remote sensing training in Tanzania. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences - ISPRS Archives*, 42(4W8), 117–122. <https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLII-4-W8-117-2018>
- Letourneau, F. (2017). *Módulo de Simulación de Trozado de Árboles del Software "calcuLEMUs."* <http://sipan.inta.gob.ar/#Herramientas>.
- Liang, X., Kankare, V., Hyyppä, J., Wang, Y., Kukko, A., Haggrén, H., Yu, X., Kaartinen, H., Jaakkola, A., Guan, F., Holopainen, M., & Vastaranta, M. (2016). Terrestrial laser scanning in forest inventories. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.*, 115, 63–77. <https://doi.org/10.1016/J.ISPRSJPRES.2016.01.006>
- Loetsch, F., Haller, K., & Zohrer, F. (1973). *Forest inventory : v.1*. BLV Verlagsgesellschaft. <https://www.worldcat.org/title/forest-inventory-v1/oclc/217175998?referer=di&ht=edition>
- López, H. G., Vaides, E. E., & Alvarado, A. (2018). Evaluación de carbono fijado en la biomasa aérea de plantaciones de teca en Chahal, Alta Verapaz, Guatemala. *Agronomía Costarricense: Revista de Ciencias Agrícolas*, ISSN 0377-9424, Vol. 42, No. 1, 2018, Págs. 137-153, 42(1), 137–153. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6272203>
- Lu, D. (2006). The potential and challenge of remote sensing-based biomass estimation. In *International Journal of Remote Sensing* (Vol. 27, Issue 7, pp. 1297–1328). Taylor and Francis Ltd. <https://doi.org/10.1080/01431160500486732>
- Maas, H. -G., Bienert, A., Scheller, S., & Keane, E. (2008). Automatic forest inventory parameter determination from terrestrial laser scanner data. *International Journal of Remote Sensing*, 29(5), 1579–1593. <https://doi.org/10.1080/01431160701736406>
- McGaughey, R. J. (2013). *Fusion/LDV: Software for LIDAR Data Analysis and Visualization. Fusion Version 3.30.*
- Návar-Cháidez, J., Rodríguez-Flores, F. de J., & Domínguez-Calleros, P. A. (2013). Ecuaciones alométricas para árboles tropicales: aplicación al inventario forestal de Sinaloa, México. *Agronomía Mesoamericana*, 24, núm 2, 347–356. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=43729228011>
- NOAA. (2017). *Carbon dioxide levels rose at record pace for 2nd straight year | National Oceanic and Atmospheric Administration.* <https://www.noaa.gov/news/carbon-dioxide-levels-rose-at-record-pace-for-2nd-straight-year>
- Ordoñez, J. (1999). *Captura de Carbono en un Bosque Templado: El Caso de San Juan Nuevo, Michoacán* [Facultad de Ciencias UNAM]. https://www.researchgate.net/publication/292788246_Captura_de_Carbono_en_un_Bosque_Templado_El_Caso_de_San_Juan_Nuevo_Michoacan
- Orrego, S. A., Jaramillo, L. F., & Loaiza, L. M. (1999). *Venta de servicios ambientales:*

Posibilidades y limitaciones para el departamento del Chocó. Ensayos de Economía.
<https://scholar.google.com/citations?user=LhQuFEMAAAAJ&hl=es>

- Ounban, W., Puangchit, L., & Diloksumpun, S. (2016). Development of general biomass allometric equations for *Tectona grandis* Linn.f. and *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh. plantations in Thailand. *Agriculture and Natural Resources*, 50(1), 48–53.
<https://doi.org/10.1016/j.anres.2015.08.001>
- Pachauri, R. K., Meyer, L., Allen, M. R., Barros, V. R., Broome, J., Cramer, W., Jiang, K., Jiménez Cisneros México, B., Kattsov, V., Lee, H., Minx, J., Mulugetta, Y., Brinkman, S., van Kesteren, L., Leprince-Ringuet, N., & van Boxmeer, F. (2014). *IPCC, 2014: Cambio climático 2014: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático.* <http://www.ipcc.ch>.
- Pachauri, R. K., Reisinger, A., Bernstein, L., Bosch, P., Canziani, O., Chen, Z., Christ, R., Davidson, O., Hare, W., Huq, S., Karoly, D., Kattsov, V., Kundzewicz, Z., Liu, J., Lohmann, U., Manning, M., Matsuno, T., Menne, B., Metz, B., ... Madan, P. (2007). *IPCC, 2007: Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático.* https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ar4_syr_sp.pdf
- Pardé, J., & Bouchon, J. (1994). *Dasometría*. Editorial Paraninfo.
https://books.google.com.ec/books/about/Dasometría.html?id=x0QQAgAACAAJ&redir_esc=y
- Paris, C., Valduga, D., & Bruzzone, L. (2016). A Hierarchical Approach to Three-Dimensional Segmentation of LiDAR Data at Single-Tree Level in a Multilayered Forest. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 54(7), 4190–4203.
<https://doi.org/10.1109/TGRS.2016.2538203>
- Penman, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K., & Wagner, F. (2003). *Intergovernmental Panel on Climate Change Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme Published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC.* <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp>
- Pérez, L. D., & Kanninen, M. (2003). Aboveground biomass of *Tectona grandis* plantations in Costa Rica. *Journal of Tropical Forest Science*, 15, 199–213.
<https://doi.org/10.2307/23616336>
- Picard, N., Saint-André, L., & Henry, M. (2012). *Manuel de construction d'équations allométriques pour l'estimation du volume et la biomasse des arbres: de la mesure de terrain à la prédiction.* CIRAD y FAO. <http://www.fao.org/3/i3058s/i3058s.pdf>
- Popescu, S. C., & Wynne, R. H. (2004). Seeing the Trees in the Forest. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 70(5), 589–604.
<https://doi.org/10.14358/PERS.70.5.589>
- Raunonen, P., Kaasalainen, M., Åkerblom, M., Kaasalainen, S., Kaartinen, H., Vastaranta, M.,

- Holopainen, M., Disney, M., & Lewis, P. (2013). Fast Automatic Precision Tree Models from Terrestrial Laser Scanner Data. *Remote Sensing*, 5(2), 491–520. <https://doi.org/10.3390/rs5020491>
- Rodríguez Vázquez De Aldana, B., Criado, G., Ciudad, A. G., & Zabalgoceazcoa, Í. (2012). *Biomasa y cultivo de la colza*. http://portal.ipb.pt/portal/page?_pageid=395,192288&_dad=portal&_schema=PORTAL
- Saarinen, N., Kankare, V., Vastaranta, M., Luoma, V., Pyörälä, J., Tanhuanpää, T., Liang, X., Kaartinen, H., Kukko, A., Jaakkola, A., Yu, X., Holopainen, M., & Hyyppä, J. (2017). Feasibility of Terrestrial laser scanning for collecting stem volume information from single trees. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.*, 123, 140–158. <https://doi.org/10.1016/J.ISPRSJPRS.2016.11.012>
- Saura Estapá, J. (2003). *Cumplimiento del protocolo de Kioto sobre cambio climático*. Marcial Pons. Ediciones Jurídicas y Sociales.
- Shin, S. (2017). *Introduction to Open Source GIS*. <https://es.slideshare.net/endofcap/introduction-to-open-source-gis>
- Suraj Reddy, R., Rakesh, A., Jha, C. S., & Rajan, K. S. (2018). Automatic Estimation of Tree Stem Attributes Using Terrestrial Laser Scanning in Central Indian Dry Deciduous Forests. *Current Science*, 114(1), 201–206. <https://doi.org/10.18520/cs/v114/i01/201-206>
- Torre Tojal, L. (2016). *Diseño y contraste de nuevos modelos de estimación del potencial energético de biomasa forestal en el Territorio de Bizkaia mediante técnicas de análisis estadístico espacial usando herramientas GIS con datos LiDAR*. <https://repositorio.unican.es/xmlui/handle/10902/8444>
- Trochta, J., Krůček, M., Vrška, T., & Král, K. (2017). 3D Forest: An application for descriptions of three-dimensional forest structures using terrestrial LiDAR. *PLOS ONE*, 12(5), e0176871. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0176871>
- Van Laar, A., & Akça, A. (2007). Forest Mensuration. In K. von Gadow, T. Pukkala, & M. Tomé (Eds.), *Forest Mensuration* (Vol. 13, p. 15). Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5991-9>
- Vásquez, A., & Arellano, H. (2012). Estructura, Biomasa aérea y carbono almacenado en los bosques del Sur y Noroccidente de córdoba. *Colombia Diversidad Biótica*, XVII, 923–961. <http://arxiv.org/abs/1208.0248>
- Vastaranta, M., Latorre, E. G., Luoma, V., Saarinen, N., Holopainen, M., & Hyyppä, J. (2015). Evaluation of a smartphone app for forest sample plot measurements. *Forests*, 6(4), 1179–1194. <https://doi.org/10.3390/f6041179>
- Villavicencio, X., & García, F. (2015). *Estimación de carbono almacenado en biomasa aérea en plantación de Teca (Tectona grandis L.F.), ubicada en la parroquia Huámbi, provincia de Morona Santiago* [Universidad Nacional de Loja].

<https://dspace.unl.edu.ec/jspui/handle/123456789/9966>

- White, A., Cannell, M. G. R., & Friend, A. D. (2000). CO2 stabilization, climate change and the terrestrial carbon sink. *Global Change Biology*, 6(7), 817–833. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2000.00358.x>
- White, J. C., Coops, N. C., Wulder, M. A., Vastaranta, M., Hilker, T., & Tompalski, P. (2016). Remote Sensing Technologies for Enhancing Forest Inventories: A Review. *Can. J. Remote Sens.*, 42(5), 619–641. <https://doi.org/10.1080/07038992.2016.1207484>
- White, J., Wulder, M., Vastaranta, M., Coops, N., Pitt, D., & Woods, M. (2013). The Utility of Image-Based Point Clouds for Forest Inventory: A Comparison with Airborne Laser Scanning. *Forests*, 4(3), 518–536. <https://doi.org/10.3390/f4030518>
- Woronko, S. F. (1977). Comments on “A Non-Equilibrium Model of Hemispheric Mean Surface Temperature.” *Journal of the Atmospheric Sciences*, 34(11), 1820–1821. [https://doi.org/10.1175/1520-0469\(1977\)034<1820:CONEMO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0469(1977)034<1820:CONEMO>2.0.CO;2)
- Wulder, M. A., & Franklin, S. E. (2003). Remote Sensing of Forest Environments, Concepts and Case Studies. In S. E. Wulder, Michael, Franklin (Ed.), *Springer US* (1st ed.). Springer US. <https://doi.org/10.1007/978-1-4615-0306-4>
- Yu, G., & Morel, J.-M. (2011). ASIFT: An Algorithm for Fully Affine Invariant Comparison. *Image Processing On Line*, 1, 11–38. <https://doi.org/10.5201/ipol.2011.my-asift>
- Zamora C., J. C. (2003). *Estimación del contenido de carbono en biomasa aérea en el bosque de pino del ejido “La Majada” municipio de Periban de Ramos, Michoacán*. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Zhang, J. (2010). Multi-source remote sensing data fusion: status and trends. *Int. J. Image Data Fusion*, 1(1), 5–24. <https://doi.org/10.1080/19479830903561035>

CAPÍTULO 2.

DESCRIPCIÓN DE LAS PLANTACIONES DE TECA EN LA ZONA DE ESTUDIO. INVENTARIO FORESTAL TRADICIONAL.

CAPÍTULO 2.

DESCRIPCIÓN DE LAS PLANTACIONES DE TECA EN LA ZONA DE ESTUDIO. INVENTARIO FORESTAL TRADICIONAL.

2.1. CARACTERIZACIÓN DE LAS PLANTACIONES DE TECA DE LA REGIÓN COSTA DE ECUADOR.

2.1.1. Población de Estudio.

La población objeto de estudio la constituyen tres plantaciones de teca ubicadas en la Provincia de Guayas (Fig. 2.2.1). Las plantaciones seleccionadas como áreas de investigación se sitúan en los siguientes predios:

- Morondava. Con una superficie de 78.28 ha y árboles de edades entre 2 y 3 años en el momento de la ejecución de las labores del Inventario Forestal Tradicional (IFT) (marzo a mayo de 2018). Coordenadas geográficas latitud 2°6'11.72" S y longitud 80°2'59.43" W.
- El Tecal. Plantación de 21.12 ha y con una edad homogénea de 17 años en el momento de la realización del IFT. Coordenadas geográficas latitud 1°31'53.07" S y longitud 80°20'30.51" W.
- All Teak. Con una superficie de 57.22 ha y edades variables de 4, 10 y 12 años en el momento de la realización del IFT. Coordenadas geográficas latitud 1°8'7.23" S y longitud 79°41'58.08" W.

Las 156.62 ha de plantaciones seleccionadas son representativas de las características ecológicas del Bosque Seco Tropical y Bosque Tropical Semihúmedo (Holdridge, 1982). El régimen de precipitación en las zonas de estudio se caracteriza por ser unimodal, con un período lluvioso en el primer trimestre del año y una marcada sequía durante el resto del año. La precipitación media anual oscila entre los 600 mm y los 1600

mm, con una temperatura media anual de unos 25 °C, y una humedad relativa entre un 80 y un 90 % (INAMHI, 2017).

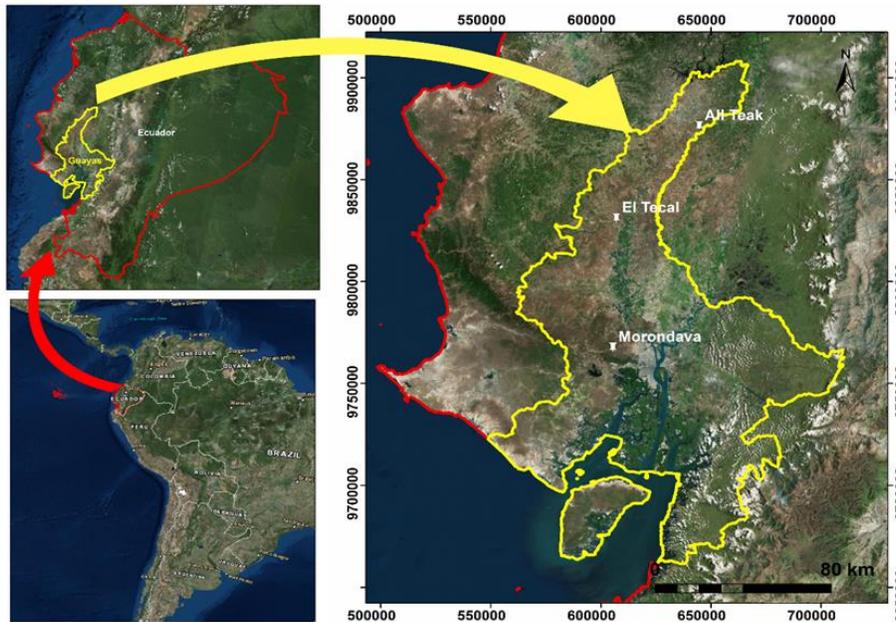


Fig. 2.1.1 Localización de las tres plantaciones de teca objeto de estudio en la provincia de Guayas, Región Costa de Ecuador.

2.1.2. Variables dasométricas relacionadas con la estructura vertical y horizontal de la plantación.

En las plantaciones seleccionadas se aplicaron métodos tradicionales de inventario forestal mediante muestreo probabilístico estratificado, levantándose 62 parcelas de muestreo circulares de superficie fija de 500 m² para la estimación de las variables dasométricas de cada plantación. El tamaño de parcela empleado se adapta al rango recomendado por White *et al.* (2013) de unos 200 a 625 m².

Se determinaron los valores de producción de biomasa y fijación de carbono, así como aquellas relacionadas con el rendimiento maderable y la estructura de las plantaciones.

La información levantada y generada mediante los IFT servirá como descripción detallada de las características generales de las plantaciones estudiadas en esta tesis doctoral. La información recabada en este capítulo se considera imprescindible para el posterior desarrollo y comprensión de los siguientes capítulos, donde se exponen y evalúan

nuevos métodos para incrementar la eficiencia y la calidad de la información aportada por el uso de sensores remotos y técnicas de muestreo angular.

2.2. MUESTREO.

El número de parcelas de superficie fija se determinó considerando una fracción o intensidad de muestreo del 2%, valor recomendado por MAGAP (Subsecretaria de Producción Forestal de Ecuador) (2017) para el muestreo en plantaciones forestales. La intensidad de muestreo relaciona la cantidad y tamaño de las parcelas de muestreo con la superficie total objeto de inventario (Tabla 2.2.1). El número de parcelas calculado en base a la intensidad de muestreo se contrastó con el calculado por la siguiente ecuación (Kershaw *et al.*, 2016):

$$\text{número de parcelas} = t^2 CV^2 \left(\frac{1}{Er} \right)^2 \quad (2.1)$$

Donde t representa el valor de la t de Student de 1.96, para un nivel de significación estadístico $\alpha = 0.05$. Para el coeficiente de variación esperado (CV) para la variable a estimar (biomasa aérea) se adoptó un valor conservador de un 60%, mientras que para el error asumible en la estimación (Er) de dicha biomasa, se consideró un valor de un 15% a los efectos de este inventario. Las ubicaciones de las parcelas de muestra en las plantaciones se asignaron de forma aleatoria, previo cálculo de la población total de unidades de muestreo de acuerdo con la superficie de cada plantación (estrato) objeto de inventario. Los centros de las ubicaciones de parcelas fueron seleccionados generando números aleatorios con la hoja de cálculo.

Tabla 2.2.1 Número de Parcelas de Muestreo.

Plantación	Superficie (ha)	Número de parcelas	Intensidad de muestreo (%)
Morondava	78.28	31	2.0
El Tecal	21.12	8	1.9
AllTeak	57.22	23	2.0
Total	156.62	62	2.0

Las coordenadas de los centros de las parcelas, en el sistema de referencia WGS84 UTM 17S, fueron obtenidas mediante procedimientos topográficos consistente en observaciones GNSS en modo RTK (*Real Time Kinematic*) mediante equipos GNSS Trimble R8 (Base y Rover) para el establecimiento de la red inicial de puntos de referencia (zonas sin cobertura vegetal). La red inicial fue densificada mediante una estación total Topcon ES105 para obtener las coordenadas de puntos en zonas de elevada cobertura vegetal y, por tanto, sin acceso a la señal GPS.

2.3. MEDICIÓN DE VARIABLES DE ÁRBOLES Y PARCELAS.

Durante los meses de marzo a mayo de 2018 se establecieron las parcelas circulares (PC) de superficie fija de 500 m². Cada árbol perteneciente a una parcela de muestreo fue numerado, se registraron sus coordenadas y se midieron las variables dendrométricas que se muestran en la Tabla 2.3.1 (e.g., Kershaw *et al.*, 2016). También se registró el tiempo, en minutos, para el establecimiento de la unidad de muestreo y de medición de árboles.

Tabla 2.3.1 Variables de medición directa en la unidad de muestreo a escala de árbol.

VARIABLE	SÍMBOLO	DEFINICIÓN	UNIDAD	INSTRUMENTO
Edad de plantación	A	Tiempo transcurrido desde el establecimiento a la fecha de medición	Años	Consulta
Número de árboles inicial	Ni	Árboles establecidos al momento de la plantación	Cantidad	Conteo
Número de árboles actual	Na	Árbol con diámetro normal superior a 3 cm	Cantidad	Conteo
Circunferencia normal	C	Diámetro medido a la altura de 1.3 m del suelo	Cm	Cinta métrica
Altura total	H	Altura total del árbol desde el suelo hasta el ápice/punto final de la copa	M	Hipsómetro
Altura comercial	Hc	Altura del árbol desde el suelo hasta la sección del tronco con un diámetro de 13 cm	M	Calibrador
Longitud de copa	Lcopa	Longitud de copa medida desde la base de la copa hasta el ápice	M	Hipsómetro

Radio de copa	Rcopa	Radio de la proyección horizontal de la copa sobre el suelo. Se midieron cuatro radios (norte, sur, este y oeste)	M	Cinta métrica y brújula
---------------	-------	---	---	-------------------------

A partir de la información primaria obtenida mediante medición directa de las variables dendrométricas, se procedió al cálculo de las variables dasométricas o de masa de las plantaciones (generalmente en unidades por hectárea) (Kershaw *et al.*, 2016). Las variables calculadas, sus definiciones y unidades de medidas, se indican en la Tabla 2.3.2.

Tabla 2.3.2 Variable dasométricas

VARIABLE	SÍMBOLO	DEFINICIÓN	UNIDAD
Número de árboles inicial	Ni	Equivalente para una hectárea del número de árboles inicial (ni) en la parcela	árboles/ha
Número de árboles actual	Na	Equivalente para una hectárea del número de árboles con diámetro normal superior a 3 cm	árboles/ha
Diámetro del árbol de área basal media	Dg	Diámetro correspondiente al promedio del área basal de los árboles en la parcela	cm
Área basal total	G	Suma de las áreas de las secciones transversales correspondientes al diámetro normal de todos los árboles en la parcela dividido por la superficie de la parcela de referencia	m ² /ha
Altura promedio de Lorey	hL	Altura promedio ponderada por el área basal de cada árbol en la parcela	m
Altura promedio comercial	hc	Promedio aritmético de la altura comercial de los árboles en la parcela	m

Altura dominante	Hdom	Promedio de altura del equivalente en la parcela a los 100 árboles más altos por hectárea	m
Espesura	E	Fracción de la sumatoria de las áreas de copas de los árboles en la parcela con respecto al área de la parcela	%
Fracción longitud copa	FLcopa	Fracción de la longitud promedio de la copa con relación a la altura del árbol	%
Volumen total	V	Suma de los volúmenes de los troncos de los árboles, desde el nivel del suelo hasta el ápice terminal, calculado por la fórmula de Lara (2012)	m ³ /ha
Volumen comercial	Vc	Volumen total comercial correspondiente a la altura desde el suelo hasta el punto del fuste con un diámetro de 13 cm	m ³ /ha
Biomasa	B	Peso seco de la biomasa aérea, calculado mediante el modelo de Pérez & Kanninen (2003)	t/ha
Dióxido de carbono	CO ₂	Dióxido de carbono atmosférico fijado por la biomasa aérea, calculado por la fórmula de (Houghton <i>et al.</i> , 1996)	t/ha
Carbono	C	Carbono en la biomasa aérea, calculado mediante la relación $C=3.67*CO_2$ (Montero <i>et al.</i> , 2005)	t/ha

2.4. RESULTADOS DEL INVENTARIO FORESTAL TRADICIONAL.

2.4.1. Variables dasométricas.

Los resultados del Inventario Forestal Tradicional (IFT) que se indican a continuación estiman la producción de biomasa, la fijación de carbono atmosférico y los valores típicos de las variables dasométricas que caracterizan la estructura de las plantaciones de teca evaluadas. La información obtenida en este capítulo permitirá contrastar los resultados del inventario digital, basado en tecnologías de teledetección, que se analizará en los próximos capítulos. Ambos tipos de inventarios tienen como objetivo mejorar la gestión y monitoreo del crecimiento de las plantaciones de teca de cara a orientar las acciones silviculturales necesarias para el aprovechamiento maderero, pero también para la sostenibilidad en cuanto a la provisión de servicios ecosistémicos. En efecto, la valoración de los servicios ecosistémicos se ha empleado notablemente para determinar la vulnerabilidad del flujo de servicios ante el cambio global (Schröter *et al.*, 2005) y la contribución de los bosques en la mitigación de los efectos del cambio climático global (Kindermann *et al.*, 2008).

El inventario forestal tradicional de las 156.62 ha de plantaciones de teca, correspondientes a los predios forestales Morondava, El Tecal y Allteak, con edades promedios de 2.9, 17 y 10.5 años, respectivamente, produjeron, como valor medio, 25.10, 97.01 y 120.09 kg/árbol de biomasa aérea (fuste + copa) y fijaron 12.11, 48.50 y 60.04 kg/árbol de carbono, respectivamente. Las estimaciones han sido convertidas a kilogramos por árbol para permitir comparaciones con los valores reportados por otros autores considerando las diferencias en edad y densidad de las plantaciones.

La información de los valores calculados de las variables de producción de biomasa, fijación de carbono, así como las relacionadas con el rendimiento maderable y la dasometría de las plantaciones se presentan en las Tablas 2.4.1 y 2.4.2.

Las plantaciones de teca aportan una serie de servicios ecosistémicos entre los que destaca la fijación de carbono, lo que implica la reducción de su presencia en la atmósfera en forma de CO₂. La Tabla 2.4.3 contiene los promedios ponderados, por área, de las variables producción de biomasa y fijación de carbono.

En el caso de las plantaciones de teca estudiadas, la fijación de carbono anual por hectárea y año varía entre 2,811 kg ha⁻¹ año⁻¹ de El Tecal y los 3,394.5 kg de All Teak (Tabla 2.4.3), arrojando un promedio de 3,137.7 kg ha⁻¹ año⁻¹, lo que supone algo más de 60,000 kg ha⁻¹ de carbono fijado por una plantación de 20 años (edad media más común en el momento de la cosecha final). A nivel local, Villavicencio & García, (2015) reportaron 1,781.8 kg ha⁻¹ año⁻¹ en aproximadamente 19 ha de plantaciones de teca de 9.67 años (promedio) en la Amazonia ecuatoriana, región de muy alta pluviometría. Por su parte, Jiménez & Landeta, (2006), en plantaciones de teca de 8 años en el campus universitario ESPOL (Guayaquil, Ecuador), con un ecosistema similar a Morondava, aplicaron métodos destructivos de determinación de biomasa para registrar una fijación de carbono de 2,062 kg ha⁻¹ año⁻¹. En general, los datos registrados en la Región Costa de Ecuador resultan ser claramente inferiores a los reportados en otras zonas del neotrópico como Costa Rica o Colombia (D. Pérez & Kanninen, 2005; Torres *et al.*, 2012), donde plantaciones de teca cultivadas en buenas condiciones edafoclimáticas (índice de sitio elevado, calidad I) han conseguido fijaciones de carbono anuales superiores a 6,000 kg ha⁻¹ año⁻¹, lo que arroja una fijación total a fin de cosecha (20 años) de hasta 120,000 kg ha⁻¹ de carbono atmosférico. Téngase en cuenta que, según los criterios de Torres *et al.* (2012) para la evaluación de calidad de sitios en plantaciones de teca, las plantaciones empleadas para desarrollar el trabajo experimental de esta tesis se ubican en el límite inferior de una calidad relativa de sitios II (posición intermedia. Ver Tabla 2.4.4). La variación entre los reportes citados abre una línea de investigación para evaluar el efecto de las características edafoclimáticas en la cantidad de carbono fijado en la biomasa aérea de las plantaciones de teca.

Tabla 2.4.1 Resumen de variables dasométricas

Predio	A (años)	Ni (árboles/ha)	Na (árboles/ha)	Dg (cm)	G (m²/ha)	hL (m)	Hdom (m)
Morondava	2.9	825	703	7.5	3.9	7.6	9.2
Tecal	17.0	1,373	985	12.5	16.8	15.4	19.9
All Teak	10.5	1,003	595	12.0	11.4	18.8	21.3

Tabla 2.4.2 Resumen de variables dasométricas (continuación).

Predio	FLcopa (%)	E (%)*	V (m ³ /ha)	Vc (m ³ /ha)	B (t/ha)	C (t/ha)	CO ₂ (t/ha)
Morondava	68	58.9	21.1	0.0	17.6	8.8	32.4
Tecal	52	144.7	122.3	33.2	95.6	47.8	175.4
All Teak	73	94.1	85.9	26.8	71.4	35.7	131.1

*Sobrepasa el 100% en el caso que las copas se traslapan unas con otras.

Tabla 2.4.3 Promedios ponderados de biomasa aérea y fijación carbono.

Predio	Área (ha)	Edad (años)	N (arb./ha)	B ¹	B ²	B ³	C ¹	C ²	C ³
Morondava	78.3	2.9	703	17.6	25.1	6,076.5	8.8	12.6	3,038.3
Tecal	21.1	17.0	985	95.6	97.0	5,621.2	47.8	48.5	2,810.6
All Teak	57.2	10.5	595	71.4	120.1	6,789.0	35.7	60.0	3,394.5
Promedio Ponderado		7.6	702	4,8	69.5	6,275.4	23.9	34.8	3,137.7

Nota: B¹ (t/ha), B² (Kg/árbol), B³ (Kg/ha/año), C¹ (t/ha), C² (Kg/árbol), C³ (Kg/ha/año).

Tabla 2.4.4 Calidad de sitio en los predios de estudio.

Predio	Área (ha)	Edad (años)	Hdom	IS	CLASE SITIO
Morondava	78.3	2.9	9.2	16.6	III
Tecal	21.1	17.0	19.9	18.4	III
All Teak	57.2	10.5	21.3	22.1	I
Promedio Ponderado		7.6	15.1	18.8	II

Nota: Hdom (altura dominante en metros). IS (Índice de Sitio).

2.4.2. Precisión del inventario forestal tradicional.

El cálculo de la precisión obtenida mediante el muestreo estratificado para la estimación del promedio ponderado de la variable biomasa aérea por hectárea para los tres predios es de 47.8 t/ha, con un error de muestreo de $\pm 7.6\%$ para un nivel de significación $\alpha = 0.05$ (Cochran, 1977). Se concluye que el error de muestreo obtenido para la variable biomasa resulta inferior al inicialmente planificado como valor máximo del 15 %.

2.4.3. Estructura horizontal y vertical de las plantaciones.

En las Figuras 2.4.1, 2.4.2 y 2.4.3 puede observarse la distribución de algunas de las variables inventariadas, tales como el diámetro normal, la altura total del árbol y la clasificación en clases de dominancia de Kraft (Kershaw *et al.*, 2016), simplificadas para este estudio en tres clases: Dominantes, Intermedios y Suprimidos.

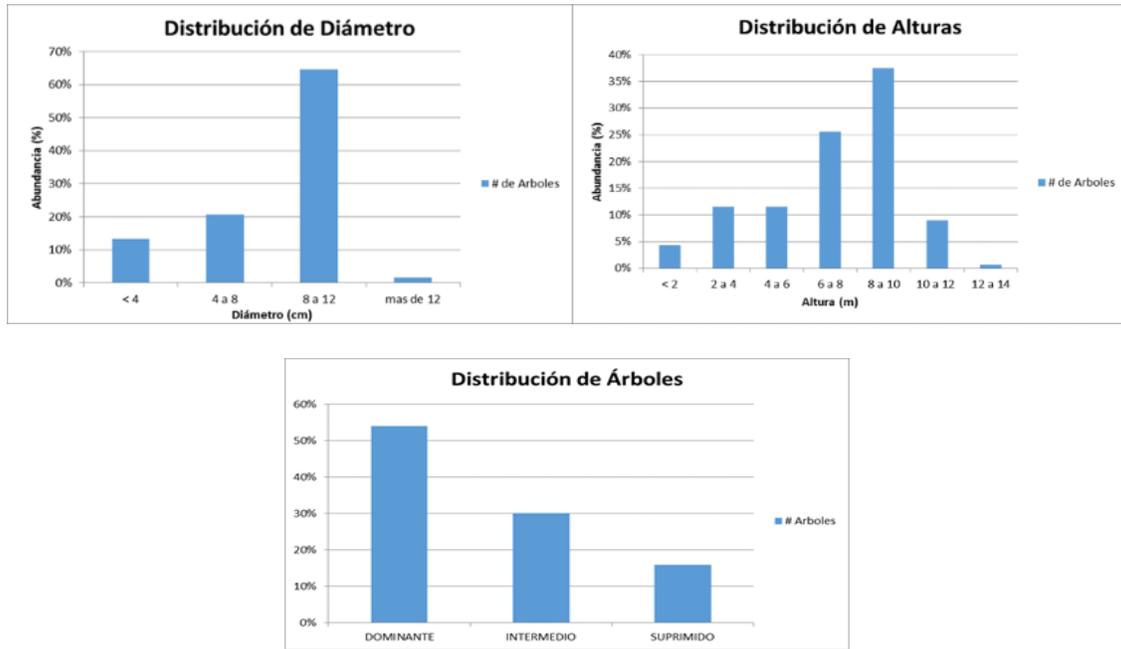
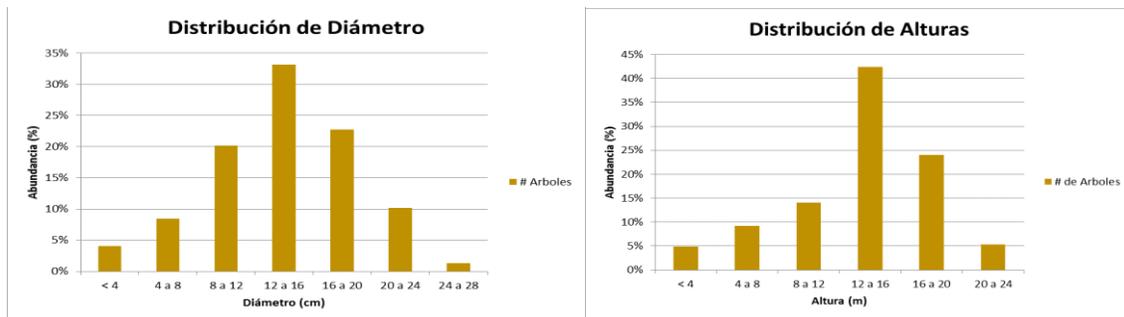


Fig. 2.4.1 Distribución del diámetro normal (arriba izquierda), altura total del árbol (arriba derecha) y clases de dominancia de Kraft (abajo). Plantación Morondova



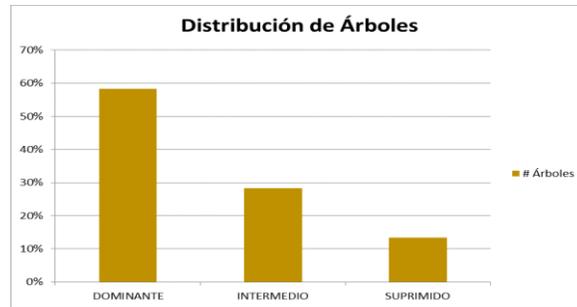


Fig. 2.4.2 Distribución del diámetro normal (arriba izquierda), altura total del árbol (arriba derecha) y clases de dominancia de Kraft (abajo). Plantación El Tecal.

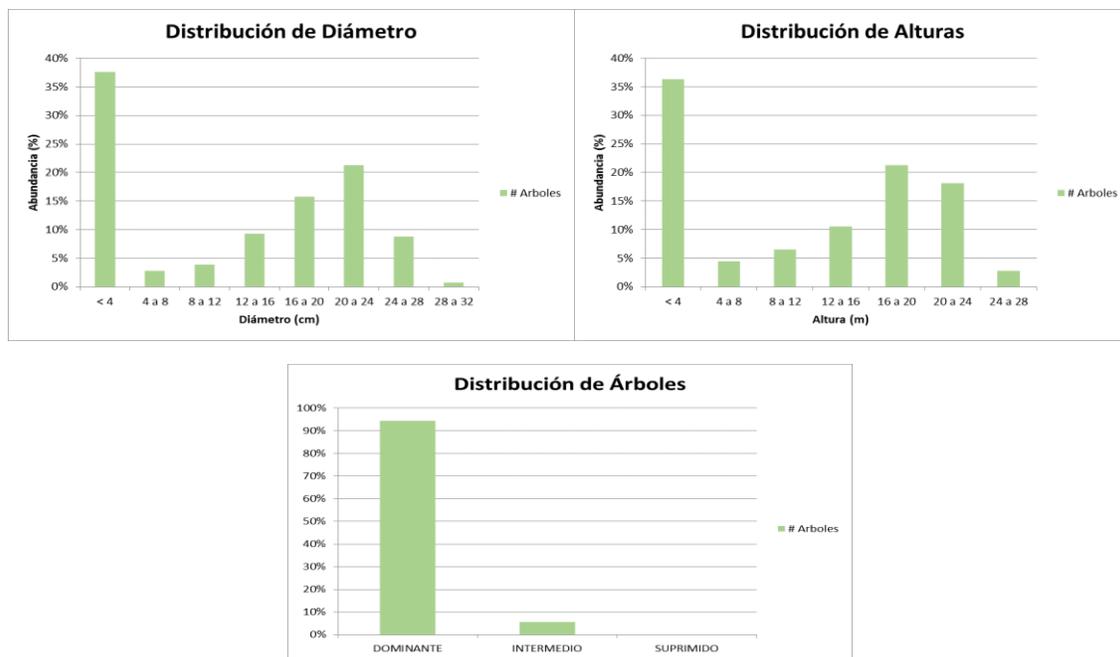


Fig. 2.4.3 Distribución del diámetro normal (izquierda), altura total del árbol (centro) y clases de dominancia de Kraft (derecha). Plantación All Teak.

Como muestran las figuras, la distribución unimodal de los diámetros y alturas de las plantaciones estudiadas corresponden a la estructura típica de rodales coetáneos y monoespecíficos (Kershaw *et al.*, 2016). Los resultados son similares a los obtenidos por Jiménez & Landeta (2006) y López *et al.* (2018) en sus estudios de teca realizados en Ecuador y Guatemala, respectivamente.

Se destaca la asimetría de la distribución en las plantaciones de Morondava y All Teak y la alta proporción de árboles de hasta 4 cm de diámetro normal. En el caso de Morondava, por la presencia de árboles de regeneración natural y rebrotes producidos por la regeneración de semillas de la propia plantación y rebrotes de tocones de árboles cortados. El indicador de espesura para la plantación Morondava (58.9%) evidencia la abundante luz que llega al suelo para favorecer estos procesos. En el caso de All Teak, los árboles de pequeño tamaño son el resultado de aclareos comerciales realizados en la plantación que han favorecido el rebrote por los tocones. Hay que tener en cuenta que la teca es una especie que se regenera con facilidad a partir del tocón recién cortado (Auykim *et al.*, 2017). Sin embargo, la distribución diamétrica y de alturas de la plantación de El Tecal contrasta con las anteriores. En efecto, el crecimiento alcanzado por la plantación a los 17 años, sin intervenciones silviculturales para regular la densidad, se manifiesta en un valor de espesura del 145%. En este sentido, el exceso de competencia no permite la llegada de luz al suelo de la plantación para estimular los procesos fotosintéticos de regeneración natural.

La estructura vertical se puede caracterizar mediante la distribución de árboles en clases de competencia de Kraft (Kershaw *et al.*, 2016). Las figuras de este indicador muestran para las plantaciones de Morondava y El Tecal algo más del 50-60 % del total de árboles por hectárea en la categoría de árboles dominantes. En el caso de la plantación de All Teak, más heterogénea y sometida a aclareos frecuentes, más del 90% de los árboles son dominantes y no tienen una clara relación de competencia con sus árboles vecinos. El efecto de la competencia se evidencia también en los valores de incrementos medios diamétricos respectivos: 2.58, 0.73 y 1.14 cm/año. Claramente se observa que el incremento en diámetro de la plantación El Tecal se ha detenido en comparación con el de Morondava, que se encuentra en pleno crecimiento, o el de All Teak, sometida a talas frecuentes. Los valores de incremento en diámetro registrados en este estudio son ligeramente superiores a los reportados por López *et al.* (2018).

2.5 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.

Se aplicaron métodos de Inventario Forestal Tradicional (IFT) sobre 156.62 ha de plantaciones de teca en la región Costa de Ecuador. Mediante muestreo probabilístico estratificado se levantaron 62 parcelas de muestreo circulares de superficie fija de 500 m² para la medición de las variables dasométricas de las plantaciones y se determinaron los valores de las variables de producción de biomasa, fijación de carbono, y las relacionadas con el rendimiento maderable y la estructura de las plantaciones.

El presente capítulo contempló la descripción de información general sobre las plantaciones forestales objeto de estudio, empleando como herramienta el método de inventario tradicional. Se trata del punto de partida para el análisis que se realizará en los próximos capítulos de esta tesis. De esta forma, se facilitará la realización de comparaciones entre los métodos digitales basados en sensores remotos propuestos en este trabajo y los métodos tradicionales que son aplicados actualmente en la Región Costa de Ecuador. En esta línea, el marco de referencia descrito en este capítulo permitirá definir conclusiones y recomendaciones propias de una investigación de carácter metodológico para su aplicación en futuros trabajos forestales. Los resultados obtenidos muestran coherencia en relación con las edades de las plantaciones y la calidad de sitio de cada predio.

Es importante mencionar que la información recopilada en los tres predios abarca plantaciones de teca con distintas edades y áreas de estudio, con características de suelo, relieve topográfico, y regímenes de humedad distintos, por lo que los resultados obtenidos pueden considerarse representativos de las plantaciones de teca situadas en la Región Costa de Ecuador.

2.6 REFERENCIAS.

Auykim, A., Duangsathaporn, K., & Prasomsin, P. (2017). Growth of teak regenerated by coppice and stump planting in Mae Moh Plantation, Lampang province, Thailand. *Agriculture and Natural Resources*, 51(4), 273–277.
<https://doi.org/10.1016/j.anres.2016.12.009>

Cochran, W. (1977). *Sampling Techniques, 3rd Edition* | Wiley. <https://www.wiley.com/en->

us/Sampling+Techniques%2C+3rd+Edition-p-9780471162407

- Holdridge, L. R. (1982). *Ecología basada en zonas de vida*. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. <https://books.google.es/books?id=GG3FSAAACAAJ>
- Houghton, J., Meira Filho, L., Lim, B., Treanton, K., Mamaty, I., & Bonduki, Y. (1996). Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories — IPCC. In 1997. <https://www.ipcc.ch/report/revised-1996-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories/>
- Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología (INAMHI). (2017). *Anuario Meteorológico*. http://www.serviciometeorologico.gob.ec/docum_institucion/anuarios/meteorologicos/Am_2013.pdf
- Jiménez, E., & Landeta, A. (2006). *Producción de biomasa y fijación de carbono en plantaciones de teca (Tectona grandis Linn F.) Campus Prosperina – ESPOL [ESPOL]*. <https://www.researchgate.net/publication/28795953>
- Kershaw, J. A., Ducey, M. J., Beers, T. W., & Husch, B. (2016). *Forest mensuration* (5th edit.). John Wiley & Sons.
- Kindermann, G., Obersteiner, M., Sohngen, B., Sathaye, J., Andrasko, K., Rametsteiner, E., Schlamadinger, B., Wunder, S., & Beach, R. (2008). Global cost estimates of reducing carbon emissions through avoided deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105(30), 10302–10307. <https://doi.org/10.1073/pnas.0710616105>
- Lara, C. E. (2012). Aplicación de ecuaciones de conicidad para teca (*Tectona grandis* L.F.) en la zona costera ecuatoriana. *Ciencia y Tecnología*, 4(2), 19–27. <https://doi.org/10.18779/cyt.v4i2.67>
- López, H. G., Vaidés, E. E., & Alvarado, A. (2018). Evaluación de carbono fijado en la biomasa aérea de plantaciones de teca en Chahal, Alta Verapaz, Guatemala. *Agronomía Costarricense: Revista de Ciencias Agrícolas*, ISSN 0377-9424, Vol. 42, No. 1, 2018, Págs. 137-153, 42(1), 137–153. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6272203>

- López, H., Vaides, E., & Alvarado, A. (2018). Evaluación de carbono fijado en la biomasa aérea de plantaciones de teca en Chahal, Alta Verapaz, Guatemala. *Agronomía Costarricense*, 42(1), 137–153. <https://doi.org/10.15517/rac.v42i1.32201>
- Montero, G., Ruiz-Peinado, R., & Muñoz, M. (2005). *Producción de Biomasa y Fijación de CO2 Por Los Bosques Españoles*. INIA. https://www.researchgate.net/publication/235639682_Produccion_de_Biomasa_y_Fijacion_de_CO2_Por_Los_Bosques_Espanoles
- Pérez, D., & Kanninen, M. (2005). Stand growth scenarios for *Tectona grandis* plantations in Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, 210(1–3), 425–441. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.02.037>
- Pérez, L. D., & Kanninen, M. (2003). Aboveground biomass of *Tectona grandis* plantations in Costa Rica. *Journal of Tropical Forest Science*, 15, 199–213. <https://doi.org/10.2307/23616336>
- Schröter, D., Cramer, W., Leemans, R., Prentice, I. C., Araújo, M. B., Arnell, N. W., Bondeau, A., Bugmann, H., Carter, T. R., Gracia, C. A., De La Vega-Leinert, A. C., Erhard, M., Ewert, F., Glendining, M., House, J. I., Kankaanpää, S., Klein, R. J. T., Lavorel, S., Lindner, M., ... Zierl, B. (2005). Ecology: Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe. *Science*, 310(5752), 1333–1337. <https://doi.org/10.1126/science.1115233>
- Torres, D. A., Valle, J. I. del, & Restrepo, G. (2020). Teak growth, yield- and thinnings' simulation in volume and biomass in Colombia. *Annals of Forest Research*, 63(1), 1–18. <https://doi.org/10.15287/AFR.2019.1722>
- Torres, D., Del Valle, I., & Restrepo, G. (2012). Site index for teak in Colombia. *Article in Journal of Forestry Research*, 23(3), 405–411. <https://doi.org/10.1007/s11676-012-0277-x>
- Villavicencio, X., & García, F. (2015). *Estimación de carbono almacenado en biomasa aérea en plantación de Teca (Tectona grandis L.F.), ubicada en la parroquia Huámbi, provincia de Morona Santiago* [Universidad Nacional de Loja]. <https://dspace.unl.edu.ec/jspui/handle/123456789/9966>

White, J., Canadian Forest Service., M. A., Canadian Wood Fibre Centre., A., Vastaranta, M., Coops, N. C., Cook, B. D., Pitt, D. G., & Woods, M. (2013). *A best practices guide for generating forest inventory attributes from airborne laser scanning data using the area-based approach*. <https://cfs.nrcan.gc.ca/publications?id=34887>

CAPÍTULO 3.

PRECISIÓN Y EFICIENCIA DEL INVENTARIO DE PLANTACIONES DE TECA MEDIANTE ESCÁNER LÁSER TERRESTRE EN ECUADOR.

CAPÍTULO 3.

PRECISIÓN Y EFICIENCIA DEL INVENTARIO DE PLANTACIONES DE PLANTACIONES DE TECA MEDIANTE ESCÁNER LÁSER TERRESTRE EN ECUADOR.

3.1. RESUMEN.

El objetivo de la investigación es evaluar la precisión y eficiencia del método de inventario forestal mediante TLS (*Terrestrial Laser Scanning*) para la determinación de variables dendrométricas en plantaciones de teca (*Tectona grandis* Linn. f.). Se establecieron parcelas circulares de 500 m² en plantaciones de teca en tres predios de la región Costa de Ecuador donde se midieron, mediante inventario tradicional, variables dendrométricas como el diámetro normal (diámetro a la altura del pecho; DAP), altura total y radio de copa. En las mismas parcelas de referencia se realizaron mediciones con TLS y se extrajeron las mismas variables que en el caso del inventario tradicional. Además, se determinó el tiempo de trabajo necesario para cumplimentar el inventario de cada parcela para cada uno de los dos métodos ensayados. Mediante pruebas de inferencia estadística se contrastaron las estimaciones de los índices dasométricos para cada método de inventario y se determinó la eficiencia relativa del método TLS con respecto al método tradicional. La prueba de contrastes estadísticos aplicada no detectó diferencias estadísticamente significativas entre los dos métodos de inventario en relación tanto a las variables dasométricas medidas como a los tiempos de trabajo registrados en cada parcela. Los valores de eficiencia relativa evidenciaron cierta superioridad del método TLS sobre el método tradicional de inventario. Se concluye que el método TLS para la elaboración de inventarios forestales en plantaciones de teca es suficientemente preciso para la estimación de variables dasométricas, siendo más eficiente que el método de inventario tradicional.

3.2. INTRODUCCIÓN.

Los inventarios forestales permiten obtener información de los bosques naturales y plantaciones forestales para planificar su manejo y explotación. En la actualidad incluyen otros objetivos adicionales relacionados con aspectos como la biodiversidad, la producción de biomasa y el secuestro de carbono atmosférico. En este sentido, Bahamondez *et al.* (2005) enfatizan la necesidad de información global para el desarrollo de modelos de manejo de ecosistemas forestales, teniendo en cuenta los efectos del cambio global, la desertificación, la producción de agua y sus interacciones con la biosfera.

Para hacer frente a las necesidades de información sobre superficies, crecimiento y rendimiento de las plantaciones forestales, se requiere incrementar la agilidad y eficiencia en la realización de inventarios forestales. En este sentido, constituye una prioridad la evaluación de las tecnologías de captura de datos geoespaciales basadas en la teledetección mediante plataformas satelitales, aéreas y terrestres. En efecto, el uso de sensores remotos, como la tecnología LiDAR TLS (*Terrestrial Laser Scanner*; escáner láser terrestre) o ALS (*Airborne Laser Scanner*; escáner láser aéreo), la estereofotogrametría aerotransportada de muy alta resolución, o las imágenes satelitales multiespectrales (Kershaw *et al.*, 2016; White *et al.*, 2016) son los pilares de una disciplina emergente denominada silvicultura de precisión. El objetivo de esta nueva disciplina sería desarrollar técnicas y procedimientos para aumentar la precisión de la extracción de datos forestales y, consecuentemente, incrementar la cantidad y calidad de los datos disponibles de cara a mejorar el apoyo a la toma de decisiones para una gestión forestal económicamente viable y medioambientalmente sostenible (Bare, 2002). En concreto, en este trabajo se realiza una evaluación de la tecnología de detección remota basada en TLS para el inventario de plantaciones de teca en la Región Costa de Ecuador.

El rápido desarrollo de los dispositivos TLS en los últimos años ha despertado el interés en relación con su aplicabilidad para la ejecución de inventarios forestales, especialmente cuando las mediciones directas son muy caras o casi imposibles. Sin embargo, todavía se necesitan estudios exhaustivos dirigidos a la evaluación de su precisión y eficiencia en relación con los métodos de inventario tradicional (Abegg *et al.*, 2017). En estudios como el publicado por Liang *et al.* (2016), se indica que el efecto de oclusión

(obstáculo) a la luz láser por parte de unos árboles sobre otros aumentan conforme aumenta la distancia entre el escáner y el objetivo, dependiendo de las estructuras forestales presentes. También Newnham *et al.* (2015) describen este problema en la aplicación del sensor TLS para inventarios forestales. Cuando esto ocurre, la contabilidad de árboles en la parcela es menor a la que realmente hay, introduciendo un sesgo negativo en los valores de inventario de las variables de masa y sus resultados derivados tales como biomasa, carbono y área basal.

Desde un punto de vista exclusivamente técnico, el TLS es un instrumento capaz de capturar información topográfica y geométrica de cualquier estructura con una precisión milimétrica, pudiendo también capturar información radiométrica de los objetos escaneados (Porrás Díaz *et al.*, 2014). Por otro lado, hay que conocer la naturaleza de la nube de puntos 3D, que es el producto que se obtiene con el TLS. Se puede decir que no hay dos nubes de puntos iguales de una misma superficie, tomadas con el mismo aparato y desde la misma posición. Esto implica que no se debe tratar la nube de puntos mediante el análisis punto a punto de la topografía clásica sino a través de un análisis de superficies (Ramos *et al.*, 2015).

3.3. MATERIALES Y MÉTODOS.

Para el conocimiento de las características del inventario forestal terrestre (IFT), se remite al lector al capítulo 2 de esta tesis donde ya fueron descritas con detalle. Cabe solo recordar en este punto, para comodidad del lector, que se levantaron un total de 62 parcelas de forma circular (radio de 12.62 m) y superficie individual de 500 m² en tres plantaciones distintas denominadas Morondava, El Tecal y All teak. Para la selección de las parcelas de referencia se empleó el método de muestreo simple aleatorio sin reemplazo.

En relación con el inventario digital realizado con TLS, fue llevado a cabo durante el mes de noviembre de 2018, que corresponde a la época seca y condición fenológica sin hojas (*leaf off*) de la teca en la Región Costa de Ecuador. Este segundo inventario se ejecutó sobre 56 de las 62 parcelas experimentales donde previamente se había realizado el IFT, de acuerdo con la siguiente distribución por plantaciones o predios: 28 en Morondava, 8 en El Tecal y 20 en All Teak.

Se empleó el TLS FARO Focus 3D X330. Este TLS captura casi un millón de puntos por segundo con precisiones milimétricas y con un alcance de unos 330 metros, incluyendo una cámara RGB de 70 Mpx. Se realizaron pruebas previas para definir los parámetros óptimos en calidad y tiempo de escaneo (Aguilar, Rivas, *et al.*, 2019). Se tomaron imágenes RGB panorámicas para colorear la nube de puntos 3D y para servir como referencia visual de alta calidad en las tareas de post-procesamiento en gabinete. Todos los sensores que incorpora el escáner fueron activados (i.e., GPS, inclinómetro, brújula y altímetro).

Haciendo centro en las parcelas del primer inventario (IFT), se levantaron parcelas circulares de 1,018 m² de superficie mediante el sensor remoto TLS, duplicando por tanto el tamaño de las parcelas del inventario tradicional. Se capturaron nubes de puntos muy densas a partir de las que se extrajeron las métricas georreferenciadas de los árboles en cada parcela, calculándose en gabinete las variables dendrométricas (escala de árbol) y dasométricas (escala de parcela) de las plantaciones de teca objeto de este estudio.

En cada parcela se realizaron cuatro escaneos, que fueron posteriormente corregistrados y fusionados en el mismo sistema de referencia espacial mediante la ayuda de 9 esferas de referencia, con un tamaño de 15 cm de diámetro y color blanco, que el software Scene™ versión 7.1 es capaz de detectar automáticamente en la nube de puntos. Estas esferas fueron colocadas con la ayuda de unas varillas de hierro para asegurar que al menos tres esferas fueran visibles desde cada dos escaneos consecutivos.

Una vez registrados los cuatro escaneos, se procedió a su georreferenciación aplicando una transformación 3D de coordenadas basada en las coordenadas de cuatro esferas de referencia medidas con una estación total TOPCON ES105. La estación total fue orientada mediante tres bases, localizadas en campo abierto, medidas con técnicas GPS-RTK (Aguilar, Nemmaoui, *et al.*, 2019).

A las nubes de puntos TLS procesadas se les aplicó un recorte de forma circular de 18 m de radio. A continuación, se procedió a la segmentación de cada árbol de la parcela y a la extracción de las métricas correspondientes a las variables dendrométricas: DAP, altura total y radios de copa. Para ello se empleó el software libre 3D Forest (<https://www.3dforest.eu/>) (Trochta *et al.*, 2017).

Las variables seleccionadas para la comparación de los métodos TLS y tradicional a escala de parcela de referencia fueron los valores promedio por parcela de DAP, altura total y radio de copa. Para la evaluación a escala de árbol se compararon las mismas variables dendrométricas extraídas de un conjunto de árboles (población muestral) pertenecientes a parcelas de las tres plantaciones estudiadas. Los valores para la comparación fueron obtenidos a partir de los registros de campo del inventario tradicional y de mediciones realizadas sobre las nubes de puntos TLS de forma semiautomática.

Para comparar la precisión ofrecida por los métodos de inventario forestal TLS y tradicional a escala de unidad de muestreo (parcela) se aplicó la prueba t de Student para muestras independientes a los promedios muestrales obtenidos en cada parcela. Las variables dendrométricas seleccionadas para el contraste estadístico fueron la altura total (H), el diámetro normal o diámetro a 1.3 m (DAP), y el radio de copa (R). Es importante destacar que estas son las variables dendrométricas más comunes, debido a la posibilidad de su medición directa instrumental en el contexto del inventario forestal tradicional.

Para evaluar el efecto del tamaño de la parcela de medición mediante escáner láser terrestre en la precisión de las variables dendrométricas, se aplicó un recorte a la parcela original TLS de 1,018 m² (radio de 18 m) para reducirla al tamaño de la parcela de inventario tradicional de 500 m² (radio de 12.62 m).

Se copiaron los datos de la parcela original TLS en el tabulador de datos Excel®, incluyendo el valor de la distancia desde el centro de la parcela a cada árbol calculada a partir de las coordenadas de la base de cada árbol segmentado con el software 3D Forest. Se usó una fórmula condicional de la biblioteca Excel para eliminar todos los árboles que estuviesen a una distancia del centro de la parcela mayor a 12.62 m. Con la información dendrométrica de los árboles de la parcela “recortada” se calcularon los valores promedios de diámetro normal, altura total y radio de copa.

Para el contraste de las precisiones obtenidas en la estimación de los promedios de las variables dendrométricas extraídas a partir de la muestra de parcelas TLS de radio 18 m y las correspondientes a la parcela “recortada” (radio de 12.62 m), se aplicó la prueba t Student para muestras independientes. Las comparaciones se hicieron para cada plantación

por separado. Mediante el paquete estadístico INFOSTAT se realizaron las pruebas de contraste de las diferencias de medias entre las variables objeto de estudio para los métodos de inventario evaluados, asumiendo una completa aleatorización de las unidades de muestreo.

Para la evaluación de la eficiencia relativa del método de inventario mediante TLS versus inventario tradicional se utilizó el procedimiento descrito por Kershaw *et al.* (2016).

La ecuación 3.1 estima la eficiencia en el inventario de la unidad de muestreo dos en relación con la eficiencia en la unidad de muestreo uno (muestreo de referencia). Si $e > 1$ indica que la unidad de muestreo dos se llevó a cabo de una forma más eficiente que la unidad de muestreo uno y viceversa.

$$e = \frac{(S_{x1})^2 t_1}{(S_{x2})^2 t_2} \quad (3.1)$$

Siendo S_{x1} el error estándar (en porcentaje) para una unidad de muestreo (parcela) como base de comparación, S_{x2} el error estándar (en porcentaje) para la unidad de muestreo a comparar, t_1 el tiempo para llevar a cabo la unidad de muestreo de referencia, y t_2 el tiempo para llevar a cabo la unidad de muestreo comparada.

Los valores de tiempo fueron obtenidos a partir de los registros de mediciones tanto en las parcelas de inventario tradicional de superficie fija como en las medidas mediante inventario TLS. Se realizó una prueba t para contrastar la presencia de diferencias significativas en cuanto a los tiempos de trabajo en campo entre los dos métodos testados.

Para la comparación de la precisión a nivel de árbol se procedió al “case de árboles”, trabajo que se refiere a la identificación y emparejamiento de los árboles medidos en el inventario tradicional y los segmentados por el software 3D Forest a partir de la nube de puntos TLS en cada parcela. El procedimiento empleado fue el siguiente:

1. Identificación de los árboles numerados en el inventario terrestre en los escaneos georreferenciados (sistema WGS84 y proyección UTM 17S) del inventario digital (TLS) y extracción de las coordenadas XY de cada árbol. Esta acción se realizó en el entorno del *software Scene* versión 7.1 aprovechando las imágenes panorámicas RGB

ofrecidas por el TLS Faro Focus 3D. Las coordenadas de todos los árboles identificados en cada parcela se almacenaron en formato vectorial SHP.

2. Elaboración de un fichero vectorial de puntos (SHP) para cada parcela correspondientes a la posición de cada árbol extraído de la nube de puntos TLS mediante el software 3D Forest.
3. Agrupamiento de las variables dendrométricas de cada árbol obtenidas a partir de inventario tradicional y TLS mediante la unión de los dos ficheros SHP generados en los dos pasos indicados anteriormente. Para ello se empleó el software ArcGis, estableciendo una condición de distancia máxima entre árboles de 60 cm.
4. Una vez unidos los datos, se procedió a su revisión y verificación, almacenándose en formato Excel para facilitar su análisis conjunto.
5. Para evaluar si el método de medición (TLS o tradicional) afectó significativamente a la obtención de las variables dendrométricas DAP y altura total a nivel de árbol individual se aplicó la prueba no paramétrica de Wilcoxon para datos pareados (dos muestras dependientes) para un nivel de significación estadística $p < 0.05$. La necesidad de implementar una prueba no paramétrica se debió a la comprobación, mediante el test de Shapiro-Wilk ($p < 0.05$), de que las distribuciones de las variables DAP y H no eran normales.
6. Cálculo de las diferencias (residuos) entre los diámetros normales (DAP) y alturas totales (h) de cada árbol y cada tipo de inventario según las siguientes expresiones: residuo DAP = $DAP_{\text{TLS}} - DAP_{\text{tradicional}}$, y residuo H = $H_{\text{TLS}} - H_{\text{tradicional}}$. Dada la naturaleza no normal de la distribución de residuos, se emplearon estimadores robustos como la mediana (Med) y la desviación absoluta con respecto a la mediana (MAD; *Mean Absolute Deviation*). La mediana es una medida de tendencia central que ofrece la ventaja de ser insensible a la presencia de valores atípicos. Lo mismo se puede decir sobre MAD como estimador de escala o dispersión de los valores entorno a la mediana, cuyo valor viene dado por la expresión $MAD = 1.4826 \text{ mediana } (|r_i - \text{Med}|)$, donde r_i es el valor del residuo i -ésimo (Rousseeuw & Croux, 1993).

3.4. RESULTADOS.

3.4.1. Escala de parcela.

En la Tabla 3.4.1 se presentan los resultados de la prueba t de Student para muestras independientes aplicada a los promedios muestrales obtenidos para las variables dasométricas seleccionadas (DAP, altura total y radio promedio de copas) y para cada una de las tres plantaciones estudiadas.

Para la variable DAP, los estadísticos inferenciales de la prueba t indican que no hay evidencia estadística que permita rechazar la hipótesis que supone que la diferencia de medias es significativamente distinta a cero. Por tanto, no se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre los dos métodos de inventario aplicados para su estimación. En el proceso de medición tradicional, la determinación del diámetro o circunferencia del árbol se realiza con cinta métrica, por lo que se asume libre de errores instrumentales. Por su parte, la tecnología TLS también tiene alta precisión en la medición de métricas de los objetos a distancia, cuestión que ha sido confirmada en varias publicaciones al respecto (e.g., Maas *et al.*, 2008; Dassot *et al.*, 2011; Mohammed *et al.*, 2018).

En el caso de la variable altura total, se encontraron diferencias significativas entre el tipo de inventario en las plantaciones de Morondava y All Teak, no siendo significativo en el Tecal. Las diferencias encontradas en las estimaciones de los promedios de la altura media de árbol por parcela en las plantaciones de Morondava y All Teak, con valores significativamente inferiores en el caso del inventario tradicional, pueden ser atribuibles a los errores de medición terrestre de esta variable (subestimación) por medio del hipsómetro láser, dada la dificultad para visualizar el ápice del árbol por el operador del instrumento en las condiciones fenológicas en las que se realizó el inventario tradicional (presencia de hojas). Igualmente, habría que tener en cuenta la diferencia temporal entre los dos inventarios (unos 6 meses), lo que implicaría un mayor desarrollo de los árboles en el caso del inventario TLS. Adicionalmente, el inventario TLS se realizó en condiciones de ausencia de hojas, lo que permite obtener una mejor definición del ápice del árbol que en condiciones de follaje denso.

Tabla 3.4.1 Estadísticos descriptivos y contraste de medias (t de Student) para los valores promedio a nivel de parcela de las variables estudiadas.

Plantación	Variable	N	Inventario IFT		Inventario TLS		p-valor
			M	SE	M	SE	
Morondava	DAP (cm)	28	8.1	0.3	8.3	0.3	0.5521
	H (m)	28	7.36	0.29	8.33	0.329	0.0322 (*)
	R (m)	28	1.58	0.04	1.06	0.04	0.0001 (*)
All Teak	DAP (cm)	20	14.7	1.2	16.9	0.7	0.1146
	H (m)	20	13.58	1.02	16.23	0.57	0.0317 (*)
	R (m)	20	2.15	0.13	2.13	0.09	0.8947
El Tecal	DAP (cm)	8	12.6	1.0	13.1	0.8	0.4094
	H (m)	8	12.43	1.12	13.76	0.96	0.3876
	R (m)	8	1.86	0.13	1.48	0.10	0.0468 (*)

Nota: DAP, diámetro a la altura del pecho; H, altura total del árbol; R, radio de copa medio; N, número de parcelas; M, media; SE, error estándar; p-valor, nivel de significación; (*), significativo ($p < 0.05$).

Por último, la variable radio de copa mostró diferencias significativas entre los dos tipos de inventarios en las plantaciones de Morondava y el Tecal, no encontrándose diferencias en el caso de All Teak. Para la variable radio de copa, las diferencias pueden ser también explicadas como consecuencia de la variación en la condición fenológica del árbol. En efecto, la estimación del tamaño de copa tendería a otorgar mayores valores en la estación climática húmeda (árboles con hojas) que en la seca (árboles sin hojas).

Tabla 3.4.2 Estadísticos descriptivos y contraste de medias (*t* de Student) para los valores promedio a nivel de parcela de las variables dendrométricas estudiadas según la extensión de la parcela TLS (original y recortada).

Plantación	Variable	N	TLS12		TLS18		p-valor
			M	SE	M	SE	
Morondava	DAP (cm)	28	8.4	0.3	08.3	0.003	0.815
	H (m)	28	8.393	0.340	8.334	0.329	0.902
	R (m)	28	1.089	0.052	1.054	0.048	0.6234
All Teak	DAP (cm)	20	17.8	0.6	16.9	0.7	0.349
	H (m)	20	17.10	0.55	16.23	0.57	0.2782
	R (m)	20	2.30	0.10	2.13	0.09	0.2114
El Tecal	DAP (cm)	8	13.5	0.8	13.1	0.8	0.9999
	H (m)	8	14.14	0.86	13.76	0.96	0.7732
	R (m)	8	1.59	0.10	1.48	0.10	0.4668

Nota: DAP, diámetro a la altura del pecho; H, altura; R, radio de copa; N, número de parcelas; M, media; SE, error estándar; p-valor, nivel de significación; (*), significativa; TLS12, parcela escáner láser terrestre radio 12.62 m; TLS18, parcela escáner láser terrestre radio 18 m.

En la Tabla 3.4.2 se muestran los resultados del contraste de promedios por parcela para las variables estudiadas según el tamaño de la parcela TLS (parcela original de 1,018 m² y parcela recortada de 500 m²). La separación de medias no ofreció diferencias significativas ($p < 0.05$) para ninguna de las variables dendrométricas consideradas. Este resultado evidencia que el tamaño de parcela circular TLS de radio 12.62 m, equivalente a 500 m², ofreció unos promedios de DAP, H y R, estadísticamente similares a los obtenidos a partir de una parcela de radio 18 m (i.e., el doble de tamaño). Este resultado apunta a la posibilidad de reducir el tamaño de las parcelas de referencia para incrementar la eficiencia del inventario con tecnología TLS.

Tabla 3.4.3 Eficiencia relativa (e) para la realización del inventario según los métodos TLS e inventario forestal tradicional (IFT). Para la determinación de la eficiencia se ha tomado como referencia el inventario tradicional (subíndice 1 en la ecuación 3.1).

Plantación	Variable	N	SE1 (IFT)	SE2 (TLS)	t1 (IFT)	t2 (TLS)	p-valor	e
Morondava	DAP (cm)	23	0.3	0.3	95	94	-	0.99
	H (m)	23	0.26	0.28	95	94	-	1.10
	R (m)	23	0.05	0.05	95	94	-	0.71
	T (min)	23	-	-	95	94	0.940	
All Teak	DAP (cm)	18	1.0	1.0	89	93	-	1.97
	H (m)	18	0.97	0.51	89	93	-	1.98
	R (m)	18	0.14	0.09	89	93	-	1.45
	T (min)	18	-	-	89	93	0.612	
El Tecal	DAP (cm)	8	1.0	1.0	114	94	-	1.58
	H (m)	8	1.13	0.96	114	94	-	1.56
	R (m)	8	0.14	0.11	114	94	-	1.27
	T (min)	8	-	-	114	94	0.037(*)	

Nota: DAP, diámetro a la altura del pecho; H, altura total del árbol; R, radio de copa; m, metros; N, número de parcelas; SE, error estándar; T, tiempo (minutos); (*), significativo ($p < 0.05$); e, eficiencia relativa; TLS, inventario escáner láser terrestre; IFT, inventario forestal tradicional.

Tal y como puede observarse en la Tabla 3.4.3, la prueba t de Student no ofreció diferencias estadísticamente significativas entre el tiempo medio de trabajo por parcela para llevar a cabo el inventario según los dos métodos testados en las plantaciones de Morondava y All Teak. En el caso del Tecal, la prueba estadística detectó diferencias significativas a un nivel de significación $p < 0.05$, con una diferencia media a favor del método TLS de 20 minutos. Es importante subrayar que las parcelas TLS presentaron el doble de superficie que las empleadas en el inventario tradicional, lo que significa una mayor cantidad de árboles muestreados (prácticamente también el doble). La eficiencia relativa (e) que aparece en la Tabla 3.4.3, determinada tomando como referencia el método de inventario tradicional, no mostró valores claramente superiores a la unidad en el caso de la plantación de Morondava,

lo que indica que en plantaciones jóvenes el inventario tradicional resulta competitivo con el inventario TLS para la extracción de las variables dendrométricas básicas. Sin embargo, en plantaciones con un mayor desarrollo, como el Tecal y All Teak, la eficiencia del inventario TLS resulta superior a la del inventario tradicional, sobre todo si tenemos en cuenta, como ya indicamos anteriormente, el mayor número de árboles que comprende el muestreo TLS. En consecuencia, para el caso de la extracción de valores medios (a nivel de parcela de referencia) de variables dendrométricas como DAP, altura total o radio de copa, el inventario TLS resulta más eficaz que el tradicional.

3.4.2. Escala de árbol.

A escala de árbol se compararon las variables dendrométricas DAP y H obtenidas mediante inventario tradicional e inventario TLS en hasta 1,413 árboles localizados en las tres plantaciones de estudio. De la muestra original se eliminaron aquellos árboles con un $DAP < 5$ cm (árboles poco desarrollados), obteniéndose una población final de 1,087 árboles. Hay que destacar que el proceso de verificación y validación de datos permitió detectar errores en la identificación de los árboles considerando que los inventarios se realizaron con una diferencia de tiempo de entre 6 y 8 meses. Por otra parte, el inventario tradicional se realizó en condiciones fenológicas del cultivo a la salida de lluvias, i.e., árboles con hojas (*leaf-on*), mientras que el inventario digital se realizó en noviembre, época seca en la Región Costa de Ecuador cuando los árboles pierden o ya han perdido sus hojas (*leaf-off*).

Se pudo evidenciar que el inventario TLS presentó algunas desventajas en los casos de presencia de hojas a la altura de la extracción del DAP (i.e., 1.3 m), lo que solía ocurrir, generalmente, en árboles de porte muy pequeño. En este sentido, es recomendable la realización del inventario mediante sensor TLS en condiciones *leaf-off*, lo que coincide con los meses de octubre a diciembre en el caso de la Región Costa de Ecuador. Esta circunstancia evita, en la medida de lo posible, la presencia de vegetación que limita el rendimiento de los algoritmos de segmentación de la nube de puntos láser y el ajuste de circunferencias para la determinación de diámetros de tronco (Aguilar, Nemmaoui, *et al.*, 2019).

Los resultados de la comparación de las dos variables dendrométricas extraídas a nivel de árbol se detallan en la Tabla 3.4.4. En la plantación de Morondava la prueba

estadística de Wilcoxon evidenció diferencias significativas en las mediciones de altura y diámetro de los árboles entre los dos métodos de inventario testados, al igual que ocurrió en la plantación de All Teak. En el caso de El Tecal solo se detectaron diferencias significativas en la medición del diámetro normal, no resultando significativas las diferencias en la medición de la altura del árbol.

Tabla 3.4.4 Test no paramétrico de Wilcoxon para datos pareados (variables dependientes) aplicado a variables dendrométricas, a escala de árbol individual, extraídas mediante inventario forestal tradicional (IFT) e inventario TLS

Plantación	Variable	N	IFT		TLS		p-valor
			M	SE	M	SE	
Morondava	DAP (cm)	644	9.0	1.7	9.3	1.6	<0.0001 (*)
	H (m)	644	8.19	1.66	9.18	1.58	<0.0001 (*)
All Teak	DAP (cm)	209	19.4	4.4	18.9	3.8	<0.0001 (*)
	H (m)	209	18.67	4.06	18.04	2.93	0.00061 (*)
El Tecal	DAP (cm)	234	14.9	3.8	14.1	3.8	<0.0001 (*)
	H (m)	234	14.71	3.39	14.82	3.08	0.0612

Nota: DAP, diámetro normal; H, altura; N, número de árboles; M, media; SE, error estándar; p-valor, nivel de significación; (*), significativo ($p < 0.05$); IFT, inventario tradicional; TLS, inventario TLS.

Tabla 3.4.5 Media, desviación estándar (SD), mediana y desviación absoluta de la media (MAD; Mean Absolute Deviation) de los residuos ($Medida_{TLS} - Medida_{tradicional}$) de DAP (cm) y altura total H (m) de los árboles de muestra.

	Morondava		All Teak		El Tecal	
	DAP (cm)	H (m)	DAP (cm)	H (m)	DAP (cm)	H (m)
Media	0.34	0.99	-0.51	-0.62	-0.79	0.11
SD	0.86	0.88	1.97	2.29	1.10	2.15
Mediana	0.32	0.97	-0.40	-0.40	-0.78	0.26
MAD	0.76	0.70	1.04	1.84	0.90	1.63

Un análisis detallado de los residuos de los datos pareados para DAP y H se muestra en la Tabla 3.4.5. En el predio de Morondava la media de los residuos del DAP de los 644 árboles comparados es de 0.34 cm, mientras que la media de los residuos de la altura total es de 0.99 m, mostrando además desviaciones estándar pequeñas. Obsérvese cómo estimadores robustos como la mediana o el MAD arrojan valores ligeramente inferiores (0.32 cm y 0.97 m, respectivamente), apuntando, como decíamos anteriormente, a una naturaleza no normal de la distribución de los residuos debido a la presencia de valores atípicos.

Los resultados obtenidos indican que la extracción del DAP y H a partir de las nubes de puntos TLS sobreestimó ligeramente las medidas de ambas variables. En el caso de la variable H la sobreestimación alcanza valores medios de casi 1 m, lo que resulta excesivo, dado el pequeño tamaño y prácticamente ausencia de hojas en los árboles de esta plantación. En efecto, en el momento del inventario con el sensor TLS, los árboles de todas las parcelas de referencia en Morondava no presentaban prácticamente hojas, lo que aseguraba una precisa y fiable extracción de parámetros geométricos a partir de la nube de puntos TLS.

Una explicación razonable a esta sobreestimación estaría relacionada con el hecho de la diferencia de unos 6-8 meses entre ambas campañas. Teniendo en cuenta que se trata de una plantación muy joven, se puede asumir que los árboles de teca de Morondava han crecido más que los árboles de las otras dos plantaciones. Este razonamiento podría ser aplicado tanto a la sobreestimación del DAP como, especialmente, a la sobreestimación de la altura total.

En el caso del predio All Teak, la media de los residuos de DAP, calculada para 209 árboles, tomó un valor de -0.51 cm, mientras que la media de los residuos de la altura total resultó ser de -0.62 m. Los valores de mediana y MAD fueron significativamente inferiores en valor absoluto (-0.40 cm y -0.40 m, respectivamente), lo que apunta a una clara presencia de valores atípicos en la población muestral. En cualquier caso, los valores registrados implican una subestimación en la extracción de dichos parámetros a partir del inventario TLS.

La subestimación del DAP podría deberse al redondeo al alza aplicado para anotar su valor en el caso de la campaña terrestre. En cuanto a la altura total, la ligera, pero estadísticamente significativa, subestimación se debió a que los inventarios tradicional y TLS se realizaron en dos momentos fenológicos diferentes (*leaf-on* y *leaf-off*, respectivamente). En efecto, la diferencia en la medida podría deberse al efecto distorsionador del follaje situado en el ápice de cada árbol. Téngase en cuenta la gran dificultad para tomar la altura exacta de los árboles en la estación *leaf-on* a partir de las medidas realizadas con un hipsómetro láser (Trimble Laser Ace 1000™).

Finalmente, en la plantación de El Tecal también se observó una subestimación del DAP en el caso del inventario TLS, con un valor residual medio de -0.79 cm (mediana de -0.78 cm), lo que puede explicarse siguiendo el razonamiento aplicado en el caso de All Teak. En el caso de la altura total, el residuo medio calculado para 234 árboles no refleja diferencias significativas entre las medidas realizadas en la campaña terrestre y en la campaña TLS, tomando un valor medio de tan solo 0.11 m.

3.5. DISCUSIÓN.

Los resultados obtenidos permiten afirmar que los dos métodos de inventario testados son suficientemente precisos para la medición de las variables dendrométricas estudiadas. Las diferencias observadas entre los resultados ofrecidos por ambos métodos pueden ser atribuibles a los procedimientos instrumentales de medición en las parcelas del inventario tradicional, al tiempo transcurrido entre ambos inventarios y a las diferencias en el estado fenológico en el momento de la captura de datos.

En el caso de la variable altura total, donde se utilizó el hipsómetro láser en el inventario tradicional, se detectaron problemas como consecuencia de la dificultad en visualizar el ápice del árbol debido a la presencia de un denso follaje (condiciones *leaf-on*). Hay que tener en cuenta, además, la diferencia de entre 6 y 8 meses entre los dos inventarios, que explicaría la diferencia de altura total entre el inventario TLS (muestreo más reciente) y el tradicional (muestreo más antiguo) en el caso de la plantación de Morondava, con árboles de teca en pleno crecimiento (unos 3 años desde plantación).

En el caso de la variable radio de corona, las diferencias registradas entre ambos métodos de inventario pueden ser también atribuibles al cambio de condición fenológica de la plantación.

Las pruebas estadísticas no detectaron diferencias significativas entre el método de medición por TLS y el método de medición tradicional cuando se aplicó a nivel de parcela de referencia (valores promedio), con excepción de las variables altura total y radio de copa en algunos casos. En el caso de Morondava, las diferencias en altura se atribuyen al crecimiento de los árboles entre los dos inventarios. En el caso del radio de corona se obtienen diferencias debidas a la diferencia con relación al estado fenológico de la plantación durante los inventarios comparados. Los resultados obtenidos son muy similares a los publicados por Mohammed *et al.* (2018), donde reportaron que las diferencias entre el inventario TLS y el inventario tradicional no son estadísticamente significativas. Similar resultado obtiene Rodríguez & Klaribel (2018) en Ecuador, donde evaluaron tecnologías TLS y técnicas convencionales de medición terrestre para la realización de inventarios forestales, llegando a la conclusión de que, en términos estadísticos, los valores obtenidos por medición en parcelas de campo realizados por el método convencional son similares a los valores obtenidos por la medición realizada mediante TLS.

Por otra parte, Uzquiano & Bravo (2018) destacaron que uno de los problemas de la técnica TLS es que el procesamiento de datos necesita mucho tiempo, criterio que se comparte en este estudio, no habiéndose encontrado evidencia de una considerable mayor eficiencia del método TLS para obtener las variables dendrométricas básicas. En efecto, se trata de una tecnología emergente en aplicaciones forestales, requiriéndose un elevado nivel técnico y habilidad en el uso de software complejo para la extracción de métricas. Algunos procedimientos pueden considerarse semiautomáticos, mientras que otros requieren de una participación continua del operario que, además, debe poseer un buen entrenamiento y habilidad. Esto hace que la aplicación de la tecnología TLS en el inventario forestal para la obtención de variables dendrométricas básicas sea actualmente una herramienta de difícil introducción en este medio. Sin embargo, hay que destacar que el potencial de la tecnología TLS en el ámbito del inventario forestal no solo se limita a la extracción de variables dendrométricas simples como DAP o altura total, sino que puede considerarse como un

método de medición eficiente y no destructivo que está produciendo un verdadero replanteamiento de los estudios forestales (Maas *et al.*, 2008; Dassot *et al.*, 2011; Xinlian Liang *et al.*, 2014; Liang *et al.*, 2016; H. -G.; Saarinen *et al.*, 2017; Suraj Reddy *et al.*, 2018; Du *et al.*, 2019), siendo empleado para el soporte en la generación de modelos alométricos (Kankare *et al.*, 2013; Calders *et al.*, 2015; Lau *et al.*, 2019), la elaboración de ecuaciones de la forma del tronco (Liang *et al.*, 2014), e incluso para la obtención de una completa descripción en 3D de la arquitectura del árbol (Raumonen *et al.*, 2013; Delagrangé *et al.*, 2014; Hackenberg *et al.*, 2015).

El inventario tradicional terrestre presenta problemas relacionados con la ubicación espacial de cada árbol, especialmente cuando se realiza en condiciones *leaf-on*. En este caso, las técnicas GPS-RTK de precisión para determinar la posición espacial de cada árbol en la parcela de muestreo se ven limitadas por la interferencia en la recepción de la señal producida por las copas de los árboles. Además, los procedimientos de medición instrumental terrestre requieren del marcado de árboles con pintura para visualizar su posición y evitar remediciones de los operadores. Estos procedimientos de medición en campo son realizados por diferentes operadores, lo que puede inducir errores de medición y registro de datos. Igualmente, con el paso del tiempo pueden perderse las marcas por el lavado de la pintura. Por último, todos los procedimientos, al ser ejecutados por personal con diferentes grados de capacitación y experiencia, introducen errores de difícil detección que en la reiteración del inventario hacen difícil su actualización a los efectos del monitoreo del crecimiento de la plantación.

3.6. CONCLUSIONES.

A escala de parcela, la comparación de los métodos de inventario TLS y tradicional no ofreció diferencias significativas en los valores promedio por parcela de referencia de la variable dendrométrica DAP. La diferencia en los valores promedio de la variable altura total, con unos valores significativamente mayores en el caso del inventario TLS, pudieron deberse al crecimiento de los árboles durante el intervalo transcurrido entre ambos inventarios, además de los errores de medición de alturas mediante hipsómetro láser (método tradicional) debido a la ejecución del inventario en una condición fenológica “*leaf-*

on” que produjo la dificultad en la localización del ápice del árbol en numerosas ocasiones. Los valores de radio de corona significativamente mayores en el inventario tradicional pueden atribuirse a que el inventario TLS se llevó a cabo en condiciones “*leaf-off*”, extrayéndose un radio de corona, o contorno aparente de la nube de puntos, más reducido que en condiciones “*leaf-on*”.

La evaluación del efecto de la reducción del tamaño de parcela de medición TLS en la precisión de la estimación de las variables dendrométricas no mostró diferencias significativas, siendo este un resultado de interés para reducir los tiempos de trabajo en la extracción de métricas dendrométricas al implicar una disminución significativa del número de árboles incluidos en la unidad de muestreo.

No se encontraron diferencias significativas entre los tiempos de trabajo de campo para el levantamiento de parcelas según el método de inventario tradicional y parcelas TLS. La eficiencia relativa calculada demostró ligera superioridad del método de inventario TLS sobre el tradicional, lo que apunta a la necesidad de incrementar la investigación en la línea de hacer más eficientes los métodos de procesamiento de nubes de puntos para una extracción automática de métricas.

La comparación de métodos de inventario a escala de árboles puso en relieve la dificultad en la recepción de la señal GPS en zonas de denso follaje (condiciones *leaf-on*) en el momento de realizar el inventario tradicional, lo que dificultó en gran medida la determinación exacta de la ubicación planimétrica espacial de los árboles. En el caso de esta investigación, este problema ha sido solventado con éxito adoptando la metodología propuesta en este estudio y realizando el inventario digital en condiciones *leaf-off*. Estos resultados recomiendan la realización de inventarios mediante sensores remotos terrestres en la temporada seca de la Región Costa de Ecuador, momento en el que la mayoría de las plantaciones de teca han perdido sus hojas. Este tipo de inventarios realizados en condiciones *leaf-off* pueden permitir un efectivo y preciso monitoreo del crecimiento de las plantaciones, minimizando los posibles errores del operario.

La comparación de los resultados de los datos del inventario forestal TLS con los obtenidos mediante la metodología tradicional arroja resultados muy aceptables. La

desventaja que presenta la realización del inventario mediante el sensor TLS está relacionada con la presencia de hojas a la altura de la extracción del diámetro normal, lo que confirma claramente lo recomendable que es la realización de este tipo de inventarios en condiciones *leaf-off*. Como ventaja adicional, las mediciones se realizan con un solo equipo de alta precisión para extraer todas las métricas posibles del árbol sin la subjetividad que puede introducir el operador que hace uso de los instrumentos en la medición tradicional.

Por último, hay que destacar que el potencial de la tecnología TLS en el ámbito del inventario forestal no solo se limita a la extracción de variables dendrométricas simples como DAP o altura total, sino que puede emplearse en otras muchas aplicaciones como la generación de modelos alométricos, el desarrollo de ecuaciones de la forma del tronco o la obtención de una completa descripción 3D de la arquitectura del árbol.

3.7. REFERENCIAS.

- Abegg, M., Kükenbrink, D., Zell, J., Schaepman, M., & Morsdorf, F. (2017). Terrestrial Laser Scanning for Forest Inventories—Tree Diameter Distribution and Scanner Location Impact on Occlusion. *Forests*, 8(6), 184. <https://doi.org/10.3390/f8060184>
- Aguilar, F. J., Nemmaoui, A., Peñalver, A., Rivas, J. R., & Aguilar, M. A. (2019). Developing allometric equations for teak plantations located in the coastal region of Ecuador from terrestrial laser scanning data. *Forests*, 10(12), 1050. <https://doi.org/10.3390/F10121050>
- Aguilar, F. J., Rivas, J. R., Nemmaoui, A., Peñalver, A., & Aguilar, M. A. (2019). UAV-Based Digital Terrain Model Generation under Leaf-Off Conditions to Support Teak Plantations Inventories in Tropical Dry Forests. A Case of the Coastal Region of Ecuador. *Sensors*, 19(8), 1934. <https://doi.org/10.3390/s19081934>
- Bahamondez, C., Lorenz, M., Mery, G., & Varjo, J. (2005). *Evaluación de los recursos forestales ante necesidades cambiantes de información*. International Union of Forest Research, IUFRO. <https://www.google.com/search?q=Bahamondez%2C+C.%3B+Lorenz%2C+M.%3B+Mery%2C+G.%3B+%26+Varjo%2C+J.+%282005%29.+Evaluaci3n+de+los+recursos+forestales+ante+necesidades+cambiantes+de+informaci3n.+International+Union+of+Forest+Research%2C+IUFRO.&oq=Baham>
- Bare, B. (2002). *Sustainable Forest Resource Management: Some Observations*. <http://faculty.washington.edu/bare/nchupresentation.pdf>
- Calders, K., Newnham, G., Burt, A., Murphy, S., Raumonon, P., Herold, M., Culvenor, D., Avitabile, V., Disney, M., Armston, J., & Kaasalainen, M. (2015). Nondestructive estimates of above-ground biomass using terrestrial laser scanning. *Methods in*

- Ecology and Evolution*, 6(2), 198–208. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12301>
- Dassot, M., Constant, T., & Fournier, M. (2011). The use of terrestrial LiDAR technology in forest science: application fields, benefits and challenges. *Annals of Forest Science*, 68(5), 959–974. <https://doi.org/10.1007/s13595-011-0102-2>
- Delagrangé, S., Jauvin, C., & Rochon, P. (2014). PypeTree: A Tool for Reconstructing Tree Perennial Tissues from Point Clouds. *Sensors*, 14(3), 4271–4289. <https://doi.org/10.3390/s140304271>
- Du, S., Lindenbergh, R., Ledoux, H., Stoter, J., & Nan, L. (2019). AdTree: Accurate, Detailed, and Automatic Modelling of Laser-Scanned Trees. *Remote Sensing*, 11(18), 2074. <https://doi.org/10.3390/rs11182074>
- Hackenberg, J., Spiecker, H., Calders, K., Disney, M., & Raunonen, P. (2015). SimpleTree — An Efficient Open Source Tool to Build Tree Models from TLS Clouds. *Forests*, 6(12), 4245–4294. <https://doi.org/10.3390/f6114245>
- Kankare, V., Holopainen, M., Vastaranta, M., Puttonen, E., Yu, X., Hyyppä, J., Vaaja, M., Hyyppä, H., & Alho, P. (2013). Individual tree biomass estimation using terrestrial laser scanning. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.*, 75, 64–75. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2012.10.003>
- Kershaw, J. A., Ducey, M. J., Beers, T. W., & Husch, B. (2016). *Forest mensuration* (5th edit.). John Wiley & Sons.
- Lau, A., Calders, K., Bartholomeus, H., Martius, C., Raunonen, P., Herold, M., Vicari, M., Sukhdeo, H., Singh, J., & Goodman, R. (2019). Tree Biomass Equations from Terrestrial LiDAR: A Case Study in Guyana. *Forests*, 10(6), 527. <https://doi.org/10.3390/f10060527>
- Liang, X., Kankare, V., Hyyppä, J., Wang, Y., Kukko, A., Haggrén, H., Yu, X., Kaartinen, H., Jaakkola, A., Guan, F., Holopainen, M., & Vastaranta, M. (2016). Terrestrial laser scanning in forest inventories. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.*, 115, 63–77. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2016.01.006>
- Maas, H. -G., Bienert, A., Scheller, S., & Keane, E. (2008). Automatic forest inventory parameter determination from terrestrial laser scanner data. *International Journal of Remote Sensing*, 29(5), 1579–1593. <https://doi.org/10.1080/01431160701736406>
- Mohammed, H. I., Majid, Z., & Izah, L. N. (2018). Terrestrial laser scanning for tree parameters inventory. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 169(1), 012096. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/169/1/012096>
- Newnham, G. J., Armston, J. D., Calders, K., Disney, M. I., Lovell, J. L., Schaaf, C. B., Strahler, A. H., & Mark Danson, F. (2015). Terrestrial laser scanning for plot-scale forest measurement. *Current Forestry Reports*, 1(4), 239–251. <https://doi.org/10.1007/s40725-015-0025-5>
- Porrás Díaz, H., Cáceres Jiménez, J. J., & Gallo Lancheros, E. O. (2014). Modelos urbanos tridimensionales generados a partir de nubes de puntos de un escáner láser terrestre.

- Revista Tecnura*, 18(41), 134.
<https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.tecnura.2014.3.a10>
- Ramos, L., Marchamalo, M., Rejas, J. G., & Martínez, R. (2015). Aplicación del Láser Escáner Terrestre (TLS) a la modelización de estructuras: precisión, exactitud y diseño de la adquisición de datos en casos reales. *Informes de La Construcción*, 67(538), e074.
<https://doi.org/10.3989/ic.13.103>
- Raumonen, P., Kaasalainen, M., Åkerblom, M., Kaasalainen, S., Kaartinen, H., Vastaranta, M., Holopainen, M., Disney, M., & Lewis, P. (2013). Fast Automatic Precision Tree Models from Terrestrial Laser Scanner Data. *Remote Sensing*, 5(2), 491–520.
<https://doi.org/10.3390/rs5020491>
- Rodríguez, B., & Klaribel, J. (2018). *Análisis dasométrico aplicando tecnología escáner láser terrestre y técnicas convencionales para la estimación de biomasa aérea en el bosque la Armenia* [ESPE]. <http://repositorio.espe.edu.ec/xmlui/handle/21000/14905>
- Rousseeuw, P. J., & Croux, C. (1993). Alternatives to the Median Absolute Deviation. *Journal of the American Statistical Association*, 88(424), 1273–1283.
<https://doi.org/10.1080/01621459.1993.10476408>
- Saarinen, N., Kankare, V., Vastaranta, M., Luoma, V., Pyörälä, J., Tanhuanpää, T., Liang, X., Kaartinen, H., Kukko, A., Jaakkola, A., Yu, X., Holopainen, M., & Hyyppä, J. (2017). Feasibility of Terrestrial laser scanning for collecting stem volume information from single trees. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.*, 123, 140–158.
<https://doi.org/10.1016/J.ISPRSJPRS.2016.11.012>
- Suraj Reddy, R., Rakesh, A., Jha, C. S., & Rajan, K. S. (2018). Automatic Estimation of Tree Stem Attributes Using Terrestrial Laser Scanning in Central Indian Dry Deciduous Forests. *Current Science*, 114(1), 201–206.
<https://doi.org/10.18520/cs/v114/i01/201-206>
- Trochta, J., Krůček, M., Vrška, T., & Král, K. (2017). 3D Forest: An application for descriptions of three-dimensional forest structures using terrestrial LiDAR. *PLOS ONE*, 12(5), e0176871. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0176871>
- Uzquiano, S., & Bravo, F. (2018). Procesado de datos a través del Láser Escáner Terrestre (TLS): desarrollo de una nueva metodología aplicada a bosques mixtos. *Cuadernos de La Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 43(43), 225–238.
<https://doi.org/10.31167/csef.v0i43.17539>
- White, J. C., Coops, N. C., Wulder, M. A., Vastaranta, M., Hilker, T., & Tompalski, P. (2016). Remote Sensing Technologies for Enhancing Forest Inventories: A Review. *Can. J. Remote Sens.*, 42(5), 619–641. <https://doi.org/10.1080/07038992.2016.1207484>
- Liang, X., Kankare, V., Xiaowei Yu, Hyyppä, J., & Holopainen, M. (2014). Automated Stem Curve Measurement Using Terrestrial Laser Scanning. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 52(3), 1739–1748. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2013.2253783>

CAPÍTULO 4.

EVALUACIÓN DEL MÉTODO DE MUESTREO ANGULAR PARA EL INVENTARIO DE PLANTACIONES DE TECA EN LA REGIÓN COSTA DE ECUADOR.

CAPÍTULO 4.

EVALUACIÓN DEL MÉTODO DE MUESTREO ANGULAR PARA EL INVENTARIO DE PLANTACIONES DE TECA EN LA REGIÓN COSTA DE ECUADOR.

4.1. RESUMEN.

El muestreo mediante parcelas de superficie fija es la práctica usual en inventarios forestales tradicionales, concepto también aplicado a los inventarios mediante escáner laser terrestre (*Terrestrial Laser Scanning*; TLS). Este tipo de inventarios demandan un tiempo considerable de trabajo por lo que su eficiencia es a veces cuestionada. Un método alternativo de muestreo es el conteo angular o método de Bitterlich. El objetivo de este capítulo es evaluar la precisión y eficiencia del método de muestreo angular para la determinación de variables dasométricas en las plantaciones de teca (*Tectona grandis* Linn. F.) mediante métodos de inventario forestal tradicional (IFT) y TLS. Para ello se emplearon como datos experimentales los datos de las parcelas de inventario forestal tradicional y de inventario TLS establecidas en una plantación de teca de tres años situada en el predio denominado Morondava. Mediante pruebas de inferencia estadística se contrastaron las estimaciones de los índices dasométricos mediante muestreo angular y parcelas de área fija para los métodos de inventario forestal IFT y TLS, determinándose además la eficiencia relativa. El ANOVA no detectó diferencias entre tipos de muestreo para ninguna de las variables dasométricas, excepto para la variable tiempo. Los valores de eficiencia relativa evidenciaron la ventaja del método angular sobre el método de parcela de área fija. El conteo angular es suficientemente preciso para la estimación de variables dasométricas de plantaciones jóvenes de teca, siendo más eficiente que el método de área fija, particularmente en el caso de la estimación del área basal.

4.2. INTRODUCCIÓN.

La teca (*Tectona grandis* Linn. F.) es una de las principales especies exóticas utilizadas en los programas de reforestación en la Región Costa de Ecuador debido tanto a su adaptabilidad a los ecosistemas locales como a la alta demanda en el mercado de la madera a nivel internacional. Tal y como se indicó en el capítulo introductorio de esta tesis, en la Región Costa de Ecuador se observa una tendencia al incremento de plantaciones de teca durante los últimos años, circunstancia que ha motivado un creciente interés por el desarrollo de nuevas técnicas de monitoreo que permitan implementar métodos de inventario más precisos y eficientes (Aguilar, Nemmaoui, *et al.*, 2019; Aguilar, Rivas, *et al.*, 2019).

En efecto, los requerimientos de información para los aprovechamientos madereros y de otras materias primas, la cuantificación de la producción de biomasa, la fijación de carbono y el manejo ambiental, son objetivos relevantes de los inventarios forestales. Para su obtención se emplean técnicas de inferencia estadística a partir de muestreos (Kershaw *et al.*, 2016). Un aspecto relevante en el diseño del muestreo lo constituye la definición del tipo de unidad de muestreo. La práctica usual es la parcela de superficie y forma fija, donde la selección de los árboles está relacionada directamente con el área y forma de la parcela, así como con la frecuencia de los individuos que están dentro de ella (Kershaw *et al.*, 2016). En este sentido, el método de área fija resulta ser un método de muestreo con igual probabilidad de selección para cada árbol presente en la parcela de referencia (Ríos *et al.*, 2000). Este tipo de muestreo requiere delimitar físicamente la parcela de referencia y medir las variables dendrométricas de todos los árboles incluidos en la misma, lo que puede resultar costoso en tiempo de trabajo de campo. Por esta razón se han desarrollado otros métodos alternativos de inventario basados en un muestreo con distinta probabilidad de selección, destacando entre ellos el denominado muestreo con probabilidad proporcional al tamaño (PPT). En este caso la probabilidad de que un árbol sea seleccionado para integrar la muestra es proporcional a alguna de sus características mensurables (Cochran, 1977), tales como el diámetro, en el muestreo horizontal, o la altura, en el muestreo vertical.

El método de muestreo angular, también conocido como método de Bitterlich en honor del forestal austriaco Walter Bitterlich (Bitterlich, 1952; Grosenbaugh, 1958;

Burkhart, 2008), podría clasificarse dentro de la categoría de muestreos PPT. Este método no requiere de la delimitación física de la parcela de muestreo ni de la medición directa del diámetro de los árboles para la estimación del área basal por hectárea (G ; m^2/ha) (Burkhart, 2008), siendo la probabilidad de seleccionar un árbol proporcional a su área basal. En efecto, para determinar G en cada punto de muestreo se cuentan los árboles (n) cuyos diámetros normales (DAP; diámetro a la altura del pecho) exceden un ángulo crítico fijo proyectado desde el punto de muestreo con un instrumento denominado relascopio. A continuación, se multiplica n por el Factor de Área Basimétrica (FAB), el cual depende del ángulo crítico escogido (Kershaw *et al.*, 2016).

Han sido documentadas numerosas aplicaciones del método Bitterlich en diferentes contextos forestales, poniendo de relieve sus ventajas y desventajas en cuanto a precisión y eficiencia para la estimación de variables forestales (Zarate Do Couto *et al.*, 1993; Druszcz *et al.*, 2010; Farias *et al.*, 2002; Lionjanga & Pereira, 2014; Rice *et al.*, 2014; Šmelko, 2013; Gove, 2017; Mulyana *et al.*, 2018). Sin embargo, y en el contexto de los inventarios de plantaciones forestales en Ecuador, se sigue empleando de forma claramente mayoritaria el método basado en parcelas de superficie fija de formas rectangulares o circulares y de tamaño variable (entre 400 y 1,000 m^2). De hecho, no hemos encontrado referencias en relación con la aplicación del método de conteo angular en Ecuador, aunque este método podría, a priori, facilitar el desarrollo de inventarios forestales en plantaciones de teca, disminuyendo el tiempo necesario para el trabajo de campo y, por tanto, permitiendo la implementación de un sistema continuo de toma de decisiones basado en el seguimiento de masas forestales (*Forest Monitoring*). Este sistema, complementado con técnicas propias de la disciplina de *Remote Sensing* (e.g., Aguilar, Rivas, *et al.*, 2019), mejoraría notablemente la toma de decisiones relativas a las actividades de gestión (vertiente económica) y protección (vertiente ambiental ligada a la fijación de CO_2 atmosférico) de los bosques por parte de las entidades públicas y privadas.

De acuerdo con lo anterior, el objetivo de esta investigación es evaluar la precisión y eficiencia del método de muestreo angular para la determinación de variables dasométricas en plantaciones de teca de la Región Costa de Ecuador. Para ello se contrastará la hipótesis

de si el método de conteo angular es suficientemente preciso y más rápido de ejecución que el muestreo con parcelas de superficie fija.

4.3. MATERIALES Y MÉTODOS.

4.3.1. Descripción del área de estudio.

El trabajo de investigación se realizó en una plantación de teca de 78.28 ha establecida en el predio denominado Morondava (hacienda “Las Iguanas”, provincia de Guayas, Ecuador), ya descrita en el capítulo 2 de esta tesis.

La plantación de teca se llevó a cabo en 2015, con un marco de 3 m entre árboles y 4 m entre líneas de árboles. La edad de las plantas en el momento de plantación fue de 4 meses, con una altura aproximada de 30 cm. Las plantas fueron producidas en vivero a partir de semillas escarificadas procedentes de Costa Rica.

Tabla 4.3.1 Características medias de las 21 parcelas de superficie fija (área circular de 500 m²) establecidas en la plantación de teca objeto de estudio. La edad de la plantación en el momento del muestreo era de 3 años.

Estadístico	Densidad (árboles/ha)	Área basal (m²/ha)	Altura media de Lorey (m)
M	736.2	4.12	8.0
SD	83.66	1.27	1.32
CV (%)	11.34	30.88	16.45

Nota: M: media; SD: desviación estándar; CV (%): coeficiente de variación en porcentaje.

Durante los meses de marzo a abril de 2018 se establecieron 21 parcelas de superficie fija distribuidas dentro de la plantación de teca objeto de estudio (Fig. 4.3.1). Se empleó el método de muestreo simple sin reemplazo. Las parcelas de muestreo presentaron forma circular con un radio de 12.62 m (superficie de 500 m²). La distribución de las parcelas de área fija tuvo como objetivo asegurar una correcta estratificación de las parcelas en la zona de interés para abarcar, en la medida de lo posible, su rango de variabilidad estructural (White *et al.*, 2013). En cualquier caso, y al tratarse de una plantación homogénea con una edad en el momento del muestreo de 3 años (plantación juvenil), con un marco fijo, manejo

silvícola y características edafológicas similares, la variedad entre parcelas con relación a algunas variables dasométricas de interés fue muy reducida (Tabla 4.3.1).

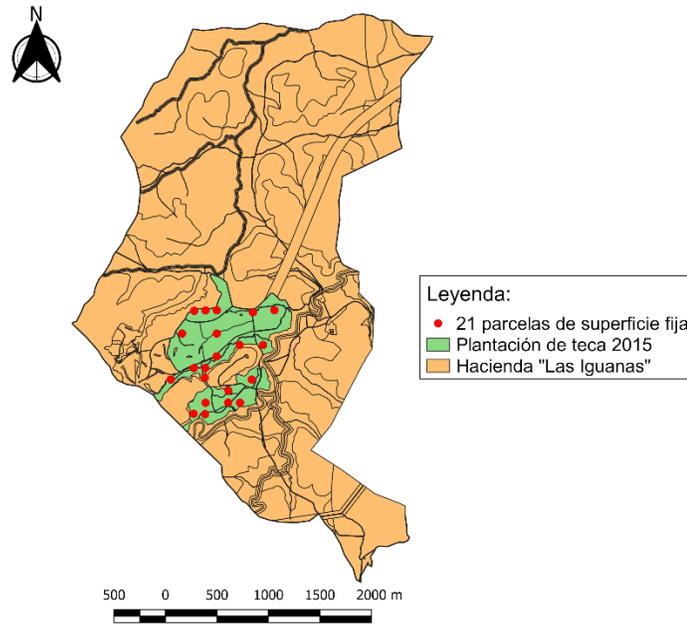


Fig. 4.3.1 Localización de la plantación de teca en el predio Morondava dentro de la hacienda “Las Iguanas”. Distribución de las 21 parcelas de área fija.

4.3.2. Muestreo de campo.

Las coordenadas de los centros de las parcelas se registraron mediante procedimientos GPS-RTK en el sistema de referencia WGS84 y proyección UTM 17S, utilizando un equipo Trimble R8 GNSS. Cada árbol perteneciente a las diferentes parcelas de muestreo fue numerado, registrándose sus coordenadas absolutas y midiéndose variables dendrométricas como DAP y altura total. También se registró el tiempo, en minutos, para el establecimiento de la unidad de muestreo y de medición de árboles, incluyendo el tiempo de estimación del área basal por hectárea mediante el método de Bitterlich para $FAB = 1$. Para ello se empleó un relascope simple de cadena que presentaba un $FAB = 1$. Este valor fue determinado calculando la razón entre el promedio de área basal por hectárea, calculado a partir de los datos de inventario basado en el método de área fija (en nuestro caso $G = 4.12 \text{ m}^2/\text{ha}$), y el número medio de árboles muestreados mediante muestreo angular en cada

parcela de referencia. Este valor medio de árboles muestreados se aproximó a cuatro para el relascopio empleado, valor que coincide con las recomendaciones de Kershaw *et al.* (2016) e Iles (2003) para plantaciones abiertas y de pequeño tamaño de árboles.

En cada parcela de superficie fija se calculó el número de árboles por hectárea (N; árboles/ha), diámetro normal del árbol de área basal media (dg; cm), área basal total (G; m²/ha), altura media de Lorey (hL; m) y el volumen total (V; m³/ha) estimado mediante el modelo de Lara (2012). En el método de muestreo angular se estimaron las mismas variables dasométricas, aunque en este caso extraídas de la muestra parcial de árboles seleccionados para cada uno de los FAB testados. Nótese que también se tuvieron que medir el DAP y la altura para cada uno de los árboles seleccionados, empleándose las siguientes expresiones para la estimación de las variables dasométricas de interés (Kershaw *et al.*, 2016):

$$G \left(\frac{m^2}{ha} \right) = \frac{n}{FAB}$$

$$N \left(\frac{\text{árboles}}{ha} \right) = FAB \left(\sum_{i=1}^n \frac{1}{g_i} \right)$$

$$d_g (cm) = \sqrt{\frac{4}{\pi n} \sum_{i=1}^n g_i} \quad (4.1)$$

$$h_L (m) = \frac{\sum_{i=1}^n g_i h_i}{\sum_{i=1}^n g_i}$$

$$V \left(\frac{m^3}{ha} \right) = N \frac{\sum_{i=1}^n V_i}{n}; \text{ con } V_i = 0.00017023 DAP_i^{1.7315} h_i^{0.719286}$$

Donde n sería el número de árboles seleccionado por muestreo angular (variable para cada parcela y FAB), N el número de árboles por hectárea, g_i el área basal del árbol seleccionado i, y h_i y DAP_i la altura total y el diámetro normal, respectivamente, del árbol seleccionado i.

Finalmente, se anotó el tiempo (minutos) de ejecución en campo del conteo de árboles en la unidad de muestreo angular para el FAB = 1 utilizado. De igual manera se registraron los tiempos de trabajo por tipo de medición en la parcela de área fija (tiempos

del levantamiento y delimitación de la parcela circular, conteo de árboles y medición de su diámetro y altura).

4.3.3. Simulación del muestreo angular.

A partir de las coordenadas del centro de cada parcela y de cada uno de los árboles ubicados en la parcela circular de área fija de 500 m², se procedió a determinar la distancia del centro de la parcela a cada árbol dentro de la unidad de muestreo mediante el tabulador electrónico Excel ®.

Para cada FAB considerado se calculó la distancia crítica correspondiente al diámetro de cada árbol. La distancia crítica (Ecuación 4.2) se refiere a la máxima distancia entre el observador y el árbol observado para la que se puede apreciar con exactitud que el diámetro normal del árbol es superior al ángulo de barrido o ángulo crítico del relascopeo (Jerez *et al.*, 2005). De esta forma, para cada diámetro normal (DAP) podemos establecer una distancia crítica a partir de la cual no sería seleccionado para formar parte de la muestra obtenida por muestreo angular y cuya ecuación viene dada por la siguiente expresión:

$$D_{crítica} = \frac{DAP}{2\sqrt{FAB}} \quad (4.2)$$

Donde $D_{crítica}$ sería el valor de la distancia crítica en metros, DAP el diámetro normal en centímetros y FAB el factor de área basimétrica.

Para la evaluación del muestreo angular se escogieron FAB de 0.5, 1.5 y 2, de acuerdo con el rango de diámetros normales encontrados en las plantaciones. En efecto, nótese que la probabilidad de encontrar arboles con diámetros superiores a 14 cm es nula (Fig. 4.3.2), de manera que el valor de distancia crítica hasta el árbol más alejado del centro de parcela para cada FAB simulado no debe superar el radio de la parcela circular de superficie fija (12.62 m). Por ejemplo, para un FAB = 0.5, la distancia crítica en el caso de un árbol de DAP = 14 cm sería de 9.9 m, inferior a los 12.62 m de radio de parcela.

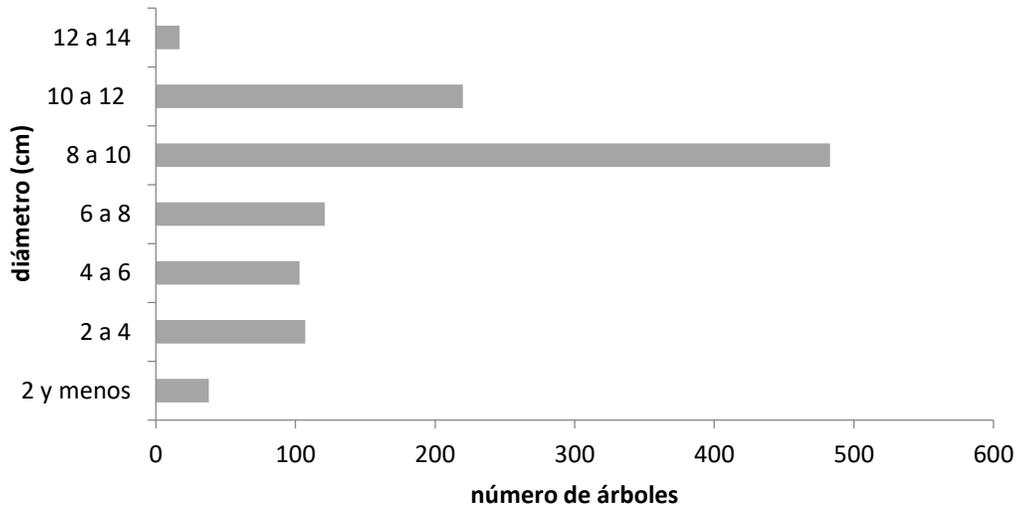


Fig. 4.3.2 Histograma de frecuencias de la distribución de diámetros normales en las parcelas de referencia.

Para la evaluación de la precisión y eficiencia del método de muestreo angular se calcularon las variables dasométricas antes indicadas mediante el procedimiento de simulación descrito para cada uno de los FAB seleccionados (0.5, 1.5 y 2), comparándose con las estimaciones de estas variables en las parcelas de superficie fija y de muestreo angular en campo con FAB = 1.

Los valores de tiempos simulados fueron obtenidos a partir de los registros de las mediciones de tiempo, para cada tipo de medición, en las parcelas del inventario basado en superficie fija y en la de muestreo angular con FAB = 1 (relascopeo de cadena). Estos valores fueron convertidos en tiempos unitarios por árbol y tipo de medición, de forma que se pudieran aplicar para la simulación de los tiempos de ejecución en campo para los FAB 0.5, 1.5 y 2.

Se determinó la eficiencia relativa del método de Bitterlich para los muestreos de parcelas de superficie y de forma fija, utilizando el procedimiento descrito por Jordan *et al.* (2004), Kenning *et al.* (2005) o Kershaw *et al.* (2016, p. 304):

$$e = \frac{S_{x_1}^2 t_1}{S_{x_2}^2 t_2} \quad (4.3)$$

Donde S_{x1} representa el error estándar (en porcentaje) para una unidad de muestreo como base de comparación, S_{x2} el error estándar (en porcentaje) para la unidad de muestreo a comparar, t_1 el tiempo para llevar a cabo la unidad de muestreo de referencia, y t_2 el tiempo para llevar a cabo la unidad de muestreo comparada. En este sentido, si $e > 1$ indica que la unidad de muestreo 2 (muestreo angular FAB 0.5, 1, 1.5 y 2) se llevó a cabo de una forma más eficiente que la unidad de muestreo 1 (muestreo de referencia basado en parcela de área fija), y viceversa. En esta ecuación no se consideran los tiempos de traslado entre unidades de muestreo.

Los datos generados mediante la simulación del muestreo angular para cada uno de los FAB fueron procesados mediante el tabulador electrónico Excel®, calculándose adicionalmente los valores de los promedios y del error estándar de las variables dasométricas.

Mediante el paquete estadístico INFOSTAT (Di Rienzo *et al.*, 2011) se aplicó el análisis ANOVA no paramétrico de Kruskal-Wallis para el contraste de las diferencias de medias entre las variables objeto de estudio, asumiendo una completa aleatorización de las unidades de muestreo. La aproximación no paramétrica se hizo necesaria dada la falta de normalidad de los datos y las varianzas homocedásticas evidenciadas por las pruebas de Kolgomorov y Levene. Todas las pruebas usaron un nivel de significación $p < 0.05$. Se consideraron como tratamientos o fuentes de variación los métodos de muestreo que se contrastan:

- ✓ Testigo: Parcela de superficie fija circular (PC).
- ✓ Método 1: Parcela de superficie variable de simulación. FAB = 0.5 (FAB-S 0.5).
- ✓ Método 2: Parcela de superficie variable medida en campo con relascopeo de cadena. FAB = 1 (FAB-C 1).
- ✓ Método 3: Parcela de superficie variable de simulación. FAB = 1.5 (FAB-S 1.5).
- ✓ Método 4: Parcela de superficie variable de simulación FAB = 2 (FAB-S 2).

4.4. RESULTADOS.

El error estándar de estimación (SE%) para todas las variables estudiadas y para los diferentes métodos de muestreo ensayados resultó inferior al 10% (Tabla 4.4.1), mostrando

cómo el muestreo angular de Bitterlich, para los distintos FAB testados, y el muestreo mediante parcela de área y forma fija presentaron precisiones similares en la estimación de las variables dasométricas consideradas, no detectando el ANOVA diferencias entre promedios por tratamientos o tipos de parcelas de muestreo para ninguna de las variables dasométricas al nivel de significación $p < 0.05$.

Como era de esperar, el muestreo de superficie fija mostró unos errores estándar ligeramente inferiores a los registrados en el muestreo angular. Este hecho fue más notable en el caso de la estimación de la variable densidad (árboles/ha), con errores estándar entre dos y cuatro veces mayores en el caso del muestreo de superficie variable. Estos resultados se corresponden con lo apuntado por Kershaw *et al.* (2016), que establecen que, en general, es más eficiente usar una unidad de muestreo donde los árboles se seleccionan con una probabilidad proporcional a la variable de interés. En este sentido, si el objetivo fuera la estimación del volumen de un rodal, sería más eficiente utilizar el muestreo de parcela variable, ya que la selección de árboles de muestra es proporcional a su área basal, variable que está estrechamente relacionada con el volumen. Si el objetivo fuera la determinación de la cantidad de árboles en un rodal, sería más eficiente el uso de parcelas de área fija, cuestión que también se evidencia en este trabajo.

Similares resultados a los encontrados en este trabajo en cuanto a la precisión de métodos de muestreo son reportados por numerosos autores tanto en inventario de plantaciones como de bosque natural. En el caso de plantaciones, Do Couto *et al.* (1993) testaron la precisión del método angular (FAB 2, 3 y 4) versus parcela fija en plantaciones de *Eucalyptus saligna* en Brasil, no encontrando diferencias significativas en la estimación del área basal por hectárea entre los métodos de muestreo evaluados. A igual conclusión conducen los resultados obtenidos por Druszcz *et al.* (2010) en plantaciones de *Pinus taeda*, reportando resultados coincidentes con los del actual estudio. Por su parte, Lionjanga & Pereira (2014) ensayan diferentes valores de FAB (1, 2 y 4) frente a muestreo de superficie fija para el inventario de plantaciones de *Pinus patula* en Angola, observando que todas las variables dasométricas presentaron precisiones similares para los métodos evaluados, excepto la variable densidad, que mostró un valor estimado por conteo angular menos preciso que el de superficie fija.

Tabla 4.4.1 Estadísticos descriptivos y significación estadística de ANOVA para las variables dasométricas medidas en las 21 parcelas de referencia.

		TRATAMIENTOS				
Variable	Estadísticos	PC	FAB-S (0.5)	FAB-C (1)	FAB-S (1.5)	FAB-S (2)
G (m ² /ha)	M *	4.12	4.67	4.57	4.57	4.76
	SE (%)	6.74	7.77	7.78	7.33	7.38
	T (*)	36 c	10 b	5 a	5 a	4 a
	E	1.00	2.67	5.32	6	7.4
N (árboles/ha)	M *	736.2	815.2	886.9	807.8	890.9
	SE (%)	2.48	5.16	9.61	7.72	10.57
	T **	15 c	14 c	7,5 b	6 ab	5 a
	E	1.00	0.25	0.13	0.26	0.17
d _g (cm)	M *	7.9	8.5	8.8	8.8	8.7
	SE (%)	3.68	4.04	4.67	4.60	4.41
	T (*)	36 c	20 b	8 a	7 a	5.5 a
	E	1.00	1.50	2.80	3.29	4.57
h _L (m)	M *	8.0	8.2	8.1	8.1	8.1
	SE (%)	3.59	3.56	3.72	3.81	3.75
	T (*)	80 c	25 b	14 a	9 a	7 a
	E	1.00	3.26	5.32	7.89	10.47
V (m ³ /ha)	M *	22.4	25.5	24.7	24.9	25.7
	SE (%)	7.63	8.73	8.67	8.38	8.13
	T (*)	101 c	26,5 b	16 a	9 a	8 a
	E	1.00	2.92	4.90	9.31	11.14

Nota: M: media; SE (%): error estándar porcentual; T: tiempo (minutos); e: eficiencia relativa. Tratamientos: PC, muestreo de superficie fija; FAB-S (0.5), FAB-S (1.5) y FAB-S (2), muestreos angulares simulados para FAB 0.5, 1.5 y 2, respectivamente; FAB-C (1), muestreo angular ejecutado en campo; (*) diferencias significativas entre tratamientos con letras diferentes (a-b-c) (p< 0.05).

En el caso de inventarios de bosque natural, los resultados obtenidos en este trabajo también coinciden con los reportados por Moscovich & Brena (2006) en un bosque nativo de *Araucaria angustifolia* en Brasil, donde no encontraron diferencias significativas entre

varios métodos PPT (entre ellos el método de Bitterlich con FAB = 4) y el de parcela de área fija para la estimación de variables como volumen comercial, área basal y número de árboles por hectárea. En la misma línea de trabajo, Farias *et al.* (2002) compararon estimaciones de variables dasométricas en un bosque natural tropical de Brasil mediante parcelas de área variable con FAB 2, 3 y 4, no encontrando diferencias significativas para ninguna variable testada (área basal, altura promedio, volumen/ha) excepto para la variable densidad de árboles.

En relación con la variable tiempo de muestreo en campo, ésta presentó diferencias significativas ($p < 0.05$), señalando a la parcela de área y forma fija como el método de muestreo que requirió más tiempo de trabajo (Tabla 4.4.1). Este resultado se corresponde con los valores de eficiencia relativa, donde, con excepción de la variable densidad de árboles por hectárea, se evidenció la ventaja del método angular sobre el método de parcela de área fija, especialmente en el caso de FAB = 2, mostrando valores de eficiencia entre 4.5 y 11 veces mayores que el método de parcela de superficie fija en función de la variable dasométrica estimada. En el caso de la variable densidad se observaron eficiencias menores en el muestreo angular, lo que se debió, como ya ha sido comentado anteriormente, a una menor precisión en su estimación para cualquiera de los FAB testados, aunque esta disminución no llegó a ser estadísticamente significativa.

En relación con la eficiencia relativa de los métodos de muestreo, Moscovich & Brena (2006) obtuvieron similares resultados a los obtenidos en este trabajo trabajando en un bosque nativo de *Araucaria angustifolia* en Brasil, mientras que en un trabajo reciente publicado por Mulyana *et al.* (2018) se propuso la idoneidad del método de conteo angular (FAB = 1) para la estimación del área basal en bosques comunitarios de la India. Es necesario indicar que el FAB idóneo depende de la geometría, variabilidad y edad de la plantación, siendo necesarios ensayos locales que evalúen la eficacia relativa para distintos valores. En nuestro caso, y para variables como área basal total, diámetro normal del árbol de área basal media, altura media de Lorey y el volumen total, el valor de FAB idóneo en plantaciones jóvenes de teca situadas en la Región Costa de Ecuador resultó ser igual a dos, produciendo estimaciones suficientemente precisas y disminuyendo el tiempo de trabajo requerido para

el inventario de campo (aumento de la eficiencia), tal y como puede comprobarse en la Tabla 4.4.1.

Numerosos autores han evaluado el método de muestreo angular mediante simulaciones computarizadas, resultando ser una herramienta ágil y eficiente para la comparación del rendimiento de diferentes factores de área basimétrica. Por ejemplo, Šmelko (2013) empleó esta herramienta para evaluar el uso de distintos FAB en el muestreo angular, comprobando que la precisión era similar para los FAB ensayados y que la eficiencia del método de Bitterlich era superior al método de área fija, lo que se corresponde con los resultados de nuestro estudio. Mediante un procedimiento similar, tanto Rice *et al.* (2014) como Gove (2017) reportaron que el método de muestreo angular resultó ser más eficiente que el de área fija.

La aplicación del método de conteo angular, o métodos basados, en general, en la selección de individuos proporcional a la variable de interés, también podría ser empleado en el caso del escáner láser terrestre o instrumentos de campo de similares características, constituyendo una prometedora línea de investigación que integra esta metodología de muestreo con las Tecnologías de la Información Espacial para el incremento de la eficiencia en la realización de inventarios forestales (Aguilar, F.J., Nemmaoui, A., Aguilar, M.A., Peñalver, 2019; Aguilar, Nemmaoui, *et al.*, 2019).

Por último, es necesario mencionar que futuras investigaciones deberán validar estos resultados mediante la aplicación del método de conteo angular en trabajos de inventarios en plantaciones de teca de diferentes edades, condiciones edafoclimáticas y manejo silvícola.

4.5. CONCLUSIONES.

La hipótesis que se pretende contrastar en este capítulo propone que el método de conteo angular es suficientemente preciso y más rápido (menor coste económico) que el muestreo con parcelas de superficie fija. De acuerdo con los resultados obtenidos, se puede concluir que ningún método de muestreo se mostró estadísticamente superior a otro en relación con la precisión de la estimación de las variables dasométricas contempladas en este estudio, demostrando, por tanto, que el método de conteo angular es suficientemente preciso para la estimación de las principales variables dasométricas de plantaciones jóvenes

de teca en la Región Costa de Ecuador. Por otra parte, el método de muestreo basado en conteo angular resultó significativamente más rápido que el de parcela fija en todos los casos. Estos resultados recomiendan la idoneidad del método de conteo angular como método de referencia para el inventario de plantaciones de teca en la región, lo que permitiría reducir los costes del trabajo de campo. En el caso de plantaciones jóvenes de teca, se recomienda utilizar un Factor de Área Basimétrica igual a 2.

4.6. REFERENCIAS.

- Aguilar, F.J., Nemmaoui, A., Aguilar, M.A., Peñalver, A. (2019). Fusion of Terrestrial Laser Scanning and RPAS Image-based Point Clouds in Mediterranean Forest Inventories. *DYNA*, 94(2), 131–136. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.6036/8892>
- Aguilar, F. J., Nemmaoui, A., Peñalver, A., Rivas, J. R., & Aguilar, M. A. (2019). Developing allometric equations for teak plantations located in the coastal region of Ecuador from terrestrial laser scanning data. *Forests*, 10(12), 1050. <https://doi.org/10.3390/F10121050>
- Aguilar, F. J., Rivas, J. R., Nemmaoui, A., Peñalver, A., & Aguilar, M. A. (2019). UAV-Based Digital Terrain Model Generation under Leaf-Off Conditions to Support Teak Plantations Inventories in Tropical Dry Forests. A Case of the Coastal Region of Ecuador. *Sensors*, 19(8), 1934. <https://doi.org/10.3390/s19081934>
- Bitterlich, W. (1952). *Die Winkelzahlprobe*. Scientific Research Publishing. <https://doi.org/10.1007/BF01821439>
- Burkhart, H. E. (2008). Remembering Walter Bitterlich. In *Journal of Forestry* (Vol. 106, Issue 2). Oxford Academic. <https://academic.oup.com/jof/article/106/2/61/4734824>
- Cochran, W. (1977). *Sampling Techniques, 3rd Edition* | Wiley. <https://www.wiley.com/en-us/Sampling+Techniques%2C+3rd+Edition-p-9780471162407>
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M., & Robledo, C. W. (2011). *INFOSTAT*, (No. 2011). Universidad Nacional de Córdoba. [https://doi.org/https://www.scirp.org/\(S\(i43dyn45teexjx455qlt3d2q\)\)/reference/ReferencesPapers.aspx?ReferenceID=1463425](https://doi.org/https://www.scirp.org/(S(i43dyn45teexjx455qlt3d2q))/reference/ReferencesPapers.aspx?ReferenceID=1463425)
- Do Couto, Z., Thadeu, H., Luiz, N., Bastos, M., & Simone De Lacerda, J. (1993). *A AMOSTRAGEM POR PONTOS NA ESTIMATIVA DE ÁREA BASAL EM POVOAMENTOS DE EUCALYPTUS* (Vol. 46). <https://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr46/cap07.pdf>
- Druszcz, J. P., Nakajima, N. Y., Péllico Netto, S., & Yoshitani Júnior, M. (2010). Comparação entre os métodos de amostragem de bitterlich e de área fixa com parcela circular em plantação de Pinus taeda. *FLORESTA*, 40(4). <https://doi.org/10.5380/rf.v40i4.20326>
- Farias, C. A. de, Soares, C. P. B., Souza, A. L. de, & Leite, H. G. (2002). Comparação de

- métodos de amostragem para análise estrutural de florestas inequívocas. *Revista Árvore*, 26(5), 541–548. <https://doi.org/10.1590/s0100-67622002000500003>
- Gove, J. (2017). Some Refinements on the Comparison of Areal Sampling Methods via Simulation. *Forests*, 8(10), 393. <https://doi.org/10.3390/f8100393>
- Grosenbaugh, L. R. (1958). Probabili point-sampling and line-sampling: ty theory, geometric implications, synthesis sogthern forest experiment station. In *USDA Forest Service, Southern Forest Experiment Station, Occasional Paper 160*. https://www.srs.fs.usda.gov/pubs/misc/op_160.pdf
- Iles, K. (2003). *A Sampler of Inventory Topics A Practical Discussion for Resource Samplers, Concentrating on Forest Inventory Techniques*. British Columbia Kim Iles & Associates Ltd. [https://www.scirp.org/\(S\(351jmbntvnsjt1aadkposzje\)\)/reference/ReferencesPapers.aspx?ReferenceID=2553178](https://www.scirp.org/(S(351jmbntvnsjt1aadkposzje))/reference/ReferencesPapers.aspx?ReferenceID=2553178)
- Jerez, M., Lawrence, V., Moret, A. Y., & Quevedo, A. (2005). Comparación entre modalidades de muestreo en plantaciones de Pino Caribe en el Oriente de Venezuela. *Revista Forestal Venezolana*, 49(1), 17–25. <https://biblat.unam.mx/es/revista/revista-forestal-venezolana/articulo/comparacion-entre-modalidades-de-muestreo-en-plantaciones-de-pino-caribe-en-el-oriente-de-venezuela>
- Jordan, G. J., Ducey, M. J., & Gove, J. H. (2004). Comparing line-intersect, fixed-area, and point relascope sampling for dead and downed coarse woody material in a managed northern hardwood forest. In *Canadian Journal of Forest Research*. 34: 1766-1775. (Vol. 34). <http://cjfr.nrc.ca>
- Kenning, R. S., Ducey, M. J., Brissette, J. 6, & Gove, J. H. (2005). Field efficiency and bias of snag inventory methods. In *Canadian Journal of Forest Research* 35:2900-2910 (Vol. 35). <http://cjfr.nrc.ca>
- Kershaw, J. A., Ducey, M. J., Beers, T. W., & Husch, B. (2016). *Forest mensuration* (5th edit.). John Wiley & Sons.
- Lara, C. E. (2012). Aplicación de ecuaciones de conicidad para teca (*Tectona grandis* L.F.) en la zona costera ecuatoriana. *Ciencia y Tecnología*, 4(2), 19–27. <https://doi.org/10.18779/cyt.v4i2.67>
- Lionjanga, D., & Pereira, E. (2014). Comparación de los métodos de muestreo casual simples: BITTERLICH Y PRODAN. *Revista Forestal Baracoa*, 33(ISSN: 2078-7235), 76–86.
- Moscovich, A., & Brena, F. A. ; (2006). Comprobación de cinco métodos de muestreo forestal en un bosque nativo de *Araucaria angustifolia*. *Quebracho - Revista de Ciencias Forestales*, 13, 7–16. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=48101301>
- Mulyana, B., Rohman, R., & Purwanto, R. H. (2018). Application of Point Sampling Method in Estimation of Stand Basal Area in Community Forest. *Journal of Sylva Indonesiana*, 1(1), 45–54. <https://doi.org/10.32734/jsi.v1i1.426>

- Rice, B., Weiskittel, A. R., & Wagner, R. G. (2014). Efficiency of alternative forest inventory methods in partially harvested stands. *European Journal Forest* , 261–272. <https://doi.org/10.1007/s10342-013-0756-4>
- Ríos, N., Acosta, V., De Benítez, C. G., & Pece, M. (2000). Comparación entre Métodos de Muestreo. In *Forest Systems* (Vol. 9, Issue 1). <https://recyt.fecyt.es/index.php/IA/article/view/2612>
- Šmelko, Š. (2013). Nový pohľad na vlastnosti a použiteľnosť kruhových a relaskopických skusných plôch pri inventarizácii a monitorovaní lesných ekosystémov. *Forestry Journal*, 59(1), 1–19. <https://doi.org/10.2478/v10114-011-0018-7>
- White, J., Canadian Forest Service., M. A., Canadian Wood Fibre Centre., A., Vastaranta, M., Coops, N. C., Cook, B. D., Pitt, D. G., & Woods, M. (2013). *A best practices guide for generating forest inventory attributes from airborne laser scanning data using the area-based approach*. <https://cfs.nrcan.gc.ca/publications?id=34887>

CAPÍTULO 5.

GENERACIÓN DE MODELOS DIGITALES DEL TERRENO A PARTIR DE FOTOGRAMETRÍA DIGITAL UAV EN CONDICIONES LEAF-OFF PARA EL INVENTARIO DE PLANTACIONES DE TECA SITUADAS EN ZONAS DE BOSQUE SECO TROPICAL. EL CASO DE LA REGIÓN COSTA DE ECUADOR.

CAPÍTULO 5.

GENERACIÓN DE MODELOS DIGITALES DEL TERRENO A PARTIR DE FOTOGRAMETRÍA DIGITAL UAV EN CONDICIONES LEAF-OFF PARA EL INVENTARIO DE PLANTACIONES DE TECA SITUADAS EN ZONAS DE BOSQUE SECO TROPICAL. EL CASO DE LA REGIÓN COSTA DE ECUADOR.

5.1. RESUMEN.

La teledetección está revolucionando la forma en que se llevan a cabo los estudios forestales. Avances tecnológicos recientes, como la fotogrametría digital basada en algoritmos *Structure from Motion* (SfM) a partir de imágenes tomadas desde un vehículo aéreo no tripulado (*Unmanned Aerial Vehicle*; UAV) abre el camino al desarrollo de métodos más eficientes para ayudar en la estrategia de reducción de emisiones de CO₂ originadas por la deforestación y degradación forestal (*Reducing Emissions from Deforestation and forest Degradation*; REDD). El objetivo de este capítulo fue desarrollar y probar una metodología basada en UAV-SfM para generar modelos digitales de terreno (*Digital Terrain Model*; DTM) de alta calidad en plantaciones de teca (*Tectona grandis* Linn. F.) situadas en la Región Costa del Ecuador (bosque tropical seco). Las estereo imágenes UAV se obtuvieron utilizando un UAV DJI Phantom 4 Advanced© durante la estación seca (etapa fenológica de desprendimiento de hojas) sobre 58 parcelas cuadradas de teca de 36 m de lado que pertenecen a tres plantaciones diferentes ubicadas en la provincia del Guayas (Ecuador). Se desarrolló un flujo de trabajo consistente en la orientación absoluta de las imágenes UAV basada en un conjunto de puntos de control terreno, la generación de nubes de puntos muy densas, el filtrado de puntos terreno y eliminación de valores atípicos, y finalmente la

interpolación de los puntos terreno previamente filtrados para la construcción de un DTM. Se emplearon puntos terreno muy precisos, derivados de escaneo láser terrestre (*Terrestrial Laser Scanning*; TLS), como referencia para estimar el error vertical del DTM UAV-SfM en cada parcela de referencia. Los DTM obtenidos a nivel de parcela presentaron bajo sesgo y error aleatorio vertical (-3.1 cm y 11.9 cm en promedio, respectivamente), mostrando los mayores errores en aquellas parcelas de referencia con área basal y cobertura de vegetación estimada por encima de 15 m²/ha y 60%, respectivamente. De acuerdo con estos resultados, el DTM obtenido a partir de imágenes UAV puede considerarse adecuado para servir como referencia-terreno (cota 0 de referencia para modelos normalizados de altura de copa) en el desarrollo de inventarios de plantaciones de teca.

5.2. INTRODUCCIÓN.

Los bosques desempeñan un papel muy importante en el equilibrio del ciclo del carbono terrestre (Beer *et al.*, 2010; Dong *et al.*, 2003). En general, los bosques constituyen sumideros netos de carbono porque la absorción de CO₂ atmosférico es mayor que el que se devuelve a la atmósfera a través de procesos como la respiración de las plantas y la descomposición de estas a través de bacterias y hongos, lo que hace que la conservación de la cobertura forestal sea de importancia crítica para mitigar el cambio climático (Agrawal, Nepstad, & Chhatre, 2011). De esta forma, la desaceleración de la deforestación, combinada con un aumento de la forestación y otras medidas de gestión para mejorar la productividad del ecosistema forestal, podría conservar o secuestrar cantidades significativas de carbono (Dixon *et al.*, 1994), fomentando así las emisiones negativas y contribuyendo a cumplir la aspiración del acuerdo de París de limitar el incremento de temperatura a menos de 2°C (Houghton & Nassikas, 2018). Esta fijación de carbono atmosférico por los bosques también se convierte en una estrategia importante para la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático en el contexto de la estrategia de reducción de emisiones procedentes de la deforestación y la degradación de los bosques (*Reducing Emissions from Deforestation and forest Degradation*; REDD), que podría ayudar a mitigar las emisiones de gases de efecto invernadero en los países en desarrollo ricos en bosques (Herold & Johns, 2007), como es el caso de Ecuador.

En este contexto, el Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuicultura y Pesca del Ecuador (MAGAP) recomendó en 2013 el establecimiento de plantaciones de teca en la región Costa y Amazonía del Ecuador dentro de un programa gubernamental de incentivos para la reforestación con fines comerciales, estableciendo una meta de 120,000 ha de nuevas plantaciones de teca en cinco años. Sin embargo, el progreso en las metas sugeridas expresadas como área reforestada ha sido modesto (Cañadas *et al.*, 2018), aunque es difícil encontrar cifras confiables sobre la dinámica de las nuevas plantaciones de teca debido a un registro deficiente y la falta de inventarios actualizados.

Para ayudar a hacer frente a las necesidades mencionadas de inventario y monitoreo eficiente de bosques y plantaciones forestales, el desarrollo reciente de sensores remotos activos y pasivos ha traído nuevos tipos de información espacial y capacidades mejoradas para obtener información sobre aplicaciones y métodos emergentes, especialmente adecuados para ser aplicados en el denominado Inventario Forestal Mejorado (*Enhanced Forest Inventory*; EFI), un término generalmente utilizado para referirse a un enfoque de inventario forestal que hace uso de tecnologías avanzadas de detección remota, como el escáner láser terrestre (TLS), el escáner láser aerotransportado (LiDAR), y métodos basados en estéreo-fotogrametría aérea digital, en combinación con datos terreno, para generar información de atributos de inventario (White *et al.*, 2016). En este sentido, la teledetección está revolucionando la forma en que se llevan a cabo los estudios forestales, y los recientes avances tecnológicos están proporcionando nuevos métodos para medir las variables relacionadas con la biomasa aérea desde sensores espaciales, aéreos y terrestres. Sin embargo, para aprovechar al máximo estas tecnologías emergentes, implementar inventarios forestales y cuantificar las reservas de carbono forestal, es necesario una nueva generación de herramientas alométricas, basadas en medidas de árboles individuales, que puedan recolectar sensores espaciales y aéreos (por ejemplo, altura de árboles y tamaño de copa) (Coomes *et al.*, 2017; Jucker *et al.*, 2017). En este sentido, la aparición reciente de algoritmos basados en visión por computador, como *Structure from Motion* (SfM) con *Multi-View Stereo* (MVS) (Furukawa & Ponce, 2010), ha aumentado la eficiencia en la recopilación y procesamiento de información geoespacial, produciendo, bajo ciertas condiciones, nubes de puntos 3D muy densas y precisas, de calidad comparable a los métodos existentes

basados en láser (Micheletti, Chandler, & Lane, 2015; Smith, Carrivick, & Quincey, 2016). Este enfoque basado en imágenes (Remondino, Spera, Nocerino, Menna, & Nex, 2014) ha demostrado su potencial para ser utilizado con éxito en inventarios forestales (Dandois, Ellis, Dandois, & Ellis, 2010; White *et al.*, 2013), proporcionando beneficios significativos para la captura digital de la estructura del dosel del bosque, incluyendo oclusiones reducidas, alta automatización, bajo costo, edición manual limitada, y mayor precisión geométrica, cuando se combina con imágenes de muy alta resolución obtenidas con vehículos aéreos no tripulados (UAV) (Aguilar, Nemmaoui, Aguilar, & Peñalver, 2019; Goodbody, Coops, Marshall, Tompalski, & Crawford, 2017; Jensen & Mathews, 2016; Lisein *et al.*, 2013; Mlambo, Woodhouse, Gerard, & Anderson, 2017; Tang & Shao, 2015; Wallace, Lucieer, Malenovsky, Turner, & Vopěnka, 2016). Estas nuevas herramientas no pueden verse como una progresión lógica de la medición existente basada en parcelas, sino como una forma completamente nueva de realizar los inventarios forestales. Por ejemplo, los sensores TLS aparecen como una tecnología disruptiva que requiere un replanteamiento de los estudios de vegetación y su aplicación en una amplia gama de disciplinas (Newnham *et al.*, 2015).

Es necesario tener en cuenta que la extracción precisa del terreno debajo de la cubierta del dosel resulta ser crucial, debido a que la mayoría de los parámetros de los árboles involucrados en las estimaciones de biomasa forestal están relacionados con la distancia desde el suelo (e.g., diámetro a la altura del pecho y altura del árbol) (Trochta, Krůček, Vrška, & Král, 2017). El objetivo de este capítulo es desarrollar y validar un flujo de trabajo basado en la tecnología UAV SfM para generar modelos digitales del terreno (DTM) de alta calidad en plantaciones de teca situadas en la Región Costera del Ecuador (bosque tropical seco). Este objetivo constituye un paso adelante para construir el esqueleto de un método eficiente basado en la detección remota para estimar y actualizar con precisión la dinámica de la biomasa aérea sobre pequeñas áreas de muestra de las plantaciones de teca ubicadas en la región costera del Ecuador (es decir, a escala de nivel de proyecto dentro del contexto de la estrategia REDD).

5.3. MATERIALES Y MÉTODOS.

5.3.1. Área de estudio.

El área de estudio y las plantaciones de teca de referencia ya han sido descritas con detalle en el capítulo 2 de esta tesis, por lo que se remite al lector al mencionado capítulo. Tan solo hay que indicar que se emplearon 58 parcelas de teca pertenecientes a las plantaciones de Morondava, El Tecal y All Teak para el trabajo experimental del presente capítulo.

5.3.2. Flujo de trabajo fotogramétrico y generación de nubes de puntos.

Se usó la plataforma UAV multirrotor DJI Phantom 4 Advance ©, con un sensor CMOS de 1" (2,52 $\mu\text{m}/\text{píxel}$) y una resolución de 20 Mpx (5472 x 3078 píxeles) fijado a una plataforma giroestabilizadora de 3 ejes (*Gimbal*) para mantener la captura nadiral de imágenes. Este dispositivo permitió la obtención de estéreo imágenes RGB de muy alta resolución sobre cada una de las 58 parcelas de referencia. El área capturada de cada parcela presentaba una forma aproximadamente cuadrada de 50 x 50 m, tomándose las imágenes desde una altura con respecto al suelo de 50 m y una distancia focal de 8.8 mm. Esto supuso un tamaño medio de píxel terreno (*Ground Sample Distance, GSD*) de 1.4 cm. El trabajo de campo se llevó a cabo entre el 8 y el 23 de noviembre de 2018, adquiriendo un conjunto redundante de imágenes superpuestas para evitar posibles oclusiones al trabajar con solapamientos frontales y laterales superiores al 80%. Cinco puntos de control (*Ground Control Points; GCP*) constituidos por paneles de madera rectangulares (tablero de ajedrez blanco y negro pintado) se ubicaron aproximadamente en el centro y en las cuatro esquinas de cada parcela de referencia, tratando de elegir sitios de terreno abierto para garantizar su visibilidad en las imágenes UAV. Las coordenadas WGS84 UTM 17S del centro de cada panel fotogramétrico se obtuvieron utilizando una estación total TOPCON ES105 previamente orientada para cada parcela de referencia a partir de la observación de hasta tres puntos GPS-RTK ubicados muy cerca de cada parcela de referencia. Estos puntos GPS-RTK fueron levantados durante una campaña de campo realizada entre marzo y mayo de 2018.

El flujograma que se muestra en la Fig. 5.3.1 se aplicó a las imágenes UAV para obtener una nube de puntos georreferenciada para cada parcela de referencia. El algoritmo SfM-MVS implementado en el software *Agisoft PhotoScan Professional Edition* © (Agisoft LLC, San Petersburgo, Rusia), versión 1.4.4, fue empleado para realizar la orientación y alineación de todas las imágenes (Remondino et al., 2014), lo que permitió calcular la posición y orientación de cámara para cada imagen y construir un modelo de nube de puntos dispersos. *PhotoScan* es un conocido software SfM-MVS capaz de producir nubes de puntos 3D de alta calidad a partir de procedimientos fotogramétricos (Rueda-Ayala et al., 2019), habiéndose empleado en numerosas ocasiones para abordar inventarios forestales basados en imágenes UAV (Aguilar, Nemmaoui, Aguilar, & Peñalver, 2019; Jensen & Mathews, 2016; Panagiotidis, Abdollahnejad, Surovyy, & Chiteculo, 2017; Wallace *et al.*, 2016).

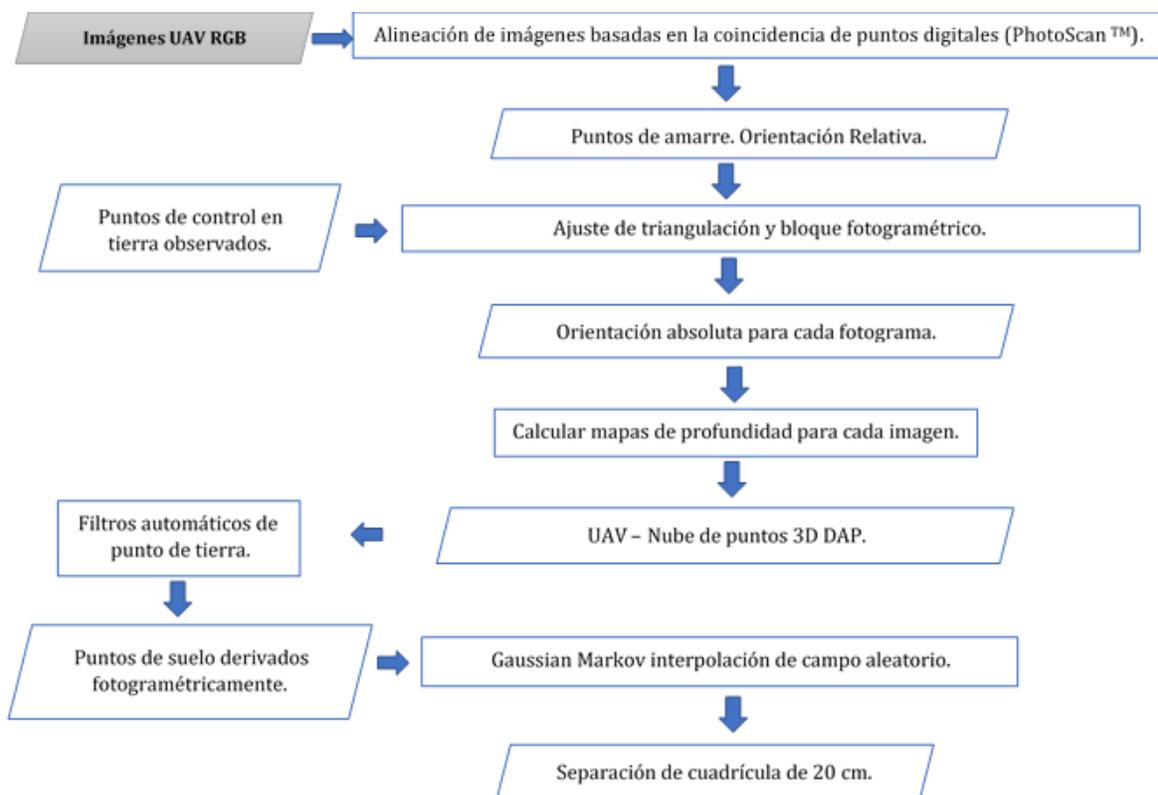


Fig. 5.3.1 Diagrama de flujo que representa el flujo de trabajo fotogramétrico basado en UAV aplicado para la generación de nubes de puntos 3D y DTM.

Los cinco GCP obtenidos sobre el terreno se marcaron manualmente en las imágenes digitales para llevar a cabo el ajuste del bloque fotogramétrico y estimar las coordenadas 3D (WGS84 UTM Zona 17S) de los puntos homólogos (*matching points*) (Lucieer, Turner, King, & Robinson, 2014). Adicionalmente, se realizó un proceso de autocalibración de la cámara para cada parcela de referencia dirigido a optimizar el modelo de la cámara mediante la estimación de las coordenadas de los puntos principales, los coeficientes de transformación de afinidad y sesgo, y los coeficientes de distorsión radial y tangencial (orientación interna). La distancia focal permaneció fija durante el ajuste de autocalibración. Después de estimar los parámetros internos y externos de orientación de la cámara, la información de profundidad de cada imagen se combinó a través de una reconstrucción multi vista de la geometría de la escena en una sola nube de puntos 3D muy densa (Lucieer *et al.*, 2014), lo que generó nubes de puntos 3D de muy alta densidad que osciló entre 327 y 1006 puntos/m² (promedio de 519 puntos/m²).

5.3.3. Filtrado de nubes de puntos y generación del DTM.

Tres son las fuentes de incertidumbre que deben mantenerse bajo control cuando se genera un DTM preciso: i) error asociado a los puntos muestrales, derivados en este caso por estereofotogrametría; ii) error de filtrado de puntos terreno y no terreno en zonas con vegetación o cualquier otro tipo de micro relieve; iii) error de interpolación (Aguilar *et al.*, 2010). El primero de ellos está vinculado a la generación de nube de puntos basada en estéreo imágenes, procedimiento descrito en la sección 5.3.2. El segundo y tercer tipo de error están asociados al filtrado de la nube de puntos para la clasificación de puntos terreno y no terreno y los procesos de interpolación del DTM abordados en esta sección.

Con respecto al filtrado de nubes de puntos, la nube de puntos UAV-SfM generada por *PhotoScan* se clasificó automáticamente en puntos terreno y no terreno (Fig. 5.3.1) mediante la aplicación del conocido enfoque iterativo de red de triángulo irregulares (*Triangulated Irregular Network*; TIN) del algoritmo de filtrado propuesto por Axelsson (2000). Este algoritmo, implementado en *PhotoScan Professional*, divide los datos de la nube de puntos en cuadrículas cuadradas (parámetro de tamaño de celda) para encontrar los puntos semilla o de mínima elevación local. Estas semillas se emplean para construir el TIN de referencia,

agregando iterativamente puntos terreno candidatos al modelo TIN original. Cada punto candidato se clasifica según su distancia a la superficie triangular más cercana y al ángulo que forma con los vértices de ese triángulo. El punto candidato se clasifica como no terreno si la distancia y el ángulo son más elevados que los umbrales predefinidos (parámetros de ajuste de distancia y ángulo en *PhotoScan*). Después de un procedimiento de prueba y error, el conjunto de parámetros elegidos aplicados a todas las parcelas de referencia fueron tamaño de celda = 10 m, distancia = 0.2 m y ángulo = 15°. No se realizó ninguna edición manual de la nube de puntos.

Antes de convertir el conjunto de puntos terreno filtrados a un formato de cuadrícula DTM, los posibles valores atípicos se eliminaron automáticamente mediante la adaptación del método estadístico paramétrico para la detección de errores en los modelos de elevación digital publicado por Felicísimo (1994). Este algoritmo aplica un procedimiento paramétrico basado en el supuesto de que las diferencias entre la altura de cada punto y su altura media de vecindad correspondiente siguen una distribución normal. En este caso, el radio del tamaño del vecindario se estableció en cada parcela de referencia como cinco veces el espaciamiento promedio de la cuadrícula de los puntos terreno filtrados dado por $\sqrt{1/d}$, siendo d la densidad de puntos terreno en puntos/m².

Finalmente, los puntos terreno filtrados a partir de la nube fotogramétrica 3D, potencialmente libres de valores atípicos, fueron usados como base para la interpolación de un DTM con una separación de cuadrícula de 20 cm que abarcaba un área cuadrada de 36 m de lado. Para ello se empleó el algoritmo *Gaussian Markov Random Field* (GMRF) (Aguilar, Aguilar, Blanco, Nemmaoui, & Lorca, 2016) (código libre disponible en <https://github.com/3DLAB-UAL/dem-gmrf>).

5.3.4. Características de las parcelas de referencia.

Se estimaron varias variables dasométricas a nivel de parcela para cada una de las 58 parcelas de árboles de teca de referencia y edad uniforme que formaron parte de este estudio de acuerdo con la siguiente distribución: 30 parcelas se ubicaron en la plantación de teca Morondava, 8 en la plantación El Tecal, y los 20 restantes en la plantación de All Teak. La campaña de inventario tradicional se llevó a cabo entre los meses de marzo a mayo de

2018, según el procedimiento descrito en el capítulo 2 de esta tesis. Algunas variables dasométricas especialmente relacionadas con la estructura del bosque y su impacto en la visibilidad del suelo desnudo desde una vista aérea (UAV) fueron derivadas a partir de las variables dendrométricas registradas en cada parcela de referencia. Las variables dasométricas consideradas en este trabajo fueron la densidad de árboles (árboles/ha), el área basal por hectárea (G ; m^2/ha), dada por la suma de las áreas de sección transversal de los troncos de los árboles a 1.3 m de altura, y la altura media de Lorey para cada parcela de referencia, calculada como la altura media ponderada de los árboles de cada parcela en función de su área basal. Vale la pena señalar que la altura media de Lorey se ha utilizado a menudo como un buen indicador de la altura media de los árboles de rodales forestales en estudios de teledetección (Næsset, 1997).

Otras variables morfológicas calculadas a nivel de parcela de referencia fueron la pendiente media y la cobertura vegetal estimada. La pendiente media (%) para cada parcela se estimó como la diferencia máxima en altura entre los puntos del DTM correspondiente (sección 5.3.3) dividida por el lado de la parcela cuadrada (36 m). La cobertura de vegetación estimada para cada parcela se calculó a partir de la nube de puntos UAV-SfM como el porcentaje de los puntos no terreno (puntos de vegetación probables) clasificados a través del algoritmo de enfoque iterativo TIN en relación con el número total de puntos UAV-SfM obtenidos para cada parcela de referencia (i.e., puntos clasificados como terreno y no terreno). Esta variable podría tomarse como una estimación de la densidad del dosel que obstaculiza la visibilidad del suelo descubierto a partir de imágenes aéreas (Dandois *et al.*, 2010; Lisein *et al.*, 2013).

5.3.5. Modelo digital del terreno de referencia basado en TLS.

La tecnología TLS ha demostrado ser una técnica efectiva tanto para extraer atributos de árboles específicos en parcelas forestales (posición de árboles, altura de árboles, diámetro normal, morfología del tronco, etc.) (Trochta *et al.*, 2017) como para modelar el terreno debajo del dosel (Muir, Goodwin, Armston, Phinn, & Scarth, 2017). En nuestro caso, se obtuvo una nube de puntos TLS muy densa y precisa dentro de cada parcela de referencia simultáneamente a los vuelos UAV para ser utilizada, después del procesamiento adecuado,

como una referencia muy precisa del terreno real. Las nubes de puntos TLS se capturaron a través de un levantamiento de campo realizado con un instrumento FARO Focus 3D X-330 capaz de registrar millones de puntos 3D a lo largo de un rango de 0.6 a 330 m y un campo de visión vertical y horizontal de 300° y 360° , respectivamente. Su precisión nominal es de alrededor de ± 2 mm. Se establecieron cuatro posiciones de escaneo dentro de un radio de 18 m desde el centro de cada parcela de referencia para configurar un patrón de escaneo con un escaneo central y el resto ubicado alrededor, configurando aproximadamente un triángulo equilátero (Fig. 5.3.2, derecha).

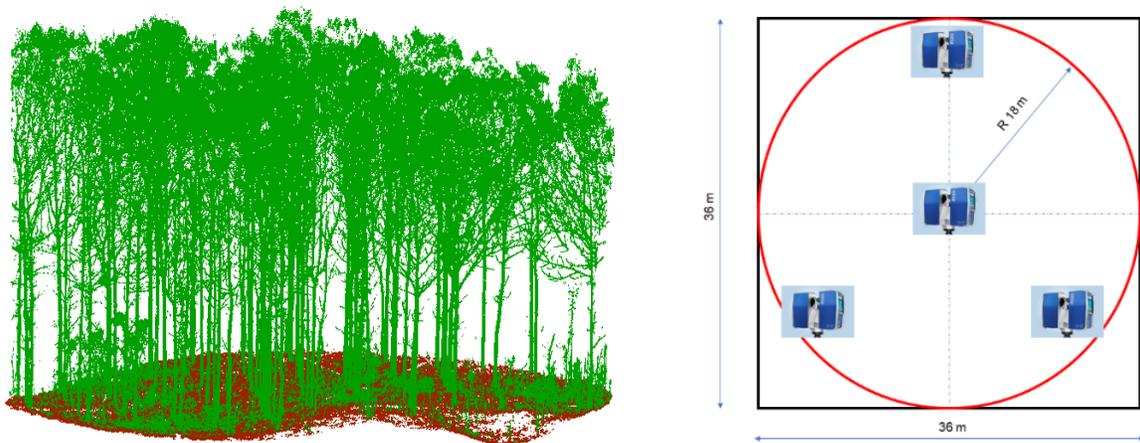


Fig. 5.3.2 Izquierda: nube de puntos TLS segmentada semiautomáticamente (puntos terreno en marrón y no terreno en verde). Parcela número 1 de El Tecal. Derecha: disposición de las cuatro estaciones de escaneo y geometría circular y cuadrada de los DTM obtenidos con TLS y UAV, respectivamente.

El software *FARO Scene* © se utilizó para registrar conjuntamente los cuatro escaneos dentro de cada parcela de referencia, produciendo así una sola nube de puntos TLS a partir del uso de nueve objetivos artificiales (esferas de 15 cm de diámetro) convenientemente distribuidos sobre la parcela de referencia para garantizar que al menos tres esferas fueran visibles desde cada dos posiciones de escaneo consecutivas. El error de distancia promedio de las nubes de puntos corregistradas para las 58 parcelas de referencia fue de 6.2 mm, con un rango de 2 mm a 13.3 mm. El escaneo ubicado en el centro de cada parcela de referencia (escaneo de referencia para el proceso de correregistro) fue georreferenciado

mediante la aplicación de una transformación conforme 3D basada en las coordenadas WGS84 UTM 17S de 4 esferas (de las nueve disponibles) cuya posición (centro geométrico) fue medida mediante una estación total TOPCON ES105 orientada previamente, tal y como se describe en la sección 5.3.2.

A partir de la nube de puntos 3D obtenida con el TLS, se clasificaron los puntos láser sobre la superficie del terreno mediante la aplicación del algoritmo de búsqueda *Octree* implementado en el software de código abierto 3D Forest (Trochta *et al.*, 2017) (Fig. 5.3.2, izquierda). Este algoritmo subdivide recursivamente el espacio 3D de la nube de puntos TLS en ocho cubos hasta llegar a la resolución R especificada (longitud del borde del cubo). De esta forma se extraen un conjunto de mínimos locales segmentando los puntos con menor cota normalizada de cada cubo según el patrón de subdivisión espacial generado por la búsqueda *Octree*. Este procedimiento se lleva a cabo en dos pasos, aumentando la resolución de los cubos iniciales de 10R a R para minimizar el ruido. Los puntos de menor cota de los cubos finales son etiquetados como puntos terreno. En este caso, se realizó una edición manual para garantizar una alta precisión en cuanto al filtrado de puntos terreno, ya que éste fue el conjunto de datos empleado como terreno de referencia para la evaluación de la precisión vertical del DTM generado mediante UAV-SfM.

La precisión vertical del DTM UAV-SfM para cada parcela de referencia se evaluó calculando la diferencia vertical entre el valor Z en los puntos terreno TLS (terreno real) y el valor Z extraído mediante interpolación bilineal a partir del DTM UAV-SfM de cuadrícula 20 cm. Después de eliminar posibles *outliers* mediante la aplicación de la conocida regla 3- σ (Daniel & Tennant, 2001), se calcularon estadísticos relacionados con la precisión vertical, tales como la media, mediana, desviación estándar, valor máximo, valor mínimo y error lineal de percentil 90 (LE90), para estimar la precisión vertical del DTM UAV-SfM generado en cada parcela de referencia (Aguilar, Saldaña, & Aguilar, 2014).

Un ANOVA de cuatro variables explicativas (Ecuación 5.1) fue usado para investigar la variabilidad y relación de algunas características a nivel de parcela de referencia con la precisión vertical del DTM generado. La variable dependiente (Y) para cada análisis fue una estimación de los errores verticales aleatorios y sistemáticos (Sd, L90 y valor medio) de los DTM UAV-SfM. Las variables categóricas independientes fueron características calculadas a

nivel de parcela de referencia tales como el área basal (G), altura media de Lorey (Lh), pendiente media (MS) y cobertura de vegetación (VC). Las parcelas se agruparon en cuatro clases para cada característica a nivel de parcela estudiada de acuerdo con los siguientes intervalos: clases G {[0 - 5] [5 - 10] [10 - 15] y > 15 m²/ha}; clases Lh : {[0 - 8] [8 - 13] [13 - 20] y > 20 m}; clases VC {[0 - 20] [20 - 40] [40 - 60] y > 60%}; y clases de MS {[0 - 12] [12 - 24] [24 - 40] y > 40%}. Las diferencias significativas (p < 0.05) entre clases con respecto a las estadísticas de precisión vertical del DTM se determinaron mediante la prueba HSD (*honestly significant difference*) de Tukey para el caso de tamaños de muestra desiguales o desequilibrados (Spjøtvoll & Stoline, 1973).

$$Y = \text{Intercepto} + \alpha G + \beta Lh + \gamma MS + \delta VC + \varepsilon \quad (5.1)$$

5.4. RESULTADOS.

5.4.1. Características de las parcelas de referencia.

En esta sección se presentan algunas características de las parcelas de referencia empleadas en este estudio. La mayoría de las características están relacionadas con la disposición espacial y la densidad de los árboles de teca ubicados dentro de cada parcela de muestra, ya que la presencia de un dosel denso reduce el rendimiento de los sensores aerotransportados para proporcionar mediciones a nivel de la superficie del suelo (Baltsavias, 1999). Este efecto de oclusión es especialmente significativo en el caso de un método basado en imágenes como UAV-SfM (White *et al.*, 2013). Las características clave de las parcelas de referencia ubicadas en las plantaciones de Morondava, El Tecal y Allteak se muestran en las Tablas 5.4.1, 5.4.2 y 5.4.3, respectivamente.

Morondava sería una buena representante de una plantación típica de teca joven con edades de plantación entre dos y tres años y una densidad de plantación promedio (árboles supervivientes) de 722 árboles/ha. Se trata de una plantación de desarrollo muy temprano que muestra una cierta heterogeneidad, con un área basal promedio de solo 4 m²/ha (rango de 0.6 a 6.28 m²/ha) y una altura media de Lorey de 7.83 m (rango de 3.84 a 9.57 m).

Teniendo en cuenta que tanto el área basal (Chen, Gong, Baldocchi, & Tian, 2007) como la altura media de Lorey (Tran-Ha, Cordonnier, Vallet, & Lombart, 2011) son variables

dasométricas que se correlacionan positivamente con el volumen de la masa forestal, se puede inferir una baja presencia de dosel en las parcelas de referencia ubicadas en la plantación de Morondava. Este punto es confirmado parcialmente por las bajas estimaciones de la cobertura de vegetación (VC) que se muestran en la Tabla 5.4.1. De hecho, el valor VC promedio tomó un valor muy bajo de 4.47%, aunque algunas parcelas de referencia presentaron valores de VC más altos de hasta el 33.65% (parcela número 25). Hay que tener en cuenta que, aunque el trabajo de campo con UAV se llevó a cabo en la estación seca de la Región Costa de Ecuador (i.e., la etapa fenológica sin prácticamente presencia de hojas), algunas parcelas todavía contenían árboles que generalmente presentaban hojas secas que aún no habían caído al suelo. Esto se debió a que se ubicaron en áreas con mayor disponibilidad de agua en el suelo debido a sus características edafológicas y/o geomorfológicas (e.g., estaban situadas en depresiones o canales donde se acumula el agua de lluvia). En cualquier caso, la mayoría de las parcelas de referencia pertenecientes a la plantación de Morondava presentaron un dosel casi transparente desde una vista superior, como se puede ver en la Fig. 5.4.1, lo que significa que el algoritmo SfM es incapaz de extraer puntos de dosel sobre plantaciones de teca cuando la presencia de hojas es pobre o simplemente inexistente.

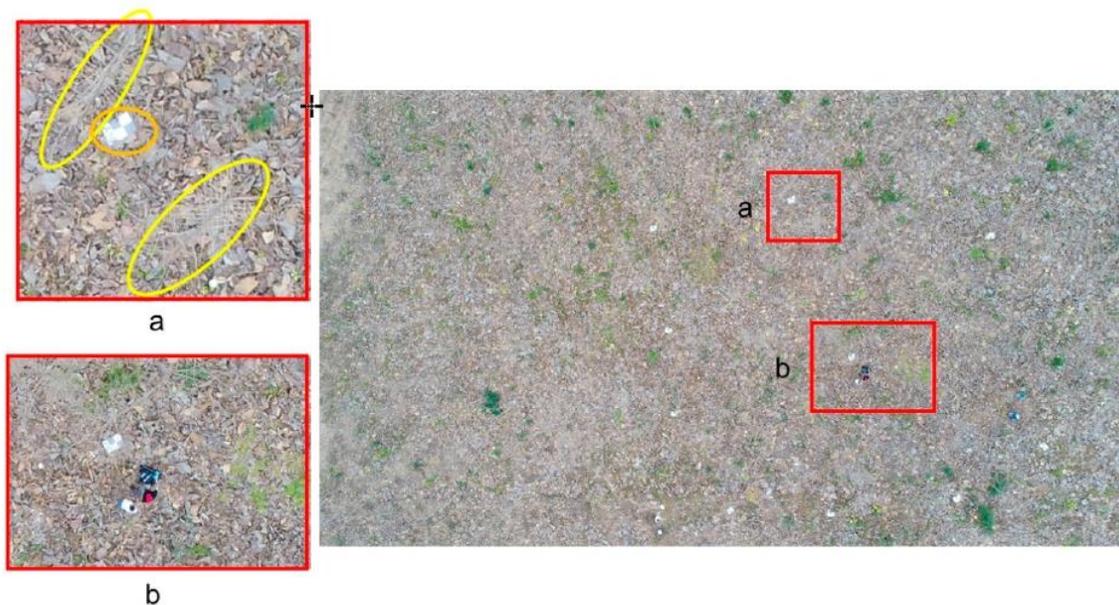


Fig. 5.4.1 Ejemplo de una imagen original RGB tomada desde una altura de 50 m sobre el suelo en la parcela de referencia número 2 de Morondava (cobertura vegetal estimada =

0%). En la imagen ampliada de la izquierda (a) se destaca la total ausencia de hojas en los los árboles. Las elipses amarillas muestran árboles inclinados debido a la perspectiva, mientras que la naranja muestra un detalle de un panel rectangular utilizado para marcar los GCP. Nótese el pequeño tamaño de los árboles en comparación con las personas situadas al lado del dispositivo TLS (detalle b).

Tabla 5.4.1 Características de las parcelas de referencia ubicadas en Morondova.

Parcela	Año de plantación	Densidad (árboles/ha)	Área basal (m²/ha)	Altura Lorey (m)	Pendiente media (%)	Cobertura vegetal (%)
1	3	680	4.87	8.90	4.60	0.04
2	3	860	5.86	9.08	25.64	0.00
3	3	720	3.63	8.42	17.98	0.04
4	3	820	5.10	8.55	22.81	0.01
5	3	800	5.13	8.37	15.75	0.03
6	3	780	6.01	8.97	9.44	0.03
7	3	660	4.80	8.86	22.88	0.54
8	3	540	2.29	7.16	3.94	0.03
9	3	660	2.90	8.91	20.59	0.67
10	3	860	6.10	9.38	31.82	0.79
11	3	760	4.41	9.27	34.59	0.28
12	3	600	3.52	8.63	7.14	0.83
13	3	680	4.13	8.35	29.39	28.32
14	3	780	5.26	7.97	5.61	6.48
15	3	760	2.80	6.83	18.69	22.83
16	3	660	4.65	8.93	16.16	2.52
17	3	600	4.32	9.57	12.84	2.97
18	3	840	4.79	7.99	17.91	2.56
19	3	820	4.00	7.23	16.68	2.24
20	3	700	2.60	6.57	43.05	1.66
21	3	260	0.60	4.89	9.14	0.77
22	3	820	5.35	8.40	11.73	1.88
23	3	780	2.23	5.32	43.96	1.67

24	3	740	5.24	8.29	37.83	2.01
25	3	740	4.90	9.20	42.91	33.65
26	3	720	4.65	9.33	36.92	1.54
27	2	660	1.07	4.15	12.13	10.60
28	2	820	1.62	4.58	41.80	6.47
29	3	700	0.84	3.84	55.54	0.45
30	3	840	6.28	9.01	33.67	2.31

Con respecto a El Tecal, es una plantación de 17 años, mucho más desarrollada que Morondava y con una densidad de plantación promedio de 985 árboles/ha (Tabla 5.4.2). Tanto el área basal como la altura media de Lorey presentaron valores promedio de 16.78 m²/ha y 15.36 m, respectivamente, valores significativamente más altos que los registrados en Morondava. En este sentido, se puede deducir que las parcelas de referencia ubicadas en El Tecal presentaron un volumen de masa forestal mayor que las de Morondava. Sin embargo, el índice de VC promedio (Tabla 5.4.2) en El Tecal resultó ser 1.84%, un valor aún más bajo que el registrado en Morondava, lo que indica que una mayor masa forestal no está directamente relacionada con el porcentaje de puntos de dosel que el algoritmo SfM es capaz de extraer. De hecho, el índice VC parece estar más relacionado con la presencia de hojas (secas o verdes) que con el volumen de la masa forestal. Es necesario resaltar una baja presencia de hojas en los árboles de teca de la plantación El Tecal, probablemente debido a su alta densidad de plantación y baja disponibilidad de agua en el suelo.

Tabla 5.4.2 Características de las parcelas de referencia ubicadas en El Tecal.

Parcela	Año de plantación	Densidad (árboles/ha)	Área basal (m²/ha)	Altura Lorey (m)	Pendiente media (%)	Cobertura vegetal (%)
1	17	700	15.81	15.78	10.27	2.47
2	17	780	17.08	16.84	11.16	0.21
3	17	760	19.25	19.20	12.54	0.38
4	17	860	17.49	17.32	11.23	1.07
5	17	1480	19.58	13.66	12.37	4.31
6	17	1220	18.43	14.96	13.55	0.03

7	17	1020	14.26	14.00	14.74	5.43
8	17	1060	12.37	11.12	8.32	0.84

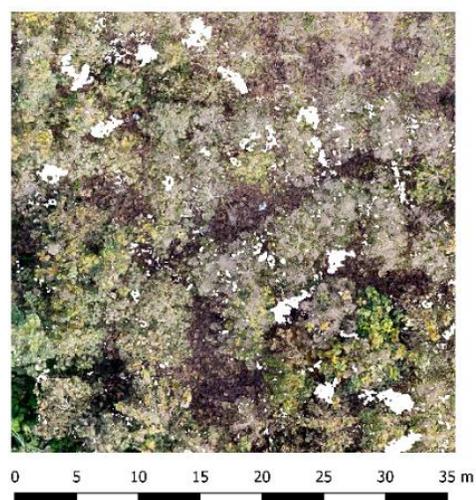
En la Tabla 5.4.3 se muestran las principales características de las parcelas de referencia ubicadas en la plantación de All Teak. La edad de plantación varió entre 4 y 12 años, mostrando una densidad de plantación muy heterogénea con un promedio de 579 árboles/ha, un valor inferior al registrado en Morondava o El Tecal, debido a la aplicación habitual de operaciones de raleo. Los valores del área basal variaron entre 5.17 y 17.12 m²/ha (promedio de 11.56 m²/ha), mientras que los valores de altura media de Lorey variaron entre 12.30 m y 23.02 m (promedio de 18.57 m).

Tabla 5.4.3 Características de las parcelas de referencia ubicadas en All Teak

Parcela	Año de plantación	Densidad (árboles/ha)	Área basal (m²/ha)	Altura Lorey (m)	Pendiente media (%)	Cobertura vegetal (%)
1	12	780	11.16	17.86	20.66	12.47
2	12	940	9.91	20.36	19.05	15.45
3	12	640	12.26	13.04	14.08	66.50
4	12	300	14.33	21.45	14.61	13.76
5	12	500	14.23	21.47	4.25	1.19
6	12	360	13.25	21.44	17.76	59.24
7	12	420	13.23	18.04	19.52	5.66
8	12	420	12.90	23.02	12.28	49.22
9	10	340	14.07	22.14	43.93	47.40
10	4	420	8.95	13.13	33.17	11.85
11	12	620	5.17	14.58	6.83	13.52
12	12	740	13.45	20.82	8.50	8.56
13	4	580	12.97	15.28	40.79	83.96
14	4	560	17.12	16.72	23.25	90.93
15	12	780	9.52	20.26	4.47	7.70
16	12	680	8.53	19.55	3.96	3.35
17	12	560	7.68	20.14	2.53	0.85

18	12	620	12.35	22.09	3.11	1.75
19	4	620	7.82	12.30	27.51	22.22
20	12	700	12.33	17.80	16.66	14.32

Es importante subrayar que el crecimiento en altura del árbol y su arquitectura están influenciados tanto por características endógenas (por ejemplo, variedad de teca) como por factores exógenos (competencia por la luz, el agua y los nutrientes) (Duursma & Medlyn, 2012). Estos factores exógenos están claramente relacionados con la densidad de plantación, edad y manejo silvícola, lo que puede explicar la razón por la que los árboles ubicados en la plantación All Teak presentaban un mayor crecimiento primario (crecimiento en altura estimado a partir de la altura media de Lorey) que secundario (relacionado con el área basal) en comparación con los árboles pertenecientes a la plantación El Tecal. La baja densidad de árboles, además de una mayor disponibilidad de agua del suelo debido a las mejores condiciones edafológicas y la presencia de numerosas corrientes de agua en la plantación de All Teak, también pueden explicar su gran índice VC promedio del 26.49%, con algunas parcelas de referencia que alcanzan valores por encima del 80% (ver Fig. 5.4.2, arriba) debido a la presencia de abundantes hojas, generalmente secas. La mayor presencia de hojas secas con respecto a las verdes se puede ver en la Fig. 5.4.2 (abajo), que muestra una ortoimagen en falso color (Nir-R-G) donde el color rojo indica la presencia de hojas fotosintéticamente activas.



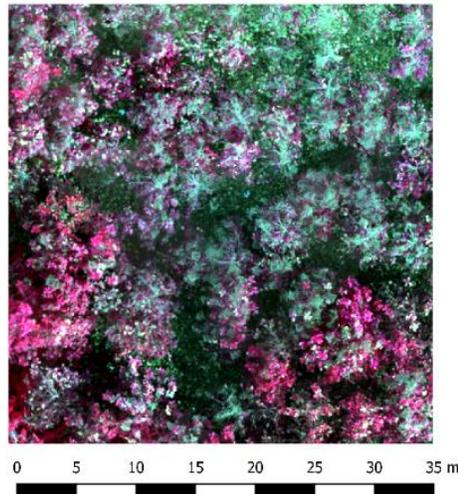


Fig. 5.4.2 Ortoimágenes (5 cm de tamaño de píxel terreno) correspondientes a la parcela de referencia 13 (All Teak). Cobertura vegetal estimada = 83.96%. Arriba, ortoimagen RGB. Abajo, ortoimagen en falso color Nir-R-G compuesta de imágenes tomadas con un sensor multispectral Parrot Sequoia©.

5.4.2. Precisión vertical del DTM UAV-SfM.

Dado que el DTM proporciona la superficie del suelo desde la cual se calculan la altura del dosel y los perfiles verticales (Wallace *et al.*, 2016), constituye un dato auxiliar vital para realizar adecuadamente los inventarios forestales a partir de técnicas de detección remota (Aguilar, Nemmaoui, Aguilar, & Peñalver, 2019; Mlambo *et al.*, 2017). En este contexto se evaluó la precisión vertical del DTM UAV-SfM de 20 cm de espaciado de cuadrícula en cada parcela de referencia utilizando puntos terreno obtenidos con TLS como superficie de comparación.

En la Tabla 5.4.4 se muestran algunos estadísticos de error vertical calculados sobre las 58 parcelas de muestra disponibles. Tanto la media como la mediana proporcionan información sobre el sesgo del DTM (error sistemático). En este sentido, valores de media y mediana promedio de -3.10 cm y -3.24 cm, respectivamente, para las 58 parcelas de referencia deben interpretarse como adecuados para respaldar la generación de modelos precisos de altura del dosel (*Canopy Height Model*; CHM) en los inventarios de plantaciones

de teca. El ligero sesgo encontrado en la distribución de residuos (valores negativos) apunta al hecho de que el DTM UAV-SfM tendió a sobreestimar ligeramente la elevación real del terreno, un fenómeno que también se encuentra con frecuencia cuando se trabaja con datos LiDAR en áreas forestadas debido a la presencia de vegetación baja y densa (Goodwin, Coops, & Culvenor, 2006; Kraus & Pfeifer, 1998; Su & Bork, 2006). Vale la pena señalar que el 62.1% de las parcelas de referencia arrojaron un sesgo negativo para el error vertical medio y mediano del DTM (Fig. 5.4.3, izquierda). Sin embargo, se determinó un sesgo negativo del DTM excesivamente grande e inaceptable de hasta -130.9 cm (error vertical medio) en la parcela de referencia número 14 ubicada en la plantación All Teak. Esta parcela registró un valor de VC extremadamente alto del 90.93%. En el resto de las parcelas de referencia el error vertical medio permaneció por debajo de 15 cm en términos de valores absolutos (Fig. 5.4.3, izquierda). Además, hasta el 86.3% de las parcelas de referencia presentaron un error vertical medio del DTM inferior a 5 cm (valores absolutos), como también se puede observar en la Fig. 5.4.3 (izquierda).

Por otro lado, el error aleatorio vertical del DTM UAV-SfM fue mayor que el error sistemático, como puede deducirse del valor promedio de la desviación estándar (SD) de los residuos (Tabla 5.4.4). Un valor SD promedio de 11.9 cm, y con hasta el 86.3% y 93.2% de las parcelas de referencia mostrando unos valores SD por debajo de 10 cm y 20 cm, respectivamente (Fig. 5.4.3, derecha), pueden considerarse resultados suficientemente precisos para respaldar la realización de inventarios de plantaciones de teca (Tinkham *et al.*, 2012). Lo mismo puede decirse del error vertical LE90, que presenta un valor promedio de 21.4 cm, lo que significa que el 90% de los residuos o errores estaban por debajo de esta cifra. Se observó que los valores máximos extremadamente altos de 228.6 cm y 444.1 cm para las estadísticas SD y L90 se registraron en la parcela de referencia número 14, ubicada en la plantación All Teak, que era la parcela con el índice VC más alto (ver Figura 5.4.5).

El error vertical máximo y mínimo registrado a nivel de parcela en las 58 parcelas de muestra tomó valores de 493.5 cm y -674.9 cm, respectivamente (Tabla 5.4.4), aunque con valores promedio máximo (36.8 cm) y mínimo (-40.2 cm) razonablemente bajos, apuntando así a la presencia de algunos valores atípicos puntuales que el algoritmo automático descrito en la sección 5.3.3 no pudo eliminar convenientemente. En cualquier caso, la distribución de

errores verticales en la mayoría de las parcelas de referencia que tenían valores de VC bajos (por ejemplo, plantación de Morondava) siguió una distribución normal casi perfecta (Figura 5.4.4, izquierda), mientras que se encontraron distribuciones claramente no normales en las parcelas de referencia con valores de VC superior al 50% (Figura 5.4.4, derecha).

Tabla 5.4.4 Rango de variación de los estadísticos de errores verticales ($Z_{TLS} - Z_{UAV-SfM}$) calculados a nivel de parcela de referencia (número de observaciones = 58 parcelas).

	Valor promedio (cm)	Valor mínimo (cm)	Valor máximo (cm)	Valor Sd ¹ (cm)
Media	-3.1	-130.9	8.9	17.4
Sd ¹	11.9	4.443	228.6	29.3
Mediana	-3.24	-132.3	5.7	17.4
Máximo	36.8	13.8	493.5	63.9
Mínimo	-40.2	-674.9	-9.7	86.7
LE90 ²	21.4	7.9	444.1	57.1

¹ Desviación estándar. ² Error vertical percentil 90%.

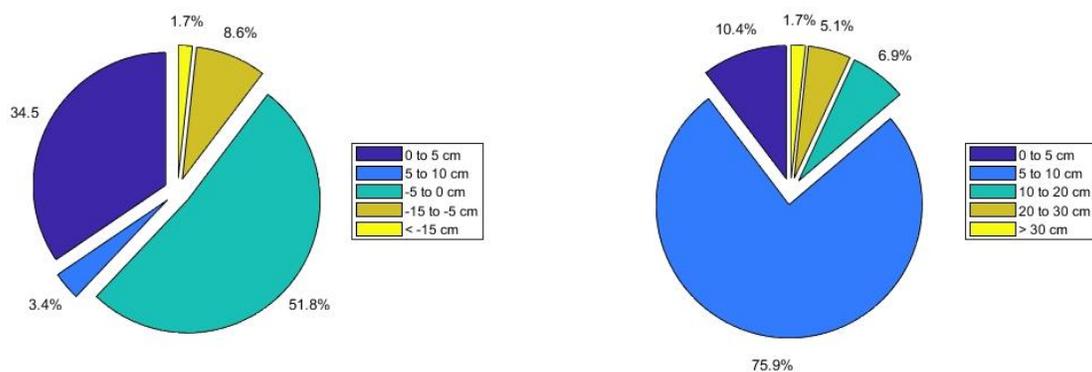


Fig. 5.4.3 Diagramas circulares de la distribución de valores medios (izquierda) y desviaciones estándar (derecha) calculados a partir de los errores verticales del DTM UAV-SfM en las 58 parcelas de referencia.

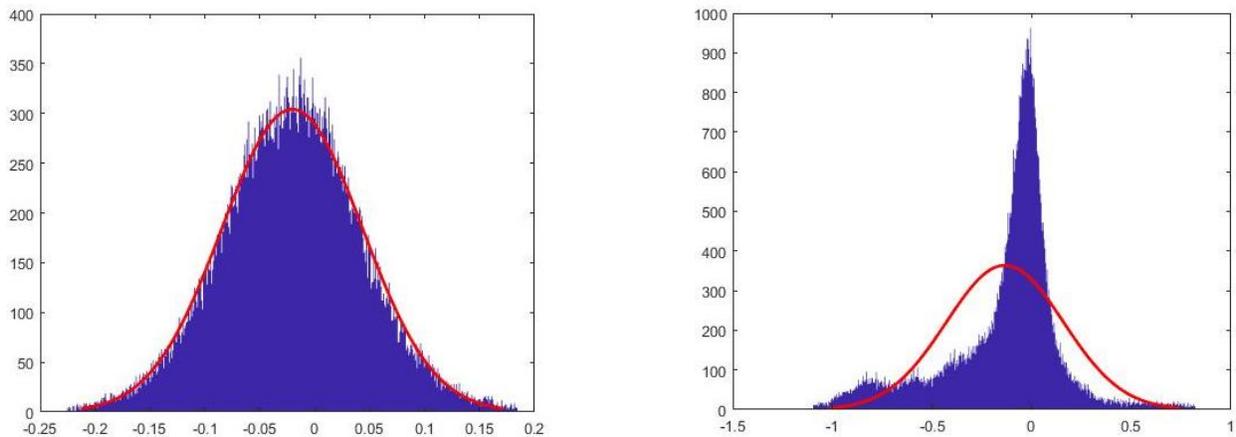


Fig. 5.4.4 Distribución de errores verticales del DTM UAV-SfM. La distribución normal correspondiente se superpone en rojo. Izquierda, parcela de referencia número 2 (plantación de Morondava). Derecha, parcela de referencia número 13 (plantación All Teak). Las unidades del eje horizontal están expresadas en metros.

5.4.3. Relación entre la precisión vertical del DTM UAV-SfM y las características de las parcelas de referencia.

Los resultados del ANOVA de cuatro fuentes de variación (características de las parcelas de referencia) permitió verificar la influencia de estas variables y su nivel de significación (p-valor) en el error vertical del DTM UAV-SfM. Como se muestra en las Tablas 5.4.5, 5.4.6 y 5.4.7, la cobertura de vegetación estimada resultó ser la fuente de variación que podría explicar la mayor parte de la varianza global del modelo, tanto para el error sistemático (valor medio, Tabla 5.4.5) como para el error aleatorio (SD y L90; Tablas 5.4.6 y 5.4.7, respectivamente). De hecho, el índice VC de cobertura de vegetación presentó una influencia significativa ($p < 0.05$) en todas las estadísticas de error vertical evaluadas, explicando el 26% de la variabilidad del error vertical medio, el 30.68% de la variabilidad del error vertical aleatorio basado en SD, y el 30.23% de la variabilidad del error vertical aleatorio estimado como L90.

La otra fuente significativa de variación fue el área basal, una variable dasométrica positivamente correlacionada con el volumen forestal (Chen *et al.*, 2007). Aunque el área basal solo explicaba el 6.9% de la variabilidad en la desviación estándar (SD) de los errores verticales del DTM UAV-SfM, y el 8.8% de la variabilidad de su valor medio, su contribución a la explicación de dicha variabilidad resultó estadísticamente significativa a un nivel de significación $\alpha = 0.05$.

Ni la altura media de Lorey ni la pendiente media de la parcela explicaron significativamente la variabilidad de las estadísticas de error vertical de los DTM UAV-SfM calculadas en este trabajo. Particularmente, la pendiente promedio de la parcela demostró tener una influencia muy pequeña en la variabilidad de la precisión vertical de los DTM, explicando menos del 1% de la varianza general del modelo. Este resultado se discutirá en la sección correspondiente.

Tabla 5.4.5 ANOVA del área basal (G), la altura media de Lorey (Lh), la cobertura de vegetación (VC) y la pendiente media (MS) frente a los valores medios a nivel de parcela (cm) de los errores verticales del DTM (N = 58) Las fuentes significativas de variación ($p < 0.05$) se presentan en negrita.

	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media de cuadrados	Estadístico F	p-valor
Intercepto	3472.547	1	3472.547	16.15292	0.000220
G	1861.025	3	620.342	2.88558	0.045942
Lh	471.963	3	157.321	0.73179	0.538474
VC	5471.562	3	1823.854	8.48385	0.000141
MS	93.032	3	31.011	0.14425	0.932832
Error	9674.079	45	214.980		

Tabla 5.4.6 ANOVA del área basal (G), la altura media de Lorey (Lh), la cobertura de vegetación (VC) y la pendiente media (MS) frente a los valores de desviación estándar (cm) a nivel de parcela de los errores verticales del DTM (N = 58) Las fuentes significativas de variación ($p < 0.05$) se presentan en negrita.

	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media de cuadrados	Estadístico F	p-valor
Intercepto	18506.07	1	18506.07	38.44031	0.000000
G	4666.75	3	1555.58	3.23121	0.031015
Lh	918.13	3	306.04	0.63570	0.595911
VC	20574.84	3	6858.28	14.24583	0.000001
MS	730.66	3	243.55	0.50590	0.680180
Error	21664.07	45	481.42		

Tabla 5.4.7 ANOVA del área basal (G), la altura media de Lorey (Lh), la cobertura de vegetación (VC) y la pendiente media (MS) frente a los valores L90 a nivel de parcela (cm) de los errores verticales del DTM (N = 58) Las fuentes significativas de variación ($p < 0.05$) se presentan en negrita.

	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media de cuadrados	Estadístico F	p-valor
Intercepto	64467.98	1	64467.98	34.36943	0.000000
G	18893.67	3	6297.89	3.35756	0.026893
Lh	3710.72	3	1236.91	0.65942	0.581325
VC	75276.48	3	25092.16	13.37723	0.000002
MS	2211.79	3	737.26	0.39305	0.758583
Error	84408.13	45	1875.74		

En la Tabla 5.4.8 se muestran los resultados estadísticos correspondientes a la separación de medias entre grupos para todas las fuentes de variación testadas. A pesar de no haberse encontrado resultados significativos en la prueba ANOVA, se han incluido las fuentes de variación de altura media de Lorey y pendiente media en aras de la claridad.

Tabla 5.4.8 Separación de medias (HSD de Tukey no balanceada) para las fuentes de variación área basal (G), altura media de Lorey (Lh), cobertura de vegetación (VC) y pendiente media (MS), en función de algunos estadísticos de precisión vertical del DTM UAV-SfM estimados a

nivel de parcela. Para una fila dada, diferentes letras entre los datos de diferentes columnas indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

Fuente de variación	Estadístico a nivel de parcela	Promedio Clase 1	Promedio Clase 2	Promedio Clase 3	Promedio Clase 4
G	Media (cm)	-0.13a	-1.63a	-1.62a	-18.08a
	SD (cm)	7.66a	6.61a	11.60a	37.28a
	L90 (cm)	13.60a	11.39a	19.32a	71.85a
Lh	Media (cm)	1.22a	-1.28a	-8.81a	-2.37a
	SD (cm)	8.18a	6.64a	22.95a	9.30a
	L90 (cm)	14.49a	11.59a	42.72a	15.50a
VC	Media (cm)	-0.51a	-2.58a	-2.65a	-45.15b
	SD (cm)	6.73a	7.83a	17.40a	94.45b
	L90 (cm)	11.77a	13.60a	27.56a	179.65b
MS	Media (cm)	-0.85a	-5.00a	-2.37a	-3.06a
	SD (cm)	6.17a	17.66a	7.21a	12.87a
	L90 (cm)	10.68a	31.81a	12.78a	24.38a

Clases G: [0 – 5] (5 – 10] (10 – 15] and > 15 m²/ha. Clases Lh: [0 – 8] (8 – 13] (13 – 20] and > 20 m. Clases VC: [0 – 20] (20 - 40] (40 – 60] and > 60%. Clases MS: [0 – 12] (12 – 24] (24 – 40] and > 40%.

En relación con la variable cobertura de vegetación, podemos subrayar que solo las parcelas pertenecientes a la clase VC > 60% mostraron una precisión vertical del DTM significativamente diferente con respecto a los otros tres grupos. Con respecto al error vertical medio a nivel de parcela, las parcelas de referencia con VC > 60% sobreestimaron la referencia terreno proporcionada por el levantamiento TLS en aproximadamente 45 cm en promedio. Igualmente, los valores promedio de SD y L90 registrados en la clase VC > 60% fueron significativamente más altos que los calculados en las otras tres clases.

No se encontraron diferencias significativas entre las cuatro clases definidas a partir de la variable área basal, a pesar de los resultados significativos obtenidos por la prueba ANOVA. Hay que tener en cuenta que la prueba de HSD de Tukey fue ajustada para tratar

tamaños de muestra desiguales, lo que hace más difícil lograr resultados estadísticamente significativos.

La relación entre la cobertura de vegetación estimada y el error aleatorio vertical del DTM UAV-SfM, dada por los estadísticos SD y L90, se muestra en la Fig. 5.4.5. Tal y como se esperaba, el comportamiento de ambas estimaciones de error vertical de naturaleza aleatoria en relación con la variabilidad de VC fue similar, presentando un gradual aumento de los valores en torno al 50% hacia adelante y casi exponencial para valores superiores al 90%. En este sentido, vale la pena señalar que prácticamente todas las parcelas de referencia mostraron un error aleatorio aceptable de menos de 30 cm, excepto la parcela número 14 (plantación All Teak), que presentó valores extremadamente altos de más de 2 m de desviación estándar asociados a valores muy elevados de hasta más del 90% de la cobertura vegetal estimada.

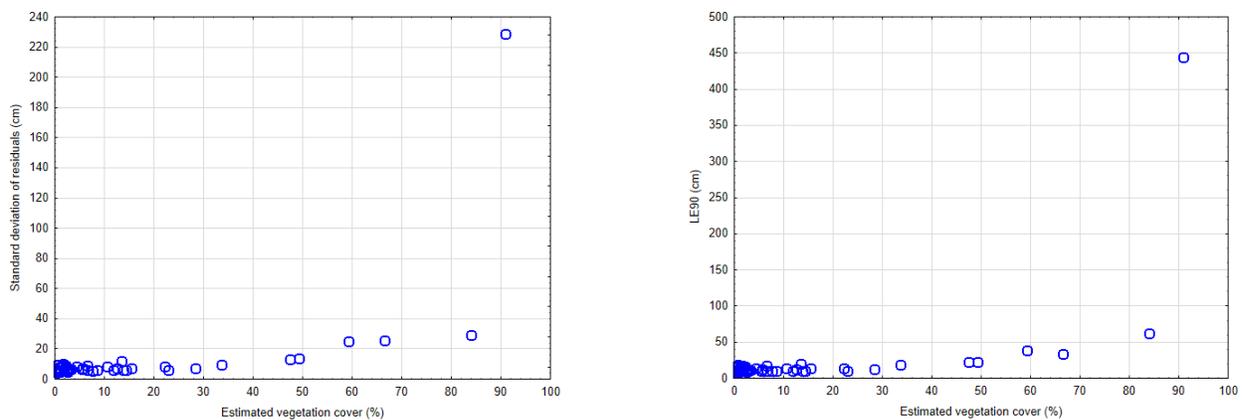


Fig. 5.4.5 Relación entre la cobertura de vegetación estimada y el error aleatorio vertical del DTM UAV-SfM. Izquierda: desviación estándar de los errores verticales. Derecha: percentil 90% (LE90) de la distribución de errores verticales.

5.5. DISCUSIÓN.

Debido a que la distribución espacial de las alturas del dosel generalmente se calcula restando un DTM a la elevación del modelo digital de superficie (*Digital Surface Model*; DSM) de la envolvente superior del dosel (también denominado *Canopy Surface Model*; CSM), la calidad de las estimaciones de altura de dosel está estrechamente relacionada con la calidad

del DTM de base (Kraus & Pfeifer, 1998). De esta manera, la generación de un DTM de alta calidad se convierte en uno de los pilares de un método basado en imágenes UAV para inventariar plantaciones de teca en bosques tropicales secos, como los ubicados en la región costera de Ecuador.

Sin embargo, una baja calidad en la generación del DTM es especialmente común cuando se trata de aplicaciones forestales de la teledetección, donde la adquisición de datos (e.g., la penetración del rayo láser a través del dosel en los estudios LiDAR) puede ser limitada y, por lo tanto, la densidad de muestreo del terreno debajo del dosel se reduce (Aguilar *et al.*, 2010). En general, el pulso LiDAR puede penetrar en el dosel del bosque proporcionando puntos del terreno dispersos para soportar la interpolación del DTM. Sin embargo, el procedimiento UAV-SfM se limita a la producción del DSM, ya que, en zonas con elevada cobertura vegetal, las estéreo imágenes solo permiten estimar la posición de puntos sobre la superficie del dosel visible desde el aire (Panagiotidis *et al.*, 2017; Wallace *et al.*, 2016; White, Tompalski, Coops, & Wulder, 2018). A este respecto, el error vertical de los DTM obtenidos con LiDAR aerotransportado (*Airborne Laser Scanning*; ALS) suele ser inferior a 30 cm debajo de la cubierta forestal (Hodgson & Bresnahan, 2004; Reutebuch, McGaughey, Andersen, & Carson, 2003), aunque puede variar mucho según la estructura y la densidad de la vegetación (Hodgson & Bresnahan, 2004). Además, el uso de la tecnología LiDAR es a veces inaccesible para países en desarrollo (Mlambo *et al.*, 2017), estimándose que los procedimientos UAV-SfM suponen entre un tercio y la mitad del costo de un levantamiento LiDAR para inventariar la misma área forestal (White *et al.*, 2016).

Teniendo en cuenta las limitaciones de la tecnología UAV-SfM para generar DTM de alta calidad cuando el área estudiada presenta vegetación densa (Mlambo *et al.*, 2017; Wallace *et al.*, 2016), en este trabajo proponemos situar la fecha de adquisición de imágenes UAV al final de la estación seca de la Región Costa de Ecuador (i.e., de noviembre a diciembre), época que coincide con la ausencia o poca presencia de hojas en las plantaciones de teca (condiciones *leaf-off*). La adquisición de imágenes UAV en este momento puede disminuir significativamente las oclusiones visuales de la superficie del terreno debido al dosel, lo que mejora el proceso de registro automático de puntos homólogos SfM-MVS y, en consecuencia, la precisión del DTM UAV-SfM (Puttock, Cunliffe, Anderson, & Brazier, 2015).

Un trabajo complementario de campo con UAV debería abordarse al final de la temporada de lluvias (presencia de hojas o condiciones *leaf-on*) para obtener modelos de altura de dosel (CHM) de alta calidad dados por la diferencia entre el CSM (obtenido en condiciones *leaf-on*) y el DTM (obtenido en condiciones *leaf-off*). Una estrategia similar fue probada con éxito por Dandois & Ellis (2013) trabajando sobre bosque templado caducifolio en Maryland (USA). Del mismo modo, Moudrý *et al.* (2019) recientemente reportaron que una combinación adecuada de toma de imágenes UAV en condiciones *leaf-on* y *leaf-off* podría tener el potencial de reemplazar los datos LiDAR, apuntando a que las imágenes UAV *leaf-off* parecen ser una alternativa viable para construir DTMs de calidad adecuada. En otro trabajo muy reciente, Moudrý, Urban, *et al.* (2019) extrajeron con gran precisión la morfología del terreno (MDT) de un bosque caducifolio en condiciones *leaf-off* empleando imágenes de dos diferentes sistemas UAV de ala fija.

De acuerdo con esta estrategia, los resultados logrados en esta primera etapa preliminar, es decir, captura de imágenes UAV sobre plantaciones de teca en condiciones *leaf-off*, pueden considerarse muy prometedores, obteniendo estimaciones del error vertical medio para el DTM UAV-SfM (en términos de desviación estándar) de 11.9 cm, junto con un error sistemático medio cercano a cero (-3.1 cm) (Tabla 5.4.4). Es importante tener en cuenta que la desviación estándar de los errores verticales se mantuvo por debajo de 20 cm en el 93.2% de las parcelas de referencia, y por debajo de 30 cm en todas las parcelas, excepto en la parcela número 14 ubicada en la plantación de Allteak (Figura 5.4.3, derecha). Conviene resaltar que estas cifras no están muy lejos de las que suelen proporcionar la tecnología UAV-SfM sobre terrenos abiertos (sin vegetación), donde es relativamente usual alcanzar errores sistemáticos inferiores a 2 cm y errores medios cuadráticos (RMSE) inferiores a 4 cm (Meng *et al.*, 2017).

Los resultados en cuanto a precisión vertical de los DTM UAV-SfM obtenidos en este trabajo fueron más precisos que los reportados por Dandois & Ellis (2013), Jensen & Mathews (2016), Mlambo *et al.* (2017), Ota *et al.* (2015) o Yilmaz, Konakoglu, Serifoglu, Gungor, & Gökalp (2018), principalmente porque todos los trabajos de investigación referidos se llevaron a cabo sobre rodales de bosque con dosel cerrado. Por ejemplo, Jensen & Mathews (2016) emplearon nubes de puntos derivadas de UAV-SfM para construir los

DTM de quince parcelas de 20 x 20 m, informando de un error vertical medio de -0.19 m (sobrestimación de la referencia terreno) y una desviación estándar de 0.66 m. Mlambo et al. (2017) encontraron un error vertical del DTM de hasta 2.31 m (en términos de RMSE) al trabajar con imágenes UAV y con el software de código abierto *VisualSfM* sobre una parcela de 2.3 has de bosque con un dosel muy cerrado que comprendía sicómoro (*Acer pseudoplatanus*), como especie dominante, y pino silvestre (*Pinus sylvestris*). En el mismo sentido, Yilmaz et al. (2018) registraron errores verticales del DTM de 30 cm y 28.7 cm (en términos de desviación estándar), y 15.8 cm y -16.6 cm (error medio), al usar imágenes tomadas por un UAV de ala fija en dos zonas de prueba que presentaban un dosel relativamente denso. Finalmente, Ota et al. (2015) demostraron cuantitativamente que el DTM obtenido a partir del método UAV-SfM era insuficiente para una buena estimación de la biomasa aérea en bosques naturales tropicales de dosel cerrado.

Por otro lado, Moudrý, Urban, et al. (2019) informaron valores de RMSE que oscilaban entre 0.11 y 0.19 m para DTM UAV-SfM producidos en el contexto de un bosque caducifolio en condiciones *leaf-off*, mientras que Moudrý, Gdulová, et al. (2019) también observaron que la precisión vertical de los DTM UAV-SfM disminuía en el siguiente orden: bosque en condiciones *leaf-off* (RMSE 0.15 m), estepas (RMSE 0.21 m), y vegetación acuática (RMSE 0.36 m). Aguilar, Nemmaoui, Aguilar, & Peñalver (2019) obtuvieron un error vertical aleatorio bajo (SD = 7.4 cm), aunque con un elevado sesgo (error medio = -10.4 cm), aplicando un flujo de trabajo similar al utilizado en este trabajo en una parcela de 50 x 50 m ubicada en un bosque mediterráneo típico compuesto por una capa superior de pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.) y vegetación de sotobosque formada principalmente por pequeñas encinas (*Quercus ilex* L.) y diferentes especies de arbustos. La cobertura total del dosel se estimó en un 54.5% en este caso. Del mismo modo, Wallace et al. (2016) reportaron que tanto el método UAV-SfM como la tecnología LiDAR proporcionaban una buena representación del terreno (sesgo medio = -9 cm) trabajando en una parcela de 30 x 50 m ubicada en un bosque esclerófilo seco de eucaliptos con una cubierta de dosel que variaba espacialmente, aunque los autores también subrayaron que el DTM no resultó adecuado en las áreas justo debajo del dosel. De hecho, este es uno de los factores clave que explica los notables resultados obtenidos en nuestro estudio. Como se puede ver en la Figura 5.4.5, la

técnica UAV-SfM pudo modelar correctamente el terreno bajo el dosel en el caso de plantaciones de teca con VC < 60%. Los valores de VC superiores al 60% a nivel de parcela se asociaron con DTM menos precisos, como se revela en la prueba ANOVA que se muestra en las Tablas 5.4.5 a 5.4.7. Resultados similares son reportados por Mlambo *et al.* (2017), donde el algoritmo SfM a partir de imágenes UAV presentó un bajo rendimiento en las áreas de dosel más cerrado, proporcionando resultados adecuados en áreas con una cobertura vegetal inferior al 50%.

El segundo factor clave que puede ayudar a explicar la calidad de los DTM obtenidos en este trabajo sería la alta precisión del ajuste del bloque fotogramétrico para la determinación de los parámetros de orientación internos y externos de la cámara. La rigurosa campaña de topografía de campo llevada a cabo para georreferenciar los cinco GCP dentro de cada parcela de referencia y el buen desempeño del algoritmo SfM-MVS sobre las plantaciones de teca en condiciones *leaf-off*, resultó en un error de ajuste planimétrico de 1.6 cm (máximo valor de 6.4 cm), mientras que el error promedio de ajuste vertical fue de 1.2 cm (valor máximo de 5.5 cm), ambos errores referidos al espacio objeto. Con respecto al error en el espacio imagen, se obtuvo un error de reproyección subpíxel con un promedio 0.48 píxeles (valor máximo de 0.91 píxeles). En cualquier caso, se detecta una creciente necesidad de explorar el impacto de diferentes parámetros relacionados con la adquisición y procesamiento de imágenes UAV-SfM como la parametrización del vuelo (altura de vuelo, solapes, entre otros.), tipo de cámara y elección del paquete de software, y la obtención y configuración de los GCP de apoyo fotogramétrico (Fraser & Congalton, 2018; Granholm, Olsson, Nilsson, Allard, & Holmgren, 2015; Ota *et al.*, 2015).

El último factor clave que puede explicar los buenos resultados alcanzados en este trabajo sería el buen desempeño tanto del algoritmo de filtrado de puntos terreno y no terreno (incluida la eliminación de valores atípicos) como del método de interpolación aplicado para generar el DTM final. Téngase en cuenta que los resultados del filtrado de la nube de puntos podrían haber sido mejores si los tres parámetros del algoritmo de aproximación iterativa TIN se hubieran ajustado adecuadamente para un rendimiento óptimo en cada parcela de referencia. Sin embargo, preferimos mantenerlos constantes y adoptar valores conservadores para acelerar el proceso y garantizar un bajo número de

falsos positivos (error tipo I). Además, el enfoque iterativo TIN ha demostrado ser uno de los algoritmos de filtrado de nubes de puntos más robustos (Véga, Durrieu, Morel, & Allouis, 2012). La eliminación automática de valores atípicos aplicada justo antes de construir el DTM también contribuyó a garantizar la fiabilidad de los puntos etiquetados como terreno.

Como se explicó anteriormente, es necesario, en general, densificar los puntos terreno iniciales obtenidos mediante UAV-SfM cuando el área estudiada presenta vegetación densa. Los puntos terreno añadidos deben ser interpolados para rellenar los huecos y construir un DTM de calidad uniforme. Sin embargo, los métodos de interpolación utilizados para rellenar estos huecos pueden producir un error no despreciable (Smith, Holland, & Longley, 2005) debido a la propagación del error de los datos muestrales (errores de la nube de puntos en este caso) hacia los puntos interpolados. El error de interpolación depende del error de los datos muestrales, la densidad de la muestra inicial, la complejidad del terreno y el método de interpolación (Aguilar, Agüera, Aguilar, & Carvajal, 2005; Fisher & Tate, 2006). En este trabajo la complejidad del terreno se ha estimado utilizando la pendiente promedio de la parcela como descriptor, lo que no ofreció una buena correlación con el error vertical del DTM, como se puede ver en las pruebas ANOVA que se muestran en las Tablas 5.4.5 a 5.4.7. Es necesario subrayar que es bien conocida la correlación positiva entre el error de elevación del DTM y la pendiente del terreno, especialmente en el caso de la generación de DTM mediante escaneo láser, donde el error planimétrico puede ser relativamente alto y también puede traducirse directamente a error vertical en superficies inclinadas (Aguilar *et al.*, 2010; Karel & Kraus, 2006). Sin embargo, el error planimétrico de las nubes de puntos UAV-SfM obtenidas en este trabajo arrojó un valor promedio de 1.6 cm, mucho más bajo que el error planimétrico nominal de las nubes de puntos LiDAR. Por otro lado, la pendiente media del terreno resulta no ser generalmente adecuada para explicar la complejidad del terreno en algunas ocasiones (Aguilar, Aguilar, Agüera, & Sánchez, 2006).

En la Figura 5.5.1 se representan los puntos UAV-SfM etiquetados como terreno (en rojo) superpuestos sobre el DTM interpolado mediante el método GMRF (Aguilar *et al.*, 2016) para el caso de la parcela de referencia número 13 (All Teak), donde el VC estimado alcanzó un valor elevado del 83.96%. Se puede observar la abundancia de huecos en el terreno que deben ser obtenidos por interpolación para modelar una superficie continua

que represente adecuadamente la topografía del terreno bajo el dosel del bosque. A pesar de los numerosos espacios sin puntos terreno UAV-SfM, el algoritmo de interpolación GMRF fue capaz de producir un DTM suave y aparentemente veraz. Además, el método GMRF no requiere especificar el soporte local o núcleo de vecindad (radio de búsqueda o número máximo de vecinos que intervienen en la interpolación de cada punto de la cuadrícula), lo que puede calificarse como muy ventajoso, sobre todo cuando se trata de áreas donde la densidad de puntos terreno muestrales suele ser baja, como es el caso de la generación de DTM en áreas forestales.

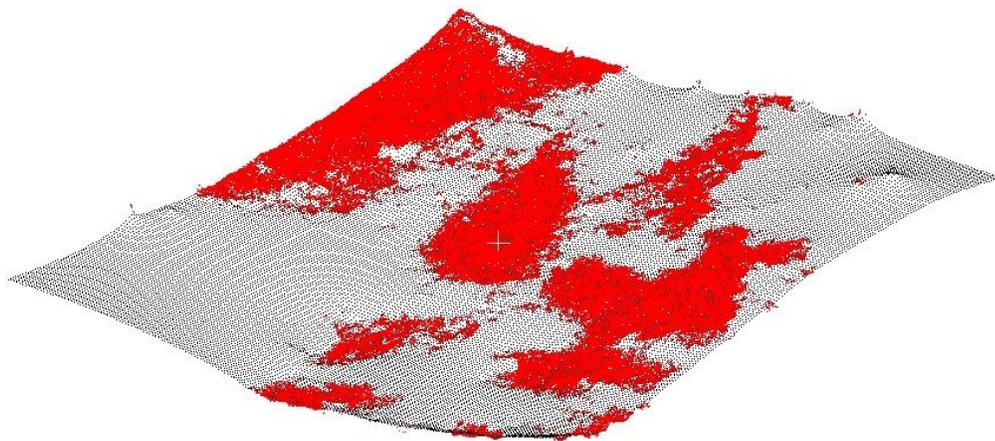


Fig. 5.5.1 Imagen en perspectiva de los puntos terreno originales UAV-SfM (rojo) y el modelo DTM interpolado correspondiente (malla en gris). Parcela de referencia número 13 (All Teak). Cobertura vegetal estimada = 83.96%.

5.6. CONCLUSIONES.

Con el fin de obtener DTM de alta calidad como datos auxiliares para respaldar inventarios eficientes de plantaciones de teca en la Región Costa de Ecuador, y considerando que la mayoría de las plantaciones de teca se manejan en condiciones de secano, los resultados obtenidos en este trabajo han confirmado la hipótesis inicial que señalaba la conveniencia de llevar a cabo la adquisición de imágenes UAV al final de la estación seca (i.e., de noviembre a diciembre), cuando los árboles de teca están prácticamente sin hojas. Esta

estrategia ha demostrado ser adecuada para aumentar el terreno visible desde el aire al evitar posibles oclusiones debidas a la presencia de un dosel denso, mejorando así la correlación automática de puntos homólogos mediante el método SfM-MVS a nivel del terreno y, en consecuencia, la precisión del DTM UAV-SfM obtenido. Un trabajo de captura de imágenes UAV complementario debe abordarse al final de la temporada de lluvias (condiciones *leaf-on*), es decir, entre los meses de abril a mayo en las condiciones climáticas de nuestra zona de estudio, para obtener un CHM de alta calidad dada por la diferencia entre el CSM (obtenido en condiciones *leaf-on*) y el DTM (obtenido en condiciones *leaf-off*).

La estrategia mencionada dio como resultado que los DTM UAV-SfM presentaran un sesgo bajo (error sistemático), con un valor promedio a nivel de parcela de -3.1 cm para el error vertical medio de los DTM generados en las 58 parcelas de referencia de este estudio. Esto significa que el DTM UAV-SfM tendió a sobrestimar ligeramente la elevación del terreno de referencia, aunque es muy notable que hasta el 86.3% de las parcelas de referencia presentaran un error vertical medio inferior a 5 cm en términos de valores absolutos.

Con respecto al error aleatorio vertical del DTM UAV-SfM, el promedio del valor de la desviación estándar (SD) de los errores verticales fue mayor que el error vertical medio, tomando un valor de 11.9 cm. Aquí vale la pena señalar que hasta el 93.2% de las parcelas de referencia mostraron valores de SD por debajo de 20 cm, lo que puede considerarse como un umbral de error vertical razonable en comparación con la precisión proporcionada por los métodos basados en tecnología LiDAR.

Tanto el área basal como la cobertura de vegetación estimada, dos características a nivel de parcela estrechamente relacionadas con el volumen y la estructura de los bosques que pueden afectar a la visibilidad aérea de la superficie del terreno, presentaron una relación estadísticamente significativa ($p < 0.05$) con los estadísticos de error vertical del DTM a nivel de parcela (media, SD y L90). De hecho, cuanto mayor es el área basal o la cobertura de vegetación estimada, mayor es el error vertical en el DTM UAV-SfM. Este incremento del error vertical del DTM fue particularmente significativo a partir de valores umbral superiores a 15 m²/ha y 60% en los casos de área basal y cobertura vegetal estimada, respectivamente.

Los DTM UAV-SfM de alta calidad obtenidos en este trabajo, junto con los CSM UAV-SfM correspondientes que se podrían generar en condiciones *leaf-on*, y las ecuaciones alométricas que se desarrollan en el capítulo 6 de esta tesis, constituyen la base de un método eficiente basado en teledetección para la estimación de la distribución espacial y temporal de la biomasa aérea en plantaciones de teca ubicadas en la región costera de Ecuador. Este método podría aplicarse, después de una calibración y validación adecuadas, a otras plantaciones de teca ubicadas en bosques tropicales estacionalmente secos para ayudar a su monitoreo y gestión sostenible en el contexto del desarrollo y seguimiento de estrategias REDD.

5.7. REFERENCIAS.

- Agrawal, A., Nepstad, D., & Chhatre, A. (2011). Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation. *Annual Review of Environment and Resources*, 36(1), 373–396. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-042009-094508>
- Aguilar, F.J., Nemmaoui, A., Aguilar, M.A., Peñalver, A. (2019). Fusion of Terrestrial Laser Scanning and RPAS Image-based Point Clouds in Mediterranean Forest Inventories. *DYNA*, 94(2), 131–136. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.6036/8892>
- Aguilar, F. J., Agüera, F., Aguilar, M. A., & Carvajal, F. (2005). Effects of terrain morphology, sampling density, and interpolation methods on grid DEM accuracy. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 71(7), 805–816. <https://doi.org/10.14358/PERS.71.7.805>
- Aguilar, F. J., Aguilar, M. A., Agüera, F., & Sánchez, J. (2006). The accuracy of grid digital elevation models linearly constructed from scattered sample data. *International Journal of Geographical Information Science*, 20(2), 169–192. <https://doi.org/10.1080/13658810500399670>
- Aguilar, F. J., Aguilar, M. A., Blanco, J. L., Nemmaoui, A., & Lorca, A. M. G. (2016). Analysis and validation of grid DEM generation based on Gaussian markov random field. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences - ISPRS Archives*, 41, 277–284. <https://doi.org/10.5194/isprsarchives-XLI-B2-277-2016>
- Aguilar, F. J., Mills, J. P., Delgado, J., Aguilar, M. A., Negreiros, J. G., & Pérez, J. L. (2010). Modelling vertical error in LiDAR-derived digital elevation models. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 65(1), 103–110. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2009.09.003>
- Aguilar, M. A., Saldaña, M. M., & Aguilar, F. J. (2014). Generation and quality assessment of stereo-extracted DSM from geoeye-1 and worldview-2 imagery. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 52(2). <https://doi.org/10.1109/TGRS.2013.2249521>

- Axelsson, P. (2000). DEM generation from laser scanner data using adaptive TIN models. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing*, 33 part B, 110–117. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2005.10.005>
- Baltsavias, E. P. (1999). A comparison between photogrammetry and laser scanning. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 54(2–3), 83–94. [https://doi.org/10.1016/S0924-2716\(99\)00014-3](https://doi.org/10.1016/S0924-2716(99)00014-3)
- Beer, C., Reichstein, M., Tomelleri, E., Ciais, P., Jung, M., Carvalhais, N., ... Papale, D. (2010). Terrestrial Gross Carbon Dioxide Uptake: Global Distribution and Covariation with Climate. *Science*, 329, 834–838. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.1184984>
- Cañadas, Á., Andrade-Candell, J., Domínguez, J. M., Molina, C., Schnabel, O., Vargas-Hernández, J. J., & Wehenkel, C. (2018). Growth and Yield Models for Teak Planted as Living Fences in Coastal Ecuador. *Forests*, 9(2), 55. <https://doi.org/10.3390/f9020055>
- Chen, Q., Gong, P., Baldocchi, D., & Tian, Y. Q. (2007). Estimating Basal Area and Stem Volume for Individual Trees from Lidar Data. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 73(12), 1355–1365. <https://doi.org/10.14358/PERS.73.12.1355>
- Coomes, D. A., Dalponte, M., Jucker, T., Asner, G. P., Banin, L. F., Burslem, D. F. R. P., ... Qie, L. (2017). Area-based vs tree-centric approaches to mapping forest carbon in Southeast Asian forests from airborne laser scanning data. *Remote Sensing of Environment*, 194. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.03.017>
- Dandois, J. P., & Ellis, E. C. (2013). High spatial resolution three-dimensional mapping of vegetation spectral dynamics using computer vision. *Remote Sensing of Environment*, 136, 259–276. <https://doi.org/10.1016/j.RSE.2013.04.005>
- Dandois, J. P., Ellis, E. C., Dandois, J. P., & Ellis, E. C. (2010). Remote Sensing of Vegetation Structure Using Computer Vision. *Remote Sensing*, 2(4), 1157–1176. <https://doi.org/10.3390/rs2041157>
- Daniel, C., & Tennant, K. (2001). DEM quality assessment. In D. F. Maune (Ed.), *Digital Elevation Model Technologies and Applications: The DEM Users Manual* (1st ed., pp. 395–440). Bethesda: American Society for Photogrammetry and Remote Sensing.
- Dixon, R. K., Solomon, A. M., Brown, S., Houghton, R. A., Trexler, M. C., & Wisniewski, J. (1994). Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science (New York, N.Y.)*, 263(5144), 185–190. <https://doi.org/10.1126/science.263.5144.185>
- Dong, J., Kaufmann, R. K., Myneni, R. B., Tucker, C. J., Kauppi, P. E., Liski, J., ... Hughes, M. K. (2003). Remote sensing estimates of boreal and temperate forest woody biomass: carbon pools, sources, and sinks. *Remote Sensing of Environment*, 84(3), 393–410. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00130-X](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00130-X)
- Duursma, R. A., & Medlyn, B. E. (2012). MAESPA: a model to study interactions between water limitation, environmental drivers and vegetation function at tree and stand levels, with an example application to [CO₂] × drought interactions. *Geoscientific Model Development*, 5(4), 919–940. <https://doi.org/10.5194/gmd-5-919-2012>

- Felicísimo, A. M. (1994). Parametric statistical method for error detection in digital elevation models. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 49(4), 29–33. [https://doi.org/10.1016/0924-2716\(94\)90044-2](https://doi.org/10.1016/0924-2716(94)90044-2)
- Fisher, P. F., & Tate, N. J. (2006). Causes and consequences of error in digital elevation models. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 30(4), 467–489. <https://doi.org/10.1191/0309133306pp492ra>
- Fraser, B., & Congalton, R. (2018). Issues in Unmanned Aerial Systems (UAS) Data Collection of Complex Forest Environments. *Remote Sens.*, 10(6), 908. <https://doi.org/10.3390/rs10060908>
- Furukawa, Y., & Ponce, J. (2010). Accurate, Dense, and Robust Multiview Stereopsis. *IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence*, 32(8), 1362–1376. <https://doi.org/10.1109/TPAMI.2009.161>
- Goodbody, T. R. H., Coops, N. C., Marshall, P. L., Tompalski, P., & Crawford, P. (2017). Unmanned aerial systems for precision forest inventory purposes: A review and case study. *The Forestry Chronicle*, 93(01), 71–81. <https://doi.org/10.5558/tfc2017-012>
- Goodwin, N. R., Coops, N. C., & Culvenor, D. S. (2006). Assessment of forest structure with airborne LiDAR and the effects of platform altitude. *Remote Sensing of Environment*, 103(2), 140–152. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2006.03.003>
- Granhölm, A.-H., Olsson, H., Nilsson, M., Allard, A., & Holmgren, J. (2015). The potential of digital surface models based on aerial images for automated vegetation mapping. *International Journal of Remote Sensing*, 36(7), 1855–1870. <https://doi.org/10.1080/01431161.2015.1029094>
- Herold, M., & Johns, T. (2007). Linking requirements with capabilities for deforestation monitoring in the context of the UNFCCC-REDD process. *Environmental Research Letters*, 2(4), 1–7. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/2/4/045025>
- Hodgson, M. E., & Bresnahan, P. (2004). Accuracy of Airborne Lidar-Derived Elevation. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 70(3), 331–339. <https://doi.org/10.14358/PERS.70.3.331>
- Houghton, R. A., & Nassikas, A. A. (2018). Negative emissions from stopping deforestation and forest degradation, globally. *Global Change Biology*, 24(1), 350–359. <https://doi.org/10.1111/gcb.13876>
- Jensen, J., & Mathews, A. (2016). Assessment of Image-Based Point Cloud Products to Generate a Bare Earth Surface and Estimate Canopy Heights in a Woodland Ecosystem. *Remote Sens.*, 8(1), 50. <https://doi.org/10.3390/rs8010050>
- Jucker, T., Caspersen, J., Chave, J., Antin, C., Barbier, N., Bongers, F., ... Coomes, D. A. (2017). Allometric equations for integrating remote sensing imagery into forest monitoring programmes. *Global Change Biology*, 23(1), 177–190. <https://doi.org/10.1111/gcb.13388>
- Karel, W., & Kraus, K. (2006). Quality parameters of digital terrain models. In J. Höhle & M.

- Potuckova (Eds.), *The EuroSDR Test Checking and Improving of Digital Terrain Models* (pp. 125–139). Frankfurt: European Spatial Data Research EuroSDR.
- Kraus, K., & Pfeifer, N. (1998). Determination of terrain models in wooded areas with airborne laser scanner data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 53(4), 193–203. [https://doi.org/10.1016/S0924-2716\(98\)00009-4](https://doi.org/10.1016/S0924-2716(98)00009-4)
- Lisein, J., Pierrot-Deseilligny, M., Bonnet, S., Lejeune, P., Lisein, J., Pierrot-Deseilligny, M., ... Lejeune, P. (2013). A Photogrammetric Workflow for the Creation of a Forest Canopy Height Model from Small Unmanned Aerial System Imagery. *Forests*, 4(4), 922–944. <https://doi.org/10.3390/f4040922>
- Lucieer, A., Turner, D., King, D. H., & Robinson, S. A. (2014). Using an Unmanned Aerial Vehicle (UAV) to capture micro-topography of Antarctic moss beds. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 27, 53–62. <https://doi.org/10.1016/J.JAG.2013.05.011>
- Meng, X., Shang, N., Zhang, X., Li, C., Zhao, K., Qiu, X., ... Weeks, E. (2017). Photogrammetric UAV Mapping of Terrain under Dense Coastal Vegetation: An Object-Oriented Classification Ensemble Algorithm for Classification and Terrain Correction. *Remote Sensing*, 9(11), 1187. <https://doi.org/10.3390/rs9111187>
- Micheletti, N., Chandler, J. H., & Lane, S. N. (2015). Structure from motion (SfM) photogrammetry. In S. J. Cook, L. E. Clarke, & J. M. Nield (Eds.), *Geomorphological Techniques (Online Edition)* (pp. 1–11). London: British Society for Geomorphology. Retrieved from <https://dspace.lboro.ac.uk/dspace-jspui/handle/2134/17493>
- Mlambo, R., Woodhouse, I. H., Gerard, F., & Anderson, K. (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. <https://doi.org/10.3390/f8030068>
- Moudrý, V., Gdulová, K., Fogl, M., Klápště, P., Urban, R., Komárek, J., ... Solský, M. (2019). Comparison of leaf-off and leaf-on combined UAV imagery and airborne LiDAR for assessment of a post-mining site terrain and vegetation structure: Prospects for monitoring hazards and restoration success. *Applied Geography*, 104, 32–41. <https://doi.org/10.1016/J.APGEOG.2019.02.002>
- Moudrý, V., Urban, R., Štroner, M., Komárek, J., Brouček, J., & Prošek, J. (2019). Comparison of a commercial and home-assembled fixed-wing UAV for terrain mapping of a post-mining site under leaf-off conditions. *International Journal of Remote Sensing*, 40(2), 555–572. <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1516311>
- Muir, J., Goodwin, N. R., Armston, J., Phinn, S., & Scarth, P. (2017). An Accuracy Assessment of Derived Digital Elevation Models from Terrestrial Laser Scanning in a Sub-Tropical Forested Environment. *Remote Sens.*, 9(8), 843. <https://doi.org/10.3390/rs9080843>
- Næsset, E. (1997). Determination of mean tree height of forest stands using airborne laser scanner data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 52(2), 49–56. [https://doi.org/10.1016/S0924-2716\(97\)83000-6](https://doi.org/10.1016/S0924-2716(97)83000-6)

- Newnham, G. J., Armston, J. D., Calders, K., Disney, M. I., Lovell, J. L., Schaaf, C. B., ... Mark Danson, F. (2015). Terrestrial laser scanning for plot-scale forest measurement. *Current Forestry Reports*, 1(4), 239–251. <https://doi.org/10.1007/s40725-015-0025-5>
- Ota, T., Ogawa, M., Shimizu, K., Kajisa, T., Mizoue, N., Yoshida, S., ... Ket, N. (2015). Aboveground Biomass Estimation Using Structure from Motion Approach with Aerial Photographs in a Seasonal Tropical Forest. *Forests*, 6(12), 3882–3898. <https://doi.org/10.3390/f6113882>
- Panagiotidis, D., Abdollahnejad, A., Surový, P., & Chiteculo, V. (2017). Determining tree height and crown diameter from high-resolution UAV imagery. *Int. J. Remote Sens.*, 38(8–10), 2392–2410. <https://doi.org/10.1080/01431161.2016.1264028>
- Puttock, A. K., Cunliffe, A. M., Anderson, K., & Brazier, R. E. (2015). Aerial photography collected with a multicopter drone reveals impact of Eurasian beaver reintroduction on ecosystem structure. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 3(3), 123–130. <https://doi.org/10.1139/juvs-2015-0005>
- Remondino, F., Spera, M. G., Nocerino, E., Menna, F., & Nex, F. (2014). State of the art in high density image matching. *The Photogrammetric Record*, 29(146), 144–166. <https://doi.org/10.1111/phor.12063>
- Reutebuch, S. E., McGaughey, R. J., Andersen, H.-E., & Carson, W. W. (2003). Accuracy of a high-resolution lidar terrain model under a conifer forest canopy. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 29(5), 527–535. <https://doi.org/10.5589/m03-022>
- Rueda-Ayala, V., Peña, J., Höglind, M., Bengochea-Guevara, J., Andújar, D., Rueda-Ayala, V. P., ... Andújar, D. (2019). Comparing UAV-Based Technologies and RGB-D Reconstruction Methods for Plant Height and Biomass Monitoring on Grass Ley. *Sensors*, 19(3), 535. <https://doi.org/10.3390/s19030535>
- Smith, M. W., Carrivick, J. L., & Quincey, D. J. (2016). Structure from motion photogrammetry in physical geography. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 40(2), 247–275. <https://doi.org/10.1177/0309133315615805>
- Smith, S. L., Holland, D. A., & Longley, P. A. (2005). Quantifying Interpolation Errors in Urban Airborne Laser Scanning Models. *Geographical Analysis*, 37(2), 200–224. <https://doi.org/10.1111/j.1538-4632.2005.00636.x>
- Spjøtvoll, E., & Stoline, M. R. (1973). An Extension of the T-Method of Multiple Comparison to Include the Cases with Unequal Sample Sizes. *Journal of the American Statistical Association*, 68(344), 975–978. <https://doi.org/10.1080/01621459.1973.10481458>
- Su, J., & Bork, E. (2006). Influence of Vegetation, Slope, and Lidar Sampling Angle on DEM Accuracy. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 72(11), 1265–1274. <https://doi.org/10.14358/PERS.72.11.1265>
- Tang, L., & Shao, G. (2015). Drone remote sensing for forestry research and practices. *Journal of Forestry Research*. <https://doi.org/10.1007/s11676-015-0088-y>

- Tinkham, W. T., Smith, A. M. S., Hoffman, C., Hudak, A. T., Falkowski, M. J., Swanson, M. E., & Gessler, P. E. (2012). Investigating the influence of LiDAR ground surface errors on the utility of derived forest inventories. *Canadian Journal of Forest Research*, *42*(3), 413–422. <https://doi.org/10.1139/x11-193>
- Tran-Ha, M., Cordonnier, T., Vallet, P., & Lombart, T. (2011). Estimation du volume total aérien des peuplements forestiers à partir de la surface terrière et de la hauteur de Lorey. *Revue Forestiere Francaise*, *63*, 361–378. <https://doi.org/10.4267/2042/45564>
- Trochta, J., Krůček, M., Vrška, T., & Král, K. (2017). 3D Forest: An application for descriptions of three-dimensional forest structures using terrestrial LiDAR. *PLOS ONE*, *12*(5), e0176871. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0176871>
- Véga, C., Durrieu, S., Morel, J., & Allouis, T. (2012). A sequential iterative dual-filter for Lidar terrain modeling optimized for complex forested environments. *Computers & Geosciences*, *44*, 31–41. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2012.03.021>
- Wallace, L., Lucieer, A., Malenovsky, Z., Turner, D., & Vopěnka, P. (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), 62. <https://doi.org/10.3390/f7030062>
- White, J. C., Coops, N. C., Wulder, M. A., Vastaranta, M., Hilker, T., & Tompalski, P. (2016). Remote Sensing Technologies for Enhancing Forest Inventories: A Review. *Can. J. Remote Sens.*, *42*(5), 619–641. <https://doi.org/10.1080/07038992.2016.1207484>
- White, J. C., Tompalski, P., Coops, N. C., & Wulder, M. A. (2018). Comparison of airborne laser scanning and digital stereo imagery for characterizing forest canopy gaps in coastal temperate rainforests. *Remote Sens. Environ.*, *208*, 1–14. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2018.02.002>
- White, J., Wulder, M., Vastaranta, M., Coops, N., Pitt, D., & Woods, M. (2013). The Utility of Image-Based Point Clouds for Forest Inventory: A Comparison with Airborne Laser Scanning. *Forests*, *4*(3), 518–536. <https://doi.org/10.3390/f4030518>
- Yilmaz, V., Konakoglu, B., Serifoglu, C., Gungor, O., & Gökalp, E. (2018). Image classification-based ground filtering of point clouds extracted from UAV-based aerial photos. *Geocarto International*, *33*(3), 310–320. <https://doi.org/10.1080/10106049.2016.1250825>

CAPÍTULO 6.

DESARROLLO DE ECUACIONES ALOMÉTRICAS PARA PLANTACIONES DE TECA SITUADAS EN LA REGIÓN COSTA DE ECUADOR MEDIANTE DATOS DE ESCÁNER LÁSER TERRESTRE.

CAPÍTULO 6.

DESARROLLO DE ECUACIONES ALOMÉTRICAS PARA PLANTACIONES DE TECA SITUADAS EN LA REGIÓN COSTA DE ECUADOR MEDIANTE DATOS DE ESCÁNER LÁSER TERRESTRE.

6.1. RESUMEN.

Los estudios tradicionales han basado el desarrollo de modelos alométricos para estimar la biomasa aérea seca (*Above-Ground Biomass*; AGB) y otras variables a nivel de árbol, como el volumen comercial del tronco (*Tree Stem Commercial Volume*; TSCV) o el volumen total del tronco (*Tree Stem Volume*; TSV), en ensayos destructivos consistentes en la tala y derribo del árbol, seguido de la medición manual a partir de secciones o trozas. Si bien este método tiene una alta precisión, es muy costoso e ineficiente, ya que requiere un trabajo de campo que consume mucho tiempo y recursos humanos. Con el fin de ayudar en la recolección y procesamiento de datos, la detección remota permite la aplicación de métodos de muestreo no destructivos como el basado en el escáner láser terrestre (*Terrestrial Laser Scanning*; TLS). En este trabajo se empleó el TLS para generar nubes de puntos que fueron utilizadas para reconstruir digitalmente los troncos de un conjunto de árboles de teca (*Tectona grandis* Linn. F.) de hasta 58 parcelas de referencia de forma circular y 18 m de radio pertenecientes a tres plantaciones diferentes ubicadas en la Región Costa de Ecuador. Después de seleccionar manualmente los árboles apropiados de la muestra general, se realizó el procesamiento semi-automático de datos para proporcionar mediciones de TSCV y TSV, junto con estimaciones de valores AGB a nivel del árbol. Estos valores observados se usaron para desarrollar modelos alométricos basados en el diámetro a la altura del pecho (*Diameter at breast height*; DBH), altura total del árbol (h), o la métrica $DBH^2 \times h$, aplicando un método de regresión robusta para eliminar posibles valores atípicos.

Los resultados mostraron que los modelos alométricos desarrollados presentaron una precisión adecuada, especialmente aquellos basados en la métrica $DBH^2 \times h$, proporcionando estimaciones de bajo sesgo (error sistemático) y con errores medios cuadráticos (RMSE) relativos de 21.60% y 16.41% para TSCV y TSV, respectivamente. Los modelos alométricos basados únicamente en la altura del árbol se derivaron del reemplazo del valor del DBH por h en la expresión $DBH^2 \times h$, de acuerdo con expresiones ajustadas localmente según las clases de DBH (rangos de valores de DBH). Este hallazgo puede facilitar la obtención de variables como el AGB (almacenamiento de carbono) y el volumen comercial de madera en las plantaciones de teca ubicadas en la Región Costa de Ecuador a partir de tan solo el conocimiento de la altura del árbol, constituyendo un método prometedor para abordar el monitoreo de plantaciones de teca a gran escala a partir de los modelos de altura del dosel arbóreo obtenidos mediante estereofotogrametría aérea digital.

6.2. INTRODUCCIÓN.

La teca (*Tectona grandis* Linn. F.) es una de las maderas duras tropicales más valiosas del mundo, siendo muy apreciada en los mercados mundiales por su belleza, resistencia y estabilidad, resistencia natural y una amplia gama de aplicaciones (Kollert & Kleine, 2017). La importancia de las plantaciones de teca en todo el mundo es ampliamente reportada en el informe "el estado de los recursos genéticos forestales del mundo" (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2014). Estimaciones recientes de la FAO y la OIMT (Organización Internacional de las Maderas Tropicales) sobre el área de plantaciones de teca a nivel mundial informaron de la existencia de hasta 6.89 millones de hectáreas en 2015 (Midgley *et al.*, 2015). En el caso de Ecuador, el valor económico de las plantaciones de teca está respaldado por las cifras anuales globales de los volúmenes de exportación de madera de teca en rollo promedio entre 2005 y 2014, que ascendieron a valores entre 50,000 y 100,000 m³/año (Kollert & Przemyslaw, 2017).

Desde el punto de vista medioambiental, tanto los bosques como las plantaciones forestales se consideran fijadores netos de CO₂ atmosférico, lo que los convierte en herramientas de gran valor en el contexto de la reducción de las emisiones debidas a la deforestación y la degradación de los bosques (REDD) como estrategia para mitigar las

emisiones de gases de efecto invernadero en los países en desarrollo ricos en bosques (Herold & Johns, 2007). En este sentido, es ampliamente reconocido que reducir las emisiones de carbono debidas a la deforestación y la degradación en los países en desarrollo constituye un pilar central para combatir el cambio climático, lo que requiere información sobre la tala de bosques y el almacenamiento de carbono (Gibbs, Brown, Niles, & Foley, 2007).

A pesar de la necesidad de un monitoreo forestal cada vez más preciso y eficiente, la caracterización de las plantaciones forestales a nivel de árbol se ha limitado a técnicas basadas en trabajo de campo enfocadas en la medición del diámetro de la parte cilíndrica del tronco y otros atributos de tamaño como la altura total de los árboles y el tamaño de la copa, medidas que resultan complejas e imprecisas en el caso de árboles grandes con formas irregulares (Ferraz, Saatchi, Mallet, & Meyer, 2016). De esta manera, los estudios tradicionales destinados a desarrollar modelos alométricos para estimar la biomasa aérea seca (*Above-Ground Biomass*; AGB) u otras variables a nivel de árbol se basan en métodos de muestreo destructivos, costosos e ineficientes. Debido a estas dificultades para recabar datos, se observa una tendencia generalizada a la construcción de modelos alométricos de aplicación mundial (Chave *et al.*, 2014; Jucker *et al.*, 2017) que generalmente conducen a incertidumbres y errores sistemáticos en las estimaciones de AGB cuando se aplican en condiciones locales.

En respuesta a la creciente demanda de herramientas eficientes para el monitoreo forestal, durante las últimas décadas ha surgido un nuevo paradigma basado en el uso de tecnologías de teledetección (Jucker *et al.*, 2017; White *et al.*, 2016; Wulder & Franklin, 2003). Ese es el caso del escáner láser terrestre (*Terrestrial Laser Scanning*; TLS), un método de medición eficiente y no destructivo que está requiriendo un replanteamiento de los estudios de vegetación (Dassot, Constant, & Fournier, 2011; Du, Lindenbergh, Ledoux, Stoter, & Nan, 2019; Xinlian Liang *et al.*, 2016; Maas, Bienert, Scheller, & Keane, 2008; Saarinen *et al.*, 2017; Suraj Reddy, Rakesh, Jha, & Rajan, 2018) para apoyar el desarrollo de modelos alométricos ajustados localmente (Calders *et al.*, 2015; Kankare *et al.*, 2013; Lau *et al.*, 2019), e incluso la descripción 3D de la arquitectura del árbol (Delagrangé, Jauvin, & Rochon, 2014; Hackenberg, Spiecker, Calders, Disney, & Raumonon, 2015; Lau *et al.*, 2018;

Raumonon *et al.*, 2013). Esta descripción detallada del árbol en 3D se puede utilizar para la estimación de las reservas de carbono y AGB a través de la estimación de volumen mediante el uso de los llamados modelos de estructura cuantitativa (*Quantitative Structure Models*; QSM) (Calders *et al.*, 2015; Gonzalez de Tanago *et al.*, 2018).

El objetivo principal de este capítulo es desarrollar ecuaciones alométricas calibradas localmente para plantaciones de teca situadas en la región costa de Ecuador a partir de datos TLS. Junto al procedimiento UAV-SfM expuesto en el capítulo 6 de esta tesis, estas ecuaciones alométricas podrían constituir el esqueleto de un método eficiente basado en la teledetección para estimar y actualizar la dinámica del volumen de madera comercial y AGB en áreas de muestra de las plantaciones de teca ubicadas en el área de estudio (es decir, a escala de proyecto dentro del contexto REDD), contribuyendo así a su gestión sostenible y a la estimación de la fijación de carbono.

6.3. MATERIALES Y MÉTODOS.

6.3.1. Área de estudio.

El área de estudio y las plantaciones de teca de referencia ya han sido descritas con detalle en el capítulo 2 de esta tesis, por lo que se remite al lector al mencionado capítulo. Tan solo hay que indicar que se emplearon 58 parcelas de teca pertenecientes a las plantaciones de Morondava, El Tecal y All Teak para el trabajo experimental del presente capítulo. Los datos en los que se basa esta investigación se recopilaron en condiciones leaf-off (ausencia o poca presencia de hojas en el árbol), para facilitar el trabajo de campo evitando sombras y oclusiones (Aguilar, Rivas, Nemmaoui, Peñalver, & Aguilar, 2019).

6.3.2. Datos de campo.

El inventario forestal basado en el procesamiento de nubes de puntos que ofrece el escáner láser terrestre (TLS), además de una posición muy precisa de cada árbol (georreferenciación absoluta) y la extracción de variables dendrométricas a nivel de árbol como DBH y altura de árbol, provee información geométrica muy valiosa sobre la geometría completa de cada tronco del árbol, lo que permite incluso la estimación de su forma cónica y su volumen cuasi real (Liang *et al.*, 2016; Saarinen *et al.*, 2017).

Previamente se llevó a cabo una campaña de campo con TLS en noviembre de 2018 (condiciones de caída de hojas) en 58 parcelas de referencia con árboles de teca de edad uniforme de acuerdo con la siguiente distribución. Se ubicaron 30 parcelas en la plantación de teca Morondava, 8 en la plantación El Tecal y las 20 restantes en la plantación All Teak. Aunque las características clave de las parcelas de referencia empleadas ya han sido descritas en el capítulo 2 de esta tesis, dada su importancia para el seguimiento de este capítulo 6, se añade a continuación un resumen de estas.

Morondava sería una buena representación de una plantación típica de teca joven, con edades de plantación de entre dos y tres años (2.93 en promedio) y una densidad de plantación promedio (árboles sobrevivientes) de 722 árboles/ha. Esta es una plantación de desarrollo muy temprano que muestra una cierta heterogeneidad con un área basal promedio baja de 4 m²/ha (de 0.6 a 6.28 m²/ha) y una altura media de Lorey de 7.83 m (de 3.84 a 9.57 m).

El Tecal es una plantación de 17 años, mucho más desarrollada que Morondava y con una densidad de plantación promedio de 985 árboles/ha. Tanto el área basal como la altura media de Lorey presentaron valores promedio de 16.78 m²/ha y 15.36 m, respectivamente. Son valores mucho más elevados que los registrados en Morondava. Teniendo en cuenta que tanto el área basal (Chen *et al.*, 2007) como la altura media de Lorey (Tran-Ha, Cordonnier, Vallet, & Lombart, 2011) son variables dasométricas positivamente correlacionadas con el volumen de rodales forestales, se puede inferir que las parcelas de referencia ubicadas en El Tecal presentaron un volumen de rodal mucho mayor que las de Morondava.

En el caso de las parcelas de referencia ubicadas en la plantación de All Teak, la edad de la plantación varió entre 4 y 12 años, mostrando una densidad de plantación muy heterogénea con un promedio de 579 árboles/ha, un valor inferior al registrado en Morondava o El Tecal, debido a la aplicación habitual de operaciones de raleo. Los valores del área basal variaron entre 5.17 y 17.12 m²/ha (11.56 m²/ha en promedio), mientras que los valores de altura media de Lorey variaron entre 12.30 m y 23.02 m (18.57 m en promedio).

Se obtuvo una nube de puntos de TLS muy densa y precisa dentro de cada parcela de referencia a través de un trabajo de campo realizado con un instrumento FARO Focus 3D X-330 TLS. El procedimiento de captura de datos, registro de nubes de puntos, y filtrado de puntos terreno fue descrito con detalle en el capítulo 5 de esta tesis.

6.3.3. Colección de datos a nivel de árbol.

El Flujo que se muestra en la Fig. 6.3.2 se aplicó a las nubes de puntos TLS capturadas a nivel de parcela para obtener una base de datos representativa de árboles de teca de la que se extrajeron algunas variables dendrométricas (DBH, altura total del árbol, volumen total del tronco de árbol y volumen comercial del tronco del árbol) y el factor de forma del tronco (FF). La variable FF representa el resumen de la forma general del tronco, que se calcula como la relación entre el volumen del tronco comercial y el volumen de un cilindro con la misma área basal (DBH) y altura igual a la altura comercial. En este caso se consideró una altura comercial desde 15 cm sobre el suelo (altura del tocón) hasta el punto donde el fuste alcanza un diámetro de 13 cm (diámetro comercial usual en la zona) (Fig. 6.3.1).

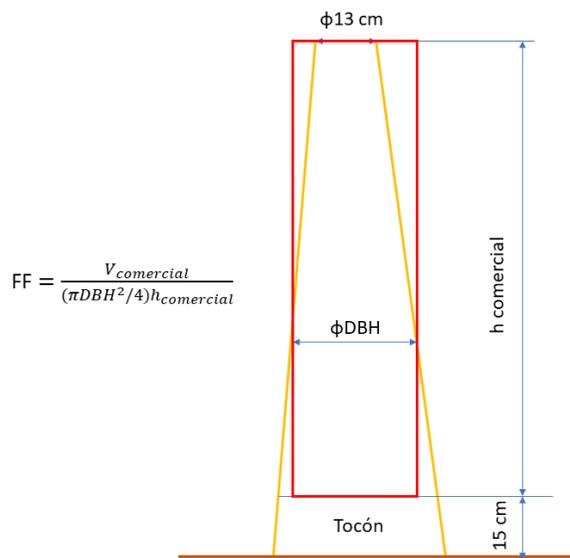


Fig. 6.3.1 Determinación del factor de forma (FF). Se consideró un diámetro comercial mínimo de 13 cm y una altura de tocón de 15 cm.

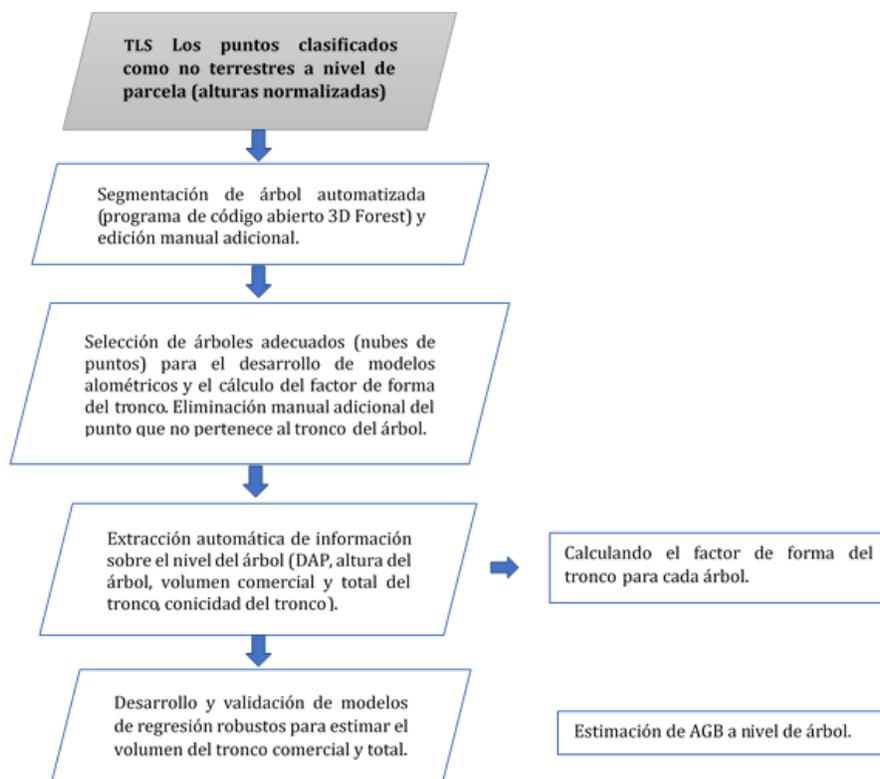


Fig. 6.3.2 Diagrama de flujo utilizado para el desarrollo de los modelos alométricos y la obtención del factor de forma del tronco.

6.3.4. Segmentación automatizada de árboles.

El software de código abierto 3D Forest (www.3dforest.eu) fue empleado para llevar a cabo la segmentación de la vegetación forestal (es decir, identificación de los puntos no terreno previamente clasificados) en árboles individuales. El enfoque automático aplicado se basa en la distancia entre puntos, el número mínimo de puntos que forman grupos y el ángulo y la distancia entre los centroides de los grupos. El lector puede encontrar una descripción detallada de este algoritmo en el trabajo publicado por Trochta, Krůček, Vrška, & Král (2017). Los parámetros de ajuste correspondientes se probaron antes de obtener el resultado de segmentación automática en cada parcela de referencia. Finalmente, se necesitó una edición manual adicional para corregir los errores de segmentación eliminando partes redundantes en un árbol incorrecto y agregándolas al correcto. Vale la pena señalar que este tipo de algoritmos de segmentación automática funcionan mejor en condiciones

leaf-off debido a la presencia de menos obstáculos que generan oclusiones en la construcción de las nubes de puntos (Tao *et al.*, 2015; Trochta *et al.*, 2017). En este sentido, y con base en nuestra experiencia, recomendamos realizar el trabajo de campo TLS en condiciones *leaf-off* (estación seca en el caso de la Región Costa de Ecuador) siempre que sea posible.

6.3.5. Selección de árboles adecuados.

Se extrajeron hasta 3791 árboles de teca (i.e., segmentos de nubes de puntos TLS) a partir de las 58 parcelas de referencia descritas anteriormente. Después de un proceso de filtrado de datos para eliminar árboles con DBH < 5 cm y/o diámetro de copa inferior a 1 m, parámetros que correspondían a árboles pequeños que mostraron un desarrollo deficiente de la copa en el momento del escaneo (pertenecientes principalmente a la plantación de teca Morondava), se seleccionaron 2272 árboles para llevar a cabo los modelos de regresión robustos que relacionaban el DBH (variable dependiente) y la altura total del árbol (variable predictiva).

Tabla 6.3.1 Distribución por tamaño de DBH de los árboles de teca seleccionados para calcular el factor de forma del tronco y desarrollar modelos alométricos para la estimación tanto del volumen comercial como del volumen total del tronco.

Clases	DBH (cm)	Árboles seleccionados
1	[5,10]	100
2	(10,15]	100
3	(15,20]	146 ¹
4	(20,25]	100 ¹
5	> 25	10 ¹
Total		456

¹ Para la determinación del factor de forma del tronco solo se pudieron utilizar árboles de teca de las clases 3, 4 y 5 (diámetro comercial mínimo de 13 cm).

Del total de 2272 árboles de teca que componían la base de datos original, se seleccionaron 456 porque presentaban una geometría adecuada de acuerdo con criterios tales como árboles no bifurcados, baja inclinación o ausencia de vegetación epífita. Además,

los árboles seleccionados trataron de cubrir el rango más amplio posible de la variabilidad biofísica de las plantaciones de teca donde se realizó el estudio. Estos árboles se clasificaron en 5 clases según su DBH (en cm): 1: [5,10], 2: (10,15], 3: (15,20], 4: (20,25] y 5: > 25 cm (Tabla 6.3.1).

Los 456 árboles de teca seleccionados se editaron manualmente usando el software 3D Forest para filtrar puntos que no pertenecían al tronco del árbol, como hojas y ramas, lo que permitió el aislamiento de los puntos TLS que formaban parte de la geometría del tronco del árbol (Fig. 6.3.3).

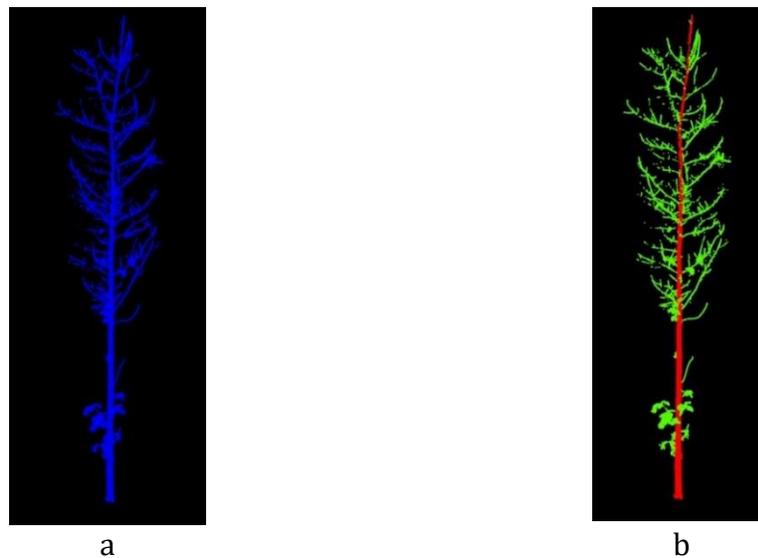


Fig. 6.3.3 Ejemplo de un árbol de teca segmentado antes y después de la edición manual. (a) Nube de puntos antes de la edición manual. (b) El mismo árbol después de la edición manual. Los puntos se han clasificado manualmente en puntos del tronco (color rojo) y ramas y hojas (color verde).

6.3.6. Extracción automática de información a nivel de árbol.

Se desarrolló un código de programa en Matlab llamado *Tree_geometry* para la extracción automática de las variables de interés a nivel de árbol, tales como el factor de forma, el DBH, la altura total del árbol y el volumen comercial y total del tronco.

Tree_geometry realiza secciones transversales a lo largo del tronco del árbol a diferentes alturas (alturas normalizadas con respecto al suelo), comenzando con dos secciones a alturas de 0.15 m y 0.30 m. A partir de la altura de 0.30 m las secciones se producen de acuerdo con incrementos de 0.50 m, lo que incluye en el conjunto de datos el valor de 1.30 m donde se mide el DBH. Cada sección transversal h_i abarca puntos de la nube de puntos TLS del tronco del árbol ubicada a una altura $h_i \pm 2.5$ cm. La sección se considera válida si el número de puntos es mayor que 20. Esto significa que pueden faltar algunas secciones transversales porque tienen pocos o ningún punto TLS debido a problemas de oclusión durante el proceso de escaneo. Los puntos incluidos en cada sección transversal i , después de su proyección 2D en el plano horizontal, se ajustan a un círculo utilizando el método de ajuste robusto propuesto por Ladrón de Guevara, Muñoz, de Cózar, & Blázquez (2011). Este método de ajuste es muy adecuado cuando se prevén valores atípicos debido a puntos TLS que no pertenecen al tronco del árbol (por ejemplo, aquellos ubicados en vegetación epífita, ramas cercanas o vegetación arbustiva). También se recomienda para el ajuste de círculos incompletos (arcos circulares), como puede ser el caso en los inventarios TLS cuando el círculo completo de una sección transversal del tronco del árbol no está cubierto debido a problemas de oclusión o simplemente debido a un número insuficiente de escaneo de posiciones en la parcela de referencia (Liang *et al.*, 2016). Como la mayoría de los métodos de ajuste geométrico o algebraico son sensibles al ruido y a los puntos atípicos, *Tree_geometry* utiliza el criterio de error absoluto mínimo (MAE; *Minimum Absolute Error*) para proporcionar estimaciones robustas. Teniendo en cuenta que la función objetivo de MAE no es diferenciable, y por tanto los métodos de ajuste basados en el gradiente no son aplicables, el algoritmo implementado determina la derivada parcial a la derecha y a la izquierda, es decir, los puntos exteriores e interiores al círculo de referencia en cada iteración. Esto permite aumentar significativamente su eficiencia computacional, representando una buena alternativa a los métodos basados en el ajuste de mínimos cuadrados, el ajuste de mínimos cuadrados basado en RANSAC o la transformada de Hough aleatoria (Maas *et al.*, 2008; Suraj Reddy *et al.*, 2018; Trochta *et al.*, 2017).

El volumen comercial del tronco se calculó a partir de una altura de 0.15 m, que resulta ser la altura habitual del tocón a la que generalmente se corta el árbol de teca (Telles,

Gómez, Alanís, Aguirre, & Jiménez, 2018). La altura comercial, necesaria para el cálculo del volumen comercial a partir del tocón, se determinó como la altura del tronco del árbol con un diámetro de 0.13 m (medido con corteza), es decir, el diámetro mínimo utilizable según los criterios de comercialización habituales (Armijos Guzmán, 2013; Bermejo, Cañellas, & Miguel, 2004). No se consideraron los casos en que se produjo la primera bifurcación antes de alcanzar un diámetro de 0.13 m. Estos casos ya fueron considerados y filtrados a través del procedimiento de selección de los árboles de teca que conforman la base de datos. La altura comercial se interpoló linealmente entre los valores de altura de las secciones transversales separadas 0.5 m cuyos diámetros correspondientes estaban inmediatamente por encima y por debajo del diámetro objetivo de 0.13 m. El volumen de cada tronco (volumen $V_{i,i+1}$ entre dos secciones transversales consecutivas S_i y S_{i+1} de radios R_i y R_{i+1}) se calculó como el volumen de un tronco de cono dado por la siguiente expresión:

$$V_{i,i+1} = \frac{h_{S_i, S_{i+1}} \pi}{3} (R_i^2 + R_{i+1}^2 + R_i R_{i+1}) \quad (6.1)$$

Donde $h_{S_i, S_{i+1}}$ es la diferencia de altura entre las dos secciones transversales consecutivas S_i y S_{i+1} (generalmente 0.5 m). La suma de los volúmenes de todos los troncos de cono, incluido el último hasta el diámetro de 13 cm, sería una buena estimación del volumen comercial del tronco de cada árbol.

El volumen total del tronco se determinó agregando dos componentes al volumen comercial del tronco: i) el volumen del tocón, calculado como un cilindro de 0.15 m de altura y diámetro correspondiente a la sección transversal ubicada a 0.15 m de altura; ii) el volumen del ápice final del tronco del árbol ubicado entre la sección transversal más alta de cada sección de 0.5 m y la altura máxima del tronco del árbol. Este ápice final fue modelado como un cono.

Tree_geometry también proporciona la variación del diámetro del tronco del árbol en función de la altura, una relación generalmente llamada función de perfil del tronco o *stem taper curve* (Liang, Kankare, Xiaowei Yu, Hyyppa, & Holopainen, 2014). Como indicamos anteriormente, estos datos permitieron estimar el factor de la forma del tronco de cada árbol como la relación entre su volumen comercial y el volumen de un cilindro de diámetro DBH

y una altura equivalente a la distancia entre la parte superior del tocón y la sección transversal del tronco ubicada justo en el punto donde se alcanza la altura comercial (Armijos Guzmán, 2013).

6.3.7. Desarrollo y validación de modelos de regresión robustos.

Se probaron varias formulaciones matemáticas de modelos alométricos basados en la ampliamente conocida forma potencial (e.g., Jucker *et al.*, 2017):

$$Y = aX^b \quad (6.2)$$

Siendo Y la variable dependiente a estimar (volumen de tronco comercial y total en nuestro caso), X la variable independiente o predictora a nivel de árbol (DBH, altura de árbol, y combinación de ambos), y a y b los coeficientes del modelo de regresión. Estos coeficientes se determinaron aplicando el método de regresión después de una transformación logarítmica previa de las variables para realizar el ajuste mediante un modelo lineal. De esta forma, se exploraron los siguientes modelos alométricos (Chave *et al.*, 2014; Jucker *et al.*, 2017; Ounban, Puangchit, & Diloksumpun, 2016):

$$\ln Y = \alpha + \beta \ln(\text{DBH}) + \varepsilon \quad (6.3)$$

$$\ln Y = \alpha + \beta \ln(h) + \varepsilon \quad (6.4)$$

$$\ln Y = \alpha + \beta \ln(\text{DBH}^2 h) + \varepsilon \quad (6.5)$$

Donde el diámetro normal DBH se expresa en centímetros, la altura del árbol (h) en metros, α y β son los coeficientes de regresión del modelo, y ε es un término de error que suponemos que se distribuye normalmente con media cero y desviación estándar σ (Chave *et al.*, 2014; Jucker *et al.*, 2017). Se usó un modelo matemático como el que se muestra en la Ecuación 6.3 para establecer la relación entre DBH (variable dependiente) y la altura del árbol (variable independiente) a partir de una muestra de 2272 árboles de teca descrita anteriormente.

Es relevante destacar que la formulación de la Ecuación 6.3 resulta ser el conocido modelo alométrico propuesto por Pérez & Kanninen (2003a) desarrollado en plantaciones

de teca de Costa Rica. Este modelo alométrico estima el AGB total (kg/árbol) de acuerdo con la siguiente expresión:

$$AGB\left(\frac{kg}{\text{árbol}}\right) = 0.153(DBH(cm))^{2.382} \quad (6.6)$$

Teniendo en cuenta el sesgo que generalmente se produce en la estimación mínimo-cuadrática de los parámetros de regresión, suele ser muy recomendable el empleo de métodos de regresión robustos. Este sesgo está motivado por la distribución desequilibrada del tamaño de los árboles en el conjunto de datos (los troncos de diámetro pequeño son generalmente más frecuentes) y la probable presencia de valores atípicos (Jucker *et al.*, 2017). De esta manera, se ha programado un procedimiento de regresión robusta usando Matlab basado en un algoritmo iterativo para asignar pesos a los datos usando una función de pesos bi-cuadrada (Dumouchel & O'Brien, 1991; Street, Carroll, & Ruppert, 1988). La función de pesos bi-cuadrada adopta la forma indicada en la Ecuación 6.7, donde r_i es el valor del residuo normalizado para el i -ésimo punto que, a su vez, viene dado por las expresiones que se muestran en la Ecuación 6.8.

$$\begin{aligned} w_i &= |r_i|(1 - r_i^2)^2 & \text{if } |r_i| < 1 \\ w_i &= 0 & \text{if } |r_i| \geq 1 \end{aligned} \quad (6.7)$$

$$r_i = \frac{r_{adjusted_i}}{4.685 \cdot S}; \quad \text{with } r_{adjusted_i} = \frac{residual_i}{\sqrt{1 - h_i}} \quad (6.8)$$

La constante 4.685 (constante de ajuste) es la usada generalmente en este tipo de regresión iterativa con pesos, mientras que S se refiere a un valor de dispersión de los residuos dado por la desviación de los valores absolutos de los residuos con respecto a la mediana (MAD; *Median Absolute Deviation*) dividido por 0.6745 ($S = MAD/0.6745$). Por otro lado, h_i es el i -ésimo valor de la diagonal de la matriz $[A(A^tA)^{-1}A^t]$ (ajuste por mínimos cuadrados), donde A es la matriz de coeficientes de la regresión lineal múltiple según el modelo $Y = AX + \varepsilon$.

La validación de los modelos alométricos ensayados se basó en el llamado método de validación verdadera, un procedimiento de validación donde los datos utilizados para calibrar el modelo nunca se utilizan para su validación. En este sentido, el conjunto de

validación consistió en el 10% de los árboles disponibles (de los 456 árboles disponibles. Véase Tabla 6.3.1), dejando el 90% restante como el conjunto de datos para calcular los coeficientes de regresión. Este procedimiento se repitió hasta 100 veces, realizando una extracción de datos y asignación al conjunto de validación mediante un muestreo aleatorio estratificado basado en la distribución de valores de DBH. Para validar los resultados y obtener la incertidumbre del modelo de regresión fueron calculados diversos estadísticos tales como el RMSE (error cuadrático medio), el RMSE relativo (precisión de la estimación), los valores de sesgo (error sistemático) y σ (error estándar residual o incertidumbre de la regresión). Los mencionados estadísticos fueron determinados para cada uno de los conjuntos de datos de validación extraídos mediante muestreo aleatorio estratificado de acuerdo con las ecuaciones 6.9, 6.10, 6.11 y 6.12, respectivamente (Jucker *et al.*, 2017). La robustez y la variabilidad de las estimaciones obtenidas para los valores RMSE, valores de sesgo y σ puede determinarse a partir de la variabilidad inherente de los 100 conjuntos de datos de validación disponibles.

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_1^n (Y_{pred} - Y_{obs})^2}{n}} \quad (6.9)$$

$$RMSE \text{ relativo } (\%) = 100 \frac{RMSE}{\bar{Y}_{obs}}; \text{ donde } \bar{Y}_{obs} = \frac{\sum_1^n Y_{obs}}{n} \quad (6.10)$$

$$Sesgo(\%) = \frac{100}{n} \sum_1^n \left(\frac{Y_{pred} - Y_{obs}}{Y_{obs}} \right) \quad (6.11)$$

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum_1^n (\ln Y_{pred} - \ln Y_{obs})^2}{n - 2}} \quad (6.12)$$

Donde n es el número de observaciones en el conjunto de datos de validación, y Y_{pred} y Y_{obs} se refieren a los valores predichos y observados, respectivamente.

Los modelos alométricos finales pueden usarse para predecir la variable dependiente (volumen del tronco comercial o total) suponiendo que se conocen los valores de DBH y/o h . Por ejemplo, el modelo predictivo para el modelo alométrico basado solo en DBH

(Ecuación 6.3) sería el siguiente: $Y_{pred} = e^{(\alpha+\beta\ln(DBH)+\epsilon)}$. Como se dijo antes, se supone que los valores de ϵ están normalmente distribuidos (i.e., sigue una distribución $N(0, \sigma^2)$). Por lo tanto, la media de e^ϵ se puede aproximar mediante la expresión $e^{\frac{\sigma^2}{2}}$ (Baskerville, 1972). Téngase en cuenta que el término $e^{\frac{\sigma^2}{2}}$ puede entenderse como un factor de corrección aplicado a los valores predichos de transformación inversa para eliminar el sesgo de los datos transformados logarítmicamente (Baskerville, 1972; Lau *et al.*, 2019). Por lo tanto, se puede obtener una estimación insesgada de Y_{pred} utilizando la siguiente ecuación:

$$Y_{pred} = e^{(\alpha+\beta\ln(DBH))} e^{\frac{\sigma^2}{2}} \quad (6.13)$$

Dado que el valor de DBH está directamente relacionado con el tamaño del árbol (Sumida, Miyaura, & Torii, 2013), el conocimiento de la relación entre DBH y h es especialmente relevante para desarrollar modelos alométricos basados en parámetros, como la altura del árbol, que pueden detectarse de forma remota desde el espacio o desde sensores aerotransportados para incrementar la extensión del área forestal inventariada (Aguilar *et al.*, 2019; Iizuka *et al.*, 2017; Jucker *et al.*, 2017; White *et al.*, 2016).

De esta manera, se testó una relación potencial h y DBH (e.g., West, Brown, & Enquist, 1999) para estimar el valor correspondiente de DBH a partir de los valores observados de la altura total del árbol de acuerdo con la expresión mostrada en la Ecuación 6.13 (específicamente $DBH = e^{(\alpha+\beta\ln(h))} e^{\frac{\sigma^2}{2}}$).

La inclusión del parámetro de diámetro de corona como variable predictora se descartó como variable explicativa adicional debido a las dificultades de su medición precisa a partir de los datos TLS recopilados en condiciones *leaf-off*.

La muestra de 2272 árboles de teca descritos anteriormente en la sección 6.3.5 se utilizó para ajustar el modelo $DBH = f(h)$ aplicando el método de regresión robusto descrito de acuerdo con dos estrategias diferentes:

- Ajuste global. Los parámetros del modelo se calcularon a partir de todos los árboles de teca de muestra disponibles (i.e., 2272 individuos).

- Ajuste local basado en rangos de DBH. La muestra original de árboles de teca fue agrupada en tres clases según rangos de DBH ((5, 10), (10, 20) y (20, 30) cm). Por lo tanto, tres grupos de parámetros del modelo fueron ajustados, uno para cada clase de DBH.

Debido a la probable presencia de valores atípicos en el conjunto de datos original, se calcularon algunos estadísticos adicionales como la mediana (M) y la desviación absoluta respecto a la mediana (MAD) para los residuos dados por la diferencia entre los valores pronosticados y observados para los volúmenes comerciales y totales de los troncos de los árboles. La mediana es una medida de tendencia central que ofrece la ventaja de ser insensible a la presencia de valores atípicos. Lo mismo puede decirse de MAD como un estimador de escala o variabilidad. Además, MAD no es sensible al tamaño de la muestra (Huber & Ronchetti, 2009), calculándose a partir de la siguiente expresión:

$$MAD = k \cdot \text{mediana}(|x_i - M|), \quad (6.14)$$

Donde x_i se refiere al conjunto de n observaciones (residuos en nuestro caso), M es la mediana de las observaciones y k es un factor de escala constante que depende de la distribución. Por lo general, $k = 1.4826$ si se supone la normalidad de los datos sin tener en cuenta la anormalidad inducida por los valores atípicos (Rousseeuw & Croux, 1993).

6.4. RESULTADOS.

6.4.1. Regresión robusta para relacionar DBH y altura total del árbol.

En la Tabla 6.4.1, columna 2, se pueden ver los resultados de validación del ajuste global del modelo $DBH = e^{(\alpha + \beta \ln(h))} e^{\frac{\sigma^2}{2}}$. Este modelo exhibió un RMSE relativamente bajo (1.69 cm; 13.85% RMSE relativo), sobreestimando ligeramente los valores observados de DBH con un sesgo del 1.32%. A pesar de estos aparentes buenos resultados, se realizó un ajuste local del mismo modelo agrupando los árboles de muestra de acuerdo con tres rangos de DBH (Tabla 6.4.1, columnas 3 a 5). Este modelo ajustado localmente funcionó mejor que el modelo ajustado globalmente, proporcionando valores de RMSE más bajos, especialmente para el mayor rango de DBH. Este resultado se debe a que la relación DBH-h no es lineal en

una escala doble logarítmica para todo el rango de DBH, tal como ha sido descrito anteriormente en algunos estudios (Chave *et al.*, 2014; Jucker *et al.*, 2017).

Tabla 6.4.1 Validación de la regresión robusta para ajustar el modelo $DBH = e^{(\alpha + \beta \ln(h))} e^{\frac{\sigma^2}{2}}$ con todos los árboles de muestra disponibles (ajuste general) y con la muestra de árboles agrupados por clases de DBH (ajuste local). La desviación estándar calculada sobre 100 conjuntos de datos de validación se muestra entre paréntesis.

Estadísticos	Ajuste global 2272 árboles	Ajuste local	Ajuste local	Ajuste local
		5 ≤ DBH (cm) < 10 958 árboles	10 ≤ DBH (cm) < 20 1110 árboles	20 ≤ DBH (cm) < 30 204 árboles
RMSE (cm)	1.69 (0.10)	0.88 (0.07)	1.53 (0.13)	1.46 (0.10)
RMSE rel. (%)	13.85	10.65	11.10	6.65
Sesgo (%)	1.32 (0.81)	1.97 (1.03)	0.81 (0.99)	0.15 (0.62)
σ	0.1778	0.1167	0.1094	0.0685
α ($p < 0.001$)	0.1055	0.8904	0.5605	2.1430
β ($p < 0.001$)	0.9580	0.5696	0.7863	0.3148

Dado que el objetivo principal era aplicar la relación DBH-h para predecir el volumen del tronco del árbol y los valores de AGB a nivel de árbol, probamos a reemplazar el DBH con los modelos ajustados local y globalmente para verificar la propagación del error correspondiente a través del modelo alométrico propuesto por (Pérez & Kanninen, 2003a) (Ecuación 6.6). Los resultados obtenidos pueden observarse en la Tabla 6.4.2, que muestra cómo el modelo ajustado globalmente produjo predicciones de AGB altamente sesgadas. De hecho, sobreestimó claramente el AGB para árboles pequeños (es decir, valores bajos de DBH) con un sesgo del 23.24%, mientras que subestimó el AGB en el caso de árboles con DBH entre 20 y 30 cm (sesgo de -19.84%). Además, el RMSE relativo alcanzó valores de hasta 47.63% en el caso de la estimación del AGB de árboles pequeños, indicando que el modelo DBH-h ajustado globalmente no es adecuado para ser incorporado en el desarrollo de ecuaciones alométricas dirigidas a predecir el AGB.

Por el contrario, el modelo DBH-h ajustado localmente pudo producir estimaciones relativamente insesgadas de AGB en todo el rango de DBH, manteniendo también los valores relativos de RMSE por debajo del 28%. Esto fue causado por un suavizado de los valores predichos extremos de AGB, tanto el más bajo como el más alto, debido a un mejor ajuste de la relación logarítmica DBH-h en los rangos DBH más altos y bajos. Vale la pena señalar que esta ganancia de precisión es de gran interés para reducir el sesgo de los modelos alométricos cuando el valor del DBH se estima a partir del valor de la altura del árbol.

Tabla 6.4.2 Propagación de errores al reemplazar DBH por la expresión $DBH = e^{(\alpha+\beta \ln(h))} e^{\frac{\sigma^2}{2}}$ para estimar los valores de AGB a nivel de árbol de acuerdo con el modelo alométrico propuesto por Pérez & Kanninen (2003a).

Tipo de modelo de ajuste	Clase DBH (*)	RMSE (kg/árbol)	RMSE (%)	Sesgo (%)
Modelo de ajuste global	clase 1	12.06	47.63	23.24
	clase 2	26.43	29.61	4.85
	clase 3	71.14	28.55	-19.84
Modelo de ajuste local (**) $AGB = 0.153 \left(e^{(\alpha+\beta \ln(h))} e^{\frac{\sigma^2}{2}} \right)^{2.382}$	clase 1	6.19	24.47	5.19
	clase 2	24.69	27.67	3.49
	clase 3	45.28	18.17	-0.62

(*) Clase 1: $5 \leq DBH$ (cm) <10; Clase 2: $10 \leq DBH$ (cm) <20; Clase 3: $20 \leq DBH$ (cm) <30. (**) α , β y σ son variables porque se ajustan localmente para cada clase de DBH.

6.4.2. Modelo alométrico para estimar el volumen comercial del árbol.

Después de aplicar el método de regresión robusta descrito anteriormente, se obtuvieron los tres modelos alométricos que se muestran en la Tabla 6.4.3. Además, otro modelo alométrico basado únicamente en la altura del árbol se derivó reemplazando el DBH por h en la expresión DBH^2h (Ecuación 6.5), de acuerdo con la relación localmente ajustada entre DBH y h descrita en la sección 6.4.1.

Se puede ver cómo todos los modelos primarios presentaron un sesgo positivo entre el 8.64% y el 12.72%, lo que indica una sobreestimación del volumen comercial observado del

tronco del árbol. El RMSE presentó valores cercanos a 0.05 m³, lo que implicó un error de estimación (RMSE relativo) de entre 21.6% y 33.22%. El modelo de dos variables, con DBH y h como variables explicativas, resultó ser el más preciso, con valores de RMSE y RMSE relativo de 0.0482 m³ y 21.6%, respectivamente. El modelo alométrico basado solo en la altura del árbol, un modelo atractivo porque la altura del árbol es relativamente fácil de obtener por medio de estéreo fotogrametría basada en UAV o LiDAR (Ferraz *et al.*, 2016; White, Tompalski, Coops, & Wulder, 2018), presentó un error de estimación del 33.22% (RMSE = 0.074 m³), lo que permitiría una aproximación razonable para la estimación del volumen comercial de una plantación de teca.

Tabla 6.4.3 Modelos alométricos para estimar el volumen comercial (V_{com} en m³) a nivel de árbol. Altura de tocón de 15 cm. Variables explicativas: DBH (cm) y/o h (m).

Modelo alométrico	RMSE (m ³)	RMSE relativo (%)	Sesgo (%)
$V_{com} = e^{(-11.1974+3.2301 \cdot \ln(DBH))} e^{\frac{0.3164^2}{2}}$	0.0574	25.74	11.27
$V_{com} = e^{(-12.0131+3.5689 \cdot \ln(h))} e^{\frac{0.3878^2}{2}}$	0.0741	33.22	12.72
$V_{com} = e^{(-12.8904+1.2739 \cdot \ln(DBH^2 h))} e^{\frac{0.2746^2}{2}}$	0.0482	21.60	8.64
$^1 V_{com} = e^{(-12.8904+1.2739 \cdot \ln(f(h)^2 h))} e^{\frac{0.2746^2}{2}}$	0.0608	27.24	1.43

¹ modelo alométrico basado en el reemplazo de DBH por h (es decir, DBH = f(h)) de acuerdo con la relación DBH-h ajustada localmente descrita en la sección 6.4.1.

El alto sesgo del modelo alométrico basado solo en la altura del árbol (12.72%) recomendó probar los resultados proporcionados al reemplazar DBH con h en el modelo alométrico de dos variables, que fue el modelo primario que ofreció los mejores resultados de validación. Los resultados de este modelo derivado (Tabla 6.4.3) mejoraron notablemente los obtenidos con el modelo basado solo en la altura del árbol, disminuyendo su sesgo a solo 1.43%. Además, su RMSE relativo fue de 27.24%, mientras que su RMSE resultó ser 0.0608 m³. La bondad del ajuste de este modelo alométrico solo basado en la altura del árbol se puede observar en la Fig. 6.4.1. Vale la pena mencionar la presencia de posibles valores atípicos que

se han excluido adecuadamente del proceso de ajuste gracias al método de regresión robusta aplicado, junto con una marcada evidencia de una pobre predicción cuando los valores de volumen comercial observados fueron superiores a 0.5 m³. A pesar de estas deficiencias, cuando se calcularon estadísticas robustas insensibles a valores atípicos como la mediana (tendencia central) y MAD (variabilidad) sobre los residuos entre valores observados y predichos, se obtuvieron valores razonablemente bajos de -0.0103 m³ y 0.0407 m³, respectivamente. Cabe destacar que, en este caso, el modelo alométrico solo depende de la altura del árbol, una variable que puede estimarse de forma remota desde sensores espaciales o aéreos.

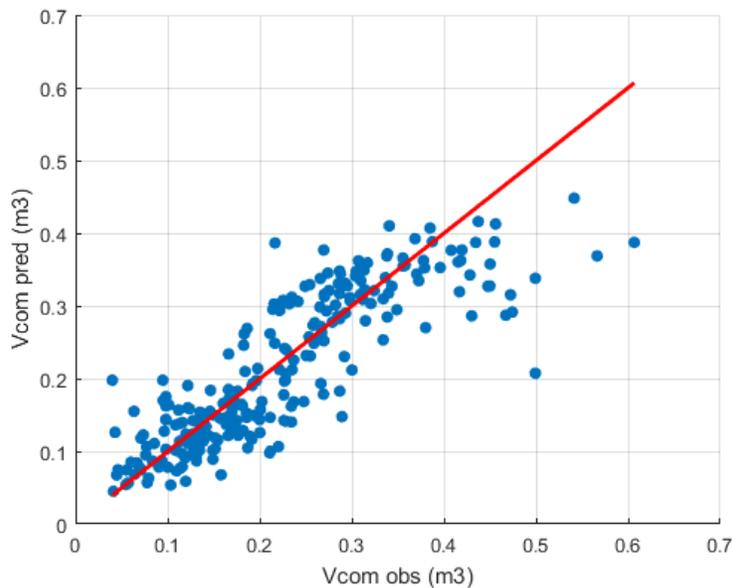


Fig. 6.4.1 Valores observados y predichos para el modelo alométrico dado por la expresión

$V_{com} = e^{(-12.8904 + 1.2739 \cdot \ln(f(h)^2 h))} e^{\frac{0.2746^2}{2}}$, donde $f(h)$ representa la relación ajustada localmente entre DBH y h . La línea roja se refiere a la línea 1:1.

6.4.3. Modelo alométrico para estimar el volumen total del tronco del árbol y su correspondiente biomasa seca.

En la Tabla 6.4.4 se muestran los resultados de los modelos alométricos ensayados para predecir el volumen total del tronco del árbol. Como podemos ver, el modelo de dos

variables (DBH²h) realizó predicciones con un sesgo prácticamente insignificante (sobreestimación del 0.37%), un RMSE bajo de 0.0319 m³, y un error de estimación relativo de solo 16.41%. El modelo alométrico basado solo en la altura de los árboles tuvo un desempeño ligeramente peor, presentando un sesgo de 2.54% y un RMSE y un error de estimación relativo de 0.0503 m³ y 25.88%, respectivamente.

Tabla 6.4.4 Modelos alométricos para la estimación del volumen total del tronco del árbol (V_{stem} en m³). Variables explicativas: DBH (cm) y/o h (m).

Modelo alométrico	RMSE (m ³)	RMSE relativo (%)	Sesgo (%)
$V_{stem} = e^{(-9.2146+2.6742.\ln(DBH))} e^{\frac{0.1796^2}{2}}$	0.0413	21.25	1.03
$V_{stem} = e^{(-9.6807+2.8732.\ln(h))} e^{\frac{0.2271^2}{2}}$	0.0503	25.88	2.54
$V_{stem} = e^{(-9.5344+0.9334.\ln(DBH^2h))} e^{\frac{0.1373^2}{2}}$	0.0319	16.41	0.37
$^1 V_{stem} = e^{(-9.5344+0.9334.\ln(f(h)^2h))} e^{\frac{0.1373^2}{2}}$	0.0461	23.72	-1.11

¹ Modelo alométrico basado en el reemplazo de DBH por h (es decir, DBH= f (h)) de acuerdo con la relación DBH-h ajustada localmente descrita en la sección 6.4.1.

Aunque los resultados proporcionados por el modelo alométrico basado solo en la altura del árbol fueron aceptables, se decidió probar un modelo derivado consistente en reemplazar el DBH en el modelo alométrico de dos variables por la relación localmente ajustada entre DBH y h desarrollada en la sección 6.4.1 (Tabla 6.4.4, cuarto modelo). Los resultados proporcionados por este modelo derivado fueron ligeramente mejores que los del modelo alométrico basado solo en h, presentando un sesgo de -1.11% y un RMSE de 0.0461 m³, lo que correspondió a un error de estimación relativo de 23.72%. En este sentido, este modelo derivado permitiría predecir el volumen del tronco del árbol con un error promedio de menos del 25% en las plantaciones de teca con solo estimar la altura del árbol. En la Fig. 6.4.2 se representan los volúmenes de tronco de árbol observados y predichos que van desde valores muy bajos hasta alrededor de 0.65 m³. Como en el caso del volumen comercial, hubo una tendencia a subestimar el volumen del tronco del árbol en los tamaños

de árbol más grandes, es decir, los volúmenes de tronco por encima de 0.5 m³. Es necesario señalar la probable presencia de valores atípicos en el conjunto de datos. De hecho, se obtuvieron valores muy bajos de -0.0022 m³ y 0.0247 m³ al calcular estadísticas robustas como mediana y MAD, respectivamente.

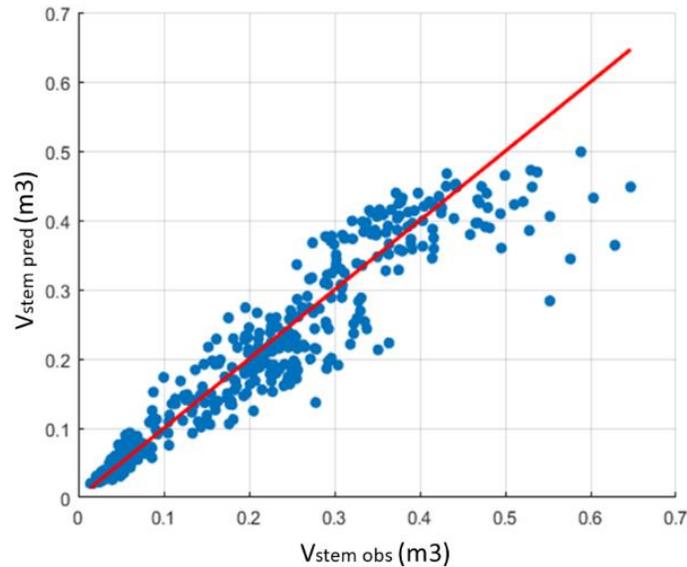


Fig. 6.4.2 Valores observados y predichos para el modelo alométrico dado por la expresión $V_{\text{stem}} = e^{(-9.5344+0.9334 \cdot \ln(f(h)^2 h))} e^{\frac{0.1373^2}{2}}$, donde $f(h)$ representa la relación localmente ajustada entre DBH y h . La línea roja se refiere a la línea 1:1.

La biomasa seca del tronco del árbol se estimó mediante la conversión del volumen del tronco del árbol en biomasa seca aplicando un valor promedio de densidad seca de madera de teca de 550 kg/m³. Este valor promedio fue extraído de la bibliografía para áreas como Ecuador, Brasil, Venezuela, Bolivia y Costa Rica (Crespo, Jiménez, Suatunce, Law, & Sánchez, 2008; Flores Velasteguí, Cabezas Guerrero, & Crespo Gutiérrez, 2010; Pérez & Kanninen, 2003b; Rivero & Moya, 2006; Valero, Reyes, & Garay, 2005). Debe tenerse en cuenta que la densidad de la madera de teca suele aumentar con la edad del árbol (Valero *et al.*, 2005).

6.4.4. Modelo alométrico para estimar la biomasa aérea del árbol.

Para estimar la biomasa aérea seca (AGB) a nivel de árbol, es necesario agregar las ramas y hojas a la biomasa previamente estimada para el tronco. En este sentido, se adoptó una relación fija entre el AGB total y la biomasa del tronco del árbol. Los resultados publicados por Pérez & Kanninen (2003a), obtenidos en plantaciones de teca en Costa Rica a partir del muestreo destructivo de 87 árboles con edades de entre 5 y 47 años y rango de DBH entre 10 y 59 cm, reportaron variaciones en la distribución relativa de la biomasa seca de los troncos de los árboles de entre el 70% y 90% del total de AGB. De acuerdo con estos resultados, se aplicó un valor promedio del 80% en nuestro caso, de modo que el AGB total del árbol se estimó como la biomasa seca del tronco del árbol dividida por 0.8 (el factor de expansión equivalente sería de 1.25). Nótese que esto es solo una mera aproximación que debe adaptarse en cada caso, ya que está más allá del alcance de esta tesis el reconstruir y modelar árboles completos a partir de nubes de puntos TLS, una línea de investigación muy activa y prometedora aún en desarrollo (e.g., Delagrange *et al.*, 2014; Raumonon *et al.*, 2013). Esta aproximación permite estimar el AGB total de cada árbol de teca en función del volumen aparente del tamaño de copa, cuantificando así su contribución a la biomasa total y pudiendo modificar, si se considera necesario, el factor de expansión de 1.25 utilizado en este trabajo.

De esta manera, el modelo alométrico de AGB a nivel de árbol vendría dado por las siguientes expresiones:

- Si tenemos el DBH y h de cada árbol:

$$AGB \left(\frac{\text{kg}}{\text{árbol}} \right) = \frac{550}{0.8} \cdot e^{(-9.5344+0.9334 \cdot \ln(DBH^2 h))} e^{\frac{0.1373^2}{2}} \quad (6.15)$$

- Si solo tenemos la altura del árbol:

Aplicaríamos la Ecuación 6.15, pero sustituyendo el DBH por su estimación a partir de las siguientes expresiones (ver parámetros localmente ajustados en la Tabla 6.4.1):

$$DBH = e^{(0.8904+0.5696 \cdot \ln(h))} e^{\frac{0.1167^2}{2}} \quad (5 \text{ cm} \leq DBH < 10 \text{ cm})$$

$$DBH = e^{(0.5605+0.7863 \cdot \ln(h))} e^{\frac{0.1094^2}{2}} \quad (10 \text{ cm} \leq DBH < 20 \text{ cm}) \quad (6.16)$$

$$DBH = e^{(2.143+0.3148.\ln(h))} e^{\frac{0.0685^2}{2}} \quad (20 \text{ cm} \leq DBH < 30 \text{ cm})$$

La Fig. 6.4.3 muestra una comparación gráfica entre el modelo alométrico para la estimación de AGB propuesto por (Pérez & Kanninen, 2003a) (Ecuación 6.3), basado solo en la medición del DBH, y los dos modelos alométricos de AGB desarrollados en este trabajo (Ecuaciones 6.15 y 6.16). En la Fig. 6.4.3a se puede ver la gran similitud entre los resultados provistos por el modelo alométrico de dos variables (DBH y altura del árbol) al compararlo con el modelo alométrico de Pérez y Kanninen. Si tomamos el modelo de Pérez y Kanninen como referencia, el modelo basado en dos variables funcionó de forma muy similar, produciendo predicciones insesgadas de AGB (sesgo = -0.12%) con valores de RMSE y RMSE relativo de tan solo 18.27 kg/árbol y 14.41%, respectivamente. Como se dijo antes, el modelo alométrico de Pérez y Kanninen fue desarrollado en Costa Rica a partir del muestreo destructivo de 87 árboles de teca con valores de DBH entre 10 y 59 cm. En este sentido, la bondad del ajuste de ambos modelos prueba la robustez y fiabilidad del método basado en datos TLS (método no destructivo) propuesto en este capítulo para construir de forma eficiente modelos alométricos adaptados localmente a las plantaciones de teca ubicadas en la Región Costa de Ecuador.

Cuando tratamos de evitar la necesidad de medición del DBH, tomando también el modelo de Pérez y Kanninen como referencia, la comparación resulta claramente peor (Fig. 6.4.3b). De hecho, el modelo alométrico de DBH basado solamente en la altura del árbol, a pesar de ser muy útil debido a la facilidad de medir la altura del árbol desde sensores aéreos o espaciales, produjo unos resultados ligeramente sesgados, con una subestimación del AGB de -1.38% con respecto al modelo de Pérez y Kanninen. Sin embargo, el modelo propuesto subestimó claramente los valores de AGB de referencia en el caso de los árboles más grandes (> 350 kg/árbol), mostrando una media de las diferencias de AGB entre los dos modelos de -3,49 kg/árbol. Del mismo modo, la variabilidad de los residuos fue mayor que en el caso del modelo AGB de dos variables, obteniendo un valor RMSE de 34.17 kg/árbol, lo que significó un RMSE relativo de 26.95% y un valor MAD de 19.70 kg/árbol.

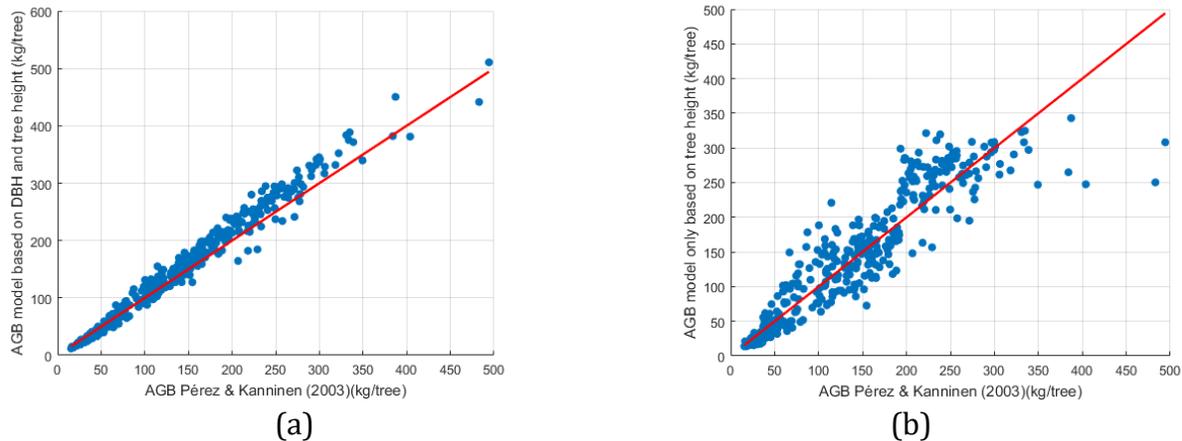


Fig. 6.4.3 Valores AGB estimados a partir del modelo de Pérez & Kanninen (2003a) (eje horizontal) y los dos modelos alométricos AGB propuestos en este capítulo (eje vertical). a) Modelo AGB de dos variables según DBH y altura del árbol. b) Modelo AGB basado solo en la altura del árbol. La línea roja se refiere a la línea 1:1.

6.4.5. Factor de forma del tronco y estadísticas descriptivas de algunas variables dendrométricas.

La Fig. 6.4.4 muestra los resultados de la regresión lineal entre el factor de forma del tronco (FF) y el DBH ($FF = f(DBH)$) determinada a partir de 238 árboles de teca con un DBH con un rango de entre 15 y 30 cm. Téngase en cuenta que 18 árboles de pequeño tamaño (rango de DBH entre 15 y 20 cm), pertenecientes a la muestra original de árboles de teca morfológicamente adecuados (ver Tabla 6.3.1), tuvieron que descartarse debido a la forma irregular del tronco y/o escasa longitud comercial.

Como se puede ver, hay una tendencia significativa hacia una disminución de FF (es decir, aumento de la conicidad) con el aumento de DBH. De hecho, ya ha sido reportado que el factor de forma del tronco generalmente varía durante el crecimiento del árbol, disminuyendo con la edad y el tamaño del árbol (Pérez & Kanninen, 2005; Tenzin, Wangchuk, & Hasenauer, 2016). Aunque la tendencia decreciente fue estadísticamente significativa ($p < 0.001$), la bondad del ajuste resultó no ser excesivamente alta ($R^2 = 0.58$), probablemente debido a la presencia de valores atípicos junto con otros factores asociados como el tipo de manejo forestal de cada rodal. Por ejemplo, ha sido demostrado que los

valores de FF suelen ser ligeramente menores en rodales de baja densidad (e.g., aquellos afectados por raleo significativo) en comparación con rodales muy densos, ya que en rodales con poca densidad de individuos la competencia de los árboles por la luz y los nutrientes es menor (Armijos Guzmán, 2013).

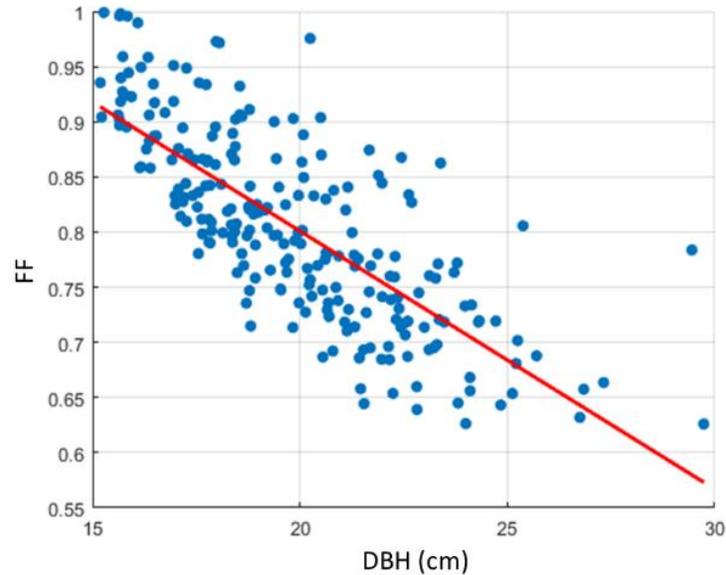


Fig. 6.4.4 Ajuste de regresión lineal del factor de forma del tronco (FF) y el DBH para los árboles de teca muestrales.

El modelo de regresión lineal es mostrado en la Ecuación 6.17 (DBH en cm). Resulta interesante observar los valores promedio de FF dentro de varios rangos de DBH para comprender mejor por qué no es adecuado usar valores de FF constantes independientemente del tamaño del árbol. De esta manera, para el rango de DBH de 15 a 20 cm, el FF promedio fue 0.85 (desviación estándar (SD) de 0.066), mientras que el FF promedio presentó valores de 0.75 (SD 0.066) y 0.69 (SD 0.060) para los rangos de DBH de 20-25 cm y 25-30 cm, respectivamente.

$$FF = 1.2686 - 0.0234DBH \quad (6.17)$$

En la Tabla 6.4.5 se muestran los valores de desviación estándar y promedio para cada clase de DBH en la que agrupamos la muestra de árboles de teca con respecto a

variables dendrométricas como el volumen comercial del tronco del árbol, la biomasa seca del tronco del árbol y el AGB. Debe subrayarse que los volúmenes comerciales de tronco de árbol obtenidos en este trabajo coincidieron con los reportados por Krishnapillay (2000), quien proporcionó valores promedio de 0.5 m³. De manera similar, Mora & Hernández (2007), trabajando en plantaciones de teca en el Pacífico de Costa Rica, reportaron un volumen comercial promedio de 0.48 m³ para la clase de DBH entre 25 y 30 cm, un valor que coincide con el obtenido en la presente investigación.

Tabla 6.4.5 Valores promedio de algunas variables dendrométricas agrupadas por clases de DBH. La desviación estándar de las observaciones se anota entre paréntesis. Tamaño de la muestra = 456 árboles (ver Tabla 6.3.1).

Clase DBH	Volumen comercial del tronco (m³)	Biomasa seca del tronco (kg/árbol)	AGB (kg/árbol)
5-10 cm		20.52 (4.74)	25.65 (5.93)
10-15 cm		42.08 (18.57)	52.60 (23.22)
15-20 cm	0.1483 (0.056)	125.98 (28.43)	157.48 (35.54)
20-25 cm	0.3036 (0.075)	205.46 (39.58)	256.82 (49.47)
25-30 cm	0.4885 (0.061)	302 (37.60)	378.45 (47.01)

El valor máximo de AGB, para la clase de DBH entre 25 y 30 cm, fue de 378.45 kg/árbol, con una desviación estándar de 47 kg/árbol. Los árboles de teca muy jóvenes, de aproximadamente tres años (i.e., DBH entre 5 y 10 cm), presentaron valores AGB promedio de 25.65 kg/árbol (desviación estándar de 5.93 kg/árbol). Los valores que se muestran en la Tabla 6.4.5 solo pretenden ser una guía y referencia para futuras investigaciones.

6.5. DISCUSIÓN.

6.5.1. Modelos alométricos para estimar los volúmenes comerciales y totales del tronco del árbol.

Es necesario resaltar el valor agregado de la metodología y los modelos alométricos proporcionados por este estudio para el manejo sostenible de las plantaciones de teca

ubicadas en la Región Costa de Ecuador. De hecho, con la excepción del modelo alométrico propuesto por Lara (2012), no hay modelos alométricos locales disponibles en este área para estimar AGB a nivel de árbol, siendo utilizado comúnmente el modelo publicado por Pérez & Kanninen (2003a) (Ecuación 6.6) desarrollado en plantaciones de teca ubicadas en Costa Rica.

Respecto al modelo de Lara, se trata de un modelo alométrico ajustado localmente para estimar el volumen del tronco de los árboles desarrollado en plantaciones de teca ubicadas en la Región Costa de Ecuador (Balzar, provincia de Guayas) utilizando un muestreo destructivo tradicional. La muestra estaba compuesta por 125 árboles de teca con DBH entre 1.8 y 40.8 cm y alturas de árbol entre 2.1 m y 22.7 m. El modelo de Lara depende tanto del DBH como de la altura del árbol para calcular el volumen del tronco mediante la siguiente expresión:

$$V_{stem} = 0.00017023 DBH^{1.7315} h^{0.719286} \quad (6.18)$$

Donde el valor de V_{stem} viene dado en m^3 , mientras que DBH y h están expresados en cm y m, respectivamente. El ajuste de este modelo a los datos de muestra recopilados en este trabajo se muestra en la Fig. 6.5.1, apuntando a una clara subestimación de los valores reales incluso para árboles de tamaño mediano.

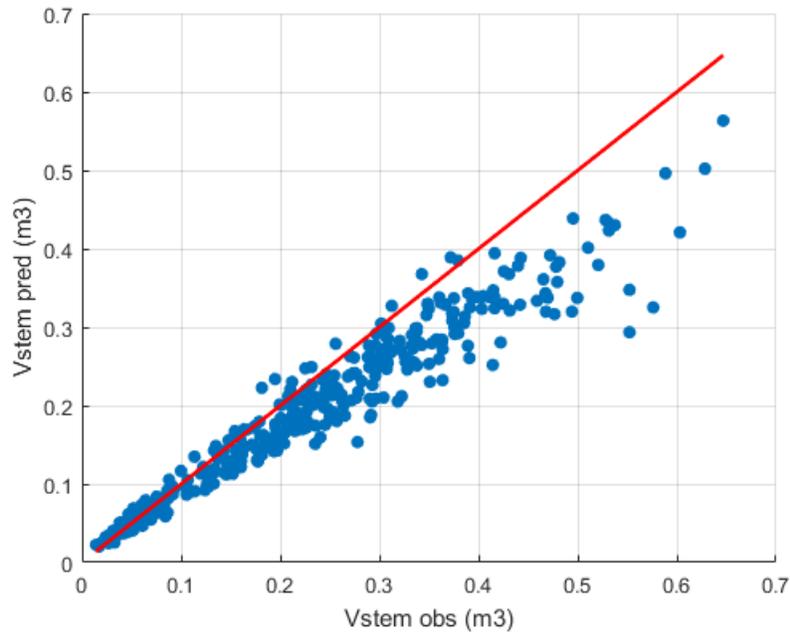


Fig. 6.5.1 Valores observados y predichos del volumen del tronco del árbol para el modelo alométrico propuesto por Lara (2012). La línea roja se refiere a la línea 1: 1.

En términos cuantitativos, el sesgo del ajuste fue de -6.80%, presentando un valor RMSE de 0.0521 m³ y un RMSE relativo de 26.79%, por lo que ofreció peores resultados que cualquiera de los modelos alométricos desarrollados en esta investigación (ver Tabla 6.4.4). Esta diferencia de rendimiento fue especialmente notable en el caso del modelo alométrico basado en la métrica DBH²h, un modelo comparable, ya que usa las mismas variables de entrada, que proporciona unos resultados insesgados (sesgo = 0.37%) y valores de RMSE y RMSE relativo de 0.0319 m³ y 16.41%, respectivamente.

Al contrario que el modelo alométrico de Lara, que requiere tanto el DBH como la altura del árbol como variables de entrada, una de las fortalezas de los modelos alométricos propuestos en este capítulo es que pueden aplicarse solo conociendo la altura del árbol a partir de la relación matemática encontrada entre la altura del árbol y el DBH (Tabla 6.4.1), especialmente el basado en el ajuste local de la altura de los árboles por rangos de DBH, que mostró una propagación del error razonablemente baja para calcular el AGB a partir de la aplicación del modelo alométrico de Pérez & Kanninen (2003a) (Tabla 6.4.2). Nótese que los modelos alométricos actuales consideran el DBH como una entrada clave para estimar AGB

(Chave *et al.*, 2014), pero el diámetro normal del tronco no se puede medir directamente desde sensores aéreos o espaciales, que son las tecnologías basadas en sensores remotos más adecuadas para llevar a cabo inventarios forestales a gran escala mediante la determinación de la altura del árbol a partir del modelo ampliamente conocido de altura de copa (CHM; *Canopy Height Model*) (White *et al.*, 2016). En efecto, el contar con modelos alométricos basados únicamente en la altura de los árboles podría permitir calcular la altura promedio de éstos dentro del área de interés utilizando el CHM (Aguilar *et al.*, 2019; Guerra-Hernández *et al.*, 2017; Ota *et al.*, 2015), mientras que el número de árboles por hectárea podría estimarse simplemente aplicando un filtro de máximo local con un tamaño de ventana variable (Popescu & Wynne, 2004), o métodos más sofisticados basados en la segmentación de nubes de puntos 3D (Ferraz *et al.*, 2016). Esto permitiría diseñar una metodología de inventario forestal basada en las características generales de zonas espacialmente delimitadas (ABA, *Area Based Approach*) para estimar el AGB o incluso el volumen comercial en plantaciones de teca.

Los modelos alométricos basados en la altura del árbol desarrollados en este estudio permitieron estimar el volumen comercial, el volumen total y la biomasa del tronco del árbol, mostrando un sesgo bajo y un RMSE relativo razonablemente bajo. Sin embargo, la subestimación de los valores observados en el caso de los árboles más grandes es notable, probablemente debido a un fallo en la relación de la ley potencial h-DBH para capturar adecuadamente la naturaleza asintótica del crecimiento de la altura de los árboles (Chave *et al.*, 2014; Feldpausch *et al.*, 2012; Iida *et al.*, 2011). Conviene recordar que los árboles, sobre todo los de crecimiento rápido, generalmente presentan un crecimiento primario en altura cuando son jóvenes, aproximándose rápidamente a su altura máxima, aunque después continúan creciendo en diámetro a lo largo de su vida (Bermejo *et al.*, 2004; Jucker *et al.*, 2017). Esto hace que vincular el DBH con la altura del árbol sea muy complejo en el caso de árboles grandes, ya que árboles de similar altura pueden tener valores de DBH muy diferentes. Una explicación complementaria de la subestimación del volumen del tronco de los árboles y AGB en los árboles más grandes podría estar relacionada con la subestimación de la altura de los árboles. De hecho, la tecnología TLS suele subestimar la altura del árbol porque la parte superior de la copa del árbol puede estar ocluida por sí misma o por un árbol

vecino (Suraj Reddy *et al.*, 2018). Este inconveniente se resolvió parcialmente al llevar a cabo el trabajo de campo en condiciones *leaf-off*, es decir, durante la estación seca de la Región Costa de Ecuador. Sin embargo, algunas parcelas, especialmente aquellas ubicadas en la plantación All Teak, que albergaban los árboles más grandes de la muestra, todavía contenían árboles con hojas, mayoritariamente secas, que aún no habían caído al suelo. Esto fue motivado por que estaban ubicados en áreas con mayor disponibilidad de agua en el suelo debido a sus características edafológicas y/o geomorfológicas (por ejemplo, estaban ubicados en depresiones o canales donde se acumula el agua de lluvia). Esta circunstancia probablemente causó una subestimación de la altura del árbol que, a su vez, afectó al ajuste de los modelos alométricos en el caso de los árboles más grandes de la muestra.

Como señalamos anteriormente, es ampliamente conocido que, si bien el crecimiento en altura tiende a disminuir rápidamente en árboles grandes, la expansión lateral de la copa no lo hace, lo que requiere una inversión continua en el crecimiento del tronco para garantizar la estabilidad estructural y la función hidráulica (Iida *et al.*, 2011; Jucker *et al.*, 2017). Esto resulta en que el ancho de la copa y el diámetro del tronco tienden a estar fuertemente relacionados, incluso en el caso de árboles grandes (Hemery, Savill, & Pryor, 2005). En este sentido, tratamos de incluir el diámetro promedio de la corona (CD; *Crown Diameter*) en nuestro modelo para estimar DBH usando la métrica $h \times CD$ por medio del modelo matemático $DBH = e^{(\alpha + \beta \ln(h \cdot CD))} e^{\frac{\sigma^2}{2}}$ (Jucker *et al.*, 2017). Sin embargo, los resultados no fueron significativamente mejores que aquellos obtenidos mediante el modelo basado solo en la altura del árbol (datos no presentados). Probablemente se debió a una medición insuficientemente precisa del parámetro CD a partir de datos TLS en el caso de condiciones *leaf-off*, junto con el efecto de distorsión de la poda en la relación natural entre DBH y CD en el caso de plantaciones comerciales. Se requiere continuar con esta línea de investigación para mejorar el rendimiento en la estimación del DBH a partir de variables dendrométricas extraíbles a partir de sensores espaciales o aerotransportados.

6.5.2. Modelo alométrico para estimar AGB a nivel de árbol.

Tal y como se explica en la sección 6.4.4, se adoptó una proporción fija de 0.8 entre la biomasa aportada por el tronco del árbol y el AGB total a nivel de árbol, atendiendo a los

resultados publicados por Pérez & Kanninen (2003a). Este enfoque resulta ser demasiado simple, por lo que resulta necesario abrir una línea de investigación para mejorar las estimaciones de la biomasa aportada por las ramas a partir de las nubes de puntos TLS (método no destructivo). De hecho, la reducción de las imprecisiones en las estimaciones del carbono fijado en árboles y bosques requiere de una predicción precisa del AGB (Gibbs *et al.*, 2007). En consecuencia, se ensayarán dos métodos alternativos en trabajos posteriores.

El primero se basará en la prometedora línea de investigación emergente relacionada con el modelado automático o semidirigido de árboles escaneados con TLS, incluidos sus troncos y ramas (por ejemplo, Raumonon *et al.*, 2013). Se debe tener en cuenta que las hojas no suelen incluirse en el modelado de los árboles, ya que es casi imposible capturar la geometría de estas a partir de un escaneo láser, por lo que resulta prácticamente imposible reconstruir hojas de forma precisa únicamente a partir de nubes de puntos (Du *et al.*, 2019).

Hay varios paquetes de software libre disponibles para extraer con precisión el esqueleto de un árbol a partir de nubes de puntos TLS. Por ejemplo, *PypeTree* (Delagrange *et al.*, 2014) es capaz de extraer el esqueleto del árbol proporcionando un error de reconstrucción medio para la longitud acumulada del mismo de alrededor del 5% en modo automático (hasta 1.8% en modo semidirigido). *SimpleTree* (Hackenberg *et al.*, 2015) también es capaz de modelar elementos de árboles de forma cilíndrica con una elevada precisión a partir de nubes de puntos TLS, proporcionando un error relativo total máximo cercano al 8% cuando sus estimaciones de AGB se comparan con los valores reales. *AdTree* (Du *et al.*, 2019) proporciona un método completamente automático para reconstruir con precisión modelos detallados de árboles 3D a partir de escaneos láser, produciendo resultados robustos con un error de ajuste general (es decir, la distancia entre los puntos de entrada y el modelo de salida) inferior a 10 cm. Finalmente, *TreeQSM* (Lau *et al.*, 2018; Raumonon *et al.*, 2013) es utilizado para reconstruir la estructura leñosa a través de modelos de estructura cuantitativa 3D (QSM; *Quantitative Structure Model*). Estos QSM permiten calcular la longitud y diámetro de las ramas, el orden de ramificación y el volumen del árbol, lo que permite obtener estimaciones de AGB a nivel de árbol. Recientemente, Lau *et al.* (2019) emplearon con éxito *TreeQSM* para llevar a cabo el modelado de árboles a partir de nubes de puntos TLS y, posteriormente, desarrollar ecuaciones de biomasa arbórea en

Guyana. Los mencionados autores observaron que el mejor modelo alométrico derivado de nubes de puntos TLS, que incluía el diámetro de la corona, proporcionaba estimaciones AGB más precisas ($R^2 = 0.92-0.93$) que los modelos pantropicales tradicionales ($R^2 = 0.85-0.89$), siendo especialmente preciso para árboles grandes ($DBH > 70$ cm). Esta sería una interesante línea de investigación a seguir en el caso de las plantaciones de teca.

El segundo método, que será testado en trabajos posteriores, se basa en la fisiología de los árboles, considerando que la producción continua de hojas nuevas es esencial para el mantenimiento de la fotosíntesis. En respuesta a la producción de hojas nuevas (crecimiento primario), el crecimiento del diámetro del tronco (crecimiento secundario) ocurriría principalmente dentro de la corona. Esto permitiría que las hojas recién producidas aseguren tejidos conductores (Spicer & Groover, 2010). Por lo tanto, es probable que la prioridad de crecimiento dentro de la corona corresponda a la necesidad de recambio foliar (Sumida *et al.*, 2013), lo que respalda la hipótesis de que el diámetro del tronco medido a cierta altura dentro de la corona podría ser un buen indicador de la cantidad de ramas y hojas de un árbol. Cabe recalcar que esta hipótesis coincidiría con la teoría del modelo de flujo en tubería que propone que el cuadrado del diámetro del tronco justo debajo de la base de la corona (diámetro de la base de la corona) es directamente proporcional a la cantidad de hojas de un árbol (Shinozaki, Yoda, Hozumi, & Kira, 1964). En esta línea de trabajo, el modelado 3D de árboles de teca a partir de nubes de puntos TLS utilizando el software libre antes mencionado nos permitiría encontrar relaciones locales entre el diámetro de la base de la corona (o el diámetro del tronco dentro de la corona) y el volumen de las ramas de los árboles.

6.5.3. Factor de forma del tronco.

El conocimiento del factor de forma del tronco proporciona un método ampliamente conocido de estimar eficientemente el volumen de los troncos de los árboles midiendo solo el DBH y la longitud del tronco del árbol comercialmente utilizable (H_c ; medida desde la parte superior del tocón hasta la altura comercial) en el trabajo de campo relacionado con la gestión agroforestal. Se puede considerar como un factor de reducción de un cilindro (con

diámetro DBH y altura Hc) para obtener la forma real del árbol (Kershaw, Ducey, Beers, & Husch, 2016; Tenzin *et al.*, 2016) (ver Fig. 6.3.1).

El Ministerio de Medio Ambiente de Ecuador recomienda utilizar un factor de forma de tronco de 0.74 en el caso de especies de hoja ancha, un valor ligeramente superior al valor de 0.69 obtenido en este trabajo para árboles maduros con DBH entre 25 y 30 cm. En vista de este hallazgo, este valor de 0.74 debería revisarse a la baja para su aplicación en plantaciones de teca ubicadas en la región Costa del Ecuador. Estos resultados coinciden con los proporcionados por Armijos Guzmán (2013), autor que reportó valores de FF entre 0.61 (DBH promedio de 31.52 cm) y 0.68 (DBH promedio de 26.57 cm) trabajando en plantaciones de teca de 13 años en la provincia de Los Ríos (Ecuador).

El modelo lineal que se muestra en la Ecuación 6.17 permitiría estimar el factor de forma del tronco (para 15 cm de altura del tocón) de un rodal de teca a partir de la medición de su DBH promedio. Esto puede considerarse muy útil para una gestión eficiente de las plantaciones de teca ya que el conocimiento del volumen de madera en pie junto con las tasas de incremento de dicho volumen se consideran esenciales para el desarrollo de planes de gestión forestal sostenible (Tenzin *et al.*, 2016).

La forma cónica del tronco del árbol, también conocida como función de perfil del tronco del árbol, se refiere a la disminución general en el contorno regular del tronco desde su base hasta su ápice (Warner, Jamroenprucksas, & Puangchit, 2016). La función de perfil permite conocer el diámetro del árbol a cualquier altura de este, siendo la entrada clave necesaria en la operación de cosecha porque se utilizan para estimar el valor del volumen total o parcial del tronco y la usabilidad de éste (es decir, el valor de los productos de madera) (Liang, Kankare, Yu, Hyyppä, & Holopainen, 2014). Aunque hay disponible una ecuación cónica para *Tectona grandis* basada en modelos polinómicos en un área específica de la región Costa del Ecuador (Lara, 2012), sugerimos que se pruebe, mejore (si es posible) y calibre en otros sitios de estudio para cubrir por completo la Región Costa de Ecuador.

6.6. CONCLUSIONES.

Los resultados obtenidos en este estudio han demostrado que las nubes de puntos TLS constituyen una herramienta eficiente para capturar la geometría del árbol de teca a

nivel de árbol en condiciones *leaf-off* en la Región Costa de Ecuador, aunque se necesita continuar con esta línea de trabajo para hacer frente a una extracción precisa de ramas de los árboles y contar con el esqueleto completo del árbol.

Los modelos alométricos calibrados y validados para la región Costa de Ecuador, obtenidos a partir de nubes de puntos TLS, proporcionaron estimaciones de algunas variables a nivel de árbol, como el volumen comercial del tronco del árbol, el volumen del tronco del árbol y el AGB, con un error relativo razonablemente bajo (RMSE relativo) y casi sin sesgo o error sistemático. Las variables predictivas fueron el DBH y la altura del árbol, destacando el desarrollo previo de una relación matemática entre ambas variables dendrométricas que permite la estimación del DBH a partir de la altura del árbol de acuerdo con expresiones ajustadas localmente dependiendo de tres clases o rangos de DBH.

Este conjunto de herramientas puede facilitar la obtención de variables como el AGB (fijación de carbono atmosférico por plantaciones de teca) y el volumen comercial de madera de teca (variable económica) en la Región Costa de Ecuador a partir del conocimiento de simplemente la altura del árbol. Este hallazgo constituye una ventaja significativa para abordar inventarios digitales basados en sensores aerotransportados, como el método UAV-SfM expuesto en el capítulo 5 de esta tesis, que permitiría la realización de inventarios forestales a media escala a través de la producción de modelos precisos de altura del dosel. Asimismo, se determinó la relación entre el factor de forma del tronco del árbol y el DBH, mostrando una relación lineal de pendiente negativa que puede servir como guía para su uso en el manejo comercial y sostenible de las plantaciones de teca en la Región Costa de Ecuador. Debe tenerse en cuenta que el rango de valores de DBH disponible en este trabajo varió entre 15 y 30 cm. Por lo tanto, sería necesario recabar información adicional para el caso de valores de DBH superiores a 30 cm. En cualquier caso, el factor de forma del tronco del árbol de 0.74 generalmente recomendado por el Ministerio de Medio Ambiente del Ecuador parece ser demasiado elevado, lo que sugiere su revisión a la baja a valores cercanos a 0.65 para árboles de teca maduros con DBH entre 25 y 30 cm.

Las ecuaciones alométricas desarrolladas en este estudio, junto con el método UAV-SfM expuesto en el capítulo 5, constituyen la base de un método basado en la teledetección para estimar de forma eficiente diversos parámetros forestales a nivel de árbol, tales como

el AGB o el volumen comercial del tronco, en plantaciones de teca ubicadas en la Región Costa de Ecuador. Este método puede ser potencialmente utilizado, después de una calibración y validación apropiadas, en otras plantaciones de teca ubicadas en bosques tropicales estacionalmente secos de cara a mejorar su monitoreo REDD y gestión sostenible.

6.7. REFERENCIAS.

- Aguilar, F. J., Rivas, J. R., Nemmaoui, A., Peñalver, A., & Aguilar, M. A. (2019). UAV-Based Digital Terrain Model Generation under Leaf-Off Conditions to Support Teak Plantations Inventories in Tropical Dry Forests. A Case of the Coastal Region of Ecuador. *Sensors*, 19(8), 1934. <https://doi.org/10.3390/s19081934>
- Armijos Guzmán, D. D. (2013). *Construcción de Tablas Volumétricas y Cálculo de Factor de Forma (FF.) para dos especies, Teca (Tectona Grandis) y Melina (Gmelina arborea) en tres plantaciones de la Empresa Reybanpac C.A. en la provincia de Los Ríos*. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo. Escuela de Ingeniería Forestal. Retrieved from <http://dspace.espech.edu.ec/handle/123456789/2967>
- Baskerville, G. L. (1972). Use of Logarithmic Regression in the Estimation of Plant Biomass. *Canadian Journal of Forest Research*, 2(1), 49–53. <https://doi.org/10.1139/x72-009>
- Bermejo, I., Cañellas, I., & Miguel, A. S. (2004). Growth and yield models for teak plantations in Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, 189(1–3), 97–110. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2003.07.031>
- Calders, K., Newnham, G., Burt, A., Murphy, S., Raunonen, P., Herold, M., ... Kaasalainen, M. (2015). Nondestructive estimates of above-ground biomass using terrestrial laser scanning. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(2), 198–208. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12301>
- Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M. S., Delitti, W. B. C., ... Vieilledent, G. (2014). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, 20(10), 3177–3190. <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>
- Chen, J.-C., Yang, C.-M., Wu, S.-T., Chung, Y.-L., Charles, A.-L., & Chen, C.-T. (2007). Leaf chlorophyll content and surface spectral reflectance of tree species along a terrain gradient in Taiwan's Kenting National Park. *Bot. Stud.*, 48(1), 71–77. Retrieved from <https://eurekamag.com/research/012/988/012988584.php#.WvGV6tCzHYU.mendel ey>
- Crespo, R., Jiménez, E., Suatunce, P., Law, G., & Sánchez, C. (2008). Análisis comparativo de las propiedades físico-mecánicas de la madera de teca (*Tectona grandis* L.F.) de Quevedo y Balzar. *Ciencia y Tecnología*, 1(2), 55–63. <https://doi.org/10.18779/cyt.v1i2.23>
- Dassot, M., Constant, T., & Fournier, M. (2011). The use of terrestrial LiDAR technology in

- forest science: application fields, benefits and challenges. *Annals of Forest Science*, 68(5), 959–974. <https://doi.org/10.1007/s13595-011-0102-2>
- Delagrangé, S., Jauvin, C., & Rochon, P. (2014). PypeTree: A Tool for Reconstructing Tree Perennial Tissues from Point Clouds. *Sensors*, 14(3), 4271–4289. <https://doi.org/10.3390/s140304271>
- Du, S., Lindenbergh, R., Ledoux, H., Stoter, J., & Nan, L. (2019). AdTree: Accurate, Detailed, and Automatic Modelling of Laser-Scanned Trees. *Remote Sensing*, 11(18), 2074. <https://doi.org/10.3390/rs11182074>
- Dumouchel, W., & O'Brien, F. (1991). Integrating a robust option into a multiple regression computing environment. *Institute for Mathematics and Its Applications, Vol. 36, p.41, 36, 41*. Retrieved from <http://adsabs.harvard.edu/abs/1991IMA....36...41D>
- Feldpausch, T. R., Lloyd, J., Lewis, S. L., Brienen, R. J. W., Gloor, M., Monteagudo Mendoza, A., ... Phillips, O. L. (2012). Tree height integrated into pantropical forest biomass estimates. *Biogeosciences*, 9(8), 3381–3403. <https://doi.org/10.5194/bg-9-3381-2012>
- Ferraz, A., Saatchi, S., Mallet, C., & Meyer, V. (2016). Lidar detection of individual tree size in tropical forests. *Remote Sensing of Environment*, 183(15), 318–333. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.05.028>
- Flores Velasteguí, T., Cabezas Guerrero, F., & Crespo Gutiérrez, R. (2010). Plagas y enfermedades en plantaciones de Teca (*Tectona grandis* L.F.) en la zona de Balzar, provincia de Guayas. *Ciencia y Tecnología*, 3(1), 15–22. <https://doi.org/10.18779/cyt.v3i1.41>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2014). *The State of the World's Forest Genetic Resources*. Rome. Retrieved from www.fao.org/publications
- Gibbs, H. K., Brown, S., Niles, J. O., & Foley, J. A. (2007). Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: Making REDD a reality. *Environmental Research Letters*, 2(4), 045023 (13 pp). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/2/4/045023>
- Gonzalez de Tanago, J., Lau, A., Bartholomeus, H., Herold, M., Avitabile, V., Raunonen, P., ... Calders, K. (2018). Estimation of above-ground biomass of large tropical trees with terrestrial LiDAR. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(2), 223–234. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12904>
- Guerra-Hernández, J., González-Ferreiro, E., Monleón, V., Faias, S., Tomé, M., & Díaz-Varela, R. (2017). Use of Multi-Temporal UAV-Derived Imagery for Estimating Individual Tree Growth in *Pinus pinea* Stands. *Forests*, 8(8), 300. <https://doi.org/10.3390/f8080300>
- Hackenberg, J., Spiecker, H., Calders, K., Disney, M., & Raunonen, P. (2015). SimpleTree — An Efficient Open Source Tool to Build Tree Models from TLS Clouds. *Forests*, 6(12), 4245–4294. <https://doi.org/10.3390/f6114245>
- Hemery, G. E., Savill, P. S., & Pryor, S. N. (2005). Applications of the crown diameter–stem diameter relationship for different species of broadleaved trees. *Forest Ecology and Management*, 215(1–3), 285–294. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2005.05.016>

- Herold, M., & Johns, T. (2007). Linking requirements with capabilities for deforestation monitoring in the context of the UNFCCC-REDD process. *Environmental Research Letters*, 2(4), 1–7. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/2/4/045025>
- Huber, P. J., & Ronchetti, E. (2009). *Robust statistics* (Second edi). Wiley.
- Iida, Y., Kohyama, T. S., Kubo, T., Kassim, A. R., Poorter, L., Sterck, F., & Potts, M. D. (2011). Tree architecture and life-history strategies across 200 co-occurring tropical tree species. *Functional Ecology*, 25(6), 1260–1268. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2011.01884.x>
- Iizuka, K., Yonehara, T., Itoh, M., Kosugi, Y., Iizuka, K., Yonehara, T., ... Kosugi, Y. (2017). Estimating Tree Height and Diameter at Breast Height (DBH) from Digital Surface Models and Orthophotos Obtained with an Unmanned Aerial System for a Japanese Cypress (*Chamaecyparis obtusa*) Forest. *Remote Sensing*, 10(2), 13. <https://doi.org/10.3390/rs10010013>
- Jucker, T., Caspersen, J., Chave, J., Antin, C., Barbier, N., Bongers, F., ... Coomes, D. A. (2017). Allometric equations for integrating remote sensing imagery into forest monitoring programmes. *Global Change Biology*, 23(1), 177–190. <https://doi.org/10.1111/gcb.13388>
- Kankare, V., Holopainen, M., Vastaranta, M., Puttonen, E., Yu, X., Hyyppä, J., ... Alho, P. (2013). Individual tree biomass estimation using terrestrial laser scanning. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.*, 75, 64–75. <https://doi.org/10.1016/J.ISPRSJPRS.2012.10.003>
- Kershaw, J. A., Ducey, M. J., Beers, T. W., & Husch, B. (2016). *Forest mensuration* (5th edit.). Chichester: John Wiley & Sons.
- Kollert, W., & Kleine, M. (2017). *The global teak study: analysis, evaluation and future potential of teak resources*. (W. Kollert & M. Kleine, Eds.). Vienna: International Union of Forest Research Organisations. IUFRO World Series Volume 36.
- Kollert, W., & Przemyslaw, J. W. (2017). World Teak Resources, Production, Markets and Trade. In W. Kollert & M. Kleine (Eds.), *The Global Teak Study. Analysis, Evaluation and Future Potential of Teak Resources* (pp. 83–89). Vienna: IUFRO World Series Volume 36. International Union of Forest Research Organizations.
- Krishnapillay, D. B. (2000). Silviculture and management of teak plantations. *Unasylva*, 51(201), 14–21.
- Ladrón de Guevara, I., Muñoz, J., de Cózar, O. D., & Blázquez, E. B. (2011). Robust Fitting of Circle Arcs. *Journal of Mathematical Imaging and Vision*, 40(2), 147–161. <https://doi.org/10.1007/s10851-010-0249-8>
- Lara, C. E. (2012). Aplicación de ecuaciones de conicidad para teca (*Tectona grandis* L.F.) en la zona costera ecuatoriana. *Ciencia y Tecnología*, 4(2), 19–27. <https://doi.org/10.18779/cyt.v4i2.67>
- Lau, A., Bentley, L. P., Martius, C., Shenkin, A., Bartholomeus, H., Raumonon, P., ... Herold, M.

- (2018). Quantifying branch architecture of tropical trees using terrestrial LiDAR and 3D modelling. *Trees*, 32(5), 1219–1231. <https://doi.org/10.1007/s00468-018-1704-1>
- Lau, A., Calders, K., Bartholomeus, H., Martius, C., Raumonon, P., Herold, M., ... Goodman, R. (2019). Tree Biomass Equations from Terrestrial LiDAR: A Case Study in Guyana. *Forests*, 10(6), 527. <https://doi.org/10.3390/f10060527>
- Liang, X., Kankare, V., Yu, X., Hyyppä, J., & Holopainen, M. (2014). Automated Stem Curve Measurement Using Terrestrial Laser Scanning. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.*, 52(3), 1739–1748. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2013.2253783>
- Liang, X., Kankare, V., Hyyppä, J., Wang, Y., Kukko, A., Haggrén, H., ... Vastaranta, M. (2016). Terrestrial laser scanning in forest inventories. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.*, 115, 63–77. <https://doi.org/10.1016/J.ISPRSJPRS.2016.01.006>
- Maas, H. G., Bienert, A., Scheller, S., & Keane, E. (2008). Automatic forest inventory parameter determination from terrestrial laser scanner data. *International Journal of Remote Sensing*, 29(5), 1579–1593. <https://doi.org/10.1080/01431160701736406>
- Midgley, S., Somaiya, R. T., Stevens, P. R., Brown, A., Nguyen, D. K., & Laity, R. (2015). *Planted teak: global production and markets, with reference to Solomon Islands*.
- Mora, F., & Hernández, W. (2007). Estimación del volumen comercial por producto para rodales de teca en el Pacífico de Costa Rica. *Agronomía Costarricense*, 31(1), 101–112. Retrieved from <https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/agrocost/article/view/6825>
- Ota, T., Ogawa, M., Shimizu, K., Kajisa, T., Mizoue, N., Yoshida, S., ... Ket, N. (2015). Aboveground Biomass Estimation Using Structure from Motion Approach with Aerial Photographs in a Seasonal Tropical Forest. *Forests*, 6(12), 3882–3898. <https://doi.org/10.3390/f6113882>
- Ounban, W., Puangchit, L., & Diloksumpun, S. (2016). Development of general biomass allometric equations for *Tectona grandis* Linn.f. and *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh. plantations in Thailand. *Agriculture and Natural Resources*, 50(1), 48–53. <https://doi.org/10.1016/J.ANRES.2015.08.001>
- Pérez, L. D., & Kanninen, M. (2003a). Aboveground biomass of *Tectona grandis* plantations in Costa Rica. *Journal of Tropical Forest Science*, 15, 199–213. <https://doi.org/10.2307/23616336>
- Pérez, L. D., & Kanninen, M. (2003b). Heartwood, sapwood and bark content, and wood dry density of young and mature teak (*Tectona grandis*) trees grown in Costa Rica. *Silva Fennica*, 37(1), 45–54.
- Pérez, L. D., & Kanninen, M. (2005). Effect of thinning on stem form and wood characteristics of teak (*Tectona grandis*) in humid tropical site in Costa Rica. *Silva Fennica*, 39(2), 217–225. Retrieved from <https://www.cifor.org/library/1955/>
- Popescu, S. C., & Wynne, R. H. (2004). Seeing the Trees in the Forest. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 70(5), 589–604. <https://doi.org/10.14358/PERS.70.5.589>

- Raumonen, P., Kaasalainen, M., Åkerblom, M., Kaasalainen, S., Kaartinen, H., Vastaranta, M., ... Lewis, P. (2013). Fast Automatic Precision Tree Models from Terrestrial Laser Scanner Data. *Remote Sensing*, 5(2), 491–520. <https://doi.org/10.3390/rs5020491>
- Rivero, J., & Moya, R. (2006). Propiedades físico-mecánicas de la madera de *Tectona grandis* Linn. F. (teca), proveniente de una plantación de ocho años de edad en Cochabamba, Bolivia. *Kurú Revista Forestal*, 3(9), 1–14.
- Rousseeuw, P. J., & Croux, C. (1993). Alternatives to the Median Absolute Deviation. *Journal of the American Statistical Association*, 88(424), 1273–1283. <https://doi.org/10.1080/01621459.1993.10476408>
- Saarinen, N., Kankare, V., Vastaranta, M., Luoma, V., Pyörälä, J., Tanhuanpää, T., ... Hyypä, J. (2017). Feasibility of Terrestrial laser scanning for collecting stem volume information from single trees. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.*, 123, 140–158. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2016.11.012>
- Shinozaki, K., Yoda, K., Hozumi, K., & Kira, T. (1964). A quantitative analysis of plant form. The pipe model theory: I. Basic analyses. *Japanese Journal of Ecology*, 14(3), 97–105. https://doi.org/10.18960/seitai.14.3_97
- Spicer, R., & Groover, A. (2010). Evolution of development of vascular cambium and secondary growth. *New Phytologist*, 186(3), 577–592. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2010.03236.x>
- Street, J. O., Carroll, R. J., & Ruppert, D. (1988). A Note on Computing Robust Regression Estimates Via Iteratively Reweighted Least Squares. *The American Statistician*, 42(2), 152. <https://doi.org/10.2307/2684491>
- Sumida, A., Miyaura, T., & Torii, H. (2013). Relationships of tree height and diameter at breast height revisited: analyses of stem growth using 20-year data of an even-aged *Chamaecyparis obtusa* stand. *Tree Physiology*, 33(1), 106–118. <https://doi.org/10.1093/treephys/tps127>
- Suraj Reddy, R., Rakesh, A., Jha, C. S., & Rajan, K. S. (2018). Automatic Estimation of Tree Stem Attributes Using Terrestrial Laser Scanning in Central Indian Dry Deciduous Forests. *Current Science*, 114(1), 201–206. <https://doi.org/10.18520/cs/v114/i01/201-206>
- Tao, S., Wu, F., Guo, Q., Wang, Y., Li, W., Xue, B., ... Fang, J. (2015). Segmenting tree crowns from terrestrial and mobile LiDAR data by exploring ecological theories. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 110, 66–76. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2015.10.007>
- Telles, R., Gómez, M., Alanís, E., Aguirre, O. A., & Jiménez, J. (2018). Ajuste y selección de modelos matemáticos para predecir el volumen total fustal de *Tectona grandis* en Nuevo Urecho, Michoacán, México. *Madera y Bosques*, 24(3), e2431544. <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2431544>
- Tenzin, J., Wangchuk, T., & Hasenauer, H. (2016). Form factor functions for nine

- commercial tree species in Bhutan. *Forestry*, 90(3), 359–366.
<https://doi.org/10.1093/forestry/cpw044>
- Tran-Ha, M., Cordonnier, T., Vallet, P., & Lombart, T. (2011). Estimation du volume total aérien des peuplements forestiers à partir de la surface terrière et de la hauteur de Lorey. *Revue Forestiere Francaise*, 63, 361–378. <https://doi.org/10.4267/2042/45564>
- Trochta, J., Krůček, M., Vrška, T., & Král, K. (2017). 3D Forest: An application for descriptions of three-dimensional forest structures using terrestrial LiDAR. *PLOS ONE*, 12(5), e0176871. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0176871>
- Valero, S. W., Reyes, E. C., & Garay, D. A. (2005). Estudio de las propiedades físico-mecánicas de la especie *Tectona grandis*, de 20 años de edad, proveniente de las plantaciones de la Unidad Experimental de la Reserva Forestal Ticoporo, Estado Barinas. *Revista Forestal Venezolana*, 49(1), 61–73. Retrieved from <https://biblat.unam.mx/es/revista/revista-forestal-venezolana/articulo/estudio-de-las-propiedades-fisico-mecanicas-de-la-especie-tectona-grandis-de-20-anos-de-edad-proveniente-de-plantaciones-de-la-unidad-experimental-de-la-reserva-forestal-ticoporo-estad>
- Warner, A. J., Jamroenprucksas, M., & Puangchit, L. (2016). Development and evaluation of teak (*Tectona grandis* L.f.) taper equations in northern Thailand. *Agriculture and Natural Resources*. <https://doi.org/10.1016/j.anres.2016.04.005>
- West, G. B., Brown, J. H., & Enquist, B. J. (1999). A general model for the structure and allometry of plant vascular systems. *Nature*, 400(6745), 664–667. <https://doi.org/10.1038/23251>
- White, J. C., Coops, N. C., Wulder, M. A., Vastaranta, M., Hilker, T., & Tompalski, P. (2016). Remote Sensing Technologies for Enhancing Forest Inventories: A Review. *Can. J. Remote Sens.*, 42(5), 619–641. <https://doi.org/10.1080/07038992.2016.1207484>
- White, J. C., Tompalski, P., Coops, N. C., & Wulder, M. A. (2018). Comparison of airborne laser scanning and digital stereo imagery for characterizing forest canopy gaps in coastal temperate rainforests. *Remote Sens. Environ.*, 208, 1–14. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2018.02.002>
- Wulder, M. A., & Franklin, S. E. (2003). *Remote Sensing of Forest Environments, Concepts and Case Studies*. (S. E. Wulder, Michael, Franklin, Ed.), *Springer US* (1st ed.). Boston, MA: Springer US. <https://doi.org/10.1007/978-1-4615-0306-4>

ANEXO 1.

LISTA DE ABREVIATURAS

A:	Edad de la plantación
a y b:	Coefficientes del modelo
ABA:	Area Based Approach (Zonas Espacialmente Delimitadas)
AGB:	Above-ground Biomass (Biomasa Aérea Seca)
ALS:	Airborne Laser Scanning (Escáner Láser Aerotransportado)
ANOVA:	Análisis de varianza para comparar múltiples medias
B:	Biomasa total
C:	Carbono
C:	Circunferencia normal
CD:	Crown Diameter (Diámetro Promedio de la Corona)
CHM:	Canopy Height Model (Modelos de Alturas del Dosel)
CINNUCC:	Comité Internacional de Negociación de las Naciones Unidas en Cambio Climático
CMCC:	Convención Marco de Cambio Climático
CO₂:	Dióxido de carbono
COP:	Conferencias de las Partes
CSM:	Canopy Surface Model (Modelo de Superficie del Dosel)
CV:	Coefficiente de variación
DAP/DBH:	Diámetro a la altura del pecho/Diameter at breast height
Dg:	Diámetro correspondiente al promedio del área basal de los árboles en la parcela
DSM:	Digital Surface Model (Modelo Digital de Superficie)
DTM:	Digital Terrain Model (Modelo Digital del Terreno)
E:	Espesura
e:	Eficiencia relativa
EFI:	Enhanced Forest Inventory (Inventario Forestal Mejorado)
Er:	Error asumible
ESPOL:	Escuela Superior Politécnica del Litoral
FAB:	Factor de área basimétrica
FAB-S :	Parcela de superficie variable de simulación
FAO/ONUAA:	Food and Agriculture Organization of the United Nations/La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
FF:	Factor de forma del tronco
Flcopa:	Fracción longitud copa
G:	Área basal
GCP:	Ground Control Points (Puntos de Control)
GEI:	Gases de Efecto Invernadero
gi:	Área basal del árbol seleccionado i
GMRF:	Gaussian Markov Random Field (Algoritmo, Campo aleatorio de Markov gaussiano)

GNSS:	Global Navigation Satellite System (Sistema global de navegación por satélite)
GPS:	Global Positioning System (Sistema de Posicionamiento Global)
GSD:	Ground Sample Distance (Distancia de Muestreo del Suelo)
H:	Altura total del árbol
ha:	Hectárea
Hc:	Altura comercial
hc:	Altura promedio comercial
Hdom:	Altura dominante
hL:	Altura promedio de Lorey
HSD:	Honestly significant difference (Diferencia Honestamente Significativa)
IFT:	Inventario Forestal Tradicional
IGM:	Instituto Geográfico Militar
INAMHI:	Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología
IPCC:	Panel Intergubernamental en Cambio Climático
kg:	Kilogramo
Lcopa:	Longitud de copa
Leaf - off:	Sin Presencia de hojas
Leaf - on:	Con Presencia de hojas
LiDAR:	Light Detection and Ranging (Detección y rango de imágenes láser)
M:	Media
m²:	Metros cuadrados
MAD:	Median Absolute Deviation (Desviación Absoluta mediana)
MAE:	Mean Absolute Deviation (Desviación Absoluta media)
MAGAP:	Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca
MDT:	Modelos digitales del terreno
Me:	Mediana
mm:	Milímetros
MMSE:	Minimum Absolute Error (Error Mínimo Absoluto)
Mpx:	Mega Píxeles
MS:	Pendiente media
MVS:	Multi-View Stereo
n:	Número de árboles
na:	Número de árboles actual
ni:	Número de árboles inicial
Nir-R-G:	Ortoimagen en falso color
NOAA:	Administración Nacional Oceanográfica y Atmosférica
OIMT:	Organización Internacional de las Maderas Tropicales
PC:	Parcelas circulares
ppm:	Partes de millón
PPT:	Probabilidad proporcional al tamaño
QSM:	Quantitative Structure Models (Modelos de Estructura Cuantitativa)
RANSAC:	Random sample consensus (Consenso de Muestras Aleatoria)

Rcopa:	Radio de copa
REDD:	Reducing Emission from Deforestation and forest Degradation (Reducir las Emisiones de la Deforestación y la Degradación Forestal)
RGB:	Imágenes convencionales de espectro visible (Rojo, Verde y Azul)
ri:	Valor del residuo i-ésimo
RMSE:	Errores medios cuadráticos
RMSE relativo:	Precisión de la estimación
RTK:	Real Time Kinematic (Cinemático en Tiempo Real)
SAR:	Synthetic Aperture Radar (Radar de Apertura sintética)
SD:	Desviación estándar
SE (%):	Estándar de estimación
SENPLADES:	Secretaría Técnica Planifica Ecuador
SfM:	Structure from Motion (Estructura del Movimiento)
SHP:	Shapefile (Archivo de forma)
SIG:	Sistema de Información Geográfica
SIN:	Sistema de Información Nacional
SINDE:	Subsistema de Investigación y Desarrollo
SLAM:	Simultaneous Localization and Mapping (Localización y Mapeo Simultáneos)
T:	Tiempo
t1:	Tiempo de llevar a cabo la unidad de muestreo de referencia
t2:	Tiempo de llevar a cabo la unidad de muestreo de comparada
TIN:	Redes irregulares de triángulos
TLS:	Terrestrial Laser Scanning (Escáner Láser Terrestre)
TSCV/Vc:	Tree Stem Commercial Volume/Volumen Comercial
TSV/V:	Tree Stem Volume/Volumen Total
UAV:	Unmanned Aerial Vehicle (Vehículo Aéreo no Tripulado)
UCSG:	Universidad Católica de Santiago de Guayaquil
Upscaling:	Mayor escala
UTM:	Proyección Universal Transversa de Mercator
VC:	Cobertura de Vegetación
WGS 84:	World Geodetic System 1984

ANEXO 2.

ARTÍCULOS Y PUBLICACIONES DERIVADAS DEL TRABAJO DE INVESTIGACIÓN

Artículos publicados en revistas internacionales indexados JCR-SCI:

1. Aguilar F.J.; Rivas J.R.; Nemmaoui A.; Peñalver A.; Aguilar M.A. 2019, "UAV-Based Digital Terrain Model Generation under Leaf-Off Conditions to Support Teak Plantations Inventories in Tropical Dry Forests. A Case of the Coastal Region of Ecuador". *Sensors*, 19(8), 1934. <https://doi.org/10.3390/s19081934>

FACTOR DE IMPACTO (JCR 2019): 3.275 (posición: 15 de 64 INSTRUMENTS & INSTRUMENTATION).

2. Aguilar F.J.; Nemmaoui A.; Peñalver A.; Rivas J.R.; Aguilar M.A. 2019, "Developing Allometric Equations for Teak Plantations Located in the Coastal Region of Ecuador from Terrestrial Laser Scanning Data". *Forests*, 10(12), 1050. <https://doi.org/10.3390/f10121050>

FACTOR DE IMPACTO (JCR 2019): 2.221 (posición: 17 de 68: FORESTRY).

3. Mora J.A.; Peñalver A.; Aguilar F.J.; Rivas J.R.; Triana A. 2020, "Angle sampling method for the inventory of teak plantations (*Tectona grandis L. f.*)". *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 26(3):419-432. <http://dx.doi.org/10.5154/r.rchscfa.2019.11.081>

FACTOR DE IMPACTO (JCR 2019): 0.441 (posición: 64 de 68 FORESTRY)

4. Peñalver A.; Aguilar F.J.; Nemmaoui A.; Rivas J.R.; Triana A.; Llanderal A. 2020, "Precisión y eficiencia del inventario de plantaciones de teca mediante escáner láser terrestre en Ecuador". *Revista Madera y Bosques*. En revisión (*Major Revision*)

FACTOR DE IMPACTO (JCR 2019): 0.414 (posición: 65 de 68 FORESTRY)