



Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C.

Posgrado en Ciencias Biológicas

**ESTIMACIÓN DE LA BIOMASA AÉREA E  
INTERCEPCIÓN DE LLUVIA MEDIANTE IMÁGENES  
DE MUY ALTA RESOLUCIÓN ESPACIAL EN  
BOSQUES URBANOS DE MÉRIDA**

Tesis que presenta

MARYPAZ RAMÍREZ MEDINA

En opción al título de

MAESTRO EN CIENCIAS

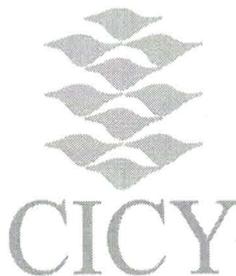
(Ciencias Biológicas: Opción Recursos Naturales)

Mérida, Yucatán, México

2020



CENTRO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA DE YUCATÁN, A. C.  
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS



**RECONOCIMIENTO**

Por medio de la presente, hago constar que el trabajo de tesis de **Marypaz Ramírez Medina** titulado “**Estimación De La Biomasa Aérea E Intercepción De Lluvia Mediante Imágenes De Muy Alta Resolución Espacial En Bosques Urbanos De Mérida**” fue realizado en la Unidad de Recursos Naturales, en la línea de Cambio Global En Ecosistemas Neo-Tropicales, en el Laboratorio De Percepción Remota Y Sistemas De Información Geográfica y en el Laboratorio De Fisiología Vegetal del Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C. bajo la dirección del Dr. José Luis Hernández Stefanoni y la Dra. Casandra Reyes García, dentro de la opción de Recursos Naturales, perteneciente al Programa de Posgrado en Ciencias Biológicas de este Centro.

**Atentamente**

---

**Dra. Cecilia Hernández Zepeda**

**Director de Docencia**

Mérida, Yucatán, México, a 20 de enero de 2020.



## **DECLARACIÓN DE PROPIEDAD**

Declaro que la información contenida en la sección de Materiales y Métodos Experimentales, los Resultados y Discusión de este documento proviene de las actividades de experimentación realizadas durante el período que se me asignó para desarrollar mi trabajo de tesis, en las Unidades y Laboratorios del Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C., y que a razón de lo anterior y en contraprestación de los servicios educativos o de apoyo que me fueron brindados, dicha información, en términos de la Ley Federal del Derecho de Autor y la Ley de la Propiedad Industrial, le pertenece patrimonialmente a dicho Centro de Investigación. Por otra parte, en virtud de lo ya manifestado, reconozco que de igual manera los productos intelectuales o desarrollos tecnológicos que deriven o pudieran derivar de lo correspondiente a dicha información, le pertenecen patrimonialmente al Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C., y en el mismo tenor, reconozco que si derivaren de este trabajo productos intelectuales o desarrollos tecnológicos, en lo especial, estos se regirán en todo caso por lo dispuesto por la Ley Federal del Derecho de Autor y la Ley de la Propiedad Industrial, en el tenor de lo expuesto en la presente Declaración.



---

Biól. MARYPAZ RAMÍREZ MEDINA



Este trabajo se llevó a cabo en la Unidad Recursos Naturales del Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C. con el título “Estimación de la biomasa aérea e interceptación de lluvia mediante imágenes de muy alta resolución espacial en bosques urbanos de Mérida” bajo la dirección del Dr. José Luis Hernández Stefanoni y la Dra. Casandra Reyes García.



## **AGRADECIMIENTOS**

A CONACYT POR LA BECA OTORGADA CON EL NÚMERO 634202. AL CICY POR PERMITIR EL USO DE SUS INSTALACIONES PARA EL DESARROLLO DE ESTE PROYECTO.

AL DOCTOR JOSÉ LUIS HERNÁNDEZ STEFANONI Y A LA DRA. CASANDRA REYES GARCÍA, POR SU DIRECCIÓN Y CONSEJOS.

A LOS MIEMBROS DE MI COMITÉ REVISOR DE TESIS, LA DRA. SUSANA PÉREZ MEDINA, EL DR. RICHARD FELDMAN Y AL DR. JORGE OMAR LÓPEZ MARTÍNEZ LÓPEZ, POR SUS OBSERVACIONES Y COMENTARIOS QUE ENRIQUECIERON ESTE TRABAJO.

A LOS TÉCNICOS DEL CICY FERNANDO TUN, ROBERTH US, SELENE ESPADAS, MANUELA TAMAYO, FILOGONIO MAY, FRANCISCO CHI, LUIS SIMÁ, ALFREDO DORANTES, POR SU APOYO DURANTE LAS SALIDAS DE CAMPO, POR SUS CONSEJOS, Y POR LOS BUENOS MOMENTOS QUE COMPARTIMOS.

A LOS INTEGRANTES DEL LABORATORIO DE PERCEPCIÓN REMOTA Y DEL LABORATORIO DE FISIOLÓGIA VEGETAL DEL CICY. EN ESPECIAL A HELENA HUECHACONA, GABRIELA REYES, ESTEPHANIE GEORGE Y ANDRÉS MAURICIO, POR SU AYUDA EN CAMPO, SU DISPONIBILIDAD Y PACIENCIA PARA COMPARTIR SU CONOCIMIENTO CONMIGO.

A LA M.C. CLARISA JIMÉNEZ BAÑUELOS POR PERMITIR DESARROLLAR PARTE DE ESTA INVESTIGACIÓN EN EL JARDÍN BOTÁNICO REGIONAL "ROGER ORELLANA".

AL AYUNTAMIENTO DE MÉRIDA, POR OTORGAR LOS PERMISOS PARA LLEVAR A CABO PARTE DE ESTA INVESTIGACIÓN EN EL FRACCIONAMIENTO DEL PARQUE Y EL ACUPARQUE DE VERGEL, ASÍ COMO A LOS TRABAJADORES DE ESTOS PARQUES POR LA AYUDA QUE ME BRINDARON.

A LAS AUTORIDADES ENCARGADAS DEL PARQUE METROPOLITANO DEL SUR Y DE MAPSA, QUE ME PERMITIERON REALIZAR ESTA INVESTIGACIÓN. EN

ESPECIAL A FREDDY Y DON ROSENDO, SIN SU AYUDA ESTE TRABAJO NO SERÍA UNA REALIDAD.

AL DR. JOSÉ LUIS ANDRADE POR PRESTAR PARTE DEL EQUIPO PARA EL DESARROLLO DE ESTE TRABAJO.

A TODOS LOS INTEGRANTES DE LA UNIDAD DE RECURSOS NATURALES, EN ESPECIAL A CÉSAR CANCHÉ, GABRIELA CERÓN, GERARDO LINARES, ALDO ECHEVERRÍA, EMELY MATÚ, GERARDO CARRILLO, PEDRO RUIZ, ELIA KU, POR SU APOYO EN CAMPO Y EN CICY, PERO SOBRETUDO POR SU APOYO EN MIS MOMENTOS DE PÁNICO DURANTE EL POSGRADO.

A MIS AMIGOS, URI R, PAMELA P, LUIS C, JASMÍN L, MÓNICA S, POR SUS PALABRAS DE ÁNIMO DURANTE ESTOS DOS AÑOS.

Y POR ÚLTIMO, PERO LOS AGRADECIMIENTOS MÁS IMPORTANTES, A MI FAMILIA, MI MÁ, MI PÁ, A MI HERMANA Y A GABI, POR SIEMPRE ESTAR A MI LADO.

## **DEDICATORIAS**

A MI MÁ ELENA MEDINA, A MI PÁ SALOMÓN RAMÍREZ, A PAME (MI HERMANA FAVORITA) Y A GABI CERÓN, POR HABER ESTADO Y SEGUIR ESTANDO EN LAS BUENAS. PERO MAS AÚN EN LAS MALAS.

ESTE RETO COMENZO HACE MÁS DE DOS AÑOS, NO DIGAN QUE YO LES CONTÉ, PERO CUANDO COMENZO ESTE RETO USTEDES CONFIARON EN MI AÚN CUANDO YO LLEVABA MESES SIN CONFIAR EN MI.

AHORA RECUERDO ESOS DÍAS DONDE PENSABA QUE NO IBA A SER CAPAZ DE LOGRARLO, ESE PENSAMIENTO RECURRENTE QUE NO ESTABA RELACIONADO CON CUESTIONES ACADÉMICAS, SINO CON CUESTIONES MÁS COMPLEJAS.

EN ESOS DÍAS USTEDES, QUIZÁS SIN SABERLO, SIEMPRE ESTUVIERON APOYÁNDOME, CON SUS PALABRAS Y MUESTRAS DE CARÍÑO, HASTA QUE POCO A POCO VOLVÍ A CREER EN MÍ.

HOY VEO EL CAMINO RECORRIDO Y AUNQUE FUE DÍFICIL, HOY PUEDO DECIR QUE LO LOGRÉ, PERO SOBRETUDO PUEDO DECIR QUE ¡LO LOGRAMOS FAMILIA! PORQUE SI VA UNO DE NOSOTROS “¡VAMOS TODOS, VAMOS TODOS!”.



**ÍNDICE**

<b>ÍNDICE .....</b>	<b>i</b>
<b>LISTADO DE FIGURAS .....</b>	<b>v</b>
<b>LISTADO DE CUADROS .....</b>	<b>vii</b>
<b>ABREVIATURAS .....</b>	<b>ix</b>
<b>RESUMEN.....</b>	<b>XI</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>XIII</b>
<b>INTRODUCCIÓN.....</b>	<b>1</b>
<b>CAPÍTULO I .....</b>	<b>5</b>
<b>ANTECEDENTES .....</b>	<b>5</b>
<b>1.1.2 Intercepción del agua de lluvia y su estimación.....</b>	<b>8</b>
<b>1.1.3 Biomasa aérea y su estimación. ....</b>	<b>10</b>
<b>1.1.4 Percepción remota.....</b>	<b>12</b>
<b>1.1.5 Sensores ópticos pasivos .....</b>	<b>14</b>
<b>1.1.6 Imágenes de muy alta resolución espacial. ....</b>	<b>15</b>
<b>1.1.7 Percepción remota en el estudio de la vegetación.....</b>	<b>16</b>
<b>1.1.8 Índices de vegetación.....</b>	<b>17</b>
<b>1.1.9 Medidas de textura .....</b>	<b>18</b>
<b>1.2 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA .....</b>	<b>21</b>
<b>1.3 OBJETIVOS .....</b>	<b>21</b>

<b>1.3.1 OBJETIVO GENERAL.....</b>	<b>21</b>
<b>1.3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....</b>	<b>22</b>
<b>1.4 PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN .....</b>	<b>22</b>
<b>1.5 HIPÓTESIS.....</b>	<b>23</b>
<b>CAPÍTULO II. ....</b>	<b>25</b>
<b>MATERIALES Y MÉTODOS .....</b>	<b>25</b>
<b>2.1 MATERIALES Y MÉTODOS .....</b>	<b>25</b>
<b>2.1.1 ÁREA DE ESTUDIO .....</b>	<b>25</b>
<b>2.1.2 DISEÑO DE MUESTREO .....</b>	<b>26</b>
<b>2.1.3 INFORMACIÓN DE CAMPO Y CÁLCULO DE BIOMASA AÉREA EN LAS PARCELAS DE 400 M<sup>2</sup>. .....</b>	<b>29</b>
<b>2.1.4 ECUACIONES ALOMÉTRICAS UTILIZADAS. ....</b>	<b>30</b>
<b>2.1.5 MEDICIÓN DE LA INTERCEPCIÓN DE LLUVIA EN LAS PARCELAS DE 400 M<sup>2</sup>.....</b>	<b>31</b>
<b>2.1.6 CÁLCULO DEL ÍNDICE DE ÁREA FOLIAR. ....</b>	<b>33</b>
<b>2.1.7 INFORMACIÓN DE LOS DATOS DE LAS IMÁGENES DE MUY ALTA RESOLUCIÓN ESPACIAL. 33</b>	
<b>2.1.8 PROCESAMIENTO DE LAS IMÁGENES DE MUY ALTA RESOLUCIÓN ESPACIAL (OBTENCIÓN DE MÉTRICAS). ....</b>	<b>35</b>
<b>2.1.9 ANÁLISIS DE DATOS .....</b>	<b>38</b>
<b>CAPÍTULO III. ....</b>	<b>43</b>
<b>RESULTADOS.....</b>	<b>43</b>
<b>3.1 RESULTADOS .....</b>	<b>43</b>

<b>CAPÍTULO IV.....</b>	<b>55</b>
<b>DISCUSIÓN.....</b>	<b>55</b>
<b>4.1 DISCUSIÓN.....</b>	<b>55</b>
<b>CAPÍTULO V.....</b>	<b>65</b>
<b>CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS .....</b>	<b>65</b>
<b>5.1 CONCLUSIONES .....</b>	<b>65</b>
<b>5.2 PERSPECTIVAS .....</b>	<b>65</b>
<b>BIBLIOGRAFÍA.....</b>	<b>67</b>
<b>ANEXOS .....</b>	<b>79</b>



---

**LISTADO DE FIGURAS**

<b>Figura 1. 1</b> Balance hidrológico de un bosque. La precipitación interceptada en la copa del árbol puede evaporarse directamente y regresar a la atmósfera (interception loss), ser almacenada temporalmente en la copa (storage), ir cayendo por las ramas y tronco hasta alcanzar el suelo (stem flow) o caer directamente desde la copa al suelo (throughfall). Tomado de Roth et al., 2007.....	9
<b>Figura 1. 2</b> Sensor pasivo. ....	13
<b>Figura 1. 3</b> Sensor activo. ....	14
<b>Figura 1. 4</b> Comportamiento espectral de la vegetación. Tomada de (Manzo-delgado y Meave (2003).....	16
<b>Figura 2. 1</b> Ubicación del área de estudio, en la ciudad de Mérida, Yucatán. ....	25
<b>Figura 2. 2</b> Distribución de los 5 bosques urbanos en donde se realizó la investigación. Jardín: Jardín Botánico Regional del CICY “Roger Orellana”, Fraccionamiento: Fraccionamiento del Parque, Acuparque: Acuparque de Vergel, MAPSA: Materiales Anillo Periférico MAPSA, Metropolitano: Parque Ecológico Metropolitano del Sur Yu’um tsil. ....	26
<b>Figura 2. 3</b> Las imágenes A, B, C, D, E se crearon con índices de vegetación (NDVI) de los bosques urbanos obtenidos en este trabajo y con imágenes Sentinel y presentan la distribución de las 18 parcelas de estudio: A) Jardín Botánico Regional del CICY “Roger Orellana”, B) Fraccionamiento del Parque, C) Acuparque de Vergel, D) Materiales Anillo Periférico MAPSA, E) Parque Ecológico Metropolitano del Sur Yu’um tsil. ....	27
<b>Figura 2. 4</b> Diseño de las parcelas circulares de 400 m <sup>2</sup> con un radio de 11.28 m para el cálculo de biomasa aérea a partir de inventarios de campo distribuidas en las 18 parcelas. ....	29
<b>Figura 2. 5</b> Diseño para la colocación de los 3 pluviómetros en cada una de las 10 parcelas de 400 m <sup>2</sup> donde se midió interceptación de lluvia. ....	32

<b>Figura 2. 6</b> Dron Matrice 600 Pro (M600 Pro; DJI, Shenzhen China). Fuente: <a href="http://www.tienda.godron.mx">www.tienda.godron.mx</a> .....	34
<b>Figura 2. 7</b> Imagen reclasificada de 400 m <sup>2</sup> , correspondiente a la parcela 1.....	36
<b>Figura 2. 8</b> Cálculo de medidas de textura en las parcelas de estudio, en el software R studio.....	37
<b>Figura 2. 9</b> Cálculo de estadísticos de zona en el software ArcGis 10.3. A) Contraste, B) Correlación, C) Disimilitud, D) Entropía, E) Homogenidad, F) Media, G) Segundo momento angular, H) Varianza. ....	39
<b>Figura 3. 1</b> Distribución de biomasa aérea en las parcelas dentro de los bosques urbanos por categoría diamétrica. Proporción de individuos dentro de cada bosque urbano y proporción de biomasa aérea que representa cada una de las categorías diamétricas. ....	46
<b>Figura 3. 2</b> Validación cruzada para calcular la capacidad del modelo seleccionado en la predicción de la variable respuesta (biomasa aérea). En línea punteada roja se observa la regresión perfecta y en línea punteada azul se observa la predicción resultante entre los valores observados y estimados de biomasa aérea con el modelo seleccionado. R <sup>2</sup> : coeficiente de determinación, RMSE: raíz cuadrada del error cuadrático medio en Ton/ha <sup>-1</sup> . RMSE (%): raíz cuadrada del error cuadrático medio en porcentaje.....	48
<b>Figura 3. 3</b> Validación cruzada para calcular la capacidad del modelo para predecir la variable respuesta (intercepción de lluvia). En línea punteada roja se observa la regresión perfecta y en línea punteada azul se observa la predicción resultado de los valores observados y estimados de intercepción de lluvia. R <sup>2</sup> : coeficiente de determinación, RMSE %: raíz cuadrada del error cuadrático medio en porcentaje. ....	51
<b>Figura 3. 4</b> Análisis de componentes principales (PCA).....	52
<b>Figura 3. 5</b> Comparación entre los bosques naturales y bosques plantados con respecto a la riqueza de especies. ....	54

---

**LISTADO DE CUADROS**

<b>Cuadro 1. 1</b> Clasificación con base en los píxeles de las imágenes ópticas, tomado de Dowman et al., 2012.....	15
<b>Cuadro 1. 2</b> Medidas de textura de segundo orden o de co-ocurrencia (Presutti, 2004; Reyes- Palomeque, 2018). .....	20
<b>Cuadro 2. 1</b> Área de los bosques urbanos donde se colocaron las parcelas, en 18 parcelas se calculó la biomasa aérea en campo y en 10 parcelas se calculó la intercepción de lluvia en campo. ....	28
<b>Cuadro 2. 2</b> Ecuaciones alométricas utilizadas para el cálculo de biomasa aérea de las especies de vegetación que no se encontraron en el programa I-Tree Eco V6 (USDA Forest Service, Washington D.C, Estados Unidos). .....	30
<b>Cuadro 2. 3</b> Número de individuos y especies en las que se utilizaron ecuaciones para bosques naturales y para bosques urbanos.....	31
<b>Cuadro 2. 4</b> Descripción de la distribución de los 35 pluviómetros en las 10 parcelas donde se midió intercepción de lluvia, que se encuentran en los bosques urbanos.....	32
<b>Cuadro 2. 5</b> Clasificación de las parcelas de muestreo con base en la clase de bosques. ....	41
<b>Cuadro 3. 1</b> Valores de biomasa promedio obtenidos en los bosques urbanos con base en las ecuaciones alométricas locales y las desarrolladas para árboles de la ciudad por I-Tree. ....	43
<b>Cuadro 3. 2</b> Modelos de regresión con variables explicativas (variables de textura de la imagen) y la variable dependiente (biomasa aérea) para estimar la biomasa aérea a través de imágenes multi espectrales de muy alta resolución espacial en 18 parcelas dentro de bosques urbanos en Mérida Yucatán, el modelo 3 se seleccionó como el mejor. ....	47
<b>Cuadro 3. 3</b> Porcentaje de lluvia interceptada en las parcelas. ....	49

## LISTADO DE CUADROS

---

<b>Cuadro 3. 4</b> Modelos de regresión con variables explicativas (variables de textura de la imagen) y la variable dependiente (intercepción del agua de lluvia) para estimar la intercepción de lluvia a través de imágenes de muy alta resolución espacial en 3 bosques urbanos de Mérida Yucatán. ....	50
<b>Cuadro 3. 5</b> Relación entre la intercepción del agua de lluvia con la variable índice de área foliar y lluvia total. ....	51
<b>Cuadro 3. 6</b> Componentes principales para las variables de copa, altura, DAP y biomasa de los bosques de la clase I y clase II. ....	53
<b>Cuadro 3. 7</b> Correlaciones entre la biomasa aérea y otras variables. ....	53

**ABREVIATURAS**

**IAF** (Índice de Área Foliar)

**NDVI** (Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada)

**DAP** (Diámetro a la altura del pecho)

**RMSE** (Suma del Error Cuadrático Medio, por sus siglas en inglés)

**VIF** (Valor de Inflación de la Varianza)



---

## RESUMEN

El crecimiento poblacional acelerado ha venido acompañado de una disminución de la cobertura vegetal, por la expansión de las ciudades. Esta disminución se ha convertido en un problema ambiental serio para las ciudades, porque provoca una disminución en la calidad de los llamados Servicios Ambientales, que son brindados por la cobertura vegetal. Al disminuirse la calidad de los Servicios Ambientales se ve disminuida la calidad de vida. Entre los servicios ambientales que se ven disminuidos encontramos el almacenamiento de carbono, en forma de biomasa, y la intercepción del agua de lluvia, ambos son proporcionados por el arbolado urbano. Una forma de mejorar la calidad ambiental en las ciudades es a través de la conservación de los bosques urbanos. El objetivo principal de este trabajo fue estimar la biomasa aérea e intercepción del agua de lluvia en bosques urbanos de Mérida. Para ello se utilizaron datos de campo e imágenes multiespectrales de muy alta resolución espacial para estimar la biomasa en 5 bosques urbanos. La lluvia interceptada se midió con pluviómetros colocados debajo de la copa de los árboles (throughfall) y en áreas abiertas en 3 bosques urbanos, donde la lluvia no era interceptada por ningún árbol u objeto (total rain). El Índice de Área Foliar se midió también sobre los pluviómetros para relacionar estas mediciones con la intercepción del agua de lluvia. En campo se calculó un promedio de 123 Ton/ha<sup>-1</sup> de biomasa aérea y un promedio de 32 % de intercepción del agua de lluvia, en los bosques urbanos estudiados. Los modelos de regresión para estimar los dos servicios ambientales utilizando texturas de imágenes de muy alta resolución espacial, tuvieron un ajuste de  $R^2 = 0.76$  para la biomasa aérea, y de  $R^2 = 0.72$  en la intercepción del agua de lluvia. El Índice de Área Foliar por si solo presentó una relación baja con la intercepción ( $R^2 = 0.006$ ,  $p < 0.05$ ), sin embargo, al agregar la variable lluvia total (total rain) la  $R^2$  incrementó a 0.31, ( $p < 0.05$ ). Por último, con un PCA, se observó que no existen diferencias en la biomasa aérea, la altura de los árboles y el DAP de los árboles de las parcelas con vegetación de origen natural y las parcelas con vegetación plantada. Sin embargo, las parcelas con vegetación de origen natural presentaron mayor riqueza de especies. En conclusión, los bosques urbanos de Mérida que se muestrearon en este estudio resultaron ser proveedores de servicios ambientales para los ciudadanos. Inclusive, los resultados de la capacidad de almacenamiento de biomasa aérea e intercepción del agua de lluvia en estos bosques

---

---

urbanos son parecidos a la capacidad de almacenamiento e intercepción que tienen algunos bosques naturales. Las imágenes de muy alta resolución espacial son una opción novedosa y que permitieron estimar la biomasa aérea y la intercepción del agua de lluvia en bosques urbanos. Este trabajo busca servir como herramienta en la conservación y desarrollo de los bosques urbanos en la ciudad a través de recomendaciones basadas en los resultados de este trabajo.

---

---

## ABSTRACT

Rapid population growth has resulted in cities expanding worldwide, causing a decline in natural vegetation cover. This decline has become an important environmental problem within cities, because ecosystem services, derived from the vegetation, decline as well. As the quality of ecosystem services decreases, the quality of life decreases. Among the affected ecosystem services are carbon storage (in the form of biomass) and rain interception, both derived from urban trees. One strategy to improve the quality of life within cities is to conserve urban forests. In the particular case of the city of Mérida, Yucatan, Mexico. The objective of the present study was to estimate aerial biomass and rain interception within urban forests of Mérida. Field sampled data was used along with very high resolution multispectral images to calculate biomass in 5 urban forests. Rain interception was measured using rain gauges placed below the canopy and in open areas within 3 urban forests, where the rain was not intercepted by any tree or object (total rain). Leaf Area Index was also sampled above the rain gauges to relate this measurement to water interception. Urban forests were found to have a mean biomass of 123 Ton/ha<sup>-1</sup> and an average interception of 32 % of the total rainfall. Regression models using image texture to estimate the ecosystem services had an R<sup>2</sup>= 0.76 and 0.72 for biomass and rain interception, respectively. Leaf Area Index on its own was only weakly related to rainfall interception (R<sup>2</sup> = 0.006, p < 0.05); nevertheless, when the total rain amount per event was considered the R<sup>2</sup> increased to 0.31, (p < 0.05). Finally, with a PCA, it was observed that there are no differences in the aerial biomass, the height of the trees and the DAP of the trees of the plots with natural vegetation and the plots with planted vegetation. However, plots with natural vegetation presented greater species richness. In conclusion, the urban forests of Mérida that were sampled in this study turned out to be providers of environmental services for citizens. Even the results of the storage capacity of aerial biomass and rainwater interception in these urban forests are similar to the storage and interception capacity of some natural forests. Very high spatial resolution images are a novel option that allowed estimating aerial biomass and rainwater interception in urban forests. This work seeks to serve as a tool in the conservation and development of urban forests in the city through recommendations based on the results of this work.

---

---

---

### INTRODUCCIÓN

El crecimiento poblacional acelerado ha venido acompañado de una disminución en la cobertura vegetal ocasionada por la expansión del territorio ocupado por las ciudades (Raciti et al., 2014). En la actualidad, el 55 % de la población mundial vive en ciudades y se estima que para el año 2050 esta cifra incrementa a un 68 % (Organización de las Naciones Unidas, 2018). La disminución de cobertura vegetal se ha convertido en un problema ambiental serio para las ciudades y sus habitantes por una sobrecarga en el territorio (Arrubla Posada et al., 2016). Un ejemplo de estas ciudades lo representa Mérida, Yucatán, donde la disminución de la cobertura vegetal en años recientes ha ido incrementando a consecuencia de una expansión urbana con una planificación urbana que podría mejorar (Bolio, 2014). Esto provoca una disminución en la calidad de los servicios ambientales que el arbolado de esta ciudad puede proporcionar a sus habitantes (Arrubla-Posada et al., 2016).

Entre los servicios ambientales que se ven disminuidos en las ciudades se encuentran la interceptación del agua de lluvia y el almacenamiento de carbono (Raciti et al., 2014), ambos son proporcionados por los árboles. Las ciudades son sitios de altas emisiones de CO<sub>2</sub>, sin embargo, tienen la capacidad de almacenar aproximadamente la cantidad que emiten a través de la vegetación que prevalece conocida como bosque urbano, purificando el aire a través de sus hojas durante la fotosíntesis. Por lo tanto, estos tipos de bosques tienen un papel fundamental en el ecosistema urbano (Raciti et al., 2014) y en la mitigación del cambio climático mundial.

El CO<sub>2</sub> es el gas de efecto invernadero que más influye en el calentamiento global, debido a que su concentración en la atmósfera ha aumentado considerablemente a partir de la revolución industrial, de 280 partes por millón (ppm) durante el siglo dieciocho, a 415 ppm en 2019. Este último valor excede las concentraciones naturales que se conocen desde hace 600,000 años y que han variado de 180 a 330 ppm (Rodríguez-Becerra, Mance, 2009; AEMET (Observatorio de Vigilancia Atmosférica Global de la Agencia Estatal de Meteorología) 2019).

Los bosques urbanos también ayudan en la hidrología urbana mediante la interceptación del agua de lluvia a través de la copa de los árboles (Livesley et al., 2014), interceptando

entre un 10 a 50 % de la precipitación total (Nytch et al., 2018). Por lo tanto, los árboles urbanos son útiles en la mitigación de las inundaciones, disminuyendo costos para controlar los daños que éstas pueden ocasionar (Kermavnar y Vilhar, 2017), y la subsecuente erosión del suelo (Asadian y Weiler, 2009). Por otro lado, los bosques urbanos son importantes para mantener las reservas del agua en las ciudades a través de un proceso que incluye la captación de la lluvia, su infiltración al subsuelo y que finaliza con la recarga de los mantos acuíferos (Martinez-Trinidad, 2011). Entre las características de los árboles que es considerada importante y determinante en la capacidad de intercepción del agua de lluvia en los árboles es el Índice de Área Foliar (IAF) (Duan 2017).

A pesar de la importancia de los bosques urbanos, las investigaciones sobre los servicios ambientales se han centrado en los bosques naturales y particularmente en zonas con clima templado (Nytch et al., 2018). Sería un error pensar que los bosques urbanos brindan estos servicios con la misma calidad y cantidad como los bosques naturales o de zonas con climas diferentes (Kermavnar y Vilhar, 2017).

Por otra parte, los estudios de caracterización de vegetación se han realizado tradicionalmente con base en el trabajo de campo y consiste en inventarios de los árboles presentes en los sitios de interés. Este tipo de trabajo tiene como desventaja el estar limitado en cuanto a la superficie que puede abarcar, porque requiere mucho tiempo, dinero y esfuerzo de muestreo (Jurado- Cruz y Lozano-García, 2014). En años recientes, la percepción remota se ha convertido en una herramienta que permite optimizar los estudios de caracterización de la vegetación, porque permite abarcar mayores superficies, reduciendo el tiempo, el dinero y esfuerzo de muestreo utilizados (Jurado- Cruz y Lozano-García, 2014).

Existen pocos estudios que utilizan la percepción remota en los bosques urbanos y aún existen menos con imágenes de muy alta resolución espacial, lo que puede implicar que la precisión de las estimaciones se vea afectada por las dificultades para diferenciar entre árboles, arbustos, césped y áreas sin vegetación, por ello las imágenes de muy alta resolución espacial son una buena opción para estudiar la vegetación de bosques urbanos (Raciti et al., 2014).

En la actualidad diversos estudios se han enfocado en determinar si los bosques urbanos con vegetación de origen natural son más convenientes en las ciudades, esto en comparación con los bosques urbanos con vegetación de origen artificial (plantada). Se le llama de origen natural a aquella vegetación que es un remanente de la vegetación original del lugar, y que quedó dentro de una zona urbana debido a la expansión de la ciudad, o bien, a la vegetación que va creciendo de forma natural (espontanea) en zonas dentro de la ciudad que han sido abandonadas, como por ejemplo edificios, terrenos. Esta vegetación no recibe cuidados especiales como pueden ser: poda, fertilización o riego, a diferencia de la vegetación de origen plantado. Se llama de origen artificial o plantado a la vegetación que originalmente no pertenece a cierto lugar de manera natural, esta vegetación fue establecida a través de actividades de siembra o plantación.

Existen estudios donde se menciona que los bosques urbanos con vegetación de origen natural son mejores para la conservación de la biodiversidad urbana, esto ayuda no solo a la conservación de especies nativas de árboles, también permiten pueden actuar como un lugar donde converjan especies nativas y no nativas de árboles. Esto puede resultar en una mayor diversidad de árboles y con ello de otras especies de fauna, como por ejemplo de insectos. En los bosques plantados la conservación de la biodiversidad no suele ser una prioridad, como sucede en los parques, donde es común que se seleccionen ciertas especies de árboles que brinden un solo atractivo visual a las ciudades y que en ocasiones son especies no nativas de la zona. Por lo tanto, se considera importante la integración de bosques urbanos de origen natural en las ciudades (Kowarik et al.,2019).

Sin embargo, también se ha reportado que los árboles de origen natural en los bosques urbanos tienen una mayor tasa de mortalidad, en comparación con árboles plantados de bosques urbanos. Esto se ha atribuido a las condiciones cambiantes a las que se enfrentan estos árboles, condiciones propias de estar dentro de una ciudad, como por ejemplo a las actividades humanas y a factores ambientales (altas temperaturas, menor cantidad de lluvia), esto provoca una mayor competencia entre los árboles por la luz y agua, que puede llegar a ser menor a la que están adaptas y a la que tendrían acceso en los bosques naturales (USDA, 2012).

## INTRODUCCIÓN

---

En esta investigación, se realizaron estimaciones de la interceptación del agua de lluvia y de la biomasa aérea a través de datos de campo y con información obtenida con imágenes multi espectrales de muy alta resolución espacial. Los resultados pueden utilizarse como una herramienta en planeación del desarrollo urbano de la ciudad de Mérida, Yucatán.

## CAPÍTULO I

### ANTECEDENTES

#### 1.1.1 Importancia de los bosques urbanos en la intercepción del agua de lluvia y en el almacenamiento de carbono.

##### *Importancia de los bosques urbanos en la intercepción de lluvia*

En bosques naturales se sabe que la pérdida por intercepción del agua de lluvia en la copa de los árboles puede ser de hasta un 50 % o más de la lluvia total. Sin embargo, en bosques urbanos no se conoce el porcentaje de intercepción del agua de lluvia que tiene el arbolado. Esto se debe a la falta de investigaciones en parques y bosques urbanos (Nytch et al., 2018) y a que existe una alta incertidumbre al estimar este servicio ambiental. Esta incertidumbre es debido a que la intercepción del agua de lluvia se ve influenciada diversas variables relacionadas con características propias de las lluvias, condiciones climáticas y de la estructura de la vegetación que presenta condiciones diferentes a los de los bosques naturales. (Asadian y Weiler, 2009).

En las escasas investigaciones de intercepción de lluvia en bosques urbanos se reporta que los árboles de las ciudades pueden reducir hasta el 20 % de la escorrentía en los bosques urbanos, por lo que dichos bosques deberían ser considerados con mayor prioridad en el diseño de las ciudades (Livesley et al., 2014).

La presencia de diferentes especies en los bosques urbanos puede tener una influencia en el porcentaje de intercepción de lluvia. Pues, se ha observado que existe más intercepción del agua de lluvia en áreas con un mayor número de especies comparándolo con áreas de una sola especie, como lo han reportado (Kermavnar y Vilhar, 2017), estos autores encontraron un 18 % de intercepción en un bosque urbano mixto, compuesto de *Quercus petraea*, *Castanea sativa* y *Picea abie*, mientras que en un bosque urbano de pino ripario con una dominancia de *Pinus sylvestris* L. y con una cobertura de copa fragmentada, encontraron solo el 3.9 % de intercepción.

La biomasa y la estructura de la copa de los árboles también están relacionadas con una mayor intercepción del agua de lluvia (Cháidez et al., 2008; Návar et al., 2008). Se conoce que el tipo de hoja de los árboles influye en su capacidad de interceptar lluvia, por lo

tanto, individuos con hojas bipinnadas interceptan mayor porcentaje del agua de lluvia, como *Albizia procera* (22.7 %), en comparación con individuos con hojas simples, como *Calophyllum antillanum* que intercepta menor porcentaje del agua de lluvia (16.7 %) (Nytch et al., 2018). En conjunto los árboles con hojas bipinnadas y hojas simples interceptan hasta 19.7 % del agua de lluvia. A pesar de ello, se debe considerar que el efecto del tipo de hoja se ha encontrado significativo en eventos de lluvia con intensidades bajas ( $< 2.5$  mm/h) y medias ( $\geq 2.5 < 7.6$  mm/h), pero no han sido significativos en lluvias con intensidades altas ( $\geq 7.6$  mm/h), al menos en un bosque urbano tropical (Nytch et al., 2018).

El Índice de Área Foliar, es otra variable importante en el proceso de intercepción del agua de lluvia, que incluso se ha considerado como la más importante (van Dijk y Buijnzeel, 2001), y que permite mejorar la caracterización de la cobertura del dosel. Se ha reportado en múltiples estudios que existe mayor intercepción de lluvia en árboles con mayor cantidad de hojas (IAF), esto porque las hojas obstruyen el paso de las gotas de lluvia, permitiendo que un porcentaje se evapore desde el dosel y otro porcentaje sí llegue al suelo (Deguchi et al 2006). Se han reportado estudios donde los árboles con mayor IAF interceptan mayor porcentaje de lluvia, esto porque normalmente un mayor IAF es indicador de mayor cobertura del dosel, por cual es menor la cantidad de lluvia que puede traspasar el dosel (Duan, 2017).

La incertidumbre que genera estimar la intercepción del agua de lluvia por la copa de los árboles puede disminuirse utilizando imágenes obtenidas con tecnologías de sensores remotos (Roth, Slatton, y Cohen, 2007). Sin embargo, es importante considerar la resolución de estas imágenes, ya que la subestimación de las variables de interés aumenta conforme la resolución disminuye (Raciti et al., 2014). Es por ello que las imágenes de muy alta resolución espacial (pixel  $\leq 1.0$  m) han demostrado ser una herramienta adecuada para la predicción de la intercepción de lluvia, debido a que permiten obtener imágenes más detalladas de los árboles (Nieschulze et al., 2009). Específicamente, porque el tamaño del pixel es más pequeño que los árboles, de esta forma se calculan mejor las características espectrales de los árboles y con ello se pueden hacer mejores estimaciones de la intercepción del agua de lluvia (Nieschulze et al., 2009).

*Importancia de los bosques urbanos en el almacenamiento de carbono*

A pesar de ser conocida la importancia del almacenamiento del carbono como servicio ambiental en bosques urbanos, las estimaciones del almacenamiento de carbono se han realizado primordialmente en los bosques naturales (Strohbach y Haase, 2012; Boukili et al., 2017). Se sabe que la cantidad de biomasa y almacenamiento de carbono en bosques urbanos depende de las características de la vegetación y las del sitio, como son: la estructura de la vegetación, la composición de especies y su edad, el tamaño de los árboles, el tamaño del bosque y la competencia por los recursos, así como las características químicas y físicas del lugar (Timilsina et al., 2014).

En bosques urbanos con una vegetación densa o/y con árboles de dimensiones grandes se presentan grandes cantidades de biomasa y carbono almacenado (Liu y Li, 2012; López-López et al., 2018). La categoría diamétrica también influye en el almacenamiento de biomasa y carbono en bosques urbanos. Se ha observado en ocasiones que la categoría diamétrica más grande almacena mayor cantidad de biomasa, incluso cuando esta categoría representa una cantidad de árboles menor en comparación con otras categorías (Nowak, 1994; Santoyo-Gómez et al., 2014). En diversos estudios se ha reportado que categorías diamétricas entre 26.7 - 48.3 cm presentan mayor biomasa y almacenamiento de carbono aun representando un bajo porcentaje del arbolado total (19.64 %), a diferencia de categorías diamétricas entre 5 - 26.6 cm. Además, categorías mayores a los 77 cm pueden almacenar hasta mil veces más que una categoría por debajo de 7 cm y con el mayor porcentaje del arbolado total (Nowak, 1994; Santoyo-Gómez et al., 2014). El almacenamiento de carbono individual de los árboles urbanos puede ser mayor que el de los árboles de bosques naturales, debido a las condiciones de menor densidad que pueden permitirles desarrollarse y crecer sin ser obstruidos por otros individuos (Timilsina et al., 2014).

Alrededor del 50 % de la biomasa seca es carbono (Vashum y Jayakumar, 2012), por lo tanto, el cálculo y la estimación de la biomasa en árboles permite cuantificar el almacenamiento de carbono de los bosques (Jurado- Cruz y Lozano-García, 2014). De entre los cinco reservorios de carbono del ecosistema terrestre identificadas por el Panel intergubernamental del cambio climático, la biomasa aérea representa la mayor porción de carbono (Vashum y Jayakumar, 2012).

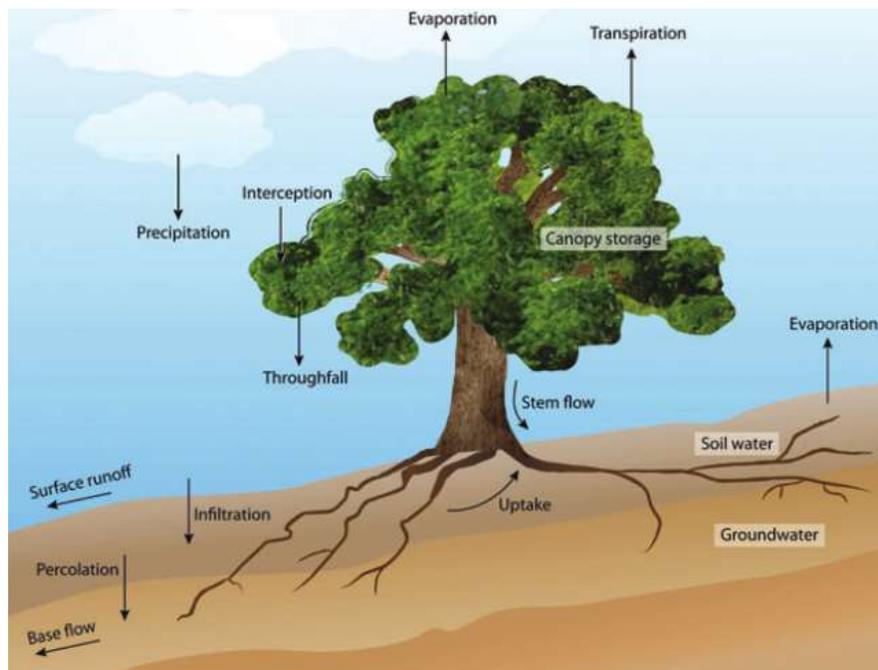
Muchos estudios han estimado la biomasa arbórea utilizando información de sensores remotos y datos de campo. (Jurado- Cruz y Lozano-García, 2014), permitiendo mejorar las estimaciones de biomasa aérea, porque conforme se incrementa la resolución espacial, disminuye la subestimación de la biomasa aérea. Conforme se va disminuyendo la resolución espacial de una imagen, el tamaño del píxel va aumentando, esto ocasiona que en solo píxel pueda encontrarse no solo los árboles de los que se quiere obtener información, sino también otros objetos. Por lo tanto, el resultado es un incremento en la variabilidad de las características espectrales de los objetos presentes en el píxel, incrementado el error en las estimaciones realizadas (Raciti et al., 2014).

Existe la necesidad de hacer estimaciones de la biomasa aérea y conocer su distribución espacial en las ciudades, que sirvan para entender el potencial de los bosques urbanos en el almacenamiento de carbono y la emisión de carbono durante la deforestación. Estas estimaciones pueden proveer información para mejorar el manejo y la protección de los bosques urbanos como una estrategia para contrarrestar los efectos del cambio climático (Davies et al., 2011; Vashum y Jayakumar, 2012).

Un manejo adecuado que considere características de la estructura de la vegetación como la riqueza de especies, el diámetro a la altura del pecho (DAP) y la altura del tallo principal, puede incrementar la biomasa aérea y el almacenamiento de carbono en los bosques urbanos y por lo tanto, ayudar en la mitigación del cambio climático (Davies et al., 2011; López-López et al., 2018).

### **1.1.2 Intercepción del agua de lluvia y su estimación**

La intercepción del agua de lluvia se define como el porcentaje de lluvia bloqueada por las hojas de las copas de los árboles. La lluvia bloqueada puede seguir varios caminos (Roth et al., 2007) 1) ser almacenada temporalmente en las hojas de la copa (canopy storage) (Xiao y McPherson, 2003), 2) evaporarse directamente desde las hojas y regresar a la atmósfera (interception loss), 3) alcanzar el suelo pero a una velocidad y tiempo disminuido, porque esta va cayendo por las ramas, después al tronco y finalmente llega al suelo (stemflow), 4) llegar al suelo por goteo directo desde la copa al suelo (throughfall) (Figura 1.1).



**Figura 1. 1** Balance hidrológico de un bosque. La precipitación interceptada en la copa del árbol puede evaporarse directamente y regresar a la atmósfera (interception loss), ser almacenada temporalmente en la copa (storage), ir cayendo por las ramas y tronco hasta alcanzar el suelo (stem flow) o caer directamente desde la copa al suelo (throughfall). Tomado de Roth et al., 2007.

Cualquiera que sea el camino de la lluvia interceptada por los árboles, esta permite reducir la cantidad del agua que llega al suelo y/o disminuir la velocidad de llegada, ayudando así a mitigar las inundaciones, evitando que se acumule gran cantidad de agua en una extensión de suelo. Este servicio ambiental tiene gran importancia en las ciudades, donde los bosques urbanos y peri urbanos bien planificados pueden brindarlo (Huang et al., 2017).

Existen varios métodos para medir y estimar la intercepción de lluvia, los que consideran las características de la vegetación (como el índice de área foliar), del evento de lluvia o/ las variables ambientales (Xiao y McPherson, 2003; Návar et al., 2008; Flores et al., 2016). Si bien es cierto que mientras mayor sea el número de variables a medir se espera obtener una idea más completa del servicio de intercepción de lluvia, el nivel de complejidad para realizar las mediciones en campo también se incrementa. Esto aumenta la inversión económica, de tiempo y capacitación para hacer las mediciones, además de que requiere un alto nivel de seguridad para cuidar el equipo especializado (pluviómetros,

evaporímetros, termómetros de máximas y mínimas). Estas desventajas se reducen en los métodos con menos variables a medir, pero incrementan el nivel de incertidumbre al momento de describir la capacidad de intercepción del agua de lluvia en los bosques.

Por otro lado, lo que es una constante entre los métodos complejos y los simples es la medición a través de la diferencia entre la lluvia total afuera de la copa de los árboles y la lluvia filtrada debajo de la copa de estos:  $I = P_G - T$ , donde  $I$  es la intercepción (mm),  $P_G$  es la lluvia afuera de la copa de los árboles y  $T$  es la lluvia debajo de los árboles (Xiao y McPherson, 2003).

### **1.1.3 Biomasa aérea y su estimación.**

La biomasa es la materia orgánica que puede ser usada como fuente de energía, en pocas palabras es energía almacenada en el ecosistema. Con la estimación de la biomasa aérea de los árboles se puede cuantificar la cantidad de carbono almacenado en los componentes superficiales del árbol: hojas, ramas, tronco y corteza (biomasa aérea) (Bernasconi et al., 2017), de manera que su estimación es un indicador del tamaño de dicha reserva (Ruiz-Aquino et al., 2014).

La biomasa aérea se expresa en toneladas por hectárea (Ton/ha) (Ramírez-Ramírez et al., 2017) y su estimación en bosques se puede hacer mediante métodos directos o indirectos. Los métodos directos o también llamados destructivos son métodos complejos y que ocupan mucho tiempo, porque consisten en talar el árbol, secarlo y pesar cada una de sus partes (Ruiz-Aquino et al., 2014). Además de que la tala de dichos árboles se contrapone a su conservación. Los métodos indirectos o métodos no destructivos, estiman la biomasa utilizando ecuaciones alométricas (Ramos-Beltrán et al., 2014), que toman en cuenta características dasométricas del árbol menos complejas de medir en campo, como el diámetro normal o DAP, la altura total del árbol y la densidad de la madera (Ruiz-Aquino et al., 2014).

Las ecuaciones alométricas se han desarrollado principalmente para árboles que crecen en bosques naturales, por lo tanto, el desarrollo de ecuaciones para árboles de la ciudad se ha visto rezagado. Esto provoca que se haga un uso indiscriminado de ecuaciones de tipo general, que normalmente subestiman o sobreestiman la biomasa en los bosques

urbanos, porque están desarrolladas considerando características de crecimiento de un árbol bajo condiciones naturales. Estas condiciones son distintas, a las presentes en las ciudades, donde los árboles pueden no presentar competencia, generalmente tienen riego y el suelo y el ambiente es diferente. Ocasionando diferencias en las dimensiones que los árboles pueden alcanzar (McHale et al., 2009; Rhoades y Stipes, 1999; Steingraeber, 1982). Esto lo mencionan Rhoades y Stipes, quienes reportaron que los árboles de la ciudad tuvieron mayores tasas de crecimiento del tronco, en comparación con los árboles de bosques naturales. Mencionan que puede deberse a la menor competencia que puede existir entre los árboles urbanos, porque existe mayor distancia entre cada árbol, por lo tanto, la competencia por la luz del sol es menor (Pretzsch et al., 2015). Steingraeber (1982) encontró diferencias en el crecimiento alométrico y en la fenología de árboles de ambientes abiertos y de árboles de ambientes cerrados. Además, por su constante riego, así como a programas de fertilización por parte del gobierno (Velasco et al., 2016; Tigges y Lakes, 2017).

Por ello es importante utilizar en medida de lo posible, las ecuaciones alométricas desarrolladas para árboles de bosques urbanos y así buscar reducir el sesgo de las estimaciones de biomasa (López-López et al., 2018) o en su defecto, ecuaciones locales que incluyan el mismo tipo de vegetación o similares o/y que consideren la altura y la densidad de la madera, reduciendo en gran medida el uso de ecuaciones generales (Ramírez-Ramírez et al., 2017).

Una de las herramientas disponibles para estimar la biomasa en arboles de la ciudad es la que ofrece I-Tree Eco México (versión 6), que es un software gratuito, desarrollado por el servicio forestal de Estados Unidos (USDA), y que originalmente tenía ecuaciones desarrolladas solo en arboles urbanos de Estados Unidos, pero que después se adaptó a México, mediante adaptaciones de información geográfica, climática, de registros atmosféricos, y de listados e inventarios de especies de árboles urbanos. Y que ya ha sido utilizado como herramienta en algunas ciudades de México, como en la ciudad de México (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2018; Revista Mexicana de Ciencias, 2017).

Otro método más actual, es el uso de imágenes obtenidas con percepción remota (Liu y Li, 2012). Este método se basa en información obtenida por sensores multiespectrales e

hiper espectrales y junto con mediciones en campo, utiliza modelos de regresión, que permiten estimar la biomasa aérea en bosques a menor costo y tiempo que los métodos tradicionales y obteniendo buenos resultados (Bernasconi et al., 2017).

### **1.1.4 Percepción remota**

La percepción remota es el proceso por el cual se obtiene información de un objeto terrestre sin estar en contacto directo con él, esto se realiza mediante la captura de imágenes o fotografías aéreas a través de sensores, que están montados en satélites, vehículos aéreos piloteados o no piloteados, como los drones (González, 2017; Hernández-Stefanoni y Tarhuni, 2016).

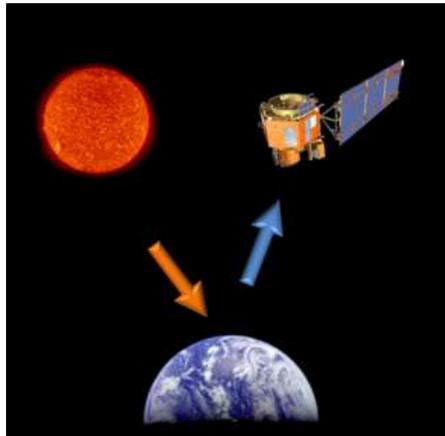
La también conocida teledetección tiene como fundamento la radiación electromagnética que proviene de una superficie, esta radiación incluye la energía emitida por una superficie y la energía solar reflejada. En la región óptica del espectro (0.4 - 3.0  $\mu\text{m}$ ) la radiación que proviene de las superficies es la radiación solar reflejada. Al sumar la energía emitida y la energía reflejada se obtiene la radiación reflejada total, que junto con la irradiancia conforman la reflectividad (reflectividad espectral) de la superficie en diferentes longitudes de onda (Manzo-delgado y Meave, 2003).

En percepción remota se emplean las bandas de la región óptica del espectro, como las regiones del visible: azul (0.4 - 0.5  $\mu\text{m}$ ), verde (0.5 - 0.6  $\mu\text{m}$ ) y rojo (0.6 y 0.7  $\mu\text{m}$ ), la región del infrarrojo: cercano (0.7 - 1.3  $\mu\text{m}$ ), medio (1.3 - 8  $\mu\text{m}$ ) y térmico (8 - 14  $\mu\text{m}$ ) y de las microondas, que tienen longitud de onda desde 0.1 cm (Manzo-delgado y Meave, 2003).

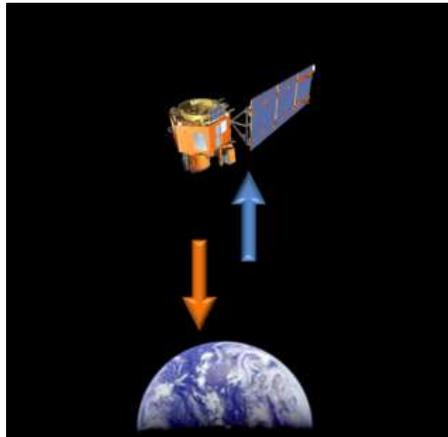
La percepción remota es todo un sistema formado por los siguientes elementos: 1) Fuente de energía, que emite la radiación electromagnética que es detectada por el sensor, con base a ello, la percepción remota puede clasificarse en dos, a) pasiva, donde la fuente de energía es externa al sensor, entre ellos se encuentran los sistemas fotográficos, los radiómetros multi o hiper espectrales, b) activa, donde la fuente de energía es emitida por el mismo sensor, estos incluyen el radar y LiDAR (Figura 1.2 y 1.3) 2) Cubierta terrestre, que es cualquier masa que pueda recibir la energía originada desde la fuente y que la refleja en diferentes niveles dependiendo de sus características físicas, por ejemplo masas de asentamientos humanos y vegetación 3) Sistema sensor, formado por el sensor

y su plataforma, su función es captar la energía que proviene de la cubierta terrestre, codificarla y grabarla o enviarla al 4) Sistema de recepción, donde se recibe la información enviada por la plataforma, se graba en un formato, se corrige y posteriormente es distribuida a los intérpretes. 5) Intérprete, es la encargada de analizar la información en forma de imágenes digitales, transformándola así en una clave cuantitativa que facilita la evaluación del problema de estudio. 6) Usuario final, analiza el reporte de la interpretación de la información, y se encarga de establecer las consecuencias que puedan derivarse del reporte (Chuvieco, 1995; NASA, 2012).

La percepción remota es utilizada en estudios donde se requiere mapear la superficie terrestre y se aplican en estudios ecológicos, de planeación urbana, monitoreo de recursos forestales e hídricos y en la evaluación de los impactos sobre el ambiente. Tienen ventajas respecto a los inventarios tradicionales en campo, ya que disminuyen el tiempo para obtener la información y la inversión de dinero para llegar a las áreas de interés y/o para áreas grandes (Acosta et al.,2017).



**Figura 1. 2** Sensor pasivo.



**Figura 1. 3** Sensor activo.

### **1.1.5 Sensores ópticos pasivos**

Las imágenes ópticas pueden ser obtenidas mediante satélites o a través de equipos aéreos, como los drones, y son frecuentemente utilizadas en los estudios de vegetación debido a que se ha ido mejorando constantemente su resolución espacial y su cobertura y porque son una herramienta útil para complementar el trabajo de campo, principalmente en áreas de difícil acceso o lejanas (Lu, 2006).

Las imágenes ópticas tienen cuatro tipos de resoluciones, la resolución espacial, la resolución espectral, la resolución temporal y la resolución radiométrica. La resolución espacial hace referencia a la capacidad de visualizar con diferente grado de detalle los objetos de la superficie, se mide en píxel, por lo tanto, a menor tamaño de los píxeles de una imagen, la resolución espacial será más alta. La resolución espectral se refiere al número y al ancho de las bandas espectrales que el sensor es capaz de detectar para generar las imágenes ópticas, a menor ancho de banda la resolución espectral será mayor. Se le conoce como sensores multi espectrales a los que son capaces de registrar varias longitudes de onda. La resolución temporal hace referencia a la frecuencia en que un satélite obtiene imágenes de un área. La resolución radiométrica se relaciona con la sensibilidad del sensor, se determina por la cantidad de niveles de grises en los que se divide la radiación electromagnética captada por el sensor, esta información se encuentra en números digitales y permite el procesamiento y análisis de las imágenes, a mayor cantidad de niveles de grises mayor es la resolución radiométrica (Chuvienco, 1996).

### 1.1.6 Imágenes de muy alta resolución espacial.

Las imágenes de muy alta resolución espacial tienen una resolución por píxel  $< 1$  m, por lo tanto, permiten obtener mayor detalle de la vegetación, a diferencia de imágenes con una resolución espacial mediana o baja (Cuadro 1.1) (Falkowski et al., 2009). La información necesaria para el manejo de los bosques naturales y urbanos necesita ser obtenida con la mayor resolución espacial y temporal posible. Sin embargo, las imágenes de sensores remotos que se usan con mayor frecuencia, como Landsat TM o SPOT HRV, suelen tener una resolución temporal suficiente (16 días y 20 días) pero una resolución espacial mediana (30 m y 20 m) provocando que en ocasiones no contenga el detalle suficiente para generar inventarios forestales.

Esto se debe a que los árboles tienen un tamaño más pequeño que el tamaño del píxel en las imágenes de resolución espacial mediana (10 a 30 m), provocando que no puedan medirse apropiadamente variables como la dimensión de las copas de los árboles. Al usar imágenes de muy alta resolución espacial el tamaño de los árboles es más grande que el tamaño del píxel de la imagen, permitiendo medirlos con mayor certeza (Strahler, et al., 1986).

Sin embargo, las imágenes de muy alta resolución espacial tienen como desventaja que al tener una mayor resolución espacial la cantidad de datos para procesar es mucho mayor al de una imagen con mediana resolución espacial, y por lo tanto, para cubrir un área grande es necesario tomar una gran cantidad de imágenes (Falkowski et al., 2009).

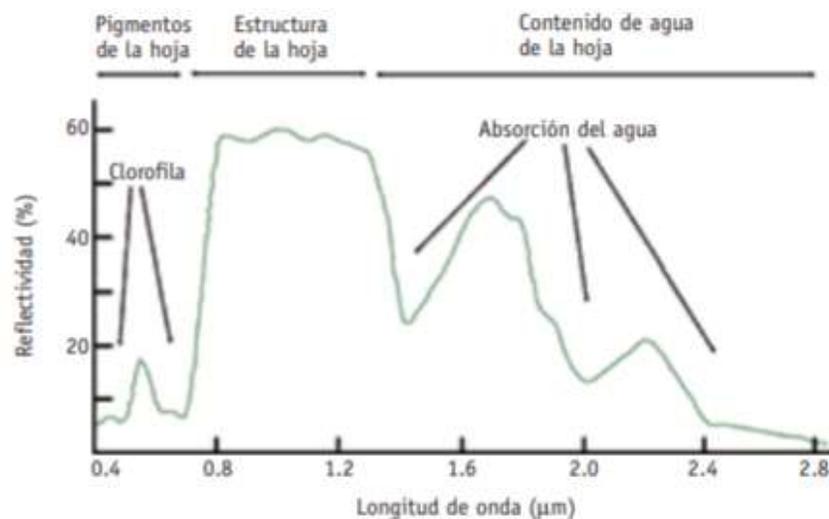
**Cuadro 1. 1** Clasificación con base en los píxeles de las imágenes ópticas, tomado de Dowman et al., 2012.

Clasificación	Resolución por píxel
Baja resolución	$> 30$ m y $< 300$ m
Mediana resolución	$> 5$ m y $\geq 30$ m
Alta resolución	$> 1$ m y $\geq 5$ m
Muy alta resolución	$\leq 1$ m

### 1.1.7 Percepción remota en el estudio de la vegetación.

Las características espectrales de una vegetación sana consisten en la región del visible (0.4 a 0.7  $\mu\text{m}$ ) tiene una reflectancia baja, en el infrarrojo cercano (0.7 a 1.3  $\mu\text{m}$ ) sucede lo opuesto, la reflectancia es alta, y disminuye en el infrarrojo medio (1.3 a 2.6  $\mu\text{m}$ ).

El comportamiento de la vegetación en la región visible se debe a la absorción energética de los pigmentos fotosintéticos de los cloroplastos. Sin embargo, este comportamiento presenta un pico en la porción verde del espectro (0.55  $\mu\text{m}$ ), provocado por una disminución de la absorción energética en la porción verde de la región visible brindándole el color verde a la vegetación (Figura 1.4) (Manzo-delgado y Meave, 2003).



**Figura 1. 4** Comportamiento espectral de la vegetación. Tomada de (Manzo-delgado y Meave (2003).

El uso de drones para obtener imágenes de muy alta resolución espacial incluye varias ventajas: i) resultan más económicas a diferencia de otras imágenes de alta resolución espacial como Quick-Bird o Rapid Eye, ii) se pueden obtener imágenes de incluso 1 cm de tamaño de pixel, esto conforme más bajo vuela el dron y por esto mismo se incrementa la precisión en la estimación de la estructura de la vegetación, iii) al volar el dron más bajo que las nubes se disminuye el factor nubosidad, que dificulta la obtención de las imágenes, iiiii) además, las imágenes tienen una alta resolución temporal (Hernández-Stefanoni y Tarhuni, 2016).

### 1.1.8 Índices de vegetación

Los índices de vegetación son transformaciones realizadas a las imágenes espectrales que reducen el volumen de los datos de la imagen, haciendo más claro determinados fenómenos relacionados con la vegetación. Consiste en una división, píxel a píxel entre los valores digitales en dos bandas de la misma imagen (banda infrarrojo cercano y roja), esto permite optimizar la discriminación entre el suelo y vegetación y reducir el efecto del relieve en la caracterización espectral de diferentes coberturas.

Los índices de vegetación permiten diferenciar entre coberturas de vegetación con alta y baja actividad fotosintética y coberturas sin vegetación, con una sencilla operación algebraica y con un resultado simple de interpretar. Esto es posible debido a las características espectrales de la vegetación, la vegetación sana tiene un contraste alto entre las bandas visibles, principalmente en las bandas infrarrojo cercano y roja. En la región visible del espectro electromagnético los pigmentos de las hojas absorben la mayor parte de la energía que reciben, y estos pigmentos reflejan muy poco en el infrarrojo cercano, provocando un contraste espectral entre las bandas roja e infrarrojo cercano del espectro, haciendo posible diferenciar la cobertura de vegetación con las otras coberturas (Soria-Ruíz y Ramírez- Granados, 2005).

Los índices de vegetación presentan limitaciones relacionadas con el relieve, la saturación y/o por factores atmosféricos, tal es el caso del RVI (Ratio Vegetation Index), que es usado ampliamente para las estimaciones de biomasa. Sin embargo, cuando la cobertura de la vegetación es escasa (< 50% de cobertura) el índice es altamente sensible a las condiciones atmosféricas (Chuvienco, 1996; Xue y Su, 2017).

Entre los diferentes índices de vegetación, el más utilizado es el NDVI. El Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI, por sus siglas en inglés) es un índice adimensional que mide la relación entre la energía absorbida y la energía emitida por los objetos, en estudios de vegetación permite medir el “verdor” de la vegetación a través de combinaciones matemáticas, es el más utilizado porque es sencillo para calcular y de interpretar, sus valores van de - 1 a + 1, en donde valores menores a 0.1 corresponden a cuerpos de agua y a la tierra desnuda y los valores altos se dan en zonas con actividad fotosintética como la selva, bosques y plantaciones agrícolas (Raciti et al., 2014).

Además, se ha reportado que valores negativos se relacionan con zonas urbanas (Salinas-Zavala et al., 2017). El NDVI Se obtiene con la ecuación:  $(\text{Infrarrojo cercano} - \text{Rojo}) / (\text{Infrarrojo cercano} + \text{Rojo})$  (Meneses-Tovar, 2011). Sin embargo, presenta limitaciones, como la saturación, principalmente al intentar relacionarlo con la biomasa y la cobertura vegetal es  $> 50\%$ , provocando subestimaciones. Y problemas cuando la cobertura vegetal no es alta, ocasionando que las respuestas espectrales de la vegetación se vean afectadas por aquellas provenientes del suelo. También tiene problemas con la iluminación, relacionados con los efectos atmosféricos, afectando los valores de reflectancia (Gonzaga-Aguilar, 2014).

### **1.1.9 Medidas de textura**

La textura es una de las características más importantes usadas para la identificación de aspectos estructurales de la vegetación, en una imagen de tipo satelital o fotografía aérea (Haralick et al., 1973) y que se ha comprobado, que mejora la precisión en el estudio de la vegetación, específicamente en la estimación de biomasa aérea (Sarker y Nichol, 2011; Reyes Palomeque, 2018). La textura de una imagen es una propiedad importante que brinda información de un objeto o una región seleccionada en una imagen (Vashum y Jayakumar, 2012), y se define como una medida de la variabilidad de los valores de reflectancia de los píxeles entre los píxeles vecinos dentro de una ventana de análisis establecida, por lo tanto, se puede conocer la distribución espacial de las variaciones de tonos de grises de los objetos (Haralick et al., 1973; Presutti, 2004).

Para el cálculo de las medidas de textura se debe dividir la imagen en ventanas con  $n \times n$  píxeles. Elegir el tamaño de ventana es complejo, porque es posible que los tamaños pequeños sean más sensibles para identificar variaciones de brillo a escalas pequeñas, y viceversa en tamaños grandes. Así, es posible determinar la variabilidad de un área y discriminar lo que corresponda a vegetación y la que no, esto en función de la resolución espacial de la imagen (Kelsey y Neff, 2014).

Las medidas de textura pueden estar basadas en estadísticas de 1er orden o en estadísticas de 2do orden, que se basan en la matriz de co-ocurrencia. Las texturas de primer orden se calculan con base en los valores de gris originales de la imagen y su frecuencia, como la media, varianza, desviación estándar. En estas no se considera la

relación entre los píxeles. Las de segundo orden se calculan mediante la relación de co-ocurrencia entre grupos de dos píxeles de la imagen original y a una distancia determinada (Presutti, 2004).

La matriz de co-ocurrencia (GLCM, por sus siglas en inglés: Grey Level Co- occurrence Matrix) es el método más usado para medir matemáticamente la textura y se basa en las texturas de 2do orden. La GLCM es un resumen de la forma en que los valores de los píxeles ocurren al lado de otro valor en una ventana pequeña (Presutti, 2004). Entre las medidas de textura que se obtienen mediante GLCM son la homogeneidad, contraste, disimilaridad, media, varianza, correlación, entropía y el segundo momento angular (Cuadro1.2).

**Cuadro 1. 2** Medidas de textura de segundo orden o de co-ocurrencia (Presutti, 2004; Reyes-Palomeque, 2018).

Medidas de textura	Ecuación	Descripción
Homogeneidad	$\sum_{i,j=0}^{N-1} P_{i,j} / (1 + (i-j)^2)$	- Se considera alta cuando la matriz de co-ocurrencia se concentra a lo largo de la diagonal. Sucede cuando la imagen es homogénea de manera local, valores altos en zonas homogéneas y valores bajos en zonas heterogéneas, valores de 0 a 1.
Contraste	$\sum_{i,j=0}^{N-1} P_{i,j} (i-j)^2$	-Mide la heterogeneidad de la imagen (la variación local), valores altos en zonas con poca homogeneidad se observan manchas blancas grandes en la imagen.
Disimilaridad	$\sum_{i,j=0}^{N-1} P_{i,j}  i-j $	-Es similar al contraste, es alta cuando existe alta disimilaridad, valores de 0 - 255.
Media	$\sum_{i,j=0}^{N-1} i \cdot P_{i,j}$	-El valor del píxel corresponde al valor medio de la matriz, los valores varían conforme la cantidad de grises de la imagen, valores altos están relacionados con áreas homogéneas.
Varianza	$\frac{1}{k} \sum_{i=1}^k (x_i - \mu)^2$	-Hace referencia a la dispersión de los píxeles en la imagen. Es una medida de heterogeneidad, valores altos en zonas heterogéneas cuando la variación en los tonos grises es alta.
Correlación	$\sum_{i,j=0}^{N-1} P_{i,j} \left[ \frac{(i-\mu_i)(j-\mu_j)}{\sqrt{(\sigma_i^2)(\sigma_j^2)}} \right]$	-Medida de dependencia lineal entre los tonos de gris en la imagen. Valores altos se refieren a una alta relación entre el valor de un píxel y su vecino relacionado con zonas homogéneas, valores de -1 a 1.
Entropía	$\sum_{i,j} -P_{i,j} \ln(P_{i,j})$	-Mide el desorden en la imagen, esto es, la variabilidad de valores de los píxeles, valores altos indican mayor desorden y están relacionados sitios heterogéneos.
Segundo momento angular	$\sum_{i,j=0}^{N-1} P_{i,j}^2$	-Es una medida de homogeneidad local, valores altos cuando en la matriz de co-ocurrencia tiene pocas entradas de gran magnitud y valores bajos cuando las entradas son similares.

## **1.2 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA**

Los bosques urbanos proveen servicios ambientales entre los que podemos encontrar a la intercepción del agua de lluvia (Huang, Black, Jassal, y Les Lavkulich, 2017) que a su vez puede mitigar las inundaciones en la ciudad (Asadian y Weiler, 2009) y ii) el almacenamiento de carbono, que ayuda en el mejoramiento de la calidad del aire que respiramos, beneficiando nuestra salud y ayudando en la mitigación del cambio climático (Nowak y Crane, 2002; (Raciti et al., 2014).

Por lo tanto, la reducción de los bosques urbanos provoca un daño en el ecosistema urbano (Raciti et al., 2014), es por ello que es necesario cuantificar sus servicios ambientales para poder conocer el impacto positivo que tienen en la ciudad y usar esta información para la planeación urbana, realzando el impacto de conservar los bosques urbanos y/o establecer áreas con nuevos bosques urbanos.

Las investigaciones para cuantificar los servicios en los bosques urbanos tropicales son poco frecuentes, ya que este tipo de estudios se han realizado con mayor énfasis en bosques naturales y de zonas templadas. Por lo tanto al ser ecosistemas diferentes sería un error generalizar el comportamiento de los árboles y su capacidad de brindar estos servicios para los bosques urbanos (Nytch et al., 2018).

Con base en ello, podemos esperar que la información obtenida en esta investigación pueda ser útil en la elaboración de planes de desarrollo urbanos de Mérida y de ciudades semejantes, para mejorar la calidad ambiental y la salud de sus habitantes (Nowak y Crane, 2002). Esto mediante recomendaciones que incluyan características que deben tener los bosques urbanos en la ciudad para mitigar el cambio climático (Kermavnar y Vilhar, 2017).

## **1.3 OBJETIVOS**

### **1.3.1 OBJETIVO GENERAL**

Estimar la biomasa aérea e intercepción del agua de lluvia en bosques urbanos de Mérida con datos de campo e imágenes multi espectrales de muy alta resolución espacial.

### **1.3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

Calcular la precisión de la estimación de los dos servicios ambientales al utilizar las imágenes multi espectrales de muy alta resolución espacial.

Estimar el índice de área foliar (IAF) y su relación con la intercepción del agua de lluvia, y saber si esta variable que es menos compleja de medir en campo puede usarse como sustituta de la intercepción.

Evaluar el efecto del IAF y lluvia total en la intercepción del agua de lluvia.

Calcular si existen diferencias en la biomasa aérea, el DAP, las alturas de los árboles y la riqueza de especies, de los bosques urbanos naturales y los bosques urbanos plantados.

### **1.4 PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN**

¿Cuánto ayudan los bosques urbanos en el almacenamiento de carbono atmosférico y en la intercepción del agua de lluvia?

¿Cuál será la precisión de la estimación de la biomasa aérea e intercepción del agua de lluvia en bosques urbanos de Mérida con datos de campo e información de imágenes multi espectrales de muy alta resolución espacial (medidas de textura e índices de vegetación)?

¿Cómo es la relación entre el índice de área foliar y la intercepción de lluvia, con base en esto, el IAF que es menos complejo de medir en campo puede usarse como medida sustituta de la intercepción del agua de lluvia?

¿Cómo afectan las variables IAF y lluvia total en la intercepción del agua de lluvia?

¿Cuáles son las diferencias entre bosques urbanos naturales y los bosques urbanos plantados, considerando su biomasa aérea, el DAP, las alturas de los árboles y la riqueza de especies?

## 1.5 HIPÓTESIS

**Hipótesis I.** La precisión al estimar los atributos de la vegetación se ha visto optimizada con el uso en conjunto de información obtenida en campo y la información obtenida con imágenes de sensores remotos. Por lo tanto, se espera obtener una mejor estimación (más precisa) de la biomasa aérea y la interceptación del agua de lluvia utilizando información de las imágenes multi espectrales de muy alta resolución espacial, que incluye índices de vegetación y métricas de textura, junto con información de campo obtenido con los inventarios del arbolado en las parcelas de estudio.

**Hipótesis II.** El índice de área foliar es una de las variables menos complejas de medir en campo y de las más útiles para la caracterización del dosel de los árboles, y que influye en el balance del ciclo hidrológico mediante la escorrentía, evapotranspiración e infiltración. Por ello, se espera que exista una relación positiva entre el IAF y la interceptación del agua de lluvia que haga posible utilizar la variable IAF como medida sustituta de la interceptación del agua de lluvia.

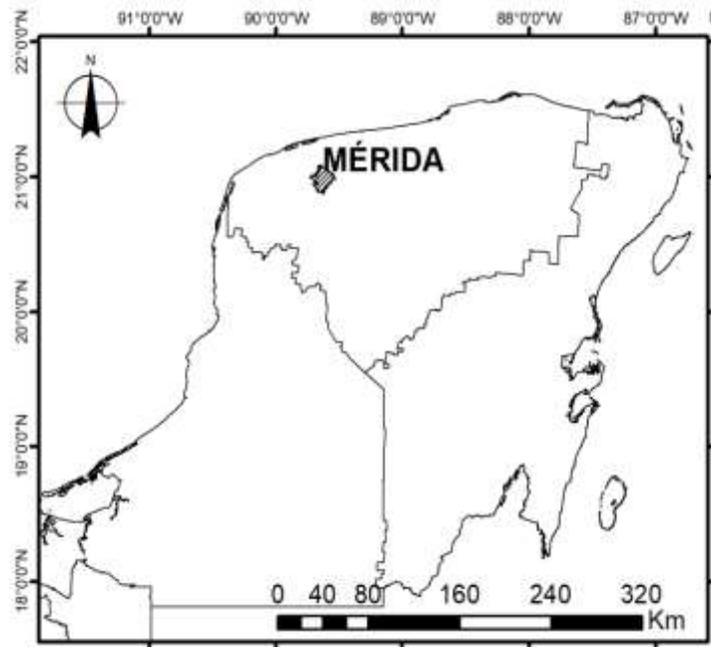
**Hipótesis III.** La interceptación del agua de lluvia es un servicio ambiental que es complejo de estimar en espacio y tiempo, debido a que se ve afectada por variables de cada evento de lluvia, como la cantidad de lluvia total, variables relacionadas con la vegetación (como el IAF y las especies presentes en la parcela), y por variables ambientales (como la velocidad y dirección del viento, la intensidad y duración de la lluvia). Por lo cual, se espera que un modelo de estimación de la interceptación del agua de lluvia que utilice, no solo las mediciones en campo del agua de lluvia interceptada, sino también incluya las variables IAF y lluvia total, explique en mayor medida la variabilidad de la interceptación del agua de lluvia, en comparación con un modelo donde se utilice solo una variable (interceptación del agua de lluvia).

**Hipótesis IV.** Los bosques urbanos pueden presentarse principalmente en dos clases, los de origen natural y de origen artificial (plantado), ambos brindan servicios ambientales. Sin embargo, existe un debate entre cuales deberían predominar en las ciudades. Los bosques naturales suelen presentar mayor riqueza de especies y se ha reportado que hay mayor riqueza conforme hay mayor biomasa, se ha registrado también que la biomasa suele ser mayor en parcelas con individuos de una mayor categoría de DAP y de más

altura. Sin embargo, debido a la poca competencia que suele existir en los árboles urbanos porque suelen estar separados los unos de los otros, logran desarrollarse más que en condiciones naturales, donde existe mayor competencia (USDA, 2012; Binkley et al., 2013; Forrester, 2014). Por lo cual, se espera que en bosques plantados exista mayor biomasa aérea, árboles con categorías de DAP más grandes y árboles más altos en comparación con los bosques naturales.

**CAPÍTULO II.****MATERIALES Y MÉTODOS****2.1 MATERIALES Y MÉTODOS****2.1.1 Área de estudio**

La ciudad de Mérida está ubicada al noroeste de la península de Yucatán, con las coordenadas 20°58'N 89° 37'O (Figura 2.1). Tiene una superficie de 858.41 km<sup>2</sup> y una población total de 892, 363 personas. El clima es de tipo Aw<sub>0</sub> (cálido subhúmedo con lluvias durante el verano), con una temperatura media de 26.2° Celsius. La temporada de lluvias va de junio a septiembre. La lluvia promedio anual es de 1014.1 mm (INEGI, 2017).



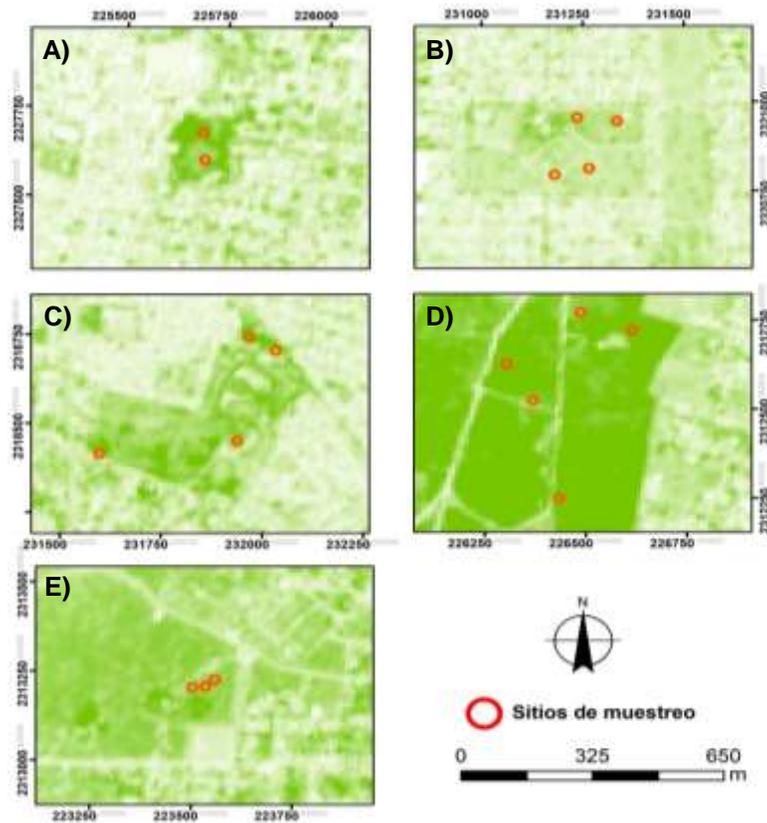
**Figura 2. 1** Ubicación del área de estudio, en la ciudad de Mérida, Yucatán.

### 2.1.2 Diseño de muestreo

La medición de biomasa aérea en campo se realizó en 5 bosques urbanos (Figura 2.2), en los cuales se colocaron un total de 18 parcelas (Figura 2.3) La medición de interceptación del agua de lluvia se hizo en solo 10 de las 18 parcelas porque los pluviómetros fueron robados (Cuadro 2.1).



**Figura 2. 2** Distribución de los 5 bosques urbanos en donde se realizó la investigación. Jardín: Jardín Botánico Regional del CICY “Roger Orellana”, Fraccionamiento: Fraccionamiento del Parque, Acuparque: Acuparque de Vergel, MAPSA: Materiales Anillo Periférico MAPSA, Metropolitano: Parque Ecológico Metropolitano del Sur Yu’um tsil.



**Figura 2. 3** Las imágenes A, B, C, D, E se crearon con índices de vegetación (NDVI) de los bosques urbanos obtenidos en este trabajo y con imágenes Sentinel y presentan la distribución de las 18 parcelas de estudio: A) Jardín Botánico Regional del CICY “Roger Orellana”, B) Fraccionamiento del Parque, C) Acuarparque de Vergel, D) Materiales Anillo Periférico MAPSA, E) Parque Ecológico Metropolitano del Sur Yu’um tsil.

**Cuadro 2. 1** Área de los bosques urbanos donde se colocaron las parcelas, en 18 parcelas se calculó la biomasa aérea en campo y en 10 parcelas se calculó la intercepción de lluvia en campo.

Bosque urbano	Área (m <sup>2</sup> )	ha	Número de parcelas	Biomasa aérea en campo	Intercepción de lluvia en campo
Parque Ecológico Metropolitano del Sur Yu'um tsil	5,450	0.545	3	APLICA	APLICA
Materiales Anillo Periférico MAPSA	208,000	20.8	5	APLICA	APLICA
Jardín Botánico Regional del CICY "Roger Orellana"	22,664	2.26	2	APLICA	APLICA
Acuaparque de Vergel	151,000	15.18	4	APLICA	NO APLICA
Fraccionamiento del Parque	103,233	10.23	4	APLICA	NO APLICA
<b>Total de parcelas</b>			<b>18</b>	<b>18</b>	<b>10</b>

Cada parcela presentó características diferentes respecto a su vegetación y su origen.

1) Jardín Botánico Regional del CICY "Roger Orellana": las dos parcelas tuvieron vegetación remanente, la primera parcela tuvo vegetación característica de la selva baja caducifolia, entre las especies más frecuentes estuvieron *Gymnopodium floribundum* y *Mimosa bahamensis*. La segunda parcela presentó vegetación de selva mediana subperennifolia como especies *Lysiloma latisiliquum* y *Bursera simaruba*.

2) Parque Ecológico Metropolitano del Sur Yu'um tsil: las tres parcelas tuvieron vegetación remanente, entre las especies más frecuentes estuvieron *Lonchocarpus longistylus*, *Diospyros anisandra* y *Bursera simaruba*.

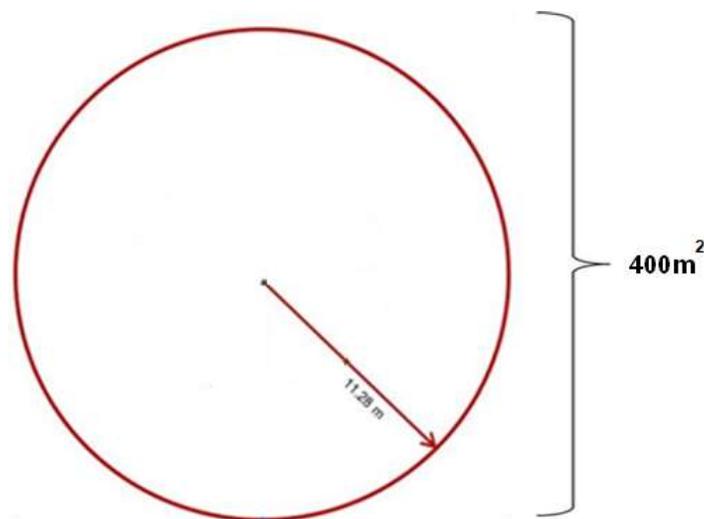
3) Materiales Anillo Periférico MAPSA: cuatro parcelas presentaron vegetación restaurada de ~ 40 años: la primera parcela presentó principalmente *Brosimum alicastrum*, la segunda parcela tuvo varios ejemplares de *Gmelina arborea*, en la tercera parcela la especie más frecuente fue *Swietenia macrophylla* y en la cuarta parcela se encontraron árboles de *Tecoma stans* y *Leucaena leucocephala*. En la quinta parcela se encontró vegetación remanente, con árboles de *Piscidia piscipula*, *Leucaena leucocephala* y *Colubrina greggii*.

4) Acuaparque de Vergel: las cuatro parcelas presentaron vegetación plantada, entre las especies estuvieron *Cordia sebestana*, *Cordia dodecandra* y *Anona glabra*.

5) Fraccionamiento del Parque: las cuatro parcelas tuvieron vegetación plantada, entre las que se encontraron estuvo *Delonix regia*.

### 2.1.3 Información de campo y cálculo de biomasa aérea en las parcelas de 400 m<sup>2</sup>.

En las 18 parcelas circulares de 400 m<sup>2</sup> con un radio de 11.28 m (Figura 2.4), se realizó un inventario de la vegetación viva, las variables consideradas fueron i) forma de vida: árbol, palma, liana, ii) DAP o diámetro a la altura del pecho medida a 1.30 m: se consideraron todos los individuos sin descartar por medida de DAP, iii) altura del tallo principal, iv) cobertura de la copa, v) especie. Este tamaño de parcela es el que suele manejarse para el cálculo de la biomasa aérea en bosques urbanos, con base en lo establecido en el modelo Urban Forest Effects (UFORE) desarrollado por el servicio forestal de los Estados Unidos (U.S Forest Service) precursor del programa I-Tree Eco, y que se diseñó para obtener información de campo estandarizada de bosques urbanos alrededor del mundo (Nowak y Crane, 2002).



**Figura 2. 4** Diseño de las parcelas circulares de 400 m<sup>2</sup> con un radio de 11.28 m para el cálculo de biomasa aérea a partir de inventarios de campo distribuidas en las 18 parcelas.

**2.1.4 Ecuaciones alométricas utilizadas.**

Para el cálculo de la biomasa aérea en campo se utilizó el programa I-Tree Eco V6 (USDA Forest Service, Washington D.C, Estados Unidos) en su versión para México, porque este programa contiene ecuaciones alométricas específicas para los árboles de las ciudades, y así disminuir el riesgo de subestimar o sobreestimar la biomasa aérea al utilizar ecuaciones generales o desarrolladas para árboles que crecen bajo condiciones de los bosques naturales.

Sin embargo, hubieron especies que no se encontraron en el programa, por lo cual se utilizaron ecuaciones alométricas para árboles no urbanos, esto es ecuaciones alométricas para árboles de ambientes naturales y locales (Ramírez-Ramírez et al., 2017; Chave et al., 2005), para las palmas con un DAP igual o mayor a 10 cm la ecuación de Frangi y Lugo (1985) y para las lianas se utilizó la ecuación manejada por Schnitzer et al., 2006 (Cuadro 2.2). Para las ecuaciones de árboles de Ramírez-Ramírez et al., (2017) y Chave et al., (2005) fue necesario utilizar el valor de la densidad de madera para las especies, para ello se consultó literatura especializada (Aguilar-Rodríguez et al., 2001; Sanaphre-Villanueva et al., 2016) y la base de datos de densidad de madera de la FAO (1997). En el cuadro 2.3 se presentan el número de individuos y especies en las que se ocuparon ecuaciones para bosques naturales y bosques urbanos.

**Cuadro 2. 2** Ecuaciones alométricas utilizadas para el cálculo de biomasa aérea de las especies de vegetación que no se encontraron en el programa I-Tree Eco V6 (USDA Forest Service, Washington D.C, Estados Unidos).

Autor (es)	Vegetación medida	Ecuación alométrica
1)(Ramírez-Ramírez et al., 2017)	Árboles de selva mediana subcaducifolia con DAP < a 10 cm	$(EXP(-4.1392+0.99*LN(DAP^2*LONG) +1.2268*DENSI))$
2) (Chave et al., 2005)	Árboles de bosques tropicales secos con DAP ≥ a 10 cm	$DENSI*EXP(-0.667+1.784*LN(DAP)+0.207*(LN(DAP))^2-0.0281*(LN(DAP))^3)$
3) (Schnitzer et al., 2006)	Lianas con un DAP ≥ a 2.5 cm	$EXP (0.049+2.053) *LN(DAP)$
4) (Frangi & Lugo, 1985)	Palmas con DAP ≥ a 2.5*	$((-4.51) + (7.7) *(LONG)) / (10^3)$

**Cuadro 2. 3** Número de individuos y especies en las que se utilizaron ecuaciones para bosques naturales y para bosques urbanos.

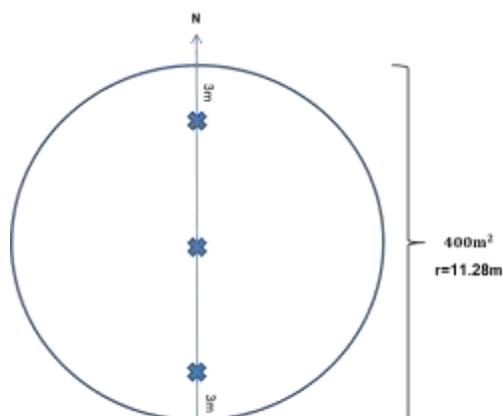
<b>Ecuaciones utilizadas</b>	<b>No. de individuos</b>	<b>No. de especies</b>
Ecuaciones para bosques urbanos (I-Tree)	1,625	109
Ecuaciones para bosques naturales	238	8
<b>Total</b>	<b>1,863</b>	<b>117</b>

Una vez completa la base de datos con los valores de biomasa aérea para todos los individuos del inventario se tomaron los valores de biomasa aérea (kg), se agruparon en tablas en Excel con tablas dinámicas (herramienta que permite visualizar, resumir y analizar grandes cantidades de datos de una manera más sencilla) conforme al número de parcelas de cada bosque urbano. Para la extrapolación de  $\text{kg/m}^2$  a  $\text{ton/ha}^{-1}$  los valores de biomasa aérea fueron multiplicados por 0.025 esto tomando en cuenta el tamaño de la parcela de  $400 \text{ m}^2$  ( $\text{kg}/0.025 \text{ m}^2$ ) (Reyes-Palomeque, 2018) y sumados, esto representa el valor de la biomasa aérea total en cada una de las parcelas de estudio.

### **2.1.5 Medición de la intercepción de lluvia en las parcelas de $400 \text{ m}^2$ .**

La intercepción de lluvia en las 10 parcelas (Cuadro 2.3) se midió durante mayo a octubre del 2018, estos meses incluyen la temporada de lluvias en Yucatán. Se utilizaron pluviómetros fabricados por el equipo de trabajo con jarras y embudos de plástico, los embudos tenían 8.5 cm de diámetro, en cada uno se colocaba una malla metálica con aberturas de 0.5 cm, esto para evitar que las hojas llegaran al frasco recolector y así disminuir el error en la medición. Cada pluviómetro se instaló en un tubo de PVC y se fijó a una base de concreto a una altura de 1 m del suelo, esto para tener una mayor estabilidad.

En cada parcela se colocaron 3 pluviómetros para medir la lluvia que atravesaba el dosel, se distribuyeron sobre la línea del diámetro de la parcela de  $400 \text{ m}^2$  con dirección al norte, (Figura 2.5). Estos pluviómetros quedaron distribuidos de la siguiente manera en los bosques urbanos: en el Jardín Botánico Regional del CICY “Roger Orellana” donde se establecieron 2 parcelas se colocaron 6 pluviómetros, en el Parque Ecológico Metropolitano del Sur Yu’um tsil donde se pusieron 3 parcelas se colocaron 9 pluviómetros y en Materiales Anillo Periférico MAPSA donde fueron 5 parcelas se distribuyeron 15 pluviómetros. Para medir la lluvia total que caía afuera del dosel se colocaron pluviómetros de referencia en los tres bosques urbanos (Cuadro 2.4).



**Figura 2. 5** Diseño para la colocación de los 3 pluviómetros en cada una de las 10 parcelas de 400 m<sup>2</sup> donde se midió intercepción de lluvia.

**Cuadro 2. 4** Descripción de la distribución de los 35 pluviómetros en las 10 parcelas donde se midió intercepción de lluvia, que se encuentran en los bosques urbanos.

Bosque urbano	Parcela	No. de pluviómetros debajo del dosel	No. de pluviómetros de referencia
Jardín Botánico Regional del CICY "Roger Orellana"	1	6	1
	2		
Parque Ecológico Metropolitano del Sur Yu'um tsil	3	9	1
	4		
	5		
Materiales Anillo Periférico MAPSA	6	15	3
	7		
	8		
	9		
	10		
<b>Subtotal</b>		<b>30</b>	<b>5</b>
<b>Total</b>		<b>35</b>	

Las mediciones de lluvia se realizaron con una probeta graduada el día posterior al evento de lluvia, temprano por la mañana para evitar, en medida de lo posible, el error por la evaporación. Los valores obtenidos se registraban en una bitácora de lluvias, donde se consideraban los siguientes datos: i) fecha, ii) número de evento de lluvia, iii) nombre del bosque urbano, iv) número de parcela, v) lluvia afuera del dosel (lluvia total), vi) lluvia debajo del dosel, vii) lluvia interceptada. Para esta parte del trabajo de campo se contó con el apoyo de trabajadores asignados por parte de los encargados en el Parque Metropolitano del Sur Yu'um tsil y en Materiales Anillo Periférico MAPSA, a lo cuales se

les entregó el material necesario para hacer las mediciones y se les capacitó para evitar disminuir los errores en la toma de datos.

El cálculo de la lluvia interceptada por evento de lluvia consistió en restar los mililitros de lluvia total, medida por el pluviómetro de referencia, menos los mililitros de lluvia que atravesaba el dosel obtenido con los pluviómetros debajo del dosel. Se calcularon los mm y el porcentaje de lluvia interceptada en promedio, esto en función a lo registrado en cada evento de lluvia. Al concluir las mediciones de la temporada de lluvias, se obtuvo un promedio de la intercepción de lluvia en cada una de las 10 parcelas.

#### **2.1.6 Cálculo del Índice de Área Foliar.**

La medición del índice de área foliar se hizo con el LAI- 2200C (LI-COR Biosciences Inc.; Lincoln, Estados Unidos). Se tomaron varias mediciones en el área foliar de influencia de cada pluviómetro. Para poder medir fue necesario considerar las condiciones del cielo, y se realizaron las calibraciones pertinentes como se menciona en el manual del equipo. Posteriormente, los datos se descargaron y se procesaron en el software FV2200 versión 2.1.1 (LI-COR Biosciences Inc.; Lincoln, Estados Unidos).

#### **2.1.7 Información de los datos de las imágenes de muy alta resolución espacial.**

Las imágenes multiespectrales de muy alta resolución espacial para este trabajo se obtuvieron con un dron Matrice 600 Pro (M600Pro; DJI, Shenzhen, China), equipado con el sensor multiespectral Parrot Sequoia+ (Parrot SA; París, Francia) (Figura 2.6).



**Figura 2. 6** Dron Matrice 600 Pro (M600 Pro; DJI, Shenzhen China). Fuente: [www.tienda.godron.mx](http://www.tienda.godron.mx).

Cuenta con dos sensores, uno multiespectral con cuatro bandas, la verde (550 nm), roja (660 nm), borde rojo (735 nm) e infrarroja cercana (790 nm). Y un sensor solar que permite medir y registrar las condiciones de la luz. Además cuenta con una cámara RGB de 16 megapíxeles (Parrot, 2019). Las imágenes tomadas con el dron tienen una resolución espacial de 20 cm por píxel, cada una cuenta con su posición GPS almacenada en datos EXIF y se tomaron a finales del 2018, a una altura de 120 m sobre la superficie del terreno, en total se realizaron 9 vuelos del dron para abarcar la superficie de las 18 parcelas.

Posteriormente, las imágenes fueron sometidas a una calibración radiométrica en el software Pix4D mapper Pro versión 4.0.25 (Pix4D SA; Suiza), este proceso es 100% automatizado y consiste en cargar las imágenes a procesar, después el software analiza cada una de ellas para buscar puntos coincidentes, estos puntos coincidentes junto con los valores aproximados de la posición y orientación de la imagen dados por el piloto automático del dron permiten hacer un ajuste de bloques para reconstruir la posición y orientación exactas de la cámara para cada imagen. A partir de esta reconstrucción se calculan las coordenadas en el sistema de georreferenciación WGS 84. Posteriormente, las coordenadas se interpolan y se forma una red triangular irregular con la que se obtiene el modelo de superficie digital (DSM). Este DSM es utilizado para proyectar los píxeles de la imagen y finalmente obtener el mosaico georreferenciado, esto se hizo para las imágenes correspondientes para cada parcela.

### **2.1.8 Procesamiento de las imágenes de muy alta resolución espacial (obtención de métricas).**

#### **Parte 1.**

En ArcGis 10.3 (Esri Inc; Redlands, Estados Unidos) se realizaron las Bandas Compuestas con la herramienta *Composite Bands* utilizando los valores de reflectancia incluidos en archivos con extensión .TIL, después se hizo la transformación de las coordenadas X y Y de los puntos centrales de las 18 parcelas a archivos Shapefile (shp). Se realizaron recortes circulares de 400 m<sup>2</sup> para las 18 parcelas y cada recorte se guardó en formato TIF.

*Cálculo del Índice de vegetación NDVI.*

Se calculó el NDVI para las 18 parcelas a través del software RStudio versión 3.4.1 (RStudio Inc. Boston, Estados Unidos) utilizando las bandas necesarias para cumplir con la ecuación:

*Donde:*

$$NDVI = \frac{(IRC - R)}{(IRC + R)}$$

*IRC= Banda infrarrojo cercano*

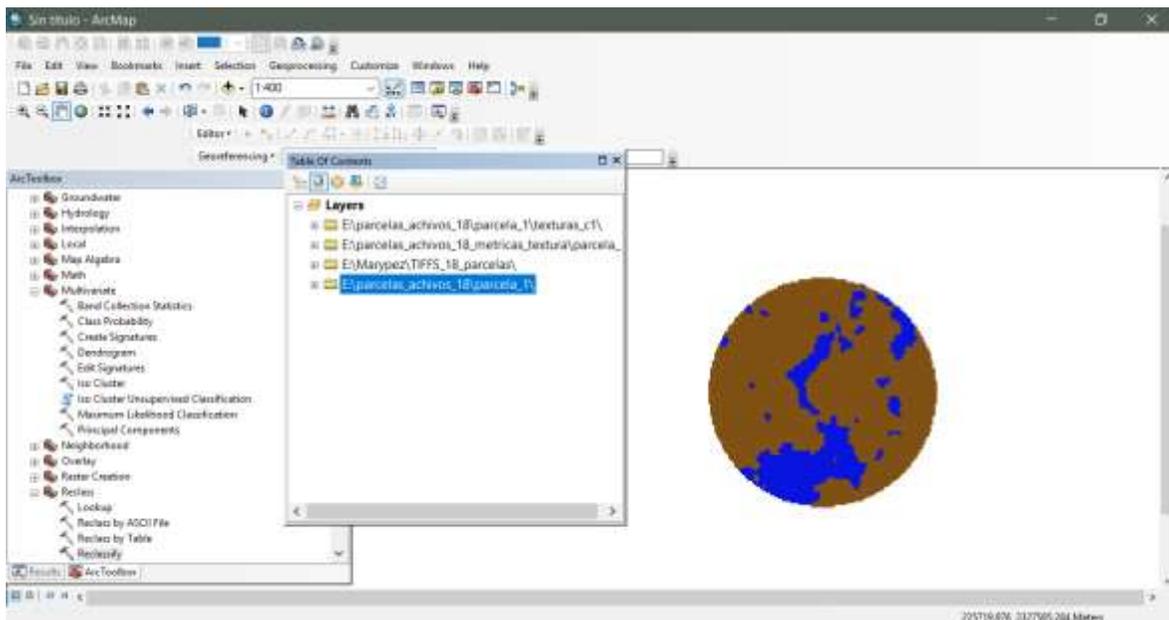
*R= Banda roja*

#### **Parte 2.**

### **Clasificación de las imágenes de muy alta resolución espacial en vegetación y huecos.**

Con base en los recortes de 400 m<sup>2</sup> de las 18 parcelas se realizó una clasificación no supervisada de 10 clases, esto con la herramienta *Iso Cluster Unsupervised Classification* del software ArcGis 10.3 (Esri Inc; Redlands, Estados Unidos), las clasificaciones se guardaron en formato TIF. Posteriormente se hizo una reclasificación, reduciendo las 10 clases a solo 2 clases, clase 1: vegetación y clase 2: huecos o zonas sin vegetación aparente, esto con la herramienta *Reclassify* de ArcGis 10.3 (Esri Inc; Redlands, Estados Unidos) y se guardaron en formato TIF.

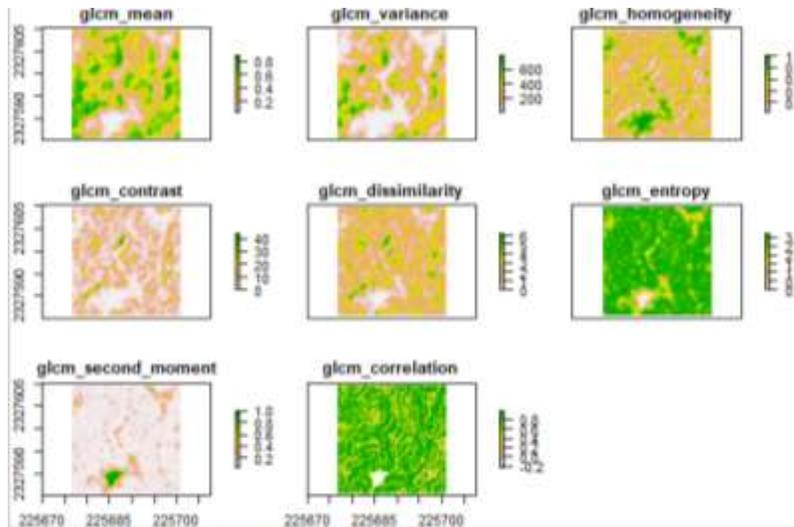
Las imágenes reclasificadas de 400 m<sup>2</sup> se guardaron en formato Shapefile, esto con la herramienta *Buffer* del menú *Geoprocessing* del software ArcGis 10.3 (Esri Inc; Redlands, Estados Unidos) y considerando el radio de 11.28 m desde el punto central de la parcela. La creación de estos Buffer tuvo el objetivo de disminuir la pérdida de información y la distorsión de las clasificaciones generadas. A continuación, se crearon clips de las clasificaciones para las 18 parcelas con la herramienta Clip dentro de la sección Raster Processing del software ArcGis 10.3 (Esri Inc; Redlands, Estados Unidos) (Figura 2.7).



**Figura 2.7** Imagen reclasificada de 400 m<sup>2</sup>, correspondiente a la parcela 1.

### **Análisis de medidas de textura a diferentes tamaños de ventana 1 m (5 x 5 píxeles) y 5 m (25 x 25 píxeles).**

Los análisis de medidas de textura de segundo orden se realizaron en cada banda de las imágenes multi espectrales de muy alta resolución espacial en el software RStudio versión 3.4.1 (RStudio Inc. Boston, Estados Unidos) (Cuadro 1.2). Se realizaron en dos tamaños de ventana, en las de 1 m para conocer la variabilidad dentro de las áreas con vegetación y la variabilidad dentro de las áreas con huecos, y en las de 5 m para conocer la variabilidad entre las áreas con vegetación y con huecos (Figura 2.8).



**Figura 2. 8** Cálculo de medidas de textura en las parcelas de estudio, en el software R studio.

**Obtención de valores promedio y desviaciones estándar de los índices de vegetación y medidas de textura en los tamaños de ventana de 1 m (5 x 5 píxeles) y 5 m (25 x 25 píxeles).**

Por medio de la herramienta Spatial Analyst Tools en la opción Zonal y Zonal statistics del software ArcGis 10.3 (Esri Inc; Redlands, Estados Unidos) se obtuvieron los valores promedio y desviaciones estándar para la clase 1 (vegetación) y la clase 2 (huecos) para cada una de las bandas que componen a las imágenes, banda verde, roja, borde rojo e infrarrojo cercano, y también para el índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) calculado en cada parcela.

Por otro lado, se obtuvieron los valores promedio y desviaciones estándar para las imágenes de textura a un tamaño de ventana de 1 m y para los NDVI dentro de las clases 1 y 2. En las imágenes de textura de tamaño de ventana de 5 m se obtuvieron los valores promedios y desviaciones estándar en general de la zona de 400 m<sup>2</sup> sin considerar la clase 1 y 2.

En total, se obtuvieron 270 métricas con las imágenes multi espectrales de muy alta resolución espacial, que incluyeron valores promedio y desviaciones estándar del NDVI y de medidas de textura para los dos tamaños de ventana (1 m y 5 m) en las 18 parcelas de estudio (Figura 2.9). Las métricas se utilizaron como variables explicativas para la estimación de la variable respuesta (biomasa aérea e interceptación de lluvia).

### 2.1.9 Análisis de datos

#### **Modelos de regresión para la estimación de biomasa aérea e intercepción de lluvia.**

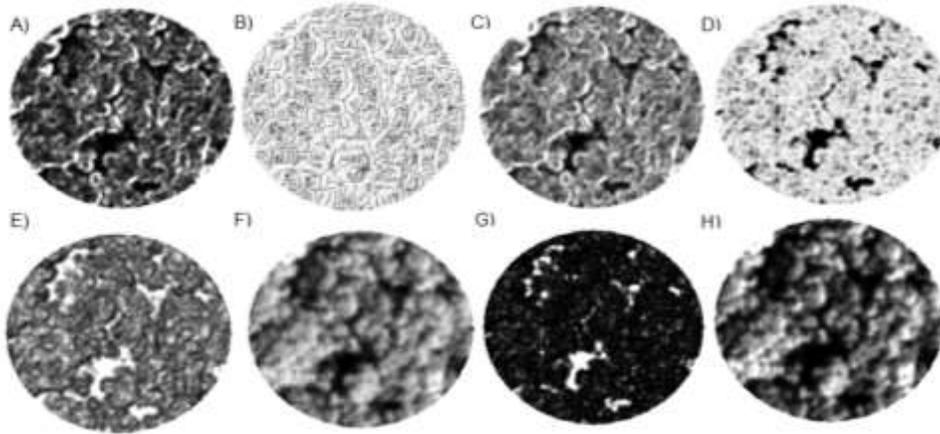
Para poder analizar los valores de biomasa aérea obtenida mediante el programa I-Tree Eco V6 (USDA Forest Service, Washington D.C, Estados Unidos) y con las ecuaciones alométricas locales se utilizó una transformación a raíz cuadrada, con la cual los residuos del modelo cumplieron los supuestos de normalidad.

Se utilizó la función Regsubsets incluida en el paquete Leaps en el software R (R Core Development Team 2019) (Lumley, 2017) para obtener el modelo de regresión que mejor explicara la biomasa aérea; esta función hace una búsqueda del grupo de variables que mejor expliquen la variable respuesta, disminuyendo la complejidad del modelo pero sin disminuir el peso del modelo para explicar la variable respuesta. Por lo tanto, Regsubset permite descartar aquellas variables que no contribuyen a explicar el modelo o las que son repetitivas (Lumley, 2017).

Se probaron 4 modelos de regresión, con una, dos, tres y hasta cuatro variables; el mejor modelo fue elegido con base en el coeficiente de correlación ( $R^2$ ), el factor de inflación de la varianza (VIF) y el criterio de información de Akaike (AIC).

#### *Validación de los modelos de regresión.*

Se realizó una validación cruzada en el programa R (R Core Development Team 2019) que permite calcular la capacidad del modelo seleccionado para predecir la variable respuesta. Consiste en remover de manera temporal una observación, correr el modelo y predecir la biomasa aérea y para predecir la intercepción del agua de lluvia. Por lo tanto, se calcula nuevamente solo con las variables que quedan y el resultado es una lista de valores predichos de biomasa aérea y de intercepción del agua de lluvia.



**Figura 2. 9** Cálculo de estadísticos de zona en el software ArcGis 10.3. A) Contraste, B) Correlación, C) Disimilitud, D) Entropía, E) Homogenidad, F) Media, G) Segundo momento angular, H) Varianza.

Después, con los valores de biomasa aérea obtenidos en campo y los valores predichos se realizó una regresión lineal simple, se obtuvo el coeficiente de determinación ( $R^2$ ). Posteriormente se calculó la raíz del error cuadrático medio (RMSE y RMSE %) en el software R (R Core Development Team 2019) el cual es necesario para medir el error de los modelos desarrollados de manera que compara los valores predichos y los observados.

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2}{n}}$$

Donde:

$P_i$ = valores predichos

$O_i$ = valores observados

En los modelos de regresión para la estimación de intercepción de lluvia se siguió el mismo procedimiento descrito para la estimación de biomasa aérea.

### **Modelo de regresión para la estimación del IAF y su relación con la intercepción del agua de lluvia y modelo de regresión para calcular el efecto de la variable IAF y lluvia total en la intercepción de lluvia.**

Para conocer cuanta variabilidad de la intercepción del agua de lluvia es explicada por el IAF se realizó una regresión lineal y posteriormente se agregó al modelo la variable lluvia total. Los modelos fueron mediante la función *lm* y el cálculo de la variabilidad explicada con la función *lm.beta* ( $\beta$  estandarizados) en el software R (R Core Development Team 2019).

### **Bosques naturales versus Bosques plantados.**

Para conocer si existen diferencias entre la biomasa aérea, los valores de DAP de los árboles, alturas de los árboles entre los bosques naturales y los bosques plantados se clasificaron las 18 parcelas con base en su origen (con base en cómo fueron establecidos en un principio, como parques donde se colocaron árboles desde el inicio o árboles que ahí se encontraban de manera natural en el parque) en 2 grandes clases: vegetación natural y vegetación plantada. Esto permitió agrupar 6 parcelas en la clase de bosques naturales y 12 parcelas en la clase de bosques plantados (Cuadro 2.5).

Se realizó un análisis de componentes principales (PCA) en el software R (R Core Development Team 2019). Y para conocer si existen diferencias entre la riqueza de especies en los bosques naturales y plantados se aplicaron pruebas estadísticas correspondientes, prueba de normalidad (Shapiro-Wilk), prueba de homogeneidad de varianzas (Levene's test) y de acuerdo con sus resultados la prueba de t correspondiente en el software R (R Core Development Team 2019).

**Cuadro 2. 5** Clasificación de las parcelas de muestreo con base en la clase de bosques.

<b>Bosque urbano</b>	<b>Parcelas</b>	<b>Clase de bosque</b>
Jardín Botánico Regional	1	Natural
“Roger Orellana”	2	Natural
Parque Ecológico	3	Natural
Metropolitano del Sur Yu’um	4	Natural
tsil	5	Natural
Materiales Anillo Periférico	6	Plantado
MAPSA	7	Plantado
	8	Plantado
	9	Natural
	10	Plantado
Acuaparque de Vergel	11	Plantado
	12	Plantado
	13	Plantado
	14	Plantado
Fraccionamiento del Parque	15	Plantado
	16	Plantado
	17	Plantado
	18	Plantado



**CAPÍTULO III.****RESULTADOS****3.1 RESULTADOS**

Un total de 1,863 individuos agrupados en 117 especies fueron registrados en las 18 parcelas de muestreo (Anexo 3.1). Los árboles muestreados presentaron una altura del tallo principal de entre 1.4 m a 20 m y un DAP de 0.7 cm a 62 cm

*Cuantificación de la biomasa aérea en campo*

En promedio, para las 18 parcelas se obtuvo 123.98 Ton/ha<sup>-1</sup> de biomasa aérea, el valor promedio de biomasa aérea más alto fue en el bosque urbano Acuaparque de Vergel (150 Ton/ha<sup>-1</sup>) y el más bajo fue el de Fraccionamiento del Parque (83 Ton/ha<sup>-1</sup>) (Cuadro 3.1).

**Cuadro 3. 1** Valores de biomasa promedio obtenidos en los bosques urbanos con base en las ecuaciones alométricas locales y las desarrolladas para árboles de la ciudad por I-Tree.

<b>Bosque urbano</b>	<b>Sitio</b>	<b>Modelos alométricos</b>	<b>Biomasa total (Ton/ha<sup>-1</sup>)</b>	<b>Biomasa Promedio (Ton/ha<sup>-1</sup>)</b>
Jardín Botánico Regional del CICY "Roger Orellana"	1	Ec. locales/ I-Tree	57.65	141.97
	2	Ec. locales/ I-Tree	226.30	
Parque Ecológico Metropolitano del Sur Yu'um tsil	3	Ec. locales/ I-Tree	169.37	106.62
	4	Ec. locales/ I-Tree	81.66	
	5	Ec. locales/ I-Tree	68.85	
Materiales Anillo Periférico MAPSA	6	I-Tree	78.73	137.53
	7		78.05	
	8		205.73	
	9		160.99	
	10		164.16	
Acuaparque de Vergel	11	I-Tree	47.13	150.01
	12		73.48	
	13		329.14	
	14		150.32	
Fraccionamiento del Parque	15	I-Tree	117.22	83.77
	16		39.55	
	17		131.40	
	18		46.91	
<b>Promedio</b>				<b>123.98</b>

### *Distribución de la biomasa aérea en los 5 bosques urbanos*

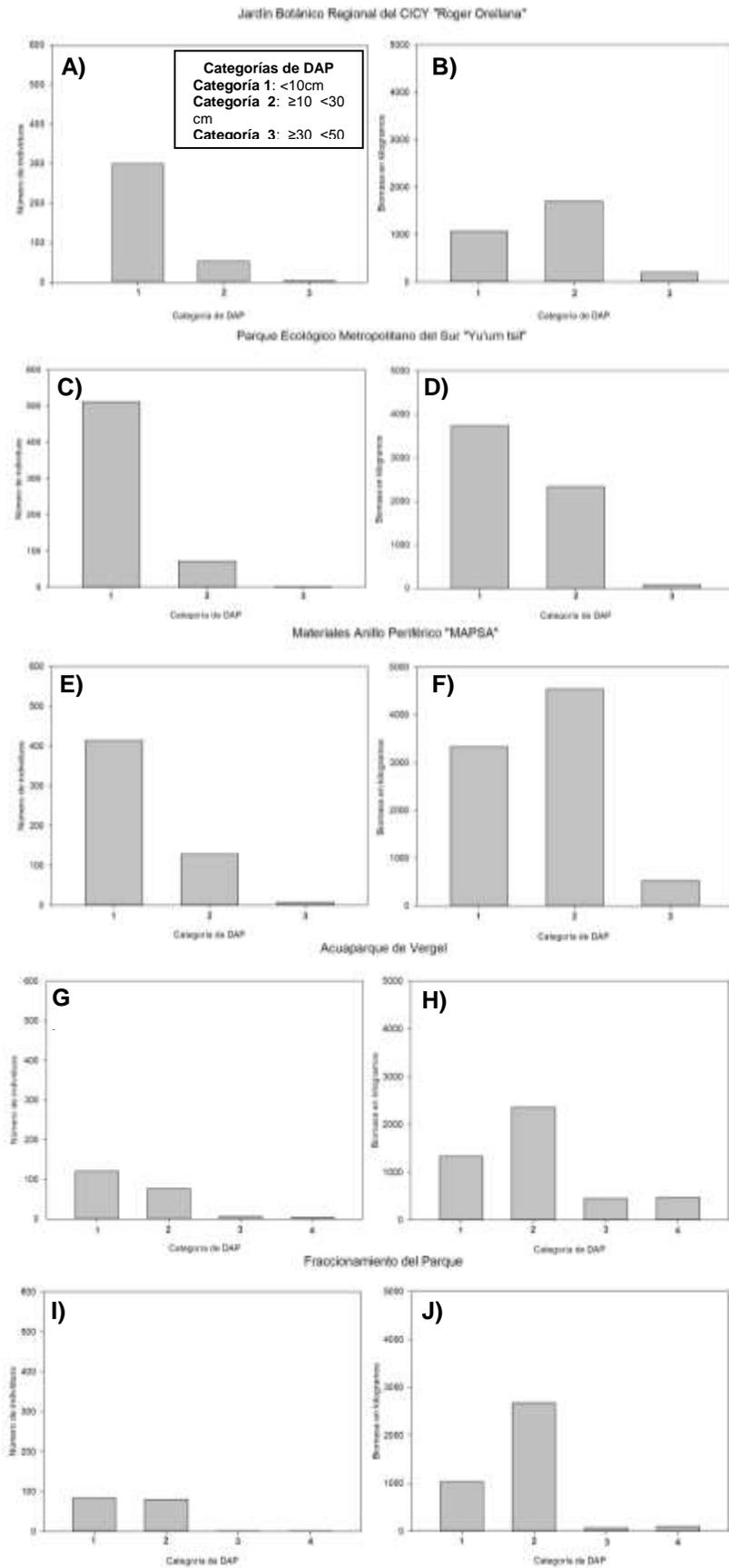
En el Jardín Botánico Regional del CICY “Roger Orellana”, la categoría de DAP menor a 10 cm presentó la mayor cantidad de individuos (Figura 3.1, A) y la categoría de DAP de 10-29 cm acumuló más biomasa aérea en kilogramos (Figura 3.1, B).

En el Parque Ecológico Metropolitano del Sur “Yu’um tsil”, la categoría de DAP menor a 10 cm fue la de mayor número de individuos (Figura 3.1, C), y fue la categoría con mayor biomasa aérea (Figura 3.1, D).

En Materiales Anillo Periférico “MAPSA”, la categoría de DAP menor a 10 cm presentó la mayor cantidad de individuos (Figura 3.1, E), pero no fue la categoría con mayor biomasa aérea, esta fue la categoría de DAP 10-29 cm (Figura 3.1, F).

En el Acuparque de Vergel, la categoría de DAP menor a 10 cm, tuvo más individuos, sin embargo, la categoría de DAP 10-29 cm fue la de mayor biomasa aérea. Además, se registraron árboles de categoría de DAP igual o mayor a 50 cm (Figura 3.1, G, H).

En el Fraccionamiento del Parque, la categoría de DAP 1 DAP 1 (DAP < 10 cm) obtuvo la mayor representatividad respecto al número de individuos (Figura 3.1, I), sin embargo, el mayor porcentaje de biomasa aérea se presentó en la categoría de DAP 2 (Figura 3.1, J). El Fraccionamiento del Parque al igual que el Acuparque de Vergel presentó la categoría de DAP igual o mayor a 50 cm, pero representó menos biomasa área que en el Acuparque de Vergel.



**Figura 3. 1** Distribución de biomasa aérea en las parcelas dentro de los bosques urbanos por categoría diamétrica. Proporción de individuos dentro de cada bosque urbano y proporción de biomasa aérea que representa cada una de las categorías diamétricas.

*Estimación de la biomasa aérea a través de los datos obtenidos con las imágenes de muy alta resolución espacial.*

Con el uso de *Regsubset*, se obtuvieron 4 modelos candidatos para explicar la biomasa aérea (variable dependiente) con base en las métricas de las imágenes de muy alta resolución espacial (variables independientes) (Cuadro 3.3). El modelo tres fue seleccionado como el mejor para estimar la biomasa en las 18 parcelas, para esto se consideraron tres aspectos, un valor del  $R^2$  mayor a 0.70 (0.76), un valor de AIC que no fuera de los más altos entre los modelos, en este caso no mayor a >80 (73.07) y valores de VIF cercanos a 1 (1.45, 1.02 y 1.48), esto para evitar problemas de multicolinealidad. Por los valores de VIF, se seleccionó el modelo 3 en lugar del modelo 4, que presentó algunos valores de VIF por encima de 1 (2.17, 1.14, 9.38, 9.24). Se calcularon también los valores  $\beta$  estandarizados.

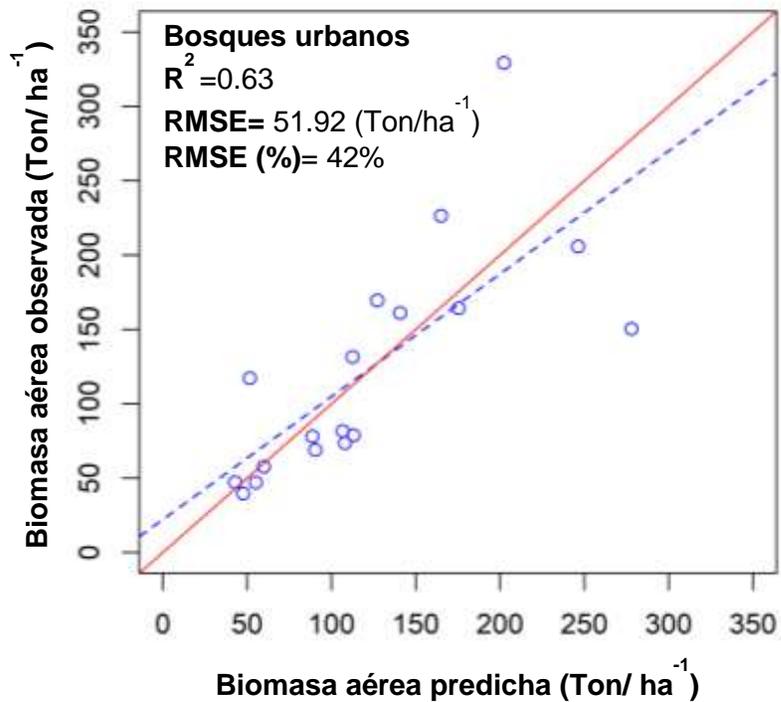
El modelo 3 considera tres variables explicativas entre medidas de textura e índices de vegetación: la homogeneidad del NDVI negativamente con la biomasa aérea ( $\beta$  estandarizado negativo en el modelo), por lo que a mayor heterogeneidad es mayor la biomasa aérea presente. La disimilaridad de la banda del borde rojo (banda 3) se asoció también de manera negativa ( $\beta$  estandarizado negativo en el modelo), indicando que a menor disimilitud de la banda del borde rojo, mayor es la biomasa aérea presente. La banda verde (banda 1) se relacionó de manera positiva con la biomasa ( $\beta$  estandarizado positivo en el modelo), por lo tanto, conforme incrementa la desviación estándar en la banda verde, la biomasa aérea aumenta, y fue la variable más importante en el modelo (Cuadro 3.2).

**Cuadro 3. 2** Modelos de regresión con variables explicativas (variables de textura de la imagen) y la variable dependiente (biomasa aérea) para estimar la biomasa aérea a través de imágenes multi espectrales de muy alta resolución espacial en 18 parcelas dentro de bosques urbanos en Mérida Yucatán, el modelo 3 se seleccionó como el mejor.

Modelo	Variables explicativas	Parámetro estimado no estandarizados (Error estándar)	R <sup>2</sup>	Beta estandarizados	VIF	AIC
1	Intercepto	2.52	0.36	-0.63	-	89.46
	Banda borde rojo_Textura_Disimilaridad_std_C1(1 m)	3.37				
2	Intercepto	1.96	0.41	-0.60	1.03	89.02
	Banda borde rojo_Textura_Varianza_std_C1(1 m)	0.01				
	Banda verde_Textura_Media_std (5 m)	4.61				
3	Intercepto	2.67	0.76	0.86	1.45	73.07
	Banda verde_std	8.46				
	Banda borde rojo_Textura_Disimilaridad_std(5 m)	4.31				
	NDVI Textura_Homogeneidad_std (5 m)	34.05				
4	Intercepto	2.96	0.78	-1.20	2.17	72.36
	Banda borde rojo_Textura_Disimilaridad_prom_C2(1 m)	1.10				
	Banda verde_Textura_Mean_std (5 m)	2.94				
	NDVI Textura_Mean_std_C2 (5 m)	35.14				
	NDVI Textura_Constraste_std_C2 (5 m)	0.56				

Notas: Todas las variables explicativas son estadísticamente significativas ( $p < 0.05$ ). NDVI: Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada. C1: clase de vegetación, C2: clase de huecos; (1 m) tamaño de ventana a 1 m; (5 m) tamaño de ventana a 5 m. R<sup>2</sup>: coeficiente de determinación, VIF: factor de inflación de la varianza y AIC: criterio de información de Akaike.

La validación cruzada del modelo de regresión seleccionado para predecir valores de la biomasa aérea con los datos de las imágenes tuvo un R<sup>2</sup> de 0.63, y un RMSE de 51.92 Ton / ha<sup>-1</sup> (RMSE%= 42%). Se observó que en las parcelas con valores bajos de biomasa aérea existió una sobreestimación y en las parcelas con valores altos hubo una subestimación (Figura 3.2).



**Figura 3. 2** Validación cruzada para calcular la capacidad del modelo seleccionado en la predicción de la variable respuesta (biomasa aérea). En línea punteada roja se observa la regresión perfecta y en línea punteada azul se observa la predicción resultante entre los valores observados y estimados de biomasa aérea con el modelo seleccionado.  $R^2$ : coeficiente de determinación, RMSE: raíz cuadrada del error cuadrático medio en Ton/ha<sup>-1</sup>. RMSE (%): raíz cuadrada del error cuadrático medio en porcentaje.

*Medición en campo de la intercepción del agua de lluvia.*

Se registraron entre 17 y 31 eventos de lluvia en las 10 parcelas, y se interceptó entre 0.16 mm y 4.42 mm de lluvia, esto es entre un 11 – 43 %. En promedio se interceptó un 32% del agua de lluvia, el Jardín Botánico Regional “Roger Orellana” fue el bosque urbano que interceptó el mayor porcentaje de lluvia (40 %), y Materiales Anillo Periférico “MAPSA” fue el que menor porcentaje interceptó (32 %) (Cuadro 3.3).

**Cuadro 3. 3** Porcentaje de lluvia interceptada en las parcelas.

Bosque urbano	Parcelas	Eventos de lluvia	mm de lluvia interceptada (promedio)	% de lluvia interceptada (promedio)
Jardín Botánico Regional del CICY "Roger Orellana"	1	22	2.27	36%
	2	22	2.93	44%
Promedio				40%
Parque Ecológico	3	20	2.29	27%
Metropolitano del Sur "Yu'um tsil"	4	20	3.43	31 %
	5	20	4.42	43%
Promedio				34%
Materiales Anillo Periférico "MAPSA"	6	17	1.38	32 %
	7	22	0.70	18%
	8	25	1.56	38%
	9	23	0.16	11%
	10	31	1.76	40%
Promedio				28%
<b>Promedio general</b>				<b>32%</b>

*Estimación de la interceptación de lluvia a través de imágenes de muy alta resolución espacial.*

Se probaron 4 modelos para estimar el porcentaje de interceptación del agua de lluvia a través de imágenes de muy alta resolución espacial. El modelo 2 se seleccionó como el mejor, debido a que explicó un buen porcentaje de variabilidad ( $R^2=0.82$ ), y porque obtuvo valores bajos de VIF, el modelo consta de 2 variables explicativas (medidas de textura) y no incluye índices de vegetación: el promedio de la banda roja (banda 2) y la desviación estándar de la banda red edge (banda 3) de la textura homogeneidad, ambas se relacionaron de manera negativa con la interceptación del agua de lluvia, esto quiere decir que mientras vaya incrementando el promedio de la banda roja y la desviación estándar de la banda red edge, la interceptación del agua de lluvia en la zona irá disminuyendo (Cuadro 3.4).

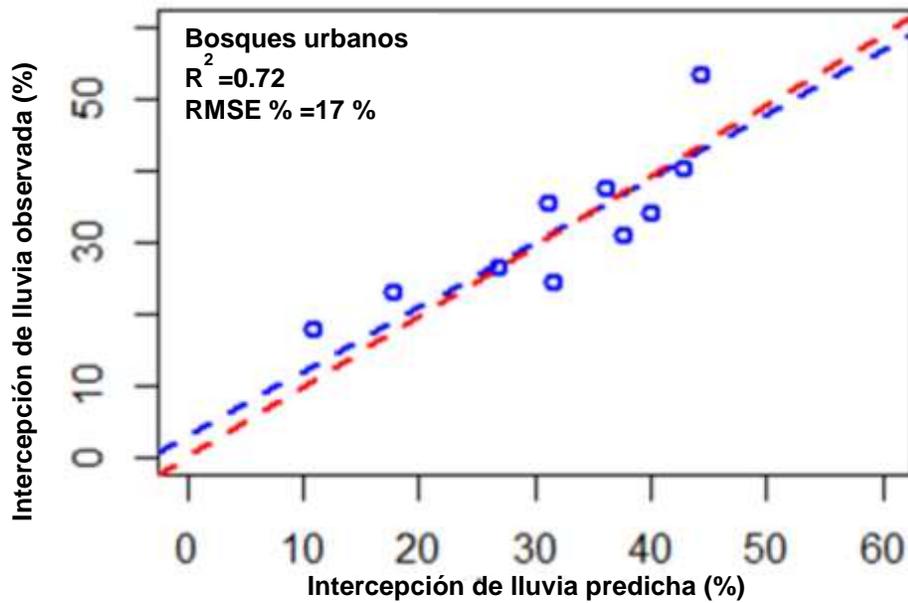
**Cuadro 3. 4** Modelos de regresión con variables explicativas (variables de textura de la imagen) y la variable dependiente (intercepción del agua de lluvia) para estimar la intercepción de lluvia a través de imágenes de muy alta resolución espacial en 3 bosques urbanos de Mérida Yucatán.

Modelo	Variables explicativas	Parámetro estimado no estandarizados (Error estándar)	R <sup>2</sup>	Beta estandarizados	VIF	AIC
1	Intercepto	5.47	0.52	-0.76	-	72.32
	Banda roja_Promedio_C2	67.49				
2	Intercepto	6.12	0.81	-0.72	1.00	63.47
	Banda roja_Promedio_C2	42.02				
	Banda borde rojo_Textura_Homogeneidad_std (5 m)	95.64				
3	Intercepto	4.01	0.96	-2.17	5.23	47.46
	Banda roja_Textura_Varianza_prom_C2 (1 m)	0.03				
	Banda infrarrojo cercano_Textura_Varianza_prom_C2 (1 m)	2.95				
	Banda infrarrojo cercano_Textura_Disimilitud_std_C2 (1 m)	7.33				
4	Intercepto	9.70	0.99	-0.92	2.58	14.52
	Banda verde_Textura_Secmom_std_C1 (1 m)	15.01				
	Banda roja_Textura_Correlación_prom_C2 (1 m)	11.81				
	Banda roja_Textura_Secmom_prom_C2 (1 m)	6.84				
	Banda infrarrojo cercano_Textura_Entropia_std_C2 (1 m)	1.06				

Notas: Todas las variables explicativas son estadísticamente significativas ( $p < 0.05$ ). Las bandas corresponden a Banda2: Roja, Banda3: Borde rojo, Banda4: infrarrojo cercano. Las medidas de textura son la homogeneidad, varianza, disimilitud, correlación, segundo momento angular y entropía. Prom, promedio. C1: clase de vegetación, C2: clase de huecos; (1 m) tamaño de ventana a 1 m; (5 m) tamaño de ventana a 5 m. R<sup>2</sup>: coeficiente de determinación, VIF: factor de inflación de la varianza y AIC: criterio de información de Akaike.

*Validación del modelo de regresión utilizado para estimar la intercepción del agua de lluvia utilizando imágenes de muy alta resolución espacial.*

La validación cruzada del modelo de regresión seleccionado para predecir los valores de intercepción del agua de lluvia con los datos de las imágenes obtuvo un R<sup>2</sup> de 0.72 y un RMSE de 17 %. Se observa una ligera sobrestimación en los sitios con porcentajes bajos de intercepción de lluvia y una subestimación en los lugares donde se intercepta mayor porcentaje lluvia (Figura 3.3).



**Figura 3. 3** Validación cruzada para calcular la capacidad del modelo para predecir la variable respuesta (intercepción de lluvia). En línea punteada roja se observa la regresión perfecta y en línea punteada azul se observa la predicción resultado de los valores observados y estimados de intercepción de lluvia.  $R^2$ : coeficiente de determinación, RMSE %: raíz cuadrada del error cuadrático medio en porcentaje.

*Estimación de la relación entre el IAF y la intercepción del agua de lluvia. Y cálculo del efecto de variables en la intercepción.*

Se realizó un modelo lineal para estimar si existe una relación positiva entre el índice de área foliar y la intercepción del agua de lluvia, y se obtuvo que para este estudio no existió una relación positiva representativa ( $R^2 = 0.006$ ,  $p < 0.05$ ). Por lo cual, en este estudio la variable IAF no pudo utilizarse para la estimación de la intercepción de lluvia. Sin embargo, al utilizar el IAF y agregar la variable agua de lluvia total el valor de la  $R^2$  se incrementó a 0.31, ( $p < 0.05$ ) (Cuadro 3.5).

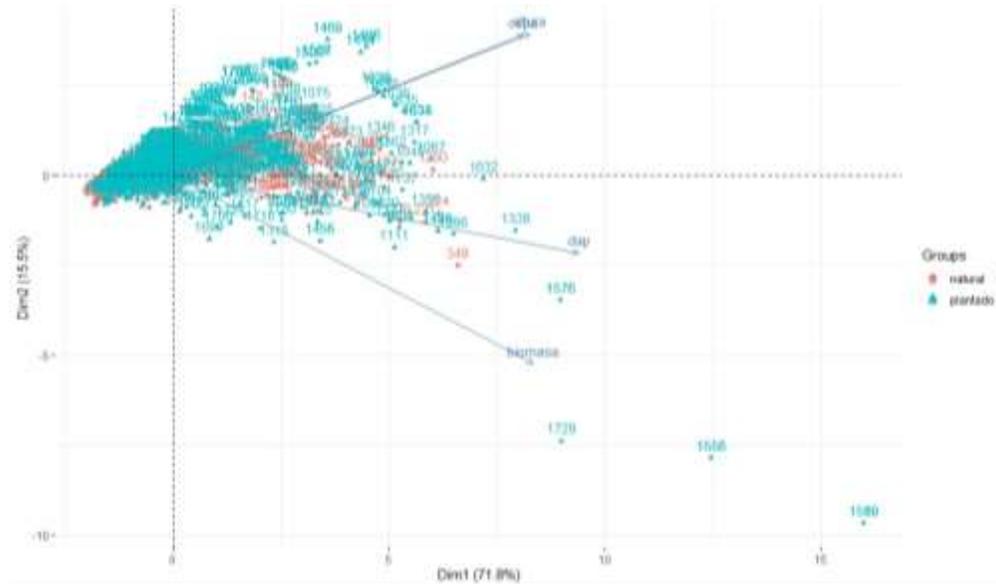
**Cuadro 3. 5** Relación entre la intercepción del agua de lluvia con la variable índice de área foliar y lluvia total.

Variable independiente	Variabes explicativas	Beta estandarizados	$R^2$
Intercepción de lluvia	IAF+	0.07	0.31
	Lluvia total	0.55	

*Bosques naturales versus Bosques plantados*

*Análisis de componentes principales (PCA)*

Con el análisis de componentes principales se obtuvo que no existe una separación entre la clase I y la clase II, esto quiere decir que no existen diferencias significativas entre los bosques naturales y plantados, respecto a las variables de DAP, biomasa aérea, copa y altura de los árboles. Con el componente principal 1 se explicó un 71.8% (Cuadro 3.6) de la variación total, mientras que con el componente principal 2 explicó un 15.5% de la variación total. Se observó también que la altura y la copa tuvieron una relación positiva fuerte, parecida a la relación entre la biomasa y el DAP, que también fue positiva. Y en general se pudo observar que estas cuatro variables (altura, copa, biomasa y DAP) se relacionaron de manera positiva en el primer componente principal (Figura 3.4).



**Figura 3. 4** Análisis de componentes principales (PCA).

**Cuadro 3. 6** Componentes principales para las variables de copa, altura, DAP y biomasa de los bosques de la clase I y clase II.

Componente principal	Valores propios (eigen value)	Porcentaje de la varianza	Porcentaje acumulado de la varianza
1	2.9	71.8	71.8
2	0.6	15.5	87.3
3	0.3	9.5	96.8
4	0.1	3.2	100

*Correlaciones de la biomasa aérea con las variables de estructura de vegetación: DAP, altura del tallo principal, diámetro total de la copa.*

Las correlaciones más fuertes fueron la del DAP con la biomasa (0.82) y el DAP con la altura del tallo principal (0.69) (Cuadro 3.7). Debemos mencionar que la alta correlación entre el DAP y la biomasa era esperada porque las ecuaciones alométricas toman en cuenta la altura del árbol.

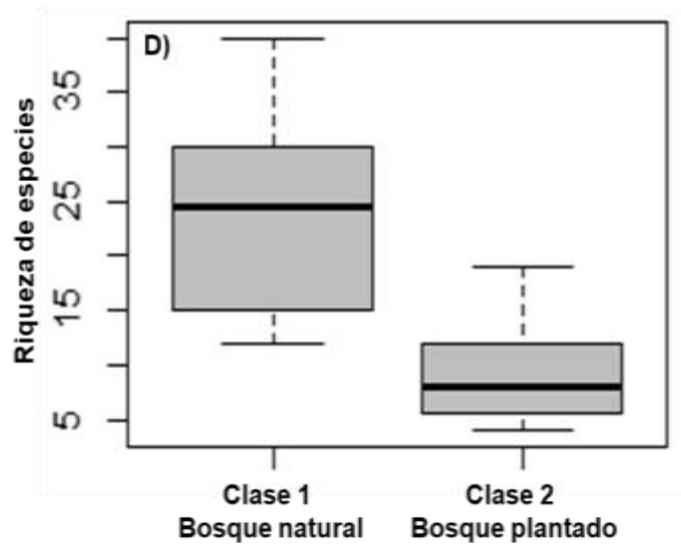
**Cuadro 3. 7** Correlaciones entre la biomasa aérea y otras variables.

	DAP	Altura	Copa	Biomasa aérea
DAP	1.00	0.68	0.62	0.82
Altura	0.69	1.00	0.62	0.46
Copa	0.62	0.62	1.00	0.49
Biomasa aérea	0.82	0.46	0.49	1.00

Notas: DAP (Diámetro a la Altura del Pecho), Altura (altura total del tallo principal del árbol), Copa (diámetro promedio de la copa del árbol), Biomasa aérea (estimada por árbol).

*Riqueza de especies en los bosques naturales y plantados*

Finalmente se comparó la riqueza de especies y se encontraron diferencias significativas ( $t = 4.1635$ ,  $df = 16$ ,  $p\text{-value} = 0.0007$ ), sin embargo, en esta ocasión los bosques naturales tuvieron la mayor riqueza de especies con una media de 24 especies mayor a la de los bosques plantados con una media de 10 especies (Figura 3.5).



**Figura 3. 5** Comparación entre los bosques naturales y bosques plantados con respecto a la riqueza de especies.

## CAPÍTULO IV.

### DISCUSIÓN

#### 4.1 DISCUSIÓN

Existen modelos generados en bosques urbanos para estimar la biomasa aérea (Davies et al., 2011; Strohbach y Haase, 2012; Liu y Li, 2012; Raciti et al., 2014; Sun et al., 2015; Tigges y Lakes, 2017), y la intercepción del agua de lluvia (Huang et al., 2017; Berezowski & Chybicki, 2018), pero se han desarrollado principalmente en bosques urbanos de ciudades de clima templado. El uso indistinto de estos modelos en ciudades con otro tipo de clima puede generar estimaciones erróneas y con ello recomendaciones equivocadas para la inclusión de estos espacios verdes dentro de la planificación urbana (Timilsina et al., 2014). Estimaciones erróneas que fue reportada por Návar-Cháidez y colaboradores en 2013, quienes reportaron que al utilizar ecuaciones alométricas generales o desarrolladas en otros climas, disminuyó la precisión en la estimación de la biomasa aérea en bosques de climas tropicales, y esta precisión incrementó con el uso de ecuaciones específicas para árboles tropicales. Esta investigación es una de las pioneras en la estimación de la biomasa aérea y la intercepción del agua de lluvia en bosques urbanos de una ciudad tropical o subtropical.

##### *Biomasa aérea*

En este estudio se obtuvo que en promedio los cinco bosques urbanos estudiados almacenan 123 Ton/ha<sup>-1</sup> de biomasa aérea (4,920 kg de biomasa aérea), esto representa ~61.5 Ton/ha<sup>-1</sup> de carbono almacenado. El promedio de la biomasa aérea fue similar al reportado por Santoyo-Gómez et al., 2014 en bosques urbanos de la Ciudad de México. Reportaron un promedio de biomasa aérea de 138 Ton/ha<sup>1</sup> y un almacenamiento de 64 Ton/ha de carbono, utilizando solo el método común de muestreos de campo exhaustivos, porque muestrearon 93 parcelas de 500 m<sup>2</sup> en un total de 10 parques. Si bien las condiciones climáticas y el tipo de vegetación son diferentes entre Mérida y la Ciudad de México, siendo las especies frecuentes en Ciudad de México *Fraxinus uhdei*, *Cupressus lusitánica*, *Eucalyptus camaldulensis*, *Casuarina equisetifolia* y *Jacaranda mimosifolia*, es importante mencionarlo porque es uno de los pocos trabajos que estiman la biomasa aérea en bosques urbanos de México, aún cuando el clima de la Ciudad de México y Mérida sea diferente.

Para dimensionar la importancia de la biomasa aérea promedio obtenida en los bosques urbanos de esta investigación, es necesario mencionar que este promedio es similar al encontrado en bosques naturales de tipo tropical seco de la península de Yucatán, específicamente en la Reserva Biocultural Kaxil Kiuc (144.43 Ton/Ha<sup>-1</sup>) (Reyes-palomeque, 2018).

### *Uso de ecuaciones alométricas desarrolladas para bosques naturales*

Originalmente se calculó la biomasa aérea con base en las ecuaciones alométricas desarrolladas para bosques naturales locales para todos los árboles. Sin embargo, se obtuvo una estimación de la biomasa aérea que sugería problemas en la estimación, tal como lo reportan McHale et al., 2009. En nuestro caso a pesar de que el ajuste del modelo parecía alto ( $R^2 = 0.80$  ( $p < 0.005$ )), la validación cruzada dio un ajuste menor al que se obtuvo con el uso de ecuaciones de I-Tree, específicas para árboles de la ciudad ( $R^2 = 0.40$  vs  $R^2 = 0.63$ ) (Anexo 4.1).

Por lo tanto, se calculó nuevamente la biomasa aérea con las ecuaciones para árboles urbanos incluidas en el programa I-Tree, utilizando las ecuaciones locales para bosques naturales solo en el caso de algunas especies no incluidas en la base de datos de I-Tree. Es importante mencionar que la mayoría de las especies urbanas se encontraron en el programa I-Tree y el uso de las ecuaciones locales se presentó principalmente en las parcelas con vegetación natural, esto quizás disminuyó el error en las estimaciones de biomasa aérea.

McHale y colaboradores (2009) argumentan que para el cálculo y estimación de la biomasa aérea en bosques urbanos es importante el uso de ecuaciones desarrolladas para bosques urbanos que disminuyan la subestimación o sobrestimación de la biomasa aérea de éstos, ya que los árboles se desarrollan de forma diferente en condiciones naturales, en comparación a cómo lo hacen en las ciudades, como por ejemplo las condiciones de acceso a la luz del sol, nutrientes y agua puede ser reducida para los árboles de la ciudad en comparación con los árboles en condiciones naturales, y pueden estar sometidos a temperaturas más extremas que en los bosques naturales, o bien pueden presentarse condiciones favorecedoras relacionadas con el manejo que se le pueden dar a los árboles de la ciudad, como el riego continuo, fertilización y en ocasiones mayores espacios entre cada árbol, lo que disminuye la competencia por alcanzar la luz solar. Esto se ha reflejado en diferencias en el crecimiento alométrico, donde árboles de

ambientes más abiertos pueden crecer más que los árboles de ambientes cerrados (Steingraeber, 1982; USDA, 2012; Binkley et al., 2013; Forrester, 2014).

Sin embargo, esta tarea se vuelve complicada cuando no existen ecuaciones alométricas para las especies urbanas locales. Por lo tanto, es un problema en el que se requiere de investigaciones encaminadas a la obtención de ecuaciones alométricas para especies particulares (Raciti et al., 2014).

#### *Modelo para estimar la biomasa aérea*

Reyes-Palomeque y colaboradores en 2019 obtuvieron un modelo de regresión para estimar la biomasa aérea en bosques naturales de la península de Yucatán, utilizando imágenes multi espectrales de muy alta resolución espacial, así como la función *Regsubsets* en el software R Studio versión 3.4.1 (RStudio Inc. Boston, Estados Unidos). Encontraron un valor de ajuste parecido al nuestro, con un  $R^2 = 0.70$  ( $p < 0.001$ ), para su área de estudio en Quintana Roo. Las variables explicativas de su modelo fueron cuatro medidas de textura diferentes a las de nuestro mejor modelo.

Raciti y colaboradores utilizaron información de la vegetación urbana con datos LiDAR y obtuvieron en su modelo un valor de ajuste similar al nuestro en su estimación de biomasa aérea con un  $R^2 = 0.79$  ( $p < 0.001$ ). Con base en esto, se puede decir que las estimaciones con el modelo son buenas, inclusive considerando el amplio rango de condiciones en los bosques urbanos seleccionados, incluyendo árboles con copas extensas, grupos de árboles pequeños y algunos de árboles grandes, con copas sobrelapadas y/o sitios con grandes parches de suelo sin vegetación.

Además, Raciti y colaboradores hicieron una comparación entre áreas con árboles urbanos en Boston, y reportaron que los bosques urbanos almacenan la mayor porción de biomasa ( $110.7 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ), en comparación con las zonas residenciales ( $32.8 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ), lo cual junto con esta investigación refuerza la importancia de la conservación y establecimiento de nuevos bosques urbanos en la ciudad de Mérida.

#### *Uso de imágenes de muy alta resolución espacial para estimar biomasa aérea*

Con base en el resultado de la  $R^2$  en la estimación de la biomasa aérea para bosques urbanos, se puede mencionar que el uso de imágenes de muy alta resolución espacial ( $\leq 1 \text{ m}$ ) puede ayudar a mejorar la estimación de la biomasa aérea en las ciudades. Esto se

debe principalmente a que el tamaño del píxel es menor al tamaño del objeto de interés (los árboles), lo que permite hacer una diferenciación más detallada y acertada entre las clases de objetos presentes en las imágenes, y así obtener valores de textura e índices de vegetación propias de la clase vegetación y de la clase sin vegetación. En contraste, imágenes con menor resolución espacial ( $> 30$  m y  $< 300$  m;  $>5$ m y  $\geq 30$ m) donde el tamaño del píxel es mayor al de los árboles, dificultan la diferenciación entre los árboles y otros objetos dentro de la imagen, como la infraestructura gris, dificultando la clasificación de los píxeles. Así lo reporta Raciti et al., 2014, estos compararon sus mapas de biomasa de muy alta resolución espacial con mapas con menos resolución espacial, y encontraron que los mapas de menor resolución espacial subestiman la biomasa de las áreas verdes urbanas.

Sin embargo, aun con imágenes de muy alta resolución espacial, la clasificación de los píxeles es compleja en las ciudades porque se puede dar una mezcla entre los píxeles que se encuentran en el borde de edificios y que tienen vegetación adyacente, que en algunos casos coincide estando a la misma altura del techo del edificio cercano. Esto provoca que se tome este píxel como parte del dosel de la vegetación adyacente como lo reportan Raciti et al., 2014 quienes utilizaron imágenes de resolución espacial media (QuickBird) e información LiDAR, para estimar biomasa en arboles urbanos de Boston.

Adicionalmente, al usar imágenes de muy alta resolución espacial existe una alta variabilidad dentro de las clases espectrales, que puede verse afectada más directamente por las sombras y por la misma heterogeneidad dentro del objeto de estudio, influenciando negativamente la precisión de la clasificación (clase con vegetación y clase sin vegetación) (Chen et al., 2009 en Raciti).

Las imágenes de muy alta resolución espacial también conllevan a un procesamiento más tardado porque contienen una cantidad mayor de información y porque abarcan una menor extensión, esto en comparación de una imagen de resolución espacial media.

### *Intercepción del agua de lluvia*

Esta investigación es de las pocas que abarcan el servicio de intercepción del agua de lluvia en bosques urbanos de climas tropicales, e incluso en bosques naturales. Que existan en general pocas investigaciones sobre la intercepción se ha relacionado a la complejidad para medirla en campo, porque implica la elaboración o adquisición de los

pluviómetros, las mediciones constantes de éstos después de un día de lluvia, que preferentemente deben hacerse temprano por las mañanas, y sobre todo el cuidado del equipo, que implica monitorearlo, sobre todo en ciudades, para evitar el vandalismo, como sucedió durante el desarrollo de las mediciones para este trabajo. Además de que es un servicio ambiental que depende de un conjunto de variables ambientales (temperatura, velocidad y dirección del viento, humedad y evaporación), variables del evento de lluvia (intensidad del evento de lluvia, tamaño de las gotas, la velocidad de la caída de las gotas o duración de la lluvia) y variables de la vegetación circundante (composición de especies, copa de los árboles, IAF), como lo mencionan Murakami, 2006; Návar et al., 2008; Flores Ayala et al., 2016.

Otra complicación para discutir los resultados con los de otros trabajos, es el diseño de muestreo, porque la colocación de los pluviómetros en las parcelas fue mediante un diseño aleatorio sistemático, donde se quería medir y estimar la capacidad de intercepción del agua de lluvia de la parcela y no de determinadas especies de árboles, como ocurre en quizás, la gran mayoría de los trabajos reportados (Návar et al., 2008; Dohnal et al., 2014; Flores et al., 2016). Por lo tanto, en nuestro trabajo los pluviómetros no se colocaron necesariamente debajo de un árbol aislado y de una especie definida, entonces querer comparar los resultados con los de trabajos que registraron valores de intercepción específicos para una especie de árbol, que presenta cierto tipo de características que influyen directamente en su capacidad de intercepción, como el tipo de hoja, cobertura, altura, podría llevar a comparaciones e interpretaciones erróneas.

En esta investigación se encontró que los bosques urbanos estudiados interceptan, en promedio, el 31 % del agua de lluvia. Este resultado es mayor al reportado por Inkiläinen et al., 2013 de 21.4 % en bosques urbanos con vegetación decidua de hojas anchas, en una ciudad con clima subtropical. Además, Inkiläinen et al., 2013 encontraron que el IAF no fue significativo en su modelo para estimar la intercepción del agua de lluvia, mientras que la copa de los árboles fue la variable que más explicó la intercepción del agua de lluvia. El trabajo de Inkiläinen y colaboradores en 2013, es quizás, el más parecido a este trabajo, porque su diseño de muestreo consistió en colocar los pluviómetros de forma aleatoria en sus parcelas de muestreo, y no delimitaron a medir la intercepción en ciertas especies.

Wang y colaboradores en 2008, registraron una intercepción del agua de lluvia menor (18.4 %), en bosques urbanos de una ciudad con clima subtropical en Estados Unidos, con vegetación decidua, sin embargo, no hicieron mediciones de intercepción en campo, lo estimaron a través de un programa llamado UFORE-Hydro, en el que la intercepción es estimada con valores pre cargados disponibles en el programa, y otros valores, como la lluvia total y evaporación, que son estimados al seleccionar la estación meteorológica más cercana a las parcelas de estudio.

Otro trabajo parecido, donde se distribuyeron los pluviómetros de forma aleatoria y sin considerar los árboles de manera individual y de una especie es el de Bryant y colaboradores en 2005, pero que fue realizado en bosques naturales de clima húmedo subtropical en Estados Unidos, en parcelas con árboles principalmente deciduos y de hoja ancha, registraron un promedio 17.4 % de intercepción del agua de lluvia, un porcentaje menor al 31 % de este trabajo, esta comparación con la intercepción de un bosque natural permite apreciar la importancia de este servicio ambiental de los bosques urbanos.

La estimación de la relación entre el IAF y la intercepción del agua de lluvia fue tan solo un  $R^2 = 0.006$ ,  $p < 0.05$ , esto es parecido a lo reportado por Nieschulze et al., 2009 en selvas con un  $R^2 = 0.004$ ,  $p < 0.05$ . Sin embargo, la estimación incrementó al agregarle al modelo la variable lluvia total ( $R^2 = 0.31$ ,  $p < 0.05$ ), efecto parecido al observado también por Nieschulze y colaboradores, quienes introdujeron la variable altura total del árbol y con esto aumentó el valor de  $R^2 = 0.81$ ,  $p < 0.05$ .

El valor de la  $R^2$  puede indicar que las variables consideradas fueron insuficientes para explicar en mayor porcentaje la intercepción, como se mencionó antes (Murakami, 2006; Cháidez et al., 2008; Flores Ayala et al., 2016). El valor de  $R^2$  quizás pueda mejorarse en futuras investigaciones haciendo ajustes al diseño de muestreo usado en esta investigación. Un diseño de muestreo mejorado puede incluir: la colocación de un pluviómetro debajo de cada árbol (de manera individual) y que permita tener solo una especie de árbol que influya en el pluviómetro. Esto permitiría incluir dentro del modelo las variables: especie, tipo de hoja y tamaño de copa, variables específicas para cada árbol, que son variables importantes en la intercepción del agua de lluvia (Xiao y McPherson, 2003; Kermavnar y Vilhar, 2017).

Un ejemplo de la importancia de las variables que en este estudio no se pudieron medir es el de Xiao y McPherson, 2003, ellos midieron la intercepción del agua de lluvia en

bosques urbanos en un clima tropical, colocaron pluviómetros debajo de las copas de árboles aislados de varias especies, y reportaron diferentes porcentajes de intercepción de agua de lluvia: *Ginkgo biloba* (25.2 %), *Lemon citrus* (27 %) y *Liquidámbar styraciflua* (14.3 %). Xiao y McPherson mencionan que la capacidad de intercepción del agua de lluvia de estos árboles dependió del tamaño de hoja y del tamaño de la copa.

El ajuste del modelo para estimar la intercepción del agua de lluvia ( $R^2= 0.82$ ) tuvo un ajuste de modelo parecido al de Nieschulze et al., 2009 ( $R^2= 0.84$ ) para un bosque natural, pero utilizaron imágenes Quickbird-2. Su modelo consistió de tres variables de textura (contraste, entropía y correlación) diferentes a las variables explicativas de nuestro mejor modelo.

Por otro lado, es importante mencionar, que en algunos eventos de lluvia se dieron registros donde hubo mayor cantidad de lluvia que traspasó la cobertura de los árboles en comparación a la lluvia total, resultando en valores negativos de intercepción, esto ha sido reportado en varios estudios, y se ha atribuido a que existen puntos de goteo sobre la copa, lo cual direcciona el agua que escurre hacia un punto en específico, y puede alterar la medición del pluviómetro (Strohbach & Haase, 2012; Kermavnar y Vilhar 2017). Por lo anterior, los resultados muestran que la intercepción del agua de lluvia es altamente variable y difícil de medir (Asadian y Weiler, 2009).

Las investigaciones enfocadas en la estimación de la intercepción del agua de lluvia en bosques urbanos son necesarias para usarse como herramientas durante la planeación urbana, este trabajo nos acerca a saber la contribución que tienen los árboles de bosques urbanos a la mitigación de las inundaciones.

#### *Recomendaciones para los bosques urbanos de Mérida*

Con base en los resultados del PCA de la estructura de la vegetación en las parcelas, es posible hacer ciertas recomendaciones para buscar optimizar la biomasa aérea de los bosques urbanos de Mérida:

Debe considerarse de gran importancia el DAP de los árboles que se planeen colocar en los bosques urbanos, porque se sabe que la biomasa aérea está relacionada con el DAP, en este caso en un 0.82. Con base en nuestros resultados pudimos observar que aun cuando la categoría de DAP <10 cm presentó en todos los bosques un mayor número de

individuos, solo en uno en el Jardín obtuvo la mayor cantidad de biomasa aérea en kg. Por lo tanto, deben plantarse árboles que en su etapa adulta puedan alcanzar una categoría de DAP mayor a la de  $DAP < 10$  cm, en este estudio incluyen árboles con un  $DAP \geq 10 < 30$  cm, o si es posible con una categoría diamétrica mayor.

El DAP se encuentra correlacionado con la altura de los árboles en un 0.68, por lo cual es importante tomar en cuenta la colocación especies de porte mediano o grande, que alcancen alturas de entre los 10 a 20 m. En la planeación de bosques urbanos debe considerarse la riqueza de especies, porque a mayor número de especies existe una tendencia a mayor biomasa, inclusive cuando en este estudio se observó una relación de solo el 0.17 entre estas variables. Por lo tanto, la colocación de individuos de una especie o un par de especies suele ser contraproducente, principalmente por el riesgo de transmisión de enfermedades o plagas (como por ejemplo de insectos) entre individuos de una misma especie (Wetzel et al., 2016; FAO) y porque existe una tendencia a una menor cantidad de biomasa (Guo, 2007; Mensah et al., 2018).

Es importante priorizar las especies nativas, aun cuando en este trabajo no se realizó esta comparación entre sitios con especies nativas y no nativas, se ha documentado ampliamente que es mejor el uso de árboles nativos porque son capaces de desarrollarse bajo las condiciones de clima y tiempo propias de cada ciudad.

El PCA mostró que no existieron diferencias entre las parcelas urbanas de origen natural y plantado. El resultado pudo deberse a que no existieron características de la vegetación específicas para cada una de las dos clases. Esto quiere decir que, dentro de las parcelas clasificadas como de origen natural y plantado se encontraron especies nativas y/o introducidas, árboles con diferentes edades. Quizás, el diseño de muestreo en una futura investigación deba homogenizar las parcelas con base en las variables que se deseen estudiar. Por ejemplo, las parcelas de origen natural deberían presentar solo especies nativas de la parcela, y de una edad parecida, mientras que las parcelas de origen plantado deberían tener solo especies sembradas en la parcela.

Para optimizar la intercepción del agua de lluvia en los árboles es importante la conservación o/y colocación de árboles con copas extensas, que obstruyan la llegada del agua al suelo, aún cuando en nuestra investigación el IAF presentó una relación débil con una mayor intercepción del agua de lluvia.

Estas recomendaciones no buscan estar distanciadas de las preferencias estéticas que la planificación urbana suele tener respecto a los bosques urbanos, donde son comunes los parques con sitios de vegetación abiertos, con árboles alejados unos de otros, sino más bien, se sugiere la presencia de parques y otros bosques urbanos con vegetación abierta, con árboles de porte pequeño, que permitan la práctica de actividades de recreación durante el día y durante la noche que permita tener esa sensación de seguridad, pero estos sitios abiertos deben ser combinados con sitios de vegetación cerrada, con árboles de un porte mediano a grande, donde la vegetación sea densa, y que por lo tanto, provea de servicios ambientales de calidad, que permita a la conservación de diferentes especies de fauna, como las aves, y de flora que habitan en estos bosques urbanos.



**CAPÍTULO V.****CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS****5.1 CONCLUSIONES**

Se estimó que la biomasa promedio fue de 123.98 Ton/ha-1, esta cantidad es cercana a la biomasa promedio que se ha reportado en bosques naturales, lo cual demuestra como las áreas con gran desarrollo urbano pueden también contribuir al almacenamiento de carbono.

La cuantificación y la estimación de biomasa aérea de los árboles de las ciudades son complicadas, principalmente por la falta de ecuaciones alométricas para árboles urbanos. Utilizar ecuaciones desarrolladas en bosques naturales puede ocasionar una subestimación o sobrestimación de la biomasa aérea.

La estimación de la interceptación de lluvia implica diferentes variables, el índice de área foliar y la cantidad de lluvia total de cada evento de lluvia son dos variables importantes, pero no suficientes para explicar en mayor porcentaje que en nuestro modelo este servicio ambiental en los bosques urbanos.

Fue posible obtener una estimación de los dos servicios ambientales utilizando información de campo e información obtenida con imágenes aéreas de muy alta resolución espacial (> 1 m). Por lo tanto, este trabajo nos da un acercamiento preliminar y que puede ser útil en el diseño de un mapeo de la distribución espacial de estos dos servicios ambientales en bosques urbanos de Mérida y así mejorar la planificación y conservación de estos lugares con vegetación urbana.

**5.2 PERSPECTIVAS**

A través del establecimiento de sitios de muestreo en campo temporales se puede estimar la biomasa aérea y la interceptación de lluvia en los bosques urbanos, sin embargo, debería considerarse el establecer sitios permanentes de muestreo distribuidos de manera más extensa por la ciudad. Esto junto con la obtención de imágenes en períodos de tiempo frecuentes permitiría conocer y entender mejor la dinámica de la biomasa y la interceptación de lluvia por parte de los árboles urbanos, con la finalidad de monitorear y controlar las

condiciones de estos sitios, para poder así conservarlos y servir en la planeación de nuevas áreas verdes (Strohbach & Haase, 2012; Sun et al., 2015).

Las imágenes de muy alta resolución espacial demostraron ser útiles para realizar buenas estimaciones de biomasa aérea e interceptación de lluvia, a pesar de ello, existen otras tecnologías de sensores remotos que podrían incrementar la precisión de estas estimaciones en Mérida, como la implementación de LiDAR que se ha comprobado tiene la capacidad de estimar alturas y copas de los árboles con una alta precisión, y permiten estimar mejor la biomasa aérea, como lo mencionan (Shojanoori & Shafri, 2016), quienes combinaron LiDAR junto con imágenes satelitales de muy alta resolución espacial (WorldView-2) en bosques urbanos de una ciudad en China, aunque es cierto que debe considerarse los costos para poder obtener los datos LiDAR.

Para poder conocer mejor la dinámica entre los bosques plantados y bosques naturales hace falta establecer mejor las características de cada sitio, y seleccionar quizás bosques urbanos con exclusivamente especies que sean remanentes de vegetación original y bosques plantados al cien por ciento. Además, sería interesante poder realizar una comparación entre sitios con solo vegetación nativa y compararlos con sitios de vegetación introducida, y así acercarnos más a conocer si es mejor la vegetación nativa o una combinación entre vegetación nativa e introducida hablando en términos de biomasa aérea e interceptación de lluvia. Futuras investigaciones permitirían complementar esta investigación y así establecer más recomendaciones para los bosques urbanos.

En busca de reducir las incertidumbres en las mediciones de interceptación del agua de lluvia, sería de utilidad incrementar el número de pluviómetros en cada sitio de muestreo y el diámetro de estos, esto permitiría obtener un mayor número de datos y disminuir el efecto del error en las mediciones. También sería importante la medición del escurrimiento fustal, a pesar de que se estima solo representa menos del 5% de la lluvia interceptada, puede ayudar a explicar mejor la interceptación.

**BIBLIOGRAFÍA**

Acosta, M., Pérez, R., Romero, M., González, A., & Martínez, Á. (2017). Estimación de la densidad forestal mediante imágenes Landsat ETM+ en la región sur del Estado de México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 8(41), 30–55.

AEMET (Observatorio de vigilancia atmosférica global de la agencia Estatal de meteorología). (2019). No Titl. Retrieved June 18, 2019, from [www.aemet.es](http://www.aemet.es)

Aguilar-Rodríguez, S., Abundiz-Bonilla, L., & Barajas-Morales, J. (2001). Comparación de la gravedad específica y características anatómicas de la madera de dos comunidades vegetales en México. *Anales Del Instituto de Biología, UNAM*, 72(2), 171–185.

Arrubla Posada, A.; Paredes Buitrafo, Á.D.; Ortíz Romero, G. E. (2016). Enfoque sistémico aplicado al manejo de parques metropolitanos, una posición desde Bogotá D.C.- Colombia. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 19(1), 207–217.

Asadian, Y., & Weiler, M. (2009). A new approach in measuring rainfall interception by urban trees in coastal British Columbia. *Water Quality Research Journal of Canada*, 44(1), 16–25.

Berezowski, T., & Chybicki, A. (2018). High-resolution discharge forecasting for snowmelt and rainfall mixed events. *Water (Switzerland)*, 10(1). <https://doi.org/10.3390/w10010056>

Bernasconi, L., Chirici, G., & Marchetti, M. (2017). Biomass estimation of xerophytic forests using visible aerial imagery: Contrasting single-tree and area-based approaches. *Remote Sensing*, 9, 1–12. <https://doi.org/10.3390/rs9040334>

Binkley, D., Campoe, O. C., Gspaltl, M., & Forrester, D. I. (2013). Light absorption and use efficiency in forests: Why patterns differ for trees and stands. *Forest Ecology and Management*, 288, 5–13. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.002>

Bolio, J. (2014). Mérida metropolitana. Evolución histórica y rasgos actuales: una perspectiva urbana. In R. López-Santillan & L. Ramírez-Carrillo (Eds.), *Crecimiento urbano y cambio social : escenarios de transformación de la zona metropolitana de Mérida*

(pp. 21–60). Mérida, Yucatán: Centro Peninsular en Humanidades y Ciencias Sociales, Universidad Nacional Autónoma de México. Retrieved from [www.clacso.edu.ar](http://www.clacso.edu.ar)

Boukili, V. K. S., Bebber, D. P., Mortimer, T., Venicx, G., Lefcourt, D., Chandler, M., & Eisenberg, C. (2017). Assessing the performance of urban forest carbon sequestration models using direct measurements of tree growth. *Urban Forestry & Urban Greening*, 24, 212–221. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.03.015>

Bryant, M. L., Bhat, S., & Jacobs, J. M. (2005). Measurements and modeling of throughfall variability for five forest communities in the southeastern US. *Journal of Hydrology*, 312(1–4), 95–108. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.02.012>

Cháidez, N., Jesús, J. De, González, M., Rodríguez, G., La, I. D. E., En, L., ... González, H. (2008). Intercepción de la lluvia en especies de leguminosas del nordeste de México, 61–68.

Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M. A., Chambers, J. Q., Eamus, D., ... Yamakura, T. (2005). Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, 145, 87–99. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0100-x>

Chuvieco, E. (1995). *Fundamentos de teledetección espacial (Segunda)*. Madrid: Rialp, S.A. <https://doi.org/23.304-1995>

Ciencias, R. M. de. (2017). No Title. Retrieved from <https://cienciasforestales.inifap.gob.mx/index.php/noticias/161-ya-esta-disponible-el-programa-i-tree-eco-adaptado-a-mexico-una-herramienta-para-el-estudio-y-valoracion-del-bosque-urbano>

Davies, Z. G., Edmondson, J. L., Heinemeyer, A., Leake, J. R., & Gaston, K. J. (2011). Mapping an urban ecosystem service : quantifying above-ground carbon storage at a city-wide scale. *Journal of Applied Ecology*, 48, 1125–1134. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02021.x>

Deguchi, A., Hattori, S., & Park, H. T. (2006). The influence of seasonal changes in canopy structure on interception loss: Application of the revised Gash model. *Journal of Hydrology*, 318(1–4), 80–102. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.06.005>

Dohnal, M., Černý, T., Votrubová, J., & Tesař, M. (2014). Rainfall interception and spatial variability of throughfall in spruce stand. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 62(4), 277–284. <https://doi.org/10.2478/johh-2014-0037>

Dowman, I. J., Jacobsen, K., Konecny, G., & Sandau, R. (2012). High resolution optical satellite imagery. Whittles Publishing.

Duan, T. (2017). The impact of Leaf Area Index on rainfall interception and the potential to estimate it using Sentinel-1 observations. University of Twente. University of Twente. Retrieved from [http://www.itc.nl/library/papers\\_2017/msc/wrem/duan.pdf](http://www.itc.nl/library/papers_2017/msc/wrem/duan.pdf)

Falkowski, M. J., Wulder, M. A., White, J. C., & Gillis, M. D. (2009). Supporting large-area, sample-based forest inventories with very high spatial resolution satellite imagery. *Progress in Physical Geography*, 33(3), 403–423. <https://doi.org/10.1177/0309133309342643>

FAO. (1997). Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer. (FAO Forestry Paper - 134). Retrieved from <http://www.fao.org/3/w4095e/w4095e0c.htm>

FAO. (n.d.). Una alternativa dentro del sistema. Retrieved from <http://www.fao.org/3/v6640s/v6640s02.htm>

Flores, E., Guerra De la Cruz, V., Terrazas, G., Carrillo, F., Islas, F., Acosta, M., & Buendía, E. (2016). Intercepción de lluvia en bosques de montaña en la cuenca del río Texcoco, México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 7(37), 65–76.

Flores Ayala, E., Guerra De la Cruz, V., Terrazas González, G. H., Carrillo Anzures, F., Islas Gutiérrez, F., Acosta Mireles, M., & Buendía Rodríguez, E. (2016). Intercepción de lluvia en bosques de montaña en la cuenca del río Texcoco, México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 7(37), 65–76. Retrieved from <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=63449187006>

Forrester, D. I. (2014). The spatial and temporal dynamics of species interactions in mixed-species forests: From pattern to process. *Forest Ecology and Management*, 312, 282–292. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.10.003>

Frangi, J. L., & Lugo, A. E. (1985). Ecosystem dynamics of a subtropical floodplain forest. *Ecology Monographs*, 55(3), 351–369. <https://doi.org/10.2307/1940914>

Gonzaga-Aguilar, C. (2014). Aplicación de índices de vegetación derivados de imágenes satelitales landsat 7 ETM+ y ASTER para la caracterización de la cobertura vegetal en la zona centro de la provincia de Loja, Ecuador. Universidad Nacional de la Plata. Universidad Nacional de la Plata.

González, J. (2017). La percepción remota. *La Noche de las estrellas*, 1–2. Retrieved from <http://www.um.es/docencia/pguardio/documentos/percepcion.pdf>

Guo, Q. (2007). The diversity-biomass-productivity relationships in grassland management and restoration. *Basic and Applied Ecology*, 8(3), 199–208. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2006.02.005>

Haralick, R. M., Shanmugam, K., & Dinstein, I. (1973). Textural Features for Image Classification. *IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics*, 3(6), 610–621.

Hernández-Stefanoni, J. L., & Tarhuni, D. (2016). Drones vemos y de imágenes... sí conocemos. Desde el herbario CICY, 8(Junio), 81–84. Retrieved from [http://www.cicy.mx/Documentos/CICY/Desde\\_Herbario/2016/2016-06-02-Hernandez-Tarhuni-Drones.pdf](http://www.cicy.mx/Documentos/CICY/Desde_Herbario/2016/2016-06-02-Hernandez-Tarhuni-Drones.pdf)

Huang, J. Y., Black, T. A., Jassal, R. S., & Lavkulich, L. M. (2017). Modelling rainfall interception by urban trees. *Canadian Water Resources Journal*, 42(4), 336–348. <https://doi.org/10.1080/07011784.2017.1375865>

Huang, J. Y., Black, T. A., Jassal, R. S., & Les Lavkulich, L. M. (2017). Modelling rainfall interception by urban trees. *Canadian Water Resources Journal / Revue Canadienne Des Ressources Hydriques*, (September), 1–13. <https://doi.org/10.1080/07011784.2017.1375865>

INEGI. (2017). Anuario estadístico y geográfico de Yucatán 2017. Aguascalientes. Retrieved from [www.inegi.org.mx](http://www.inegi.org.mx)

Inkiläinen, E. N. M., McHale, M. R., Blank, G. B., James, A. L., & Nikinmaa, E. (2013). The role of the residential urban forest in regulating throughfall: A case study in Raleigh, North

Carolina, USA. *Landscape and Urban Planning*, 119, 91–103.  
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.07.002>

Jurado- Cruz, D., & Lozano-García, D. (2014). Estimación del almacenamiento de carbono en un bosque de encinos combinando LIDAR con imágenes satelitales de alta resolución. In XVI Simposio internacional selper 2014. La geoinformación al servicio de la sociedad. Medellín.

Kelsey, K. C., & Neff, J. C. (2014). Estimates of aboveground biomass from texture analysis of Landsat imagery. *Remote Sensing*, 6(7), 6407–6422.  
<https://doi.org/10.3390/rs6076407>

Kermavnar, J., & Vilhar, U. (2017). Canopy precipitation interception in urban forests in relation to stand structure. *Urban Ecosystems*, 20(6), 1373–1387.  
<https://doi.org/10.1007/s11252-017-0689-7>

Kowarik, I., Hiller, A., Planchuelo, G., Seitz, B., Lippe, M. Von Der, & Buchholz, S. (2019). Emerging Urban Forests : Opportunities for Promoting the Wild Side of the Urban Green Infrastructure, 10–12.

Liu, C., & Li, X. (2012). Carbon storage and sequestration by urban forests in Shenyang , China. *Urban Forestry & Urban Greening*, 11(2), 121–128.  
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2011.03.002>

Livesley, S. J., Baudinette, B., & Glover, D. (2014). Rainfall interception and stem flow by eucalypt street trees – The impacts of canopy density and bark type. *Urban Forestry & Urban Greening*, 13(1), 192–197. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2013.09.001>

López-López, S. F., Martínez-Trinidad, T., Benavides-Meza, H. M., García-Nieto, M., & Ángeles-Pérez, G. (2018). Reservorios de biomasa y carbono en el arbolado de la primera sección del Bosque de Chapultepec , Ciudad de México. *Madera Y Bosques*, 24, 1–14.  
<https://doi.org/10.21829/myb.2018.2431620>

Lu, D. (2006). The potential and challenge of remote sensing-based biomass estimation. *International Journal of Remote Sensing*, 27(7), 1297–1328.  
<https://doi.org/10.1080/01431160500486732>

Lumley, T. (2017). Package “leaps”: Regression Subset Selection vs. 3.0.

Manzo-delgado, L., & Meave, J. A. (2003). La vegetación vista desde el espacio: la fenología foliar a través de la percepción remota. *Ciencia*, 18–28.

Martinez-Trinidad, T. (2011). Bosques Urbanos, los pulmones de la ciudad. Retrieved May 7, 2018, from <https://www.isahispana.com/treecare/articlesba>

McHale, M. R., Burke, I. C., Lefsky, M. A., Peper, P. J., & McPherson, E. G. (2009). Urban forest biomass estimates: Is it important to use allometric relationships developed specifically for urban trees? *Urban Ecosystems*, 12(1), 95–113. <https://doi.org/10.1007/s11252-009-0081-3>

Meneses-Tovar, C. L. (2011). El índice normalizado diferencial de la vegetación como indicador de la degradación del bosque. *Unasylva*, 62(2), 39–46.

Mensah, S., du Toit, B., & Seifert, T. (2018). Diversity–biomass relationship across forest layers: implications for niche complementarity and selection effects. *Oecologia*, 187(3), 783–795. <https://doi.org/10.1007/s00442-018-4144-0>

Murakami, S. (2006). A proposal for a new forest canopy interception mechanism: splash droplet evaporation. *Journal of Hydrology*, 72–82. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.07.002>

NASA. (2012). What are passive and active sensors? Retrieved June 13, 2019, from [https://www.nasa.gov/directorates/heo/scan/communications/outreach/funfacts/txt\\_passive\\_active.html](https://www.nasa.gov/directorates/heo/scan/communications/outreach/funfacts/txt_passive_active.html)

Návar-Cháidez, J., Rodríguez-Flores, F., & Domínguez-Caballeros, P. (2013). Ecuaciones alométricas para árboles tropicales: aplicación al inventario forestal de Sinaloa, México. *Agronomía Mesoamericana*, 24(2), 347–356.

Návar, J. D. J., Méndez, J., & González, H. (2008). Intercepción de la lluvia en especies de leguminosas del nordeste de México. *Terra Latinoamericana*, 26(1), 61–68.

Nieschulze, J., Erasmi, S., Dietz, J., & Hölscher, D. (2009). Satellite-based prediction of rainfall interception by tropical forest stands of a human-dominated landscape in Central

---

Sulawesi , Indonesia. *Journal of Hydrology*, 364(3–4), 227–235.  
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.10.024>

Nowak. (1994). Atmospheric carbon dioxide reduction by Chicago's urban forest. Chicago's urban forest ecosystem: Results of the Chicago urban forest climate project. Radnor: USDA.

Nowak, D. J., & Crane, D. E. (2002). Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environmental Pollution*, 116, 381–389.

Nytch, C. J., Méendez- Ackerman, E. J., Pérez, M.-E., & Ortiz-Zayas, J. R. (2018). Rainfall interception by six urban trees in San Juan , Puerto Rico. *Urban Ecosystems*.  
<https://doi.org/10.1007/s11252-018-0768-4>

Organización de las Naciones. (2018). No Title. Retrieved February 22, 2019, from <https://www.un.org/development/desa/es/news/population/2018-world-urbanization-prospects.html>

Parrot. (2019). Parrot Sequoia+. Retrieved June 12, 2019, from <https://www.parrot.com/soluciones-business/profesional/parrot-sequoia>

Pérez-Medina, S., & López-Falfán, I. (2015). Áreas verdes y arbolado en Mérida, Yucatán . *Hacia una sostenibilidad urbana. Economía, Sociedad Y Territorio*, 15(47), 1–33.

Presutti, M. (2004). La matriz de co-ocurrencia en la clasificación multiespectral: tutorial para la enseñanza de medidas texturales en cursos de grado universitario. Sao Paulo. Retrieved from [http://www3.inpe.br/unidades/cep/atividadescep/jornada/programa/t-9\\_trab\\_27.pdf](http://www3.inpe.br/unidades/cep/atividadescep/jornada/programa/t-9_trab_27.pdf)

Pretzsch, H., Biber, P., Uhl, E., Dahlhausen, J., Rötzer, T., Caldentey, J., ... Pauleit, S. (2015). Crown size and growing space requirement of common tree species in urban centres, parks, and forests. *Urban Forestry and Urban Greening*, 14(3), 466–479.  
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.04.006>

Raciti, S. M., Hutyra, L. R., & Newell, J. D. (2014). Mapping carbon storage in urban trees with multi-source remote sensing data: Relationships between biomass, land use, and

demographics in Boston neighborhoods. *Science of the Total Environment*, 500–501, 72–83. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.070>

Ramírez-Ramírez, G., Dupuy, J. M., Ramírez, L., & Solorio, F. (2017). Evaluación de ecuaciones alométricas de biomasa epigea en una selva mediana subcaducifolia de Yucatán. *Madera Y Bosques*, 23(2), 163–179. <https://doi.org/10.21829/myb.2017.2321452>

Ramos-Beltrán, V., Rojas-García, F., & Benavides-Meza, H. (2014). Almacén de carbono en el bosque urbano de la primera sección del Bosque de Chapultepec, Ciudad de México. In F. Paz & J. Wong (Eds.), *Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México* (pp. 144–149). Ciudad de México: CIATEJ, PMC, CINVESTAV Unidad Mérida.

Reyes-palomeque, G. (2018). Estimación de la biomasa epigea en bosques tropicales secos de la península de Yucatán combinando datos lidar e imágenes multiespectrales de muy alta resolución. Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C.

Reyes-Palomeque, G., Dupuy, J. M., Kristofer, J., Castillo-Santiago, M., & Hernández-Stefanoni, J. L. (2019). Combining LiDAR data and airborne imagery of very high resolution to improve aboveground biomass estimates in tropical dry forests. *Forestry: An International Journal of Forest Research*.

Reyes Palomeque, G. (2018). Combinación de datos LiDAR e imágenes multiespectrales de muy alta resolución para estimar la biomasa aérea en bosques tropicales secos de la península de Yucatán. Centro de Investigación Científica de Yucatán.

Rhoades, R., & Stipes, R. (1999). Growth of trees on the Virginia Tech campus in response to various factors. *Journal of Arboriculture*, 25(4), 211–215.

Rodríguez-Becerra, Manuel Mance, H. (2009). Cambio climático: lo que está en juego. Foro Nacional Ambiental. (J. A. Valderrama, Ed.) (Primera). Bogotá: Dupligráficas.

Roth, B. E., Slatton, K. C., & Cohen, M. J. (2007). On the potential for high-resolution lidar to improve rainfall interception estimates in forest ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(8), 421–428. <https://doi.org/10.1890/060119.01>

Ruiz-Aquino, F., Valdez-Hernández, J., Manzano-Méndez, F., Rodríguez-Ortiz, G., Romero-Manzanares, A., & Fuentes-López, M. (2014). Ecuaciones de biomasa aérea para *Quercus laurina* y *Q. crassifolia* en Oaxaca. *Madera Y Bosques*, 20(June), 33–48.

Salinas-Zavala, C. A., Martínez-Rincón, R. O., & Morales-Zárate, M. V. (2017). Tendencia en el siglo XXI del Índice de Diferencias Normalizadas de Vegetación (NDVI) en la parte sur de la península de Baja California. *Investigaciones Geográficas*, (94), 82–90. <https://doi.org/10.14350/rig.57214>

Sanaphre-Villanueva, L., Dupuy, J. M., Andrade, J. L., Reyes-García, C., Horacio, P., & Jackson, P. C. (2016). Functional diversity of small and large trees along secondary succession in a tropical dry forest. *Forests*, 7(8), 1–15. <https://doi.org/10.3390/f7080163>

Santoyo-Gómez, G. H., Rojas-García, F., & Benavides-Meza, H. M. (2014). Contenido de Carbono en el bosque urbano de la Ciudad de México: Delegación Miguel Hidalgo. In F. Paz Pellat & J. Wong González (Eds.), *Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2014* (pp. 176–182). Ciudad de México: Programa Mexicano del Carbono.

Sarker, L. R., & Nichol, J. E. (2011). Improved forest biomass estimates using ALOS AVNIR-2 texture indices. *Remote Sensing of Environment*, 115(4), 968–977. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.11.010>

Schnitzer, S. A., van der Heijden, G., Mascaró, J., & Carson, W. P. (2006). Lianas in gaps reduce carbon accumulation in a tropical forest. *Ecology*, 95(11), 3008–3017. <https://doi.org/10.1890/13-1718.1>

Shojanoori, R., & Shafri, H. Z. M. (2016). Review on the use of remote sensing for urban forest monitoring. *Arboriculture and Urban Forestry*, 42(6), 400–417.

Soria-Ruiz, J., & Ramírez-Granados, R. (2005). Relación entre los índices de vegetación obtenidos de los sensores AVHRR del satélite NOAA y TM del Landsat. *Ciencia Ergo Sum*, 12(2), 167–174. Retrieved from <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=10412209>

Steingraeber, D. (1982). Phenotypic plasticity of branching pattern in sugar maple (*Acer saccharum*). *Botanical Society of America, Inc.*, 69(4), 638–640.

Strahler, A. H., Woodcock, C. E., & Smith, J. A. (1986). On the nature of models in remote sensing. *Remote Sensing*, 20, 121–139.

Strohbach, M. W., & Haase, D. (2012). Above-ground carbon storage by urban trees in Leipzig , Germany: Analysis of patterns in a european city. *Landscape and Urban Planning*, 104(1), 95–104. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.10.001>

Sun, H., Qie, G., Wang, G., Tan, Y., Li, J., Peng, Y., ... Luo, C. (2015). Increasing the accuracy of mapping urban forest carbon density by combining spatial modeling and spectral unmixing analysis. *Remote Sensing*, 7(11), 15114–15139. <https://doi.org/10.3390/rs71115114>

Tigges, J., & Lakes, T. (2017). High resolution remote sensing for reducing uncertainties in urban forest carbon offset life cycle assessments. *Carbon Balance and Management*, 12(1). <https://doi.org/10.1186/s13021-017-0085-x>

Timilsina, N., Staudhammer, C. L., Escobedo, F. J., & Lawrence, A. (2014). Tree biomass , wood waste yield , and carbon storage changes in an urban forest. *Landscape and Urban Planning*, 127, 18–27. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.04.003>

USDA- Forest Service - Northern Research Station(2012). Natural regeneration building urban forests, altering species composition. *ScienceDaily*. Retrieved December 28, 2019. from <https://www.sciencedaily.com/releases/2012/08/120822092201.htm>

Van Dijk, A. I. F. M., & Bruijnzeel, L. A. (2001). Modelling rainfall interception by vegetation of variable density using an adapted analytical model. Part 1. Model description. *Journal of Hydrology*, 247, 230–238.

Vashum, K., & Jayakumar, S. (2012). Methods to estimate above-ground biomass and carbon stock in natural forests - A Review. *Journal of Ecosystem & Ecography*, 2(4), 1–7. <https://doi.org/10.4172/2157-7625.1000116>

Velasco, E., Roth, M., Norford, L., & Molina, L. T. (2016). Landscape and Urban Planning Does urban vegetation enhance carbon sequestration? *Landscape and Urban Planning*, 148, 99–107. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.12.003>

Wang, J., Endreny, T. A., & Nowak, D. J. (2008). Mechanistic simulation of tree effects in an urban water balance model. *Journal of the American Water Resources Association*, 44(1), 75–85. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2007.00139.x>

Wetzel, W. C., Kharouba, H. M., Robinson, M., Holyoak, M., & Karban, R. (2016). Variability in plant nutrients reduces insect herbivore performance. *Nature*, 539(7629), 425–427. <https://doi.org/10.1038/nature20140>

Xiao, Q., & McPherson, E. G. (2003). Rainfall interception by Santa Monica ' s municipal urban forest. *Urban Ecosystems*, 6, 291–302.

Xue, J., & Su, B. (2017). Significant remote sensing vegetation indices: A review of developments and applications. *Journal of Sensors*, 1–17. <https://doi.org/10.1155/2017/135369>



**ANEXOS**

**Anexo 3.1** Descripción de las ecuaciones alométricas utilizadas para las especies de árboles de Mérida.

Especie	Ecuación
<i>Acacia collinsii</i>	I-Tree
<i>Acacia cornigera</i>	I-Tree
<i>Acacia gaumeri</i>	I-Tree
<i>Acacia pennatula</i>	I-Tree
<i>Acacia riparia</i>	I-Tree
<i>Acalypha villosa</i>	I-Tree
<i>Albizia sp.</i>	I-Tree
<i>Alseis yucatanensis</i>	I-Tree
<i>Alvaradoa amorphoides</i>	I-Tree
<i>Annona glabra</i>	I-Tree

<i>Arrabidaea floribunda</i>	(Schnitzer et al., 2006)
<i>Ateleia gummifera</i>	I-Tree
<i>Attalea cohune</i>	I-Tree
<i>Bauhinia divaricata</i>	I-Tree
<i>Beaucarnea plibilis</i>	I-Tree
<i>Bonelia flammea</i>	I-Tree
<i>Boraginacea</i> sp.	(Chave et al., 2005), DAP > 10 cm  (Ramírez et al., 2017), DAP < 10 cm
<i>Bourreria pulchra</i>	I-Tree
<i>Brosimum alicastrum</i>	I-Tree
<i>Bunchosia swartziana</i>	I-Tree
<i>Bursera simaruba</i>	I-Tree
<i>Caesalpinia gaumeri</i>	I-Tree
<i>Caesalpinia mollis</i>	I-Tree

<i>Caesalpinia yucatanensis</i>	I-Tree
<i>Carica papaya</i>	I-Tree
<i>Cedrela odorata</i>	I-Tree
<i>Ceiba pentandra</i>	I-Tree
<i>Ceiba schottii</i>	I-Tree
<i>Chiococca alba</i>	I-Tree
<i>Clusia flava</i>	I-Tree
<i>Cnidoscolus aconitifolius</i>	I-Tree
<i>Coccoloba cozumelensis</i>	I-Tree
<i>Coccoloba spicata</i>	I-Tree
<i>Cojoba arborea</i>	I-Tree
<i>Colubrina arborescens</i>	I-Tree

<i>Colubrina greggii</i>	I-Tree
<i>Cordia alliodora</i>	I-Tree
<i>Cordia dodecandra</i>	I-Tree
<i>Cordia gerascanthus</i>	I-Tree
<i>Cordia sebestena</i>	I-Tree
<i>Crateva tapia</i>	I-Tree
<i>Croton reflexifolius</i>	I-Tree
<i>Cryosophila stauracantha</i>	I-Tree
<i>Delonix regia</i>	I-Tree
<i>Dendropanax arboreus</i>	I-Tree
<i>Desmoncus orthacanthos</i>	(Frangi & Lugo, 1985)
<i>Desmoncus quasillarius</i>	(Frangi & Lugo, 1985)
<i>Diospyros anisandra</i>	I-Tree
<i>Diospyros cuneata</i>	I-Tree

---

<i>Diospyros salicifolia</i>	I-Tree
<i>Diospyros verae-crucis</i>	I-Tree
<i>Diospyros yatesiana</i>	I-Tree
<i>Diospyros yucatanensis ssp yucatanensis</i>	I-Tree
<i>Diphysa carthagenensis</i>	I-Tree
<i>Ehretia tinifolia</i>	I-Tree
<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	I-Tree
<i>Erythroxylum rotundifolium</i>	I-Tree
<i>Eucalyptus tereticornis</i>	I-Tree
<i>Exostema caribaeum</i>	I-Tree
<i>Exostema mexicanum</i>	I-Tree
<i>Gliricidia sepium</i>	I-Tree
<i>Gmelina arborea</i>	I-Tree
<i>Guazuma ulmifolia</i>	I-Tree

---

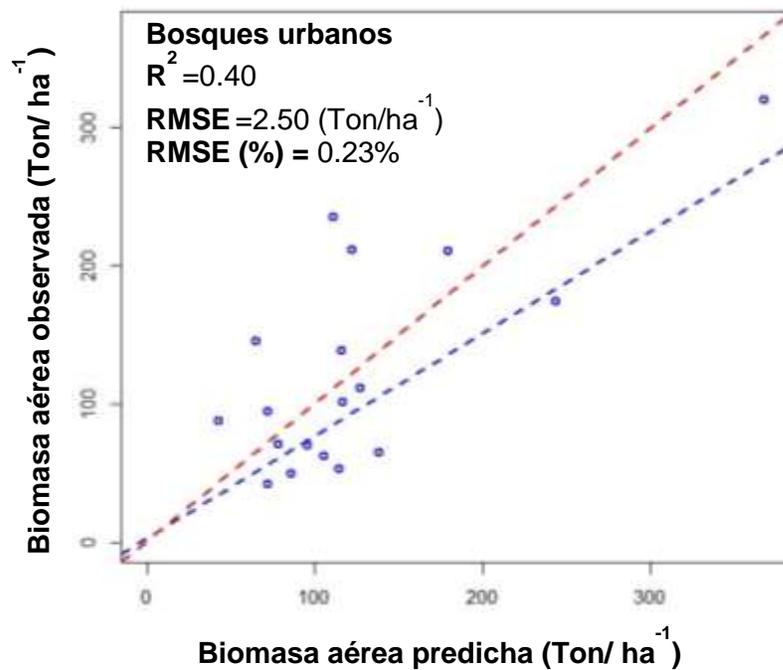
<i>Guettarda elliptica</i>	I-Tree
<i>Gymnopodium floribundum</i>	(Chave et al., 2005), DAP > 10 cm  (Ramírez et al., 2017), DAP < 10 cm
<i>Hamelia patens</i>	I-Tree
<i>Havardia albicans</i>	I-Tree
<i>Helicteres baruensis</i>	I-Tree
<i>Hippocratea excelsa</i>	(Ramírez et al., 2017), DAP < 10 cm
<i>Karwinskia humboldtiana</i>	I-Tree
<i>Leucaena leucocephala</i>	I-Tree
<i>Lonchocarpus castilloi</i>	I-Tree
<i>Lonchocarpus longistylus</i>	I-Tree
<i>Lonchocarpus rugosus</i>	I-Tree
<i>Lonchocarpus xuul</i>	I-Tree
<i>Lysiloma latisiliquum</i>	I-Tree

---

<i>Machaonia lindeniana</i>	I-Tree
<i>Maclura tinctoria</i>	I-Tree
<i>Malpighia glabra</i>	I-Tree
<i>Manilkara zapota</i>	I-Tree
<i>Mansoa verrucifera</i>	(Ramírez et al., 2017), DAP < 10 cm
<i>Melia azedarach</i>	I-Tree
<i>Mimosa bahamensis</i>	I-Tree
<i>Muntingia calabura</i>	I-Tree
<i>Neea psychotrioides</i>	I-Tree
<i>Neomillspaughia emarginata</i>	(Ramírez et al., 2017), DAP < 10 cm
<i>Parmentiera millspaughiana</i>	I-Tree
<i>Piper amalago</i>	I-Tree
<i>Piscidia piscipula</i>	I-Tree

<i>Pisonia aculeata</i>	I-Tree
<i>Pithecellobium dulce</i>	I-Tree
<i>Pithecellobium saman</i>	I-Tree
<i>Pouteria campechiana</i>	I-Tree
<i>Randia longiloba</i>	I-Tree
<i>Randia obcordata</i>	I-Tree
<i>Sabal yapa</i>	I-Tree
<i>Samyda yucatanensis</i>	I-Tree
<i>Senegalia gaumeri</i>	I-Tree
<i>Senna racemosa</i>	I-Tree
<i>Sideroxilum</i> sp.	I-Tree
<i>Sideroxylon obtusifolium</i>	I-Tree
<i>Simarouba glauca</i>	I-Tree
<i>Solanum erianthum</i>	I-Tree

<i>Swietenia macrophylla</i>	I-Tree
<i>Tabebuia rosea</i>	I-Tree
<i>Tamarindus indica</i>	I-Tree
<i>Tecoma stans</i>	I-Tree
<i>Tectona grandis</i>	I-Tree
<i>Terminalia catappa</i>	I-Tree
<i>Thevetia gaumeri</i>	I-Tree
<i>Thouinia paucidentata</i>	I-Tree
<i>Thrinax radiata</i>	I-Tree
<i>Trichilia glabra</i>	I-Tree
<i>Veitchia merrillii</i>	I-Tree
<i>Yucca elephantipes</i>	I-Tree
<i>Zanthoxylum caribaeum</i>	I-Tree
<i>Zuelania guidonia</i>	I-Tree



**Anexo 4.1** Validación cruzada para calcular la capacidad del modelo seleccionado en la predicción de la variable respuesta (biomasa aérea) utilizando ecuaciones alométricas solo para árboles de bosques naturales. En la línea punteada roja se observa la regresión perfecta y en la línea punteada azul se observa la predicción resultante de los valores observados y estimados de biomasa aérea con el modelo seleccionado.