

COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS MONTECILLO

POSTGRADO EN CIENCIAS FORESTALES

RESERVORIO DE CARBONO EN LA BIOMASA AÉREA DEL ARBOLADO DE LA 1ª SECCIÓN DEL BOSQUE DE CHAPULTEPEC

STEPHANIE FABIOLA LÓPEZ LÓPEZ

T E S I S

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL

PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, EDO. DE MEXICO

2015

La presente tesis titulada: **RESERVORIO DE CARBONO EN LA BIOMASA AÉREA DEL ARBOLADO DE LA 1ª SECCIÓN DEL BOSQUE DE CHAPULTEPEC** realizada por la alumna: Stephanie Fabiola López López bajo la dirección del **Consejo Particular** indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRA EN CIENCIAS

POSTGRADO EN CIENCIAS FORESTALES

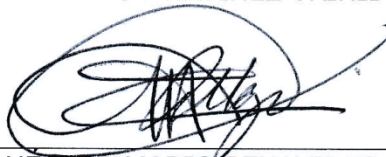
CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO



DR. TOMÁS MARTÍNEZ TRINIDAD

ASESOR



DR. HÉCTOR MARIO BENAVIDES MEZA

ASESOR



M. C. MOISÉS GARCÍA NIETO

Montecillo, Texcoco, Estado de México, Julio de 2015

RESERVORIO DE CARBONO EN LA BIOMASA AÉREA DEL ARBOLADO DE LA 1ª SECCIÓN DEL BOSQUE DE CHAPULTEPEC

Stephanie Fabiola López López, M.C.

Colegio de Postgraduados, 2015

RESUMEN GENERAL

El bosque urbano ayuda a mitigar los impactos del cambio climático por la captura de CO₂ y fijarlo como biomasa. En los últimos años ha existido un creciente interés por cuantificar los reservorios de carbono en los bosques urbanos, con el fin de valorar y promover su potencial de mitigación. Una de las limitantes, es la disponibilidad de ecuaciones alométricas generadas en ambientes urbanos por la gran diversidad de especies arbóreas. El presente estudio tuvo el objetivo general de estimar los reservorios de carbono en la biomasa aérea del arbolado de la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec. Con base en inventarios del 27,3% de las áreas verdes de la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec y la aplicación de relaciones alométricas, se estimaron reservorios totales de 20,884.42 ton de biomasa y 9,606.35 ton de carbono. El área basal influyó significativamente en los depósitos de biomasa, por lo que se desarrollaron modelos lineales de predicción de carbono y biomasa por unidad de superficie. El valor medio de contenido de carbono fue relativamente alto en comparación con los registrados en bosques urbanos de otras ciudades del mundo. Posteriormente, se utilizó un modelo fractal para estimar la biomasa de la especie dominante del sitio (*Fraxinus uhdei*). Se consideraron 46 árboles al azar para medir el diámetro normal (DN), altura total y de los verticilos del tronco; así como el diámetro, longitud y peso de los segmentos de tres ramas para derivar los índices estructurales y la modelación de sus componentes. Siete individuos fueron derribados para ajustar una función de ahusamiento del fuste y determinar su biomasa. Se obtuvieron estimaciones aceptables para *F. uhdei* presentando además buena precisión en la estimación del peso seco de árboles menores a 20 cm de DN. Es factible desarrollar modelos de biomasa de *Fraxinus uhdei* a partir de la medición de las ramas y del fuste, a través de la implementación de índices estructurales basados en la geometría fractal.

Palabras clave: bosque urbano, *Fraxinus uhdei*, biomasa, propiedades fractales

CARBON RESERVOIR IN THE TREES'S ABOVEGROUND BIOMASS OF THE 1ST SECTION OF CHAPULTEPEC PARK

Stephanie Fabiola López López, M.C.
Colegio de Postgraduados, 2015

ABSTRACT

The urban forest helps to mitigate the impacts of climate change by capturing CO₂ as biomass. In recent years there has been a growing interest in quantifying carbon stocks in urban forests in order to assess and promote their mitigation potential. One of the limitations is the availability of allometric equations generated in urban environments due to the great diversity of tree species. The present study had the general objective of estimating carbon stocks in the aboveground biomass of trees at the 1st Section of Chapultepec Park. Based on inventories of 27.3% of the green areas of the 1st Section of Chapultepec Park and application of allometric relationships, total reservoir was estimated at 20,884.42 tons of biomass and 9,606.35 tons of carbon. The basal area significantly influenced biomass pools, so linear prediction models were developed biomass carbon per unit area. The average carbon content was relatively high compared with those in urban forests in other cities in the world. Subsequently, a fractal model to estimate the biomass of the dominant species on the site (*Fraxinus uhdei*) was used. 46 random trees were considered to measure the normal diameter (DN), total height and stem whorls; as well as the diameter, length and weight of the segments of the three branches per tree to derive structural indices and modeling components. Seven trees were cut to fit a function of the bole taper and determine their biomass. Acceptable estimates were obtained for *F. Uhdei* having a good accuracy in the estimation of the dry weight of trees smaller to 20 cm dbh. It is feasible to develop models of biomass for *F. uhdei* using measurements of branches and the trunk through the implementation of structural indices based on fractal geometry.

Key words: urban forest, *Fraxinus uhdei*, biomass, fractal properties.

AGRADECIMIENTOS

A Dios, por brindarme la fortaleza para alcanzar esta meta.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), por el financiamiento otorgado para la realización de mis estudios de postgrado.

Al Dr. Tomás Martínez Trinidad, por dirigir la presente tesis con excelencia, por sus valiosas enseñanzas y consejería. Agradezco su tiempo, apoyo, motivación, confianza y la oportunidad de colaborar a su lado.

Al Dr. Héctor Benavides por compartir sus conocimientos conmigo, por las facilidades y aportaciones para el desarrollo de la tesis, por permitirme trabajar a su lado y siempre impulsarme a ir por más.

Al M. C. Moisés García Nieto por su valioso apoyo y colaboración, por las asesorías brindadas para la realización de esta investigación.

Al Dr. Gregorio Ángeles Pérez por su disposición y apreciable asesoría.

A los profesores del Postgrado en Ciencias Forestales por compartir sus conocimientos y experiencias.

Al Fideicomiso Pro-bosque de Chapultepec, la Dirección General de Bosque de Chapultepec y el Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias por la realización y apoyo financiero del proyecto intitulado "Diagnóstico y Caracterización de la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec: Etapa 1", del cual se desprende el presente estudio.

A Giovanni, Adrián y Julio por su apoyo en el trabajo de campo. A Vences, Gabi, Laura y Fernanda por su apreciable ayuda en la medición de los árboles y a los podadores que con gran solicitud también colaboraron en la realización de esta tesis.

A mis compañeros de postgrado por todas las horas de estudio y convivencia, en especial, a Cesar, Jenny, Roberto, Constantino, Reynol, Luis, Oli y Joel por su valiosa amistad.

A mis padres y mi abuelita "Lupita" por todo su apoyo y cariño, y a mi familia que siempre ha estado conmigo y me ha impulsado a alcanzar mis metas.

DEDICATORIA

A ti que siempre has estado conmigo,
que me aprecias, crees en mí
y sigues a mi lado
¡Con cariño!

CONTENIDO

	Página
LISTA DE CUADROS.....	ix
LISTA DE FIGURAS.....	xi
CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN GENERAL	1
1.1 OBJETIVOS.....	5
1.1.1 Objetivo general	5
1.1.2 Objetivos particulares.....	5
CAPÍTULO II. ESTRUCTURA, DIVERSIDAD Y RESERVORIO DE CARBONO EN EL ARBOLADO DE LA 1ª SECCIÓN DEL BOSQUE DE CHAPULTEPEC.....	6
2.1 RESUMEN.....	6
2.2 INTRODUCCIÓN.....	7
2.3 MATERIALES Y MÉTODOS.....	10
2.3.1 Área de estudio	10
2.3.2 Estructura y composición de especies del arbolado	12
2.3.3 Estimación del reservorio de biomasa aérea y carbono del arbolado.....	15
2.4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	22
2.4.1 Estructura y diversidad.....	22
2.4.2 Composición de especies y reservorio de biomasa y carbono	25
2.4.3 Densidad y reservorio de carbono	30
2.5 CONCLUSIONES.....	35
CAPÍTULO III. MODELO FRACTAL PARA LA ESTIMACIÓN DE LA BIOMASA AÉREA DE <i>Fraxinus uhdei</i> (Wenz.) Lingelsh EN LA 1ª SECCIÓN DEL BOSQUE DE CHAPULTEPEC	36
3.1 RESUMEN.....	36
3.2 INTRODUCCIÓN.....	37
3.3 MATERIALES Y MÉTODOS.....	39

3.3.1 Descripción de la especie	39
3.3.2 Muestreo y variables medidas en árboles podados.....	40
3.3.3 Muestreo y variables medidas en árboles derribados.....	45
3.3.4 Índices y funciones para el modelo de biomasa fractal.....	47
3.3.5 Algoritmo del modelo de biomasa fractal	49
3.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	52
3.4.1 Estructura del tronco	52
3.4.2 Estructura de la copa	59
3.4.3 Axioma y estimación de biomasa	68
4.3 Propuesta de axioma para la estimación de biomasa en un sistema Lindenmayer ..	71
4.5. CONCLUSIONES.....	77
CAPÍTULO IV. REFERENCIAS.....	78
ANEXOS.....	90
Anexo 1. Lista de especies registradas en 50 ha de la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec, así como su frecuencia de individuos, área basal y ecuaciones empleadas para la estimación de los reservorios.	90

LISTA DE CUADROS

	Página
Cuadro 2.1	Especies abundantes en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec. 11
Cuadro 2.2	Ecuaciones empleadas para la estimación de biomasa y carbono de las especies arbóreas registradas en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec. 16
Cuadro 2.3	Número de individuos, porcentajes de densidad, dominancia e Índices de Importancia Relativos (IiR) de las especies dominantes del arbolado de la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec. 23
Cuadro 2.4	Área, número de individuos, área basal, densidad y reservorios de biomasa y carbono por ha, registrados en 11 zonas inventariadas en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec. 30
Cuadro 2.5	Modelos de estimación del reservorio de biomasa y carbono por ha, en función de la densidad del arbolado de la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec. 32
Cuadro 2.6	Estimación de los reservorios de biomasa y carbono totales y promedio por ha, la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec. 33
Cuadro 2.7	Comparación del reservorio y densidad de carbono estimados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec con los reportados en el suelo de conservación del D. F y en bosques urbanos de diversas ciudades del mundo. 34
Cuadro 3.1	Asignación proporcional de la muestra de árboles de <i>F. uhdei</i> por categoría diamétrica. 41
Cuadro 3.2	Modelo de ahusamiento desarrollado para árboles de <i>F. uhdei</i> ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec. 52
Cuadro 3.3	Modelo de la altura de polifurcación (Hp) del fuste desarrollado para árboles de <i>F. uhdei</i> ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec. 54
Cuadro 3.4	Probabilidad del número de nudos registrado por categoría de altura en individuos de <i>F. uhdei</i> ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec. 57
Cuadro 3.5	Modelo lineal del diámetro basal (DB) del fuste desarrollado en árboles de <i>F. uhdei</i> ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec. 58
Cuadro 3.6	Valores medios de los índices "p" y "q" por orden de rama estimados en los "links" de ramas de 46 individuos de <i>F. uhdei</i> ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec. 64

	Página
Cuadro 3.7 Modelos de biomasa de ramas ajustados en función de su diámetro basal (D0) y longitud (L) en árboles de <i>F. uhdei</i> ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.	67
Cuadro 3.8 Comparación de las estimaciones de biomasa del modelo generado con los valores obtenidos en siete árboles de <i>F. uhdei</i> derribados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.	69
Cuadro 3.9 Modelo de ahusamiento de ramas desarrollado para árboles de <i>F. uhdei</i> ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.	73
Cuadro 3.10 Probabilidad del número de nudos observada por categoría de longitud en ramas de individuos de <i>F. uhdei</i> ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.	74
Cuadro 3.11 Modelo de biomasa del eje de ramas ajustado en función de su diámetro basal (D0) y longitud (L) en árboles de <i>F. uhdei</i> ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.	76
Cuadro 3.12 Modelo del peso fresco (P) de ramillas ajustado en función de su diámetro basal (D0) y longitud (L) y número de hojas en árboles (NH) de <i>F. uhdei</i> ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.	76

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 2.1. Plano de ubicación del Bosque de Chapultepec.	10
Figura 2.2. Zonificación del área inventariada dentro de la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.	12
Figura 2.3. Áreas verdes boscosas (izquierda) y arbolado de alineación (derecha) inventariadas en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.	13
Figura 2.4. Árbol de <i>F. uhdei</i> seccionado en sus compartimentos (tronco, ramas y follaje) y pesaje de ramas en fresco.	18
Figura 2.5. Muestras de follaje de <i>F. uhdei</i> (izquierda) y su secado en estufa para la medición del peso seco (derecha).	19
Figura 2.6. Porcentaje de individuos de las especies arbóreas más abundantes en 50 ha de la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.	22
Figura 2.7. Contraste entre el Índice de Shannon (H') determinado para la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec y su valor potencial (Hmax).	24
Figura 2.8. Estimación de biomasa en <i>L. styraciflua</i> utilizando una ecuación generada en un bosque natural (Acosta <i>et al.</i> , 2002) y con otra para un ambiente urbano (Pillsbury <i>et al.</i> , 1998).	26
Figura 2.9. Estimación de biomasa de <i>F. uhdei</i> a través de ecuaciones generadas en un bosque natural (Ares y Fownes, 2000) y en uno urbano (Pillsbury <i>et al.</i> , 1998) con los valores observados en árboles de la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec (n=7).	26
Figura 2.10. Porcentaje de biomasa y carbono que aportan las especies arbóreas registradas al reservorio de 50 ha de la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.	28
Figura 2.11. Porcentajes del Índice de importancia (IiR) y del reservorio de carbono de las principales especies arbóreas registradas en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.	29
Figura 2.12. Arbolado de la zona de "Gandhi", que registró la mayor densidad y reservorio de C en el inventario de 50 ha de la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.	31
Figura 2.13. Comparación de los reservorios de C por ha observados en la 11 zonas inventariadas y los estimados con el modelo generado en función de la densidad.	32
Figura 3.1. Árbol de fresno en el Bosque de Chapultepec (izquierda) y detalle de sus hojas y sámaras (derecha).	39
Figura 3.2. Plano de la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec y zonas en las que se realizó la medición de ramas para el modelo de biomasa de <i>F. uhdei</i>	41
Figura 3.3. Medición del diámetro normal, altura total y de los entrenudos en los árboles de <i>F. uhdei</i> empleados para el modelo de biomasa.	42

Figura 3.4. Definición gráfica de los criterios de orden de ramas (a) y estrato de la copa (b) aplicados para la selección de ramas en los ejemplares de <i>F. uhdei</i>	42
Figura 3.5. Ejemplos de la medición de la longitud, los diámetros y el peso de las unidades de las ramas de <i>F. uhdei</i> seleccionadas para el modelo fractal.	43
Figura 3.6. Esquema de las mediciones efectuadas en las ramas de <i>F. uhdei</i> seleccionadas para el modelo fractal.....	44
Figura 3.7. Muestras de follaje y ramas de <i>F. uhdei</i> (izquierda) y su secado en estufa para la medición del peso seco (derecha).	45
Figura 3.8. Ubicación de las zonas de la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec en las que se realizó el derribo de individuos de <i>F. uhdei</i>	46
Figura 3.9. Esquema de la modelación de los componentes de individuos de <i>F. uhdei</i> para la estimación de su biomasa.	50
Figura 3.10. Comparación de los diámetros del eje principal observados en individuos de <i>F. uhdei</i> ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec y los estimados con el modelo de ahusamiento ajustado.....	53
Figura 3.11. Valores de densidad de la madera registrados por altura del fuste y diámetro normal (DN) en individuos de <i>F. uhdei</i> ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.	54
Figura 3.12. Comparación de las alturas de polifurcación del eje principal observadas en individuos de <i>F. uhdei</i> ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec y los estimados con el modelo generado en función de la altura total.	55
Figura 3.13. Número de verticilos del eje principal respecto al diámetro normal de árboles de <i>F. uhdei</i> ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.....	56
Figura 3.14. Número de verticilos del eje principal respecto a la altura total de árboles de <i>F. uhdei</i> ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.	56
Figura 3.15. Distribución de propabilidad de la distancia entre verticilos del fuste de árboles de <i>F. uhdei</i> ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec. .	57
Figura 3.16. Comparación de los diámetros basales observados y los estimados con el modelo ajustado para individuos de <i>F. uhdei</i> ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.	58
Figura 3.17. Proporción del número de ejes que se derivan de un nudo en ramas de individuos de <i>F. uhdei</i> ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.	59
Figura 3.18. Proporción del ángulo de inserción de ramas de individuos de <i>F. uhdei</i> ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.	60
Figura 3.19. Valores del índice "p" calculados en los "links" de ramas primarias, secundarias y terciarias de individuos de <i>F. uhdei</i> ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.	61
Figura 3.20. Descripción gráfica de los valores de los índices "p" y "q", descritos por Van Noordwijk y Mulia (2013).....	61

Figura 3.21. Valores del índice "q" calculados en los "links" de ramas primarias, secundarias y terciarias de individuos de <i>F. uhdei</i> ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.	62
Figura 3.22. Rama de <i>F. uhdei</i> donde se ilustra que el "link" que continúa sobre el eje principal es más grueso que los que emergen lateralmente.	63
Figura 3.23. Relación del incremento en longitud e incremento en diámetros en ramas de individuos de <i>F. uhdei</i> ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.	65
Figura 3.24. Relación entre el parámetro "r" y el potencial de una función alométrica de biomasa.	65
Figura 3.25. Comparación de la longitud observada en función del diámetro basal (D0) de las ramas y las estimadas con el modelo ajustado para individuos de <i>F. uhdei</i> ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec (n=190).	66
Figura 3.26. Comparación de los valores de biomasa de las ramas observados y los estimados con el modelo ajustado para individuos de <i>F. uhdei</i> ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec (n=190).	67
Figura 3.27. Hoja de cálculo de la programación del modelo para estimar la biomasa aérea de <i>F. uhdei</i> en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.	68
Figura 3.28. Comparación de la estimación de biomasa de <i>F. uhdei</i> a través del modelo fractal generado y de ecuaciones derivadas en bosques naturales (Ares y Fownes 2000) y urbanos (Pillsbury <i>et al.</i> 1998), con los valores observados en árboles de la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec (n=7)..	69
Figura 3.29. Propuesta de axioma para la generación de un modelo fractal para estimar la biomasa y simulación de árboles de <i>F. uhdei</i>	72
Figura 3.30. Número de nudos respecto a la longitud de las ramas primarias, secundarias y terciarias de individuos de <i>F. uhdei</i> ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec (n=190).	74
Figura 3.31. Distribución de probabilidad del número de hojas por ramilla en árboles de <i>F. uhdei</i> ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.	75

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN GENERAL

El cambio climático es un tema que se ha abordado con mayor amplitud en los últimos años, debido a la potencial amenaza ambiental que representa para la sociedad humana del siglo XXI (Magaña, 2006; Liu y Li, 2012). De acuerdo con la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (1992), éste se define como la variación de clima atribuido directa o indirectamente a la actividad humana, que altera la composición de la atmósfera mundial. Asimismo, este fenómeno se ha convertido en una preocupación creciente entre los gobernantes, lo que ha conllevado a la realización de diversos estudios sobre la variabilidad climática, impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático, así como la mitigación de emisiones de gases de efecto invernadero (INE, 2010). Lo anterior, puesto que tiene repercusiones particularmente graves para los ecosistemas naturales, ya que deriva en la pérdida y degradación de la riqueza biótica del planeta, la erosión de suelos, cambios en los patrones de evapotranspiración, contaminación de los mantos acuíferos, entre otros (Villers y Trejo, 2004).

El calentamiento global del planeta se debe principalmente al aumento en las concentraciones de gases de efecto invernadero (GEI), como el dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O), ozono (O_3) y vapor de agua. Estos gases absorben la radiación infrarroja emitida hacia el espacio por la superficie de la Tierra y producen un incremento en la temperatura (Gay, 2000; Magaña, 2006;). El CO_2 es el GEI antropogénico de mayor relevancia y tan solo su emisión anual aumentó un 80% entre 1970 y 2004 (IPCC, 2008). Además, entre el 2000 y el 2030 se prevé un incremento del 25 al 90% en la emisión mundial de este gas, pese a las políticas actuales de mitigación de los efectos del cambio climático (IPCC, 2008). Sin la intervención del hombre, la emisión de CO_2 a la atmósfera se balancea mediante procesos físicos (disolución en las aguas marítimas) químicos y biológicos (fotosíntesis) para su remoción. En virtud de que las plantas absorben este gas, lo transforman en biomasa a través de la fotosíntesis (captura de carbono) y lo almacenan en hojas, tallos, ramas y raíces, constituyen depósitos naturales de carbono (McPherson y Simpson, 1999; Rüginitz *et al.*, 2008; Liu y Li, 2012). Así, la captura de carbono se define como la tasa de almacenamiento de CO_2 en

la biomasa aérea y subterránea a lo largo de un periodo de crecimiento (McPherson y Simpson, 1999).

A medida que los árboles presentan un crecimiento activo, la tasa de captura de carbono es mayor a la de su emisión a través de la respiración, lo que causa una disminución de la cantidad de CO₂ en la atmósfera. De esta manera, el arbolado urbano puede jugar un papel importante en el proceso de reducción de los impactos del cambio climático y convertirse en un reservorio de carbono importante (McPherson y Simpson, 1999; McHale *et al.*, 2007). Se han efectuado varios estudios sobre la captura y depósito de carbono en los bosques urbanos de diversas ciudades del mundo cuyas estimaciones se basan en ecuaciones de carbono, volumen o biomasa en función de variables alométricas como el diámetro y la altura (Nowak, 1994; McPherson, 1998; McHale *et al.*, 2007), o mediante imágenes obtenidas a través de percepción remota (Myeong *et al.*, 2006; Liu y Li, 2012).

A diferencia de otros países, en México son escasos los trabajos que se han desarrollado para analizar el carbono de bosques urbanos. Rivero (2010) realizó una estimación del carbono almacenado en el arbolado de la Alameda Central de la Ciudad de México por medio de un inventario; sin embargo, sólo se calculó el reservorio de carbono en cinco de las 53 especies registradas y en la de mayor dominancia (*Fraxinus uhdei*) se emplearon fórmulas generales para determinar su biomasa. En este sentido, se desconocen los reservorios y la captura de carbono en las áreas verdes urbanas del país, situación que se debe resolver, ya que el bosque urbano tiene un gran potencial, pues se han estimado entre 0.34 y 6.1 millones de toneladas de carbono almacenado en el arbolado de diversas ciudades (Nowak, 1994; McPherson, 1998; Liu, 2012). Además, los árboles urbanos generalmente presentan mayores tasas de crecimiento y biomasa foliar que los de zonas rurales y se han registrado tasas de captura de carbono entre los 16 y 360 kg/año, en función del tamaño, vitalidad y velocidad de crecimiento (McPherson y Simpson, 1999).

Una de las principales limitantes para la estimación de carbono en los bosques urbanos, es la disponibilidad de ecuaciones alométricas para todas las especies (McPherson y Simpson, 1999; Van Noordwijk y Mulia, 2002). En algunos casos se han empleado ecuaciones de tipo general, pero se debe considerar que éstas se hayan desarrollado en condiciones

edafoclimáticas similares al sitio de estudio, las dimensiones de los árboles empleados sean semejantes, e incluso se validen utilizando datos de biomasa de árboles representativos o de un conjunto de árboles del área obtenidos por el método destructivo (Rügnitz *et al.*, 2008). Ares y Fownes (2000) señalan que las estimaciones de carbono generalmente son deficientes cuando se aplican ecuaciones alométricas en sitios con características diferentes a las del lugar en donde se derivaron. No obstante, si se consideran estos aspectos, algunas ecuaciones generales o desarrolladas para especies relacionadas aún pueden proporcionar estimaciones de biomasa con una precisión aceptable.

En los organismos vivos es posible observar una multitud de formas casi infinita que emergen de diversos procesos de crecimiento, muchas de las cuales no se pueden describir a través de la geometría euclidiana que trata con rectas, círculos, polígonos, entre otros. (Kaandorp, 1994). En la década de los 70's surge la geometría fractal como la geometría de la naturaleza, al proporcionar los conceptos y herramientas necesarios para describir diversas formas complejas. En 1975, Benoit Mandelbrot definió como fractales a aquellas figuras u objetos que a su vez se componen de estructuras de menor tamaño similares a la figura completa (auto-semejanza) y que siempre disminuyen su escala en la misma proporción. Por lo tanto, un fractal es una estructura idéntica a sus partes constituyentes en diferentes tamaños, cuyo proceso de construcción es repetitivo (iteración), (Zeide, 1998; Fernández, 2005; Flores y Bustacara, 2008).

Diversas estructuras biológicas y del paisaje presentan propiedades fractales, como el sistema de vasos sanguíneos, los arrecifes de coral, la vegetación, los ríos y montañas (Figura 1), (Zeide, 1991; Kaandorp, 1994). Estas formas generalmente tienen algún elemento de aleatoriedad, por lo que los fractales que incluyen varios elementos aleatorios, simulan mejor los fenómenos naturales que los generados por métodos determinísticos. Asimismo, muchos fractales naturales no son estrictamente auto-semejantes en cada escala, por lo que se les denomina como multifractales (Lorimer *et al.*, 1994).

Los árboles están compuestos por una jerarquía de módulos en las que una rama muestra un parecido con otra de mayor o menor orden y con el individuo completo (auto-semejanza). Por lo tanto, la modelación estructural de plantas mediante la aplicación de la teoría fractal para medir y cuantificar estructuras complejas como las copas de los árboles o sus raíces, es una opción para el cálculo preciso de su área, volumen y biomasa, aunque no todas las variables de los árboles tienen un comportamiento fractal (Zeide, 1991; Zeide, 1998; Fernández, 2005; Makela y Valentine, 2006; Kaonga, 2012).

A través de la determinación de la biomasa en los distintos órganos generales del árbol (ramas, tronco, follaje y raíces), el uso de índices estructurales basados en principios fractales y relaciones alométricas, se han generado modelos de base fisiológica para estimar la biomasa (Van Noordwijk y Mulia, 2002; Fernández, 2005; Makela y Valentine, 2006). Además, los modelos fractales pueden proporcionar un esquema claro para derivar reglas específicas de escala entre las partes del árbol y determinar el tamaño total sin la necesidad de llevar a cabo su derribo (Van Noordwijk y Mulia, 2013).

La geometría fractal utiliza como herramienta básica los algoritmos para generar modelos matemáticos de estas formas biológicas y con ellos se pueden producir nuevos métodos para describir la forma de los árboles (Zeide, 1991; Flores y Bustacara, 2008). Con los recientes desarrollos computacionales es posible realizar simulaciones experimentales en las que se imitan los procesos de crecimiento y la interacción entre células o elementos del esqueleto en objetos virtuales (Kaandorp, 1994). A partir de estos esquemas, es factible desarrollar sistemas Lindenmayer aplicados en programas computacionales, para modelar la arquitectura y crecimiento de los ejemplares arbóreos (Perttunen y Sievänen, 2005; Mc Pherson y Peper, 2012; Van Noordwijk y Mulia, 2013).

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo general

Estimar el carbono aéreo capturado en el arbolado de la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec y efectuar un análisis del reservorio en función de su estructura y composición de especies, para conocer el potencial que tiene esta área verde como almacén de carbono.

1.1.2 Objetivos particulares

- Desarrollar un modelo de biomasa aérea para *Fraxinus uhdei*, una de las especies abundantes en el sitio de estudio, a través de índices fractales para obtener estimaciones más precisas y sin derribar árboles con buena vitalidad.
- Comparar las estimaciones de biomasa del modelo generado y de ecuaciones desarrolladas en bosques naturales y urbanos con los valores determinados en árboles ubicados en la 1ª Sección.
- Efectuar una descripción de la arquitectura del tronco y copa de *F. uhdei* con base en el análisis de variables e índices estructurales.

CAPÍTULO II. ESTRUCTURA, DIVERSIDAD Y RESERVORIO DE CARBONO EN EL ARBOLADO DE LA 1ª SECCIÓN DEL BOSQUE DE CHAPULTEPEC

2.1 RESUMEN

Durante los últimos años ha habido un creciente interés por cuantificar los reservorios de carbono en los bosques urbanos, con el fin de valorar su potencial en la mitigación del cambio climático. El objetivo del estudio fue estimar los depósitos de biomasa y carbono aéreos del arbolado de la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec y analizar su relación con el área basal y la composición de especies. En *Fraxinus uhdei*, la especie dominante, se compararon las estimaciones de biomasa de ecuaciones generadas en bosques naturales y urbanos con las obtenidas en siete árboles del sitio; la ecuación de ambientes urbanos produjo la mejor estimación. Con base en inventarios del 27.3% de las áreas verdes de la 1ª Sección y la aplicación de relaciones alométricas, se estimaron reservorios totales de 20,884.42 ton de biomasa y 9,606.35 ton de carbono. El área basal influyó significativamente en los depósitos de biomasa, por lo que se desarrollaron modelos lineales de predicción de carbono y biomasa por unidad de superficie. Asimismo, se observó que las especies de grandes tallas en la madurez, almacenan una mayor cantidad de carbono. El valor medio de contenido de carbono fue relativamente alto en comparación con los registrados en bosques urbanos de otras ciudades del mundo, por lo que constituye un reservorio importante.

Palabras clave: *bosque urbano, servicios ambientales, estructura del arbolado*

2.2 INTRODUCCIÓN

El bosque urbano está conformado por los árboles que se ubican a lo largo de las banquetas de calles, avenidas y camellones (arbolado de alineación) y áreas verdes urbanas como parques, jardines, glorietas y otros espacios abiertos con vegetación, que se encuentren dentro de los límites de las ciudades (Benavides, 1989). El componente arbóreo es uno de los más destacados del ecosistema urbano, ya que aporta diversos beneficios económicos, sociales y ambientales que contribuyen a mejorar la calidad de vida de sus habitantes (Benavides, 1989; GDF, 2000; Harris *et al.*, 2004). Para cuantificar y optimizar los servicios que el bosque urbano provee, es necesario contar con información sobre su composición de especies y estructura (arreglo espacial y características de la vegetación en relación a la infraestructura de las ciudades); estos datos estructurales como la densidad, condición de salud, área foliar y dimensiones de los árboles, constituyen la base para efectuar una planeación adecuada de las acciones de manejo a realizar en el arbolado (Nowak, 1994; Nowak *et al.*, 2008; Timilsina *et al.*, 2014).

Uno de los servicios de tipo ambiental que ha adquirido mayor relevancia por el interés de mitigar los efectos del calentamiento global es la captura de carbono (C), que ocurre gracias a que las plantas absorben bióxido de carbono (CO₂), el gas de efecto invernadero antropogénico de mayor importancia, y lo transforman en biomasa (hojas, tallos, ramas y raíces) a través de la fotosíntesis, por lo que constituyen depósitos naturales de este elemento (McPherson y Simpson, 1999; IPCC, 2008; Rüginitz *et al.*, 2008; Liu y Li, 2012). A medida que los árboles presentan un crecimiento activo, la tasa de captura de C es mayor a la de su emisión a través de la respiración, lo que causa una disminución de la cantidad de CO₂ en la atmósfera (McPherson y Simpson, 1999). Además, los árboles aportan humedad al ambiente mediante la evapotranspiración y bien ubicados regulan de manera adecuada la incidencia de energía solar y la velocidad del viento, lo que produce ahorros en el consumo de electricidad o combustibles fósiles para calentar o enfriar edificaciones, es decir, una menor emisión de CO₂ (Nowak, 1994; McHale *et al.*, 2007). Cabe mencionar que no solo los árboles, sino otro tipo de vegetación presente en el bosque urbano y el suelo almacenan carbono orgánico (Escobedo *et al.*, 2010).

Durante los últimos años ha habido un creciente interés por cuantificar los reservorios de carbono existentes en el arbolado de las ciudades, con el fin de valorar su potencial en la mitigación de los efectos del cambio climático (McHale *et al.*, 2007; Timilsina *et al.*, 2014). Se han efectuado varios estudios sobre la captura y depósito de C en los bosques urbanos de diversas ciudades del mundo, cuyas estimaciones se basan en ecuaciones de carbono, volumen o biomasa en función de variables alométricas como el diámetro y la altura (Nowak, 1994; McPherson, 1998; Mchale *et al.*, 2007), o mediante imágenes obtenidas a través de percepción remota (Myeong *et al.*, 2006; Liu y Li, 2012). La mayoría de estos estudios indican que los bosques urbanos pueden conformar depósitos importantes de carbono y desempeñar un papel relevante en el proceso de reducción de los impactos del cambio climático (McPherson y Simpson, 1999; Nowak y Crane, 2002; Aguaron y McPherson, 2012).

A diferencia de otros países, en México son escasos los trabajos que se han desarrollado para analizar el carbono de bosques urbanos. Rivero (2010) realizó una estimación del carbono almacenado en el arbolado de la Alameda Central de la Ciudad de México por medio de un inventario; sin embargo, sólo se calculó el reservorio de carbono en cinco de las 53 especies registradas y en la de mayor dominancia (*Fraxinus uhdei*) se emplearon fórmulas generales para determinar su biomasa. En este sentido, se desconocen los reservorios y la captura de carbono en las áreas verdes urbanas del país, situación que se debe resolver, ya que el bosque urbano tiene un gran potencial, pues Nowak *et al.* (2013) estimaron un reservorio de 643 millones de toneladas de C en el arbolado de los Estados Unidos de América, que equivale a 50.5 millones de dólares.

Una de las principales limitantes para la estimación de carbono en los bosques urbanos es la disponibilidad de ecuaciones alométricas para todas las especies (McPherson y Simpson, 1999; Van Noordwijk y Mulia, 2002). En algunos casos se han empleado ecuaciones de tipo general, sin embargo, para ser aplicadas es recomendable que éstas se hayan desarrollado en condiciones edafoclimáticas similares al sitio de estudio, las dimensiones de los árboles empleados sean semejantes, e incluso se validen utilizando datos de biomasa de árboles representativos o de un conjunto de árboles del área obtenidos por el método destructivo (Rügnitz *et al.*, 2008). Si se toman en cuenta estas consideraciones,

algunas ecuaciones generales que han sido desarrolladas para especies cercanas taxonómicamente pueden proporcionar estimaciones de biomasa con una precisión aceptable (Ares y Fownes, 2000).

Otro inconveniente es que al aplicar fórmulas derivadas en ambientes naturales se puede afectar la estimación de los reservorios en áreas verdes urbanas, debido a que las condiciones ambientales para el desarrollo de los árboles son diferentes en las ciudades (McPherson y Simpson, 1999; McHale *et al.*, 2009). Por ejemplo, Nowak (1994) encontró que el utilizar ecuaciones de bosque naturales en 30 especies de árboles urbanos, se obtuvo una sobrestimación promedio del 20% sobre la biomasa. Por otra parte, McHale *et al.* (2009) señalan que los resultados son variables, ya que se pueden tener sobre o subestimaciones mucho mayores (alrededor del 100%), por lo que es recomendable emplear relaciones alométricas desarrolladas en árboles urbanos para obtener estimaciones más precisas (McHale *et al.*, 2009).

Además de cuantificar los reservorios de carbono del arbolado urbano también es de gran relevancia entender como su estructura y composición de especies influyen en su potencial para capturar CO₂ y almacenarlo, con el fin de incrementar su capacidad de mitigación mediante diversas acciones de manejo (Nowak *et al.*, 2002a; Escobedo *et al.*, 2010; Timilsina *et al.*, 2014). El objetivo del presente estudio fue estimar el carbono aéreo capturado en el arbolado de la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec y efectuar un análisis del reservorio en función de su estructura y composición de especies, para conocer el potencial que tiene esta área verde como almacén de carbono.

Circuito Interior, así como por las calzadas General Mariano Escobedo y Chivatito (Tovar, 1982; GDF, 2006). Presenta un clima templado subhúmedo con lluvias en verano e isotermal (Cw (w) b (i')) y se ubica a una altitud entre los 2,240 y 2,280 m. Los suelos son de origen volcánico (flujos piroclásticos y tobas), así como de depósitos de sedimentos lacustres y aluviales, con pendientes bajas (PUEC, 2002; GDF, 2006). Sin embargo, el suelo superficial es de origen antrópico, caracterizado por la presencia de restos de materiales de construcción (cascajo), vidrio, papel, plástico, entre otros; además de estar compactado, lo que ocasiona una menor aireación que afecta el crecimiento de las raíces (Craul, 1992; Harris *et al.*, 2004).

La vegetación original del bosque se ha perdido con el tiempo y sólo se encuentran algunos relictos de *Taxodium mucronatum* (ahuehuete), *Cupressus lusitanica* (cedro blanco) y *Salix humboldtiana* (sauce); sin embargo, posee una gran diversidad de especies de árboles, arbustos y plantas de ornato (PUEC, 2002; GDF, 2006). En 1982 se registró una composición de 168 especies arbóreas y arbustivas con 37,500 ejemplares en su arbolado. Las especies más abundantes fueron *Ligustrum lucidum* (11%), *Fraxinus excelsior* (11%) y *Fraxinus americana* (11%), (Tovar, 1982).

En el 2002, el Programa Universitario de Estudios sobre la Ciudad (PUEC) registró un total de 110 especies arbóreas en esta sección, de las cuales *L. lucidum*, *F. uhdei* y *C. lusitánica* presentan la mayor densidad de árboles por hectárea (Cuadro 2.1). Asimismo, el GDF (2006) señaló que el arbolado estaba conformado por un poco más de 55,000 ejemplares pertenecientes a 105 especies.

Cuadro 2.1. Especies abundantes en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.

Especie	Nombre común	Densidad (árboles/ha)
<i>Ligustrum lucidum</i>	Trueno	177
<i>Fraxinus uhdei</i>	Fresno	116
<i>Cupressus lusitánica</i>	Cedro blanco	68
<i>Taxodium mucronatum</i>	Ahuehuete	29
<i>Cupressus sempervirens</i>	Ciprés	22
<i>Populus alba</i>	Álamo plateado	14
<i>Persea americana</i>	Aguacate	14
<i>Jacaranda mimosifolia</i>	Jacaranda	11

Fuente: PUEC (2002).

2.3.2 Estructura y composición de especies del arbolado

Se obtuvieron datos derivados de inventarios del arbolado del área denominada los Pinos (2008) y del área norte de la 1ª Sección (2012 y 2014), efectuados por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) y el Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias (INIFAP) respectivamente (INIFAP-DBCh, 2015). En la superficie inventariada se definieron 11 zonas de análisis de acuerdo con los límites determinados por la infraestructura del lugar, las que se denominaron como: Histórico Monumental, Jardín Botánico, Lago Mayor, Los Pinos, Parque Gandhi, Parque La Amistad, Parque Tamayo y Puerta de Leones, para el caso de áreas verdes que formaron bosquetes; así como los Accesos de Gandhi - Grutas, Quebradora y La Milla - Acceso Chivatito, conformadas principalmente por arbolado de alineación (figuras 2.2 y 2.3). El área muestreada comprende 49.73 ha, que representan al 27.32% del total de áreas verdes (182 ha) reportadas por el GDF (2006).

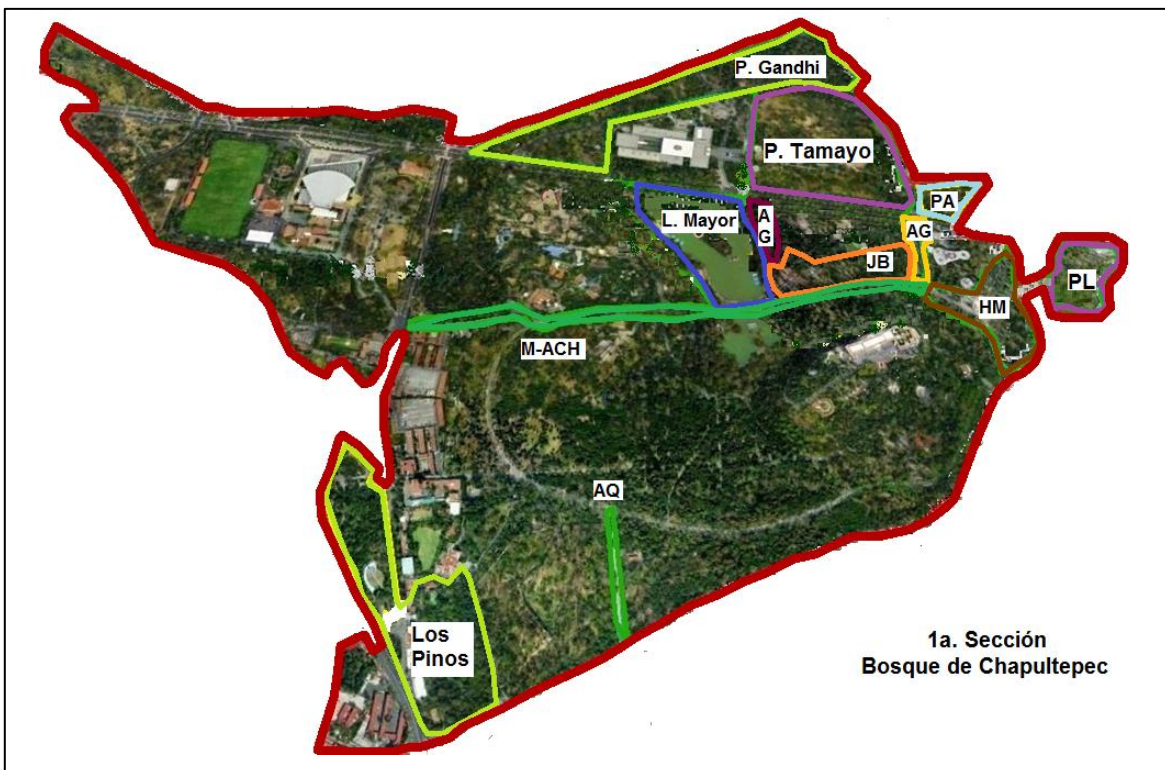


Figura 2.2. Zonificación del área inventariada dentro de la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec. AQ=Acceso Quebradora, M-ACH=Milla-Acceso Chivatito, AG=Acceso Gandhi-Grutas, JB=Jardín Botánico, PA=Parque La Amistad, HM=Histórico Monumental y PL=Puerta de Leones.



Figura 2.3. Áreas verdes boscosas (izquierda) y arbolado de alineación (derecha) inventariadas en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.

En los inventarios sólo se consideraron los ejemplares arbóreos con un diámetro normal (1.30 m) mayor a 5 cm, ya que son los individuos comúnmente considerados en estudios de cuantificación de carbono (Pearson *et al.*, 2007), además de que los de categorías diamétricas menores son más susceptibles al vandalismo y otros factores adversos (sequías, heladas, suelos compactados, entre otros) que afectan su supervivencia y permanencia en el lugar (Hemken, 1978; Harris, *et al.*, 2004; Nowak *et al.*, 2002b). A partir de los registros de especie y diámetro normal (DN), se determinó el número de individuos y área basal (AB) por zona y taxón (Ec. 1).

$$AB = \frac{\pi}{4} DN^2 (\text{Ec. 1})$$

Debido a que el tamaño de las zonas varió considerablemente (0.48 a 12.99 ha), lo cual complicó el cálculo de la frecuencia de las especies por unidad de superficie, se obtuvo el Índice de Importancia (Ec. 2) y su valor relativo ($IiR=Ii/2$), que es una simplificación del Índice de Valor de Importancia de Curtis y McIntosh (1951) y es útil para jerarquizar la dominancia de las especies de una masa forestal (Lozada, 2010).

$$\text{Índice de Importancia (Ii)} = \text{Densidad relativa (\%)} + \text{Dominancia relativa(\%)}, (\text{Ec. 2})$$

La densidad y dominancia relativas se calcularon mediante las ecuaciones 3 y 5 (Lozada, 2010; Zarco *et al.*, 2010):

$$\text{Densidad relativa (\%)} = \frac{\text{Densidad absoluta de cada especie}}{\text{Densidad absoluta de todas las especies}} * 100 \text{ (Ec. 3)}$$

Donde:

$$\text{Densidad absoluta} = \frac{\text{Número de individuos de la especie } i}{\text{Área muestreada}} \text{ (Ec. 4)}$$

$$\text{Dominancia relativa (\%)} = \frac{\text{Dominancia absoluta por especie}}{\text{Dominancia absoluta de todas las especies}} * 100 \text{ (Ec. 5)}$$

Donde:

$$\text{Dominancia absoluta} = \frac{\text{Área basal de la especie } i}{\text{Área muestreada}} \text{ (Ec. 6)}$$

Con el fin de caracterizar la diversidad de especies del área de estudio, se obtuvieron los índices de Shannon y Simpson (Ec 7 y 8), (Begon *et al.*, 1988), sensibles a los cambios en el número de especies (riqueza) y a la distribución de los individuos dentro de cada taxón (homogeneidad). Por lo tanto, una comunidad con una riqueza alta pero muy desigual puede obtener un valor más bajo que otra comunidad menos rica pero altamente equitativa (Smith, 1974; Begon *et al.*, 1988). Además, se determinó el valor del índice de Shannon obtenido cuando todas las especies presentan la misma abundancia, denominado como Hmax (ln S), (Magurran, 2004).

$$\text{Índice de Shannon (H')}: H' = -\sum_{i=1}^S p_i * \ln(p_i) \text{ (Ec. 7)}$$

Donde:

S = Número de especies presentes

pi = Proporción de las especies pi = ni / N

ni = Número de individuos de la especie i

N = Número total de individuos.

$$\text{Índice de Simpson (D)}: D = \sum \left(\frac{n(n-1)}{N(N-1)} \right) = \sum p_i^2 \text{ (Ec. 8)}$$

Donde:

n = número de individuos de la especie i

N= número total de individuos

pi = proporción de la especie i en la muestra total de individuos.

A medida que el valor del índice de Simpson se incrementa la diversidad decrece, por lo que se expresó como su complemento $1-D$ y su inverso $1/D$, para asegurar que el valor del índice aumente con el incremento de la diversidad (Wen, 1992; Magurran, 2004).

2.3.3 Estimación del reservorio de biomasa aérea y carbono del arbolado

Se efectuó la revisión bibliográfica de ecuaciones alométricas para estimar la biomasa aérea de las especies arbóreas que componen el arbolado de la 1ª Sección, principalmente para el 90% del arbolado total de acuerdo con el porcentaje del Índice de Importancia Relativo (IiR). En algunas especies se emplearon ecuaciones de volumen generadas por Pillsbury *et al.* (1998) y McHale *et al.* (2009), para árboles urbanos, en los que se aplicaron los factores de conversión a peso fresco (FC) y una constante para calcular el peso seco de 0.56 empleados por McPherson *et al.* (2008). En otros casos, se utilizaron además, algunas de las ecuaciones propuestas por Jenkins *et al.* (2003) para la estimación de biomasa y almacenamiento de carbono a gran escala, ya que fueron desarrolladas para diferentes especies agrupadas por regiones geográficas de los Estados Unidos de América, e incluyen varias de las presentes en el área de estudio (Cuadro 2).

Para *C. sempervirens* (cedro panteonero) se consideró la fórmula de *C. lusitánica* con una reducción del 20%, que de acuerdo con Vigil (2010), es el porcentaje promedio de biomasa que corresponde a las ramas, que son de menor dimensión en esta especie de copa columnar. Dado que un número considerable de árboles de *Eucalyptus camaldulensis* superó en gran medida el rango de diámetros (9.3- 32 cm) de la ecuación generada por Montepeque (2007), se consideró conveniente aplicar la ecuación de *Eucalyptus globulus* (hasta 130 cm), con la finalidad de evitar una sobreestimación. Asimismo, para el cálculo del peso seco de individuos muertos se empleó una fórmula genérica de Jenkins ("mixed hardwood"), a la que se le restó el 3% por la ausencia de follaje o el 15% por la ausencia de ramas, tal como lo sugiere Pearson *et al.* (2007).

Cuadro 2.2. Ecuaciones empleadas para la estimación de biomasa y carbono de las especies arbóreas registradas en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.

Ecuaciones	Ejemplos de especie	Rango DN (cm)	Lugar	Fuente
1)V=0.0283168*(0.00129*(DN/2.54) ^{1.7629} *(3.28*H) ^{1.42782} FC= 769 (para <i>Fraxinus velutina</i>)	<i>Fraxinus uhdei</i>	14.5 – 84.5	California, EUA - B. Urbano	Pillsbury <i>et al.</i> (1998)
2)B=0.0466*DN ^{2.70184}		8 – 44	Hawaii, EUA – B. Tropical	Ares y Fownes (2000)
3)B=-0.55+DN ^{1.72}	<i>Ligustrum lucidum</i>	10 – 30	Río de la Plata, Argentina – Bosque exótico	Dascanio (1994)
4)B=0.5266*DN ^{1.7712}	<i>Cupressus lusitánica</i>	2.5 - 45	Edo. de Mex., México – B. de Coníferas	Vigil (2010)
5)C= 0.2637*DN ^{1.7698}				
6)B=exp(-2.0336+(2.2592*ln(DN)))	<i>Taxodium mucronatum</i>	Hasta 250	EUA – “Cedar/larch”	Jenkins <i>et al.</i> (2003)
7)V=0.0283168*(0.00309*(DN/2.54) ^{2.15182} *(3.28*H) ^{0.83573} FC=722.5*	* <i>Eucalyptus globulus</i>	15.5 – 130	California, EUA - B. Urbano	Pillsbury <i>et al.</i> (1998), *Soares y Tome (2012)
8)B=Exp (-2.5356+(2.4349*ln(DN)))	<i>Pinus sp.</i>	Hasta 180	EUA – “Pine”	Jenkins <i>et al.</i> (2003)
9)B=0.0334*DBH ^{2.8769} y Ecuación de <i>E. globulus</i> (7)	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	Hasta 32	Guatemala – B. Tropical	Montepeque (2007)
10)ln(B)=-1.3471+1.69*ln(DN)+0.3949*ln(H)	<i>Casuarina equisetifolia</i>	15.5 – 130	California, EUA - B. Urbano	Pillsbury <i>et al.</i> (1998)
11)B=(6*H+0.8)+(0.8*H+0.9). (Para <i>Prestoea montana</i>)	<i>Phoenix canariensis</i> y otras palmas	1.2 – 11.1	América Central	Marchena (1990)
12)V=0.0283168*(0.01131*(DN/2.54) ^{2.18578} *(3.28*H) ^{0.548045} FC=609	<i>Jacaranda mimosifolia</i>	No aplica	Puerto Rico – B. Subtropical	Frangi & Lugo (1985), Mc Pherson <i>et al.</i> (2008)
13)V=0.0283168*0.0117*(DN/2.54) ^{2.31582} *(3.28*H) ^{0.41571} FC=801	* <i>Liquidambar styraciflua</i>	17.3 59.7	California, EUA - B. Urbano	Pillsbury <i>et al.</i> (1998)
14)B=Exp(-2.22)*DN ^{2.45}		14 – 54.4	California, EUA - B. Urbano Oax., México – B. Mesófilo	Pillsbury <i>et al.</i> (1998)
15)B=Exp(-2.48+(2.4835*ln(DN)))	<i>Eucalyptus sp.</i>	3.3 – 23.9	EUA – “Mixed hardwood”	Acosta <i>et al.</i> (2002)
16)V=0.0283168*(0.00292*(DN/2.54) ^{2.19157} *(3.28*H) ^{0.94367} FC=657 (para <i>Pistacia chinensis</i>)	* <i>Schinus molle</i> y <i>Schinus terebinthifolius</i>	Hasta 56	California, EUA – B. Urbano	Jenkins <i>et al.</i> (2003)
17)V=0.0283168*(0.02517*(DN/2.54) ^{2.673578} FC=833 (para <i>Platanus acerifolia</i>)	<i>Platanus occidentalis</i>	12.7 - 51.3	California, EUA - B. Urbano	Pillsbury <i>et al.</i> (1998), Mc Pherson <i>et al.</i> (2008)
18)B=0.37*DN ^{1.96} (Para <i>Erythrina guatemalensis</i>)	<i>Erythrina coralloides</i>	15.5 – 73.9	California, EUA - B. Urbano	Pillsbury <i>et al.</i> (1998)
		5.2 – 32.6	Chi. y Dur., México- B. Tropical Seco	Návar (2009)

B=biomasa (kg), C=carbono (kg), V=volumen (m³), DN=diámetro normal (cm), H=altura (m), FC=factor de conversión de volumen a peso fresco (kg/m³).
Continúa...

Continúa Cuadro 2.2

Ecuaciones	Ejemplos de especie	Rango DN (cm)	Lugar	Fuente
19) $B = \text{Exp}(-2.2094 + (2.3867 * \ln(\text{DN})))$	<i>Populus sp., Salix sp.</i>	Hasta 70	EUA – “Aspen/alder/willow”	Jenkins <i>et al.</i> (2003)
20) $B = (0.5266 * \text{DN}^{1.7712}) * 0.8$ 21) $C = (0.2637 * \text{DN}^{1.7698}) * 0.8$	<i>Cupressus sempervirens</i>	2.5 – 45	Edo. de Mex., México – B. de Coníferas	Vigil (2010)
22) $V = 0.0283168 * 0.00857 * (\text{DN}/2.54)^{2.226808} * (3.28 * H)^{0.668993}$	<i>Pinus radiata</i>	16.8 – 105.4	California, EUA - B. Urbano	Pillsbury <i>et al.</i> (1998)
23) $B = \text{Exp}(-2.14) * \text{DN}^{2.23}$	<i>Alnus acuminata ssp. arguta</i>	3.9 - 23.5	Oax., México – B. Mesófilo	Acosta <i>et al.</i> (2002)
24) $V = 0.0014159 * \text{DN}^{1.928} \text{FC} = 801$	<i>Celtis occidentalis</i>	10.9 – 119.4	Colorado, EUA - B. Urbano	McHale <i>et al.</i> (2009)
25) $B = 0.0357 * \text{DN}^{2.6916}$ 26) $C = 0.021 * \text{DN}^{2.6451}$	<i>Pinus patula</i>	6.7 - 64.1	Tlax., México – B. Coníferas	Díaz <i>et al.</i> (2007)
27) $V = 0.0018 * \text{DN}^{1.869} \text{FC} = 865$	<i>Ulmus americana</i>	17.5 – 114.3	Colorado, EUA – B. Urbano	McHale <i>et al.</i> (2009)
28) $V = 0.02831684 * (0.00449 * (\text{DN}/2.54)^{2.0704} * (3.28 * H)^{0.84563}) \text{FC} = 945$	<i>Magnolia grandiflora</i>	14.5 – 74.2	California, EUA – B. Urbano	Pillsbury <i>et al.</i> (1998)
29) $B = 0.27059 * \text{DN}^{2.86357}$ (Para <i>Ficus sp.</i>)	<i>Ficus thonningii</i>	-	Tam., México – B. Mesófilo	Rodríguez (2006)
30) $V = 0.035598 * \text{DN}^{2.495263} \text{FC} = 577$	<i>Cupressus macrocarpa</i>	15.7 – 146.6	California, EUA - B. Urbano	Pillsbury <i>et al.</i> (1998)
31) $B = \text{Exp}(-2.76) * \text{DN}^{2.37}$	<i>Prunus persica</i>	1.3 – 6	Oax., México – B. Mesófilo	Acosta (2003)
32) $B = \text{Exp}(-2.5384 + (2.4814 * \ln(\text{DN})))$	<i>Cedrus libanani, Araucaria sp.</i>	Hasta 230	EUA – “True fir/hemlock”	Jenkins <i>et al.</i> (2003)
33) $B = 0.013 * \text{DN}^{3.046}$	<i>Pinus montezumae</i>	7.2 – 65.9	Edo. de Mex., México	Bonilla (2009)
34) $B = 0.089 * \text{DN}^{2.5226}$	<i>Quercus sp.</i>	7.3 - 62.5	Chi. y Dur., México – B. Pino-Encino	Návar (2009)
35) $B = 0.0754 * \text{DN}^{2.513}$ 36) $C = 0.035 * \text{DN}^{2.513}$	<i>Abies religiosa</i>	5.7 - 79	Tlax., México – B. Coníferas	Avendaño (2006)
37) $B = 0.2993 * \text{DN}^{2.1569}$	<i>Pinus ayacahuite</i>	5.7 – 49.2	Chi. y Dur., México – B. Pino-Encino	Návar (2009)
38) $B = \text{Exp}(-0.7152 + (1.7029 * \ln(\text{DN})))$	<i>Juniperus sp., Acacia sp.</i>	Hasta 78	EUA – “Juniperus, oak, mezquite”	Jenkins <i>et al.</i> (2003)
39) $B = 0.078545 * \text{DN}^{2.58952}$ (Para <i>Casimiroa greggii</i>)	<i>Casimiroa edulis</i>	-	Tam., México – B. Tropical Subcaducifolio	Rodríguez <i>et al.</i> (2008)
40) $B = 0.0416 * \text{DN}^{2.7154}$	<i>Quercus castanea</i>	2.1 – 44.2	Mich., México - B. Pino-Encino	Aguilar <i>et al.</i> (2012)
41) $B = 0.1354 * \text{DN}^{2.3033}$ (Para <i>Pseudotsuga menziesii</i>)	<i>Pseudotsuga sp.</i>	8.4 – 49.8	Chi. y Dur., México - B. de Pino-Encino	Návar (2009)

B=biomasa (kg), C=carbono (kg), V=volumen (m³), DN=diámetro normal (cm), H=altura (m), FC=factor de conversión de volumen a peso fresco (kg/m³).

En los casos de *Fraxinus uhdei* y *Liquidambar styraciflua* se contó con ecuaciones generadas en bosques naturales (Ares y Fownes, 2000; Acosta *et al.*, 2002) y áreas verdes urbanas de California, EUA (Pillsbury *et al.*, 1998). Se contrastaron las estimaciones de ambas ecuaciones y en virtud de que la primera especie constituyó el 25% de los ejemplares inventariados, se determinó conveniente comparar con datos de biomasa de árboles del lugar, obtenidos mediante el método destructivo (Rügnitz *et al.*, 2008). Para ello se seleccionaron siete individuos al azar entre 12.5 y 69 cm de diámetro normal (1.3 m), los cuales fueron seccionados en sus diferentes compartimientos (fuste, madera de ramas y follaje) y pesados en una báscula con capacidad de hasta 6 kg y precisión de 0.2 g (Figura 2.4).



Figura 2.4. Árbol de *F. uhdei* seccionado en sus compartimientos (tronco, ramas y follaje) y pesaje de ramas en fresco.

La biomasa del tronco de los árboles mayores a 30 cm de DN, se estimó a través de la cubicación de las trozas mediante la fórmula de Smalian (Ec. 9) y de la determinación de su densidad en cuatro secciones de madera de cada ejemplar.

$$Volumen = \frac{S_1+S_2}{2} * L \text{ (Ec. 9)}$$

Dónde:

S₁= superficie de la sección inicial

S₂= superficie de la sección final

L= longitud de la troza

Se tomaron entre cuatro y siete muestras por compartimiento, las cuales fueron colocadas en bolsas de nylon, etiquetadas y transportadas al laboratorio para posteriormente secarlas en una estufa a 70°C durante 48 h o hasta obtener peso constante (Figura 2.5). Se calcularon los porcentajes de humedad y los promedios por árbol de cada componente para determinar su biomasa (Ec. 10), los cuales se sumaron para determinar el peso seco de todo el ejemplar. Se compararon las estimaciones de ambas ecuaciones con los valores de biomasa registrados en los ejemplares de fresno y se eligió la ecuación con la mejor aproximación para efectuar la estimación del reservorio.

$$Biomasa = \frac{PHCPMTO*(100-CHPROM)}{100} \text{ (Ec. 10)}$$

Dónde:

PHCPMTO= Peso húmedo del compartimento

CHPROM= % de contenido de humedad promedio del compartimento



Figura 2.5. Muestras de follaje de *F. uhdei* (izquierda) y su secado en estufa para la medición del peso seco (derecha).

En *Cupressus lusitánica*, *C. benthamii*, *C. sempervirens*, *Pinus patula* y *Abies religiosa*, la cuantificación del carbono (C) se realizó a través de ecuaciones alométricas. En *F. uhdei* se multiplicó la biomasa aérea por 0.448, que fue la proporción de contenido de C obtenida a partir del análisis de 24 muestras de tronco, ramas y follaje de los ejemplares del sitio, a través del determinador Shimadzu A500, en el laboratorio de Química ambiental del Colegio de Postgraduados. Para el resto de las especies se aplicó el factor de conversión de 0.47 recomendado por el IPCC (2006).

Posteriormente, se llevó a cabo la estimación del reservorio de biomasa y C aéreos por especie y zona inventariada. Con la finalidad de conocer la porción de CO₂ capturado, el carbono obtenido se multiplicó por 3.67 (McPherson y Simpson, 1999). Se realizó un análisis de correlación de Pearson con el IIR y el aporte de C de las especies, para determinar si existe relación entre estas variables; además se compararon los valores de las principales especies para definir si sus características físicas (porte y talla) tienen repercusiones en el almacén. También se hicieron observaciones sobre la influencia de la composición de especies y estructura de las áreas verdes en los depósitos de biomasa y C.

Se efectuó un análisis del reservorio y la densidad de área basal (m ha⁻¹) del arbolado. Para ello, se ajustaron los valores de biomasa y C de las 11 zonas consideradas en este estudio por unidad de superficie (ton ha⁻¹). Con base en estos datos, se desarrollaron dos modelos lineales en el programa SAS 9.0., para cuantificar la biomasa y C a partir de la densidad, los cuales pueden ser de utilidad para hacer estimaciones en otras zonas de esta área verde. A partir de los promedios de los contenidos de biomasa y C aéreos (ton ha⁻¹) de las 49.73 ha muestreadas, se efectuó la estimación del reservorio total en las áreas verdes de la 1ª Sección (182 ha), (Nowak y Crane, 2002; Nowak *et al.*, 2013) y sus intervalos de confianza al 95% (Ec. 11 y 12).

$$\text{Estimador del total } (T) = N \bar{y} \text{ (Ec. 11)}$$

Donde:

N = tamaño de la población (área total)

\bar{y} = media muestral del reservorio por ha.

$$\text{Intervalo de confianza del total IC } (\bar{T}) = N \left[\bar{y} \pm z_{\alpha/2} \hat{D}\hat{E}(\bar{y}) \right] \text{ (Ec. 12)}$$

Dónde:

N = tamaño de la población (área total)

\bar{y} = media muestral

$z_{\alpha/2}$ = valor de una variable aleatoria normal estándar que deja a la derecha de la curva una probabilidad ($\alpha/2$), igual a 1.96 para un $\alpha= 95\%$

$\hat{D}\hat{E}(\bar{y})$ = estimador de la desviación estándar de la media muestral

El estimador de la desviación estándar de la media muestral ($\hat{D}\hat{E}(\bar{y})$) se calculó mediante la siguiente fórmula:

$$\hat{D}\hat{E}(\bar{y}) = \sqrt{\frac{(N-n) s^2}{nN}} \text{ (Ec. 13)}$$

Dónde:

N = tamaño de la población (área total)

n = tamaño de muestra para la estimación del parámetro (área muestreada)

s^2 = varianza muestral (Rendón, 1993).

Por último, se hizo una comparación de los reservorios estimados en este bosque urbano con los de otras áreas verdes de diversas ciudades del mundo, para ver su potencial de almacenamiento.

2.4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

2.4.1 Estructura y diversidad

Los inventarios realizados en 50 hectáreas de la 1ª Sección contabilizaron 14,452 individuos arbóreos pertenecientes a 102 especies. Destacaron por su abundancia *Ligustrum lucidum* (trueno), *Fraxinus uhdei* (fresno), *Cupressus lusitánica* (cedro blanco), *Pinus* sp. (pino), *Casuarina equisetifolia* (casuarina), *Eucalyptus camaldulensis* (eucalipto rojo) y *Taxodium mucronatum* (ahuehuete), que en conjunto congregaron el 80% de los ejemplares. Asimismo, se registraron 229 árboles muertos (1.58%), número relevante si se considera que fue superior a la sumatoria de individuos de 94 especies (Figura 2.6).

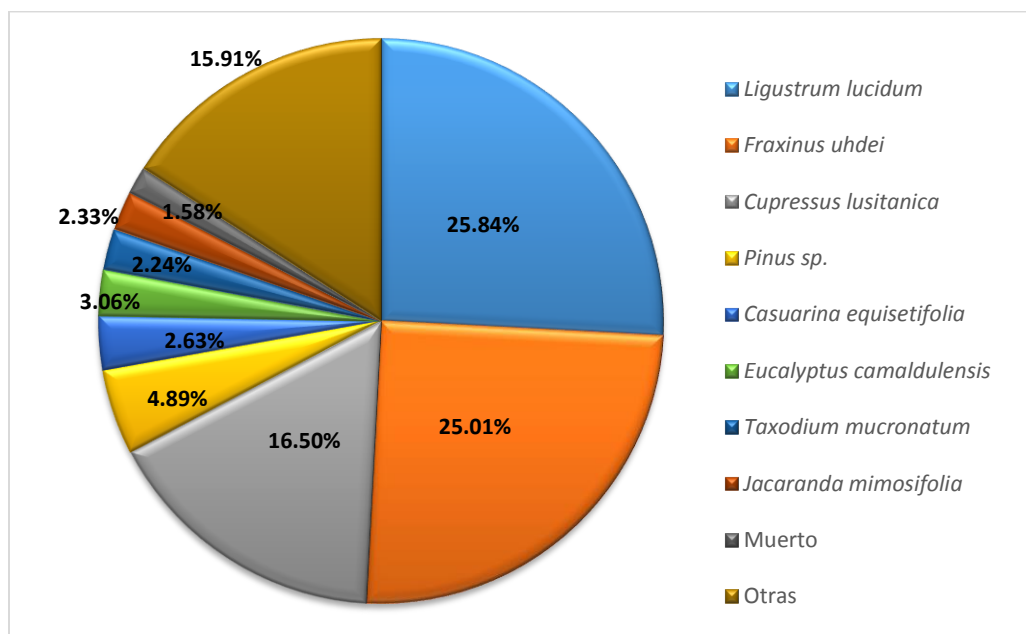


Figura 2.6. Porcentaje de individuos de las especies arbóreas más abundantes en 50 ha de la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.

La abundancia de las especies observada en el presente trabajo corresponde con lo reportado por el PUEC (2002) que en un estudio de la vegetación de la 1ª Sección, registró una riqueza de 110 especies (número ligeramente superior) en las que *L. lucidum*, *F. uhdei* (Familia Oleaceae) y *C. lusitánica* (Familia Cupressaceae) fueron las que presentaron la mayor cantidad de individuos. De acuerdo con el Índice de Importancia Relativo (IiR), estas tres especies son las más dominantes, ya que componen cerca del 64% del arbolado. Le siguen en jerarquía *T. mucronatum*, *Eucalyptus globulus* (eucalipto

alcanfor), *Pinus* sp. (pino), *E. camaldulensis*, *C. equisetifolia* (casuarina), *Phoenix canariensis* (palma canaria), *Jacaranda mimosifolia* (jacaranda), *Liquidambar styraciflua* (liquidámbar), *Eucalyptus* sp. (eucalipto) y *Schinus molle* (pirul). Estos 13 taxa en su conjunto representan el 90% de la masa arbolada evaluada (Cuadro 2.3).

Cuadro 2.3. Número de individuos, porcentajes de densidad, dominancia e Índices de Importancia Relativos (IiR) de las especies dominantes del arbolado de la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.

Especie	No. individuos	Densidad relativa (%)	Área basal (m ²)	Dominancia relativa (%)	IiR
<i>Fraxinus uhdei</i>	3615	25.42	369.75	26.47	25.95
<i>Ligustrum lucidum</i>	3735	26.26	336.87	24.12	25.19
<i>Cupressus lusitanica</i>	2384	16.76	118.28	8.47	12.62
<i>Taxodium mucronatum</i>	337	2.37	114.78	8.22	5.29
<i>Eucalyptus globulus</i>	158	1.11	95.14	6.81	3.96
<i>Pinus</i> sp.	706	4.96	26.78	1.92	3.44
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	380	2.67	45.89	3.29	2.98
<i>Casuarina equisetifolia</i>	442	3.11	31.80	2.28	2.69
<i>Phoenix canariensis</i>	122	0.86	55.03	3.94	2.40
<i>Jacaranda mimosifolia</i>	324	2.28	27.38	1.96	2.12
<i>Liquidambar styraciflua</i>	227	1.60	11.96	0.86	1.23
<i>Eucalyptus</i> sp.	149	1.05	18.59	1.33	1.19
<i>Schinus molle</i>	43	0.30	21.95	1.57	0.94

A pesar de que se contabilizó un mayor número de árboles de *L. lucidum*, fue en *F. uhdei* en la que se presentó el valor más alto de IiR, en virtud de que posee individuos de mayor tamaño, como lo indica su aporte de área basal. Lo mismo ocurrió con las especies *E. globulus* y *E. camaldulensis*, por lo que se considera que este índice es un indicador más robusto para definir las dominancia de las mismas, que tan solo tomar en cuenta la abundancia (Lozada, 2010).

En relación a la diversidad de la 1ª sección, el valor del índice de Shannon que se obtuvo fue de 2.42, casi la mitad de su valor potencial ($H_{max}=4.62$) y similar al que obtendría una comunidad vegetal con una riqueza de once especies y altamente equitativa (Figura 2.7). Esto se debe a la gran dominancia de unos cuantos taxa en relación con el resto (baja homogeneidad), como lo indicaron los porcentajes del IiR (Cuadro 2.3).

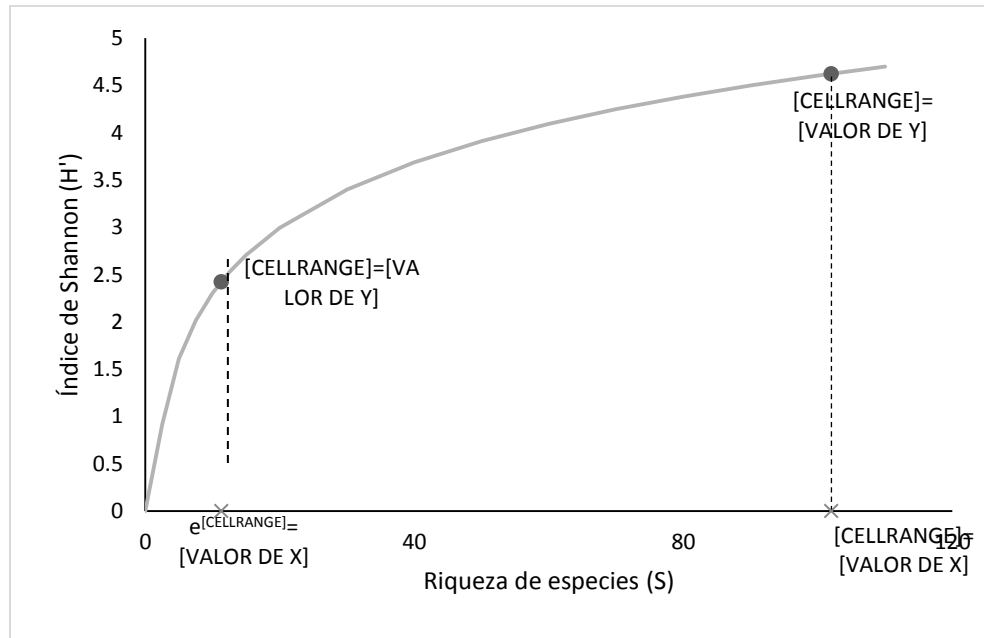


Figura 2.7. Contraste entre el Índice de Shannon (H') determinado para la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec y su valor potencial (Hmax).

El valor del complemento (1-D) del índice de Simpson fue de 0.83 y de 5.96 para su inverso (1/D), que lo ubica dentro de los rangos de valores bajos que se han obtenido en otras áreas verdes, pues en forma comparativa, en el bosque urbano de Toronto, Canadá se estimaron índices de 4.45 a 23.78 (Toronto Parks, Forestry & Recreation, 2013). Asimismo, Wen (1992) reporta índices de 4.4 a 6.5 en ciudades de China e Inglaterra, pero valores más altos para Hong Kong (12.7), Atenas (11.4) y varias ciudades de los Estados Unidos de América (7.3 a 20.1). No obstante lo anterior, es complicado comparar estos valores con los registrados en otras comunidades vegetales, puesto que estos índices son sensibles al tamaño de muestra (Smith, 1974). En el caso de México, la mayoría de los estudios de áreas verdes urbanas sólo describen la composición de especies (Tovar, 1982; PUEC, 2002; Rivero, 2010), pero no hacen un análisis de su diversidad, la cual no sólo considera el número de especies en un tiempo dado, sino la frecuencia que tiene cada taxa (Pisanty, 2006). Destacan los trabajos de Mizerit (2006) y Rojo (2006), quienes reportaron la frecuencia de individuos por especie en áreas verdes de las delegaciones Cuauhtémoc, Venustiano Carranza, Benito Juárez y Coyoacán.

En relación al manejo de la diversidad en el bosque urbano, algunas investigaciones señalan que una especie no debe exceder el 10%, un género el 20% y una familia el 30%

del total de individuos del arbolado de una ciudad (Santamour, 1990; Grey y Deneke, 1992). Incluso, Barker (1975) es más restrictivo y recomienda que una especie no debe representar más del 5% de una población. Estas pautas tienen como fin conformar bosques urbanos diversos y con un balance de especies adecuado en el que se reduzca la posibilidad de presentar afectaciones catastróficas por plagas y enfermedades, como el caso de la grafiosis del olmo ("Dutch elm disease") en el arbolado de diversas ciudades de los Estados Unidos de América (Raupp *et al.*, 2006). No obstante, en el área muestreada de la 1ª Sección, las 3 especies más abundantes y la Familia Oleaceae (50.85%) superan en gran medida los valores recomendados. Por lo tanto, se sugiere que no se incluyan árboles de estas especies en las próximas campañas de reforestación del lugar, para aumentar su diversidad, revertir el desbalance de especies y reducir los riesgos sanitarios que tal situación implica.

2.4.2 Composición de especies y reservorio de biomasa y carbono

En *L. styraciflua* (liquidámbar) se obtuvieron estimaciones de biomasa muy similares tanto en la ecuación generada por Acosta *et al.* (2002) en bosques naturales de Oaxaca, México y la desarrollada por Pillsbury *et al.* (1998) para árboles urbanos en California, EUA (Figura 2.8). Sin embargo se optó por la segunda, en virtud de que además de generarse en un ambiente urbano, considera la altura del árbol, lo que generalmente permite hacer estimaciones más precisas (Pearson *et al.*, 2007; McHale *et al.*, 2009).

En el caso de *F. uhdei*, la fórmula de Ares y Fownes (2000), (bosque natural), estimó un 53.54% (1666.90 ton) más de biomasa que la generada por Pillsbury *et al.* (1998) para *Fraxinus velutina* en ambientes urbanos (California, EUA) y que ha sido empleada por McPherson *et al.* (2008) y Aguarón y McPherson (2012) para llevar a cabo estimaciones con la especie de interés. Al comparar los valores de peso seco predichos por ambas ecuaciones con los registrados en los siete individuos de fresno, es evidente que la primera sobrestima el peso seco, sobre todo en los de mayor diámetro. Por consiguiente, se utilizó el modelo de Pillsbury *et al.* (1998) que se ajustó mejor a los valores observados (Figura 2.9).

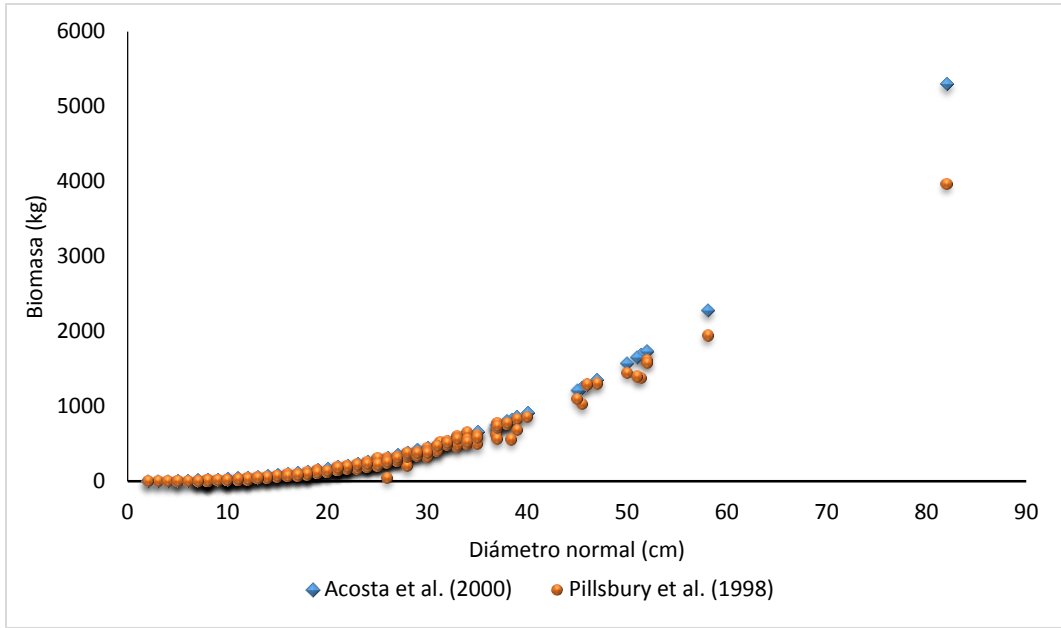


Figura 2.8. Estimación de biomasa en *L. styraciflua* utilizando una ecuación generada en un bosque natural (Acosta *et al.*, 2002) y con otra para un ambiente urbano (Pillsbury *et al.*, 1998).

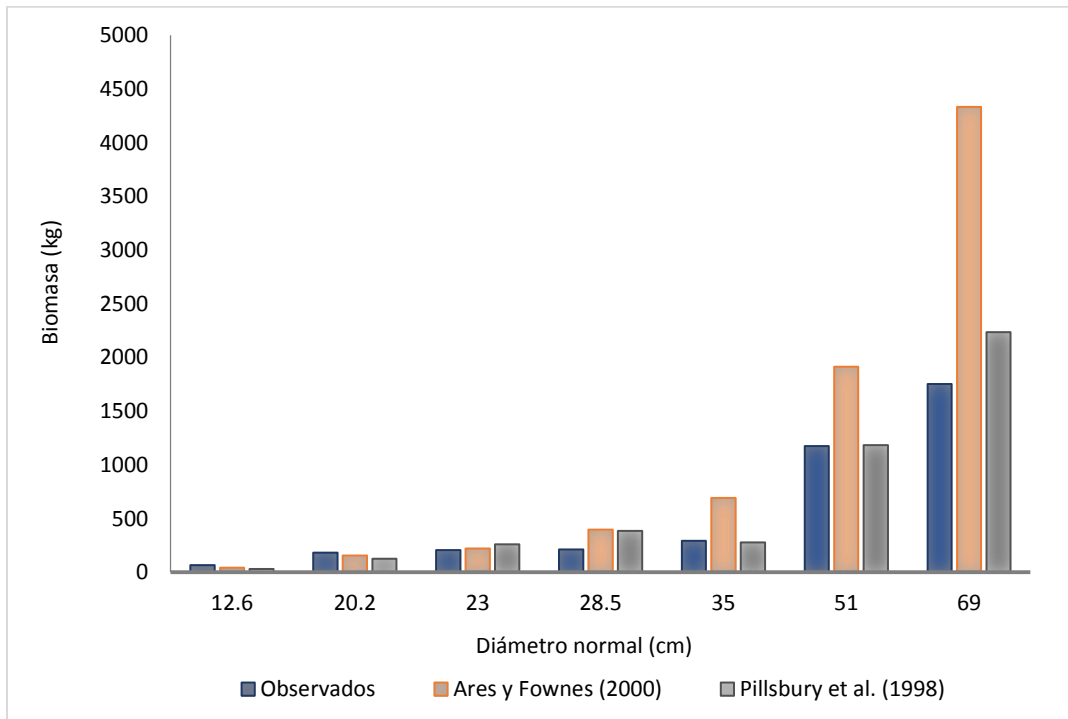


Figura 2.9. Estimación de biomasa de *F. uhdei* a través de ecuaciones generadas en un bosque natural (Ares y Fownes, 2000) y en uno urbano (Pillsbury *et al.*, 1998) con los valores observados en árboles de la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec (n=7).

A pesar de que muchas de las estimaciones de biomasa y carbono en arbolado de diversas ciudades se han realizado a partir de fórmulas provenientes de ecosistemas naturales (Nowak, 1994; Jo y McPherson, 1995; McPherson, 1998; Nowak y Crane, 2002; Liu y Li, 2012); durante los últimos años se ha recalcado la importancia de utilizar ecuaciones generadas en ambientes urbanos para hacer una cuantificación más precisa de los reservorios (McHale *et al.*, 2009; Aguaron y McPherson, 2012). Esto se debe a los contrastes registrados en las estimaciones, ya que por ejemplo, Nowak (1994) determinó una sobrestimación del 20% sobre los valores reales en 30 especies de árboles urbanos de Oak Park. Asimismo, al emplear ecuaciones de bosques naturales, Mchale *et al.* (2009) registraron subestimaciones del 96% y sobrestimaciones de hasta un 109% en 11 especies arbóreas de Fort Collins, Colorado. Esto resultó en una diferencia del 60% en las estimaciones del depósito de biomasa en esta comunidad conformada por 10,551 ejemplares. En el presente estudio, se utilizaron ecuaciones de árboles urbanos en 6 de las 13 especies que conformaron el 90% del arbolado y en 5 de los 94 taxa restantes, debido a la carencia de ecuaciones de este tipo (McPherson y Simpson, 1999). Por lo cual, es necesario desarrollar ecuaciones para árboles urbanos, sobre todo de *F. uhdei* y *L. lucidum*, que figuran entre las especies más frecuentes en esta área verde y en el arbolado de la Ciudad de México (López y Díaz, 1991; Martínez, 2008; Benavides *et al.*, 2011).

Con base en las ecuaciones empleadas (Cuadro 2.2) se estimó un reservorio de 6,617.40 y 3,067.42 toneladas de biomasa aérea y carbono (C), respectivamente; lo que equivale a 11,257.43 ton de CO₂ capturado en 49.73 ha de la 1ª Sección. Cerca del 53% del depósito de C está consignado en los individuos de *F. uhdei* y *L. lucidum*. Mientras que otro aporte importante lo hacen los árboles de *T. mucronatum*, *E. globulus*, *C. lusitánica* y *E. camaldulensis* con un 27% (Figura 2.10). Cabe mencionar que todas estas especies, con excepción de *L. lucidum*, son de portes altos y/o de dimensiones prominentes (Calderón y Rzedowski, 2001; Martínez, 2008).

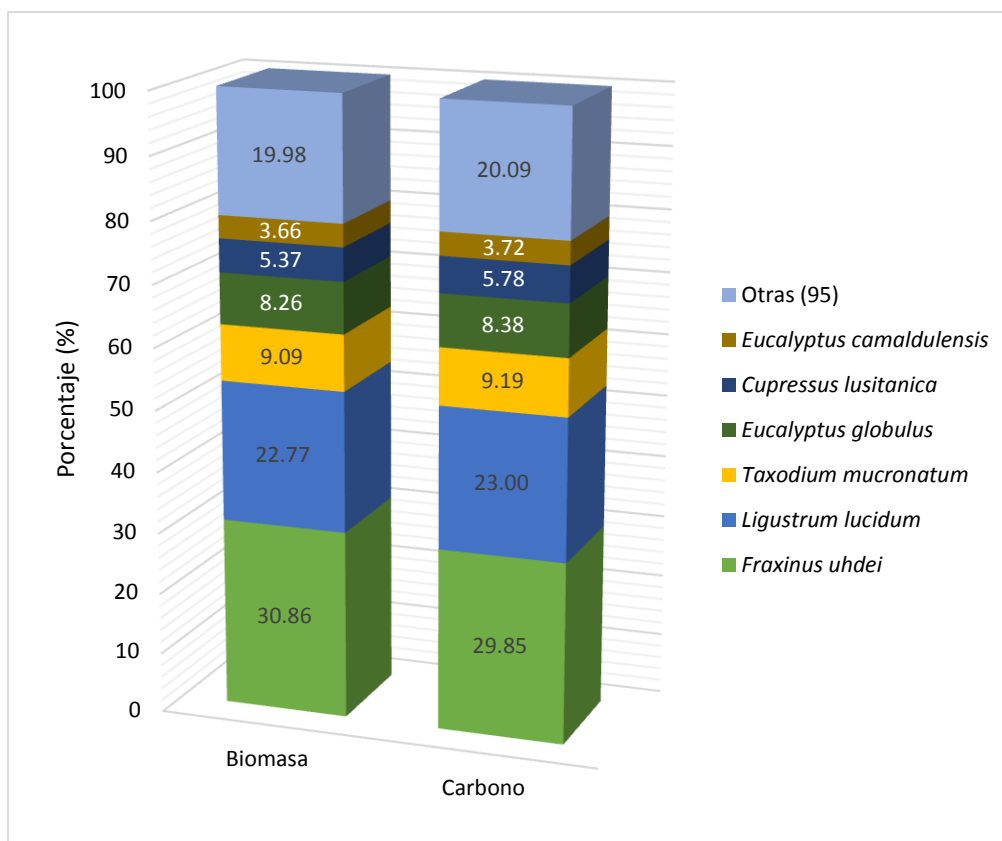


Figura 2.10. Porcentaje de biomasa y carbono que aportan las especies arbóreas registradas al reservorio de 50 ha de la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.

El coeficiente de correlación de Pearson entre los porcentajes del IiR de cada taxón y su contribución en el reservorio de C fue de 0.962 ($p < 0.001$), lo que indica una alta relación positiva entre ambos. Al comparar los valores de estas variables en las principales especies se observa que las pequeñas divergencias pueden explicarse por las diferencias en los portes de las mismas. Por ejemplo, *F. uhdei*, *T. mucronatum* y las especies de eucalipto, que alcanzan grandes tallas en su madurez (Calderón y Rzedowski, 2001; Martínez, 2008), contribuyen con una mayor depósito de C en contraste con su jerarquía (IiR) dentro de esta masa forestal. Por el contrario, *L. lucidum* y *J. mimosifolia*, de portes pequeños (Martínez, 2008), generaron un menor aporte en relación a dicho índice. La excepción fue *C. lusitánica*, con una menor contribución al reservorio a pesar de ser una especie de hasta 30 m de altura (Calderón y Rzedowski, 2001), lo cual se puede deber a que presentó una gran cantidad de individuos jóvenes (59.73% con un DN ≤ 20). En el caso de las palmas, como *P. canariensis* (palma canaria) se observó un aporte de C incipiente en comparación a su IiR (Figura 2.11).

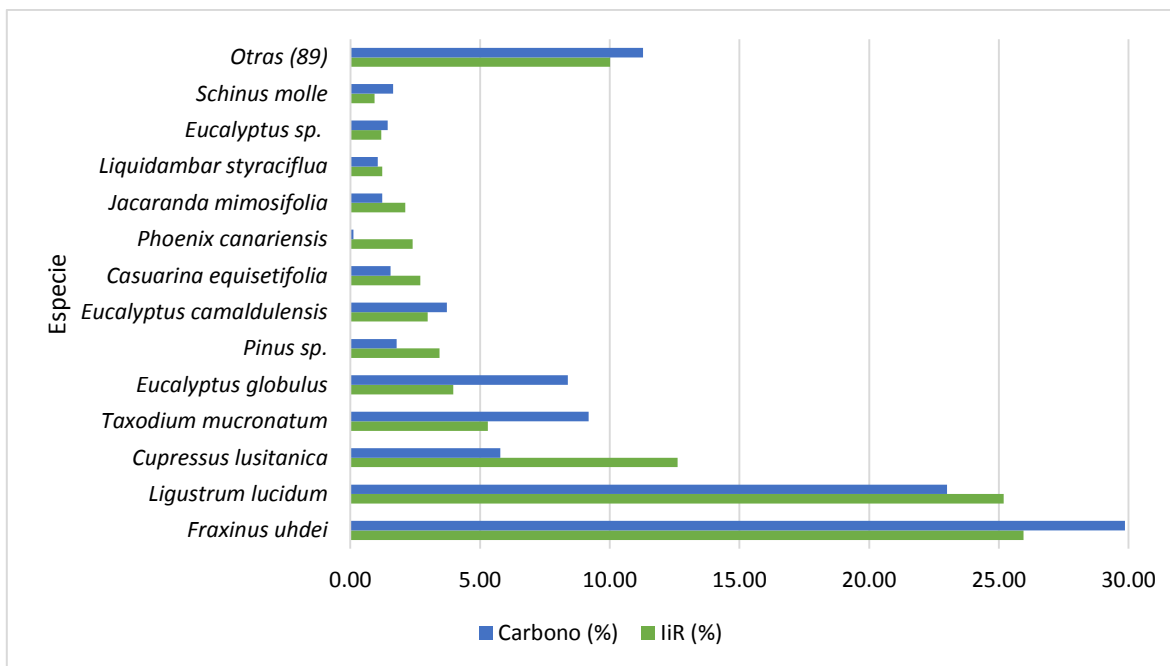


Figura 2.11. Porcentajes del Índice de importancia (IIR) y del reservorio de carbono de las principales especies arbóreas registradas en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.

Los árboles longevos y de grandes tallas en la madurez, tienen un mayor potencial para capturar C que los de corta vida y portes pequeños (Nowak *et al.*, 2002a); lo anterior, se corrobora con los datos observados y con lo registrado por otros autores en estudios de cuantificación de biomasa en bosques urbanos. Por ejemplo, Rivero (2010) determinó que los ejemplares de *F. uhdei* y *C. lusitánica* poseen la mayor parte del reservorio en la Alameda Central de la Ciudad de México. De igual forma, Borrero (2012) argumenta que por sus grandes dimensiones, *C. lusitánica* y *E. globulus* aportaron gran parte de la biomasa en las áreas verdes de la Pontificia Universidad Javeriana de Bogotá, Colombia.

En este sentido, el porte y periodo de vida de los árboles pueden ser criterios adicionales a considerar en la selección de especies de las próximas campañas de reforestación, con el fin de potenciar su capacidad de captura y almacenamiento de C. Aunque no se deben dejar de valorar otras características, como su tolerancia y capacidad de adaptación a diversos factores adversos (sequias, temperaturas extremas, suelos pobres y compactados, contaminación del aire, entre otros), que les permitirán sobrevivir en el ambiente urbano (Clark y Kjelgren, 1989; Harris *et al.*, 2004; Scharenbroch, 2012).

2.4.3 Densidad y reservorio de carbono

En las zonas inventariadas hubo una gran variación en el depósito de C, pues el mayor valor (92.13 ton ha⁻¹) fue registrado en "Parque Gandhi", 2.35 veces superior al de "Acceso Quebradora" (39.99 ton ha⁻¹), (Cuadro 2.4). Esto se explica por las diferencias en la densidad de área basal (AB) y composición de especies de ambas, ya que el arbolado de "Gandhi" está constituido principalmente por eucaliptos, fresnos, ahuehuetes y cedros blancos, de hasta 148 cm de DN y que consignan el 66.79 % de su C y además cuenta con un dosel inferior conformado por numerosos truenos (*L. lucidum*), que aportan el 27.75% del reservorio (Figura 2.12). En cambio, la segunda zona posee en su mayoría ejemplares de fresno, jacaranda y trueno (62.3 %), con diámetros inferiores a los 82 cm.

Cuadro 2.4. Área, número de individuos, área basal, densidad y reservorios de biomasa y carbono por ha, registrados en 11 zonas inventariadas en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.

Zona	Área (ha)	No. individuos/ha	Área basal ⁺ (m ² ha ⁻¹)	Biomasa (ton)	Carbono (ton)	Carbono (ton ha ⁻¹)
Parque Tamayo**	12.99	283.96	25.55	1481.49	693.25	53.35
Parque Gandhi**	10.74	321.01	38.51	2173.01	1011.36	94.13
Los Pinos**	8.48	506.77	29.96	1182.21	551.31	65.00
Jardín Botánico**	3.81	167.13	19.96	333.57	154.02	40.47
Histórico Monumental**	3.07	153.82	28.90	307.89	141.15	46.00
P. de Leones**	2.40	208.19	26.00	292.94	129.27	53.82
La Milla-Acc. Chivatito*	2.69	153.69	19.99	293.75	133.28	49.48
Acc. Gandhi-Grutas*	1.79	175.86	24.64	204.95	94.82	52.94
Lago Mayor**	1.66	143.95	23.28	164.26	73.57	44.31
Parque La Amistad**	1.61	234.56	20.10	142.14	66.25	41.11
Acc. Quebradora*	0.48	283.96	20.62	41.18	19.15	39.99

*=arbolado de alineación, **=áreas verdes o bosquetes, ⁺= densidad de área basal

Aunque el arbolado de "Gandhi" presentó una densidad de individuos menor (321.01) que "Los Pinos" (506.77), se obtuvo un mayor contenido de C, ya que la densidad de AB constituye un mejor parámetro para estimar el reservorio, que el número de árboles por ha (Timilsina *et al.*, 2014). De igual forma, en un estudio del reservorio de C de las áreas verdes de Shenyang, China, Liu y Li (2012) encontraron un mayor depósito en las zonas más densas y con las más altas proporciones de árboles de grandes dimensiones.



Figura 2.12. Arbolado de la zona de "Gandhi", que registró la mayor densidad y reservorio de C en el inventario de 50 ha de la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.

A pesar de que el menor contenido de biomasa y C (ton ha^{-1}) se presentó en un área conformada por arbolado de alineación (Acceso Quebradora), no se observó este patrón en otras zonas de este tipo. Incluso, el arbolado de "Jardín Botánico" (bosquete) obtuvo un menor almacén por unidad de superficie que el de la Milla-Acc. Chivatito (alineación), con una densidad ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) muy semejante (Cuadro 4). Lo anterior, se debe a que la mayor cantidad de AB (71.58%) y almacén de C (78.30%) del acceso, lo aporta *F. uhdei*, una especie de gran talla; mientras que en "Jardín Botánico" *L. lucidum* (56.28%) y las especies de palmas (10.77%), de menor porte, componen gran parte del AB. De igual forma, las zonas de "Los Pinos" e "Histórico Monumental" obtuvieron valores de densidad similares (29.96 y 28.90) y la primera presentó 19 ton de C ha^{-1} más que la segunda (Cuadro 4). Lo anterior se explica por la gran cantidad de palmas que posee "Histórico Monumental", las cuales representan el 41.74% del AB, pero que de acuerdo con la ecuación de Frangi y Lugo (1985), almacenan una cantidad de C mucho menor (1.97% del reservorio) que las de un árbol de porte alto con el mismo DN, como los presentes en "Los Pinos" (Figura 2.11). Estos resultados corroboran que el reservorio de biomasa y C es afectado por la composición de especies (Nowak, 1994; Nowak *et al.*, 2002a; Liu y Li, 2012; Timilsina *et al.*, 2014).

Dada la estrecha relación que existe entre el AB y la biomasa (Lozada, 2010), se desarrollaron modelos lineales de predicción de los reservorios en función de la densidad, con altos coeficientes de determinación y parámetros significativos (Cuadro 2.5). Al

comparar el modelo de cuantificación del C aéreo, con los valores registrados, se observa un buen ajuste, por lo que estas ecuaciones pueden ser de utilidad para hacer estimaciones en otras zonas de la 1ª Sección donde se cuente con datos de AB por unidad de superficie (Figura 2.13), pues de acuerdo con Timilsina *et al.* (2014) es un parámetro que influye significativamente en el reservorio.

Cuadro 2.5. Modelos de estimación del reservorio de biomasa y carbono por ha, en función de la densidad del arbolado de la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.

Modelos	R ² adj	SCE	CME	α_j	prob-T
$B = \alpha_1 * d$	0.8047	219.4	14.8137	$\alpha_1=4.4585$	<0.001
$C = \alpha_1 * d$	0.7997	488.8	48.8817	$\alpha_1=2.1101$	<0.001

B=biomasa (ton ha⁻¹), C=carbono (ton ha⁻¹), SCE=suma de cuadrados del error, CME=cuadrado medio del error, d =densidad de área basal (m²ha⁻¹), α_1 = parámetro de regresión.

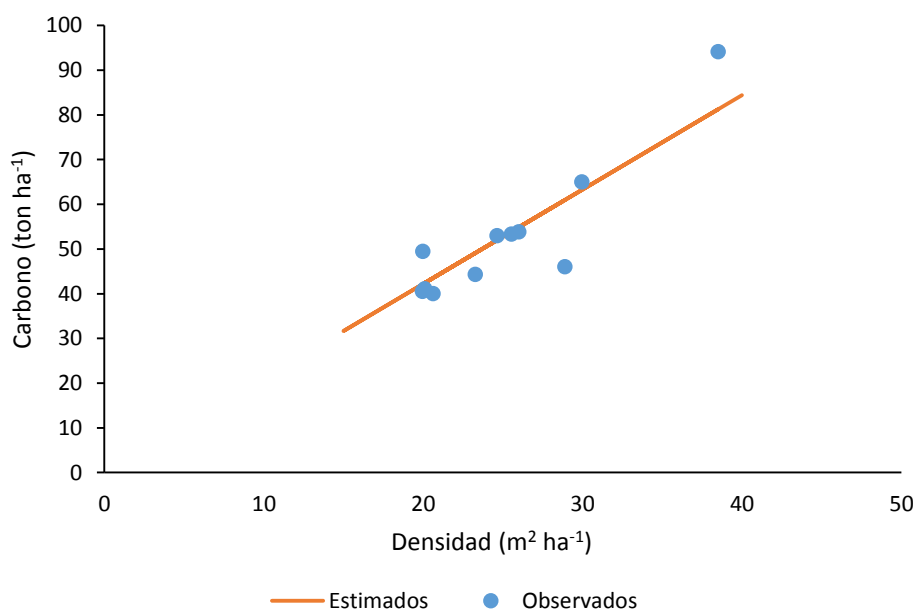


Figura 2.13. Comparación de los reservorios de C por ha observados en la 11 zonas inventariadas y los estimados con el modelo generado en función de la densidad.

El contenido promedio de biomasa y C de las 11 zonas fue de 144.75 y 52.78 ton ha⁻¹ respectivamente. Con base en estos valores, se estimaron con un 95% de confianza, reservorios de C de 9,606.35 ton y 20,884.42 ton de biomasa aérea, para el total de áreas verdes de la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec (182 ha), lo que equivale 35,255.30 ton de CO₂ capturado (Cuadro 2.6). Este valor representa tan sólo el 0.115% del total de

emisiones de gases de efecto invernadero liberados en el año 2012 en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (30.73 Mton de CO₂ equivalente) y el 0.14% de las 24.62 31 Mton de CO₂ equivalente del sector energético (Velasco *et al.*, 2014a). Asimismo, en la Colonia Escandón, Miguel Hidalgo, Velasco *et al.* (2014b) reportan altos valores de emisión por unidad de superficie (245 ton ha⁻¹ de CO₂), lo que representa el 34.56% del carbono almacenado en la biomasa aérea del arbolado de la 1ª Sección.

Cuadro 2.6. Estimación de los reservorios de biomasa y carbono totales y promedio por ha, la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.

Variable	Parámetro	Estimado	\widehat{DE}	Intervalo de confianza*
Reservorio de biomasa aérea	Media (ton ha ⁻¹)	114.75	16.18	(83.04, 146.46)
	Total (ton)	20884.42		(15116.52, 26655.31)
Reservorio de carbono aéreo	Media (ton ha ⁻¹)	52.78	3.57	(45.79, 59.77)
	Total (ton)	9606.35		(8334.09, 10878.61)

\widehat{DE} = estimador de la desviación estándar de la media muestral, *=al 95% de confianza.

La mayoría de las estimaciones de los depósitos de C en el arbolado urbano efectuadas en los Estados Unidos de América incluyen la biomasa subterránea, asumiendo que esta corresponde al 26% de la biomasa aérea (Nowak y Crane, 2002; Nowak *et al.*, 2008; Aguaron y McPherson, 2012; Scharenbroch, 2012). Pese a ello, en el presente estudio no se incluyó este componente, ya que el sistema radical es afectado por las condiciones del suelo, por lo que su biomasa es variable y puede representar del 16 al 41% de la parte aérea (Strohbach y Haase, 2012).

Los contenidos de C estimados en la 1ª Sección están dentro de los rangos registrados en otros bosques urbanos de diversas ciudades del mundo. Si se comparan los promedios, esta área verde presentó un depósito de C por ha relativamente alto (52.78), que sólo fue menor al promedio calculado por Nowak *et al.* (2013) para 26 ciudades y seis estados de los Estados Unidos de América (76.9); aunque cabe aclarar que esta estimación tiene una reducción del 20% de la biomasa aérea por emplear ecuaciones de bosques naturales, pero incluye la parte subterránea (26% aproximado del componente aéreo), (Cuadro 2.7). No obstante, al hacer un contraste con el contenido medio calculado para el suelo de conservación del Distrito Federal en 1996 (80.02), conformado principalmente por bosques de oyamel, pino y encino, se observa que este bosque urbano tiene un menor

almacenamiento por unidad de superficie. Tal situación, coincide con lo registrado por Escobedo *et al.* (2010) quienes en un estudio realizado en Miami- Dade, Florida, encontraron un mayor reservorio y capacidad de captura de carbono en el bosque periurbano, conformado por rodales de pino-encino y manglares, en comparación con el arbolado ubicado dentro de la ciudad.

Cuadro 2.7. Comparación del reservorio y contenido de carbono estimados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec con los reportados en el suelo de conservación del D. F. y en bosques urbanos de diversas ciudades del mundo.

Sitio	Área (ha)	Reservorio de C (ton)	Contenido de C (ton ha ⁻¹)		Referencias
			Media	Rangos	
1ª Secc. Bosque de Chapultepec, México	182.00	9,606.35	52.78	39.99 – 92.13	Este estudio
Pontificia Univ. Javeriana de Bogotá, Colombia	2.16	92.06	42.62	16.28 - 64.53	Borrero (2012)
Leipzig, Alemania	5,824.00	352,000	11.8	4.02-98.3	Strohbach y Haase (2012)
28 ciudades y 6 estados, EUA*	-	643,000,000	76.9	31.4 – 141.4	Nowak <i>et al.</i> (2013)
Hangzhou, China*	615,098	11,740,000	30.25	18.88 – 47.27	Zhao <i>et al.</i> (2010)
Shenyang, China*	0.01	337.00	33.22	13.17 – 50.17	Liu y Li (2012)
Suelo de conservación del D. F., México	35,485	3,850,519.95	80.02	49.33 – 137.72	GDF (2004)

*Incluye una reducción de 20% de la biomasa aérea y el reservorio de biomasa subterránea (25-26% de la biomasa aérea).

Finalmente, a pesar de que el presente trabajo provee información relevante sobre el reservorio de C aéreo en la 1ª Sección y su relación con algunos componentes de la estructura y composición del arbolado; se considera necesario continuar los estudios que permitan cuantificar la tasa de captura de CO₂, así como estimar la emisión de GEI derivada de las acciones de mantenimiento efectuadas en los árboles, para tener el balance neto de carbono y precisar la capacidad de mitigación de esta área verde.

2.5 CONCLUSIONES

En las áreas verdes de la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec que cuentan con un inventario (49.73 ha) fue posible calcular un depósito de 3,067.42 ton C y con base en ello se estimaron 9,606.35 ton de C para toda la 1ª Sección (182 ha), que equivalen 35,255.30 ton de CO₂ capturado. En congruencia con otros estudios realizados en bosques urbanos, el presente mostró que el almacén de biomasa y C es afectado por la estructura y composición de especies del arbolado.

En general, se observó una relación lineal positiva entre la densidad de AB y el reservorio de biomasa y C, así como una correlación (0.962) entre la dominancia (IiR) de las especies y su aporte al almacén. Sin embargo, los reservorios se vieron ligeramente influenciados por la composición de especies, es decir, por sus dimensiones físicas.

El contenido promedio de carbono en el área de estudio fue relativamente alto en comparación con los registrados en bosques urbanos de otras ciudades del mundo, por lo que resalta su importancia como reservorio en la ciudad. Sin embargo, el depósito de C estimado en la 1ª Sección representa sólo el 0.115% de las emisiones de CO₂ efectuadas en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México durante el 2012, lo que resalta la necesidad de potenciar la captura del arbolado urbano.

Se observó un mejor ajuste entre la ecuación de biomasa generada a partir de árboles urbanos y los datos de árboles de *F. uhdei* ubicados en el área de estudio. Por lo tanto, es relevante contar con ecuaciones de biomasa generadas en ambientes urbanos para obtener estimaciones más precisas de los reservorios de biomasa y carbono del arbolado de las ciudades.

CAPÍTULO III. MODELO FRACTAL PARA LA ESTIMACIÓN DE LA BIOMASA AÉREA DE *Fraxinus uhdei* (Wenz.) Lingelsh EN LA 1ª SECCIÓN DEL BOSQUE DE CHAPULTEPEC

3.1 RESUMEN

Una de las limitantes para estimar con mayor precisión los reservorios de biomasa de los bosques urbanos, es la disponibilidad de ecuaciones alométricas generadas con árboles urbanos. Además, los métodos tradicionales (destructivos) para desarrollar modelos de biomasa son poco aplicables en las ciudades. El objetivo de este estudio fue construir un modelo fractal para estimar la biomasa de *Fraxinus uhdei*, la especie dominante del sitio. Se midió el diámetro normal (DN), altura final y de sus verticilos de 46 árboles seleccionados al azar y se colectaron 3 ramas de diferente orden para medir la longitud total y la de sus entrenudos (link), el diámetro anterior y posterior a cada punto de ramificación, el ángulo de inserción, el número de ramas, ramillas y hojas, así como el peso fresco y seco. Se aprovechó el derribo de siete individuos del lugar para ajustar una función de ahusamiento del fuste y determinar su biomasa. Se obtuvieron estimaciones aceptables para *F. uhdei* y con buena precisión en árboles menores a 20 cm de DN. Es factible desarrollar modelos de biomasa de *Fraxinus uhdei* a partir de la medición de las ramas y del fuste, a través de la implementación de índices estructurales basados en la geometría fractal y sin la necesidad de derribar individuos sanos.

Palabras clave: propiedades fractales, análisis estructural de la copa, método no-destrutivo

3.2 INTRODUCCIÓN

El cambio climático es una problemática ambiental causada por el incremento de las emisiones de gases de efecto Invernadero. El bosque urbano ayuda a mitigar sus impactos al capturar CO₂ y transformarlo en biomasa (McPherson y Simpson, 1999). Una de las limitantes para la cuantificación de reservorios de carbono (C) es la disponibilidad de ecuaciones alométricas desarrolladas con árboles urbanos para obtener estimaciones más precisas (McHale *et al.*, 2009), así como la validación mediante un método destructivo.

El método tradicional para medir la biomasa de los árboles implica la remoción y pesado de ejemplares enteros, lo cual es costoso y consume mucho tiempo (Pearson *et al.*, 2007; McHale *et al.*, 2009). Por lo general, para efectuar la remoción de árboles en las ciudades se debe cumplir con una serie de requisitos y lineamientos normados que justifiquen dicha acción, y en caso de no cubrirlos se pueden derivar responsabilidades legales (Dobbs *et al.*, 2011; GDF, 2014). Además, de acuerdo con la normatividad, sólo se autoriza la remoción de árboles de alto riesgo, muertos, declinantes, enfermos o suprimidos, lo cuales no pueden representar la forma y estructura de un árbol promedio (McHale *et al.*, 2009; GDF, 2014). Por tal razón, es importante desarrollar metodologías para la estimación de biomasa que no requieran del derribo de individuos arbóreos y que sean aplicables en ambientes urbanos (Dobbs *et al.*, 2011; Kaonga, 2012).

Se han realizado diversos esfuerzos por desarrollar métodos no-destructivos, entre los que destaca el de Lott *et al.* (2000) para estimar la biomasa aérea de árboles de *Grevillea robusta* en sistemas agroforestales y el de Dobbs *et al.*, (2011) para once especies de árboles urbanos en Chile. Estos modelos han sido desarrollados a partir de la medición de las dimensiones de algunas ramas y la determinación de su biomasa, mediante el uso de relaciones alométricas. Asimismo se han desarrollado diversos índices estructurales de la copa que han sido de utilidad para describir la arquitectura de los árboles y definir relaciones alométricas con la biomasa, muchos de ellos basados en la teoría fractal (Bertram, 1989; Van Noordwijk y Mulia, 2002; Makela y Valentine, 2006).

La modelación estructural de plantas mediante la aplicación de la teoría fractal para medir y cuantificar estructuras complejas como las copas de los árboles o sus raíces, es una

opción para el cálculo preciso de su área, volumen y biomasa (Zeide, 1998; Fernández, 2005; Makela y Valentine, 2006). A través de la determinación de la biomasa en los distintos órganos generales del árbol (ramas, tronco, follaje y/o raíces) y el uso de relaciones alométricas, se han generado modelos funcionales o de base fisiológica para determinar la producción de biomasa anual y el carbono fijado en un sitio, con base en sus condiciones ambientales (Fernández, 2005). Además, los modelos fractales proporcionan un esquema claro para derivar reglas específicas de escala entre las partes del árbol y determinar el tamaño total sin la necesidad de aplicar el método destructivo (Van Noordwijk y Mulia, 2013). A diferencia de las ecuaciones desarrolladas empíricamente, un análisis funcional de la ramificación (FBA) permite tener una mejor comprensión de las ecuaciones alométricas derivadas y su relación con la forma de los árboles (Van Noordwijk, 1999). A partir de estos esquemas, es factible desarrollar sistemas Lindenmayer aplicados en programas computacionales, para modelar la arquitectura y crecimiento de los ejemplares arbóreos (Mc Pherson y Peper, 2012; Van Noordwijk y Mulia, 2013). Por lo tanto, la generación de estos modelos estructurales más precisos en el bosque urbano puede ser de gran utilidad para estimar el carbono almacenado en especies arbóreas urbanas y emplearse para determinar ciertas variables de utilidad que coadyuvarán a implementar un manejo más adecuado del mismo.

Por lo tanto, el objetivo de este estudio fue construir un modelo de biomasa aérea para *Fraxinus uhdei*, una de las especies abundantes en el sitio de estudio, a través de principios fractales con el fin de obtener estimaciones más precisas y sin la necesidad de derribar árboles con buena vitalidad. Asimismo se hizo una descripción de la arquitectura del tronco y copa de *F. uhdei* con base en el análisis de variables e índices estructurales. Además, se desarrollaron modelos de las dimensiones, estructura y peso seco de los componentes de *F. uhdei*, que pueden ser de utilidad para programar un sistema Lindenmayer que permita la simulación de árboles de esta especie.

3.3 MATERIALES Y MÉTODOS

3.3.1 Descripción de la especie

Descripción botánica. *Fraxinus uhdei* es un árbol caducifolio de hasta 25 m de altura, descrito como dioico en algunos casos; perteneciente a la familia Oleaceae. Presenta una corteza rugosa y estriada, de color gris claro a café oscuro; copa compacta y redondeada de follaje denso, hojas opuestas de 5 a 15 cm de largo y 1.5 a 5 de ancho, compuestas por 5 a 9 folíolos casi sésiles, lanceolados o elípticos y bordes menudamente dentados. Posee flores diminutas, apétalas y dispuestas en panículas de 5 cm de longitud. Frutos alados, de color café al madurar, en racimos colgantes y densos de 7 a 20 cm de longitud (Figura 3.1), (Standley, 1926; Benítez *et al.*, 2004; Calderón y Rzedowski, 2004).



Figura 3.1. Árbol de fresno en el Bosque de Chapultepec (izquierda) y detalle de sus hojas y sámaras (derecha).

Distribución. Especie nativa de México que se extiende desde Sinaloa y Durango, hasta Veracruz y Chiapas, a una altitud entre los 140 y 2,800 m. Crece en sitios húmedos como cañadas y barrancas, en suelos profundos y bien drenados, aunque tiene gran capacidad de adaptarse a diversas condiciones de suelos, topografía, humedad y altitud, por lo que ha sido extensamente cultivada en muchas partes del país (Benítez *et al.*, 2004; Calderón y Rzedowski, 2004).

Usos. Planta de sombra y ornato para sitios urbanos útil como árbol de alineación o para la recuperación de terrenos degradados. Posee una madera de excelente calidad que se emplea para fabricar muebles finos, artículos torneados y deportivos, para la decoración de interiores y la fabricación de herramientas e implementos agrícolas. En medicina tradicional las hojas y corteza se utilizan como febrífugo, antibiótico y antiséptico (Benítez *et al.*, 2004; Martínez, 2008).

Relevancia. De acuerdo con el inventario de 50 ha de la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec, esta especie conforma el 25% del arbolado y es la más dominante de acuerdo con el índice de importancia relativa (capítulo 2). Asimismo, es uno de los árboles de más amplia distribución y abundancia en el arbolado de alineación y áreas verdes de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (López, 1991; Martínez, 2008).

3.3.2 Muestreo y variables medidas en árboles podados

El estudio se llevó a cabo en las áreas verdes aledañas al Castillo de Chapultepec (Museo Natural de Historia) aprovechando las labores de saneamiento del arbolado (poda y derribo); por lo que se realizó la medición de ramas de *F. uhdei* para desarrollar el modelo fractal de estimación de su biomasa aérea (Figura 3.2). Con base en un inventario del arbolado de la zona referida, se obtuvo el listado de los individuos arbóreos de la especie y se aplicó un muestreo aleatorio estratificado en el que los árboles se clasificaron en cuatro categorías diamétricas. Se definió una muestra de 46 árboles que representa el 4.5% de la población de fresnos del área, la cual se asignó de manera proporcional, de acuerdo a la cantidad de ejemplares por categoría diamétrica, con el fin de obtener mediciones de individuos con diferentes dimensiones (Cuadro 3.1).

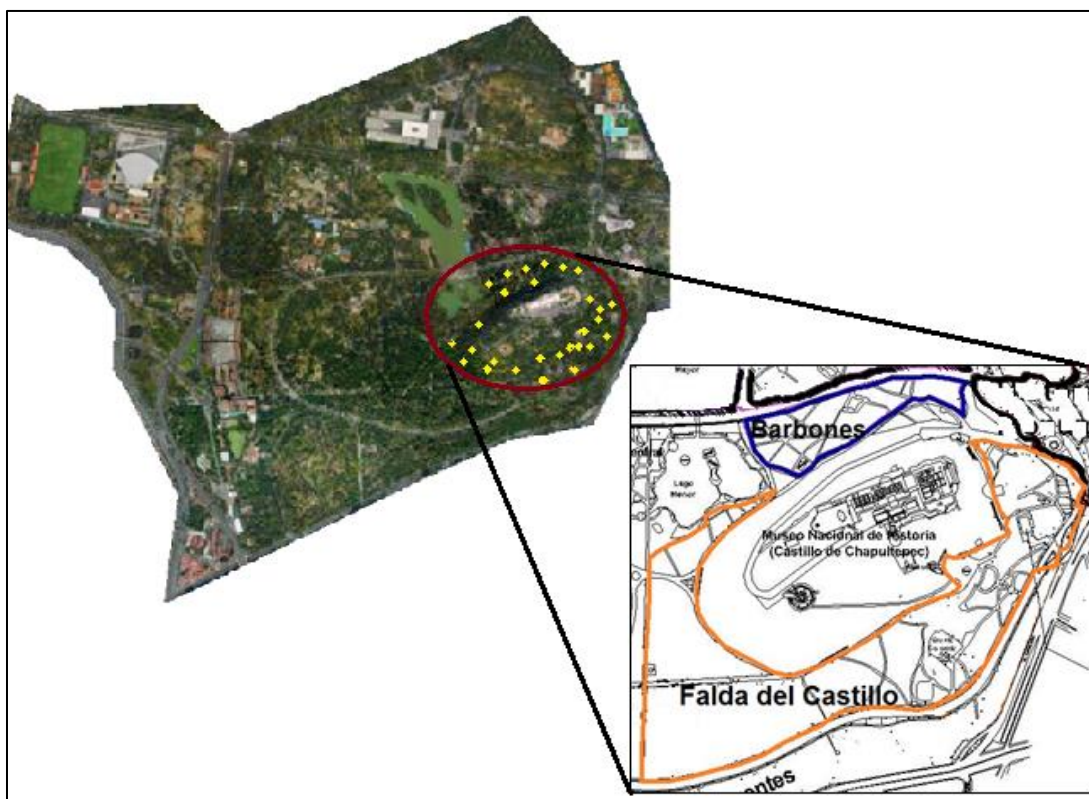


Figura 3.2. Plano de la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec y zonas en las que se realizó la medición de ramas para el modelo de biomasa de *F. uhdei*.

Cuadro 3.1. Asignación proporcional de la muestra de árboles de *F. uhdei* por categoría diamétrica.

Categoría	Rango de diámetro normal (cm)	Número de individuos (Ni)	Tamaño de muestra (n)
1	5 - 23.9	285	13
2	24 - 47.7	374	17
3	47.8 - 79.9	255	12
4	> 80 cm	92	4
Total		1006	46

En cada ejemplar arbóreo se midió el diámetro normal (1.3 m) con una cinta diamétrica, mientras que la altura total y de fuste limpio (a la base de la copa), así como el número y altura de los verticilos a lo largo del tronco con la ayuda de un clinómetro digital. Además, se registró la presencia de bifurcaciones en los nudos y la posición del individuo en el estrato arbóreo bajo las categorías de dominante, codominante, intermedio y suprimido (Zeide, 1998; Ares y Fownes, 2000, Dobbs *et al.*, 2011), (Figura 3.3). Es importante señalar que para robustecer los modelos generados con estas variables, se incorporaron las mediciones de 42 árboles ubicados en la zona noreste de la 1ª Sección.



Figura 3.3. Medición del diámetro normal, altura total y de los entrenudos en los árboles de *F. uhdei* empleados para el modelo de biomasa.

Para obtener el modelo fractal de la especie se midieron las unidades que conforman la copa, tales como ramillas y ramas de diferentes órdenes (Zeide, 1998; Van Noordwijk y Mulia, 2013). Se tomaron tres ramas por árbol, una primaria, una secundaria y una terciaria, de diferentes estratos de la copa (tercio superior, medio e inferior), con el fin de tener mediciones de ramas con diferentes tallas y exposiciones a la luz (Dobbs *et al.*, 2011), (Figura 3.4). Las mediciones se realizaron durante la temporada de lluvias (junio a septiembre), que corresponde a la estación donde no hay diferencias morfológicas entre individuos macho y hembra.

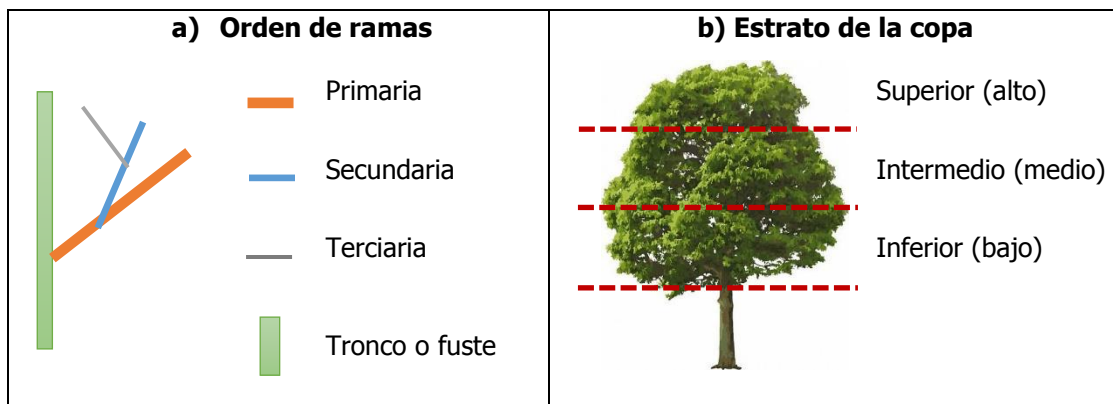


Figura 3.4. Definición gráfica de los criterios de orden de ramas (a) y estrato de la copa (b) aplicados para la selección de ramas en los ejemplares de *F. uhdei*.

En cada rama se midió su longitud total y la de sus entrenudos con una cinta métrica; el diámetro basal (D_0) y de la punta (D_m), así como el anterior y posterior a cada punto de ramificación (nudo) con un vernier de la marca Mitutoyo modelo CD-6" BS. También se registró el número de ramas, ramillas y hojas, además se determinó el peso fresco de cada componente mediante una báscula con capacidad de hasta 6 kg y precisión de 0.2 g (Zeide, 1998; Van Noordwijk y Mulia, 2002; Dobbs *et al.*, 2011). Con el fin de ordenar y facilitar el análisis de la información las ramas se dividieron en unidades denominadas "links", conformadas por un entrenudo y su nudo correspondiente (figuras 3.5 y 3.6), (Van Noordwijk y Mulia, 2002; Mutke y Gil, 2004).



Figura 3.5. Ejemplos de la medición de la longitud, los diámetros y el peso de las unidades de las ramas de *F. uhdei* seleccionadas para el modelo fractal.

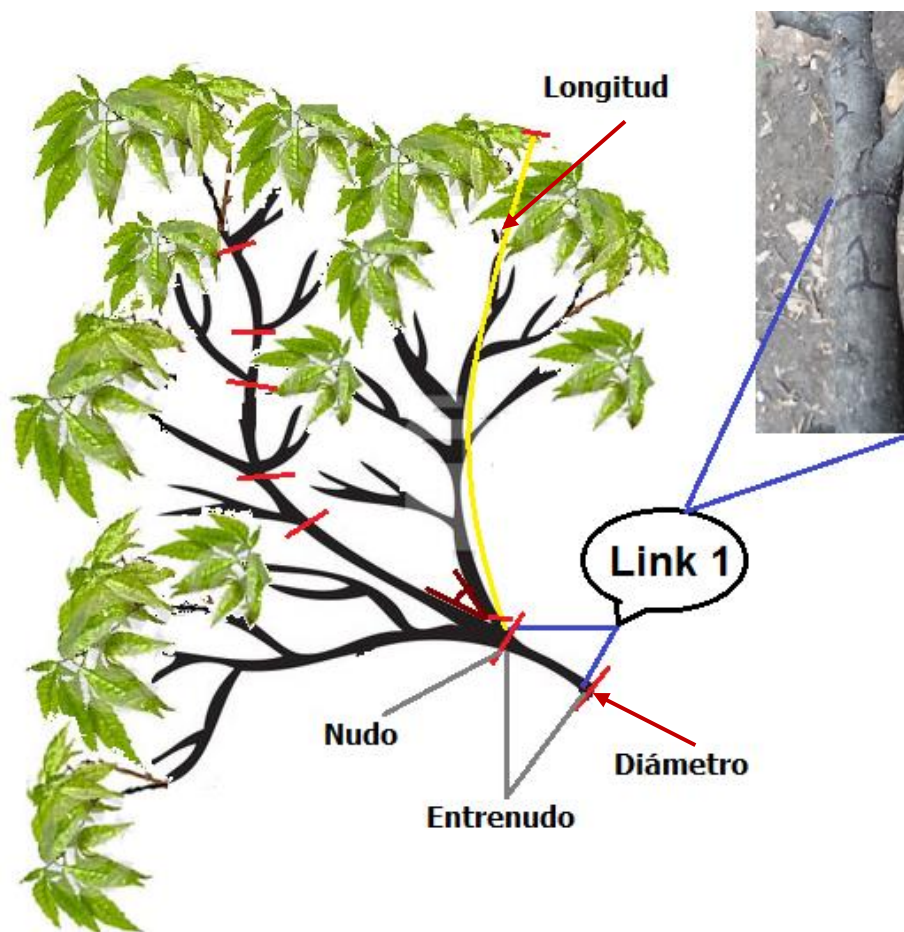


Figura 3.6. Esquema de las mediciones efectuadas en las ramas de *F. uhdei* seleccionadas para el modelo fractal.

Se tomó una muestra del 7.2 y 10.7% de los "links" (ejes leñosos) y las ramillas (follaje), respectivamente, para determinar su biomasa. Para ello, el material fue colocado en bolsas, etiquetado y transportado al laboratorio para posteriormente secarlas en una estufa a 70°C durante 48 h o hasta obtener peso constante (Figura 3.7). Los porcentajes de humedad y los promedios por árbol de cada componente, se calcularon mediante la siguiente fórmula:

$$Biomasa = \frac{PHCPMTO * (100 - CHPROM)}{100} \quad (Ec. 1)$$

Dónde:

PHCPMTO= Peso húmedo del compartimento

CHPROM= % de contenido de humedad promedio del compartimento



Figura 3.7. Muestras de follaje y ramas de *F. uhdei* (izquierda) y su secado en estufa para la medición del peso seco (derecha).

3.3.3 Muestreo y variables medidas en árboles derribados

Aunado al muestreo de ramas podadas, se aprovechó el derribo de siete árboles de *F. uhdei* en las zonas denominadas "Puerta de Leones", "Histórico Monumental" y "Jardín Botánico (referidos en el capítulo 2), para realizar mediciones en el fuste que permitieran su modelación (Figura 3.8). Los individuos se seleccionaron al azar, con base en un listado de árboles dictaminados para derribo por parte del INIFAP, del cual se eliminaron previamente los muertos y con grado de declinación avanzada. Los ejemplares fueron seccionados y pesados en sus diferentes componentes (fuste, madera de ramas y follaje).

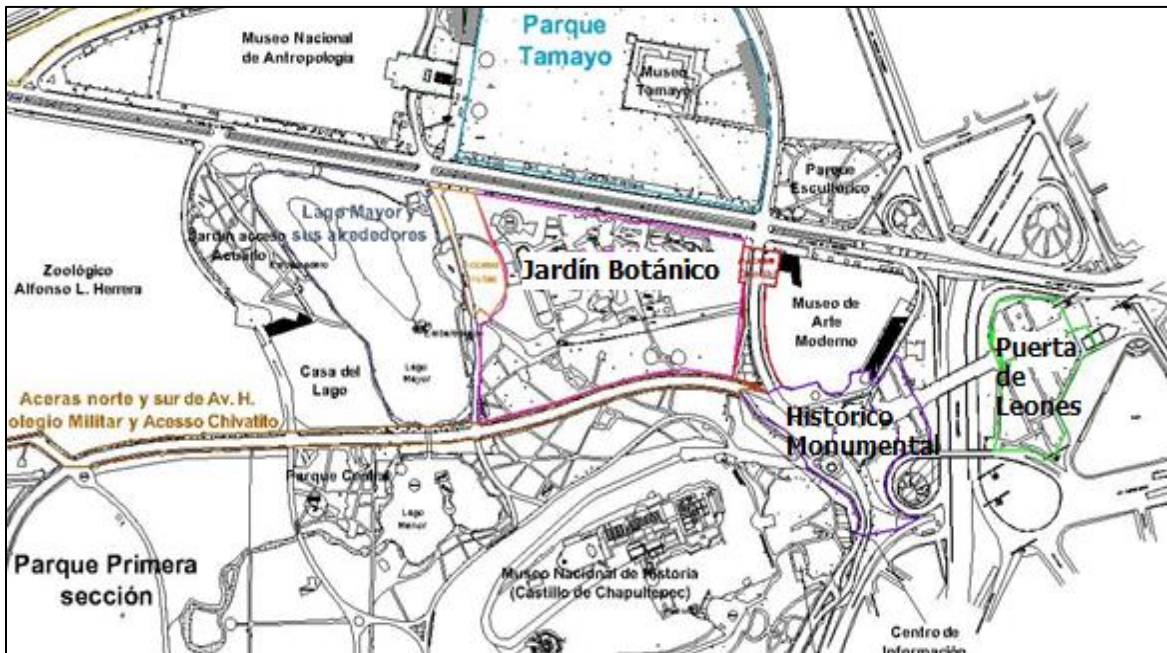


Figura 3.8. Ubicación de las zonas de la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec en las que se realizó el derribo de individuos de *F. uhdei*.

A partir del volumen y peso seco de 26 segmentos de madera obtenidos al azar de los ejemplares, se definió su valor medio para estimar la biomasa del tronco a partir de su volumen, el cual se calculó con la fórmula de Smalian (Dobbs *et al.*, 2011). El peso seco de las ramas y follaje se determinó con base en el contenido de humedad promedio registrado en muestras del material vegetal a través de la ec. 1 (método descrito en el capítulo 2). Además, se tomaron mediciones del diámetro a lo largo del tronco principal para definir una función de ahusamiento (Corral *et al.*, 1999).

Asimismo, en 52 ramas de los árboles derribados, se midió su longitud, diámetro basal, peso fresco por componente (ejes y ramillas) y se determinó su biomasa de forma similar a las ramas medidas de los 46 individuos muestreados, con el fin de contar con mayor información para el ajuste de los modelos de biomasa y longitud de ramas.

3.3.4 Índices y funciones para el modelo de biomasa fractal

Para estimar la biomasa de árboles de *F. uhdei* se llevó a cabo la modelación de cada uno de sus componentes en los programas MS Excel versión 2010, así como SAS 9.0 y 9.4:

Tronco

Se ajustó el modelo de ahusamiento de Clutter (Ec. 2) para estimar los diámetros a lo largo del fuste en cada punto de ramificación (verticilo).

$$d = \beta_0 DN^{\beta_1} H^{\beta_2} (H - M)^{\beta_3} \quad (\text{Ec. 2})$$

Dónde:

d = diámetro del fuste a la altura M

DN = diámetro normal (1.3 m de altura)

H = altura total del árbol

M = altura del fuste al diámetro descrito

$\beta_0, \beta_1, \beta_2$ y β_3 = parámetros estadísticos ajustados (Corral *et al.*, 1999).

Con los datos de la altura de los verticilos a lo largo del tronco de 88 ejemplares de *F. uhdei* ubicados en la 1ª sección y de los cuales 46 de ellos correspondieron a los árboles muestreados, se efectuaron análisis de correlación de Pearson del número de nudos y longitud de entrenudos con respecto a las variables diámetro normal y altura total; lo anterior para definir modelos de predicción o en su defecto, desarrollar funciones de probabilidad (Kaonga, 2012). Además, se ajustó un modelo de la altura a la que el tronco pierde su dominancia apical (polifurcación) con base en la altura total del árbol. También se determinó la probabilidad de bifurcación en los verticilos a lo largo del tronco para definir la estructura del mismo.

Con el fin de modelar el tocón del fuste (antes de 1.3 m de altura) y poder llevar a cabo su cubicación para estimar su biomasa, se ajustó una función para estimar el diámetro basal a partir del diámetro normal con base en las mediciones registradas en 2,284 ejemplares de fresno inventariados por el INIFAP-DBCh (2015) en la zona noreste de la 1ª Sección.

Copa

Con base en los datos obtenidos de las ramas, se llevó a cabo la estimación de cinco parámetros (n , p , q , L_m y r) propuestos por Van Noordwijk, (1999) y Van Noordwijk y Mulia (2002):

n = número de ramas que salen del "link" (unidad entrenudo-nudo).

$$p = \frac{D_i^2}{\sum_j^n D_{i+1, j}^2} \quad (\text{Ec. 3})$$

Donde p describe el cambio en el diámetro al cuadrado del "link" del orden " i " a sus n derivados del orden " $i+1$ ".

$$q = \frac{D_{i+1}^2}{D_{i+1, 1}^2 + D_{i+1, 2}^2} \quad (\text{Ec. 4})$$

Donde q describe la equidad relativa entre ramas.

L_m =la longitud del "link" del diámetro mínimo (ramilla final)

r = el incremento relativo en la longitud del "link" por unidad relativa de incremento en diámetro.

Con el objetivo de probar la auto-semejanza en los órdenes de la ramificación de *F. uhdei*, se efectuaron análisis de regresión entre los diámetros de los nudos de los "links" (D_i) y los índices " p " y " q " (Van Noordwijk y Mulia 2002; Kaonga, 2012).

Se desarrolló un modelo de ahusamiento de las ramas a partir del diámetro de su base, para definir los diámetros en cada punto de ramificación (nudo). También se ajustó un modelo de biomasa total y del eje de las ramas en función de las variables medidas en las mismas, entre ellas el diámetro de su base (D_0) y longitud (Dobbs *et al.*, 2011). Al igual que la distancia entre verticilos, se analizó la distancia entre nudos de la rama con otras variables de la rama y se obtuvo su función de probabilidad. Además, se obtuvo una función de probabilidad del número de hojas que posee una ramilla y se ajustó un modelo de peso de ramillas.

3.3.5 Algoritmo del modelo de biomasa fractal

Las funciones ajustadas para el tronco, ramas y ramillas, se utilizaron para realizar el algoritmo que modela los árboles de *F. uhdei* en el programa MS Excel 2010, a partir de su diámetro normal, altura total y de fuste limpio, que corresponde a la ubicación del primer nudo o verticilo (Van Noordwijk y Mulia 2002; Mutke y Gil, 2004; Dobbs *et al.*, 2011).

De acuerdo con Makela y Valentine (2006) no es factible hacer una aproximación fractal directa a todo el árbol, debido a que la parte del tronco ubicada debajo de la copa viva no se escala con las dimensiones de la copa. Por tal razón, la biomasa del fuste se estimó a partir del volumen y la densidad promedio determinada en los segmentos de madera de los árboles derribados (Lott *et al.*, 2000; Dobbs *et al.*, 2011). El volumen del tocón del árbol, correspondiente al segmento entre la base y el diámetro normal (Figura 3.9), se calculó mediante la fórmula del neiloide truncado (Ec. 5), para lo cual se estimó el diámetro basal con el modelo ajustado para esa variable.

$$v_{Tn} = \frac{L}{4} \left[S_0 + S_1 + \sqrt[3]{S_0 S_1} \left(\sqrt[3]{S_0} + \sqrt[3]{S_1} \right) \right] \quad (\text{Ec. 5})$$

Dónde:

V_{Tn} = volumen del tocón

L = Longitud del tocón (1.3 m)

S_0 = superficie del diámetro basal

S_1 = superficie del diámetro normal (Romahn y Ramírez, 2010).

Con base en las funciones de probabilidad del número de verticilos por categoría de altura, se determinó el número de nudos del tronco mediante la función "aleatorio" de Excel, lo cual le confirió un carácter estocástico al modelo (Mutke y Gil, 2004). Con la altura total del árbol se estimó la altura a la que se polifurca el fuste y se determinó la posición de los nudos del fuste a través de las probabilidades de categorías de distancia entre los puntos de ramificación, la longitud media de los entrenudos y condicionantes, de manera que el último nudo corresponda a la altura de la polifurcación y la distancia entre los verticilos no sea menor al grosor de las ramas que emergen de los mismos (Figura 3.9).

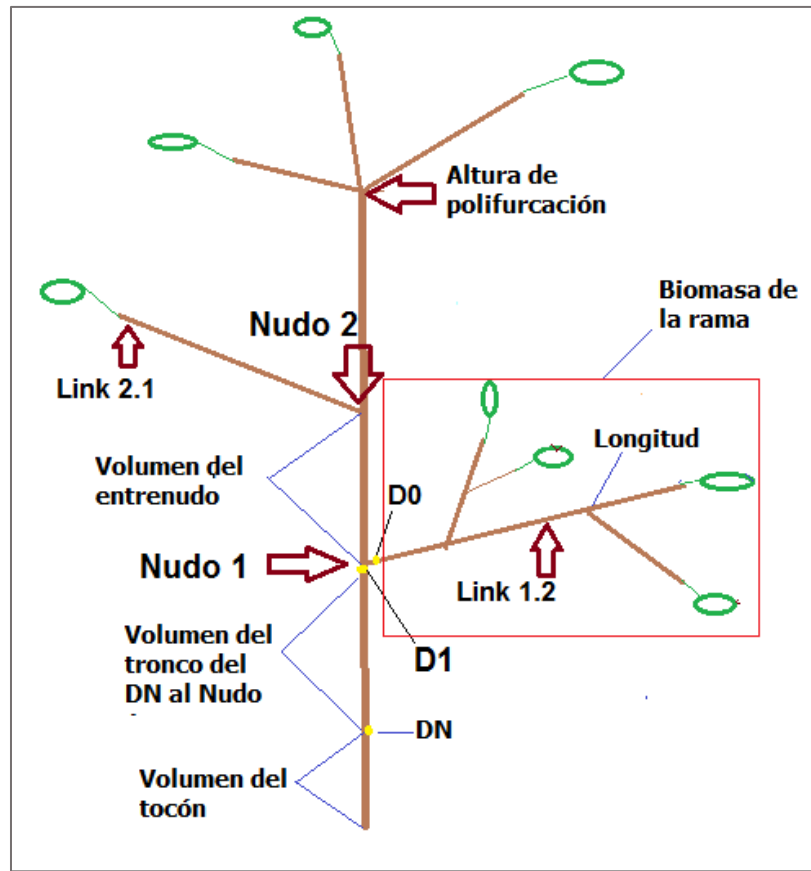


Figura 3.9. Esquema de la modelación de los componentes de individuos de *F. uhdei* para la estimación de su biomasa.

A partir de la función de ahusamiento del tronco se definieron los diámetros a la altura de los nudos y se calculó el volumen de los entrenudos del tronco mediante la fórmula de Smalian (Ec, 6). El peso seco de cada segmento de tronco se calculó al multiplicar el volumen por la densidad media y se hizo una sumatoria de las partes para obtener la biomasa total del tronco (Lott *et al.*, 2000; Dobbs *et al.*, 2011).

$$Volumen = \frac{S_1 + S_2}{2} * L \text{ (Ec. 6)}$$

Dónde:

S_1 = superficie de la sección inicial

S_2 = superficie de la sección final

L= longitud de la troza

Para la modelación del número de ramas ("links"), se emplearon las probabilidades asociadas a los valores observados y el diámetro basal de las mismas se definió a partir de los valores medios y los intervalos de confianza que se obtuvieron en los índices fractales "p" y "q", a través de condicionantes (van Noodwijk y Mulia, 2002; Kaonga, 2012). La longitud de cada eje se estimó a partir de su diámetro basal (modelo de longitud) y la biomasa se calculó con el modelo desarrollado para las ramas (Dobbs *et al.*, 2011). En este modelo de ramificación se aplicaron las mismas ecuaciones para derivar las ramas de los nudos subsecuentes (van Noodwijk y Mulia, 2002). Se sumó el peso seco de todas las ramas para determinar el correspondiente a este componente y se agregó el del tronco para cuantificar la biomasa total del árbol (Bertram, 1989; Dobbs *et al.*, 2011).

De forma similar al capítulo 2, se hizo una comparación de las estimaciones del modelo de biomasa generado para *F. uhdei* con los valores determinados en los siete ejemplares derribados y las predicciones de ecuaciones desarrolladas en bosques naturales (Ares y Fownes, 2000) y urbanos (Pillsbury *et al.*, 1998), con el fin de observar la precisión del modelo programado. También se contrastaron las proporciones de biomasa estimadas por componente (tronco y ramas) con las obtenidas en los árboles derribados, para verificar que el modelo proporcione valores dentro de los rangos observados.

Finalmente, se hizo una propuesta del axioma para generar una modelación de cada componente del árbol (tronco, ramas y ramillas) que sirva de base para generar el algoritmo para la simulación de árboles a través de un sistema Lindenmayer y programas computacionales.

3.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los siete ejemplares de *Fraxinus uhdei* derribados en las zonas denominadas "Puerta de Leones", "Histórico Monumental" y "Jardín Botánico", tuvieron un diámetro normal entre 12.6 y 69 cm, así como una altura de 7.5 a 21.5 m. Las 52 ramas medidas en estos árboles registraron valores entre 1.67 y 17.6 cm de diámetro basal (D0) y de 1.3 a 10.8 m de longitud. Las mediciones de las ramas correspondieron a 46 individuos de las zonas denominadas "Barbones" y "Faldas del Castillo", con un diámetro normal de 9 a 101.5 cm y una altura de 5.4 a 33.1 m. Las 138 ramas colectadas de estos árboles presentaron un diámetro basal de 0.92 a 8.42 cm y una longitud entre 0.77 y 6.09 m.

3.4.1 Estructura del tronco

El modelo de ahusamiento de Clutter se generó a partir de todas las mediciones de los diámetros anteriores a la bifurcación o polifurcación del fuste de los siete individuos derribados. La función obtuvo un valor alto de pseudo-R² (0.986) y los parámetros fueron significativos, además, al comparar los valores estimados con los observados, mostró un buen ajuste (Cuadro 3.2 y Figura 3.10).

Cuadro 3.2. Modelo de ahusamiento del fuste desarrollado para árboles de *F. uhdei* ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.

Modelo	Pseudo R ²	SCE	CME	β _i	prob-T
Clutter (1980)				β ₀ =0.883	<0.0001
$d = \beta_0 DN^{\beta_1} H^{\beta_2} (H - M)^{\beta_3}$	0.986	213.1	5.197	β ₁ =1.016	<0.0001
				β ₂ =-0.645	<0.0001
				β ₃ =0.676	<0.0001

SCE=suma de cuadrados del error, CME=cuadrado medio del error, d=diámetro del fuste a la altura M, DN=diámetro normal, H=altura total, M=altura del fuste al diámetro descrito, β_i=parámetros estimados.

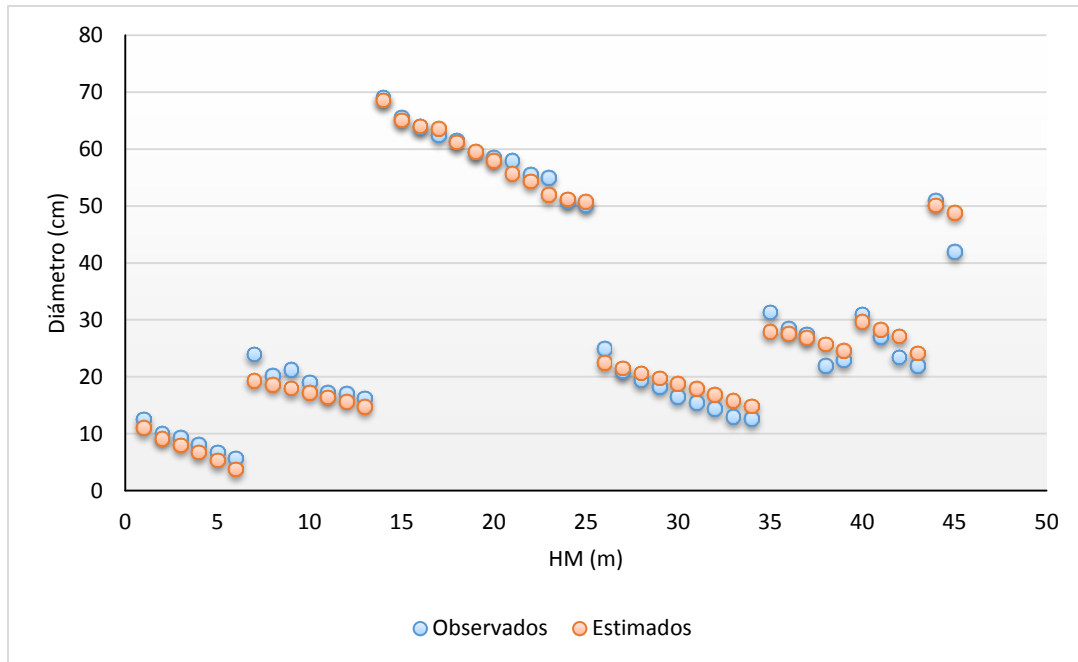


Figura 3.10. Comparación de los diámetros del eje principal observados en individuos de *F. uhdei* ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec y los estimados con el modelo de ahusamiento ajustado.

De acuerdo con los valores de densidad del fuste registrados en 26 segmentos de madera, se determinó un promedio de 485.1 kg/m^3 , valor cercano a la densidad reportada por Sotomayor *et al.* (2003) para esta especie (460 kg/m^3). Los datos no mostraron una relación entre dicha variable con respecto a la altura, ya que el coeficiente de correlación de Pearson fue cercano a 0 y no significativo (0.006 , $p=0.97$). En contraste, del diámetro normal (DN) mostró una relación negativa media con la densidad (0.66 , $p<0.001$), es decir, que los árboles con mayores dimensiones tendieron a mostrar los valores más bajos de densidad (Figura 3.11). No obstante, se requiere hacer un estudio más preciso y con más ejemplares para definir el comportamiento de la densidad con respecto a otras características de los árboles, ya que la estimación de dicho coeficiente es afectado por el tamaño de la muestra.

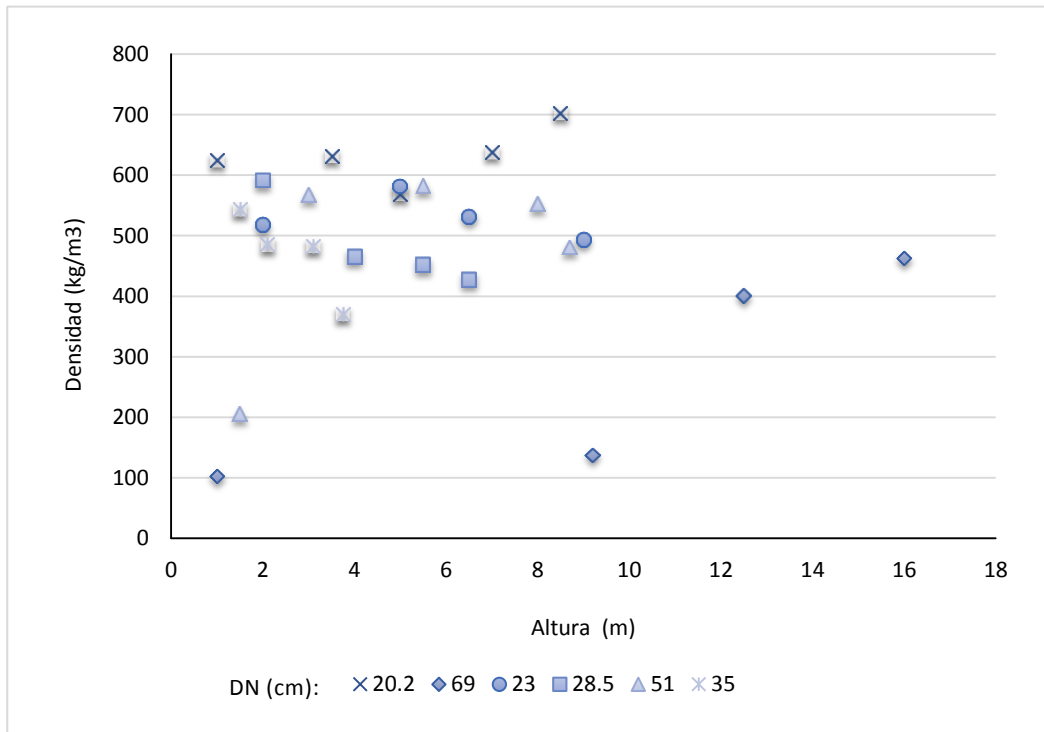


Figura 3.11. Valores de densidad de la madera registrados por altura del fuste y diámetro normal (DN) en individuos de *F. uhdei* ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.

Con base en la medición de verticilos de 88 individuos de fresno, se ajustó un modelo para estimar la altura a la que se polifurca el eje principal (H_p) a partir de la altura total (H), en virtud de que se observó una relación positiva entre estas variables. Los parámetros fueron significativos pero el modelo sólo explicó el 64.6% (Pseudo R^2) de los datos de la variable respuesta, en virtud de su variabilidad, sobre todo en los árboles con una altura entre 15 y 28 m (Cuadro 3.3 y Figura 3.12).

Cuadro 3.3. Modelo de la altura de polifurcación (H_p) del fuste desarrollado para árboles de *F. uhdei* ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.

Modelo	Pseudo R^2	SCE	CME	β_i	prob-T
$H_p = \beta_0 H^{\beta_1}$	0.646	221.6	2.576	$\beta_0=0.883$	<0.0001
				$\beta_1=1.016$	<0.0001
				$\beta_2=-0.645$	<0.0001
				$\beta_3=0.676$	<0.0001

SCE=suma de cuadrados del error, CME=cuadrado medio del error, H_p =altura de la polifurcación, H =altura total, β_i =parámetros estimados.

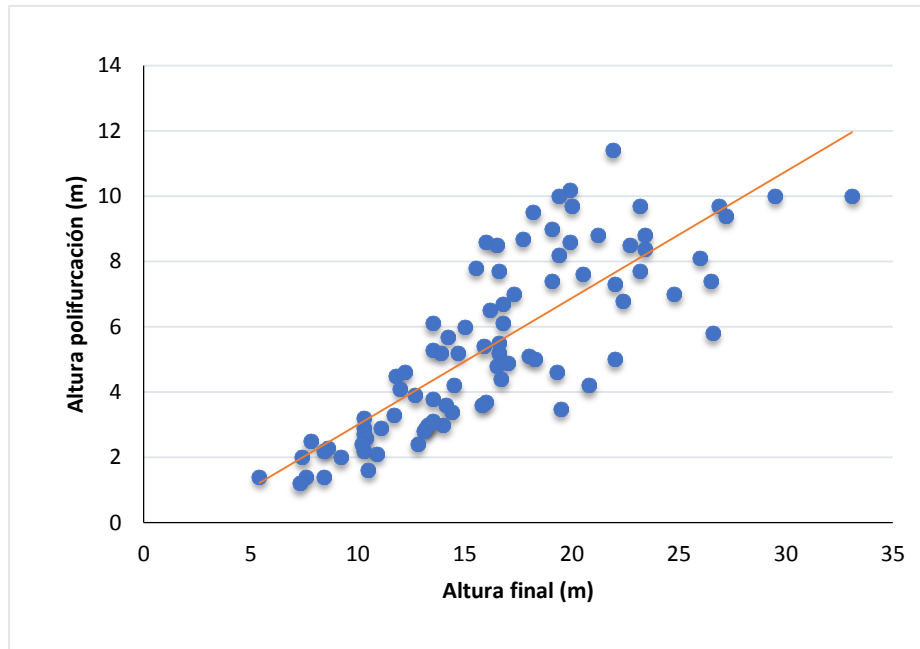


Figura 3.12. Comparación de las alturas de polifurcación el eje principal observadas en individuos de *F. uhdei* ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec y los estimados con el modelo generado en función de la altura total.

Se observó una correlación positiva baja entre el número de nudos del tronco y el diámetro normal ($r=0.42$, $p<0.001$), y aunque se mostró un ligero incremento en el valor del coeficiente de Pearson con respecto a la altura total ($r=0.51$, $p<0.001$), hubo mucha variación en los datos, la cual se vio reflejada en los bajos valores de pseudo- R^2 registrados en los modelos lineales ajustados (Figuras 3.13 y 3.14). En virtud de lo anterior, se consideró conveniente obtener distribuciones de probabilidad del número de nudos por categoría de altura, las cuales se utilizaron en la programación del árbol, ya que de acuerdo con Mutke y Gil (2004), no altera el carácter fractal del modelo. La mayoría de los árboles menores a 15 m de altura presentó entre seis y siete nudos. El número de verticilos más frecuente en el rango de 15 a 20 m fue nueve y en la siguiente categoría (20-25 m) de ocho y nueve puntos de ramificación (Cuadro 3.4).

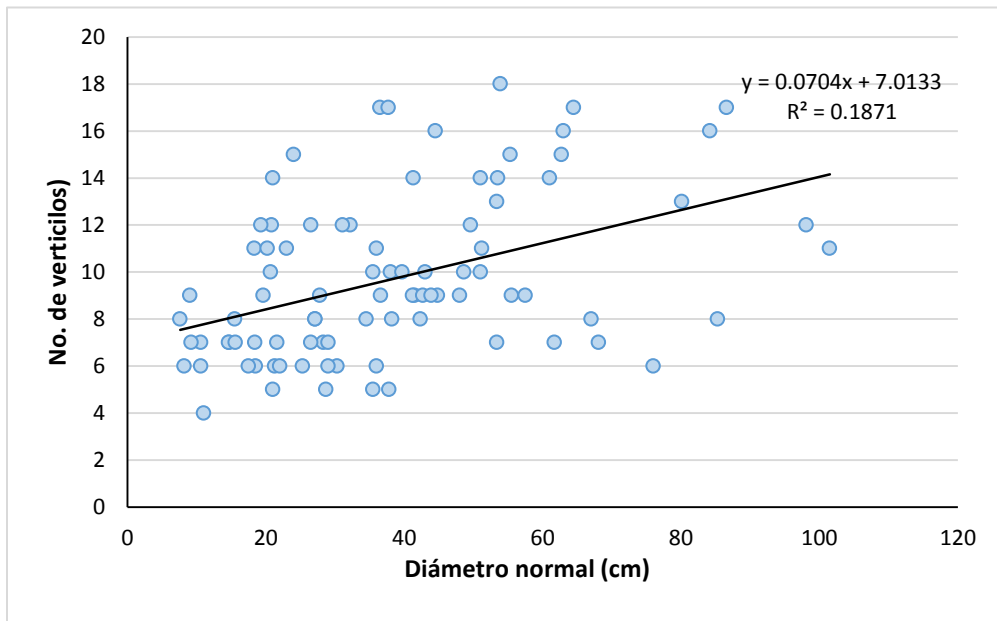


Figura 3.13. Número de verticilos del eje principal respecto al diámetro normal de árboles de *F. uhdei* ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.

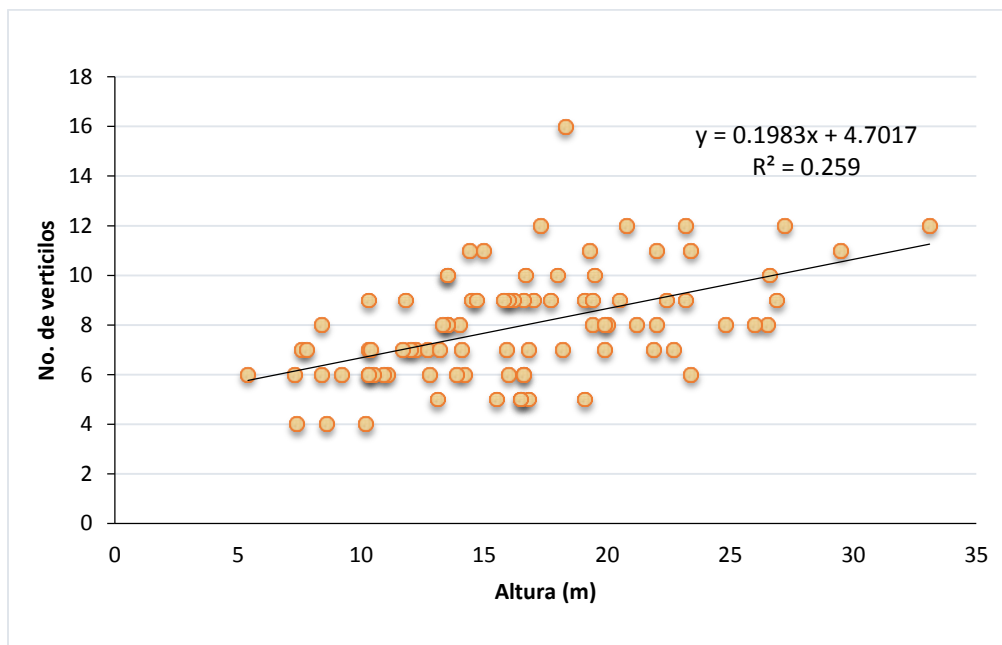


Figura 3.14. Número de verticilos del eje principal respecto a la altura total de árboles de *F. uhdei* ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.

Cuadro 3.4. Probabilidad del número de nudos registrado por categoría de altura en individuos de *F. uhdei* ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.

No. de nudos	Categoría de altura				
	5-10 m	10-15 m	15-20 m	20-25 m	> 25 m
4	0.222	0.033	-	-	-
5	0.000	0.033	0.172	-	-
6	0.444	0.267	0.103	0.077	-
7	0.222	0.267	0.138	0.154	-
8	0.111	0.133	0.103	0.231	0.286
9	-	0.133	0.276	0.231	0.143
10	-	0.067	0.103	0.000	0.143
11	-	0.067	0.034	0.154	0.143
12	-	-	0.034	0.154	0.286
16	-	-	0.034	-	-

La distancia promedio entre verticilos del tronco fue de 1.1 m \pm 0.69 y para definir una distribución de probabilidad, los datos (n=738) se agruparon en categorías de cada 0.5 m, entre las que destacaron las tres primeras (de 0.1 a 1.5) que congregaron cerca del 80% de los valores (Figura 3.15).

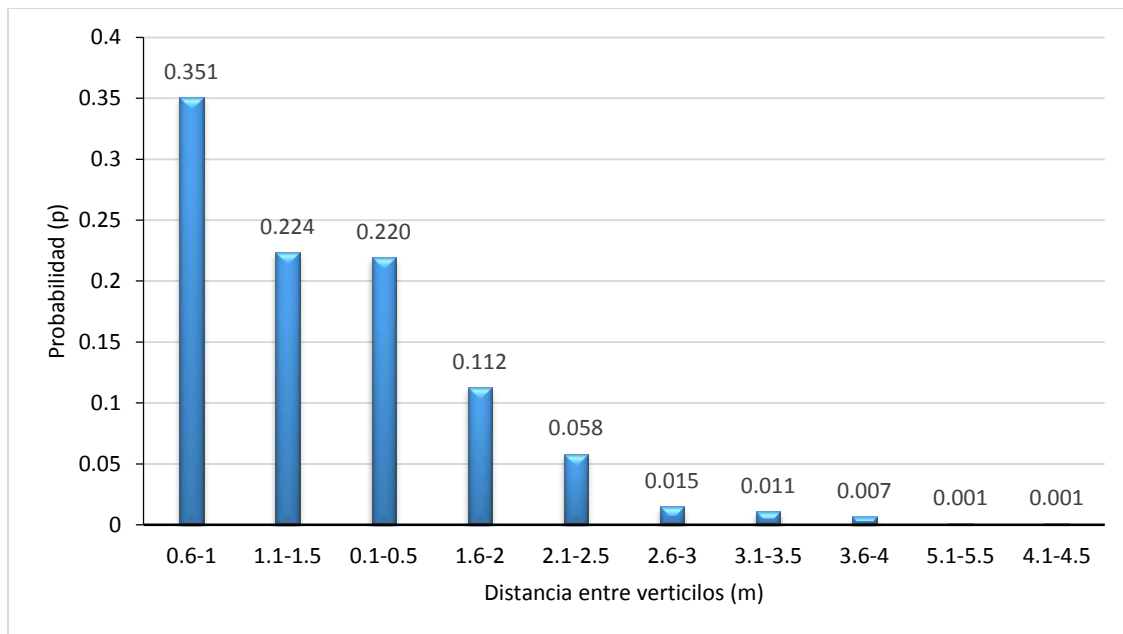


Figura 3.15. Distribución de probabilidad de la distancia entre verticilos del fuste de árboles de *F. uhdei* ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.

En virtud de la relación positiva entre el diámetro normal y basal que mostró el análisis de regresión ($p < 0.001$) se generó un modelo lineal del diámetro basal con un valor alto de pseudo- R^2 (0.946) y parámetros significativos, que además mostró un buen ajuste con respecto a los valores observados (Cuadro 3.5 y Figura 3.16).

Cuadro 3.5. Modelo lineal del diámetro basal (DB) del fuste desarrollado en árboles de *F. uhdei* ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.

Modelo	Pseudo R^2	SCE	CME	β_i	prob-T
$DB = \beta_0 + DN \beta_1$	0.946	64721	28.362	$\beta_0 = 18.22$ $\beta_1 = 200.32$	< 0.0001 < 0.0001

SCE=suma de cuadrados del error, CME=cuadrado medio del error, DB=diámetro basal, DN=diámetro normal, β_i =parámetros estimados, Coeficiente de variación=12.68%.

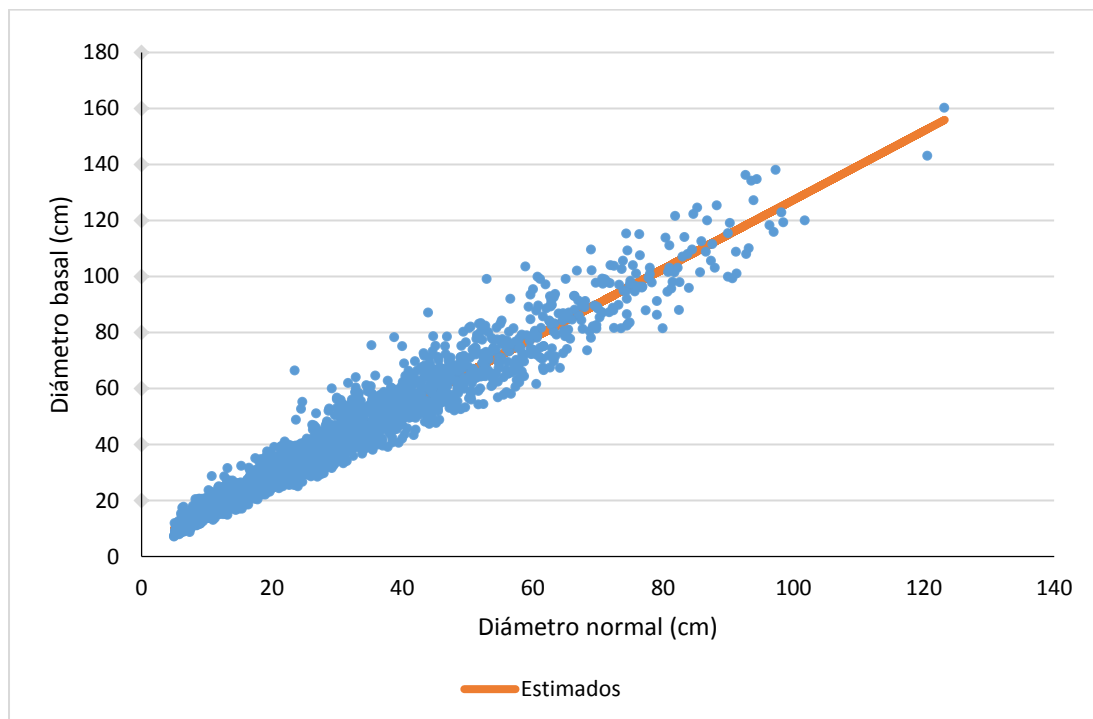


Figura 3.16. Comparación de los diámetros basales observados y los estimados con el modelo ajustado para individuos de *F. uhdei* ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.

3.4.2 Estructura de la copa

De las 138 ramas seleccionadas de los 46 árboles de fresno que conformaron la muestra, se obtuvieron 888 "links" (unidades entrenudo-nudo), de los cuales 382 correspondieron a ejes primarios, 293 a secundarios y 213 a terciarios. Con base en las mediciones de dichas unidades, se determinó que en la mayoría de los nudos se derivan dos o tres ejes (63.5 y 26.2% respectivamente), es decir, un entrenudo que continúa sobre el eje de la rama y uno o dos laterales que dan lugar a las ramas de orden subsecuente (Figura 3.17). Cabe mencionar que debido a la baja frecuencia que presentó la emergencia de seis ejes (0.09 %), sólo se consideraron cinco en el axioma construido. Estos resultados son similares a los obtenidos por Kaonga (2012) en un análisis estructural de la copa de *Acacia angustissima*, *Gliricidia sepium* y *Leucaena collinsii*, quien registró que en los puntos de ramificación salen de dos a cinco ramas y el número de "links" observado con mayor frecuencia fue dos (84-92%).

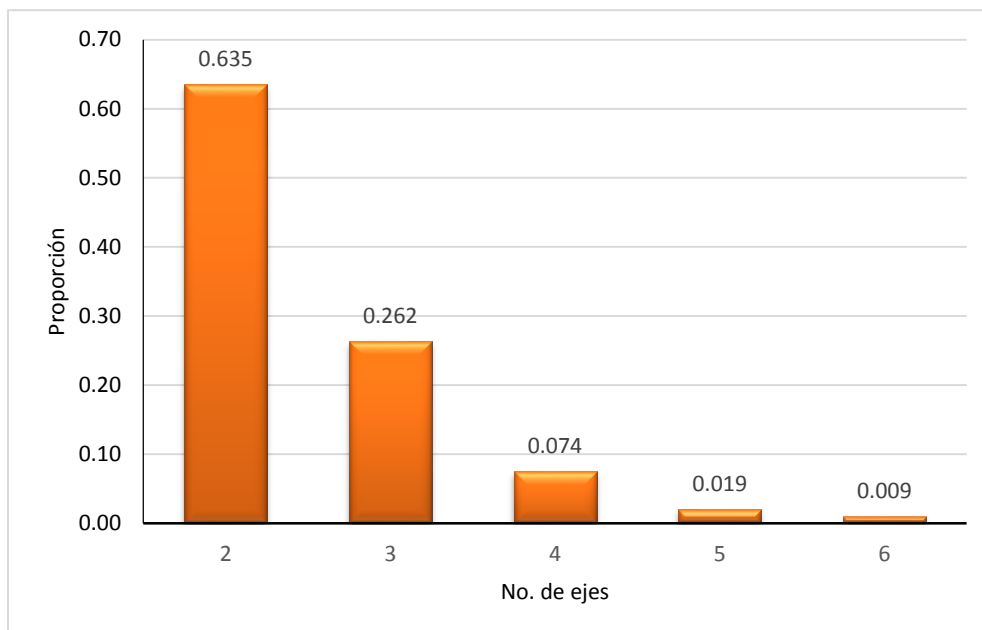


Figura 3.17. Proporción del número de ejes que se derivan de un nudo en ramas de individuos de *F. uhdei* ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.

Las ramas presentaron ángulos de inserción de 20 a 120° y los registrados con mayor frecuencia fueron 60 y 70°, con el 16 y 15% respectivamente, seguidas de 65, 75, 80 y 50° con porcentajes del 8 al 10% (Figura 3.18). Mutke y Gil (2004) reportaron un ángulo medio de 65° en ramas de *Pinus pinea*, el cual se ubica dentro de los valores observados

con más frecuencia en *F. uhdei*. Es posible que la mayor frecuencia registrada de los ángulos entre 50 y 80° se deba a que estos le confieran a la rama una mayor estabilidad mecánica (Bertram, 1989). Además, de acuerdo con García (2006) las ramas con ángulos menores a 90°, contribuyen a la escorrentía cortical y goteo del agua de lluvia, mientras que los ejes con ángulos superiores (90-180°) solo producen goteo; de ahí que una muy pequeña proporción (2%) de ramas presenten valores mayores a los 90°.

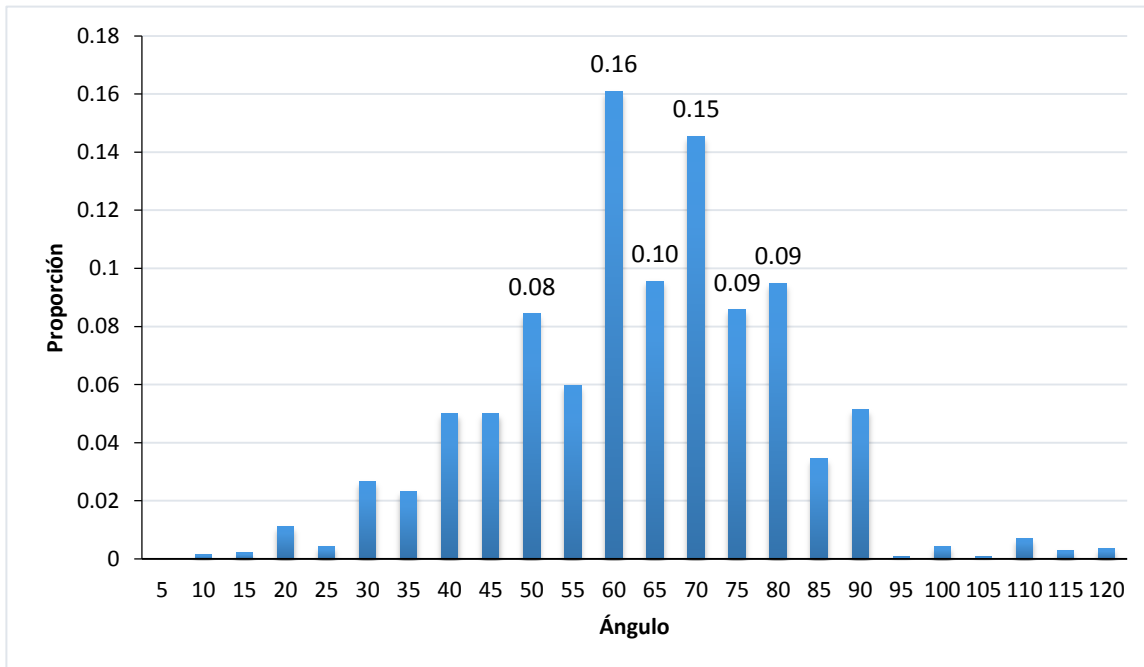


Figura 3.18. Proporción del ángulo de inserción de ramas de individuos de *F. uhdei* ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.

El índice “p”, que da una proporción entre el diámetro de un “link” (D_i) y los diámetros de los ejes que se derivan de él (D_{i+n}), obtuvo un promedio de 0.91 ± 0.17 , un valor mínimo de 0.29 y un máximo de 1.93, aunque la mayoría de los valores se ubicaron entre 0.5 y 1.3 (Figura 3.19). De acuerdo con la descripción gráfica de este parámetro (Figura 3.20), mientras más pequeño es el valor, los diámetros de las ramas o ramillas que emergen de un punto de ramificación constituyen una superficie proporcionalmente mayor al del diámetro del mismo. En contraste con lo observado en *F. uhdei*, Kaonga (2012) registró promedios entre 1.7 y 1.8 para las tres especies antes mencionadas, lo cual indica que las ramas que emergen de un nudo de estas taxa presentan diámetros menores a las que salen de un nudo de fresno con la misma anchura.

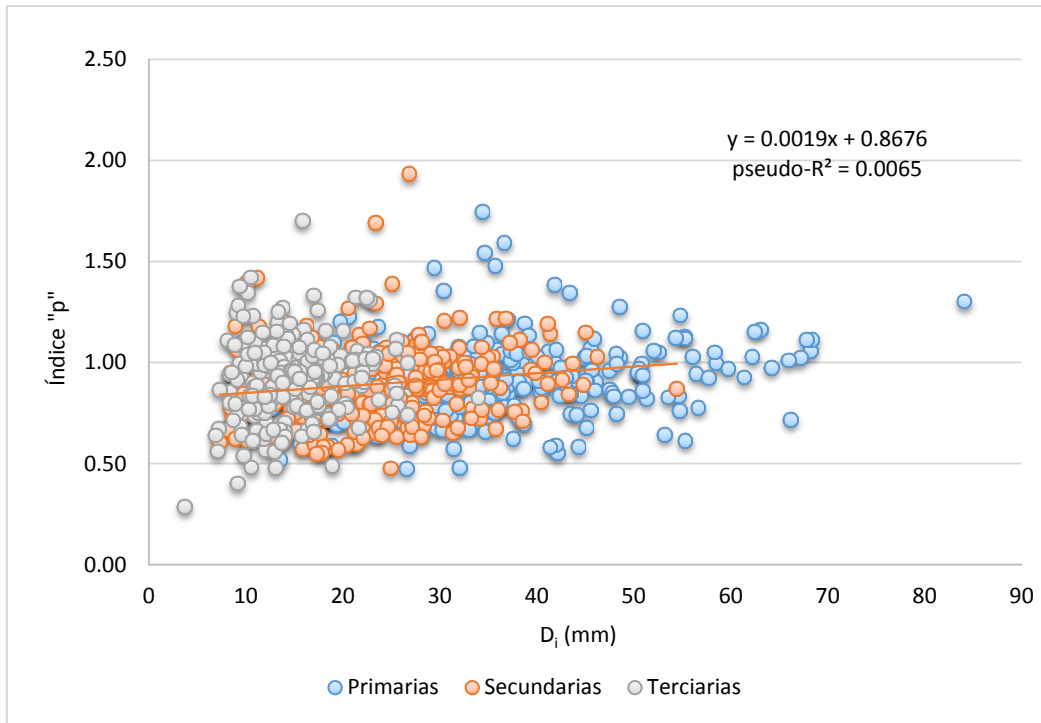


Figura 3.19. Valores del índice "p" calculados en los "links" de ramas primarias, secundarias y terciarias de individuos de *F. uhdei* ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.

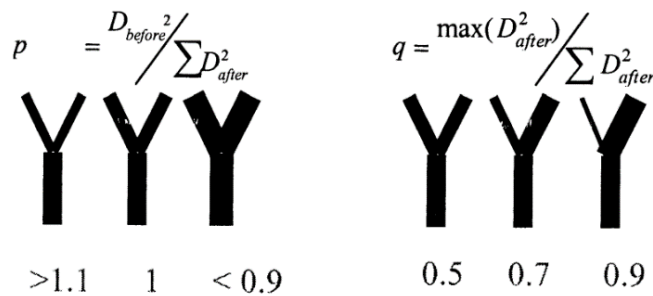


Figura 3.20. Descripción gráfica de los valores de los índices "p" y "q", descritos por Van Noordwijk y Mulia (2013).

La teoría del "pipe model" indica que cada porción de follaje vivo necesita un sistema vascular activo proporcional a la dimensiones del tronco o rama que sea capaz de abastecerlo con agua y nutrimentos, pero además requiere de una porción de tejido muerto que le brinde un soporte mecánico (Bertram, 1989; Fernández, 2005; Makela y Valentine, 2006). En ese contexto, el valor mínimo del índice "p" (0.4) puede representar ese límite, y los valores observados con más frecuencia pueden representar las proporciones a las que se presenta una mejor estabilidad mecánica y/o suficiencia de

recursos, pues la arquitectura y ramificación de la copa de los árboles están determinadas por principios hidrodinámicos y biomecánicos propios de las plantas vasculares (Bertram, 1989; Bohrer *et al.*, 2005; Kaonga, 2012).

Por su parte, el índice "q", que mide la igualdad entre ramas que emergen de un mismo nudo, mostró valores de 0.3 a 0.99 y un promedio de 0.77 ± 0.16 (Figura 3.21). El valor medio y sus rangos fueron similares a los registrados por Kaonga (2012) en las tres especies de leguminosas (promedio de 0.8 y rango de 0.4-1). Con base en la descripción gráfica de este parámetro (Figura 3.20), existe cierta diferencia entre las dimensiones de los "links" que se derivan de un nudo, pues generalmente el que continúa sobre el eje de la rama (a 0°) tiene un diámetro mayor a los que salen de manera lateral (Figura 3.22). De acuerdo con Mutke y Gil (2004), tal disparidad está relacionada con la dominancia apical que presenta el tronco y los ejes principales de las ramas, lo cual a su vez influye en la forma de la copa. En el caso de *F. uhdei*, el promedio de los datos se ubica entre 0.62 y 0.92, que podrían generar una dominancia intermedia – alta y es posible que este rango esté asociado con un patrón de ramificación que resulte en una copa redondeada, que por lo regular se presenta en esta especie (Benítez *et al.*, 2004).

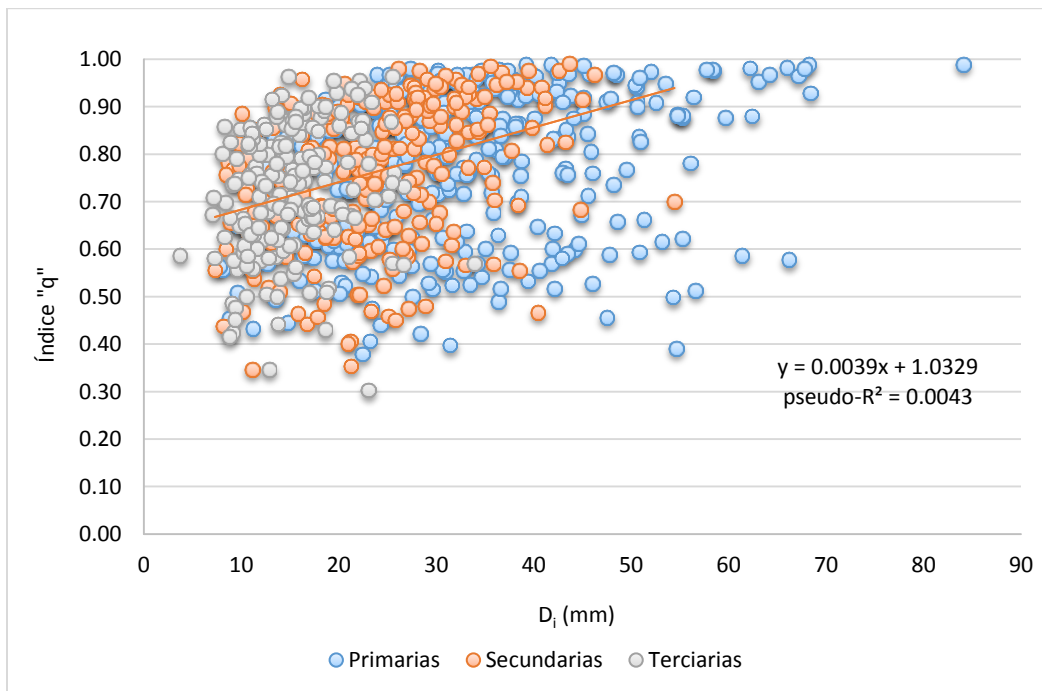


Figura 3.21. Valores del índice "q" calculados en los "links" de ramas primarias, secundarias y terciarias de individuos de *F. uhdei* ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.



Figura 3.22. Rama de *F. uhdei* donde se ilustra que el "link" que continúa sobre el eje principal es más grueso que los que emergen lateralmente.

De acuerdo con las regresiones entre estos índices y el tamaño del diámetro de los "links" (D_i), las pendientes (β_1) no son estadísticamente diferentes de cero a un 99% de confianza ($p > 0.01$), lo cual se considera favorable para la construcción del modelo fractal, pues uno de los requisitos es que "p" y "q" sean independientes de la escala para que se puedan aplicar en ramas de diferentes dimensiones (Van Noordwijk y Mulia, 2002; Kaonga, 2012). Sin embargo, tal resultado se debe tomar con cierta consideración ya que a un 95% de confianza el parámetro β_1 en ambos fue significativo ($p = 0.047$ para "p" y $p = 0.035$ para "q"). Los coeficientes de Pearson de "p" y "q" con respecto a los diámetros (D_i) obtuvieron valores menores a 0.01, lo que denota una correlación muy débil aunque ésta sea significativa al 95% (figuras 19 y 21). Van Noordwijk y Mulia (2002) y Kaonga (2012) señalan que cuando las reglas que gobiernan la ramificación de la copa no dependen de la escala, se puede considerar que esa planta tiene un patrón fractal, pues indican una propiedad de auto-semejanza, que en el caso de *F. uhdei* se cumple solo si se considera un error del 1%.

Debido a la variación registrada en estos índices, se calcularon los valores medios con sus intervalos de confianza, los cuales se emplearon en la construcción del axioma, esto con el

fin de proporcionar plasticidad al sistema de ramificación, en lugar de usar un solo valor para todas las ramas, lo cual no ocurre en la naturaleza (Dzerzon *et al.*, 2003). En estos índices también se consideraron los promedios registrados por número de "links", el cual fue menor conforme la cantidad de esa variable aumentó (Cuadro 3.6).

Cuadro 3.6. Promedios generales de los índices "p" y "q" y por número de "links" registrados en las ramas de 46 individuos de *F. uhdei* ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.

Índice	Parámetro	Número de "links"				General
		2	3	4	5	
p	Media	0.94	0.86	0.82	0.81	0.91
	\widehat{DE}	0.18	0.17	0.16	0.19	0.17
q	Media	0.79	0.73	0.68	0.59	0.77
	\widehat{DE}	0.13	0.16	0.16	0.16	0.16

\widehat{DE} = Desviación estándar de la media muestral.

En relación al parámetro "r" que mide la relación de los incrementos del diámetro y la longitud de los ejes, el valor fue de 0.685 y la regresión fue significativa ($p < 0.001$), (Figura 3.24). Este parámetro se ubicó en un rango intermedio con respecto a los valores registrados por Kaonga (2012) en *A. angustissima* (0.57) y *L. collinsi* (0.82). Su descripción gráfica se presenta en la figura 3.23 propuesta por Van Noordwijk y Mulia (2002). Estos autores señalan que "r" está altamente relacionado con el parámetro β_1 de una función de biomasa del tipo potencial ($Y = \beta_0 X^{\beta_1}$) y mientras su valor sea más próximo a 1, se obtiene una mejor relación alométrica de la biomasa. Por lo tanto, se espera obtener un buen ajuste del modelo de biomasa de este tipo, empleando las variables diámetro basal y longitud de la rama (Figura 3.24).

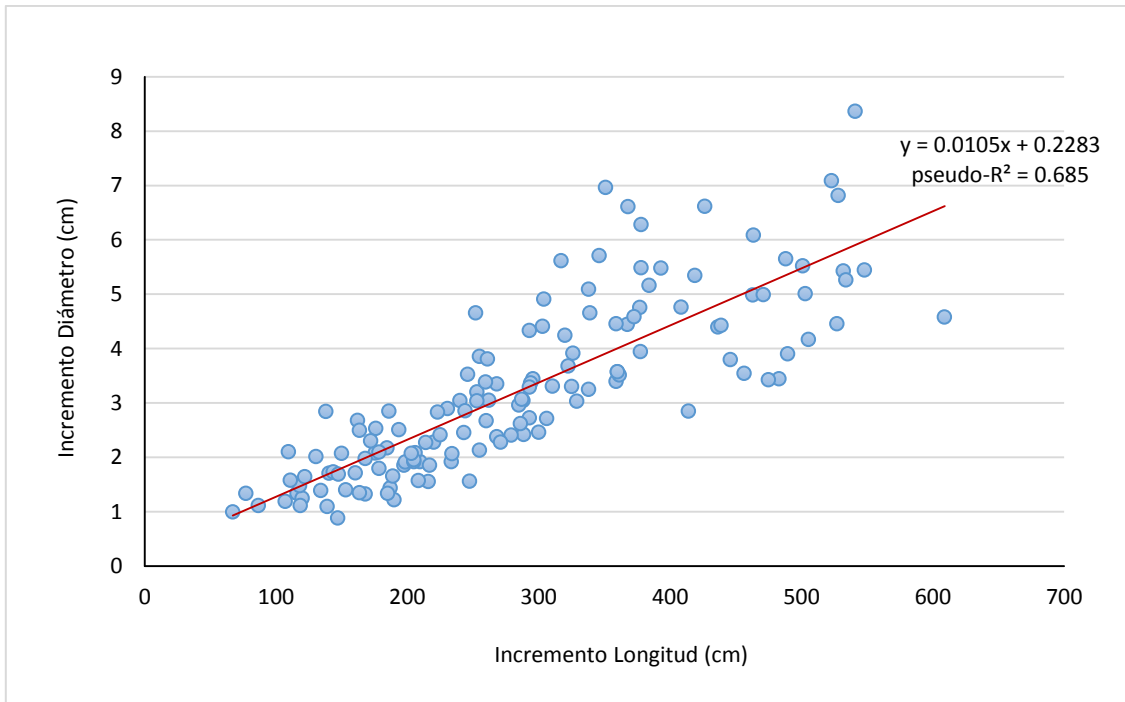


Figura 3.23. Relación del incremento en longitud e incremento en diámetros en ramas de individuos de *F. uhdei* ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.

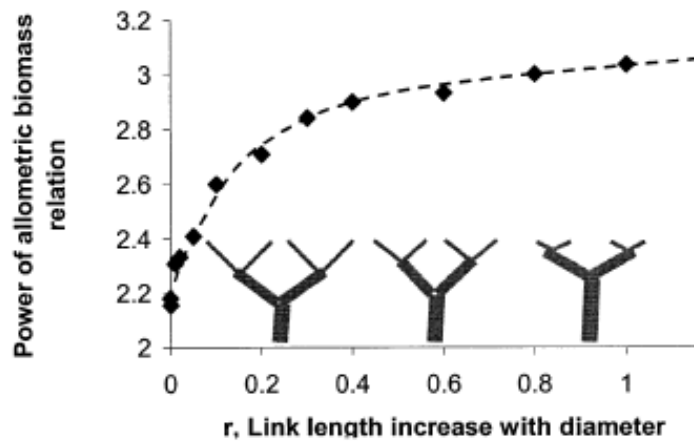


Figura 3.24. Relación entre el parámetro "r" y el potencial de una función alométrica de biomasa. Fuente: Van Noordwijk y Mulia (2002).

En relación con el modelo para estimar la longitud de las ramas, se ajustó uno de tipo potencial ($L = \beta_0 * D_0^{\beta_1}$) en función del diámetro basal (D_0), el cual obtuvo una pseudo- R^2 de 0.76 y parámetros significativos ($p < 0.001$). Esta ecuación puede ser de utilidad para estimar la longitud de ejes con diámetro basal hasta de 18 cm (Figura 3.25).

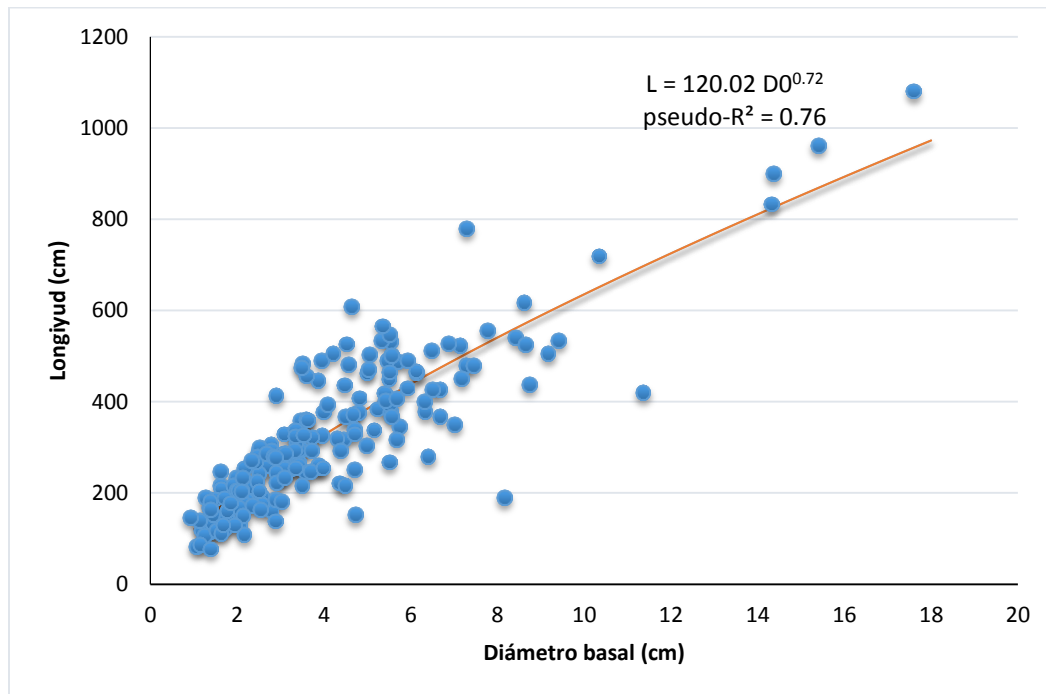


Figura 3.25. Comparación de la longitud observada en función del diámetro basal (D_0) de las ramas y las estimadas con el modelo ajustado para individuos de *F. uhdei* ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec ($n=190$).

El modelo de biomasa de ramas que mostró el mejor ajuste fue el de tipo potencial, pues explicó cerca del 94% de la variación del peso seco, además de registrar el menor valor del cuadrado medio del error y obtener parámetros significativos a un 99% de confianza (Cuadro 3.7). Kaonga (2012) también obtuvo buenos ajustes en modelos de biomasa basados en el diámetro basal de las ramas (crecimiento radial). El alto porcentaje de explicación de la ecuación obtenida también se debe a que se incluyó la longitud, que representa el crecimiento apical y de acuerdo con diversos autores, se pueden ajustar modelos con mejor precisión (Feldpausch *et al.*, 2012). Al comparar los valores estimados con los observados en las ramas pesadas, se aprecia que el modelo tiende a sobrestimar la biomasa a partir de diámetros basales mayores a 12 cm, se presume que esta

sobreestimación se debe a que se midió una menor cantidad de ramas de esas dimensiones (Figura 3.26).

Cuadro 3.7. Modelos de biomasa de ramas ajustados en función de su diámetro basal (D0) y longitud (L) en árboles de *F. uhdei* ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.

Modelo	Pseudo R ²	SCE	CME	β _i	prob-T
Potencial $B = \beta_0 D^{\beta_1} L$	0.938	595.8	3.169	β ₀ =0.001 β ₁ =1.381	<0.0001 <0.0001
Exponencial $B = \beta_0 e^{D^{\beta_1}}$	0.869	1246.4	6.63	β ₀ =1.193 β ₁ =0.228	<0.0001 <0.0001
Lineal $B = \beta_0 + D\beta_1 + L\beta_2$	0.779	2095.9	11.21	β ₀ =-6.719 β ₁ =2.189 β ₂ =0.004	<0.0001 <0.0001 0.2104

B=biomasa (kg), SCE=suma de cuadrados del error, CME=cuadrado medio del error, D0=diámetro basal de la rama (cm), L=longitud (cm), β_i=parámetros estimados.

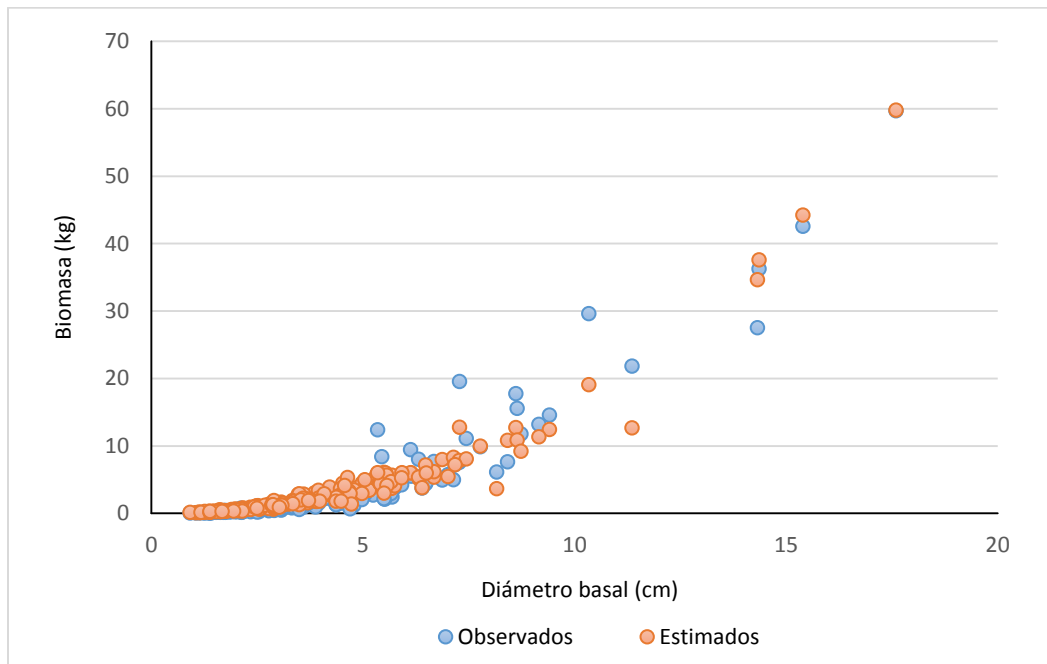


Figura 3.26. Comparación de los valores de biomasa de las ramas observados y los estimados con el modelo ajustado para individuos de *F. uhdei* ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec (n=190).

54.23% más de biomasa (Cuadro 3.8, Figura 3.28). Tal situación se puede deber a que los ejemplares de esas tallas presenten ramas con dimensiones superiores a las empleadas en la construcción de las funciones de longitud y peso seco, lo que resulte en una sobrestimación por el carácter potencial de los mismos (Pearson *et al.*, 2007; Rüginitz *et al.* 2008). Por lo tanto, se recomienda incorporar la medición de ramas mayores a 10 y 18 cm de diámetro basal para robustecer y mejorar la precisión del modelo.

Cuadro 3.8. Comparación de las estimaciones de biomasa del modelo generado con los valores obtenidos en siete árboles de *F. uhdei* derribados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.

Árbol	Altura (m)	Diámetro normal (cm)	Biomasa Observada	Biomasa estimada		% Biomasa de fuste	
				Media	\widehat{DE}	Observados	Estimados
1	8.5	12.6	66.85	45.65	5.88	83.82	76.10
2	13	20.2	183.84	176.12	11.66	76.39	74.50
3	18.5	23	205.99	275.64	15.46	74.57	79.72
4	18.7	28.5	212.68	441.50	21.13	76.80	75.42
5	11.5	35	291.94	369.55	22.27	56.93	71.50
6	20	51	1175.13	1573.69	128.89	91.40	75.10
7	21.5	69	1751.32	2964.15	188.19	79.87	74.00

\widehat{DE} = Desviación estándar de la media muestral, Biomasa (kg)

Referente a la distribución de biomasa, el porcentaje promedio correspondiente al tronco en las estimaciones (75.19%) fue similar al registrado en los árboles derribados (77.11%). Asimismo, estos valores se ubican dentro de los reportados por Dobbs *et al.*, (2011) en 11 especies de árboles urbanos (56.9 - 82.85%), cuyo valor medio fue de 69%.

El modelo fractal generó mejores estimaciones en los árboles de hasta 20.2 cm de diámetro normal y la ecuación desarrollada por Pillsbury *et al.*, (1998) en un bosque urbano obtuvo una mejor aproximación en los individuos de diámetros superiores, con respecto a los valores registrados en los fresnos derribados (Figura 3.28). Dichos resultados se deben en parte a la estructura de la fórmula de Ares y Fownes (2000); ya que de acuerdo con Feldpausch *et al.* (2012) las ecuaciones que sólo consideran el diámetro tienden a sobrestimar la biomasa en clases diamétricas superiores, mientras que las que incluyen la altura por lo regular generan estimaciones con un menor grado de error.

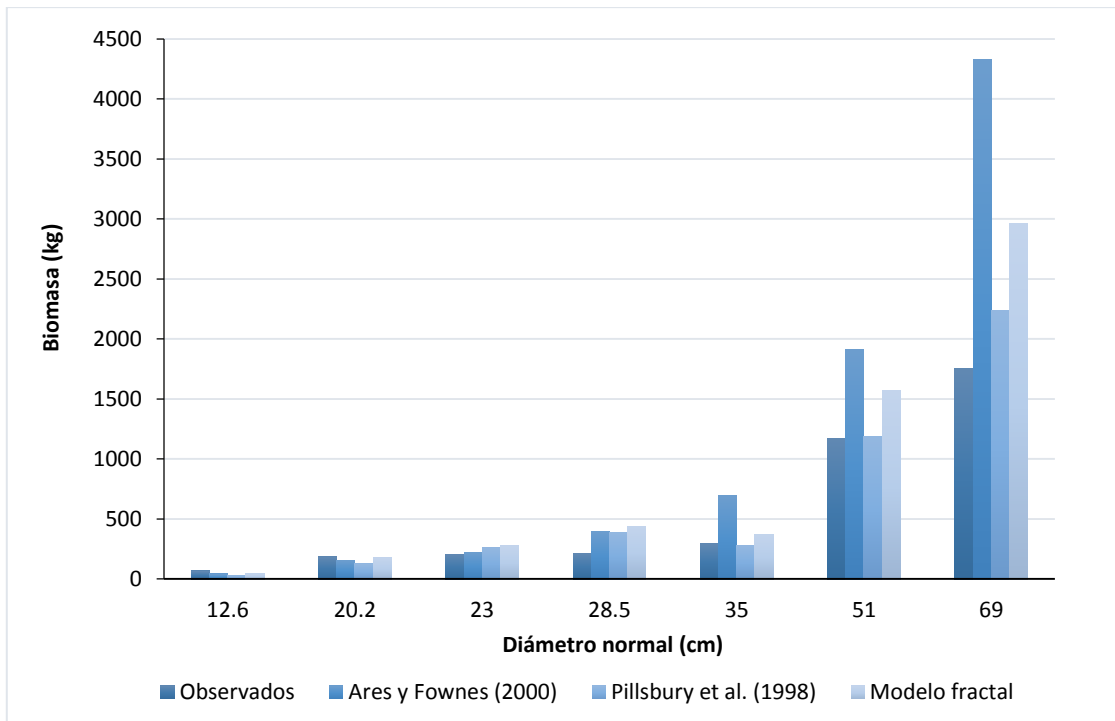


Figura 3.28. Comparación de la estimación de biomasa de *F. uhdei* a través del modelo fractal generado y de ecuaciones derivadas en bosques naturales (Ares y Fownes 2000) y urbanos (Pillsbury *et al.* 1998), con los valores observados en árboles de la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec (n=7).

Diversos autores han recalcado la importancia de utilizar ecuaciones generadas en ambientes urbanos para hacer una cuantificación más precisa de los reservorios de biomasa (McHale *et al.*, 2009; Aguaron y McPherson, 2012), lo cual se cumplió en este caso, pues ambos modelos desarrollados con árboles urbanos mostraron mejores estimaciones que el correspondiente a un bosque natural. Tal situación ocurre en virtud de las diferentes condiciones bajo las que crecen los árboles de las ciudades y los ubicados en ambientes naturales, así como las prácticas de manejo a las que son sometidos, como la poda, que pueden reducir su biomasa (Nowak, 1994; McPherson y Simpson, 1999; McHale *et al.*, 2009). Incluso, el crecimiento de los árboles es distinto entre ciudades, por las diferencias en las condiciones climáticas y de suelo, por lo cual es importante contar con modelos calibrados que permitan realizar cuantificaciones más precisas y contribuyan a entender y evaluar el rol del arbolado en el ambiente urbano (McHale *et al.*, 2009; Dobbs *et al.*, 2011).

Si bien se utilizaron las mediciones del tronco de árboles derribados para generar este modelo, no fue necesaria la remoción de individuos con una buena condición estructural y sanitaria, que es una de las limitantes en las ciudades. Además, tales mediciones se pueden hacer en árboles en pie y en el caso de la densidad de la madera del fuste se pueden emplear datos reportados en la literatura. No obstante, es conveniente llevar a cabo la validación del modelo programado con una muestra representativa de árboles del lugar que incluya individuos de mayor vitalidad que los empleados en el presente trabajo (Rügnitz *et al.* 2008), pues aunque los ejemplares no presentaron una declinación avanzada, fueron dictaminados para derribo por estar suprimidos, inclinados o presentar daños estructurales, por lo que es muy probable que se hayan registrado valores de biomasa menores a los que se hubieran determinado en árboles con mayor vitalidad (McHale *et al.*, 2009).

4.3 Propuesta de axioma para la estimación de biomasa en un sistema Lindenmayer

Con base en el modelo de biomasa programado y algunas adecuaciones, es factible modelar cada componente del árbol aplicando la misma serie de reglas (axioma) de las ramas principales para generar las ramas de órdenes subsecuentes (Van Noordwijk y Mulia, 2002). En la figura 3.29 se propone un axioma que, además de estimar la biomasa de cada componente, puede ser de utilidad para efectuar la simulación virtual de árboles de *F. uhdei* a través de la generación de un algoritmo en un lenguaje Lindenmayer y su programación en sistemas computacionales (Mutke y Gil, 2004; Perttunen y Sievänen, 2005). Para llevar a cabo lo anterior, es necesario modelar las partes de las ramas con más precisión, para lo cual se desarrollaron diversas funciones y distribuciones de probabilidad que se presentan a continuación.

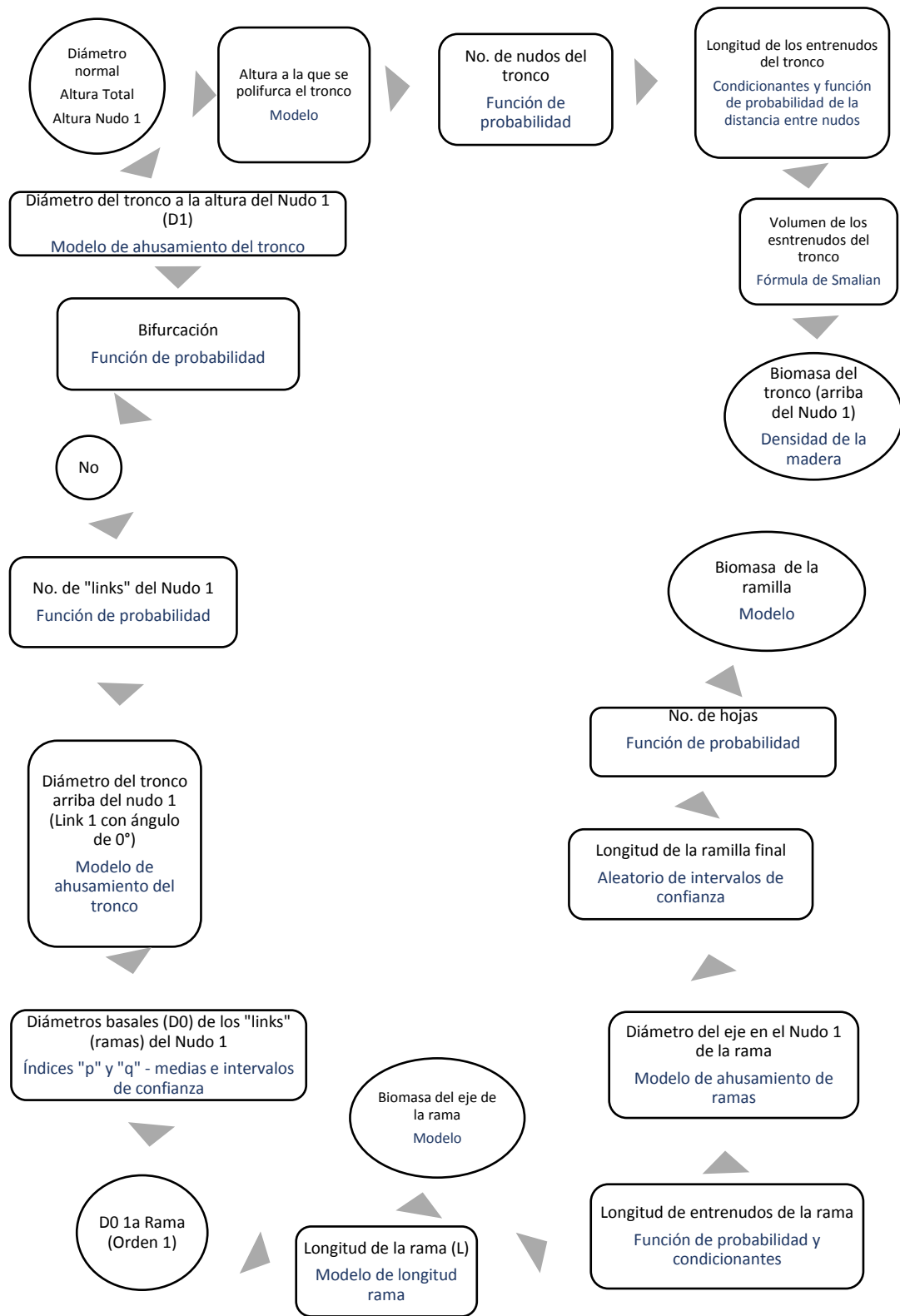


Figura 3.29. Propuesta de axioma para la generación de un modelo fractal para estimar la biomasa y simulación de árboles de *F. uhdei*.

Referente al tronco, se observó que el primer nudo obtuvo una probabilidad de bifurcación alta (0.4) en comparación con la registrada en otros verticilos (0.05). Por tal motivo, se debe considerar esta condición en la modelación del axioma para el sistema Lindenmayer. Para ello se sugiere que las dimensiones de los ejes posteriores a la bifurcación se ajusten con el índice "q", cuyo valor se puede condicionar a 0.5, lo cual se cumple cuando hay igualdad en los diámetros de los "links" (Van Noordwijk y Mulia, 2013).

Se ajustó el modelo de ahusamiento de Clutter en los ejes principales de las ramas con el fin de poder estimar el diámetro de los nudos de las ramas a partir del diámetro basal y su longitud. Al igual que en el tronco, la función obtuvo un alto coeficiente de determinación (0.85) y parámetros significativos ($p < 0.001$), (Cuadro 3.9).

Cuadro 3.9. Modelo de ahusamiento de ramas desarrollado para árboles de *F. uhdei* ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.

Modelo	Pseudo R ²	SCE	CME	β_i	prob-T
Clutter (1980)				$\beta_0=1.345$	<0.0001
$d = \beta_0 D_0^{\beta_1} L^{\beta_2} (L - M)^{\beta_3}$	0.851	20202.3	22.225	$\beta_1=0.831$	<0.0001
				$\beta_2=-0.587$	<0.0001
				$\beta_3=0.638$	<0.0001

SCE=suma de cuadrados del error, CME=cuadrado medio del error, d=diámetro de la rama a la longitud M (cm), D₀=diámetro basal (cm), L=longitud total (cm), M=longitud de la rama al diámetro descrito (cm), β_i =parámetros estimados.

Respecto al número de nudos a lo largo del eje de las ramas, el coeficiente de correlación de Pearson con el diámetro basal fue de 0.49 ($p < 0.001$), lo que indica una baja relación positiva entre ambas variables. Para el caso de la longitud, el coeficiente obtenido fue un poco más alto (0.61, $p < 0.001$), pero se observó una gran variación en los datos, por lo cual no se pudo ajustar un modelo lineal adecuado para predecir el número de nudos (pseudo-R²=0.38). Se consideró que esta variable se podría estimar mediante probabilidades determinadas por categorías de longitud, en forma similar a los verticilos del tronco (Figura 3.30 y Cuadro 3.10).

Las distribuciones de probabilidad del número de nudos se definieron en tres categorías de longitud cada 2 m. Las ramas menores a 2.1 m presentaron entre dos y nueve nudos, las de 2.1 a 4 m registraron de 3 a 12 y en las de mayor tamaño (4.1 - 6 m) se contaron de 5

a 14. El número de puntos de ramificación más frecuente fue de cinco (27.7%) en la primera categoría, de seis (21.5%) en la segunda y de nueve (25%) en la tercera (Cuadro 3.10).

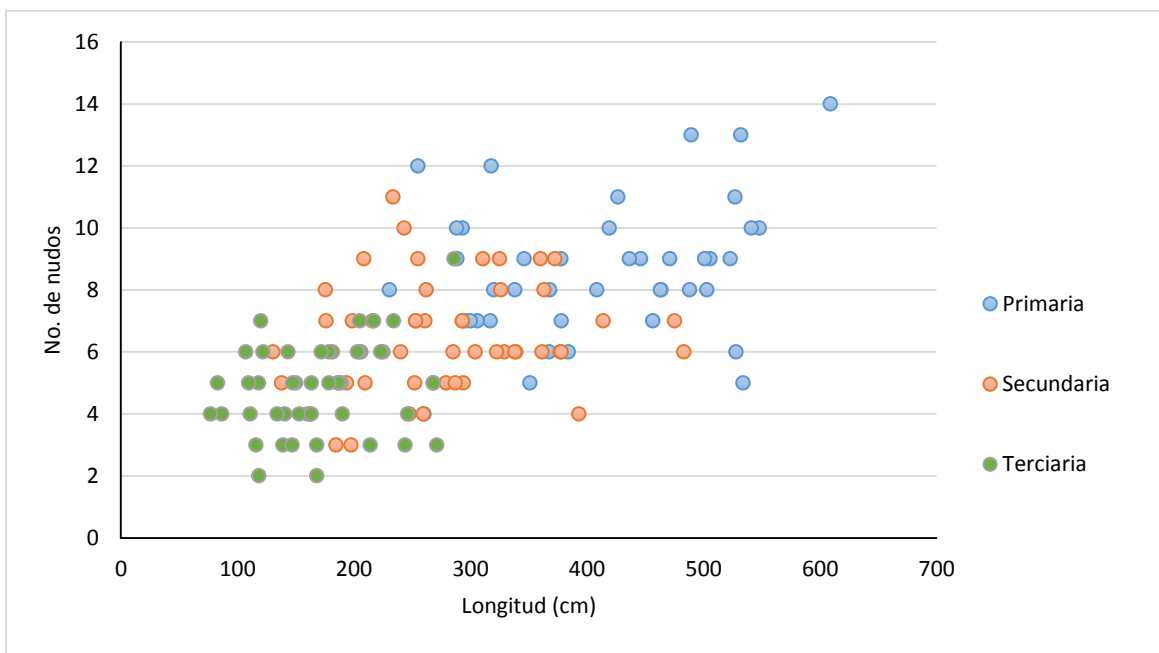


Figura 3.30. Número de nudos respecto a la longitud de las ramas primarias, secundarias y terciarias de individuos de *F. uhdei* ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec (n=190).

Cuadro 3.10. Probabilidad del número de nudos observada por categoría de longitud en ramas de individuos de *F. uhdei* ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.

No. de nudos	Categoría de longitud		
	0 - 2 m	2.1- 4 m	4.1 - 6 m
2	0.043	-	-
3	0.128	0.046	-
4	0.213	0.077	-
5	0.277	0.108	0.042
6	0.213	0.215	0.083
7	0.085	0.200	0.125
8	0.021	0.123	0.167
9	0.021	0.138	0.250
10	-	0.046	0.125
11	-	0.015	0.083
12	-	0.031	-
13	-	-	0.083
14	-	-	0.042

La longitud media de la última ramilla de cada rama (L_m) fue de 17.43 cm \pm 7.82. Además, el promedio del diámetro mínimo (D_m), correspondiente a la punta de las ramas, fue de 5.11 mm \pm 1.36, el cual puede ser considerado el grosor a partir del cual emergen las ramillas (Van Noordwijk y Mulia, 2002).

En relación con el número de hojas que tiene una ramilla, este varió de 1 a 12, aunque el 51% de las ramillas presentó entre 4 y 6 unidades foliares. Con base en los valores observados se desarrolló su función de probabilidad para estimar dicha variable (Figura 3.32). Se recomienda que esta variable, junto con el ángulo de las ramas y el número de nudos se introduzcan como variables estocásticas en el modelo, a través de sus distribuciones de probabilidad, como se realizó en la programación del tronco del modelo de biomasa generado (Figura 3.31), (Mutke y Gil, 2004).

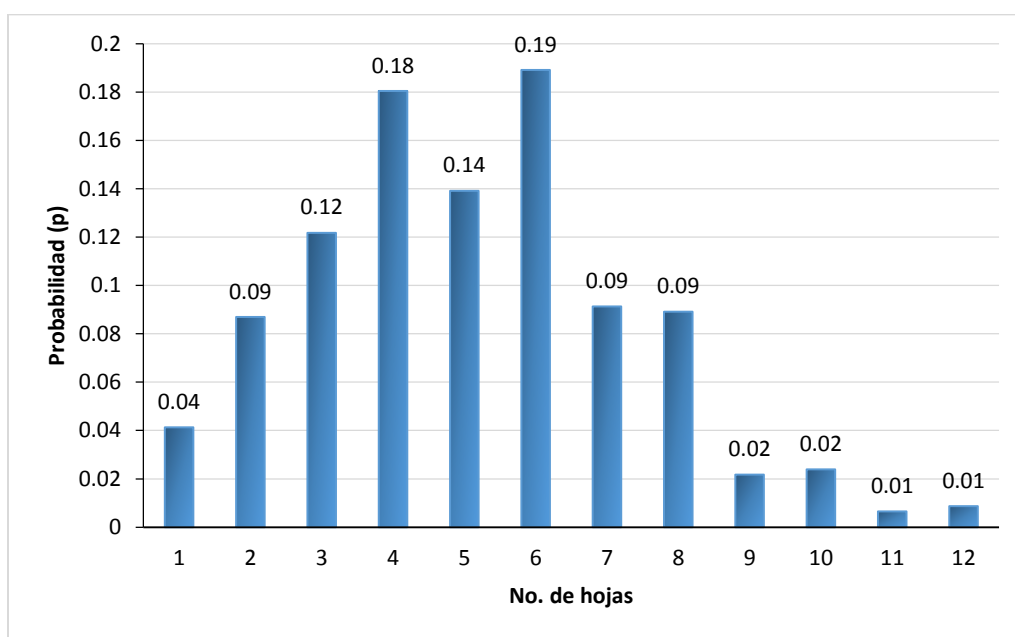


Figura 3.31. Distribución de probabilidad del número de hojas por ramilla en árboles de *F. uhdei* ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.

Tal como se esperaba por el valor del parámetro "r" (0.685), también el modelo de biomasa del eje de la rama mostró un alto valor de pseudo- R^2 (0.896) y parámetros significativos ($p < 0.001$), (Cuadro 3.11). Es importante señalar que el diámetro basal de la rama (D_0) tiene gran potencial para modelar diversas características de la misma, como su longitud y biomasa, pues se lograron ajustar modelos con altos coeficientes de

determinación y parámetros significativos. Esta situación también se registró en modelos de biomasa de ramas generados por Bertram (1989), Dobbs *et al.* (2011) y Kaonga (2012).

Cuadro 3.11. Modelo de biomasa del eje de ramas ajustado en función de su diámetro basal (D0) y longitud (L) en árboles de *F. uhdei* ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.

Modelo	Pseudo R ²	SCE	CME	β _i	prob-T
Potencial $B = \beta_0 D0^{\beta_1} L$	0.896	10.416	0.077	β ₀ =0.0002 β ₁ =1.825	<0.0001 <0.0001

B=biomasa (kg), SCE=suma de cuadrados del error, CME=cuadrado medio del error, D0=diámetro basal de la rama, L=longitud, β_i=parámetros estimados.

En relación a las ramillas, se desarrolló un modelo lineal del peso fresco debido a que se presentaron variaciones en el contenido de humedad del follaje (30.77-75.80%), lo que dificultó el ajuste de un modelo de biomasa de este componente. La regresión y los parámetros fueron significativos (p<0.001) y el porcentaje de explicación del modelo fue del 77% (Cuadro 3.12). Para calcular el peso seco se sugiere utilizar la proporción del valor medio del contenido de humedad (57.13) aunque este valor se puede ajustar para obtener mejor precisión.

Cuadro 3.12. Modelo del peso fresco (P) de ramillas ajustado en función de su diámetro basal (D0) y longitud (L) y número de hojas en árboles (NH) de *F. uhdei* ubicados en la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec.

Modelo	Pseudo R ²	SCE	CME	β _i	prob-T
Potencial $P = \beta_0 + D0\beta_1 + L\beta_2 + NH\beta_3$	0.775	9193.31	20.20	β ₀ =-12.008 β ₁ =0.274 β ₂ =1.678 β ₃ =1.644	<0.0001 <0.0001 <0.0001 <0.0001

P=peso fresco (kg), SCE=suma de cuadrados del error, CME=cuadrado medio del error, D0=diámetro basal de la rama, L=longitud, NH=número de hojas β_i=parámetros estimados.

4.5. CONCLUSIONES

La ramificación de la copa de *Fraxinus uhdei* mostró patrones de auto-semejanza en diversos órdenes. El diámetro basal y la longitud de las ramas son de gran utilidad para describir otras características de las mismas, pues mostraron un buen potencial alométrico. Aunque algunas variables como el número de nudos del tronco y ramas, presentaron gran variación, fue posible su integración al algoritmo a través de modelos estocásticos con probabilidades asociadas.

Es factible desarrollar modelos de biomasa de *F. uhdei* a partir de la medición de las ramas y del fuste, mediante la implementación de índices estructurales basados en la geometría fractal ("p" y "q") y sin la necesidad de llevar a cabo el derribo de individuos sanos, que es una de las limitantes en los bosques urbanos. Respecto a la precisión del modelo programado, las estimaciones están dentro del rango esperado y fueron más precisas que las obtenidas con una función de bosques naturales de la especie. Además, el algoritmo no sólo calcula la biomasa total del árbol, sino la del tronco y la copa. No obstante, se requiere llevar a cabo la remoción y medición del peso seco de algunos árboles con mayor vitalidad que los empleados en el presente estudio para validar el modelo programado. Para mejorar la estimación de biomasa en los árboles con diámetro normal superior a los 23 cm, se sugiere añadir las mediciones de ramas mayores a 18 cm de diámetro basal (D0), con el fin de aumentar la precisión de los modelos de longitud y biomasa de las mismas y evitar sobrestimaciones. Por lo tanto, se recomienda que al utilizar la programación generada, se considere que las dimensiones de los árboles de fresno estén dentro de los límites mencionados. Por lo general, los modelos desarrollados en ambientes urbanos y que consideran tanto el crecimiento radial (diámetro) como el apical (altura o longitud), proporcionan mejores estimaciones de biomasa en árboles urbanos.

CAPÍTULO IV. REFERENCIAS

- Acosta, M. M., J. Vargas H., A. Velázquez M. y J. D. Etchevers B. 2002. Estimación de la biomasa aérea mediante el uso de relaciones alométricas en seis especies arbóreas en Oaxaca, México. *Agrociencia* 36(6): 725-736.
- Acosta, M. M. 2003. Diseño y aplicación de un método para medir los almacenes de carbono en sistemas con vegetación forestal y agrícola de ladera en México. Tesis de Doctorado. Colegio de Postgraduados. Texcoco, México. 135 p.
- Aguilar, R., A. Ghilardi, E. Vega, M. Skutsch and K. Oyama. 2012. Sprouting productivity and allometric relationships of two oak species managed for traditional charcoal making in central Mexico. *Biomass and Bioenergy* 36: 192-207.
- Aguaron, E. and E. G. McPherson. 2012. Chapter 3. Comparison of methods for estimating carbon dioxide storage by Sacramento's urban forest. *In: Rattan Lal and A. Bruce (eds.). Carbon sequestration in urban ecosystems. Springer. New York, USA. pp: 43-70.*
- Ares, A. and J. H. Fownes. 2000. Comparisons between generalized and specific tree biomass functions as applied to tropical ash (*Fraxinus uhdei*). *New Forests* 20: 277-286.
- Avendaño, D., M. Acosta, F. Carrillo y J. Etchevers. 2009. Estimación de la biomasa y carbono en un bosque de *Abies religiosa*. *Revista Fitotecnia Mexicana* 32 (3): 233-238.
- Barker, P. A. 1975. Ordinance control of street trees. *Journal of Arboriculture* 1(11): 212-216.
- Benavides, M. H. M. 1989. Bosque urbano: la importancia de su investigación y correcto manejo. *In: Memoria del Congreso Forestal Mexicano 1989. Tomo II. Toluca, Estado de México. 19 al 22 de julio de 1989. Gobierno del Estado de México y Academia Nacional de Ciencias Forestales, A. C. pp. 966-992.*
- Benavides, M. H. M., M. O. Gazca G. y S. F. López L. 2011. Especies de árboles y arbustos frecuentes en la 2ª Sección del Bosque de Chapultepec. Folleto Técnico Núm. 5. CENID-COMEF, INIFAP. México, D. F. 52 p.

- Benítez, B. G., M. T. Pulido S. y M. Equihua Z. 2004. Árboles multiusos nativos de Veracruz para reforestación, restauración y plantaciones. Instituto de Ecología, A. C. – CONAFOR. Xalapa, Veracruz, México. 288 p.
- Begon, M., J. L. Harper and C. R. Townsend. 1988. Ecología: individuos, poblaciones y comunidades. Ediciones Omega. Barcelona, España. 886 p.
- Betram, J. E. A. 1989. Size-dependent differential scaling in branches: the mechanical design of trees revisited. *Trees* 4: 241-253.
- Bohrer, G., H. Mourad, T. A. Laursen, D. Drewry, R. Avissar, D. Poggi, R. Oren, y G. G. Katul. 2005. Finite element tree crown hydrodynamics model (FETCH) using porous media flow within branching elements: A new representation of tree hydrodynamics. *Water Resources Research* 41: 1-17.
- Bonilla, P. E. 2009. Uso de relaciones alométricas para estimar la biomasa y carbono en *Pinus montezumae* Lamb. Tesis de Licenciatura. División de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México. 64 p.
- Borrero, B. J. C. 2012. Biomasa aérea y contenido de carbono en el Campus de la Pontificia Universidad Javeriana de Bogotá. Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Ambientales y Rurales. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia. 61 p.
- Calderón de R., G. y J. Rzedowski. 2001. Flora fanerogámica del Valle de México. 2ª Edición. Instituto de Ecología A. C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Pátzcuaro, Michoacán, México. 1406 p.
- Clark, J. R. and R. K. Kjellgren. 1989. Conceptual and management considerations for the development of urban tree plantings. *Journal of Arboriculture* 15(10): 229-236.
- Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC). 1992. Artículo 1: Definiciones. Organización de las Naciones Unidas. 26 p.
- Corral, R. S., J. J. Nívar Ch. y F. Fernández S. 1999. Ajuste de funciones de ahusamiento a los perfiles fustales de cinco Pináceas de la región de El Salto, Durango, Madera y Bosques 5(2): 53-65.
- Craul, P. J. 1992. Urban soil in landscape design. John Wiley & Sons, Inc. U. S. A. 396 p.

- Curtis, J.T. and R. P. McIntosh (1951) An upland forest continuum in the pariré–forest border region of Wisconsin. *Ecology* 32: 476–496.
- Dascanio, L. M., M. D. Barrera and J. L. Frangi. 1994. Biomass structure and dry matter dynamics of subtropical alluvial and exotic *Ligustrum* forests at Río de la Plata, Argentina. *Vegetatio* 115: 61-76.
- Díaz, F. R., M. Acosta M., F. Carrillo A., E. Buendía R., E. Flores A. y J. D. Etchevers B. 2007. Determinación de ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono en *Pinus patula* Schl. Cham. *Madera y Bosques* 13(1): 25-34.
- Dobbs, C., J. Hernández and F. Escobedo. 2011. Above ground biomass of leaf area model based on a non-destructive method for urban trees of two communes in Central Chile. *Bosque* 32(3): 287-296.
- Dzerzon, H., R. Sievänen, W. Kurth, J. Pertunen and B. Sloboda. 2003. Enhanced possibilities for analyzing tree structures as provided by interface between different modelling systems. *Silva Fennica* 37(1): 31-44.
- Escobedo, F., S. Varela, M. Zhao, J. E. Wagner and W. Zipperer. 2010. Analyzing the efficacy of subtropical urban forest in offsetting carbon emissions from cities. *Environmental Science & Policy* 13: 362-372.
- Feldpausch, T. R., J. Lloyd, S.L. Lewis, R.J.W. Brienen, M. Gloor, A. M. Monteagudo, G. G. López, L. Banin, K. A. Salim, K.B. Affum, M. Alexiades, S. Almeida, I. Amaral, A. Andrade, L. E. O. C. Aragão, A. M. Araujo, E. J. M. M. Arets, L. Arroyo, G. A. C. Aymard, T. R. Baker, O. S. Bánki, N. J. Berry, N. Cardozo, J. Chave, J. A. Comiskey, E. Álvarez, A. Oliveira, A. Di Fiore, G. Djangbletey, T. F. Domingues, T. L. Erwin, P. M. Fearnside, M. B. França, M. A. Freitas, N. Higuchi, E. C. Honorio, Y. Lida, E. Jiménez, A. R. Kassim, T. J. Killeen, W. F. Laurance, J. C. Lovvett, Y. Malhi, B. S. Mairmon, B. H. Mairmon, E. Lenza, A. R. Marshall, C. Mendoza, D. J. Metcalfe, E. T. A. Mitchard, D. A. Neill, B. W. Nelson, R. Nilus, E. M. Nogueira, A. Parada, K. S. H. Peh, A. C. Pena, M. C. Pañuela, N. C. A. Pitman, A. Prieto, C. A. Quesada, F. Ramírez, H. A. Ramírez, J. M. Reitsma, A. Rudas, G. Saiz, R. P. Salomão, M. Schwarz, N. Silva, J. E. E. Silva, M. Silveira, B. Sonké, J. Stropp, J. E. Taedoumg, S. Tan, H. ter Steege, J. Terborgh, M. R. Torello, GMF van der Heijden, R. Vásquez, E.

- Vilanova, V. A. Vos, L. White, S. Willcock, H. Woell, O. L. Phillips. 2012. Tree height integrated into pantropical forest biomass estimates. *Biogeosciences* 9: 3381-3403.
- Fernández, Q. M. P. 2005. Estado del arte en modelación funcional-estructural de plantas. Nota técnica. *Bosque*: 26 (2): 71-79.
- Flores, L. y C. Bustacara. 2008. *Fractales. Computación gráfica*. 73 p.
- Frangi, J. L. and A. E. Lugo. 1985. Ecosystem dynamics of subtropical floodplain forest. *Ecological Monographs* 55: 351-369.
- García, O. E. M. 2006. Efecto de la estructura de la copa en la partición de lluvia de tres especies arbustivas en clima semiárido. Tesis de Doctorado. Universidad de Almería. Almería, España. 435 p.
- Gay G., C. 2000. México: una visión hacia el siglo XXI. El cambio climático en México. Instituto Nacional de Ecología. México. 220 p.
- Gobierno del Distrito Federal (GDF). 2000. Manual técnico para el establecimiento y manejo integral de las áreas verdes urbanas del Distrito Federal, Tomo I. Secretaría del Medio Ambiente - Banco Interamericano de Desarrollo. México, D. F. 236 p.
- Gobierno del Distrito Federal (GDF). 2004. Estrategia Local de Acción Climática del Distrito Federal. Secretaría del Medio Ambiente. México, D. F. 123 p.
- Gobierno del Distrito Federal (GDF). 2006. Programa de rehabilitación integral del Bosque de Chapultepec. *In: Memorias*. Dirección General de Bosques Urbanos y Educación Ambiental. Gobierno del Distrito Federal-Secretaría del Medio Ambiente. México, D. F. pp: 59-113.
- Gobierno del Distrito Federal (GDF). 2014. Gaceta Oficial del Distrito Federal No. 1798 del 14 de febrero de 2014. Norma Ambiental para el Distrito Federal NADF-001-RNAT-2012, que establece los requisitos y especificaciones técnicas que deberán cumplir las personas físicas, morales de carácter público o privado, autoridades y en general todos aquellos que realicen poda, derribo, trasplante y restitución de árboles en el Distrito Federal. México, D. F. pp: 33-64.

- Grey, G. W. and Deneke F. J. 1992. Urban Forestry. 2ª Ed. Krieger Publishing Company. Malabar, Florida, U. S. A. 299 p.
- Harris, W. R, R. J. Clark and P. N. Matheny. 2004. Arboriculture: integrated management of landscape trees, shrubs, and vines. 4th Edition. Prentice Hall. Upper Saddle River, N. J., USA. 578 p.
- Hemken, M. M. 1978. Forestación y reforestación urbana y rural. *In*: Memoria de la Primera Reunión Nacional sobre Plantaciones forestales. Dirección General de Investigación y Capacitación Forestales. SARH. México. 568-571 pp.
- Instituto Nacional de Ecología (INE). 2010. Cambio Climático en México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. México, D. F. http://cambio_climatico.ine.gob.mx/ Consulta: 17 de marzo de 2013.
- Instituto Nacional de Investigación de Estadística, Geografía e Informática INEGI. 2007. Cuaderno Estadístico Delegacional de Miguel Hidalgo, Distrito Federal. Mapas. Colección de Cuadernos Estadísticos, Municipales y Delegacionales, Edición 2007. www.inegi.org.mx/est/contenidos/espanol/.../mapas.pdf Consulta: 13 de marzo de 2013.
- Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias – Dirección del Bosque de Chapultepec (INIFAP-DBCh). 2015. Informe final del Proyecto “Diagnóstico y Caracterización de la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec”. Reporte de uso interno. s/p.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2006. Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra. Volumen 4. *In*: Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Hayama, Japón. 93 p.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2008. Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Pachauri R. K. y A. Reisinger (eds.), Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Ginebra, Suiza, 104 p.

- Jo, H. K. and E. G. McPherson. 1995. Carbon storage and flux in urban residential greenspace. *Journal of Environmental Management* 45: 109-133.
- Jenkins, J. C., D. C. Chojnacky, L. S. Heath and R. A. Birdsey. 2003. National-Scale Biomass Estimators for United States Tree Species. *Forest Science* 49(1): 12-35.
- Kaonga, M. L. 2012. Fractal analysis of canopy architectures of *Acacia angustissima*, *Gliricidia sepium* and *Leucaena collinsii* for estimation of aboveground biomass in a short rotation forest in eastern Zambia. *Journal of Forestry Research* 23:1-12.
- Kaandorp, J. A. 1994. *Fractal Modelling: Growth and Form in Biology*. Springer-Verlag. Berlín, New York. 208 p.
- Liu, C. and X. Li. 2012. Carbon storage and sequestration by urban forests in Shenyang, China. *Urban Forestry & Urban Greening* 11:121-128.
- López, M. I. R. y M. E. Díaz B. 1991. Los árboles de las calles de la Ciudad de México. *In: El arbolado urbano de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México*. I. R. López M. (ed.) UNESCO, Universidad Autónoma Metropolitana, Instituto de Ecología. México, D. F. pp. 13-84.
- Lorimer, N. D., R. G. Haight and R. A. Leary. 1994. *The Fractal Forest: Fractal Geometry and Applications in Forest Science*. General Technical Report NC-170. North Central Forest Experiment Station. Forest Service. USDA. Minnesota, USA. 43 p.
- Lott, J. E., S. B. Howard, C. R. Black and C. K. Ong. 2000. Allometric estimation of above-ground biomass and leaf area in managed *Grevillea robusta* agroforestry systems. *Agroforestry Systems* 49: 1-15.
- Lozada, D. J. R. 2010. Consideraciones metodológicas sobre los estudios de comunidades forestales. *Revista Forestal Venezolana* 54(1): 77-88.
- Magaña, R. V. O. 2006. El cambio climático global, ¿Qué significa? *In: Más allá del cambio climático. Las dimensiones psicosociales del cambio ambiental global*. Urbina S. J. y J. M. Fernández (comps.), Instituto Nacional de Ecología, Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales y UNAM, D. F. pp: 79-87.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing. Oxford, U. K. 256 p.

- Makela, A. and H. T. Valentine. 2006. Crown ratio influences allometric scaling in trees. *Ecology* 87(12): 2967-2972.
- Marchena, M. J. A. 1990. Crecimiento inicial de las especies *Casuarina equisetifolia* L. ex J.R. Forst. & G. Forst. y *Casuarina cunninghamiana* Miq. en plantación en América Central. Tesis Mag.Sc. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Turrialba, Costa Rica. 98 p.
- Martínez, G. L. 2008. Árboles y áreas verdes urbanas de la Ciudad de México y su zona metropolitana. Fundación Xochitla. Tepetzotlán, Estado de México. 549 p.
- McHale, M. R., E. G. McPherson, I. C. Burke. 2007. The potential of urban tree plantings to be cost effective in carbon credit markets. *Urban Forestry & Urban Greening* 6: 49-60.
- McHale, M. R., I. C. Burke, M. A. Lefsky, P. J. Pepper and E. G. McPherson. 2009. Urban forest biomass estimates: is it important to use relationships developed specifically for urban trees? *Urban Ecosystems* 12: 95-113.
- McPherson, E. G. 1998. Atmospheric dioxide carbon reduction by Sacramento's urban forest. *Journal of Arboriculture* 24: 215-223.
- McPherson, E. G. and J. R. Simpson. 1999. Carbon dioxide reduction through urban forestry: Guidelines for professional and volunteer tree planters. General Technical Report PSW-GTR-171. Pacific Southwest Research Station. Forest Service. USDA. California, USA. 237 p.
- McPherson, E. G., J. R. Simpson, P. J. Peper and E. Aguaron. 2008. Urban Forestry and Climate Change. Pacific Southwest Research Station. Forest Service. USDA. California, USA. "<http://www.fs.fed.us/ccrc/topics/urban-forests/>" Consulta: 13 de noviembre de 2014.
- McPherson, E. G. and P. J. Peper. 2012. Urban tree growth modeling. *Arboriculture & Urban Forestry* 38 (5): 172-180.
- Mizerit, T. L. H. 2006. Situación y características del arbolado en las áreas verdes de las delegaciones Cuauhtémoc y Venustiano Carranza, Distrito Federal. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. UNAM. México, D. F. 77 p.

- Molina, E. M. J. F. F. 1979. Algunos aspectos del deterioro ambiental en el Bosque de Chapultepec. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. UNAM. México, D. F. 58 p.
- Montepeque, S. M. E. 2007. Estimación de biomasa y contenido de carbón en plantaciones de *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh y actividades de conservación de los recursos naturales, en la empresa Pantaleón S.A. Siquinalá, Escuintla. Tesis de Licenciatura. Facultad de Agronomía. Universidad de San Carlos de Guatemala. San Carlos, Guatemala. 139 p.
- Mutke, R. S. y L. Gil. S. 2004. Análisis y modelización de la arquitectura de copa de *Pinus pinea* L. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales 18: 71-76.
- Myeong, S. D. J. Nowak and M. J. Duggin. 2006. A temporal analysis of urban forest carbon storage using remote sensing. Remote Sensing of Environment 101: 277-282.
- Návar, J. 2009. Allometric equations for tree species and carbon stocks for forests of northwestern Mexico. Forest Ecology and Management 257: 427-434.
- Nowak, D. J. 1994. Atmospheric dioxide carbon reduction by Chicago's urban forest. In: McPherson, E. G., D. J. Nowak, R. A. Rowntree (eds.), Chicago's Urban Forest Ecosystem: results of the Chicago Urban Forest Climate Project. General Technical Report. Northeastern Forest Experiment Station – 186. pp: 83 – 94.
- Nowak, D. J. and D. E. Crane. 2002. Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. Environmental Pollution 116: 381-389.
- Nowak, D. J., J. C. Stevens, S. M. Sisinni and C. J. Luley. 2002a. Effects of urban tree management and species selection on atmospheric carbon dioxide. Journal of Arboriculture 28(3): 113-122.
- Nowak, D. J., M. Kuroda and D. E. Crane. 2002b. Tree mortality rates and tree population projections in Baltimore, Maryland, USA. Urban Forestry & Urban Greening 2(3): 139-147.
- Nowak, D. J., D. E. Crane, J. C. Stevens, R. E. Hoehn, J. T. Walton and J. Bond. 2008. A ground-based method of assessing urban forest structure and ecosystems services. Arboriculture & Urban Forestry 34(6):347-358.

- Nowak, D. J., E. J. Greenfield, R. E. Hoehn and E. Lapoint. 2013. Carbon storage and sequestration by trees in urban and community areas of the United States. *Environmental Pollution* 178: 229-236.
- Pearson, T. R. H., S. L. Brown and R. A. Birdsey. 2007. Measurement Guidelines for the Sequestration of Forest Carbon. General Technical Report NRS-18. Northeastern Forest Experiment Station. Forest Service. USDA. USA. 42 p.
- Perttunen, J. and R. Sievänen. 2005. Incorporating Lindenmayer systems for architectural development in a functional-structural tree model. *Ecological modelling* 181: 479-491.
- Pillsbury, N. H., J. L. Reimer and R. P. Thompson. 1998. Tree volumen equations for fifteen urban species in California. Technical Report 7. Urban Forest Ecosystem Institute. California Polytechnic State University. California, USA. 56 p.
- Pisanty, B. I. 2006. Cambio global y biodiversidad. *In: Más allá del cambio climático. Las dimensiones psicosociales del cambio ambiental global.* Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología y Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F. pp. 95-121.
- Programa Universitario de Estudios sobre la Ciudad (PUEC). 2002. Proyecto ejecutivo sobre la implementación del manejo integral y desarrollo autosostenible del Bosque de Chapultepec. UNAM. México. 782 p.
- Raupp, J. M., A. C. Buckelew. and E. C. Raupp 2006. Street tree diversity in Eastern North America and its potential for tree loss to exotic borers. *Arboriculture & Urban Forestry* 32(6): 297-304.
- Rendón, S. G. 1993. Muestreo: aplicación en la estimación simultánea de varios parámetros. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México. 244 p.
- Rivero, M. G. 2010. Evaluación de inventarios del arbolado urbano en la Ciudad de México como reservorios de carbono ante el cambio climático. Centro Interdisciplinario de Investigación y Estudios sobre Medio Ambiente, IPN. México, D. F. 51 p.
- Rodríguez, L. R. 2006. Estimación de carbono almacenado en Tamaulipas, México. *Ciencia UANL* 9(2): 179-188.

- Rodríguez, L. R., J. Jiménez P., J. Meza R., O. A. Aguirre C. y R. Razo Z. 2008. Carbono contenido en un bosque tropical subcaducifolio en la reserva de la biosfera el cielo, Tamaulipas, México. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales* 4 (2): 215 - 222.
- Rojo, N. I. A. 2006. Condiciones y características de las áreas verdes y su arbolado en las delegaciones Benito Juárez y Coyoacán, D. F. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM. México, D. F. 64 p.
- Romahn, de la V. C. F. y H. Ramírez M. 2010. Dendrometría. División de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma Chapingo. Texcoco, México. 294 p.
- Rügnitz, T. M., M. Chacón L. y R. Porro. 2008. Guía para la Determinación de Carbono en Pequeñas Propiedades Rurales. Consorcio Iniciativa Amazónica (IA) y Centro Mundial Agroforestal (ICRAF). Belém, Brasil. 63 p.
- Santamour, F. S. 1990. Trees for urban planting: Diversity, uniformity and common sense. *Proceedings of the 7th Conference of the Metropolitan Tree Improvement Alliance*. 7: 57-65.
- Scharenbroch, B. C. 2012. Chapter 6. Urban trees for carbon sequestration. *In: Rattan Lal and A. Bruce (eds.). Carbon sequestration in urban ecosystems*. Springer. New York, USA. pp: 121-138.
- Smith, R. L. 1974. *Ecology and field biology*. 2ª Ed. Harper & Row Publishers. New York, N Y. 849 p.
- Soares, P. and M. Tome. 2012. Biomass expansion factors for *Eucalyptus globulus* stands in Portugal. *Forest Systems* 21(1): 141-152.
- Sotomayor, C. J. R., M. A. Herrera F. y J. Cruz de L. 2003. Clasificación mecánica de la madera de 100 especies mexicanas. *In: Proceedings of the XII World Forestry Congress*. Quebec, Canada.
- Standley, P. C. 1926. *Trees and shrubs of Mexico*. Contributions from the United States National Herbarium. Vol. 23. Smithsonian Institution, USNM. Reprint 1982. Ed. J. Cramer in der A.R.Gantner Verlag K.-G. Vaduz, Germany. 1721 p.

- Strohbach, M. W and D. Haase. 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.
- Timilsina, N., F. J. Escobedo, C. L. Straudhammer and T. Brandeis. 2014. Analyzing the causal factors of carbon stores in a subtropical urban forest. *Ecological Complexity* 20: 23-32.
- Toronto Parks, Forestry & Recreation. 2013. Every tree counts: A Portrait of Toronto's Urban Forest. Urban Forestry. Parks, Forestry & Recreation. Toronto (Ont.), Canadá. 106 p.
- Tovar, L. 1982. Estudio descriptivo de los árboles y arbustos más comunes del Bosque de Chapultepec. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. UNAM. México, D. F. 153 p.
- Van Noordwijk, M. 1999. Functional branch analysis to derive allometric equations of trees. *In: Modelling global change impacts on the soil environment. Biotrop – GCTE Southeast Asian Impacts Centre. Bogor, Indonesia. pp: 77-80.*
- Van Noordwijk, M. and R. Mulia 2002. Functional branch analysis as tool for fractal scaling above-and belowground trees for their additive and non-additive properties. *Ecological Modelling* 149: 41-51.
- Van Noordwijk, M. and R. Mulia. 2013. Tree architecture and scaling rules: Functional branch analysis (FBA), above and belowground. TUL- SEA Project, World Agroforestry Centre. Bogor, Indonesia. 4 p.
- Velasco, R. G., M. de L. Becerra D., I. Vázquez R., A. Skwierinski D., M. E. Haro G. y M. Ortega R. 2014a. Estrategia Local de Acción Climática: Ciudad de México 2014-2020. Secretaría del Medio Ambiente, Centro Mario Molina. México, D. F. 152 p.
- Velasco, E., R. Perrusquia, E. Jiménez, F. Hernández, P. Camacho, S. Rodríguez, A. Retama, L. T. Molina. 2014b. Sources and sinks of carbon dioxide in a neighborhood of Mexico City. *Atmospheric Environment* 97: 226-238.
- Vigil, N. N. 2010. Estimación de biomasa y contenido de carbón en *Cupressus linleyi* Klotzsch ex Endl. en el Campo Forestal Experimental "Las Cruces", Texcoco,

- México. Tesis de Licenciatura. División de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México. 61 p.
- Villers, R. L. y V. I. Trejo 2004. Evaluación de la vulnerabilidad en los ecosistemas forestales. *In*: Cambio climático: una visión desde México. Martínez, J., A. Fernández B. y P. Osnaya (eds.), Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D. F. pp: 239-254.
- Wen, Q. S. 1992. Quantifying species diversity of streetside trees in our cities. *Journal of Arboriculture* 18(2): 91-93.
- Zarco, E. V. M., J. L. Valdez H., G. Ángeles P. y O. Castillo A. 2010. Estructura y diversidad de la vegetación arbórea del Parque Estatal Agua Blanca, Macuspana, Tabasco. *Universidad y Ciencia* 26(1): 1-17.
- Zeide, B. 1991. Fractal geometry in forestry applications. *Forest Ecology and Management* 46: 179-188.
- Zeide, B. 1998. Fractal analysis of foliage distribution in loblolly pine crowns. *Can. J. For. Res.* 28: 106-114.
- Zhao, M., Z. Kong, F. J. Escobedo, J. Gao. 2010. Impacts of urban forests on offsetting carbón emissions from industrial energy use in Hangzhou, China. *Journal of Environmental Management* 91: 807-813.

ANEXOS

Anexo 1. Lista de especies registradas en 50 ha de la 1ª Sección del Bosque de Chapultepec, así como su frecuencia de individuos, área basal y ecuaciones empleadas para la estimación de los reservorios.

Especie	No. Individuos	Área basal (m ²)	Ecuaciones*
<i>Fraxinus uhdei</i>	3615	369.75	1
<i>Ligustrum lucidum</i>	3735	336.87	3
<i>Cupressus lusitanica</i>	2384	118.28	4 y 5
<i>Taxodium mucronatum</i>	337	114.78	6
<i>Eucalyptus globulus</i>	158	95.14	7
<i>Pinus</i> sp.	706	26.78	8
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	380	45.89	7 y 9
<i>Casuarina equisetifolia</i>	442	31.80	10
<i>Phoenix canariensis</i>	122	55.03	11
<i>Jacaranda mimosifolia</i>	324	27.38	12
<i>Liquidambar styraciflua</i>	227	11.96	13
<i>Eucalyptus</i> sp.	149	18.59	15
<i>Schinus molle</i>	43	21.95	16
<i>Platanus occidentalis</i>	72	14.43	17
<i>Yucca filifera</i>	65	8.023	11
<i>Cupressus benthamii</i>	61	8.126	4 y 5
<i>Erythrina coralloides</i>	44	9.644	18
<i>Schinus terebinthifolius</i>	81	5.609	16
<i>Morus nigra</i>	78	3.819	15
<i>Populus alba</i>	90	2.212	19
<i>Ulmus americana</i>	32	7.016	27
<i>Ficus benjamina</i>	83	1.570	15
<i>Cupressus sempervirens</i>	66	1.980	20 y 21
<i>Phytolacca dioica</i>	27	5.400	19
<i>Pinus radiata</i>	43	3.428	22
<i>Prunus serotina</i> subsp. <i>capulli</i>	53	2.190	15
<i>Alnus acuminata</i> ssp. <i>arguta</i>	43	2.626	23
<i>Celtis occidentalis</i>	41	2.643	24
<i>Yucca gigantea</i>	49	1.849	11
<i>Populus tremuloides</i>	34	3.284	19
<i>Pinus brutia</i>	54	1.268	22
<i>Pinus patula</i>	41	1.706	25 y 26
<i>Robinia pseudoacacia</i>	17	2.995	15
<i>Eucalyptus robusta</i>	8	3.766	15

* Véase Cuadro 2

Continúa...

Continúa Anexo 1

Especie	No. Individuos	Área basal (m ²)	Ecuaciones*
<i>Buddleia cordata</i> ssp. <i>cordata</i>	25	2.060	15
<i>Cedrus libani</i>	21	2.009	32
<i>Araucaria araucana</i>	5	3.373	32
<i>Persea americana</i>	24	1.093	15
<i>Pinus halepensis</i>	12	2.111	8
<i>Prunus domestica</i>	30	0.264	15
<i>Crataegus mexicana</i>	21	0.955	15
<i>Eriobotrya japonica</i>	26	0.407	15
<i>Morus celtidifolia</i>	19	1.064	15
<i>Lagerstroemia indica</i>	22	0.728	12
<i>Arbutus xalapensis</i>	27	0.195	15
<i>Magnolia grandiflora</i>	24	0.444	28
<i>Ficus thonningii</i>	22	0.619	29
<i>Ulmus parvifolia</i>	14	1.365	15
<i>Cupressus macrocarpa</i>	25	0.166	30
<i>Prunus persica</i>	19	0.421	31
<i>Thuja</i> sp.	9	1.186	6
<i>Salix humboldtiana</i>	4	1.238	19
<i>Dracena</i> sp.	9	0.745	11
<i>Maclura pomifera</i>	10	0.453	15
<i>Citrus sinensis</i>	12	0.094	15
<i>Salix babylonica</i>	8	0.462	19
<i>Ficus carica</i>	9	0.351	15
<i>Prunus cerasifera</i>	9	0.287	15
<i>Salix mexicana</i>	4	0.758	19
<i>Quercus macrocarpa</i>	5	0.565	34
<i>Pinus montezumae</i>	5	0.563	33
<i>Pinus maximartinezii</i>	9	0.115	8
<i>Pinus cembroides</i>	6	0.357	8
<i>Oreopanax peltatum</i>	5	0.353	19
<i>Dracaena deremensis</i>	3	0.425	11
<i>Eucalyptus polyanthemos</i>	2	0.516	15
<i>Salix bonplandiana</i>	2	0.439	19
<i>Araucaria heterophylla</i>	6	0.045	32
<i>Acer negundo</i>	3	0.334	15
<i>Prunus cerasifera</i>	6	0.020	15
<i>Annona chirimoya</i>	4	0.210	15
<i>Pinus ayacahuite</i>	3	0.275	37

* Véase Cuadro 2

Continúa...

Continúa Anexo 1

Especie	No. Individuos	Área basal (m ²)	Ecuaciones*
<i>Senna didymobotrya</i>	3	0.169	38
<i>Euonymus japonica</i>	1	0.360	15
<i>Taxus sp.</i>	4	0.035	32
<i>Juniperus monticola</i>	3	0.040	38
<i>Abies religiosa</i>	3	0.010	35 y 36
<i>Acacia baileyana</i>	2	0.103	38
<i>Tamarix aphylla</i>	1	0.196	15
<i>Casimiroa edulis</i>	2	0.085	39
<i>Thuja occidentalis</i>	2	0.071	6
<i>Salix paradoxa</i>	1	0.160	19
<i>Pittosporum undulatum</i>	2	0.060	15
<i>Musa ensete</i>	2	0.036	11
<i>Ligustrum vulgare</i>	2	0.031	2
<i>Quercus castanea</i>	2	0.024	40
<i>Pseudotsuga sp.</i>	2	0.021	41
<i>Pyracantha coccinea</i>	2	0.012	15
<i>Solanum cervantesii</i>	2	0.009	15
<i>Aralia schefflera</i>	2	0.006	11
<i>Pinus greggii</i>	1	0.086	8
<i>Cotoneaster pannosus</i>	1	0.075	15
<i>Juglans sp.</i>	1	0.042	15
<i>Olea europaea</i>	1	0.028	15
<i>Carica papaya</i>	1	0.025	19
<i>Sabal mexicana</i>	1	0.021	11
<i>Dasyllirion sp.</i>	1	0.020	11
<i>Cocos nucifera</i>	1	0.016	11
<i>Grevillea robusta</i>	1	0.014	15
<i>Mimmosa sp.</i>	1	0.011	38
<i>Acacia retinodes</i>	1	0.005	38
<i>Citrus limon</i>	1	0.003	15
Muerto	185	7.963	15**

* Véase Cuadro 2, **Modificada por Pearson *et al.* (2007), (reducción del 3 – 15%).