



El Colegio de la Frontera Sur

Almacenamiento de carbono en áreas verdes urbanas de San Cristóbal de Las Casas, Chiapas

TESIS

presentada como requisito parcial para optar al grado de
Maestría en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural

Por

Angélica Uribe-Villavicencio

2019



El Colegio de la Frontera Sur

San Cristóbal de Las Casas, Chiapas a 13 de noviembre de 2019

Las personas abajo firmantes, miembros del jurado examinador de:

Angélica Uribe Villavicencio

hacemos constar que hemos revisado y aprobado la tesis titulada

**Almacenamiento de carbono en áreas verdes urbanas de San Cristóbal de
Las Casas, Chiapas**

Para obtener el grado de Maestro (a) en Ciencias en Recursos Naturales y
Desarrollo Rural

Nombre

Director	Dr. Luis Bernardo Vázquez Hernández
Asesor	Dr. Miguel Ángel Castillo Santiago
Asesor	Dr. Deb Raj Aryal
Sinodal adicional	Dr. Mario Ishiki Ishihara
Sinodal adicional	Dr. Darío Alejandro Navarrete Gutiérrez
Sinodal suplente	Dr. Neptalí Ramírez Marcial

Dedicatoria

A Ihan Santiago Ruiz Uribe por iluminar con su luz al llegar a mi vida

A Wilbert Johnattan Ruiz Courtois por creer en mí, por su amor y por formar parte de este
sueño

A mis padres y hermanos por su apoyo y confianza

A mis profesores por brindarme sus conocimientos y experiencia

A mis compañeros de generación Flor, Anahí, Juanis, Dany, Susi, MaryLu, Gir, Paisano,
entre otros que se convirtieron parte de mi familia, por ser mí apoyo durante esta
travesía

Agradecimientos

A Wilbert Johnattan Ruiz Courtois, María Guadalupe García Ramírez, Dulce Daniela Caballero por el apoyo en la fase de campo. Al guardabosque Don Francisco, por su entrevista y apoyo en la identificación de especies arbóreas. Gracias también a mi tutor de tesis Dr. Luis Bernardo Vázquez Hernández por su apoyo sustancial en este proceso de formación profesional, por sus consejos y guía en esta investigación, a mis asesores Dr. Deb Raj Arial y al Dr. Miguel Ángel Castillo por sus observaciones y apoyo. Se agradece a las organizaciones públicas y privadas (SAPAM, Albarrada, ECOSUR, Museo Nabolom, Fiesta Americana, escuelas primarias y secundarias, entre otras) por permitir el ingreso a los sitios de muestreo. También agradecemos al Dr. Mario Ishiki Ishihara (responsable del herbario ECOSUR, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, ECO-SC-HE) y al técnico Henry E. Castañeda Ocaña por el apoyo en la identificación taxonómica de las especies de árboles y por sus acertadas observaciones al presente documento. Mi sincero agradecimiento al Dr. Darío A. Navarrete Gutiérrez y al Dr. Neptali Ramírez Marcial por darse el tiempo en revisar el presente documento y aportar con sus valiosas observaciones en función a la mejora del este trabajo de investigación. El presente estudio fue producto del trabajo de investigación realizado en el programa de maestría de El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR) con una beca otorgada por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT).

Estructura de la tesis

La estructura del trabajo de investigación está construida por cuatro capítulos: introducción general (capítulo 1), artículo científico que derivo de la presente propuesta de investigación, dedicado a la composición, abundancia y diversidad de los árboles de la ciudad de SCLC (capítulo 2), artículo científico en donde se analiza de almacenamiento de carbono en áreas verdes (capítulo 3) y un último capítulo (4) donde se exponen las conclusiones generales más sobresalientes del presente trabajo de investigación.

CONTENIDO

Capítulo I. INTRODUCCIÓN GENERAL	8
Almacenamiento de carbono en árboles urbanos	8
Almacenamiento de carbono y ciclo del carbono	13
Objetivo general	15
Hipótesis	16
Objetivos específicos	16
Capítulo II. URBAN TREES IN A NEOTROPICAL CITY IN SOUTHERN MEXICO: DIVERSITY, ABUNDANCE, AND COMPOSITION	17
Abstract	17
Key words	18
Introduction	18
Methods	21
Field surveys and tree identification	21
Data analysis	22
Results	23
Discussion	26
Acknowlegment	29
References	30
Figures and tables	35
Capítulo III. ALMACENAMIENTO DE CARBONO EN ÁREAS VERDES URBANAS: EL CASO DE ESTUDIO DE SAN CRISTÓBAL DE LAS CASAS, CHIAPAS	41

Resumen	41
Palabras Clave	42
Introducción	42
Materiales y métodos	45
Área de Estudio	45
Selección y características generales de los sitios de muestreo	46
Análisis de datos	48
Resultados	48
Discusión	49
Conclusiones	52
Literatura Citada	54
Tablas y Figuras	60
Capítulo IV. Conclusiones y recomendaciones generales de la tesis	64
Literatura citada	66

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN GENERAL

Almacenamiento de carbono en árboles urbanos

El carbono (C) almacenado en árboles urbanos tiene una gran importancia para las ciudades y los habitantes, porque reduce las emisiones de carbono y contribuye a tener ciudades ambientalmente sostenibles.

Los árboles presentes en las ciudades proporcionan una cantidad desmesurada de beneficios ecológicos que tienen un valor fundamental para el ser humano y para la vida silvestre, proveen de refugio a la biodiversidad que habita en áreas urbanas. Los árboles urbanos también brindan otros beneficios que contribuyen a mejorar la calidad de vida de la población, tales como; almacenamiento de carbono (Velasco et al. 2016), generación de oxígeno, retención de gases de efecto invernadero, sombra, reducción del estrés a la población, disminución de enfermedades respiratorias regulación de la temperatura ambiental, provisión de agua, amortiguamiento del impacto de fenómenos naturales, paisaje y recreación (McPherson et al. 2016).

A escala global, se han realizado distintas investigaciones sobre la capacidad de almacenamiento de carbono en árboles urbanos. En un estudio se estimó que un árbol puede almacenar grandes cantidades de carbono, en especial en el fuste del árbol, donde almacena aproximadamente el 84% de biomasa del cual el 45% aproximadamente corresponde a carbono (Razo-Zárate et al. 2013). En algunas regiones, los árboles de las áreas verdes urbanas pueden almacenar más carbono que las áreas suburbanas y rurales adyacentes, como resultado de la plantación de árboles y el manejo del espacio verde urbano (McHale et al. 2009).

Un ejemplo de la capacidad de almacenamiento de los árboles urbanos es en la ciudad de Palencia, España. Se calculó el almacén de carbono en 1, 195 árboles que acumulo un total de 4.099 toneladas de carbono. Los géneros que destacan por los valores más altos en almacenamiento de C son *Platanus* con un total de 1139 MgCha⁻¹, *Acer* con un total de 497 Mg y *Populus* 576 MgCha⁻¹. Asimismo, los que más carbono tienen acumulado por individuo a lo largo de su vida son *Olea* 1.22 t, *Juglans* 0.739 t, *Salix* 0.680 t, *Ailanthus* 0.630 t. La estimación del almacén de carbono en árboles de la ciudad de Palencia depende de la estructura del arbolado urbano de la ciudad (Garrido et al. 2009).

La estimación de almacenamiento de C en los árboles de la ciudad de Bolzano, Italia, demostró que tienen la capacidad de almacenar carbono. Se realizó un análisis del almacenamiento de carbono en 475 árboles urbanos, utilizando distintos métodos, uno de estos métodos fue el uso de ecuaciones alométricas. La estimación de almacenamiento de carbono resulto en total de 179.14 MgCha⁻¹. Las especies que almacenan mayor C por año fueron *Acer platanoides* L. (11 t), *Acer pseudoplatanus* L. (13 t) y *Cedrus deodara* (Roxb. ex D. Don) G. Don (19 t). Los autores mencionan, que el resultado de la estimación de almacenamiento dependió de la composición y estructura del arbolado urbano así como de los métodos de cálculo de almacenamiento (Russo et al. 2014).

Así mismo, en la ciudad de Gainesville, Florida, se analizaron los cambios de almacenamiento de carbono en árboles urbanos, aproximadamente en un área de 12.2 km², se muestrearon 581 árboles que acumularon un total de 29,280 MgCha⁻¹,

equivalente al 5% de todas las emisiones de origen humano de C local en 2008 (Timilsina et al. 2014).

Otro ejemplo de la capacidad de almacenamiento de los árboles urbanos, son los parques urbanos Sambhaji Garden y Chittaranjan Vatika en Pune, India. Se estimó el almacenamiento de carbono en un total de 976 árboles entre especies de origen exótico y nativo. El resultado de la estimación de almacenamiento total de C fue de 622,174, de las cuales las especies nativas del parque Chittaranjan Vatika, tuvieron en promedio los valores más altos en la cantidad de carbono almacenado (35.81 t.), en comparación con las especies exóticas. Además, el estudio demuestra que no existe correlación entre el almacén de C y el número de individuos por especie (Shinde y Mahajan 2015).

A una escala nacional, se han realizado distintos trabajos de investigación sobre la capacidad de almacenamiento de carbono de árboles urbanos. En un estudio realizado en la unidad deportiva Sierra Hermosa, Tecámac en el Estado de México, se analizó la captura de carbono del arbolado urbano. Se inventariaron todos los árboles del parque y se calculó su biomasa por medio de ecuaciones alométricas y posteriormente se realizó la conversión equivalente a carbono almacenado y dióxido de carbono. Como resultado, se obtuvo un total de 2,204 árboles pertenecientes a 8 familias y 14 especies, con 3 especies nativas y 11 exóticas. Se estimó un total de 260.82 toneladas de C y 957.20 toneladas de CO₂, donde *Schinus molle* L. fue la especie que más C y CO₂ capturó, con 120.40 t y 441.86 t respectivamente. Las especies exóticas fueron las que capturaron mayor C con 183.65 toneladas y las nativas con 77.7 t/C (Hernández 2014).

En la misma región, en el bosque urbano de San Juan de Aragón, en la ciudad de México, se estimó el contenido y captura de carbono de los árboles utilizando ecuaciones alométricas por especie, género o familia que han sido prediseñadas en ambientes naturales. Las ecuaciones utilizadas fueron adaptadas tomando en consideración los valores de densidad de la madera para cada especie, así como las variables dasométricas de cada árbol del sitio de estudio, lo que permitió calcular el almacenamiento de C. Se estimó que en la superficie vegetal del Bosque de Aragón (114.964 ha), durante 2010 se almacenaron 5,196.5 MgCha⁻¹, mientras que para el 2012 se almacenaron 6,063.476 MgCha⁻¹. La especie que presentó un mayor contenido de carbono para ambos años fue *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh., ya que presenta una alta tasa de crecimiento. La segunda especie que presentó un alto contenido de carbono fue *Pinus halepensis* Mill. seguido de *Casuarina equisetifolia* L. y *Phoenix canariensis* W. En este estudio se obtuvieron en total 52.74 MgCha⁻¹, un valor superior que otros resultados obtenidos en estudios realizados en China (43.70 MgCha⁻¹) y EUA (46.71 MgCha⁻¹; Mijangos-Hernández et al. 2014).

También, en la primera sección del Bosque de Chapultepec, ubicado en la Ciudad de México se evaluó el contenido de carbono almacenado en la biomasa aérea forestal. Se muestrearon 85 sitios circulares de 500 m² y se registraron los árboles por especie y características dasométricas de cada uno. Se estimó la biomasa y contenido de carbono con el uso de ecuaciones alométricas de biomasa, de volumen y genéricas, de acuerdo a la especie. Se encontró que el bosque urbano de la primera sección de Chapultepec almacena en promedio 112.11 MgCha⁻¹ (Ramos-Beltrán et al. 2014).

Otro ejemplo de almacenamiento de C en árboles urbanos, es el estudio realizado en la ciudad de Tijuana, Baja California en México. Se analizó la captura de los parques y emisiones de CO₂ vehicular, el resultado obtenido fue que los parques tienen un potencial de captura de CO₂ limitado para contrarrestar las emisiones de los vehículos. Fueron muestreados 240 parques de Tijuana que capturan 5828.20 t de C y 213.72 t de CO₂ solo en el año 2015. La capacidad de captura de CO₂ varía según la especie, en este estudio las especies que más capturaron fueron el *Eucalyptus globulus* Labill., *Schinus*, *Terebinthifolius* y *Washingtonia robusta* H. Wendl. (Domínguez 2016).

En el área periurbana de la zona Ocuiltzapotlán-Macultepec Centro, Tabasco, México, se estimó la capacidad de almacenamiento de carbono y agua. Se elaboró una categorización y tasas de crecimiento de los usos del suelo, posteriormente se calculó el almacenamiento de cada uso. El resultado fue que los usos urbano y pastizales crecieron en 2.27 y 2.26% respectivamente y la capacidad de almacenamiento de carbono se estimó en 92.4±5.1, 73.2±2.8 y 220.4±4.6 MgCha⁻¹ para los usos pastizal, forestal y humedales respectivamente. El compartimento aéreo del uso forestal almacena 63.27 MgCha⁻¹, que se suman al carbono edáfico, alcanzando las 136.47 MgCha⁻¹, que hacen de este uso de suelo, el segundo almacén de C más importante, solo después del humedal. El mayor impacto ambiental ocasionado por el cambio de uso de suelo del área periurbana del polígono estudiado es la reducción de humedales, seguido del uso forestal por ser estos las principales áreas de almacenamiento de carbono y de regulación de los flujos hídricos (Domínguez et al. 2019).

Se ha demostrado que los árboles urbanos además ser elementos utilizados para la belleza escénica de la ciudad, tienen la capacidad de almacenar carbono. Por medio

de métodos como las ecuaciones alométricas, es posible medir la capacidad de almacenamiento de C que tienen los árboles urbanos. Los árboles urbanos de distintas ciudades almacenan carbono según la estructura del propio árbol. Es de suma importancia tomar las características estructurales de árboles urbanos por ciudad. Cada ciudad tiene una composición de arbolado que responde a las características propias del ambiente, por lo que la riqueza de especies difiere de una ciudad a otra y por lo tanto la capacidad de almacenamiento de C de cada ciudad.

Almacenamiento de carbono y ciclo del carbono

El almacenamiento de carbono, es considerado como uno de los servicios ecosistémicos de mayor importancia que proporcionan los árboles urbanos, debido a que regulan y ayudan a disminuir de las emisiones de dióxido de carbono, que contribuye al efecto invernadero (Weissert et al. 2014; Dirzo et al. 2017).

El carbono, es un elemento biogeoquímico que está presente en el planeta de manera inorgánica (disuelto en los océanos, rocas, suelo; en forma de combustibles fósiles, aire) y orgánica (organismos vivos y biomasa muerta; hojarasca, árboles muertos (Yáñez y Vargas-Mena 2004). El C, permite mantener una temperatura promedio global de 15°C, temperatura idónea para la existencia de la vida en el planeta (Locatelli et al. 2011; Sarukhán et al. 2012). El C, se considera un elemento básico e importante para el desarrollo de los seres vivos (McMurry 2004).

El ciclo natural de C (ver figura 1 para más detalle), se ha visto alterado de manera drástica en las últimas décadas por la quema excesiva de combustibles fósiles (Santiago-Romero y Rojas-García 2014). Actualmente, en promedio la concentración de CO₂ en la

atmósfera es cerca de 407 ppm (partes por millón). El CO₂ es emitido principalmente por los océanos, vegetación y acción humana (Met Office 2019). El CO₂ es considerado como uno de los gases con mayor efecto en el aumento de la temperatura en la Tierra (IPCC 2007).

El C disponible en la superficie terrestre es almacenado por distintos elementos naturales como los árboles. Los árboles son considerados sumideros de C, debido a que en el proceso de fotosíntesis almacenan más C atmosférico (CO₂) del que liberan (Sanahuja 2013; Weissert et al. 2014).

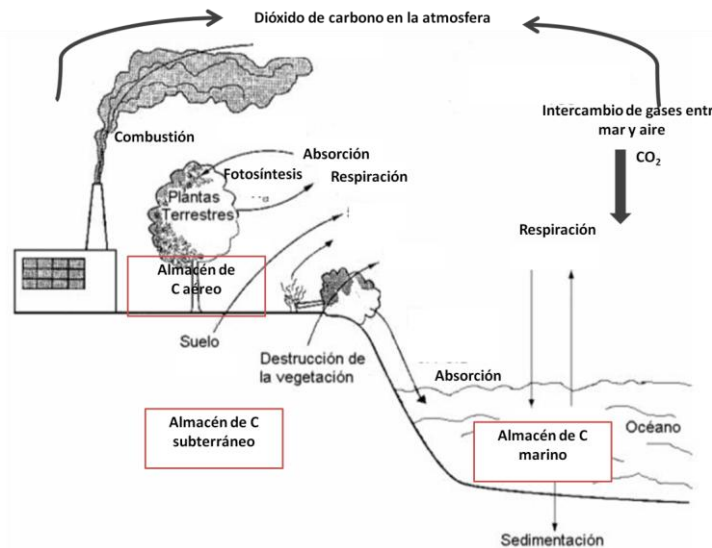


Figura 1. Ciclo del carbono; el carbono circula en la Tierra a través de procesos químicos como absorción, respiración, combustión y descomposición que ocurren de manera natural y antropogénica (modificado de Schlesinger y Bernhardt 2013).

La comunidad de árboles que se encuentran en las áreas verdes urbanas y periurbanas, tienen el potencial de ser sumideros de carbono. Actualmente, los árboles de las ciudades forman parte de los temas centrales en mitigación ante las problemáticas ambientales como el calentamiento global, que afecta a la salud de los seres vivos (OMS 2018). Desde el 2011 la CPF (Collaborative Partnership on Forests) ha solicitado a los

países que presten más atención a la gestión y protección adecuada de los árboles urbanos y periurbanos (FAO 2011). Puesto que, los árboles urbanos desempeñan un papel importante en la protección y a calidad del ambiente urbano.

Es de suma importancia desarrollar investigaciones sobre la capacidad de almacenamiento de carbono en árboles que se encuentran en las áreas verdes urbanas, porque los árboles pueden beneficiar las condiciones que promueven y mantienen una buena calidad de vida (Keniger et al. 2013).

En México, gran parte de las investigaciones realizadas sobre almacenamiento de carbono en árboles urbanos, se desarrollan en ciudades del centro-norte del país. Actualmente en ciudades del sur del país, como la ciudad de San Cristóbal de las casas (SCLC), no existe información publicada donde se estime la capacidad de almacenamiento de carbono en árboles urbanos.

En el presente trabajo de investigación se plantearon las siguientes preguntas guías: ¿Cuál es la capacidad de almacenamiento de carbono de los árboles presentes en las áreas verdes urbanas y periurbanas de la ciudad de San Cristóbal de Las Casas (SCLC)?, ¿Que especies de árboles se encuentran en la zona urbana y periurbana de la ciudad de SCLC?, ¿En SCLC hay más especies de árboles exóticas que nativas y cuál de estas almacena más C?

OBJETIVO GENERAL

Estimar el almacenamiento de carbono de los árboles presentes en las áreas verdes urbanas y periurbanas de la ciudad de San Cristóbal de Las Casas.

HIPÓTESIS

- Los árboles tienen la capacidad de almacenar carbono, por lo tanto, las especies de origen nativo y exótico almacenaran la misma cantidad de C.
- La capacidad de almacenamiento de carbono de los árboles urbanos de SCLC, depende de la riqueza de especies, densidad, cobertura gris y cobertura verde presente en la ciudad.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar información biológica básica de las especies arbóreas de origen nativo y exótico de la ciudad de SCLC.
- Analizar la distribución espacial de los árboles en las áreas verdes urbanas y periurbanas
- Analizar la diferencia de almacenamiento de carbono de árboles de origen exóticas y nativas en áreas verdes urbanas y periurbanas
- Conocer si existe relación de la capacidad de almacenamiento de los árboles urbanos con las variables de riqueza, densidad, cobertura gris y cobertura verde

CAPÍTULO II

URBAN TREES IN A NEOTROPICAL CITY IN SOUTHERN MEXICO: DIVERSITY, ABUNDANCE, AND COMPOSITION

Angélica Uribe-Villavicencio¹, Mario Ishiki², Ian MacGregor-Fors³, Deb Raj Aryal⁴, Luis-Bernardo Vázquez*

¹ Grupo de Investigación en Sistemas Socioecológicos Urbanos / RG-URSES. El Colegio de la Frontera Sur. Carretera Panamericana y Periférico S/N, Barrio María Auxiliadora, San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México. CP 29290.

² Departamento de Conservación de la Biodiversidad. El Colegio de la Frontera Sur. Carretera Panamericana y Periférico S/N, Barrio María Auxiliadora, San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México. CP 29290.

³ Instituto de Ecología, A. C, Carretera antigua a Coatepec 351 El Haya, Xalapa 91070 Veracruz, México.

⁴ CONACYT-Universidad Autónoma de Chiapas, Facultad de Ciencias Agronómicas, Chiapas- México.

*Corresponding author: lbvazquez@ecosur.mx, telephone +52 (967) 674 9000

Abstract

The rapid urbanization imposes great ecological challenges and generates the degradation of the environment of cities. Natural elements such as urban trees found in urban green areas, in addition to providing benefits to the population and the environment, help mitigate some of the environmental problems. However, a large part of urbanization processes make up a heterogeneous urban space, where native trees are gradually replaced by trees of exotic origin, but this pattern is not always fulfilled. The present study is oriented to the recognition of the trees present in green areas of the city of San Cristóbal de Las Casas (SCLC), Chiapas, the composition and distribution of native and exotic tree

species are identified. A total of 63 sampling sites were obtained, where a total of 1,466 trees belonging to 42 native and exotic species were identified. Native species represented more than 50% of the registered species, the species with more frequency are *Cupressus lusitanica* Mill., *Pinus oocarpa* Schiede ex Schltdl., *Fraxinus uhdei* (Wenz.) Lingelsh. and *Quercus rugosa* Née. Finally, we identified that a large part of the sampled sites share a significant similarity in terms of their composition of species richness.

We realize that the composition of tree species is not only composed of exotic species as expected, if there is no diversity between native and exotic species, 55% and 49% respectively. As for the distribution of species, exotic species were expected to be distributed from the center to the periphery of the city, decreasing their frequency, however a very heterogeneous pattern is observed, throughout the city.

Key words: Arboreal composition, urban green areas, native and exotic species diversity.

Introduction

Human and the way we design and develop urban areas are playing a key role in the composition and performance of urban vegetation communities. As urban areas grow, ecosystems are constantly modified for the benefit of people, threatening biodiversity (Martin et al. 2016). During the process of urbanization, native elements present in the area tend to be displaced by the construction of urban infrastructure, altering the structure and composition of the original vegetation in the process, resulting in habitat loss and introduction of exotic species (Richardson and Rejmánek 2011). However, this process also shape the urban area in a heterogeneous, complex and fragmented socio-ecosystem

(Zhang et al. 2008), resulting in a novel system with unique physical, biological and social traits (McDonnell and Pickett 1990; McIntyre et al. 2000; Alberti 2005; Tigges et al. 2017).

Latest estimate indicate that ~3% of global land surface area is covered by urban areas (Seto et al. 2012) and over 55% of humans are living in urban areas, and cities and other urban areas are project to concentrate the vast majority of the continued population growth until 2050 (United Nations 2018). In Latin America, population projections predict that by 2030 about 83% of the population will live in urban areas (United Nations 2018). In Mexico, urbanization intensified considerably during the 20th century due to the emigration from rural zones towards the capital city and the increase in population size and density of cities after the Mexican Revolution (Pisanty et al. 2009).

The country's current situation is not very different in terms of the effects of urban development on natural areas, yet impacts are more evident nowadays. Mexico, is immerse simultaneously in the world's most urbanized region (United Nations 2018), with some of the world's largest social and economic inequities, and housed some of the world's most biodiversity-rich ecosystems (Gaston et al. 2013). The recent increase in regional migration to medium-sized cities by people leaving rural areas in search of better living conditions has caused cities to grow at an accelerated pace and, in general, accompanied by a lack and poorly effective urban planning. The population growth in the cities also brings an increase in the demand for goods and services, usually satisfying these demands directly affects the existing natural resources within the area of influence or in the few relicts of natural vegetation existing within the cities.

The green areas existing in the cities provide multiple socio-environmental services, their presence is a key component of the urban landscape, whose influence is important in the generation of conditions that promote and maintain a good quality of life (Keniger et al. 2013; Cox et al. 2017; Franco et al. 2017). Urban green areas (UGA) partially mitigate the environmental deterioration caused by urbanization (Akbari and Konopacki 2004; Nowak et al. 2014), are also considered as a source of ecosystem services that offer the population directly and indirectly (e.g. carbon storage, oxygen, thermal regulation, improvement in air quality, shade).

Within the UGAs, trees play a crucial role in maintaining much of the ecological processes that take place in these areas (Roy et al. 2012), and are recognized as a vital component in the ecological dynamics of the fauna present in urban ecosystems. However, worldwide urban trees are facing several challenges to deliver and maintained benefits and services, mainly for stressful urban environment to reach maturity (Roy et al. 2012). Urban tree communities have a particular composition, where a mix of native and exotic tree species are present (Richards 1983). Many studies have been done about environmental and ecological impact using exotic species on urban green areas (Parker et al. 1999; Hitchmough 2011; PCA 2019). However, it is a fact that UGAs containing mixed native and exotic tree species, are areas with a high biological diversity of native invertebrates and plants (Smith et al. 2006; MacGregor-Fors 2010), and have people's acceptability (Hitchmough 2011). In this paper, we evaluate tree composition, including an analysis of the spatial distribution and dominance of native and exotic species in green areas on a neotropical city in southern Mexico.

Methods

Study area

We conducted this study in the city of San Cristóbal de Las Casas (SCLC), located in the southern corner of Mexico at 16°44'12" N, 98°38'18" W. The SCLC urban area has a territory of ~ 35 km², (Fig. 1), at an average elevation of 2200 masl (CEIEG 2018). The city is built along a valley dominated by alluvial soils and deposits with karstic subsoil that create a mountain wetland ecosystem (CEIEG 2018).

The subhumid temperate climate predominates with rains in summer and with annual average rainfall ranging from 1,000 mm to 2,500 mm. The average minimum temperature ranges between 3 ° C and 6 ° C during the months of November - April and average maximum temperatures range between 21 ° C to 24 ° C, in the months of May to October (CEIEG, 2018).

The original vegetation of the region include mainly oak and pine forests, as well as some remnants of cloud forests (Ramírez-Marcial et al., 2010 Campos-Sánchez et al., 2017). Currently, the city is covered by the original trees of the forests and wetlands, and also the areas are composed of a mixture of native and exotic species, confined to green spaces (for example, parks and public gardens, private green areas, cemetery, ecological reserve).

Field surveys and tree identification

To establish sampling sites across SCLC, we used a polygon of the city as a result of the methodology proposed by MacGregor-Fors (2010). We delimited the polygon of SCLC following spatial aggregation and communication criteria on an up-to-date high-quality satellite image (Falfán and Macgregor-Fors 2016). We then systematically set an 750 m × 750 m grids on the polygon of the city and considered the centroid of cells as

sampling sites. Finally, we adjusted the position of sampling sites *in situ* to the nearest accessible green area where sampling was feasible. The resulting number of sampling sites was 72, which was reduced to 63 due to security reasons at some peri-urban areas of the city (Fig. 1).

We surveyed trees in 63 sites, identifying all species present in a sample area of 600 m² (30m X 20m) per site. All trees (excluding palms) inside the surveyed area were recorded and identified to species level, whenever possible, standard dasometric data were recorded for all individuals (Aryal and Ruiz-Corzo 2019). We identified the recorded trees using available identification keys and specialized literature based on botanical characteristics (Huerta et al. 1986; Pennington and Sarukhán 2005; Ramírez-Marcial et al. 2010), and others resources (www.tropicos.org; www.naturalista.mx; www.conafor.gob.mx). When we were not able to identify an individual in the field, we collected a sample for further identification in the herbarium (Lot and Chiang 1986). We deposited all collected samples in the ECOSUR Herbarium, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas (CH).

Data analysis

We identified, determined their origin, and categorized all recorded trees. We made the native/exotic categorization in relation to the region of study (Altos de Chiapas), considering species as exotic if they do not occur naturally in Chiapas (González-Espinosa et al 2007; Ramírez-Marcial et al .2010). We also contrasted our results with those reported in previous studies considering taxonomical changes in a worldwide database (Tropicos: www.tropicos.org).

Likewise, we compared the results with local and regional studies in context to our study area (Huerta et al. 1986; Ramirez-Marcial et al. 1992; González-Espinosa et al. 2007; Ramírez-Marcial et al. 2010; García-Méndez et al. 2014; Ruiz and Ramírez-Marcial 2014). We use basic statistics to describe the average, standard deviation and distribution of data of tree species recorded by sampling site (Colwell et al. 2005; Alvis 2009; Campo and Duval 2014). We also calculated the density (ind/ha) of trees including all individuals of the registered species (Halffter et al. 2001; Benavides et al. 2012). We applied the Kolmogorov-Smirnov statistical test of two samples to evaluate the distribution of our data of native and exotic species. Due to the nature of our data (non-parametric), we carried out the Wilcoxon test to compare the values of native and exotic richness between the sampling sites (Falfán and MacGregor-Fors 2016).

Subsequently, we examined the similarity of richness between the sampling sites with the Bray-Curtis similarity index. The similarity index was calculated based on the hierarchical method with simple union grouping. The cutoff threshold was defined at 35% depending on the distance at which the fusion of groups occurs.

We carried out all the statistical procedures with the support of the software SPSS (statistics 21.0), PAST (3.20; Halffter et al. 2001).

Results

We recorded 1,466 trees, belonging to 42 species and 19 families. The families with the highest number of species were: Rosaceae (7 spp.) Pinaceae (5 spp.), Salicaceae (5 spp.), Fagaceae (4 spp.), and Oleaceae (3 spp.), together accounting for 58.5% of the total registered species (Table1).

With respect to the distribution of the species in the UGA, we found five species that presented more frequency in the sampling sites, which represent 49% of the total frequency, were: *Cupressus lusitanica* (f = 19%), *Pinus oocarpa* (f = 9%), *Crataegus pubescens* (C. Presl) C. Presl (f = 8%), *Fraxinus uhdei* (f = 7%) and *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton (f = 7%; Fig. 2, Table 1). As for the density of individuals registered for the study area, it was 389 *ind / ha*, of which the species with the highest densities were *Cupressus lusitanica* with 156 *ind / ha.*, *Pinus oocarpa* with 37 *ind / ha.*, *Fraxinus uhdei*, with 27 *ind / ha.*, *Quercus rugosa* with 20 *ind / ha.*, *Ligustrum lucidum* with 20 *ind / ha.* and *Crataegus pubescens* with 17 *ind / ha.* According to their origin, five of the mentioned species are of native origin and *Ligustrum lucidum* one of the exotic species with the highest density of individuals per hectare in the study area (Fig. 3, Table 1).

According to the geographical origin of the species (n = 42), we identify that 55% of the species are native and 43% are exotic species. In addition, we identified a greater occurrence of native trees in the 100% sites sampled (with the presence of 1 to 7 native species per site), while exotic species are present in 68% of the sampled sites (ranging from one to five species per site), with respect to the total richness of registered tree species. There was no definite pattern of distribution of native and exotic species among the sampling sites. However, the sites that offer a high percentage of the trees of native origin were found mainly in the periphery of the city, while the exotic species are located mainly in the center-south and center-north of the city (Fig. 4).

In total 42 species were registered, in each site a range of between 1 and 11 species was located. The sites that presented the greatest richness of species correspond to the Nabolom museum with a total of 11 registered species, the community center of

Albarrada where it registered 10 species, the ECOSUR research center with 10 species, the Salesian school with 8 species, the human development center Yutontonal with 7 species (Fig.1).

We confirmed with the Wilcoxon test that there is a significant difference between the richness of exotic and native species per sampling site ($P < 0.000$). Likewise, with the analysis of similarity between sites using the Bray-Crutis index, we corroborate that there is a similarity of species richness between sites. We identify 3 groups; the first is defined by site 45, which is not grouped with any other site; the second group defined by site 29, with values of similarity between sites less than 10%; The third group is defined by the union of the rest of the sites (61 sampling sites), with similarity value of 15%. Within the third group, greater affinity was identified between sites 15 and 28 with 100% similarity; the sites 7 - 9, 8 - 67 have a similarity of 86%; and sites 65-68, 12-56, 2-33, 42-38 showed a similarity of 80%; while the rest of the sites (50 sites) registered similarity values of less than 75% (Fig. 5).

We find that the relationship between the sampling sites in terms of their species richness is significant. The high percentage of similarity observed between group 3 (Fig. 5) at sites 15 and 28 was due to the fact that they share the same species richness, being *Cupressus lusitanica* a dominant native species. As for the rest of the sites in group 3, there is a variable similarity between 16% and 86%, of which these sites share species such as *Cupressus lusitanica*., *Pinus oocarpa*. *Fraxinus uhdei*, *Quercus rugosa*, among others.

Discussion

The increasing urbanization that has been presented in the city (SCLC) during the last decades, have deteriorated and displaced natural areas, degrading the environment of the city (Vásquez 2010; Calderón et al. 2012). Despite this displacement, green areas within the city are highlighted in this paper with an abundance of individuals and a richness of the tree species that has not been previously documented.

The results of our study show that the green areas of the SCLC city are composed of both native and exotic species, of which there was a greater frequency and richness of native species within the sampling sites. It is documented that in the cities there is a pattern of cultivation of trees of exotic species (Kowarik 2008; Walker et al. 2009; Moro et al. 2014; Morgenroth et al. 2016; Haene 2018). Where trees are used mainly to cover the need for urban aesthetics, without taking into account the needs of the tree itself, the environmental conditions, the structure of the city and even the damages to the inhabitants (Sorensen et al. 1998). This type of pattern has been recorded in different cities (Nielsen et al. 2014; Falfán and MacGregor-Fors 2016; Figueroa et al. 2018) where the displacement of native species to peripheral zones of the cities is observed.

However, we observed in our results that a homogeneous pattern of distribution of exotic and native species within the city of SCLC is not visualized. We observed that although there are exotic species, native species still have a higher frequency of occurrence within the sampling sites, a situation that does not happen in other studies carried out in medium-sized cities (Falfán and MacGregor-Fors 2016; Navarro and Moreno 2017). There are no previous studies on the composition of woody species in the city of SCLC, however, comparing our results with additional studies (García-Méndez

et al. 2014; Medrano 2017) conducted in the green areas of the city of SCLC, show that the results can be underestimated according to the method of data collection. Our results show the presence of 42 species between native and exotic species, while in additional studies a smaller number of species have been recorded. On the other hand, the results coincide that the most frequent native species in the study sites is *Cupressus lusitanica*.

The result that we obtained can be a reflection of the management decisions or actions that the inhabitants and some institutions have carried out, where the needs of the inhabitants themselves and of the city have been taken into consideration. This affects the cultivation of native species; such is the case of site 30, located in the SEDEM, where a group of ranger started the cultivation of trees of native origin (mostly *Cupressus lusitanica*) on the edge of the Yellow River about 37 years ago, with the main purpose of having access to a shaded area and minimize foul odors in the riverbed (Uribe-Villavicencio 2018, personal information). In addition to the above, there are institutions where they grow seeds of native trees (ECOSUR, Albarrada, SAPAM) that are accessible to the inhabitants, possibly this is an influence on the distribution of native species within the city. Likewise, there are natural processes such as the dispersion of species by wind or by fauna can function as an influence on the distribution of tree species (Osorio and Quiroz 2009; Quesada-Acuña et al. 2018).

In contrast, the sites with the highest percentage of exotic species, we observe that they are the sites where trees have been cultivated, possibly due to historical antecedents or because of the systemic eco-benefit they offer; as food, scenic beauty, shade or climate regulation, which promotes the cultivation of these species. An example is the site 49, located in the center-east of the city; where they registered a greater number

of species (11 spp.) of which 45% were exotic species, have been cultivated giving an allusion to the Lacandona jungle as an honor to the research work carried out by those who owned the now Nabolom museum.

The cultivation of native tree species within cities is a model that is developed mainly in cities in Europe and North America, where green areas are intended to be areas of inclusion and survival of native species (Lososová et al. 2012). This is contrary to what happens in Latin American cities, according to Figueroa and collaborators (2018), which suggests that the cultivation of native species, as in the SCLC, can be a model for other cities in the country. However, we suggest expanding this research including socioeconomic and environmental factors that may influence the management of the cultivation of native species within the city.

Acknowledgment

We appreciate the support provided in the field phase to María Guadalupe García Ramírez, Wilbert Johnatan Ruiz Courtois and Dulce Daniela Caballero. To the forester Don Francisco, for his interview and support in the identification of arboreal species. We thank the public and private organizations (SAPAM, Albarrada, ECOSUR, Nabolom Museum, Fiesta Americana, primary and secondary schools, among others) for allowing entry to sampling sites. We also thank the ECOSUR herbarium, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas (CH) and the technician Henry E. Castañeda Ocaña for the support in the taxonomic identification of tree species. The present study was the product of the research work carried out in the master's program of the South Border College (ECOSUR) with a scholarship provided by the National Council of Science and Technology (CONACYT).

References

- Akbari H and Konopacki S. 2004. Energy effects of heat-island reduction strategies in Toronto, Canada. *Energy* 29:191–210.
- Alberti M. 2005. The Effects of Urban Patterns on Ecosystem Function. *International Regional Science Review* 2:168–192.
- Alvis GJ. 2009. Análisis estructural de un bosque natural localizado en zona rural del municipio de Popayán. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial: BSAA* 7:115–122.
- Aryal DR and Ruiz-Corzo R. 2019. Carbon accumulations by stock change approach in tropical highland forests of Chiapas, Mexico. *Journal of Forestry Research* 30:1–15.
- Benavides HM, Young D, Grandizo F. 2012. Estructura del arbolado y caracterización dasométrica de la segunda sección del Bosque de Chapultepec. 18:51–71.
- Calderón CA, Soto PL, Estrada LE. 2012. Entre la conservación del bosque y el crecimiento de la ciudad: las localidades rurales en el espacio periurbano del Huitepec en San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México. *Estudios Demográficos y Urbanos* 27:739–787.
- Campo MA and Duval VS. 2014. Diversidad y valor de importancia para la conservación de la vegetación natural, parque nacional Lihué Calel (Argentina) 1. *Anales de Geografía* 34:25–42.
- Campos-Sánchez E, González-Espinosa M, Ramírez-Marcial N, Navarrete-Gutiérrez DA, Pérez-Farrera MÁ. 2017. Riqueza de especies arbóreas en bosques de montaña de Chiapas: estimaciones a partir de datos de herbarios e inventarios florísticos. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88:832–844.
- CEIEG. 2018. Geoweb Chiapas. información vectorial. [consultado 2018 nov 5]. <http://map.ceieg.chiapas.gob.mx/geoweb/>
- Colwell RK, Mao CX, Chang J. 2005. Interpolando, extrapolando y comparando las curvas de acumulación de especies basadas en su incidencia. *Ecology* 85:2717–2727.
- Cox DTC, Shanahan DF, Hudson HL, Plummer KE, Siriwardena GM, Fuller RA, Anderson K, Hancock S, Gaston KJ. 2017. Doses of neighborhood nature: The benefits for mental health of living with nature. *BioScience* 20:1–9.
- Falfán I and Macgregor-Fors I. 2016. Woody neotropical streetscapes a case study of tree and shrub species richness and composition in Xalapa. *Madera y Bosques* 22:95–110.
- Figueroa JA, Castro SA, Reyes M, Teillier S. 2018. Urban park area and age determine the richness of native and exotic plants in parks of a Latin American city: Santiago as a case study. *Urban Ecosystems* 21:645–655.
- Franco LS, Shanahan DF, Fuller RA. 2017. A review of the benefits of nature experiences:

More than meets the eye. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 14:1–29.

García-Méndez A, Lorenzo C, Vazquez L-B, Reyna-Hurtado R. 2014. Roedores y murciélagos en espacios verdes en San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México. *Therya* 5:615–632.

Gaston KJ, Ávila-Jiménez ML, Edmondson JL. 2013. Managing urban ecosystems for goods and services. *Journal of Applied Ecology* 50:1–11.

Haene E. 2018. Los árboles del Parque de la Ciudad (Ciudad Autónoma de Buenos Aires). Reporte técnico. Buenos Aires.

Halffter G, Moreno CE, Pineda EO. 2001. Manual para evaluación de la biodiversidad en reservas de la Biosfera. Primera ed. CYTED, ORCYT-UNESCO, editores. Zaragoza, España.

Hitchmough J. 2011. Exotic plants and plantings in the sustainable, designed urban landscape. *Landscape and Urban Planning* 100:380–382.

Huerta CM, Reyes AE, Gamez VJL. 1986. Características generales de la vegetación y su utilización en 25 municipios de Chiapas. C.V F de C de CS. de, S.A CE, editores. Chiapas, México.

Keniger LE, Gaston KJ, Irvine KN, Fuller RA. 2013. What are the benefits of interacting with nature? *International Journal of Environmental Research and Public Health* 10:913–935.

Kowarik I. 2008. On the Role of Alien Species in Urban Flora and Vegetation. En: Springer, editor. *Urban Ecology: An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*. Urban Ecol. Boston, MA. p. 85–103.

Lososová Z, Chytrý M, Tichý L, Danihelka J, Fajmon K, Hájek O, Kintrová K, Kühn I, Láníková D, Otýpková Z, et al. 2012. Native and alien floras in urban habitats: A comparison across 32 cities of central Europe. *Global Ecology and Biogeography* 21:545–555.

MacGregor-Fors I. 2010. How to measure the urban-wildland ecotone: Redefining “peri-urban” areas. *Ecological Research* 25:883–887.

Martin J-L, Maris V, Simberloff DS. 2016. The need to respect nature and its limits challenges society and conservation science. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 22:1–8.

McDonnell MJ and Pickett STA. 1990. Ecosystem structure and function along urban-rural gradients: an unexploited opportunity for ecology. *Ecology* 71:1232–1237.

McIntyre NE, Knowles-Yanez K, Hope D. 2000. Urban ecology as an interdisciplinary field : differences in the use of “ urban ” between the social and natural sciences. *Urban Ecosystems* 4:5–24.

Medrano GA. 2017. Riqueza y abundancia de aves en áreas verdes de la ciudad de San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México. Tesis de maestría. El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), Chiapas, México.

Morgenroth J, Östberg J, Konijnendijk van den Bosch C, Nielsen AB, Hauer R, Sjöman H, Chen W, Jansson M. 2016. Urban tree diversity-Taking stock and looking ahead. *Urban Forestry and Urban Greening* 15:1–5.

Moro MF, Westerkamp C, De Araújo FS. 2014. How much importance is given to native plants in cities' treescape? A case study in Fortaleza, Brazil. *Urban Forestry and Urban Greening* 13:365–374.

Navarro NLA and Moreno VJL. 2017. Cambios en el paisaje arbolado en Hermosillo: escasez de agua y plantas nativas. *Región Y Sociedad* 28:79–120.

Nielsen AB, van den Bosch M, Maruthaveeran S, van den Bosch CK. 2014. Species richness in urban parks and its drivers: A review of empirical evidence. *Urban Ecosystems* 17:305–327.

Nowak DJ, Hirabayashi S, Bodine A, Greenfiel E. 2014. Tree and forest effects on air quality and human health in the United States. *Environmental pollution* 193:119–129.

Osorio PÁ and Quiroz GD. 2009. Lluvia de polen de la ciudad de Oaxaca, México. *Polibotánica* 28:161–190.

Parker IM, Lonsdale WM, Goodell K, Wonham M, Kareiva PM, Williamson MH, Holle B Von, Moyle PB, Byers JE, Goldwasser L. 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions* 1:3–19.

PCA WG. 2019. Weeds Gone Wild: Alien Plant Invaders of Natural Areas. Alliance's Alien Plant Working Group. [consultado 2019 mar 8]. <http://www.nps.gov/plants/alien/index.htm>

Pennington TD and Sarukhán J. 2005. Árboles tropicales de México. 3 ra. edic. UNAM, FCE, editores. México, D.F.

Pisanty I, Mazari M, Ezcurra E. 2009. El reto de la conservación de la biodiversidad en zonas urbanas y periurbanas, en *Capital natural de México*. En: CONABIO, editor. Estado de conservación y tendencias de cambio. CONABIO, México. Vol. 2. México. p. 719–759.

Quesada-Acuña SG, Porras Martínez C, Ramírez Alán O, Gastezzi-Arias P. 2018. Dispersión de semillas por aves residentes en bosque ribereño urbano del río Torres, San José, Costa Rica. *UNED Research Journal* 10:48-56.

Ramírez-Marcial N, Camachop-Cruz A, Martínez-Icó M, Luna-Gómez A, Golicher D, González-Espinosa M. 2010. Árboles y arbustos de los bosques de montaña en Chiapas. 1 era. edi. ECOSUR, editor. Chiapas, México.

Ramírez-Marcial N, González-Espinosa M, Quintana-Ascencio P. 1992. Banco y lluvia de semillas en comunidades sucesionales de bosques de pino-encino de los altos de chiapas, México. *Acta Botanica Mexicana* 20:59:59–75.

Richards NA. 1983. Diversity and stability in a street tree population. *Urban Ecology* 7:159–171. [consultado 2019 mar 14]. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0304400983900347>

Richardson DM and Rejmánek M. 2011. Trees and shrubs as invasive alien species - a global review. *Diversity and Distributions* 17:788–809.

Roy S, Byrne J, Pickering C. 2012. A systematic quantitative review of urban tree benefits, costs, and assessment methods across cities in different climatic zones. *Urban Forestry and Urban Greening* 11:351–363.

Ruiz ML and Ramírez-Marcial N. 2014. Los bosques urbanos, refugios de biodiversidad: el cerrito de San Cristóbal. primera. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas M: EC de la FS, editor. Chiapas, México.

Seto KC, Guneralp B, Hutyra LR. 2012. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109:16083–16088.

Smith RM, Warren PH, Thompson K, Gaston KJ. 2006. Urban domestic gardens (VI): Environmental correlates of invertebrate species richness. *Biodiversity and Conservation* 15:2415–2438.

Sorensen M, Barzetti V, Williams J. 1998. Manejo de las áreas verdes urbanas. Kari Keipi. División de Medio Ambiente del Departamento de Desarrollo Sostenible del Banco Interamericano de Desarrollo, editor. Washington, D.C.

Tigges J, Churkina G, Lakes T. 2017. Modeling above-ground carbon storage: a remote sensing approach to derive individual tree species information in urban settings. *Urban Ecosystems* 20:97–111.

United Nations. 2018. World Urbanization Prospects. World Urbanization Prospects: The 2018 Revision, custom data acquired via website. [consultado 2018 dic 5]. <https://population.un.org/wup/>

Vásquez ML. 2010. La agricultura urbana como elemento promotor de la sustentabilidad urbana. situación actual y potencial en San Cristóbal de Las Casas, Chiapas. El Colegio de la Frontera Norte.

Walker JS, Grimm NB, Briggs JM, Gries C, Dugan L. 2009. Effects of urbanization on plant species diversity in central Arizona. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:465–470. [consultado 2019 mar 5]. <http://doi.wiley.com/10.1890/080084>

Zhang C, Tian H, Pan S, Liu M, Lockaby G, Schilling EB, Stanturf J. 2008. Effects of forest regrowth and urbanization on ecosystem carbon storage in a rural-urban gradient in the southeastern United States. *Ecosystems* 11:1211–1222.

Table 1. List of tree species registered in the study area of the city of San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, alphabetically ordered by species.

Family	Scientific name	Common name	Origin	*Frequency	**Density
Sapindaceae	<i>Acer negundo</i> L.	Negundo, acezintle, icoj,	Native	2	0.5
Betulaceae	<i>Alnus acuminata</i> Kunth	Aile, Abedul	Native	4	2.4
Betulaceae	<i>Alnus jorullensis</i> Kunth	Aliso	Native	1	0.8
Solanoideae	<i>Brugmansia candida</i> Pers.	Flor de campana	Exotic	1	1.6
Scrophulariaceae	<i>Buddleja cordata</i> Kunth	Tepozán, tzelepat	Native	2	1.1
Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i> L.	Cedro, Chujté	Native	2	1.6
Rutaceae	<i>Citrus aurantifolia</i> Swingle	Limonero	Exotic	1	0.3
Rosaceae	<i>Crataegus pubescens</i> (C. Presl) C. Presl	Manzanita, Chisté	Native	20	17.5
Cupressaceae	<i>Cupressus lusitanica</i> Mill.	Cipress, Nuculpat, Cedro blanco	Native	47	155.6
Cupressaceae	<i>Cupressus sempervirens</i> L.	Cipres mediterraneo	Exotic	1	0.3
Rosaceae	<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	Níspero	Exotic	5	1.6
Myrtaceae	<i>Eucalyptus cinerea</i> F. Muell. ex Benth.	Eucalipto dólar	Exotic	2	1.3
Myrtaceae	<i>Eucalyptus microcarpa</i> (Maiden) Maiden	Eucalipto microcarpa	Exotic	10	15.3

Moraceae	<i>Ficus benjamina</i> L.	Ficus, Laurel de la India	Exotic	1	1.1
Moraceae	<i>Ficus carica</i> L.	Higo, Chuná	Exotic	2	0.8
Oleaceae	<i>Fraxinus purpusii</i> Brandegee	Fresno	Native	12	11.6
Oleaceae	<i>Fraxinus uhdei</i> (Wenz.) Lingelsh.	Fresno, Madre de agua	Native	17	27.2
Oleaceae	<i>Ligustrum lucidum</i> W.T. Aiton	Trueno	Exotic	17	19.6
Altingiaceae	<i>Liquidambar styraciflua</i> L.	Liquidambar, Nabá, sots-te, Toshcui	Native	1	0.3
Rosaceae	<i>Malus domestica</i> (Suckow) Borkh.	Manzana	Exotic	2	1.3
Moraceae	<i>Morus alba</i> L.	Mora	Exotic	1	0.8
Lauraceae	<i>Persea americana</i> Mill.	Aguacate	Native	5	1.9
Pinaceae	<i>Pinus ayacahuite</i> C. Ehrenb. ex Schltldl.	Ocote, Pinabete, Pino tabla	Native	4	1.3
Pinaceae	<i>Pinus cembroides</i> Zucc.	Pino piñonero, Piñon, Pino	Native	7	3.2
Pinaceae	<i>Pinus chiapensis</i> (Martínez) Andresen	Pinabeto, k'uk toj	Native	2	7.9
Pinaceae	<i>Pinus oocarpa</i> Schiede ex Schltldl.	Ocote, Ichtaj	Native	23	36.8
Pinaceae	<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl. var. <i>apulcensis</i> (Lindl.) Shaw	Mocohtaj, Pino blanco	Native	3	3.7

Salicaceae	<i>Populus nigra</i> L.	Álamo negro, chopo	Exotic	4	2.6
Salicaceae	<i>Populus alba</i> L.	Álamo blanco, Chopo blanco	Exotic	4	3.7
Rosaceae	<i>Prunus cerasifera</i> Ehrh.	Ciruela	Exotic	4	2.1
Rosaceae	<i>Prunus persica</i> (L.) Batsch	Durazno	Exotic	12	6.6
Rosaceae	<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	Cerecillo, Cerezo, Capulin	Native	6	3.7
Rosaceae	<i>Pyrus communis</i> L.	Pera	Exotic	9	13.2
Fagaceae	<i>Quercus crassifolia</i> Bonpl.	Encino blanco	Native	1	4.0
Fagaceae	<i>Quercus x dysophylla</i> Benth.	Encino o laurelillo	Native	1	0.5
Fagaceae	<i>Quercus ocoteifolia</i> Liebm.	Chiquiniv	Native	2	1.9
Fagaceae	<i>Quercus rugosa</i> Née	Roble tulan,	Native	7	19.8
Salicaceae	<i>Salix babylonica</i> L.	Sauce llorón	Exotic	3	5.6
Salicaceae	<i>Salix bonplandiana</i> Kunth	Ahuejote	Native	1	1.6
Salicaceae	<i>Salix humboldtiana</i> Willd.	Sauce, Tok'oy	Native	3	3.7
Adoxaceae	<i>Sambucus nigra</i> L.	Sauco	Native	1	1.3
Anacardiaceae	<i>Schinus molle</i> L.	Pirul, árbol del Perú	Exotic	1	0.3

**Density; Individuals present per unit area (individuals / ha)

* Frequency; number of sampling sites (63 sites) where the species was recorded

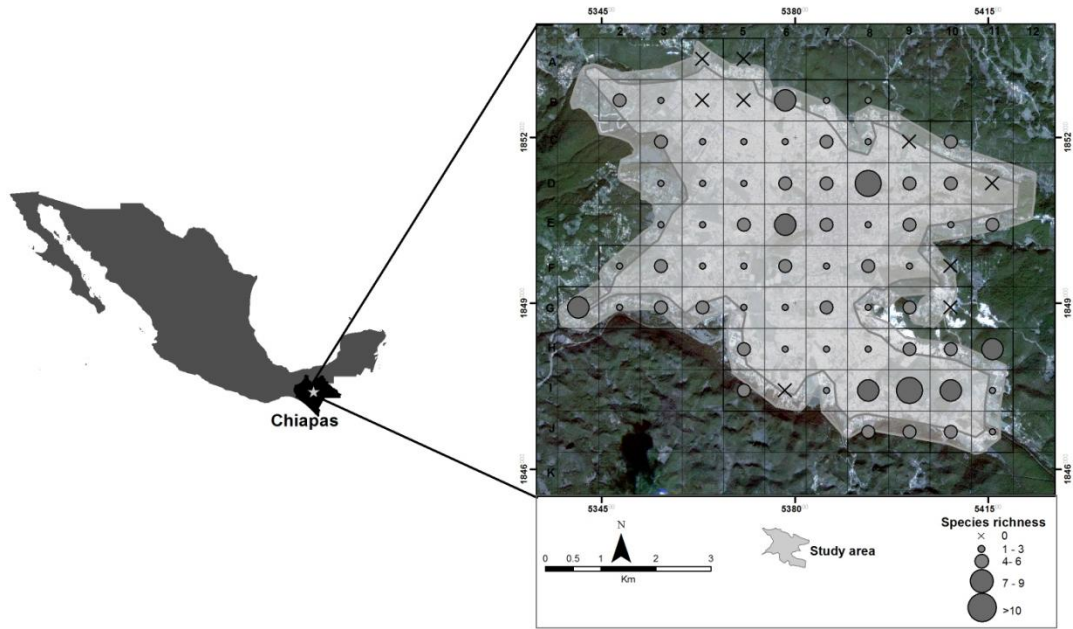


Figure 1. Map of the study area that represents the location of San Cristóbal de Las Casas, Chiapas and the species richness in the sampling sites.

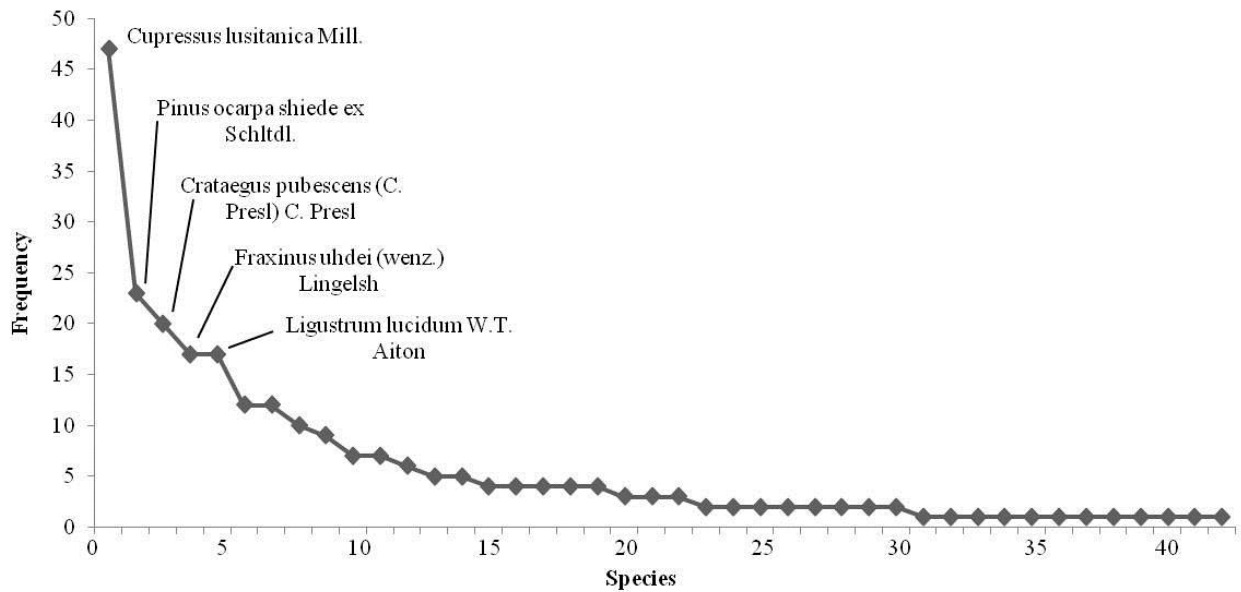


Figure 2. Frequency plot of recorded species in the study area.

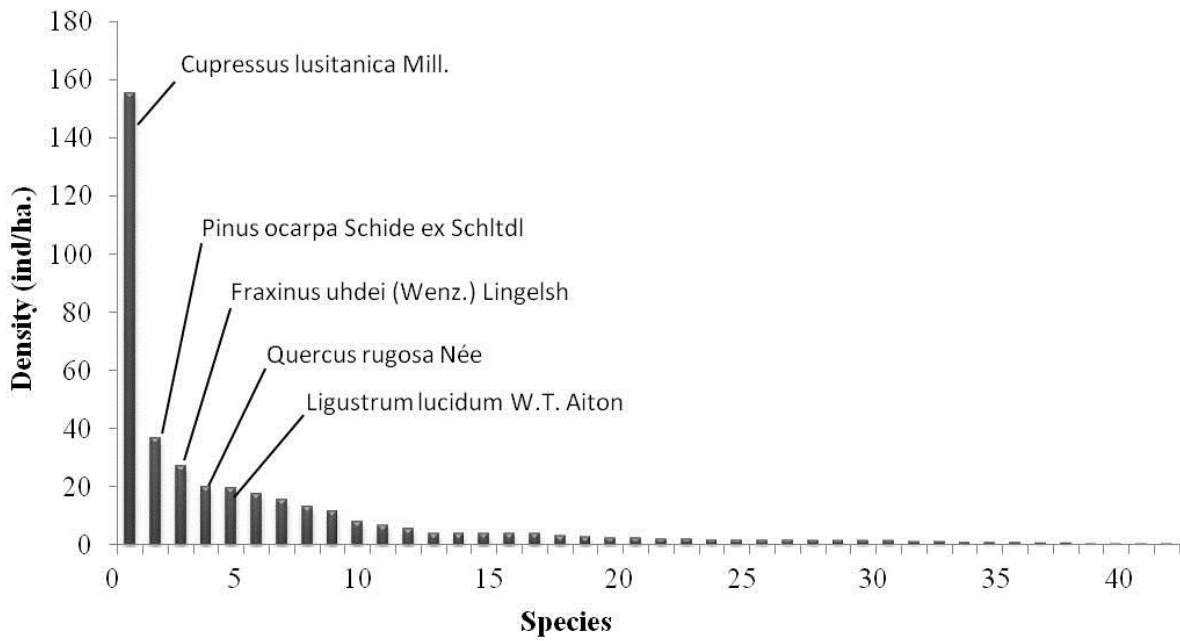


Figure 3. Density chart of species in the study area

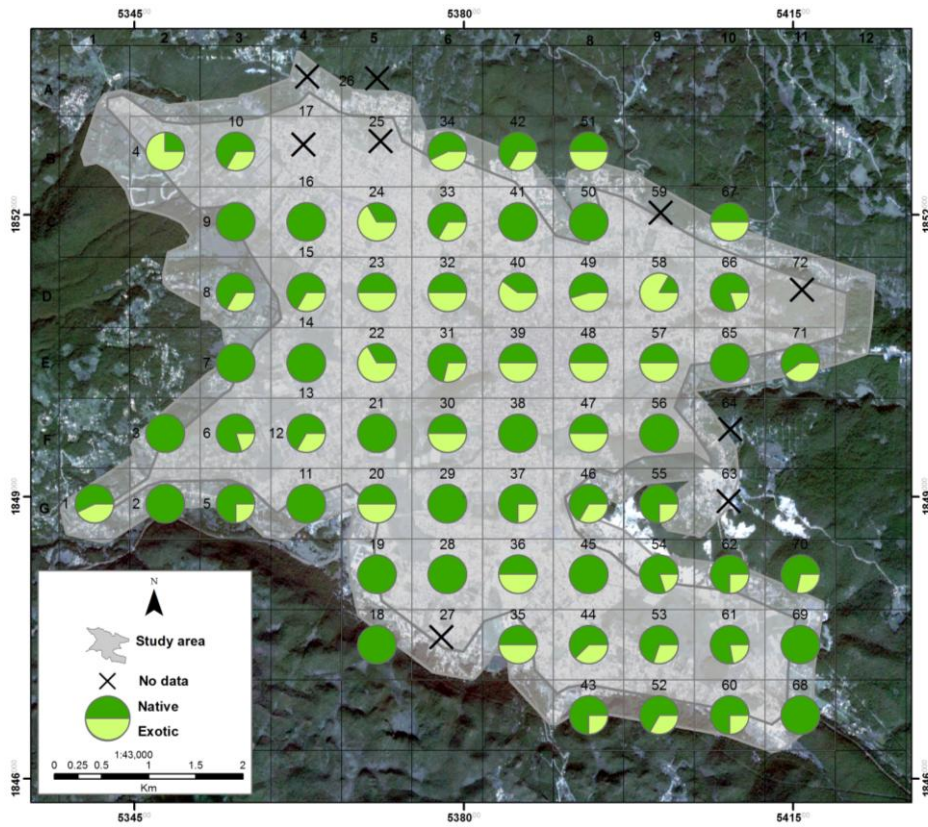


Figure 4. Distribution map of species by origin (native / exotic) in San Cristóbal de Las Casas, Chiapas.

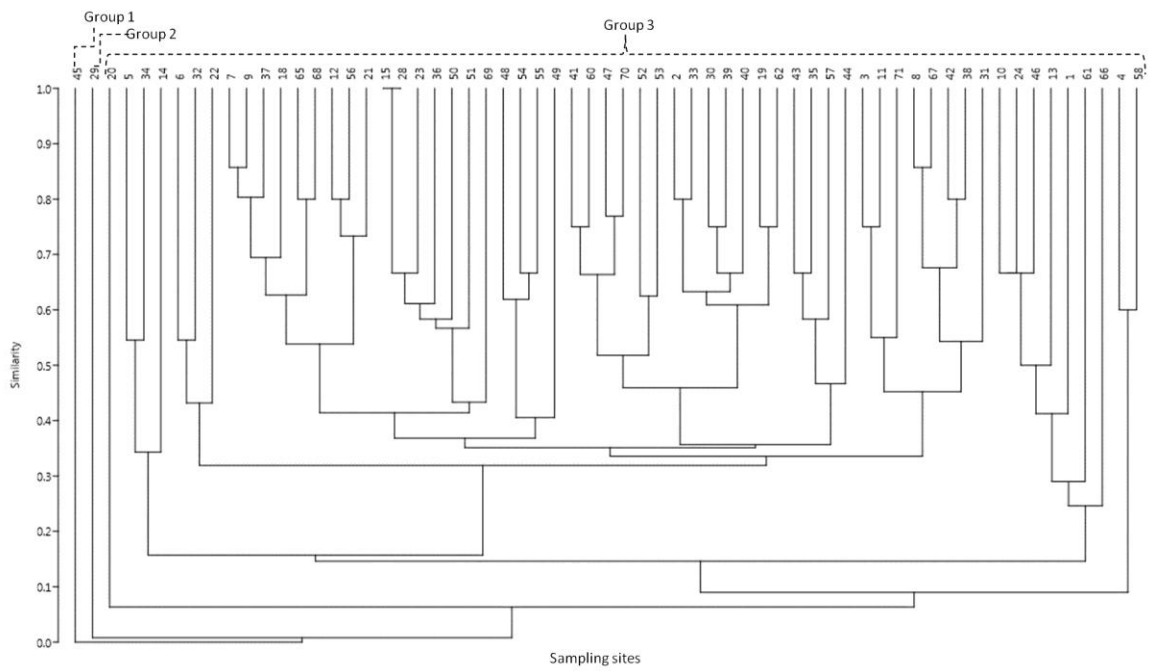


Fig 5. Dendrogram of sampling sites, applying the Bray-Curtis index

CAPÍTULO III

ALMACENAMIENTO DE CARBONO EN ÁREAS VERDES URBANAS: EL CASO DE ESTUDIO DE SAN CRISTÓBAL DE LAS CASAS, CHIAPAS

Angélica Uribe-Villavicencio^{1*}, Deb Raj Aryal², Ian MacGregor-Fors³ Luis-Bernardo Vázquez*

¹ Grupo de Investigación en Sistemas Socio ecológicos Urbanos / RG-URSES. El Colegio de la Frontera Sur. Carretera Panamericana y Periférico S/N, Barrio María Auxiliadora, San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México. CP 29290.

² CONACYT-Universidad Autónoma de Chiapas, Facultad de Ciencias Agronómicas, Chiapas-México.

³ Instituto de Ecología, A. C, Carretera antigua a Coatepec 351 El Haya, Xalapa 91070 Veracruz, México.

*Corresponding author: l.b.vazquez@gmail.com telephone +52 (967) 674 9000

Resumen

La ciudad de San Cristóbal de las Casas (SCLC) presenta un incremento poblacional y en conjunto ha aumentado el área urbanizada, aunque la urbanización ha ocupado espacios verdes, aun se resaltan áreas verdes al interior de la ciudad que prestan beneficios al ambiente. La presente investigación tiene como objetivo estimar el almacenamiento de carbono de los árboles dentro de las áreas verdes urbanas. Se estableció sistemáticamente una cuadrícula sobre la imagen de satelital de la ciudad, con cuadrantes de de 750 m x 750 m. En total se seleccionaron 63 sitios de muestreo, donde se censaron todos los árboles, se registró tipo de especie, nombre común, Diámetro Altura al Pecho (DAP 130 cm), altura total, altura fuste, altura copa, distancia entre árboles y radio de copa. La biomasa fue calculada utilizando la ecuación alométrica general, se obtuvo un total de 1,441.10 t. de biomasa y un total de 648.50 MgCha⁻¹. Las especies que presentaron mayor valor de almacenamiento corresponde a la especie

exótica *Salix babylonica* (con 145.54 MgCha⁻¹), *Eucalyptus microcarpa* (con 111.46 MgCha⁻¹) y la especie nativa *Cupressus lusitanica* (con 107.49 MgCha⁻¹). Este tipo de estudios permiten identificar potenciales sumideros de carbono dentro de la ciudad y revalorar las áreas verdes urbanas.

Palabras Clave: árboles urbanos, almacén de carbono, método no destructivo

Introducción

Hoy en día, la vegetación urbana es reconocida como piedra angular para la conservación de la naturaleza y los beneficios que brindan en las ciudades. Sin embargo, la rápida urbanización genera degradación ambiental e impactos ecológicos considerables. La comunidad de árboles que se encuentran en las áreas verdes urbanas, además de proporcionar beneficios a la población y al ambiente, ayudan a mitigar algunos de los problemas ambientales. Las áreas verdes existentes en las ciudades brindan múltiples beneficios, su presencia es un componente clave del paisaje urbano, cuya influencia es importante en la generación de condiciones que promueven y mantienen una buena calidad de vida (Keniger et al. 2013; Cox et al. 2017; Franco et al. 2017), mitigan parcialmente el deterioro ambiental causado por la urbanización (Akbari y Konopacki 2004; Nowak et al. 2014), y son considerados como una fuente de servicios ecosistémicos, los cuales benefician, directa e indirectamente, a los habitantes de las ciudades (i.e almacenamiento de carbono, oxígeno, regulación térmica, mejora en el aire calidad, sombra). Dentro de las áreas verdes urbanas (AVU), los árboles juegan un papel crucial en el mantenimiento de gran parte de los procesos ecológicos que tienen lugar en estas áreas (Roy et al. 2012). Sin embargo, los árboles urbanos de todo el mundo

enfrentan condiciones estresantes que hacen que su desarrollo natural, y los beneficios que estos brindan, se vea comprometido (Roy et al. 2012).

Las comunidades de árboles urbanos tienen una composición particular, donde hay una mezcla de especies de árboles nativos y exóticos (Richards 1983). Se han realizado muchos estudios sobre el impacto ambiental y ecológico utilizando especies exóticas en áreas verdes urbanas (Parker et al. 1999; Hitchmough 2011). Sin embargo, es un hecho que las AVU que contienen una mezcla de especies de árboles nativos y exóticos son áreas con una importante presencia biológica (Smith et al. 2006; MacGregor-Fors 2010), y son socialmente bien aceptados (Hitchmough 2011). Dentro de las múltiples funciones que la comunidad de árboles urbanos brinda a las distintas ciudades, destaca el rol que tienen dentro de las AVU, al actuar como sumideros de carbono local (Grimmond et al 2002) y otros contaminantes del aire (Velasco et al. 2016).

En las últimas dos décadas, se han realizado numerosas investigaciones con el propósito de cuantificar el almacenamiento de carbono de árboles presentes en áreas verdes urbanas (Nowak y Crane 2002; Zhang et al. 2008; Garrido et al. 2009; McHale et al. 2009; Koerner y Klopatek 2010; Davies et al. 2011; Ren et al. 2011; Aguaron y McPherson 2012; Nowak et al. 2013; Velasco et al. 2013; Santoyo-Gómez et al. 2014; Timilsina et al. 2014; Weissert et al. 2014; Ramos-Beltrán et al. 2015; Hailiang et al. 2016; McPherson et al. 2016; Serrano 2016; Velasco et al. 2016). En su mayoría estas investigaciones han utilizado el método no destructivo para cuantificar la biomasa seca y con ello calcular el almacén de carbono. En algunas ciudades, las áreas verdes urbanas pueden almacenar más carbono que las áreas suburbanas y rurales adyacentes, como

resultado de la plantación de árboles y el manejo del espacio verde urbano (McHale et al. 2009).

En zonas urbanas de China, las áreas verdes pequeñas o árboles aislados fuera de las mayores áreas verdes almacenan alrededor de 1339 Tg C en un área de 67.2 km², corresponde entre el 16.5 y 20.7% de la reserva de carbono de la vegetación terrestre, lo que los convierte en un componente sustancial de las reservas de carbono de ese país (Guo et al. 2014). Otros estudios similares han estimado que el almacenamiento de carbono de los árboles en las zonas urbanas de 28 ciudades de Estados Unidos almacena un total 25.6 millones de toneladas de carbono al año (1Tg = 1012g; Nowak et al. 2013). En México, se encontró que la comunidad de árboles del Bosque Chapultepec, en la Ciudad de México, almacena un total de 20,404.08 MgCha⁻¹ en 182 ha (Ramos-Beltrán et al. 2015).

Ante la inevitable y poco regulada expansión urbana, y la transformación del suelo en las ciudades, por las actuales tasas de crecimiento poblacional (en especial en ciudades medias de África, Asia y Latinoamérica), la estimación de almacenamiento de carbono en áreas verdes urbanas es de suma importancia para la cuantificación de beneficios ecológicos y económicos de los ecosistemas urbanos (Martínez et al. 2017). El objetivo principal de este trabajo de investigación es estimar el almacenamiento de carbono en los árboles presentes en áreas verdes urbanas de la ciudad de San Cristóbal de Las Casas (SCLC), Chiapas, México. El objetivo principal está enfocado a proporcionar información básica necesaria que aporte a comprender la contribución de los árboles urbanos en el almacenamiento de C.

Materiales y métodos

Área de estudio

La presente investigación considera los árboles presentes en áreas verdes urbanas y periurbanas de la ciudad de SCLC con presencia de árboles. La ciudad tiene una superficie de 35.116 km² (CEIEG 2018), se localiza en la región de Los Altos de Chiapas, en el municipio del mismo nombre, entre las coordenadas 16° 44' 14.78" N y 92°38'14.76" O (Google Earth y Maxar Technologies 2018).

La vegetación predominante de la región se compone principalmente de asociaciones de bosques mesófilos de montaña, bosques de encino y asociaciones de pinos (Ramírez-Marcial et al. 2010; Calderón et al. 2012; Campos-Sánchez et al. 2017). Las áreas de estudio se localizan en la zona urbana y periurbana de la ciudad entre los 2114 msnm y 2266 msnm, se han registrado especies arbóreas tales como *Cupressus lusitanica*, *Quercus* spp., *Crataegus mexicana* DC., *Pinus pseudostrobus*, entre otras (García-Méndez 2014; Ruiz y Ramírez-Marcial et al. 2014). Predomina el clima templado subhúmedo con lluvias en verano y con precipitaciones media anual que van de los 1,000 mm a 2,500 mm. La temperatura mínima promedio oscila entre los 3 ° C y 6 ° C durante los meses de noviembre – abril y temperaturas máximas promedio oscila entre 21° C a 24° C, en los meses de mayo a octubre (CEIEG, 2018).

SCLC es el cuarto municipio con mayor población del estado de Chiapas, México. En el 2015, se concentraban 209, 591 habitantes de las cuales el 14% habita en áreas rurales y el 86% en áreas urbanas (INEGI 2015). Estudios realizados en el 2013 estimaron que SCLC llegaría a tener una población de entre 230,000 y 375,000

habitantes en el 2030. Así mismo, en el 2013 se estimó que la ciudad se expandiría triplicando su superficie urbana de 1,311 ha a 3,102 ha (Trucíos et al. 2013).

Selección y características generales de los sitios de muestreo

Se delimitó el área urbana y periurbana de la ciudad de SCLC por medio de análisis de imágenes satelitales Google Earth de acuerdo a la metodología propuesta por MacGregor-Fors (2010). Posteriormente, se estableció sistemáticamente una malla sobre la imagen de la ciudad, que cubriera las zonas identificadas como urbanas y periurbanas.

Los cuadrantes de la malla fueron establecidos de 750 x 750 m, se definió el centroide de cada cuadrante como punto previo de área de muestreo (McRoberts et al. 1992; Falfán y MacGregor-Fors 2016). Los sitios fueron ajustados, debido a que los centroides caían en su mayoría en áreas de cobertura gris (construcciones), desplazados al área verde más cercana dentro de cada cuadrante, así mismo, se buscó la accesibilidad a los sitios de muestreo. Los cuadrantes que presentaban menos del 20% de área urbana no fueron considerados para el muestreo. Como resultado, se obtuvieron 72 sitios de muestreo, de los cuales fueron eliminados 9 sitios, por razones de accesibilidad y seguridad, estos 9 sitios se localizaron en la zona periurbana de la ciudad. En total se seleccionaron 63 sitios de muestreo, de los cuales 25 se caracterizan como sitios periurbanos y 38 como sitios urbanos.

Los datos de campo se tomaron en cada sitio de muestreo, donde se establecieron parcelas de 600 m² (30 m x 20 m). Se registraron todas las especies arbóreas que se encontraban dentro de cada parcela, con previo permiso de los propietarios. Se tomaron en consideración las siguientes variables dasométricas: tipo de especie, nombre común,

diámetro altura al pecho (DAP 1.30m), altura total, altura fuste, altura copa, distancia entre árboles y radio de copa (FAO 2004a; Marinidou 2009), variables que se utilizan en las ecuaciones alométricas para el cálculo de C. Las parcelas que se localizaron en terrenos inclinados se realizó la corrección de distancias mediante la multiplicación de la distancia horizontal por el factor de corrección de pendiente, tomando en consideración el ángulo de la horizontal y la recta (FAO 2004b).

Cuando no fue posible identificar la especie de los individuos en el sitio, se procedió a la toma de evidencia fotográfica y física de acuerdo con las especificaciones de colecta (Lot y Chiang, 1986).

Las especies fueron identificadas con el apoyo de literatura especializada (Huerta et al. 1986; Pennington y Sarukhán 2005; Ramírez-Marcial et al. 2010) y otros recursos en la web (Trópicos: www.tropicos.org; Naturalista: www.naturalista.mx ; fichas técnicas CONAFOR: www.conafor.gob.mx)

Análisis de datos

Se estimó la biomasa aérea mediante el método indirecto, (Nowak y Crane 2002; Dobbs 2005; Nowak et al. 2013; Baró et al. 2014; Raciti et al. 2014; Ruiz-Aquino et al. 2014; Santiago-Romero y Rojas-García 2014; Ramos-Beltrán et al. 2015; Rojas-García et al. 2015; García et al. 2016; McPherson et al. 2016; Cabudivo 2017). Una de las ventajas que tiene este método es que no es destructivo, es sencillo y de bajo costo (Nowak et al. 2013). La biomasa fue calculada de acuerdo a las especies identificadas en el área de estudio, se seleccionó la ecuación alométrica general (Chave et al. 2005), se consideró valores de densidad de la madera a nivel especie o familia (Chave et al.

2009; Zanne et al. 2009). Se utilizó el factor 0.45 para convertir la biomasa seca a fracción de carbono (Mg C; Pompa-García et al. 2017).

Resultados

Se muestrearon 1,466 árboles en 63 parcelas. Las parcelas muestreadas presentaron entre 2 y 96 árboles. Se identificaron 42 especies distribuidas en 19 familias, el 55% de las especies son nativas y el 43% son especies exóticas. Las especies *Cupressus lusitanica*, *Pinus oocarpa* y *Fraxinus uhdei*, fueron las especies con mayor densidad (Tabla 1).

El total de biomasa aérea fue de 1,441.10 toneladas de biomasa. Al convertir la biomasa seca a C ($f= 0.45$) se obtuvo un total de 648.50 MgCha-1 de almacenamiento de C para toda la superficie muestreada (3.78 ha).

Los sitios de muestreo con mayor valor de almacenamiento de carbono se localizan en el centro-oeste y sur-este de la ciudad (Fig. 2). Los mayores valores de almacenamiento están representados por el conjunto de individuos de las especies *Salix babylonica* (151.90 MgCha-1) *Cupressus lusitanica* (54.53 MgCha-1) y *Ligustrum lucidum* (47.33 MgCha-1; tabla 1).

Se elaboraron cuatro modelos multivariados GLM, de las cuales el modelo que presento mayor ajuste fue el modelo 3, con un AIC de 368.812, lo cual nos indica que la relación entre la variable dependiente que es el almacén de C, con las covariables referentes a las características estructurales de los árboles muestreados (Altura y DAP; ver Tabla 2).

Existe una relación significativa con las variables de riqueza ($p=0.206$), densidad de especies ($p=0.552$), altura de fuste de los individuos ($p=0.490$) y cobertura verde ($p=0.044$). Por otro lado, las variables que no presentaron una relación significativa fueron; origen de la especie (nativa, exótica; $p= <0.05$), DAP ($p= 0.000$), altura total del individuo ($p=0.003$), área de copa ($p= 0.009$) y cobertura gris ($p= 0.14$).

Discusión

La comunidad arbórea de la ciudad de SCLC al igual que otras ciudades de México, como Tecámac en el Estado de México, Bosque Chapultepec en la ciudad de México, Ocuilzapatlán-Macultepec Centro en Tabasco, Tijuana en Baja California, tienen una similitud en cuanto a la presencia de especies arbóreas de origen exótico y nativo. Por lo que la presencia de especies con origen exótico forma parte importante en la estructura y función del ecosistema urbano.

Las especies de árboles nativos y exóticos presentes en las áreas verdes urbanas de la ciudad de SCLC, aportan el beneficio de almacenamiento de carbono. Al igual que las comunidades arbóreas de la ciudad de Tijuana, México, los árboles de las áreas verdes urbanas de la ciudad de SCLC, actúan como sumidero de carbono local.

La cuantificación de biomasa y estimación de almacén de C en la ciudad de SCLC, se estimó con la ecuación alométricas generales. Tomando en consideración los resultados obtenidos de estudios realizados en otras regiones (Nowak y Crane 2002, Dobbs et al. 2011, Douterlunne et al. 2013, Velasco et al. 2016, Humantupa-Chuquimaco et al. 2017), compartimos la sugerencia de utilizar las ecuaciones específicas para cada

especie con cautela, ya que los elementos para calcular la biomasa de cada especie varían según las variables que se toma en cuenta en las ecuaciones.

Una de las ventajas que encontramos al utilizar la ecuación general es que estandariza la toma de elementos del árbol, además considera la densidad de madera calculada para cada especie. Sin embargo, las ecuaciones utilizadas han sido elaboradas para árboles de hábitats naturales, en donde la estructura y el medio ambiente de desarrollo de un árbol difiere sustancialmente de aquellos que se encuentran en ambientes urbanos. Por lo que los resultados de biomasa y por tanto de almacén de C, podrían ser subestimados o sobreestimados para especies de árboles presentes en ambientes urbanos.

En la presente investigación, se refleja un mayor aporte de almacén de C de la especie *Cupressus lusitanica*, por ser una de las especies con mayor número de individuos y no por su capacidad de almacenamiento. Un estudio similar realizado en el bosque urbano de San Juan de Aragón en la ciudad de México (Mijangos-Hernández et al. 2014), arrojó que esta especie en efecto es una de las especies que ofrece un menor almacén de C. Sin embargo, al ser una especie de rápido crecimiento, en volumen puede representar un área con alto porcentaje de almacén de C. La especie *Cupressus lusitanica*, juega un rol ecológico relevante, esta especie brinda refugio de especies, es utilizada para la reforestación de zonas degradadas, es ampliamente utilizada para combustible y para construcción de horcones y techos de casas. Aunque otros estudios realizados en bosques, mencionan que el reforestar con este tipo de especie trae efectos secundarios, como la reducción de diversidad y riqueza de especies y la modificación de las condiciones naturales del suelo (Fernández-Pérez et al. 2013).

Las especies que reflejan un mayor almacén de C por individuo también prestan otros beneficios. Por ejemplo, *Salix babylonica*, especie exótica que además de aportar beneficios en el almacén de C es una especie utilizada para restauración de zonas ribereñas por su capacidad de retención de suelo y humedad.

La especie *Crataegus pubescens*, es una especie nativa que se usa como alimento y como remedio medicinal. *Crataegus pubescens* se localizó en el 90% de los sitios muestreados y registro un alto almacén de C. Sin embargo, la estimación del almacén de C que presenta *Crataegus pubescens* puede estar sobreestimada, debido a que la estructura de la especie, en la mayoría de los individuos muestreados se presentó un tallo ramificado que variaban de entre 5 a 22 tallos con diámetros menores a 50 cm. En comparación con otras especies que obtuvieron un almacén de C alto, como *Salix babylonica*, sus características estructurales difieren mucho, lo que hace reflexionar que el cálculo de la estimación de almacén de C para la especie de *Crataegus pubescens*, puede estar sobreestimado. Otra de las especies que se obtuvo un alto almacén de C fue *Liquidambar styraciflua* L. es una especie nativa que además de presentar un almacén de C alto, cuenta con otros beneficios maderables, medicinales y de refugio de aves y mamíferos.

Respecto a los resultados de los análisis multivariados (GLM), muestran que efectivamente existe una relación entre las covariables de riqueza, densidad, origen, altura, DAP, Cobertura verde y cobertura gris. Lo que quiere decir que en la ciudad de SCLC es importante la existencia de áreas verdes con árboles de diversas especies y de origen tanto nativos como exóticos que ofrecen el beneficio de almacén de C.

Por lo anterior, es importante señalar que los valores obtenidos en el presente estudio pueden ser tomados en consideración como primera aproximación para reconocimiento del servicio de almacenamiento de C de los árboles urbanos presentes en las áreas verdes urbanas de la ciudad de SCLC. Además, no existen precedentes que permitan realizar comparaciones de resultados de biomasa y almacenamiento en esta área de estudio.

Conclusiones

El presente trabajo es el primero en su tipo para la ciudad de SCLC, es una primera aproximación de la capacidad de almacenamiento de C que tienen las áreas verdes de la ciudad, donde se obtuvo un total de 648.50 MgCha-1 en 3.78 ha muestreadas. Este tipo de estudios resalta la importancia del beneficio de almacenamiento de C que brindan los árboles en las áreas verdes urbanas de la ciudad de SCLC, por lo que sugerimos ampliar la presente investigación. A partir de este estudio se abren otras líneas de investigación enfocadas a generar ecuaciones alométricas específicas que permitan estimar la biomasa y almacén de C para especies localizadas en ambientes urbanos de ciudades neo tropicales, con el propósito de obtener resultados más certeros para estos ambientes. Además, se considera importante realizar investigaciones para el monitoreo del almacenamiento de carbono en árboles urbanos, así como abrir otra línea de investigación resaltando la percepción de los habitantes sobre el arbolado urbano y sus beneficios a la población de la ciudad de SCLC.

Literatura Citada

Aguaron E y McPherson EG. 2012. Comparison of methods for estimating carbon dioxide storage by Sacramento's urban forest. En: R. Lal y B. Augustin, editor. Carbon Sequestration in Urban Ecosystems. CA USA. p. 1–385.

Akbari H y Konopacki S. 2004. Energy effects of heat-island reduction strategies in Toronto, Canada. *Energy* 29:191–210.

Baró F, Chaparro L, Gómez-Baggethun E, Langemeyer J, Nowak DJ, Terradas J. 2014. Contribution of Ecosystem Services to Air Quality and Climate Change Mitigation Policies: The Case of Urban Forests in Barcelona, Spain. *AMBIO* 43:466–479.

Cabudivo CK. 2017. Secuestro de CO₂ y producción de oxígeno en árboles urbanos de la Av. Abelardo Quiñones, Distrito de San Juan Bautista, Loreto, Perú. Tesis profesional. UNAP. Perú.

Calderón CA, Soto PL, Estrada LE. 2012. Entre la conservación del bosque y el crecimiento de la ciudad: las localidades rurales en el espacio periurbano del Huitepec en San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México. *Estudios Demográficos y Urbanos* 27:739–787.

Campos-Sánchez E, González-Espinosa M, Ramírez-Marcial N, Navarrete-Gutiérrez DA, Pérez-Farrera MÁ. 2017. Riqueza de especies arbóreas en bosques de montaña de Chiapas: estimaciones a partir de datos de herbarios e inventarios florísticos. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88:832–844.

CEIEG. 2018. Geoweb Chiapas. información vectorial. [consultado 2018 nov 5]. <http://map.ceieg.chiapas.gob.mx/geoweb/>

Chave J, Andalo C, Brown S, Cairns M., Chambers JQ, Eamus D, Folster H, Fromand F, Higuchi N, Kira T, et al. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forest. *Ecosystem Ecology* 145:87–99.

Chave J, Coomes D, Jansen S, Lewis SL, Swenson NG, Zanne AE. 2009. Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecology Letters* 12:351–366.

Cox DTC, Shanahan DF, Hudson HL, Plummer KE, Siriwardena GM, Fuller RA, Anderson K, Hancock S, Gaston KJ. 2017. Doses of neighborhood nature: The benefits for mental health of living with nature. *BioScience* 20:1–9.

Davies ZG, Edmondson JL, Heinemeyer A, Leake JR, Gaston KJ. 2011. Mapping an urban ecosystem service: quantifying above-ground carbon storage at a city-wide scale. 48:1125–1134.

Dobbs C, Hernández J, Escobedo F. 2011. Ecuaciones de biomasa aérea y área foliar basadas en métodos no destructivos para árboles urbanos de dos comunas de Chile central. *Bosque* 32:287–296.

Dobbs CB. 2005. Construcción de modelos de estimación de biomasa y área foliar para diez especies arbóreas urbanas de la ciudad de Santiago. Tesis de maestría. Universidad

de Chile, Chile.

Douterlungne D, Ferguson BG, Soto-Pinto L, Herrera-Gorocica AM, Siddique I. 2013. Allometric equations used to estimate biomass and carbon in four neotropical tree species with restoration potential. *Agrociencia* 47:385–397.

Falfán I y MacGregor-Fors I. 2016. Woody neotropical streetscapes a case study of tree and shrub species richness and composition in Xalapa. *Madera y Bosques* 22:95–110.

FAO. 2004a. Inventario forestal nacional. Manual de campo, modelo. Guatemala.

FAO. 2004b. Programa de Evaluación de los Recursos Forestales. Documento de trabajo 94/S. [consultado 2019 ene 17]. <http://www.fao.org/docrep/008/ae578s/AE578S06.htm>

Fernández-Pérez L, Ramírez-Marcial N, González-Espinosa M. 2013. Reforestación con *Cupressus lusitanica* y su influencia en la diversidad del bosque de pino-encino en Los Altos de Chiapas, México. *Botanical Sciences* 91:207–216.

Franco LS, Shanahan DF, Fuller RA. 2017. A review of the benefits of nature experiences: More than meets the eye. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 14:1–29.

García-Méndez A, Lorenzo C, Vazquez L-B, Reyna-Hurtado R. 2014. Roedores y murciélagos en espacios verdes en San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México. *Therya* 5:615–632.

García CXI, Almeida LL, Ávila-Akerberg V. 2016. Estimación del almacenamiento de carbono y la percepción social de los servicios ecosistémicos que brinda el bosque de *Abies religiosa* de la cuenca presa Guadalupe, Estado de México. *Teoría y Praxis* 19:65–93.

Garrido LF, Bravo OF, Ordoñez AC. 2009. Evaluación del Co₂ fijado por el arbolado urbano en la ciudad de Palencia. En: S.E.C.F. Junta de Castilla y León, editor. Quinto Congreso forestal Español. España. p. 1–8.

Grimmond CSB, King TS, Cropley FD, Nowak DJ, Souch C. 2002. Local-scale fluxes of carbon dioxide in urban environments: Methodological challenges and results from Chicago. *Environmental Pollution* 116:S243–S254.

Guo Z, Hu D, Zhang F, Huang G, Xiao Q. 2014. An integrated material metabolism model for stocks of Urban road system in Beijing, China. *Science of the Total Environment* 471:883–894.

Hailiang L, Wenjie W, Xingyuan H, Lu X, Wei Z, Bo Z. 2016. Quantifying tree and soil carbon stocks in a temperate urban forest in northeast China. *Forests* 7:1–18.

Hitchmough J. 2011. Exotic plants and plantings in the sustainable, designed urban landscape. *Landscape and Urban Planning* 100:380–382.

Huerta CM, Reyes AE, Gamez VJL. 1986. Características generales de la vegetación y su utilización en 25 municipios de Chiapas. C.V F de C de CS. de, S.A CE, editores. Chiapas, México.

Humantupa-Chuquimaco I, Luza-Victorio M, Alfaro-Curitumay, Lucero Ururi M, Huaman-Arque W, Pedraza M, Peralvo M. 2017. Diversidad y Biomasa Arborea en los Bosques Andinos del Santuario Nacional del Ampay, Apurimac - Perú. *Sociedad botanica del cusco* 8:7–26.

INEGI. 2015. Encuesta intercensal 2015. Tabulados. [consultado 2017 nov 17]. <http://www.beta.inegi.org.mx/proyectos/enchogares/especiales/intercensal/>

Keniger LE, Gaston KJ, Irvine KN, Fuller RA. 2013. What are the benefits of interacting with nature? *International Journal of Environmental Research and Public Health* 10:913–935.

Koerne BA y Klopatek JM. 2010. Carbon fluxes and nitrogen availability along an urban-rural gradient in a desert landscape. *Urban Ecosystems* 13:1–21.

Lot A y Chiang F. 1986. Manual de herbario, Administración y manejo de colecciones, técnicas de recolección y preparación de ejemplares botánicos. Consejo Nacional de la Flora de México A.C. México.

MacGregor-Fors I. 2010. How to measure the urban-wildland ecotone: Redefining “peri-urban” areas. *Ecological Research* 25:883–887.

Marinidou E. 2009. Estimación del aporte de la cobertura arbórea a la regulación climática y la conservación de la biodiversidad: diseño y aplicación de una metodología en Chiapas, México. Tesis de maestría. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). Costa Rica.

Martínez CE, Moreno G, Duplancic A, Abud A, Vento B, Jauregui JA. 2017. Urban forest of Mendoza (Argentina): the role of *Morus alba* (Moraceae) in carbon storage. *Carbon Management* 8:237–244.

McHale MR, Burke IC, Lefsky MA, Peper PJ, McPherson EG. 2009. Urban forest biomass estimates: Is it important to use allometric relationships developed specifically for urban trees? *Urban Ecosystems* 12:95–113.

McPherson EG, Van DN, Peper P. 2016. Urban tree database and allometric equations. Reporte técnico PSW-GTR-253, California, U.S.

McRoberts RE, Tomppo EO, Czaplewski RI. 1992. Diseños de muestreo de las Evaluaciones Forestales Nacionales. En: FAO, editor. Antología de conocimiento para la evaluación de los Recursos Forestales Nacionales. p. 1–21.

Mijangos-Hernández AI, Rojas-García F, Benavides H. 2014. Estimación del contenido y captura de carbono en la biomasa arbórea del Bosque de San Juan de Aragón, Distrito Federal. En: Paz Pellat F, Wong Gonzalez J, editores. Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México. México. p. 133–139.

Nowak DJ y Crane DE. 2002. Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environmental Pollution* 116:381–389.

Nowak DJ, Greenfield EJ, Hoehn RE, Lapoint E. 2013. Carbon storage and sequestration by trees in urban and community areas of the United States. *Environmental Pollution* 178:229–236.

Nowak DJ, Hirabayashi S, Bodine A, Greenfiel E. 2014. Tree and forest effects on air quality and human health in the United States. *Environmental pollution* 193:119–129.

Parker IM, Lonsdale WM, Goodell K, Wonham M, Kareiva PM, Williamson MH, Holle B Von, Moyle PB, Byers JE, Goldwasser L. 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions* 1:3–19.

Pennington TD y Sarukhán J. 2005. Árboles tropicales de México. 3 ra. edic. UNAM, FCE, editores. México, D.F.

Pompa-García M, Sigala-Rodríguez JA, Jurado E, Flores J. 2017. Tissue carbon concentration of 175 Mexican forest species Marín. *iForest* 10:754–758.

Raciti SM, Hutyrá LR, Newell JD. 2014. Mapping carbon storage in urban trees with multi-source remote sensing data: Relationships between biomass, land use, and demographics in Boston neighborhoods. *Science of the Total Environment* 501:72–83.

Ramírez-Marcial N, Camachop-Cruz A, Martínez-Icó M, Luna-Gómez A, Golicher D, González-Espinosa M. 2010. Árboles y arbustos de los bosques de montaña en Chiapas. 1 era. edi. ECOSUR, editor. Chiapas, México.

Ramos-Beltrán V, Rojas-García F, Benavides-Meza H. 2015. Almacén de carbono en el bosque urbano de la primera sección del bosque de Chapulte, Ciudad de México. En: Paz Pellat F, Wong Gonzalez J, editores. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014. Programa Mexicano del Carbono. Estado de México, México.

Ren Y, Wei Xing, Wei Xiaohua, Pan J, Xie P, Song X, Peng D, Zhao J. 2011. Relationship between vegetation carbon storage and urbanization: A case study of Xiamen, China.

Forest Ecology and Management 261:1214–1223.

Richards NA. 1983. Diversity and stability in a street tree population. *Urban Ecology* 7:159–171.

Rojas-García F, De Jong BHJ, Martínez-Zurimendí P, Paz-Pellat F. 2015. Database of 478 allometric equations to estimate biomass for Mexican trees and forests. *Annals of Forest Science* 72:835–864.

Roy S, Byrne J, Pickering C. 2012. A systematic quantitative review of urban tree benefits, costs, and assessment methods across cities in different climatic zones. *Urban Forestry and Urban Greening* 11:351–363.

Ruiz-Aquino F, Valdez-Hernández JI, Manzano-Méndez F, Rodríguez-Ortiz G, Romero-Manzanares A, Fuentes-López ME. 2014. Ecuaciones de biomasa aérea para *Quercus laurina* y *Q. crassifolia* en Oaxaca. *Madera Bosques* 20:33–48.

Ruiz ML y Ramírez-Marcial N. 2014. Los bosques urbanos, refugios de biodiversidad: el cerrito de San Cristóbal. primera. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas M: EC de la FS, editor. Chiapas, México.

Santiago-Romero A y Rojas-García F. 2014. Estimación del contenido de carbono en la zona ecológica y cultural bosque de Tlalpan, Distrito Federal. En: Paz Pellat F, Wong Gonzalez J, editores. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2013. Estado de México, México. p. 157–162.

Santoyo-Gómez GH, Rojas-García F, Benavides-Meza HM. 2014. Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México. En: Paz PF, Wong GJ, editores. Contenido de Carbono en el bosque urbano de la Ciudad de México: Delegación Miguel Hidalgo. México. p. 176–181.

Serrano SJ. 2016. Análisis y cuantificación del carbono almacenado en los parques y jardines de la ciudad de Valladolid. Tesis de maestría. Universidad de Valladolid. España.

Smith RM, Warren PH, Thompson K, Gaston KJ. 2006. Urban domestic gardens (VI): Environmental correlates of invertebrate species richness. *Biodiversity and Conservation* 15:2415–2438.

Timilsina N, Staudhammer CL, Escobedo FJ, Lawrence A. 2014. Tree biomass, wood waste yield, and carbon storage changes in an urban forest. *Landscape and Urban Planning* 127:18–27.

Trucíos CR, Rivera GM, Delgado RG, Estrada ÁJ, Cerano P. 2013. Análisis sobre cambio de uso de suelo en dos escalas de trabajo. *Terra Latinoamericana* 31:339–346.

Velasco E, Roth M, Norford L, Molina LT. 2016. Does urban vegetation enhance carbon sequestration? *Landscape and Urban Planning* 148:99–107.

Velasco E, Roth M, Tan SH, Quak M, Nabarro SDA, Norford L. 2013. The role of vegetation in the CO₂ flux from a tropical urban neighbourhood. *Atmospheric Chemistry and Physics* 13:10185–10202.

Weissert LF, Salmond JA, Schwendenmann L. 2014. A review of the current progress in quantifying the potential of urban forests to mitigate urban CO₂ emissions. *Urban Climate* 8:100–125.

Zanne A, Lopez-Gonzalez G, Coomes D, Ilic J, Jansen S, Lewis S, Miller R, Swenson N, Wiemann M, Chave J. 2009. Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum. [consultado 2018 nov 17]. <https://datadryad.org/stash/dataset/doi:10.5061/dryad.234>

Zhang C, Tian H, Pan S, Liu M, Lockaby G, Schilling EB, Stanturf J. 2008. Effects of forest regrowth and urbanization on ecosystem carbon storage in a rural-urban gradient in the southeastern United States. *Ecosystems* 11:1211–1222.

Tablas y figuras

Tabla 1. Lista de especies y el almacenamiento de carbono registrada para cada especie de la ciudad de San Cristóbal de Las Casas, Chiapas.

Nombre científico	Nombre común	Familia	Origen	Número de individuos	Almacén de Carbono (MgCha-1) x individuo
<i>Acer negundo</i> L.	Negundo, acezintle, icoj,	Sapindaceae	Nativa	2	0.11
<i>Alnus acuminata</i> Kunth	Aile, Abedul	Betulaceae	Nativa	9	2.20
<i>Alnus jorullensis</i> Kunth	Aliso	Betulaceae	Nativa	3	0.05
<i>Brugmansia candida</i> Pers.	Flor de campana	Solanaceae	Exótica	6	0.01
<i>Buddleja cordata</i> Kunth	Tepozán, tzelepat	Scrophulariaceae	Nativa	4	0.66
<i>Cedrela odorata</i> L.	Cedro, Chujté	Meliaceae	Nativa	6	1.91
<i>Citrus aurantifolia</i> Swingle	Limonero	Rutaceae	Exótica	1	0.04
<i>Crataegus pubescens</i> (C. Presl) C. Presl	Manzanita, Chisté	Rosaceae	Nativa	66	54.53
<i>Cupressus lusitanica</i> Mill.	Cipress, Nuculpat, Cedro blanco	Cupressaceae	Nativa	588	0.00
<i>Cupressus sempervirens</i> L.	Cipres mediterraneo	Cupressaceae	Exótica	1	0.00
<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	Níspero	Rosaceae	Exótica	6	0.06
<i>Eucalyptus cinerea</i> F. Muell. ex Benth.	Eucalipto dólar	Myrtaceae	Exótica	5	0.00
<i>Eucalyptus microcarpa</i> (Maiden) Maiden	Eucalipto microcarpa	Myrtaceae	Exótica	58	0.00
<i>Ficus benjamina</i> L.	Ficus, Laurel de la India	Moraceae	Exótica	4	0.20

<i>Ficus carica</i> L.	Higo, Chuná	Moraceae	Exótica	3	0.07
<i>Fraxinus purpusii</i> Brandegee	Fresno	Oleaceae	Nativa	44	16.21
<i>Fraxinus uhdei</i> (Wenz.) Lingelsh.	Fresno, Madre de agua	Oleaceae	Nativa	103	38.95
<i>Ligustrum lucidum</i> W.T. Aiton	Trueno	Oleaceae	Exótica	74	47.34
<i>Liquidambar styraciflua</i> L.	Liquidambar, Nabá, sots-te, Toshcui	Altingiaceae	Nativa	1	0.07
<i>Malus domestica</i> (Suckow) Borkh.	Manzana	Rosaceae	Exótica	5	0.00
<i>Morus alba</i> L.	Mora	Moráceae	Exótica	3	0.00
<i>Persea americana</i> Mill.	Aguacate	Lauraceae	Nativa	7	0.34
<i>Pinus ayacahuite</i> C. Ehrenb. ex Schtdl.	Ocote, Pinabete, Pino tabla	Pinaceae	Nativa	5	0.89
<i>Pinus cembroides</i> Zucc.	Pino piñonero, Piñon, Pino	Pinaceae	Nativa	12	20.09
<i>Pinus chiapensis</i> (Martínez) Andresen	Pinabeto, k'uk toj	Pinaceae	Nativa	30	4.94
<i>Pinus oocarpa</i> Schiede ex Schtdl.	Ocote, Ichtaj	Pinaceae	Nativa	139	44.93
<i>Pinus pseudostrobus</i> var. <i>apulcensis</i> (Lindl.) Shaw	Mocohtaj, Pino blanco	Pinaceae	Nativa	14	27.82
<i>Populus nigra</i> L.	Álamo negro, chopo	Salicaceae	Exótica	10	1.13

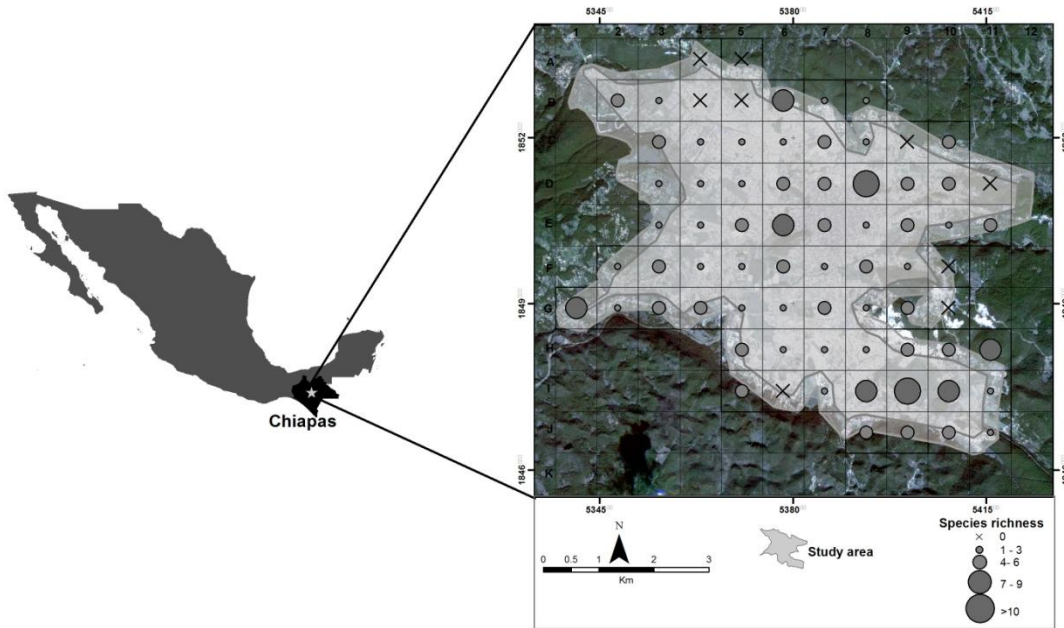
<i>Populus alba</i> L.	Álamo blanco, Chopo blanco	Salicaceae	Exótica	14	5.80
<i>Prunus cerasifera</i> Ehrh.	Ciruela	Rosaceae	Exótica	8	0.02
<i>Prunus persica</i> (L.) Batsch	Durazno	Rosaceae	Exótica	25	0.25
<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	Cerecillo, Cerezo, Capulin	Rosaceae	Nativa	14	0.53
<i>Pyrus communis</i> L.	Pera	Rosaceae	Exótica	50	0.63
<i>Quercus crassifolia</i> Bonpl.	Encino blanco	Fagaceae	Nativa	15	30.93
<i>Quercus x dysophylla</i> Benth.	Encino o laurelillo	Fagaceae	Nativa	2	0.49
<i>Quercus ocoteifolia</i> Liebm.	Chiquiniv	Fagaceae	Nativa	7	1.67
<i>Quercus rugosa</i> Née	Roble tulan,	Fagaceae	Nativa	75	16.43
<i>Salix babylonica</i> L.	Sauce Ilorón	Salicaceae	Exótica	21	151.90
<i>Salix bonplandiana</i> Kunth	Ahuejote	Salicaceae	Nativa	6	7.17
<i>Salix humboldtiana</i> Willd.	Sauce, Tok'oy	Salicaceae	Nativa	14	2.34
<i>Sambucus nigra</i> L.	Sauco	Adoxaceae	Nativa	5	3.41
<i>Schinus molle</i> L.	Pirul, árbol del Perú	Anacardiaceae	Exótica	1	0.00

Tabla 2. Resultados modelos multivariados GLM

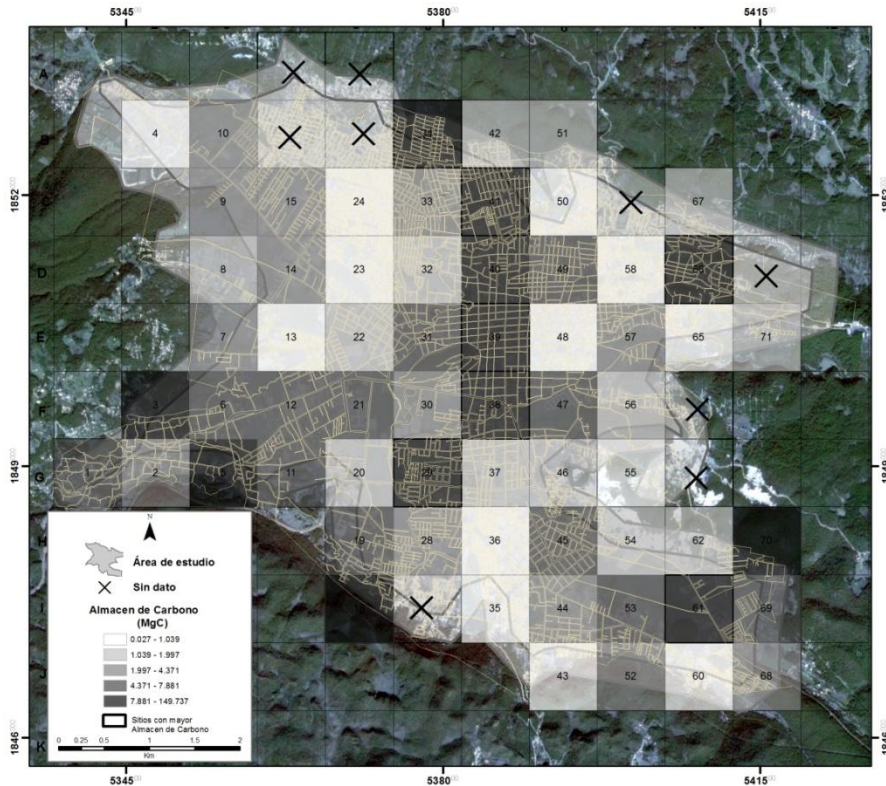
Modelo	Almacén de C/ Covariables	Desviación	Akaike (AIC)	AIC corregido (AICC)
1	Riqueza- Densidad	109.86	417.345	417.545
2	Nativa-Exótica	34.729	426.691	762.691

3	Altura, DAP	48.894	368.812	369.864
4	Cobertura verde, Cobertura gris	95.558	409.476	409.676

(Fig 1.) Mapa del área de estudio que representa la ubicación de San Cristóbal de Las Casas, Chiapas



(Fig 2.) Almacén de carbono en áreas verdes de la ciudad de San Cristóbal de Las Casas, Chiapas



CAPÍTULO IV

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES GENERALES DE LA TESIS

La presente investigación se dirigió al reconocimiento y a la estimación del almacén de C de los árboles urbanos de la ciudad de SCLC. Los resultados obtenidos en el presente trabajo permitieron conocer a detalle la composición y la distribución de la diversidad arbórea urbana de la ciudad de SCLC. Uno de los objetivos centrales de esta investigación fue la generación de información que permitiera conocer la capacidad que tiene la comunidad de árboles urbanos para almacenar carbono. El presente trabajo es uno de los primeros estudios realizados en ciudades neotropicales y será suma utilidad para comprender la importancia de los árboles urbanos en ciudades de Latinoamérica.

Las principales conclusiones y recomendaciones de este estudio son:

- Las áreas verdes urbanas presentes en la ciudad de SCLC, presentan una importante riqueza de especies arbóreas, con una importante presencia tanto de

especies exóticas, como nativas, resaltan los altos valores de diversidad de árboles en algunas partes de la ciudad.

- La vegetación arbórea que registro mayor densidad, fueron las especie nativas *Cupressus lusitanica* (588 individuos), seguida de *Pinus oocarpa* l y *Fraxinus uhdei* (Wenz.) Lingelsh.
- En cuanto a la composición de especies arbóreas en SCLC, se concluye que la diversidad y distribución de las especies de árboles depende del tipo y la localización de las áreas verdes.
- Los mayores valores de almacenamiento de carbono, por individuo por especie, los registraron tres especies *Salix babylonica* (151.90 MgCha-1), *Crataegus pubescens* (54.53 MgCha-1) y *Ligustrum lucidum* (47.33 MgCha-1).
- Aunque no se aprecia una distribución uniforme del almacén de carbono, se identificó que algunos sitios cercanos al centro histórico de la ciudad también tienden a almacenar más carbono en comparación con los sitios localizados en las zonas periurbanas. Una de las razones que se relacionan es la diversidad de especies, sin embargo, también encontramos sitios que tienen poca riqueza de especies y alta densidad de individuos. Posiblemente esté relacionada con la disponibilidad de especies arbóreas cultivadas en la ciudad.
- Es importante resaltar que el conjunto de especies de árboles exóticas, así como las especies nativas en áreas verdes urbanas juegan un rol importante en el equilibrio ecológico de la ciudad de SCLC.
- La información obtenida en esta investigación puede ser referencia para mejorar el manejo y gestión de los árboles de la ciudad, que favorezca al incremento de

sumideros de carbono y los beneficios relacionados con el establecimiento de arbolado urbano. Así mismo la información generada en la presente investigación será de utilidad para sensibilizar a la población sobre la importancia de los beneficios que brindan las especies arbóreas de la ciudad.

- Se recomienda abrir nuevas líneas de investigación para generar ecuaciones alométricas para especies de árboles urbanos, ya que permitirá tener un acercamiento más realista de la capacidad de almacenamiento de carbono para los árboles en ambientes urbanos. Así como realizar análisis más robustos para que permitan identificar los factores ambientales y sociales que influyen en el almacén de carbono en arboles urbanos.

Literatura citada

Dirzo R, North BE, Morales BL, Almeyda ZSL, Quispe GCA. 2017. Almacenamiento de carbono. Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: Biodiversidad, manejo y conservación:223–233.

Dominguez MAY. 2016. Estimación de captura de los parques y emisiones de CO₂ vehicular en Tijuana, BC. Tesis de maestría. El Colegio de la frontera norte, CICESE. Baja California, México.

Domínguez BRJ, Tobías BA, Ruíz ASDC, Salvador MP, Galindo AA, Arrieta RA, Sánchez HR. 2019. Almacenamiento de carbono y agua en un área periurbana de Tabasco. Revista Terra Latinoamericana 37:197–208.

FAO. 2011. Situación de bosques en el mundo. Estudio FAO. Roma, Italia.

Garrido LF, Bravo OF, Ordoñez AC. 2009. Evaluación del Co₂ fijado por el arbolado urbano en la ciudad de Palencia. En: S.E.C.F. Junta de Castilla y León, editor. Quinto Congreso forestal Español. España. p. 1–8.

Hernandez LP. 2014. Captura de carbono del arbolado urbanos de la unidad deportiva Sierra Hermosa, Tecámac Edo. de México. Tesis de maestría. Universidad Autónoma de Chapingo. Estado de México, México.

IPCC. 2007. Tendencias de las emisiones de gases de efecto invernadero - CIE WGIII

Resumen para responsables de políticas. Informe del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático:104. [consultado 2017 mar 26]. https://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg3/es/spmsb.html

Keniger LE, Gaston KJ, Irvine KN, Fuller RA. What are the benefits of interacting with nature?. *Environmental research and public health*. 10- 913-935.

Locatelli B, Evans V, Wardell A, Andrade A. 2011. Bosques y cambio climático en América Latina Vincular adaptación y mitigación. En: Petkova, E., Larson, A. y Pacheco P, editor. *Gobernanza forestal y REDD+: Desafíos para las políticas y mercados en América Latina*. CIFOR, Bogor, Indonesia. p. 79–95.

McHale MR, Burke IC, Lefsky MA, Peper PJ, McPherson EG. 2009. Urban forest biomass estimates: Is it important to use allometric relationships developed specifically for urban trees? *Urban Ecosystems* 12:95–113.

McMurry J. 2012. *Química Orgánica*. 8va edició. V. C learning editores S. de C, editor. México.

McPherson EG, van Doorn N, Peper P. 2016. Urban tree database and allometric equations. Reporte técnico.CA USA.

Met Office. 2019. Mauna Loa carbon dioxide forecast for 2019. *Climate science*. [consultado 2019 jun 25]. <https://www.metoffice.gov.uk/research/climate/seasonal-to-decadal/long-range/forecasts/co2-forecast>

Mijangos-Hernández AI, Rojas-García F, Benavides H. 2014. Estimación del contenido y captura de carbono en la biomasa arbórea del Bosque de San Juan de Aragón, Distrito Federal. En: Paz Pellat F, Wong Gonzalez J, editores. *Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México*. México. p. 133–139.

Ramos-Beltrán V, Rojas-García F, Benavides-Meza H. 2014. Almacén de carbono en el bosque urbano de la primera sección del bosque de Chapulte, Ciudad de México. En:

Razo-Zárate R, Gordillo-Martínez AJ, Rodríguez-Laguna R, Maycotte-Morales CC, Acevedo-Sandoval OA. 2013. Estimación de biomasa y carbono almacenado en árboles de oyamel afectados por el fuego en el Parque Nacional “El Chico”, Hidalgo, México. *Madera Bosques* 19:73–86.

Russo A, Escobedo FJ, Timilsina N, Schmitt AO, Varela S, Zerbe S. 2014. Assessing urban tree carbon storage and sequestration in Bolzano, Italy. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management* 10:54–70.

Sanahuja J. 2013. Valoración medioambiental de los árboles en los espacios verdes urbanos, aplicación sobre el municipio de Sant Cugat del Vallés. Universidad Politécnica de Cataluña.

Santiago-Romero A, Rojas-García F. 2014. Estimación del contenido de carbono en la

zona ecológica y cultural bosque de Tlalpan, Distrito Federal. En: Paz Pellat F, Wong Gonzalez J, editores. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2013. Estado de México, México. p. 157–162.

Sarukhán J, Carabias J, Koleff P, Urquiza-Haas T. 2012. Capital natural de México: Acciones estratégicas para su valoración, preservación y recuperación. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, editor. Tlalpan, México.

Schlesinger WH, Bernhardt ES. 2013. Biogeochemistry: An Analysis of Global Change, Third Edition. third edit. Academic Press, editor. Waltham, USA.

Shinde VR y Mahajan DM. 2015. Carbon pool analysis of urban parks (Chh. Sambhaji Garden and Chittaranjan Vatika, Pune, India. Journal of Basic Sciences 1:20–27.

Velasco E, Roth M, Norford L, Molina LT. 2016. Does urban vegetation enhance carbon sequestration? Landscape and Urban Planning 148:99–107.

Weissert LF, Salmond JA, Schwendenmann L. 2014. A review of the current progress in quantifying the potential of urban forests to mitigate urban CO₂ emissions. Urban Climate 8:100–125.

Yáñez SA, Vargas-Mena AA. 2004. La captura de carbono en bosques: ¿una herramienta para la gestión ambiental? Gaceta Ecológica Instituto Nacional de Ecología 70:5–18.