

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO



FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
ZARAGOZA

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES,
CAMELLONES Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA
CIUDAD DE MÉXICO

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

B I Ó L O G A

PRESENTA:

YOLANDA MARIBEL FLORES ESTRADA

DIRECTOR DE TESIS: Dr. Arcadio Monroy Ata



México, D. F.

11 de junio de 2013



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

A mi Dios.

“Audentes fortuna juvat”

Ya concluido el trabajo, agradezco enormemente a mi **Mama**, a mis **hermanos**: Ale, Neto, Eduardo y **hermanas**: Laura, Argelia, **amigos**: Rogelio, Yair, Roberto, Amin, Plinio Prieto Paredes y **amigas**: Patt, Lety, Miri, Greace, Nancy, Karlita, Araceli Grimaldo: sin ellos nunca hubiera podido salir adelante.

A mis amores: **Sayi, Bunky, Doli, Disye, Duke, Toto, Bob, Pulgoso, Lobo, Hermes, Mercurio, Polito, Piopio, Shinne, Free.**

A mi, gran motor en mi vida.

A mis Hermanas y amigas: **Imelda**, y **Cynthia**: por su ayuda y apoyo que fue siempre muy valiosa para mí, sin ellas no estaría aquí.

A mis maestros de los cuales tome un ejemplo, ayuda apoyo, que no solo son grandes maestros sino seres humanos. **Patricia Velasco De León, Patricia Rivera García, Armando Cervantes Sandoval.**

A mis revisores: gracias por revisar y enriquecer el trabajo, les agradezco enormemente su tiempo y dedicación.

Biól. Ma. de los Angeles Galván Villanueva: Gracias por su amistad, por el ejemplo de ser una mujer fuerte, valiente y por ser una gran maestra.

M. en C. Ramiro Ríos Gómez: Gracias por su amistad, apoyo y por ser un Gran Maestro, un buen migo y ser humano

Dra. Balbina Benítez Vázquez: Gracias por su cariño y por ser una gran amiga y maestra, mujer inteligente, culta, una gran mujer, mi ejemplo a seguir.

Dr. Carlos Castillejos Cruz: Gracias por sus correcciones y por enseñarme, con su ejemplo, agradezco su tiempo dedicado a leer el trabajo y sus comentarios.

Dr. Arcadio Monroy Ata: Gracias por el asesoramiento y correcciones al trabajo así como comentarios y el tiempo prestado al mismo. Gracias.

	CONTENIDO	
Pág		
1	RESUMEN	1
2	INTRODUCCIÓN	2
3	ANTECEDENTES	4
4	HIPÓTESIS	13
5	OBJETIVOS	13
6	MATERIAL Y MÉTODO	14
7	DISEÑO DE LA INVESTIGACIÓN	17
8	RESULTADOS	21
9	DISCUSIÓN	60
10	CONCLUSIONES	65
11	REFERENCIAS	67
	ANEXOS	73
	A. Características de los árboles, arbustos y herbáceas	I
	B. Análisis estadístico	XIV

ÍNDICE DE CUADROS, ESQUEMAS Y FIGURAS

Cuadro 1.	Total de Áreas verdes por Delegación en el Distrito Federal (PAOT, 2010)	11
Cuadro 2.	Suelo urbano (PAOT, 2010)	12
Figura 1.	Croquis de la FES Zaragoza, UNAM	14
Cuadro 3.	Selección de especies	17
Esquema 1.	Diagrama d flujo del trabajo experimental	19
Esquema 2.	Croquis de la parcela experimental	20
Cuadro 4.	Resultados del análisis de suelo realizado en 4 muestras aleatorias en el terreno experimental en el <i>Campus II</i> , de la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza. Factores físicos y químicos.	21
Figura 2.	Promedio de alturas de <i>Buxus microphylla</i> al final del experimento	22
Figura 3.	Promedio de cobertura de <i>Buxus microphylla</i> al final del experimento.	23
Cuadro 5.	Datos de altura del modelo Jardín 1	24
Cuadro 6.	Datos de altura del modelo Jardín 2	24
Cuadro 7.	Datos de altura del modelo Camellón 1	24
Cuadro 8.	Datos de altura del modelo Camellón 2	25
Cuadro 9.	Datos de altura del modelo Calle 1	25
Cuadro 10.	Datos de altura del modelo Calle 2	25
Cuadro 11.	Datos de cobertura del modelo Jardín 1	26
Cuadro 12.	Datos de cobertura del modelo Jardín 2	26
Cuadro 13.	Datos de cobertura del modelo Camellón 1	26
Cuadro 14.	Datos de cobertura del modelo Camellón 2	27
Cuadro 15.	Datos de cobertura del modelo Calle 1	27
Cuadro 16.	Datos de cobertura del modelo Calle 2	27
Figura 4.	Altura de árboles en el modelo de Jardín 1.	28
Figura 5.	Altura de arbustos en el modelo de Jardín 1.	29
Figura 6.	Altura de herbácea en el modelo de Jardín 1.	30
Figura 7.	Altura de Árboles en el mosaico Jardín 2	31
Figura 8.	Altura de arbustos en el modelo de Jardín 2.	32
Figura 9.	Altura de herbáceas en el modelo de Jardín 2.	33
Figura 10.	Altura de árboles en el modelo de Camellón 1.	34
Figura 11.	Altura de arbustos en el modelo de Camellón 1.	35
Figura 12.	Altura de árboles en el modelo de Camellón 2.	36
Figura 13.	Altura de arbustos en el modelo de Camellón 2.	37
Figura 14.	Altura de arbustos en el modelo de Calle 1 (a).	38
Figura 15.	Altura de arbustos en el modelo de Calle 1 (b).	39
Figura 16.	Altura de herbácea en el modelo de Calle 1.	40
Figura 17.	Altura de arbustos en el modelo de Calle 2.	41
Figura 18.	Altura de herbácea en el modelo de Calle 2.	42

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

Figura 19.	Cobertura de árboles en el modelo de jardín 1.	43
Figura 20.	Cobertura de arbustos en el modelo de Jardín 1.	44
Figura 21.	Cobertura de herbácea en el modelo de Jardín 1.	45
Figura 22.	Cobertura de árboles en el modelo de Jardín 2.	46
Figura 23.	Cobertura de arbustos en el modelo de Jardín 2.	47
Figura 24.	Cobertura de herbácea en el modelo de Jardín 2.	48
Figura 25.	Cobertura de árboles en el modelo de Camellón 1.	49
Figura 26.	Cobertura de arbustos en el modelo de Camellón 1.	50
Figura 27.	Cobertura de árboles en el modelo de Camellón 2.	51
Figura 28.	Cobertura de arbustos en el modelo de Camellón 2.	52
Figura 29.	Cobertura de arbustos en el modelo de Calle 1.	53
Figura 30.	Cobertura de herbácea en el modelo de Calle 1.	54
Figura 31.	Cobertura de arbustos en el modelo de Calle 2.	55
Figura 32.	Cobertura de herbácea en el modelo de Calle 2.	56
Figura 33	Instalación de los modelos de Jardín 1 dentro de la FES Zaragoza, UNAM. <i>Campus II</i> .	57
Figura 34	Instalación de los modelos de Jardín 2 dentro de la FES Zaragoza, UNAM. <i>Campus II</i> .	57
Figura 35	Planta de <i>Pelargonium</i> , plantado en el modelo de Jardín 1.	58
Figura 36	Modelo de Camellón 1.	58
Figura 37	Modelo de Camellón 2.	59
Figura 38	Modelo de Calle 1.	59
Figura 39	Modelo de Calle 2.	60

1. RESUMEN

Se analizó la posible complementariedad ecológica entre estratos vegetales y especies, a fin de determinar su funcionalidad para diseñar un modelo de forestación para calles (banquetas), camellones y jardines, en la zona urbana del oriente de la Ciudad de México. El trabajo se sustentó en información de resistencia de las plantas bajo estudio a salinidad, sequía y contaminantes atmosféricos; asimismo, se incluyeron especies vegetales leñosas y herbáceas con altas posibilidades de supervivencia, en las condiciones ambientales propias de la zona de estudio. El objetivo principal fue conformar un modelo de mosaicos de vegetación para su establecimiento en una zona urbana densamente poblada, utilizando especies que por sus formas de vida (árboles, arbustos y herbáceas), se complementen y se desarrollen de forma conjunta. Para esto, se realizó un estudio exploratorio en donde se instalaron unidades de vegetación, dentro de la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, que representan poblamientos con interacciones entre estratos. Se estructuraron tres modelos: **Jardín** que tuvo tres estratos (arbustivo, arbóreo y herbáceo), **Camellón** y **Calle**, que contaron con dos estratos (arbóreo, arbustivo y herbáceo, respectivamente), con una repetición de cada uno. El modelo para Calle (banqueta) estuvo conformado por herbáceas y arbustos con los siguientes géneros: *Nerium*, *Callistemon*, *Atriplex*, *Buxus*, *Hibiscus*, *Euphorbia* y *Rosa*. El Camellón constó de árboles y arbustos de los géneros *Buxus*, *Atriplex*, *Ligustrum* y *Cupressus*. A su vez, el Jardín estuvo conformado por árboles, arbustos y herbáceas de los géneros: *Liquidambar*, *Cupressus*, *Ligustrum*, *Callistemon*, *Buxus*, *Pyracantha* y *Pelargonium*. Mensualmente se registró, para todas las plantas y durante año: altura, cobertura, supervivencia y tasa de crecimiento relativo.

Los resultados obtenidos fueron una supervivencia del 100% de las plantas en los tres modelos experimentados. La única especie común en los tres modelos fue *Buxus microphylla*, la cual creció significativamente más en el modelo Calle, que en los modelos de Camellón y Jardín. Asimismo, se puede afirmar que los modelos estudiados en este trabajo y que el método de nodrizaje empleado para el establecimiento de las plantas utilizadas, son recomendables para lograr un mayor índice de supervivencia, como mosaico vegetal, y por lo tanto para su establecimiento en la zona oriente de la Ciudad de México. No obstante, antes se debe realizar el diseño de una plantación en mosaico y de cada uno de los individuos seleccionados, con una estructura horizontal y vertical, donde se complementen los estratos vegetales y se promueva el nodrizaje de las plantas. Se concluye que el establecimiento de árboles, arbustos y herbáceas es más estable cuando se logra una complementariedad funcional entre estratos, más que entre especies.

2. INTRODUCCIÓN

Uno de los grandes retos que enfrenta la Ciudad de México y su zona metropolitana (ZMCM), es impulsar el desarrollo de un sistema de áreas verdes (parques, jardines, reservas ecológicas y áreas protegidas), acorde a sus asentamientos humanos y a su densidad poblacional. En la actualidad, las áreas verdes de la capital mexicana y sus alrededores se encuentran en un acelerado proceso de degradación, producto del cambio de uso de suelo de espacios con vegetación natural por zonas urbanizadas y a causa de la contaminación atmosférica en la cuenca endorreica del Valle de México (López-Moreno, 1991).

La sociedad contemporánea se ha empeñado en sustituir áreas de flora y fauna silvestre por asentamientos humanos y la Ciudad de México no es la excepción. Así, se tienen ríos entubados, lagos rellenados, pavimentado de grandes superficies, islas de calor, paisajes uniformes, el aumento del parque vehicular, la generación de grandes cantidades de residuos sólidos domésticos, comerciales e industriales, disminución de superficie verde, entre otros fenómenos (Benavides, 1992). El tipo de crecimiento urbano considera muchas causas, entre las que destaca, la ciudad como un sistema creado y controlado por el ser humano, donde la naturaleza también se controla. Esto normalmente induce a conformar una sociedad urbana sin valores ambientales, que tolera la desnaturalización del paisaje y que soporta la esterilización del entorno a cambio de tener condiciones de fácil movilidad (Miller, 1988; Jacobson y Hill, 1970; Jim, 2003; Jim y Chen, 2008).

Los espacios verdes contribuyen a regular el clima urbano, absorben los contaminantes, amortiguan el ruido, contribuyen al ahorro de energía, permiten la captación de agua de lluvia para la recarga de los mantos acuíferos, pero sobre todo, generan equilibrios ambientales en suelo, agua y aire, fundamentales para los entornos urbanos, como lo establece la *Agenda Hábitat 21* (Donovan y Butry 2009; Gómez-Muñoz *et al.*, 2010).

A fin de fomentar la naturación en ciudades y urbes, el 30 de junio de 2012, la Organización Mundial de la Salud (OMS) actualizó y estableció la recomendación de que en toda zona urbana debería existir, al menos, una superficie de nueve metros cuadrados de áreas verdes por habitante. Asimismo destaca la recomendación de que las áreas verdes se encuentren a una distancia no mayor a quince minutos a pie de los hogares, a efecto de que las personas reciban los beneficios de estos espacios (PAOT, 2010). Como consecuencia de ello, algunas de las grandes ciudades del mundo dictaron normativas al respecto: el Plan Regional de Nueva York postuló once metros cuadrados de espacios verdes por persona; el *London Country Plan* calculaba dieciséis metros cuadrados y el Plan de Extensión de París, una superficie de 17 metros cuadrados por habitante. Estos datos permiten comparar esa recomendación, de carácter internacional, con la realidad que vive la Ciudad de México (Serpa y Muha, 1996; Chiesura, 2004).

Normalmente la plantación en un medio urbano tiene serias limitaciones, entre las que se encuentra que gran parte del suelo está compactado o rellenado y los horizontes edáficos están, a menudo, invertidos, o que el suelo superficial frecuentemente está ausente. Asimismo, las banquetas y estacionamientos a cielo abierto de zonas comerciales de una ciudad u otros sectores densamente poblados, usualmente tienen pavimento que tiene que ser removido para permitir la plantación (McPherson, 1991). La creación de sitios para la plantación es sumamente costosa en lugares donde sólo existe relleno o cemento, ya que las instancias encargadas deben cubrir los gastos de traer tierra fértil o generar mezclas apropiadas de tierra para realizar la plantación (Morgan, 1996).

Los sitios de plantación urbana son normalmente inhóspitos para muchas especies, debido también a otras presiones u obstáculos. Algunas de las condiciones de la ciudad que ponen en peligro la supervivencia de la vegetación urbana son la constante contaminación del aire, la alteración de la capa freática, heridas en las plantas causadas por personas y vehículos, calor y frío extremos (Center for Landscape Research, 1993). Las líneas de agua potable y alcantarillado ubicadas cerca de los sitios potenciales de plantación podrían ser incompatibles, ya que las raíces frecuentemente las dañan. Los cables de electricidad aéreos pueden limitar la altura de la vegetación (Nieto de Pascual, 1988). Además de la dificultad de los suelos pobres y sitios inhóspitos para plantar, existen también algunas limitantes sobre las especies de plantas (Center for Landscape Research, 1993).

En la Delegación Iztapalapa se tiene el más bajo índice de áreas verdes per cápita, con 3.1 m²/hab. Eso es debido a la baja supervivencia de los árboles trasplantados en la Ciudad de México, según el registro de la Secretaría del Medio Ambiente y la Secretaría de Obras y Servicios, del Gobierno del Distrito Federal, que reportaron un índice de supervivencia del 58%; este índice demuestra la ineficiencia en la selección y cuidado de las especies utilizadas (PAOT 2010).

Lo anterior conduce a cuestionar sobre qué especies son las más adecuadas al tipo de suelo, de clima, de latitud, de altitud y de nivel de contaminación atmosférica, entre otros factores, que se tienen que tomar en cuenta en la Ciudad de México. Asimismo, la altura de cables de luz, el entubado y cableado subterráneo son limitantes a considerar. Por ello en este trabajo, se plantea generar propuestas de modelos de vegetación adecuados para utilizarse en la capital mexicana, que aseguren una supervivencia mayor a la que actualmente se registra.

Así, la finalidad de este documento es presentar resultados de un estudio exploratorio para generar alternativas de mosaicos vegetales adecuados a trasplantar, bajo las condiciones de suelo, cableado y drenaje, de la zona oriente del Distrito federal, ya que las plantas seleccionadas para el experimento pueden desarrollarse en este tipo de hábitat urbano.

3. ANTECEDENTES

La identificación de los factores que determinan la distribución de las especies y los mecanismos que regulan su organización en ensamblajes o comunidades son un objetivo central de la ecología vegetal (Crawley 1986). El conocimiento de estos factores y mecanismos es esencial para comprender la génesis del paisaje o para predecir la respuesta de las comunidades a cambios ambientales o de uso.

La estructura de los ecosistemas está conformada por componentes bióticos y abióticos y constituyen ensamblajes integrados mediante procesos funcionales de naturaleza física, química y biológica, en la que el agua, la energía y los materiales fluyen y se transforman. Debido a que los procesos ecosistémicos son sumamente dinámicos, se requiere en su estudio realizar mediciones continuas y prolongadas a fin de entender los procesos ecológicos básicos que mantienen el funcionamiento de los ecosistemas.

Las especies que conforman un ecosistema difieren en atributos fisiológicos, morfológicos, conductuales y de historia de vida y con ello afectan de manera diferencial la estructura, dinámica o funcionamiento de las comunidades bióticas. Además las especies difieren en sus respuestas a cambios ambientales como los disturbios naturales o de origen humano.

Por otro lado, la estructura y dinámica de las comunidades presenta, no obstante, una serie de regularidades en el espacio y en el tiempo. Dichas regularidades sugieren la existencia de mecanismos o principios generales que controlan procesos y patrones predecibles en la respuesta de la vegetación a determinados factores ambientales. La dinámica y composición de la vegetación revela pautas de hegemonía, alternancia y coexistencia entre especies dominantes, que no puede explicarse únicamente por procesos circunstanciales e históricos (Costa *et al.*, 1990).

Así, los ecosistemas generalmente presentan procesos de auto-regulación entre especies que hacen que éstos resulten sumamente complejos. Asimismo, los procesos de organización son una mezcla de azar y determinismo ambiental, que influye en la complejidad resultante y que conduce al sistema a mostrar una alta funcionalidad en la supervivencia de las especies y sus asociaciones.

Entonces, las plantas, animales y microorganismos en un ecosistema se encuentran formando parte de un gran mutualismo, en la que todos encajan funcionalmente entre sí. En el proceso de ensamblaje comunitario de especies, hay agrupaciones mutualistas o gremios que tienen el potencial de encajar entre sí y con otras asociaciones, porque han coevolucionado conjuntamente, al haber vivido juntas en el mismo hábitat durante miles de años y en el proceso de ensamblaje comunitario, formaron una red trófica que aprovecha de manera óptima los recursos disponibles.

Asimismo, se ha reportado que la distribución actual de la vegetación corresponde esencialmente a la disponibilidad de agua para el crecimiento

vegetal, y también influyen latitudes, altitudes y tipologías edáficas y climáticas, entre otros factores. Asimismo, existen asociaciones vegetales que se repiten en localidades distintas pero con condiciones ambientales similares (Costa *et al.*, 1990, Ojeda *et al.*, 2000). A escala global, la distribución de formaciones vegetales se explica en gran medida por la secuencia anual de radiación y precipitación (Woodward 1987). Tras una perturbación ambiental severa, los procesos de sucesión ecológica de comunidades vegetales, normalmente siguen un esquema predecible de sustitución de individuos, a partir de los atributos morfológicos, funcionales y de las historias de vida de las especies, incluso en diferentes ecosistemas (Zavala *et al.*, 2000, Pausas 2001).

La variación ambiental en temperatura y humedad favorece la existencia de una amplia diversidad de biotopos dentro de una misma región, pudiendo abarcar desde comunidades semiáridas a bosques templados (Pianka 1999). Como resultado la vegetación presenta una estructura en mosaico en la que se observa una secuencia entre los niveles altitudinales, regiones pluviométricas, posiciones topográficas, transición del medio calizo al silíceo y otros tipos edafo-climáticos (Allué 1990, Elena-Roselló 1997). La existencia de estas unidades ha favorecido una concepción estática del paisaje, que aparece como un mosaico de asociaciones vegetales con una composición predecible en función de las condiciones edafo-climáticas sobre las que se asienta (Braun-Blanquet, 1951; Rivas-Martínez, 1987).

Los biomas incluyen comunidades vegetales con características fisionómicas y estructurales similares, resultantes tanto de unos ancestros comunes como de una convergencia evolutiva entre filogenias dispares (Mooney, Dunn, 1970, Archibold, 1995). Por tanto, se acepta que, a esta escala, el clima es el principal determinante ecológico y evolutivo de la fisionomía, distribución y estructura de las comunidades (Pianka, 1999).

A escala local los factores que regulan la distribución de las especies y su asociación en comunidades son más inciertos. A lo largo del tiempo, sucesivas migraciones, cambios climáticos o simplemente el azar hace que las asociaciones desaparezcan y la composición de las comunidades no se mantenga constante (Davis, 1981). Procesos de competencia, herbivorismo y otras perturbaciones alejan a las comunidades recurrentemente de una hipotética situación de equilibrio con el clima y el suelo. Las comunidades no aparecen siempre como ensamblajes fijos sino que se aprecia un cambio continuo de especies a lo largo de los gradientes ambientales (Whittaker, 1977).

La estructura y dinámica de las comunidades vegetales presenta, no obstante, una serie de regularidades o patrones en el espacio y tiempo que se repiten de forma predecible en diferentes localidades. Las especies se segregan de forma predecible a lo largo de gradientes ambientales con cada especie ocupando una misma posición relativa a lo largo del mismo que es independientemente de la localidad en cuestión (Whittaker, 1977; Tilman, 1988).

La sucesión secundaria, con trayectorias de reemplazamiento entre especies predeterminadas (Horn, 1975), o la alternancia cíclica entre especies (Watt 1947), son procesos bien documentados para diversos sistemas. La estructura de la comunidad se presenta por tanto como un epifenómeno o propiedad emergente de procesos que operan diferencialmente para cada especie, y no como el resultado de procesos endógenos de auto-organización. Durante las últimas décadas el reto ha consistido en la identificación del conjunto de mecanismos o leyes que explican estas regularidades a partir de procesos que operan a nivel de individuo o especie.

El trabajo pionero de ecólogos teóricos como Robert Mac-Arthur, y la formalización de conceptos como el nicho ecológico (1958), ha guiado a una generación de botánicos que han tratado de interpretar la estructura de las comunidades según estos conceptos. El principio de exclusión competitiva (Gause 1934), que postula que dos especies con el mismo nicho no pueden coexistir en la comunidad, ya que una de las dos acabaría por desplazar a la otra, es un ejemplo de principios generales de organización comunitaria. De este principio se deduce que la riqueza específica de una comunidad sería igual al conjunto de especies cuya valencia ecológica incluye las condiciones ambientales de dicha comunidad, tanto porque su óptimo se encuentre a lo largo de un determinado gradiente o porque simplemente puede tolerar esas condiciones. Si las predicciones de la teoría del nicho fueran ciertas cabría esperar que la estructura de la vegetación tuviera una dimensionalidad invariante definida por un número reducido de ejes ambientales, con cada especie ocupando un lugar específico en el espacio definido por esos ejes. Estos fenómenos sugieren la existencia de unos mecanismos o reglas de ensamblaje generales que explican las tendencias observadas a distintas escalas y en diferentes gremios vegetales. Los avances llevados a cabo durante los últimos años en los distintos ámbitos de la ecología, la recopilación de detalladas bases documentales de la distribución de la vegetación y los avances en biología teórica y computacional, permiten desarrollar modelos más precisos de la distribución y dinámica de la vegetación, que a su vez interaccionan con procesos ecológicos para resultar en comportamientos impredecibles a determinadas escalas, que no obstante definen mecanismos que regulan de manera predecible la respuesta de los ecosistemas a otras escalas. La identificación de estos mecanismos es esencial para la formulación de modelos, con base científica, que permitan conservar y llevar a cabo un uso sostenible de la biodiversidad.

Asimismo, las comunidades biológicas se organizan como redes alimenticias y los ecosistemas están organizados a lo largo del paisaje como una mezcla jerárquica de ecosistemas más pequeños que forman un mosaico vegetal.

La mezcla de comunidades biológicas en un mosaico de paisaje se asocia con la mezcla subyacente de topografía y con las condiciones físicas en el mismo paisaje; sin embargo, aún se desconocen mecanismos sobre cómo se conectan los parches de vegetación entre sí mediante insumos y egresos y cómo se estructuran distintos tipos de vegetación, para constituir un mosaico de paisaje funcional. Posibles repuestas se pueden encontrar analizando sitios que presentan

condiciones físicas similares con comunidades vegetales parecidas y, por tanto, ecosistemas semejantes (Weiher, Keddy, 1999).

Los mosaicos tienen sus propios procesos de auto-organización, los cuales se ajustan a los tipos de ecosistemas en el paisaje y a las áreas que ocupan, de tal manera que el paisaje en conjunto equilibra los insumos y productos (Horn, Mac Arthur, 1972; Chesson, 1983; Connor, Simberloff, 1986; Huston, 1994; Hubbell, 2001).

A pesar de estos avances teóricos, la desconexión existente entre modelos y observaciones ha limitado el estudio directo en campo de las formas reales de dinámica vegetal, que sólo ha alcanzado un grado aceptable de desarrollo en unas pocas comunidades, principalmente pastos y bosques templados (Tilman 1988, Pacala *et al.*, 1996; Rees *et al.*, 1996). Por tanto, los mecanismos que estructuran la mayor parte de las comunidades permanecen aún por identificar.

Como se sabe, la restauración de la cubierta vegetal difícilmente recupera la comunidad original de referencia, ya que es irreversible la pérdida de la biodiversidad, debida a perturbaciones antropogénicas. Como se puede subsanar el proceso de rehabilitación, es teniendo las especies adecuadas, sabiendo que la restauración no asegura la reproducción exacta del proceso sucesional que se generan en una comunidad sin perturbación.

En el caso de la Ciudad de México, con una vegetación introducida, ya que antes de la llegada de los españoles el sitio era un lago con asentamientos humanos, actualmente hay severos problemas de contaminación del medio ambiente, agudizado por las condiciones geográficas al ser valle rodeado de altas montañas, lo cual impide una adecuada circulación de vientos. Su altitud es de 2240 m.s.n.m. y esto conduce a un incremento de las emisiones de ciertos contaminantes, aunado a condiciones climatológicas adversas al saneamiento ambiental (inversiones térmicas, circulación baja de los vientos). Además, la alta tasa de poblamiento que presenta la Ciudad de México, hace que el problema de la contaminación sea difícil de solucionar (López-Moreno, 1991; Benavides, 1992).

Los factores que afectan a la vegetación están en función del grado de contaminación, del tiempo de exposición y de los factores meteorológicos, como son: efectos agudos y crónicos.

En los efectos crónicos el tiempo de exposición es prolongado y la contaminación no es tan elevada sino constante. Esto provoca que los procesos fisiológicos de las plantas se vean afectados, como es el crecimiento, la productividad y la calidad de la vegetación, ya que se observan daños como: necrosis y blanqueo, satinado y plateado, clorosis, manchado o punteado, enanismo y marchitez, cómo se puede observar en la vegetación de la Ciudad de México. A continuación se presenta un listado de patologías vegetales propias de la urbe.

1. Necrosis y blanqueo

Es la destrucción íntima del tejido. La necrosis y blanqueo en bordes de hojas, es una respuesta característica de plantas ante fluoruros y bióxido de azufre.

2. Satinado y plateado

Se presenta en la parte inferior de la hoja. Es un síntoma de componentes fotoquímicos pero además puede ser inducido por amoníaco o por bajas temperaturas (cerca al punto de congelación).

3. Clorosis

Se presenta como amarillamiento de los tejidos normalmente verdes, ocasionado por la destrucción de la clorofila o el hecho de no poder sintetizarla. Es una característica típica del bióxido de azufre, pero en algunas especies pueden ser asociado con elevadas concentraciones de fluoruro y oxidantes fotoquímicos.

4. Manchado o punteado

Enfermedad que se caracteriza por la presencia de grandes manchas o pústulas de forma irregular en las hojas, retoños y tallos. Es un síntoma característico del contaminante ozono. El daño se manifiesta en la cara superior de la hoja.

5. Enanismo

El enanismo se manifiesta cuando la planta no puede alcanzar su tamaño normal. Puede ser causado por los diversos contaminantes existentes. Es un síntoma que es fácil de confundir, ya que las razones de este daño pueden ser muchas. No solo la contaminación, sino algún virus o factores de cultivo.

6. Marchitez

Es la pérdida de rigidez y caída de las partes de la planta que por lo general se debe a la falta de agua en su estructura (Benítez *et al.*, 1987; Ecurra, 1990).

Los contaminantes que causan los daños a las plantas y que se encuentran presentes en la Ciudad de México son, entre otros, los listados a continuación.

Óxidos de nitrógeno

Con la humedad de la atmósfera los óxidos de nitrógeno forman ácido nítrico que al entrar en contacto con la cubierta vegetal, los metales y los materiales calcáreos o marmóleos, genera daños por corrosión, que afectan a los tejidos o superficies.

Óxidos de azufre

A nivel ambiental, su combinación con el agua presente en la atmósfera hace que se genere una deposición ácida conocida como lluvia ácida, que puede afectar seriamente tanto a la cubierta vegetal como a los suelos, llegando incluso a ser causa de la degradación de una amplia gama de materiales de construcción.

Plomo

El plomo (Pb) es un compuesto inorgánico, de la familia de los metales denominados pesados, que tiene carácter tóxico, y que aparece en el ambiente sin combinar, tiene la capacidad de formar parte de compuestos orgánicos.

Una vez depositado en estos tejidos el plomo no se degrada y tiene una tasa de eliminación muy baja, por lo que da lugar al efecto denominado "bioacumulación" ante exposiciones prolongadas, lo que afecta gravemente a las cadenas tróficas y aumenta su toxicidad.

Compuestos orgánicos volátiles

Sobre la vegetación, algunos de ellos provocan una disminución en el crecimiento y desarrollo de la planta (etileno). Además, a pesar de tener una relativa baja reactividad, en presencia de luz y de óxidos de nitrógeno, reaccionan para formar oxidantes fotoquímicos, especialmente ozono, interviniendo en las reacciones que originan el "smog" fotoquímico.

Hidrocarburos aromáticos policíclicos

La exposición a los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP's) constante provoca en las plantas que no puedan realizar adecuadamente el proceso de fotosíntesis.

Partículas menores a 10 micras

En las plantas por acumulación de las partículas de polvo en las hojas evita un adecuado proceso de fotosíntesis.

Lluvia ácida

Afecta directamente a los tejidos de las plantas expuestas a la lluvia o a las deposiciones ácidas, debilitando su cubierta exterior y generando lesiones de mayor o menor gravedad que terminan por debilitar a la planta, afectando a la función fotosintética y haciéndola más vulnerable a plagas, parásitos, enfermedades y condicionantes climatológicos externos.

El bajo pH de la lluvia ácida favorece en el terreno la movilización de determinados metales tóxicos presentes de forma natural en el suelo. Estos metales pueden acceder a la planta a través de sus raíces, bloqueando la adsorción de nutrientes o afectar a los seres vivos y organismos acuáticos al lixiviar y terminar en ríos y lagos.

Además de los metales tóxicos, este mismo efecto de lixiviación y lavado de suelos se produce con otros cationes, que son parte de los nutrientes esenciales de las plantas, como el hierro, el calcio o el zinc, o con los nitratos y sulfatos que estos contienen, lo que hace que los suelos se empobrezcan y las plantas no dispongan de los nutrientes básicos para su desarrollo y subsistencia.

Por otro lado, los nutrientes y metales que la lluvia ácida consigue movilizar y lixiviar terminan por aparecer en ríos, lagos y embalses, generando un efecto de eutrofización de los mismos, alterando su equilibrio natural (Spedding,

Thomas, 1973; Bell, Mudd, 1976; Benjamin, Winer, 1998; Mc Donald *et al.*, 2007; Mc Hale *et al.*, 2007).

Ozono

El ozono tiene efectos sobre algunos cultivos agrícolas. Aparentemente, el ozono reacciona con el etileno que emiten las plantas, generando radicales libres que luego dañan a los tejidos de las plantas. Se blanquean las plantas, pierden hojas, decrece la producción de polen, etc. La velocidad de fotosíntesis se reduce y de este modo, a causa del ozono, la habilidad de las plantas para crecer se reduce.

Áreas verdes urbanas

Por lo anterior es importante mantener áreas verdes en zonas urbanas, particularmente el arbolado, ya que éstos pueden influir en forma directa o indirecta en la calidad ambiental y el bienestar humano. En efecto, las áreas verdes y sus plantas leñosas arbóreas mejoran la calidad del aire, proveen sombra y madera, abaten la temperatura, generan microclimas húmedos, paran las emisiones de compuestos orgánicos volátiles y a la vez aumenta el valor patrimonial (Nowak *et al.*, 2006; Escobedo *et al.*, 2008). Además, el arbolado urbano reduce el escurrimiento, minimizando así la erosión del suelo y la producción de polvo (Escobedo *et al.*, 2008)

Estudios realizados en Santiago de Chile y en EEUU han determinado que la vegetación arbórea en zonas urbanas puede reducir contaminantes atmosféricos tales como ozono, material particulado, azufre, monóxido de carbono y óxido de nitrógeno (Escobedo, 2004; De la Marza *et al.*, 2005; Nowak *et al.*, 2006).

De manera general, se invierte una importante cantidad de recursos en construcción en el D.F. y las actividades en estas obras frecuentemente causan daño a los árboles, pero se invierte muy poco en mejorar la calidad de las áreas verdes existentes. Tampoco se cuenta con una cultura del árbol por parte de los ciudadanos o del gobierno. Esto resulta en que la mayor parte de los árboles presenten un estado general de regular a inadecuado, ya que no se practican los cuidados ni las técnicas correctas de mantenimiento.

La ausencia de un plan de manejo es notoria, ya que no tienen inventarios y no se diseñan ni se planifican las plantaciones. Frecuentemente se plantan árboles sin las características adecuadas de altura, diámetro del tronco y tamaño del cepellón; se colocan en espacios reducidos que se vuelven insuficientes para permitir que el árbol continúe su crecimiento, tanto en su parte aérea como en el sistema de raíces. Los árboles normalmente se encuentran rodeados de pasto, concreto u otras plantas, con una densidad muy alta tanto en las calles como en las áreas abiertas. A estos árboles no se les da seguimiento ni cuidados posteriores, por lo que existe una alta mortandad o presentan plagas, por lo que pocos llegan al estado adulto (Nowak, 1996, Vázquez *et al.*, 2005).

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

La Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento del Territorio del Gobierno del D.F. (PAOT, 2010), reporta una superficie de 2.3 metros cuadrados de área verde por habitante, considerando parques, jardines, camellones y glorietas del Distrito Federal. Cabe reconocer que este parámetro es un tanto arbitrario, ya que son espacios con composición vegetal y funciones diferentes entre sí dentro del sistema urbano. A ello habría que sumar y distinguir la superficie ocupada por los distintos tipos de áreas verdes en cada una de las Delegaciones y Municipios que forman parte de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, ya que la cifra de metros cuadrados por habitante no refleja la distribución, frecuencia o disponibilidad y accesibilidad para la población. Sólo algunas Delegaciones como Miguel Hidalgo, Álvaro Obregón, Tlalpan, Coyoacán, Magdalena Contreras, Cuajimalpa y Xochimilco, tienen un índice de arbolado por arriba de los 9 m²/hab., mientras que Tláhuac, Iztapalapa e Iztacalco, presentan índices por debajo de la mitad de la cifra recomendada por la Organización Mundial de la salud (9 m²/hab.). En Iztapalapa, más específicamente, se obtuvo que el índice verde es de 3.1 m²/hab.

En Iztapalapa, que además de ser una Delegación con un alto índice de densidad urbana (comprende el 20% de la población del D.F., en el 18% del total del suelo urbano), tiene además el índice verde (superficie arbolada, en m², por habitante) más bajo de 3.1, lo que disminuye considerablemente su influencia en el mejoramiento de las condiciones atmosféricas en su territorio e incide de forma negativa en la calidad de vida de sus habitantes (Cuadros 1 y 2). La Delegación Milpa Alta se presenta en cero debido a que se localiza en Suelo de Conservación.

Cuadro 1. Total de Áreas Verdes por Delegación en el Distrito Federal (PAOT, 2010).

Delegación	Superficie delegación al (SU + SC) (Km ²)	Superficie Total de Av. (arbolado y pasto) (m ²)	Superficie total de arbolado (m ²)	Superficie total de pastos y arbustos (m ²)	Proporción arbolado (%) respecto a la superficie delegación al	Proporción pastos y arbustos (%) respecto a la superficie delegación al
Alvaro Obregón	80.94	31,148,290	22,644,412	8,483,878	28.0	10.5
Azcapotzalco	33.57	4,456,612	3,640,155	816,457	10.8	2.4
Benito Juárez	26.77	2,953,281	2,860,400	92,881	10.7	0.3
Coyoacán	54.02	14,880,827	11,301,298	3,579,529	20.9	6.6
Cuajimalpa	74.55	50,379,761	42,561,717	7,818,044	57.1	10.5
Cuauhtémoc	32.49	3,662,124	3,165,789	496,335	9.7	1.5
Gustavo A.	87.78	19,250,49	10,036,29	9,214,195	11.4	10.5

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

Madero		1	6			
Iztacalco	23.08	2,885,196	1,748,992	1,136,204	7.6	4.9
Iztapalapa	113.25	18,613,99	6,151,120	12,462,870	5.4	11.0
La Magdalena Contreras	75.57	57,611,083	51,818,352	5,792,731	68.6	7.7
Miguel Hidalgo	46.99	14,673,613	12,439,308	2,234,305	26.5	4.8
Milpa Alta	282.72	176,831,504	135,506,673	41,324,831	47.9	14.6
Tláhuac	85.65	11,013,139	901,222	10,111,917	1.1	11.8
Tlalpan	307.84	168,352,603	139,097,462	29,255,141	45.2	9.5
Venustiano Carranza	33.89	6,044,086	2,631,040	3,413,046	7.8	10.1
Xochimilco	126.56	34,977,404	14,608,902	20,368,502	11.5	16.1
Distrito Federal	1,485,67	617,734,004	461,133,138	156,600,866	31.0	10.5

SU: Suelo urbano, Se: Suelo de conservación.

Cuadro 2. Suelo urbano (PAOT, 2010).

Delegación	Superficie delegación (Km ²)	Población Total (2005) No. Habitantes	Arbolado + pastos y arbustos (m ²)	Arbolado (m ²)	Pastos/ Arbustos (m ²)	Índice verde (superficie arbolada/habitante) (m ²)
Alvaro Obregón	61.01	653,232	17,417,312	12,525,360	4,891,952	19.2
Azcapotzalco	33.57	425,298	4,456,612	3,640,155	816,457	8.6
Benito Juárez	26.77	355,017	2,953,281	2,860,400	92,881	8.1
Coyoacán	54.02	628,063	14,880,827	11,301,298	3,579,529	18.0
Cuajimalpa	16.32	101,740	3,340,302	1,706,630	1,633,672	16.8
Cuauhtémoc	32.49	521,348	3,662,124	3,165,789	496,335	6.1
Gustavo A. Madero	76.26	1,143,147	9,654,424	5,660,407	3,994,017	5.0
Iztacalco	23.08	395,025	2,885,196	1,748,992	1,136,204	4.4
Iztapalapa	101.83	1,716,898	12,236,961	5,325,832	6,911,129	3.1
La Magdalena Contreras	13.39	177,336	2,928,436	2,439,091	489,345	13.8
Miguel Hidalgo	46.99	353,534	14,673,613	12,439,3	2,234,305	35.2

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

				08		
Milpa Alta	0	0	0	0	0	0
Tláhuac	19.80	244,828	1,945,778	783,932	1,161,846	3.2
Tlalpan	48.12	472.552	11,079,734	9,038,890	2,040,844	19.1
Venustiano Carranza	33.89	447.459	6,044,086	2,631,040	3,413,046	5.9
Xochimilco	22.49	201,008	4,741,031	2,790,732	1,950,299	13.9
Distrito Federal	609.03	7,836,485	112,899,717	78,057,856	34,841,861	10.0

Antes de realizar algún programa de reforestación, revisar la legislación pertinente como son las Normas Ambientales que se deben de observar antes de modificar o alterar el arbolado urbano en el D.F. Entre la Normas a considerar, se encuentran las dos siguientes:

La **Norma Ambiental NADF-001-RNAT-2002**, publicada en el 2003, que establece los requisitos y especificaciones técnicas que deberán cumplir las autoridades, empresas públicas y particulares que realicen poda, derribo, trasplante y restitución de árboles en el Distrito Federal (PAOT, 2010).

La **Norma Ambiental NADF-006-RNAT-2004**, establece los requisitos que deben cumplir las autoridades, personas físicas y morales que realicen actividades de fomento, mejoramiento y mantenimiento de áreas verdes públicas, que permite unificar criterios, lineamientos y formas de trabajo acordes a las necesidades y condiciones de las áreas verdes del Distrito Federal (PAOT, 2010).

4 HIPÓTESIS

Si se planifica un modelo (mosaico) vegetal integrado por árboles arbustos y herbáceas, funcional y estructuralmente compatibles entre sí, se obtendrán mosaicos de reforestación con alta supervivencia, estabilidad y funcionalidad en zonas urbanas con déficit de áreas verdes.

5 OBJETIVO GENERAL

1. Conformar un modelo de mosaicos de vegetación para su establecimiento en calles (banquetas), camellones y jardines, utilizando un método de nodrizaje vegetal y empleando especies que por sus formas de vida (árboles, arbustos y herbácea), se complementen y se desarrollen en las condiciones de suelo y clima de la zona oriente de la Ciudad de México.

OBJETIVOS PARTICULARES

- 1.1 Realizar un análisis de suelo, previo a la plantación, a fin de conocer las especies que tolerarían ese ambiente edáfico.

- 1.2 Determinar la funcionalidad de los modelos de mosaico empleados para calles, camellones y jardines mediante la supervivencia de los individuos de las especies vegetales utilizadas.
- 1.3 Determinar la estabilidad del modelo de plantación tomando como indicador al arbusto del género *Buxus*, utilizado en los tres mosaicos bajo estudio, mediante su crecimiento en altura, en combinaciones distintas de ensamblaje vegetal.
- 1.4 Registrar los efectos nocivos derivados de la contaminación o de la presencia de plagas en la morfología de la plantas, de los tres mosaicos vegetales.

6 MATERIAL Y MÉTODOS

El experimento se llevó a cabo en una parcela, ubicada al oriente del Vivero de *Campus II* y al lado sur del Centro de Acopio en la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM, ubicada en la Delegación Iztapalapa (Figura 1), la cual se localiza en el oriente del Distrito Federal.



Figura 1. Croquis de la FES Zaragoza, UNAM, *Campus II*. Coordenadas de la parte central de la parcela experimental: 99.03449 Longitud Oeste y 19.37196 Latitud Norte. Imagen extraída del mapa digital elaborado por el Instituto Nacional de Geografía (INEGI, 2012).

Para la presente investigación se utilizó un terreno de 14.54 m de ancho por 36.2 m de largo ubicado en la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza *Campus II*. Los mosaicos se distribuyeron como se indica en la Figura 2.

En la parcela experimental se construyeron tres modelos de forestación que son: Calles (banquetas), Camellones y Jardines, con una repetición. La distribución de las plantas quedó de la manera siguiente:

Modelo de Jardín se colocaron, árboles, arbustos y herbáceas

Modelo de Camellón se colocaron árboles y arbustos

Modelo de Calle se colocaron arbustos y herbáceas

Sumando en total 12 especies con las que se trabajó para formar los mosaicos de vegetación.

Es pertinente señalar que el modelo se realizó para banqueteta, aunque se mencione como Calle, en el presente trabajo.

Para el montaje de los mosaicos vegetales, se colocaron dos Jardines de 12 m de ancho por 12 m de largo con el modelo que considera árboles, arbustos y herbáceas. Este modelo constó de nueve plantas en total, con siete constantes y dos variantes, con una separación de los árboles de tres metros de distancia, los arbustos de 1.5 m entre ellos de separación entre sí, las herbáceas con 0.5 cm de separación de la arbustiva.

Las plantas utilizadas en este experimento se compraron en viveros comerciales.

Jardín 1: Un ejemplar de *Liquidambar styraciflua*, un ejemplar de *Cupressus sempervirens*, un ejemplar de *Ligustrum lucidum*, un ejemplar de *Callistemon citrinus*, tres ejemplares de *Buxus microphylla*, un ejemplar de *Pyracantha rogersiana*, y un ejemplar de *Pelargonium* sp.

Jardín 2: Un ejemplar de *Ligustrum lucidum*, un ejemplar de *Liquidambar styraciflua*, tres ejemplares de *Buxus microphylla*, un ejemplar de *Pyracantha rogersiana*, un ejemplar de *Pelargonium* sp., un ejemplar de *Atriplex nummularia*, un ejemplar de *Nerium oleander*.

Dos Camellones de 1 m de ancho por 12 m de largo, con una repetición de cada uno; el modelo constó de arbustos y árboles sin herbáceas, ya que se planificó determinar el comportamiento de dos estratos solamente, sumando en total ocho plantas en la parcela con ocho constantes, con una separación entre árboles de 3 metros y de arbustos de 1.5 metros, distribuidos a lo largo de la parcela. (Figura 2)

Camellón 1: Un ejemplar de *Cupressus sempervirens*, dos ejemplares de *Ligustrum lucidum*, tres ejemplares de *Buxus microphylla*, dos ejemplares de *Atriplex nummularia*.

Camellón 2: Un ejemplar de *Cupressus sempervirens*, dos ejemplar de *Ligustrum lucidum*, tres ejemplares de *Buxus microphylla*, dos ejemplares de *Atriplex nummularia*.

Dos Calles (banquetas), de 0.5 m de ancho por 12 m de largo, en donde se colocaron arbustos y una herbácea, sumando en total nueve plantas en cada parcela, con una repetición y una distancia de arbustos de 1.5 m entre plantas. (Figura 2)

Calle (banqueta) 1: Un ejemplar de *Atriplex nummularia*, un ejemplar de *Callistemon citrinus*, un ejemplar de *Nerium oleander*, tres ejemplares de *Buxus microphylla*, un ejemplar de *Hibiscus syriacus*, un ejemplar de *Euphorbia pulcherrima*, y un ejemplar de *Rosa* sp.

Calle (banqueta) 2: Un ejemplar de *Atriplex nummularia*, Un ejemplar de *Callistemon citrinus*, Un ejemplar de *Nerium oleander*, tres ejemplares de *Buxus microphylla*, un ejemplar de *Hibiscus syriacus*, un ejemplar de *Euphorbia pulcherrima* y un ejemplar de *Rosa* sp.

En total de 52 plantas entre árboles, arbustos y herbáceas. El ciclo de registro del desarrollo de la vegetación fue anual, con un censo periódico en la primera semana de cada mes; durante este periodo se registraron los siguientes parámetros: la supervivencia se contabilizó el número de plantas de cada parcela una vez al mes, el crecimiento por altura mediante la tasa de crecimiento relativo (TCR), calculada mediante la fórmula: $TCR = [\ln(\text{altura final}) - \ln(\text{altura inicial})] / t$ (días), la altura de las plantas se midió por un flexómetro desde el suelo hasta el extremo apical se midieron todas las plantas de cada parcela, cobertura (C), que fue obtenida mediante la fórmula: $C = \pi[(d1+d2)/4]^2$, donde d1 es diámetro menor y d2 el diámetro mayor (Cox 1980; Coulloudon *et al.*, 1997).

De acuerdo a la sintomatología reportada en los manuales de Plagas y enfermedades de las plantas cultivadas [6ª edición] (Domínguez y García-Tejero, 1982), y de Fitopatología (de Bauer, 1987), mediante observación directa de la plantas, se monitoreó mensualmente cada mosaico para detectar y registrar si había plagas y enfermedades y de qué tipo en las plantas bajo estudio.

De acuerdo a la sintomatología reportada en los manuales de daños a la vegetación por contaminantes (Spedding, 1973; Bell, 1976; Winer, 1998; Mc Donald *et al.*, 2007; Mc Hale *et al.*, 2007), se monitoreo mensualmente cada planta para determinar si se presentaba alguno de los daños provocados por contaminantes atmosféricos.

Finalmente, se analizaron los datos de altura y cobertura de las especies a través de un análisis gráfico, mediante el paquete estadístico SAS (Statistical Analysis System), versión 2004. Asimismo, el paquete estadístico que se utilizó para calcular la normalidad de los datos y aplicar, en su caso, la prueba de Kruskal-Wallis a la altura, cobertura y TCR en *Buxus*, fue Infostat versión 2012.

Antes de plantar los mosaicos vegetales se realizó un estudio del terreno y se determinaron las características físico-químicos del suelo bajo los siguientes métodos (Ríos 1985; Ruíz, 2003):

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

Parámetro	Técnica
Granulometría (textura)	Análisis de la Pipeta de Robinson
Materia orgánica	Método Walkley y Black
pH	Método potenciométrico
Densidad aparente	Método de la probeta
Densidad real	Método del Picnómetro
Color en seco	Tablas Munsell
Color en húmedo	Tablas Munsell
Capacidad de intercambio catiónico	Acetato de calcio con una solución diluida (100 ppm Ca) de Ca (NO ₃) ₂ conteniendo Ca 45 y Ca 40

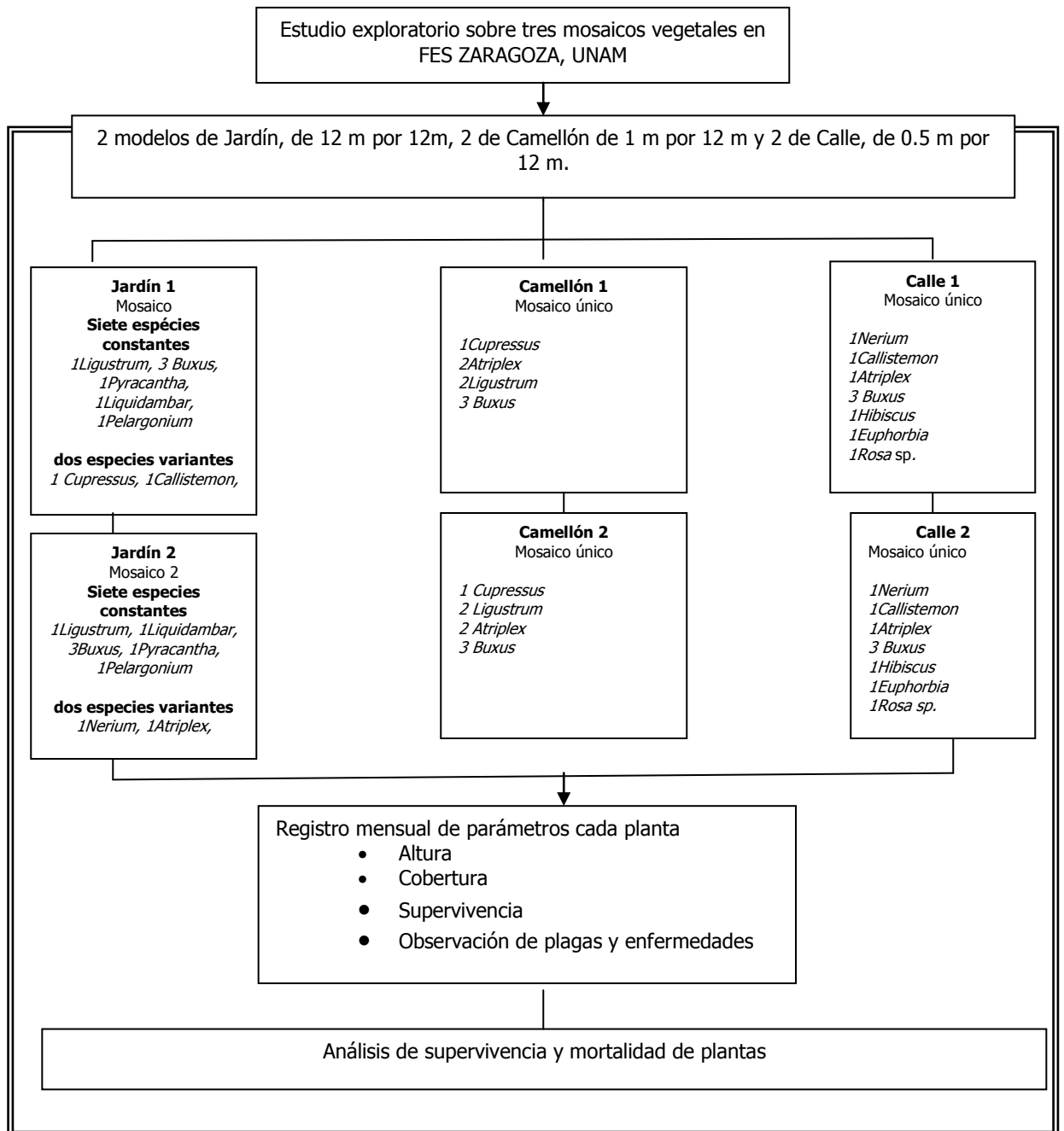
Cuadro 3. Selección de especies vegetales

Características utilizados en la selección de especies	Referencias consultadas en la selección de especies vegetales
Resistencia a la salinidad Las 12 especies de los géneros <i>Ligustrum</i> , <i>Buxus</i> , <i>Pyracantha</i> , <i>Liquidambar</i> , <i>Pelargonium</i> , <i>Cupressus</i> , <i>Callistemon</i> , <i>Atriplex</i> , <i>Nerium</i> , <i>Hibiscus</i> , <i>Euphorbia</i> y <i>Rosa</i> son tolerantes a salinidad moderada (de 1 a 1.5 dS/m).	Aguilar, M. R., Soriano, A., Sala, O. E. 1992, Competition and Facilitation in the Recruitment of Seedling in Patagonian Steppe, Functional Ecology, 6:66-70.
Resistencia a la Sequía Las 12 especies de los géneros <i>Ligustrum</i> , <i>Buxus</i> , <i>Pyracantha</i> , <i>Liquidambar</i> , <i>Pelargonium</i> , <i>Cupressus</i> , <i>Callistemon</i> , <i>Atriplex</i> , <i>Nerium</i> , <i>Hibiscus</i> , <i>Euphorbia</i> y <i>Rosa</i> propuestas son tolerantes a sequía moderada.	Archibold, O. W. 1995. Ecology of world vegetation. Chapman & Hall, London. Ecology 77:1420-1426.
Tipo de raíz que desarrollan Los árboles de los géneros <i>Ligustrum</i> , <i>Liquidambar</i> y <i>Cupressus</i> , desarrollan una raíz axomorfa. Los arbustos de los géneros <i>Callistemon</i> , <i>Buxus</i> , <i>Euphorbia</i> y <i>Rosa</i> , presentan una raíz fasciculada o ramificada con poca profundidad. Los arbustos de los géneros <i>Nerium</i> , <i>Atriplex</i> , <i>Hibiscus</i> y <i>Pyracantha</i> , tienen raíces en forma de columna. La raíz de la herbácea estudiada presenta una raíz superficial, de tipo axamorfo	Barth, R. C., Klemmedson, J. O. 1978. Shrub-influenced spatial patterns of dry matter, nitrogen and organic carbon. Soil Science Society. Environmental Journal., 42: 804-809.
Talla que alcanzan en la madurez:	Barth, R. C., Klemmedson, J. O. 1982.

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

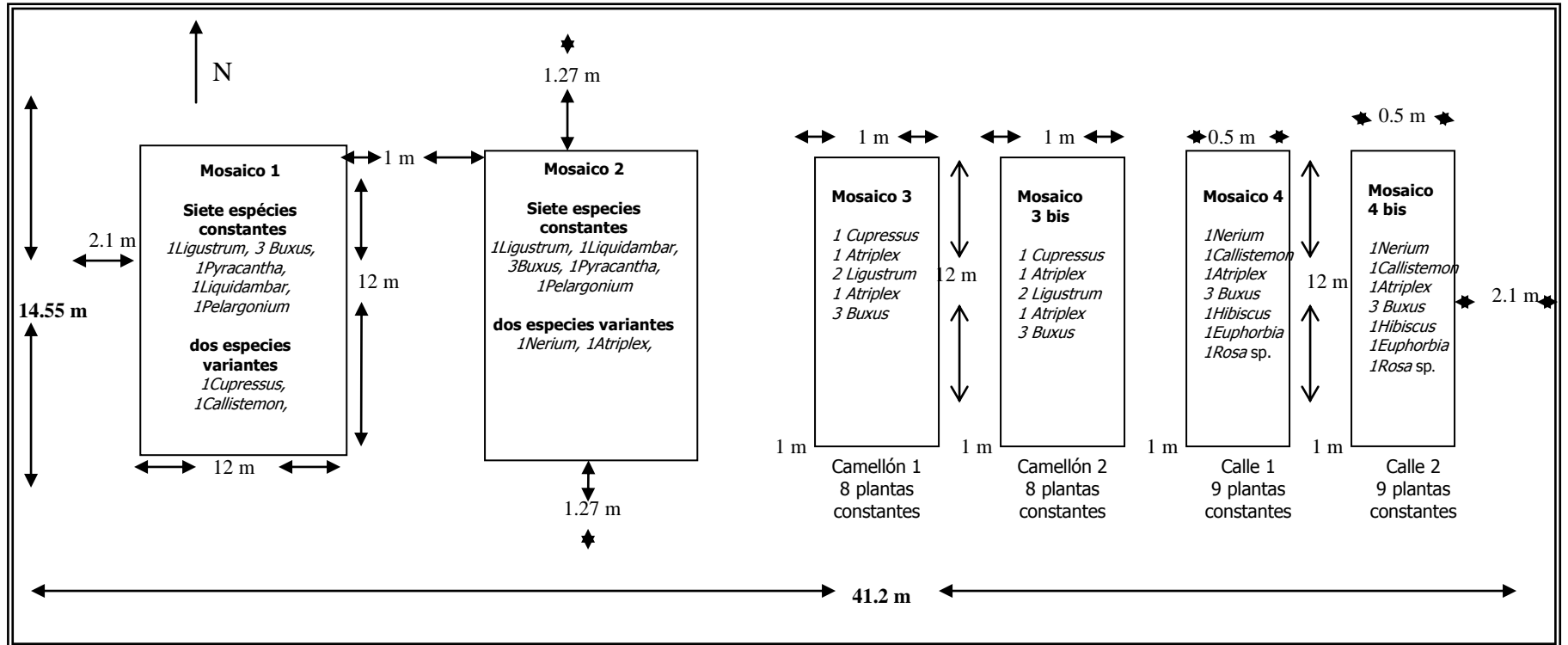
<p>Los árboles: de 20 m a 60 m Los arbustos: de 2 m a 6 m Las herbáceas: de 30 a 50 cm</p>	<p>Amount and distribution of dry matter, nitrogen and organic carbon in soil-plant systems of mesquite and palo verde. <i>Journal of Range Management</i>, 35: 412-418.</p>
<p>Tipo de copa: <i>Cupressus</i>: forma de copa columnar <i>Ligustrum</i>: forma de copa esférica <i>Liquidambar</i>: forma de copa piramidal <i>Pyracantha</i>: forma de copa extendida <i>Atriplex</i>: forma de copa extendida <i>Callistemon</i>: forma de copa redonda <i>Nerium</i>: forma de copa esférica o redonda <i>Buxus</i>: forma de copa cónica <i>Rosa</i> sp: forma de copa columnar <i>Hibiscus</i>: forma de copa extendida <i>Euphorbia</i>: forma de copa cónica <i>Pelargonium</i>: forma de copa cuadrada</p>	<p>Bauer, L. I. 1990. The Valley of Mexico: Summary of observational Studies on its Air Quality and Effects on Vegetation. <i>Environmental Pollution</i> 65: 109-118.</p>
<p>Fenología (decidua o perenne) <i>Cupressus</i>: perenne <i>Ligustrum</i>: perenne <i>Liquidambar</i>: decidua <i>Pyracantha</i>: perenne <i>Atriplex</i>: decidua <i>Callistemon</i>: perenne <i>Nerium</i>: perenne <i>Buxus</i>: perenne <i>Rosa</i> sp: decidua <i>Hibiscus</i>: perenne <i>Euphorbia</i>: perenne <i>Pelargonium</i>: perenne</p>	<p>Bell, J. N. B., Mudd, C. H. 1976. Sulphur Dioxide Resistance in Plants a Case Study of <i>Lolium perenne</i>. In Effects of Air Pollutants on Plants T.A. Mansfield, ed., Cambridge University Press pp. 87-103.</p>
<p>Resistencia a contaminantes Las 12 especies de los géneros: <i>Ligustrum</i>, <i>Buxus</i>, <i>Pyracantha</i>, <i>Liquidambar</i>, <i>Pelargonium</i>, <i>Cupressus</i>, <i>Callistemon</i>, <i>Atriplex</i>, <i>Nerium</i>, <i>Hibiscus</i>, <i>Euphorbia</i> y <i>Rosa</i> propuestas son resistentes a contaminantes atmosféricos moderados; tolerantes a concentraciones promedio, en 24 horas, de: SO₂ 125 µg/m³, H₂S 40 µg/m³, HCl 300 µg/m³, HF 60 µg/m³, NO₂ 200 µg/m³, Partículas (PM 10) 40 µg/m³, CO 15 µg/m³, O₃ troposférico 110 µg/m³</p>	<p>Belsky, A. J., Mwonga, S. M., Amondson, R. G., Duxbury, J. M., Ali, A. R. 1993. Comparative effects of isolated trees on their undercanopy environments in high and low rainfall savannas. <i>Journal of Applied Ecology</i>. 30: 143-155. Gueguen <i>et al.</i>, 2011. Harris, 2010.</p>

DISEÑO DE LA INVESTIGACIÓN



Esquema 1. Diagrama de flujo del trabajo experimental.

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO



Esquema 2. Croquis de la parcela experimental

8 RESULTADOS

A continuación se presentan los resultados obtenidos en este estudio.

En el análisis del suelo, que se realizó al inicio de la plantación, se obtuvo el Cuadro No. 4.

Cuadro 4. Resultados del análisis de suelo realizado en 4 muestras aleatorias en el terreno experimental en el *Campus II*, de la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza. Factores físicos y químicos.

Horizonte	A ₁	A ₂	A ₃	A ₄
Profundidad (cm)	11	32	28	30
Clase Textural	MIGAJÓN	TODOS LOS	HORIZONTES	
ARENOSO EN				
% arcilla	2.36	10.72	12.36	10.36
% limo	38	20	16	18
% arena	59.64	69.28	71.64	71.64
Densidad Aparente (g/cm ³)	0.9	1.21	1.23	1.19
Densidad Real (g/cm ³)	2.73	2.02	2.75	2.73
% Espacio Poroso	32.34	59.90	44.40	43.59
% Humedad	31.77	53.93	31.47	26.94
Color en seco	10 YR 6/1	10 YR 6/1	10 YR 5/2	10 YR 6/1
Color en húmedo	10 YR 2/2	10 YR 3/4	10 YR 3/3	10 YR 3/1
% Materia Orgánica.	0.96	0.69	0.83	0.96
Capacidad de intercambio catiónico (meq/100g)	4.4	3.69	3.4	4
pH (1:1)	8.5	9.8	9.7	9.6
pH (1:5)	8.5	9.8	9.8	9.7

Plagas y enfermedades

En este estudio, después de realizar mensualmente una detallada observación directa de cada planta y apoyándose en manuales técnicos, no se detectaron plagas ni enfermedades, en las especies que conformaron los modelos.

Supervivencia

En cuanto a la supervivencia se registró el 100% durante todo el estudio.

Crecimiento en altura

En cuanto al crecimiento de las plantas dentro de los mosaicos estudiados, el modelo de Calle fue el que resultó con un mayor crecimiento en altura a diferencia de los demás modelos. En efecto, en el tratamiento Calle, se observó que *Buxus microphylla*, la planta utilizada como indicadora del desarrollo vegetal (presente en Calle, Camellón y Jardín), creció significativamente más que en el tratamiento de Jardín y que el de Camellón. El análisis estadístico se hizo mediante una prueba de Kruskal-Wallis (ANEXO B).

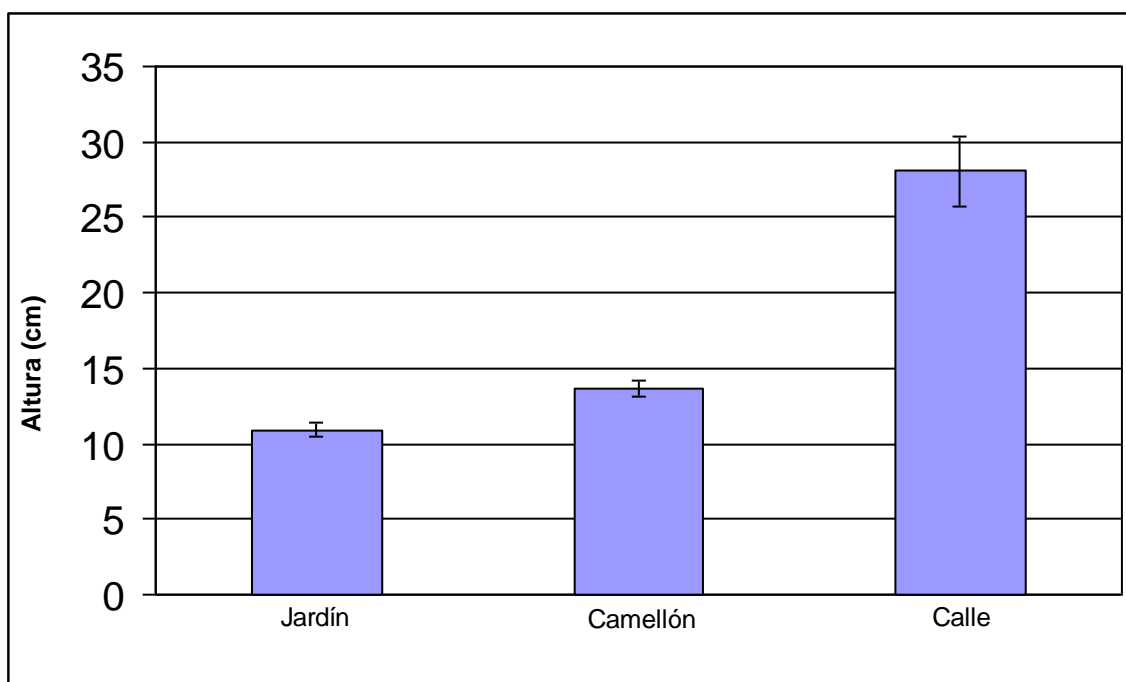


Figura 2. Promedio de alturas de *Buxus microphylla* al final del experimento. Las barras representan el error estándar alrededor de la media.

En la Figura 2 se observan los promedios de alturas al final del experimento de la planta *Buxus microphylla*, en los modelos de mosaico de vegetación estudiados. El modelo de Calle (banqueta) fue el que resultó con mayor crecimiento.

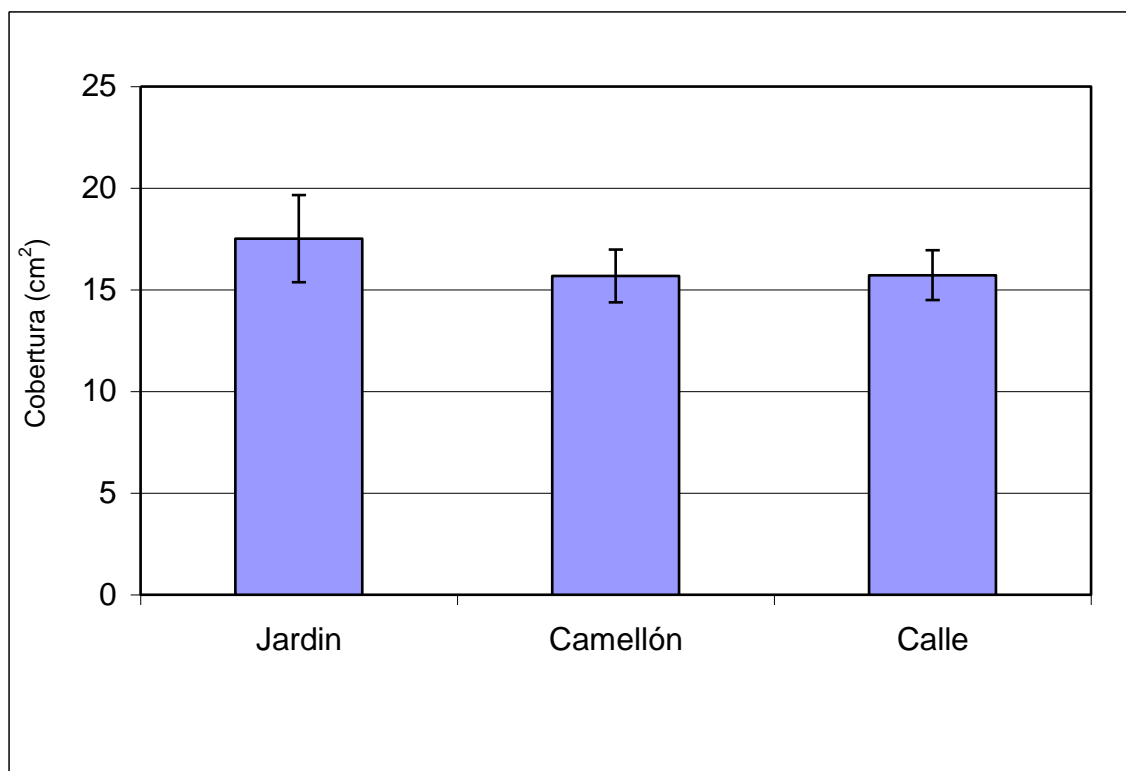


Figura 3. Promedio de cobertura de *Buxus microphylla* al final del experimento. Las barras representan el error estándar alrededor de la media.

En la Figura 3 se pudo observar que *Buxus microphylla*, en los modelos de vegetación analizados, en cuanto a promedio de la cobertura vegetal al final del experimento, no presentó diferencias estadísticamente significativas.

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

Cuadro 5. Datos de altura del modelo Jardín 1

Nombre	Crecimiento real anual (cm)	TCR (año ⁻¹)	Incremento en altura (%)
<i>Liquidambar styraciflua</i>	24	0.09166719	9.1667189
<i>Cupressus sempervirens</i>	26	0.14231622	14.231622
<i>Ligustrum lucidum</i>	14	0.1198012	11.98012
<i>Callistemon citrinus</i>	39.4	0.21649574	21.649574
<i>Buxus microphylla A</i>	4.2	0.40947313	40.947313
<i>Buxus microphylla B</i>	3.3	0.43825493	43.825493
<i>Buxus microphylla C</i>	3.9	0.37763031	37.763031
<i>Pyracantha rogersiana</i>	9.5	0.14871723	14.871723
<i>Pelargonium sp.</i>	7	0.44468582	44.468582

Cuadro 6. Datos de altura del modelo Jardín 2

Nombre	Crecimiento real anual (cm)	TCR (año ⁻¹)	Incremento en altura (%)
<i>Ligustrum lucidum</i>	7.6	0.1957	19.57
<i>Liquidambar styraciflua</i>	48	0.16290	16.290
<i>Buxus microphylla A</i>	4.5	0.5260931	52.60931
<i>Buxus microphylla B</i>	3	0.30228087	30.228087
<i>Buxus microphylla C</i>	4.4	0.51696061	51.696061
<i>Pyracantha rogersiana</i>	5.8	0.59361759	59.361759
<i>Atriplex nummularia</i>	7	0.62860866	62.860866
<i>Nerium oleander</i>	7.7	0.53492318	53.492318
<i>Pelargonium sp.</i>	6.5	0.44802472	44.802472

Cuadro 7. Datos de altura del modelo Camellón 1

Nombre	Crecimiento real anual (cm)	TCR (año ⁻¹)	Incremento en altura (%)
<i>Ligustrum lucidum A</i>	6	0.04762805	4.762805
<i>Ligustrum lucidum B</i>	7.8	0.05915295	5.915295
<i>Cupressus sempervirens</i>	5.1	0.05963193	5.963193
<i>Buxus microphylla A</i>	6.2	0.53803819	53.803819
<i>Buxus microphylla B</i>	6	0.51082562	51.082562
<i>Buxus microphylla C</i>	2.8	0.35821222	35.821222
<i>Atriplex nummularia A</i>	5	0.39673143	39.673143
<i>Atriplex nummularia B</i>	5.7	0.03657771	36.57771

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

Cuadro 8. Datos de altura del modelo Camellón 2

Nombre	Crecimiento real anual (cm)	TCR (año ⁻¹)	Incremento en altura (%)
<i>Cupressus sempervirens</i>	5	0.05849621	5.849621
<i>Ligustrum lucidum</i> A	10	0.0588405	5.88405
<i>Ligustrum lucidum</i> B	12.9	0.08357078	8.357078
<i>Buxus microphylla</i> A	5.2	0.5555258	55.55258
<i>Buxus microphylla</i> B	5.5	0.31237469	31.237469
<i>Buxus microphylla</i> C	3.8	0.22446718	22.446718
<i>Atriplex nummularia</i> A	6	0.06385147	6.385147
<i>Atriplex nummularia</i> B	6	0.03947881	3.947881

Cuadro 9. Datos de altura del modelo Calle 1

Nombre	Crecimiento real anual (cm)	TCR (año ⁻¹)	Incremento en altura (%)
<i>Nerium oleander</i>	7.4	0.03840638	3.840638
<i>Callistemon citrinus</i>	7	0.05762911	5.762911
<i>Atriplex nummularia</i>	8	0.04734612	4.734612
<i>Buxus microphylla</i> A	4.2	0.25283534	25.283534
<i>Buxus microphylla</i> B	5.9	0.29792357	29.792357
<i>Buxus microphylla</i> C	4.8	0.2252466	22.52466
<i>Hibiscus syriacus</i>	4.7	0.05381951	5.381951
<i>Rosa</i> sp.	4	0.22314355	22.314355
<i>Euphorbia pulcherrima</i>	5	0.10536052	10.536052

Cuadro 10. Datos de altura del modelo Calle 2

Nombre	Crecimiento real anual (cm)	TCR (año ⁻¹)	Incremento en altura (%)
<i>Nerium oleander</i>	14	0.08594243	8.594243
<i>Callistemon citrinus</i>	4.5	0.03742641	3.742641
<i>Atriplex nummularia</i>	9.6	0.05524995	5.524995
<i>Buxus microphylla</i> A	7.2	0.1515499	15.15499
<i>Buxus microphylla</i> B	13.1	0.48477495	48.477495
<i>Buxus microphylla</i> C	12	0.78845736	78.845736
<i>Hibiscus syriacus</i>	6.2	0.07555358	7.555358
<i>Rosa</i> sp.	6.2	0.27726212	27.726212
<i>Euphorbia pulcherrima</i>	13.1	0.07288772	7.288772

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

Cuadro 11. Datos de cobertura del modelo Jardín 1

Nombre	Crecimiento real anual (cm)	TCR (año ⁻¹)	Incremento en cobertura (%)
<i>Liquidambar styraciflua</i>	7	0.659245629	65.9245629
<i>Cupressus sempervirens</i>	5.9	0.232873836	23.2873836
<i>Ligustrum lucidum</i>	6.5	0.287682072	28.7682072
<i>Callistemon citrinus</i>	7.2	0.542324291	54.2324291
<i>Buxus microphylla A</i>	6.5	0.30830136	30.830136
<i>Buxus microphylla B</i>	6	0.405465108	40.5465108
<i>Buxus microphylla C</i>	2.5	0.257829109	25.7829109
<i>Pyracantha rogersiana</i>	6.5	0.27541198	27.541198
<i>Pelargonium sp.</i>	6.1	0.566733256	56.6733256

Cuadro 12. Datos de cobertura del modelo Jardín 2

Nombre	Crecimiento real anual (cm)	TCR (año ⁻¹)	Incremento en cobertura (%)
<i>Ligustrum lucidum</i>	4	0.195744577	19.5744577
<i>Liquidambar styraciflua</i>	4.6	0.162903471	16.2903471
<i>Buxus microphylla A</i>	7.7	0.414314723	41.4314723
<i>Buxus microphylla B</i>	4.9	0.39877612	39.877612
<i>Buxus microphylla C</i>	4.5	0.387765531	38.7765531
<i>Pyracantha rogersiana</i>	6.6	0.503526321	50.3526321
<i>Atriplex nummularia</i>	3.9	0.182321557	18.2321557
<i>Nerium oleander</i>	7.2	0.354737585	35.4737585
<i>Pelargonium sp.</i>	5.2	0.384219999	38.4219999

Cuadro 13. Datos de cobertura del modelo Camellón 1

Nombre	Crecimiento real anual (cm)	TCR (año ⁻¹)	Incremento en cobertura (%)
<i>Ligustrum lucidum A</i>	5.6	0.427444015	42.7444015
<i>Ligustrum lucidum B</i>	-4.2	-0.34200475	-34.200475
<i>Cupressus sempervirens</i>	5.1	0.493170689	49.3170689
<i>Buxus microphylla A</i>	5.9	0.429418349	42.9418349
<i>Buxus microphylla B</i>	5.5	0.348306694	34.8306694
<i>Buxus microphylla C</i>	5.7	0.537954291	53.7954291
<i>Atriplex nummularia A</i>	-56	-0.39673142	-39.673142
<i>Atriplex nummularia B</i>	5.9	0.552447298	55.2447298

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

Cuadro 14. Datos de cobertura del modelo Camellón 2

Nombre	Crecimiento real anual (cm)	TCR (año ⁻¹)	Incremento en cobertura (%)
<i>Cupressus sempervirens</i>	4.8	0.348818072	34.8818072
<i>Ligustrum lucidum</i> A	6.1	0.508649344	50.8649344
<i>Ligustrum lucidum</i> B	6	0.470003629	47.0003629
<i>Buxus microphylla</i> A	4.4	0.282111027	28.2111027
<i>Buxus microphylla</i> B	4.2	0.289680075	28.9680075
<i>Buxus microphylla</i> C	1.7	0.182321557	18.2321557
<i>Atriplex nummularia</i> A	4.8	0.348818072	34.8818072
<i>Atriplex nummularia</i> B	5.4	0.414943852	41.4943852

Cuadro 15. Datos de cobertura del modelo Calle 1

Nombre	Crecimiento real anual (cm)	TCR (año ⁻¹)	Incremento en cobertura (%)
<i>Nerium oleander</i>	4.8	0.334108169	33.4108169
<i>Callistemon citrinus</i>	3.8	0.244805048	24.4805048
<i>Atriplex nummularia</i>	7.1	0.558110897	55.8110897
<i>Buxus microphylla</i> A	4.6	0.378436436	37.8436436
<i>Buxus microphylla</i> B	3.7	0.266804487	26.6804487
<i>Buxus microphylla</i> C	6.5	0.360002734	36.0002734
<i>Hibiscus syriacus</i>	4.6	0.409121419	40.9121419
<i>Rosa</i> sp.	7.1	0.700264648	70.0264648
<i>Euphorbia pulcherrima</i>	4.9	0.47778577	47.778577

Cuadro 16. Datos de cobertura del modelo Calle 2

Nombre	Crecimiento real anual (cm)	TCR (año ⁻¹)	Incremento en cobertura (%)
<i>Nerium oleander</i>	7.2	0.641853886	64.1853886
<i>Callistemon citrinus</i>	6.7	0.671485684	67.1485684
<i>Atriplex nummularia</i>	9.6	0.935460648	93.5460648
<i>Buxus microphylla</i> A	5.1	0.426084395	42.6084395
<i>Buxus microphylla</i> B	5.8	0.493086799	49.3086799
<i>Buxus microphylla</i> C	5.8	0.603535022	60.3535022
<i>Hibiscus syriacus</i>	5.9	0.684778931	68.4778931
<i>Rosa</i> sp.	5.2	0.476339448	47.6339448
<i>Euphorbia pulcherrima</i>	3.6	0.526698973	52.6698973

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

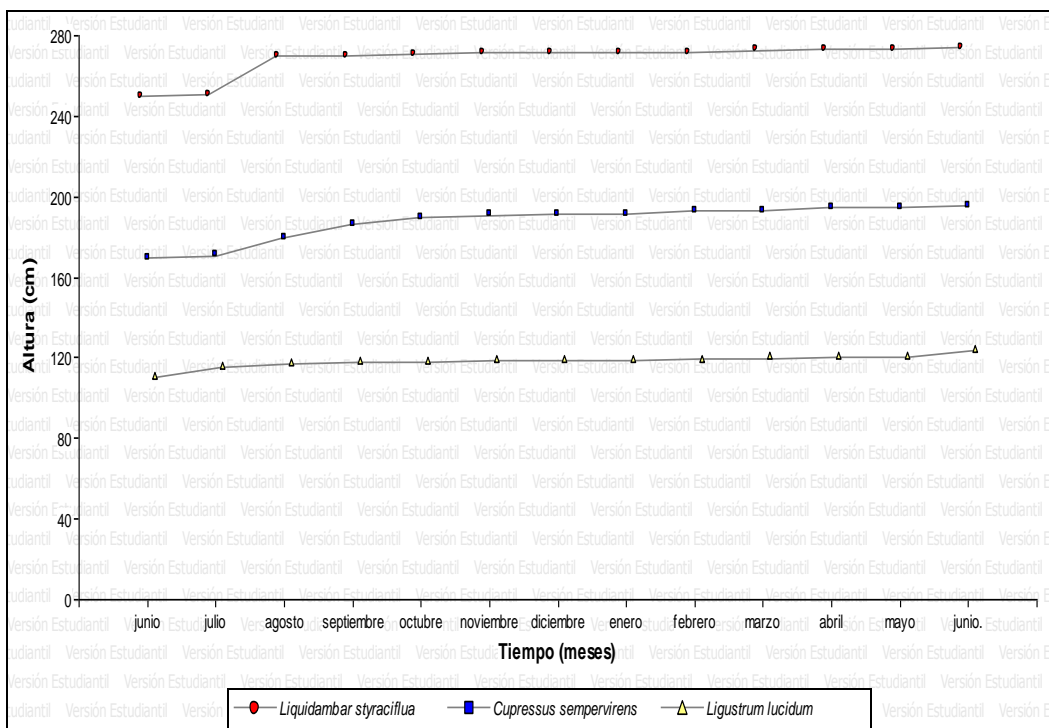


Figura 4. Altura de árboles en el modelo de Jardín 1.

En la figura 4, se observa que *Liquidambar styraciflua* presentó un crecimiento anual en altura de 9.1%, *Cupressus sempervirens* de 14.2% y *Ligustrum lucidum*, de 11.9%.

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

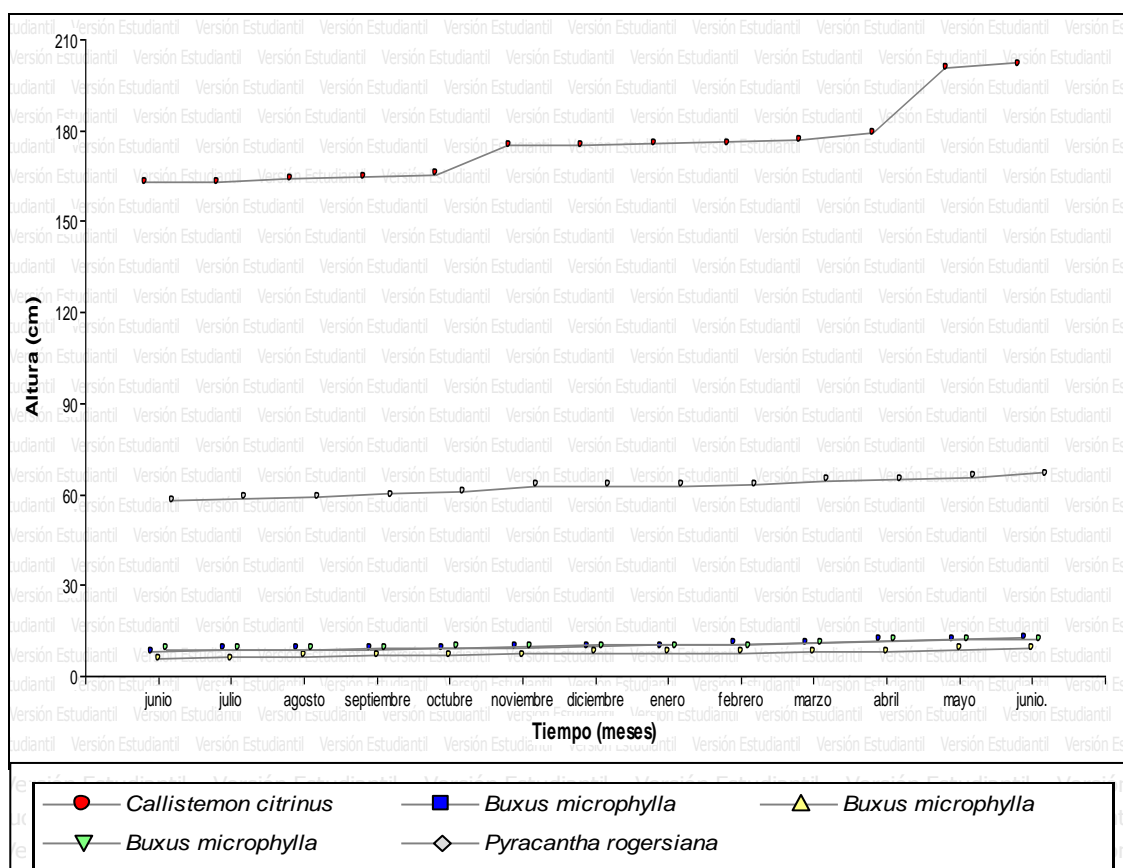


Figura 5. Altura de arbustos en el modelo de Jardín 1.

En la figura 5, se muestra que el arbusto *Callistemon citrinus* tuvo un crecimiento anual en altura de 21.6% y fue la planta que tuvo el mayor crecimiento real (39.4 cm); los *Buxus* A, B y C, se mantuvieron en el promedio de crecimiento de 40%, mientras que *Pyracantha* registró un 14.8% en crecimiento anual.

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

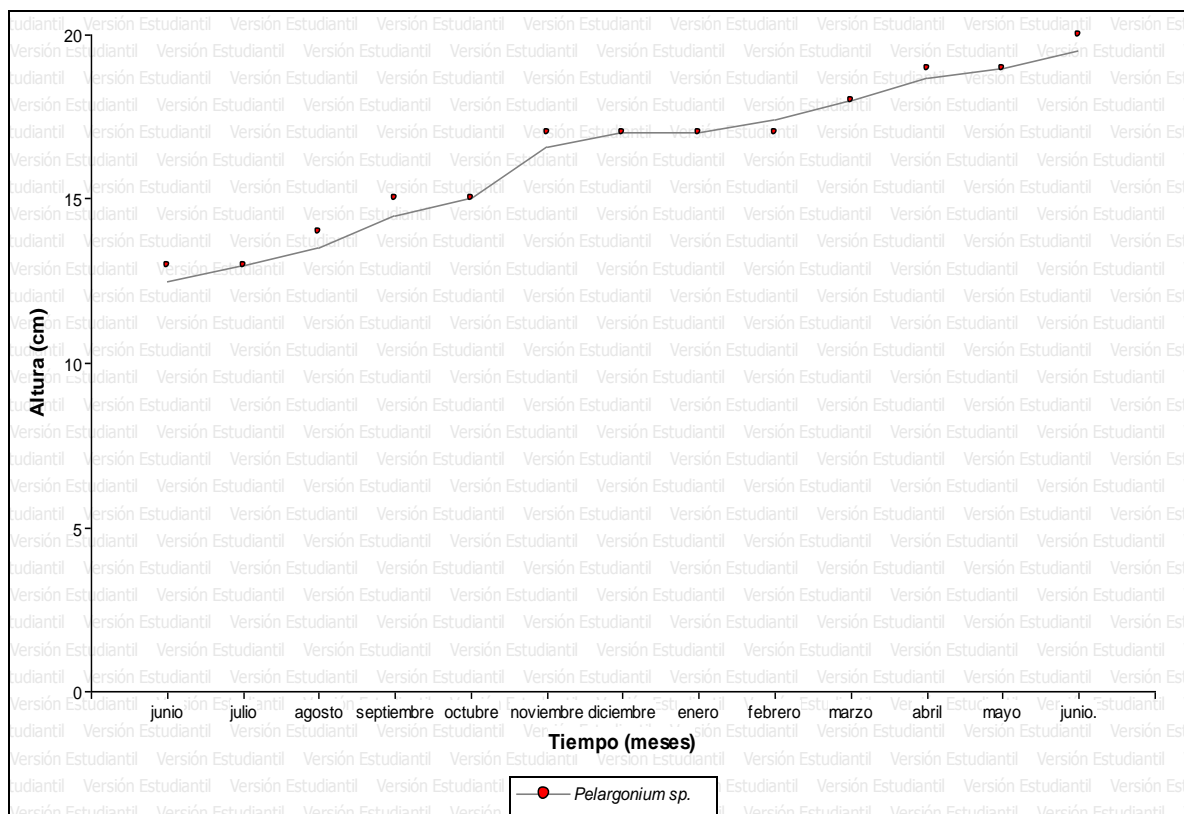


Figura 6. Altura de herbácea en el modelo de Jardín 1.

En la figura 6, se observó que la herbácea *Pelargonium sp.*, tuvo un crecimiento anual del 44.4%.

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

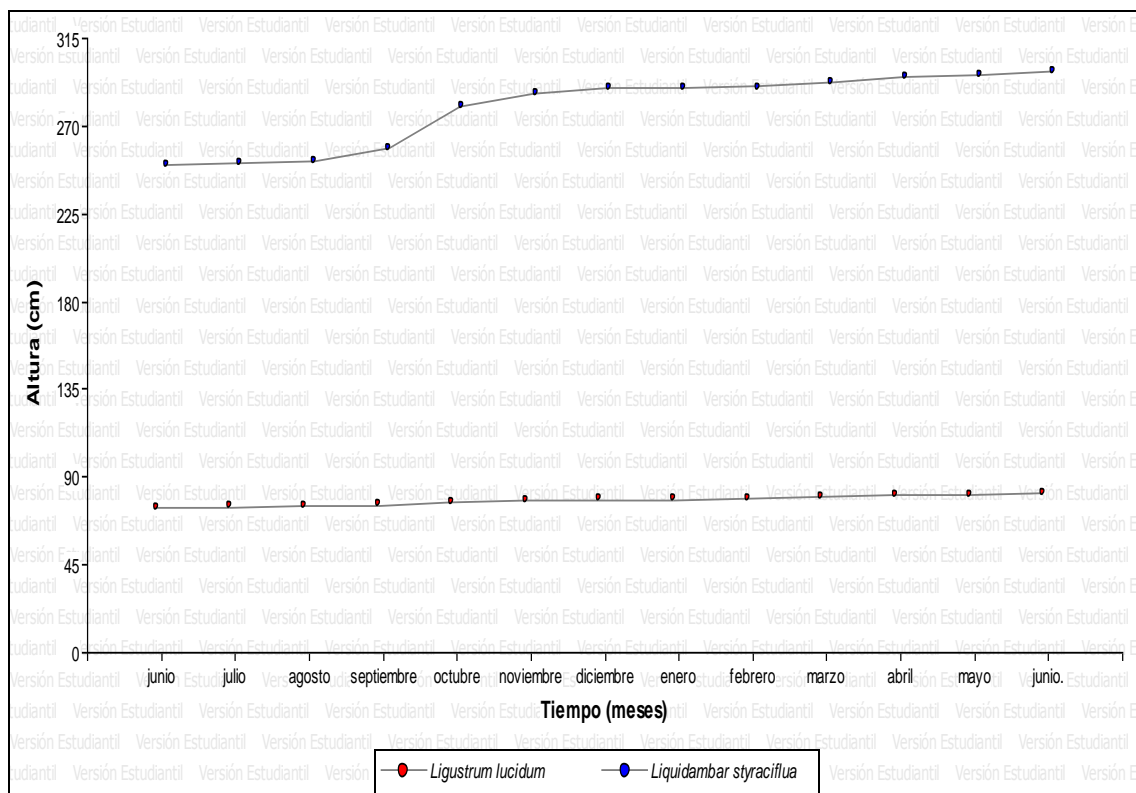


Figura 7. Altura de árboles en el modelo de Jardin 2.

En la figura 7, se observa que *Ligustrum lucidum* tiene un crecimiento anual de 19.5% mientras que *Liquidambar styraciflua* tiene un crecimiento de 16.2%.

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

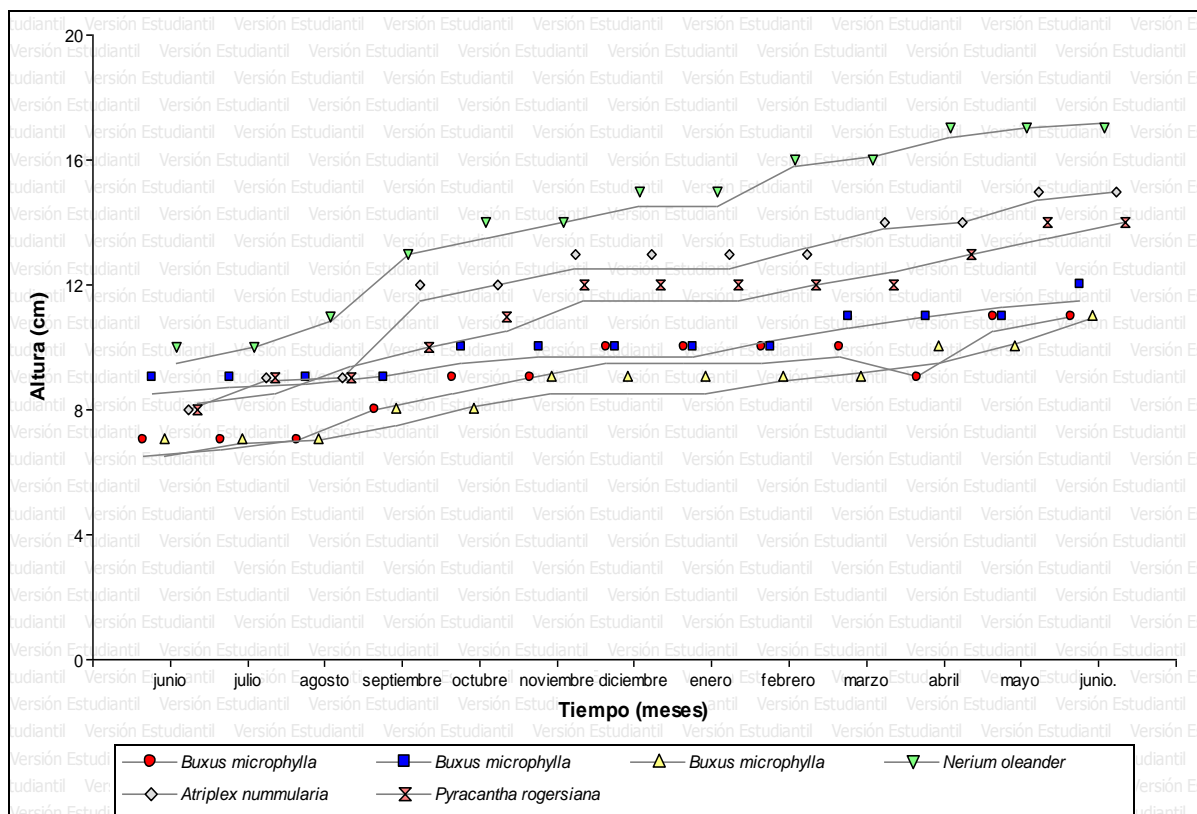


Figura 8. Altura de arbustos en el modelo de Jardín 2.

En la figura 8 se observa el crecimiento anual de los arbustos en el modelo del Jardín 2. *Buxus microphylla* A presentó un crecimiento anual de 52.6%, *Buxus microphylla* B de 30.2%, *Buxus microphylla* C de 51.6%, *Nerium oleander* de 53.4%, *Atriplex nummularia* 62.8% y *Pyracantha rogersiana* de 59.3%.

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

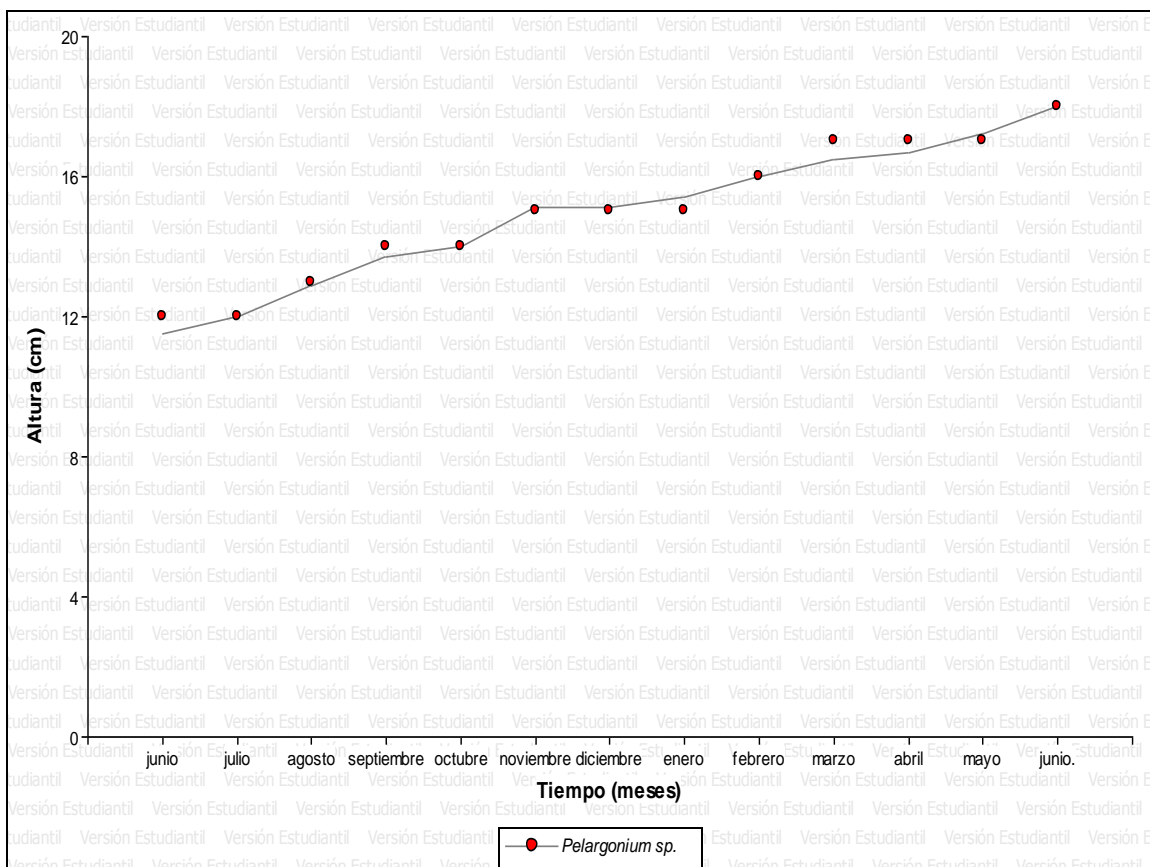


Figura 9. Altura de herbáceas en el modelo de Jardín 2.

En la figura 9 se observa que *Pelargonium sp.*, tuvo un crecimiento anual en altura de 44.8% y mantuvo un crecimiento regular durante las estaciones del año, como lo indica la gráfica.

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

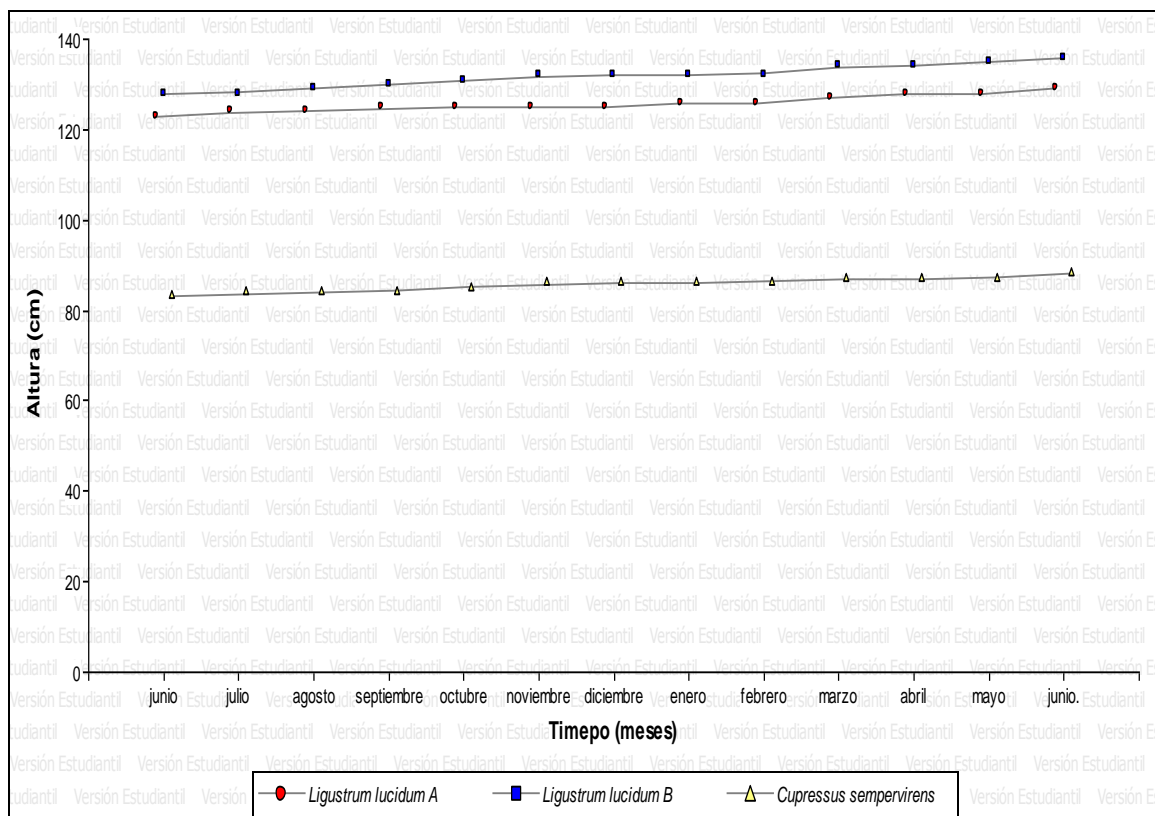


Figura 10. Altura de árboles en el modelo de Camellón 1.

En la figura 10 se observa que *Ligustrum lucidum A* presentó un crecimiento anual de 4.7%, *Ligustrum lucidum B* de 5.9% y *Cupressus sempervirens* de 5.9%.

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

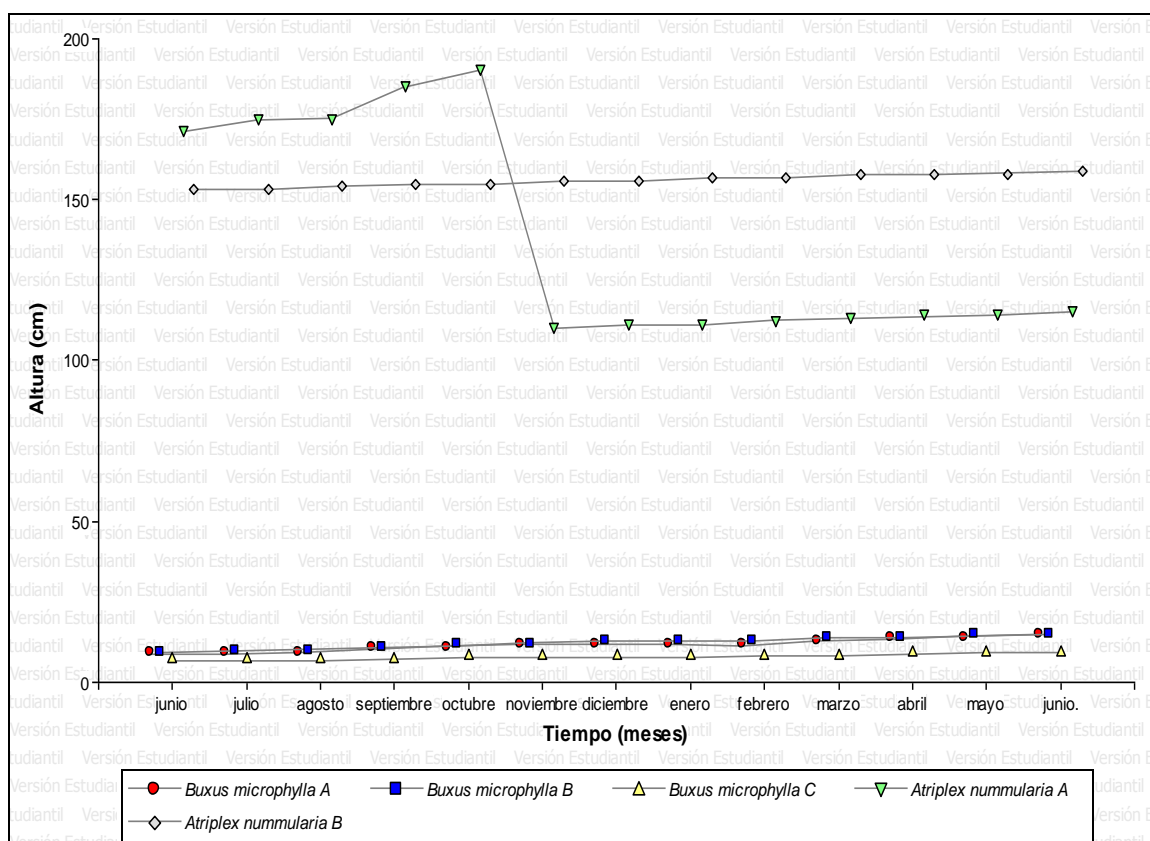


Figura 11. Altura de arbustos en el modelo de Camellón 1.

En la figura 11 se observa que *Atriplex nummularia* A tuvo un promedio anual de crecimiento de 39.6%, *Atriplex nummularia* B de 36.5%, *Buxus* A de 53.8%, *Buxus* B de 51.0%, y *Buxus* C de 35.8%.

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

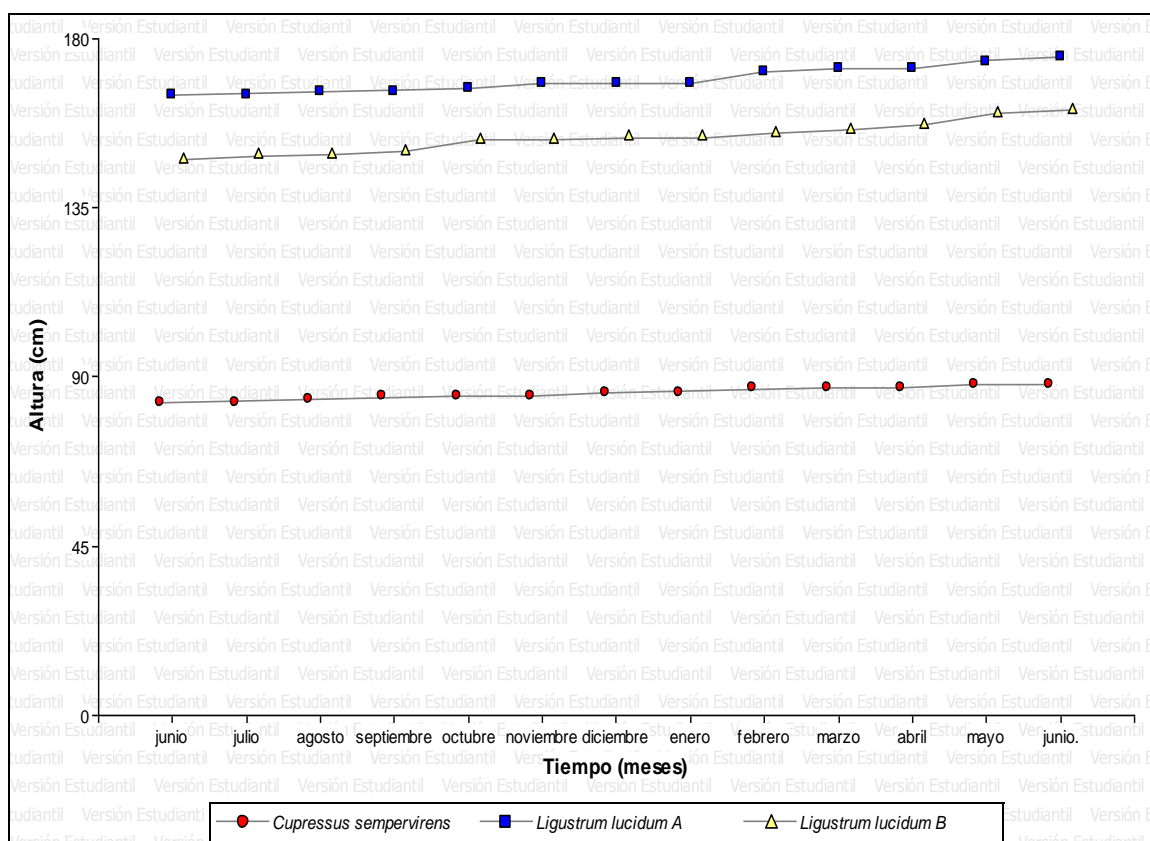


Figura 12. Altura de árboles en el modelo de Camellón 2.

En la figura 12 se observa el crecimiento en altura durante un ciclo anual de *Ligustrum lucidum A*, el cual tuvo un crecimiento de 5.8%, *Ligustrum lucidum B* de 8.3% y *Cupressus sempervirens* de 5.8%.

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

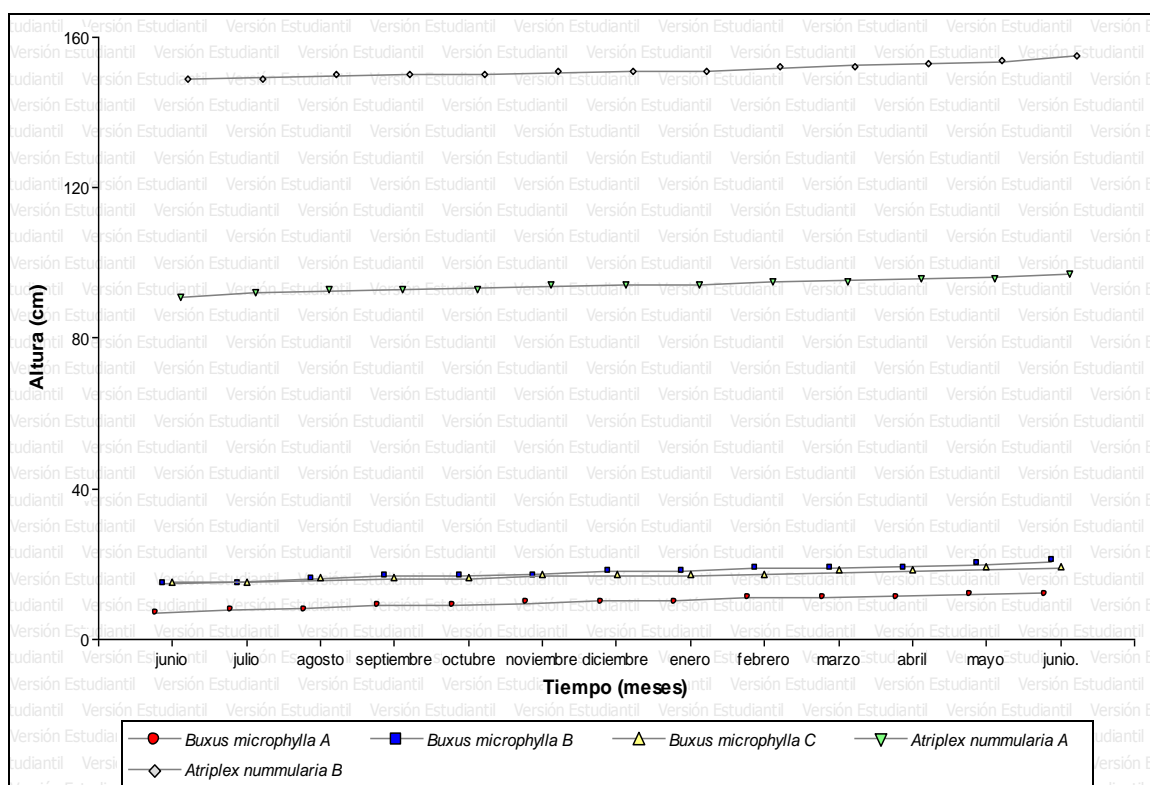


Figura 13. Altura de arbustos en el modelo de Camellón 2.

En la figura 13 se observa que los arbustos de *Atriplex nummularia* A y B presentaron un crecimiento anual de 6.3% y de 3.9%, respectivamente, mientras que los arbustos de *Buxus microphylla* A, B y C tuvieron un crecimiento anual de 55.5%, 31.2% y 22.4% respectivamente.

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

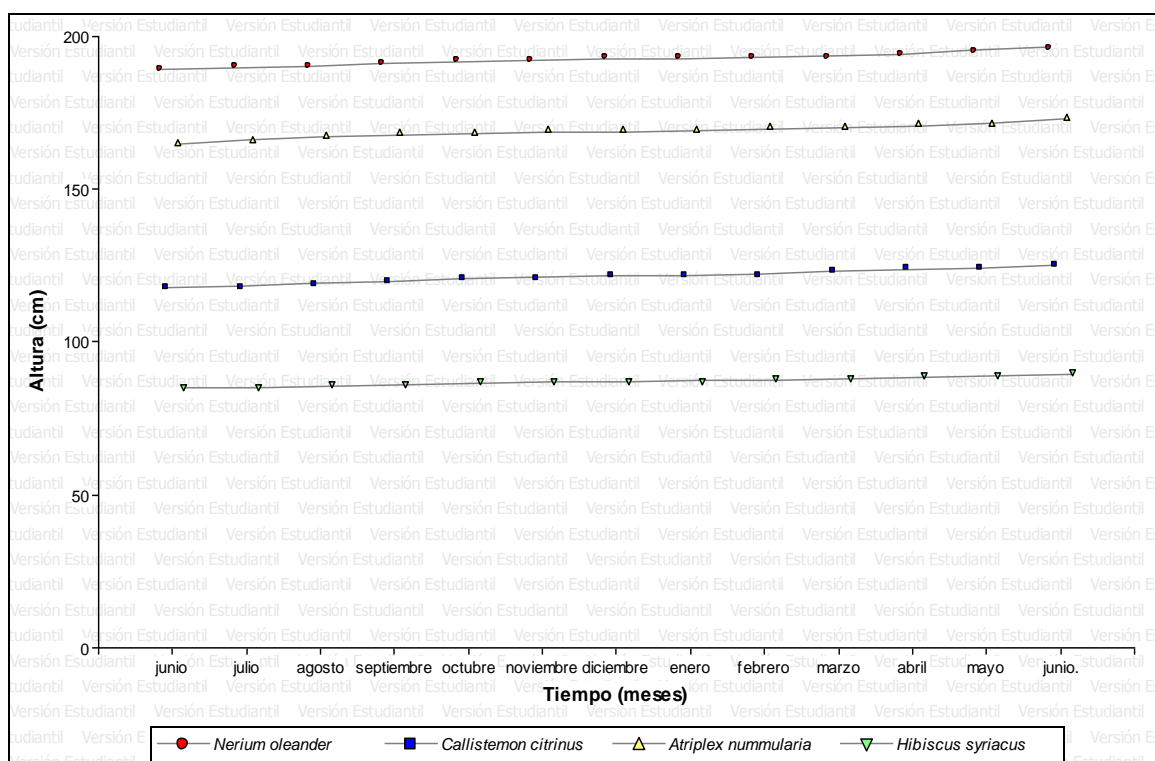


Figura 14. Altura de arbustos en el modelo de Calle 1 (a).

En la figura 14 se observa que los arbustos tuvieron escaso crecimiento, ya que *Nerium oleander* presentó un crecimiento en altura anual de 3.8%, *Callistemon citrinus* de 5.7%, *Atriplex nummularia* de 4.7% e *Hibiscus syriacus* de 5.3%.

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

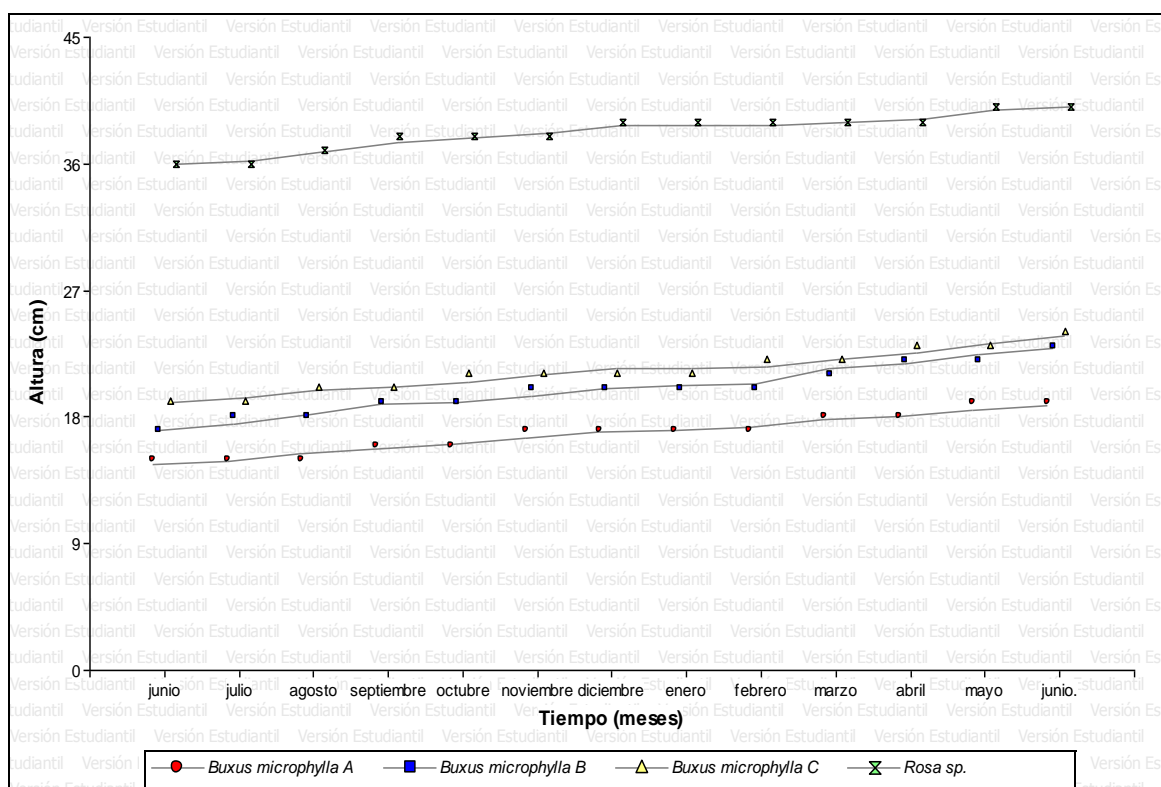


Figura 15. Altura de arbustos en el modelo de Calle 1 (b).

En la figura 15 se observa que los arbustos de *Buxus microphylla* A, B y C tuvieron un crecimiento anual en altura de 25.2%, 29.7% y de 22.5%, respectivamente, mientras que *Rosa* sp. tuvo un crecimiento anual promedio de 22.3%.

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

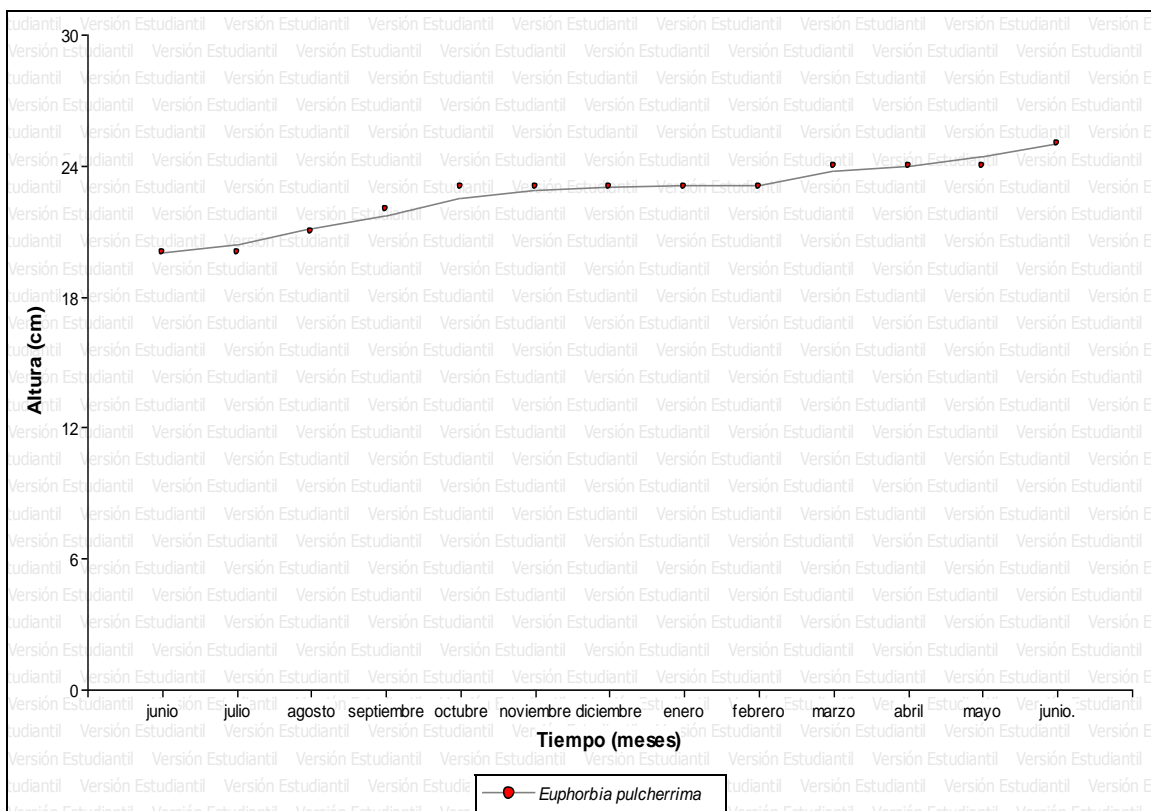


Figura 16. Altura de herbácea en el modelo de Calle 1.

En la figura 16 se observa que la herbácea *Euphorbia pulcherrima*, presentó un promedio anual de crecimiento en altura de 10.5%.

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

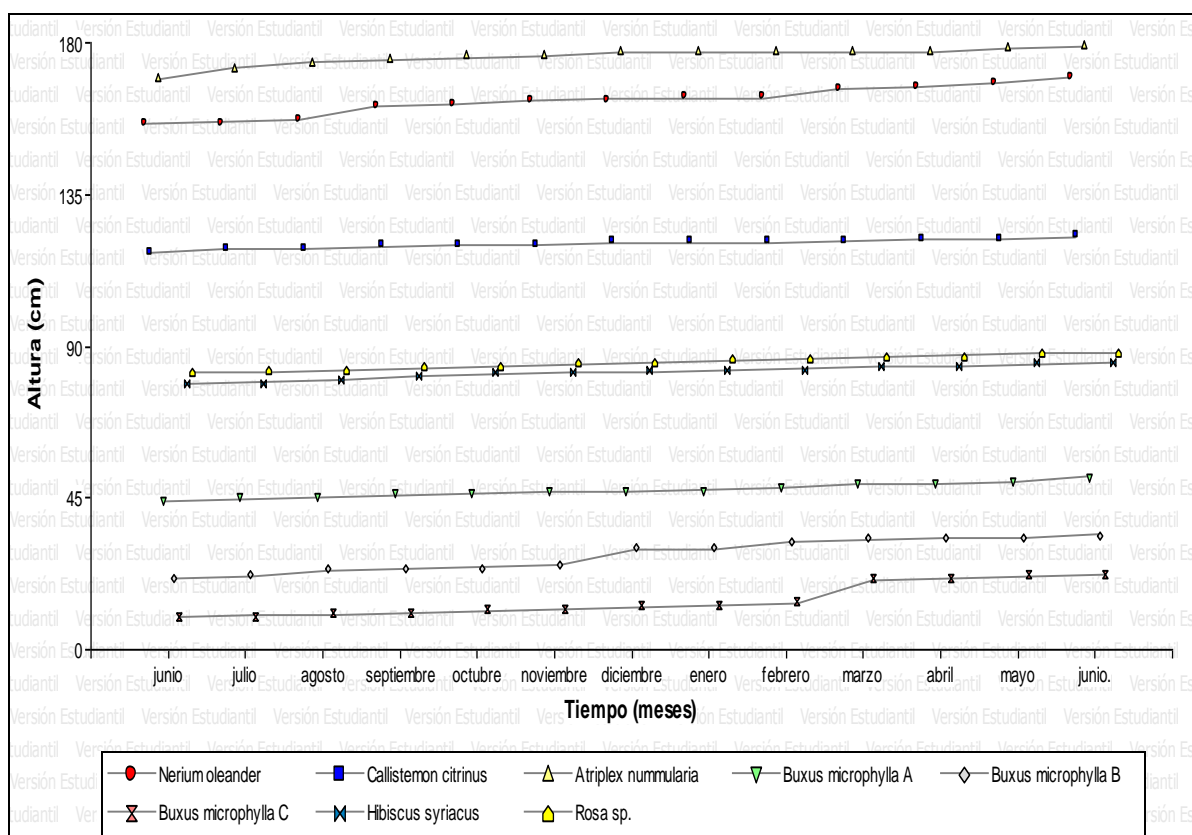


Figura 17. Altura de arbustos en el modelo de Calle 2.

En la figura 17 se observa que *Nerium oleander* tuvo un crecimiento anual en altura de 8.5%, *Callistemon citrinus* de 3.7%, *Atriplex nummularia* de 5.5%, *Rosa sp.* de 27.7%, mientras que *Buxus microphylla* A, B y C tuvieron un crecimiento anual de 15.1%, 48.4% y 78.4% respectivamente; finalmente, *Hibiscus syriacus* presentó un crecimiento anual de 7.5%.

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

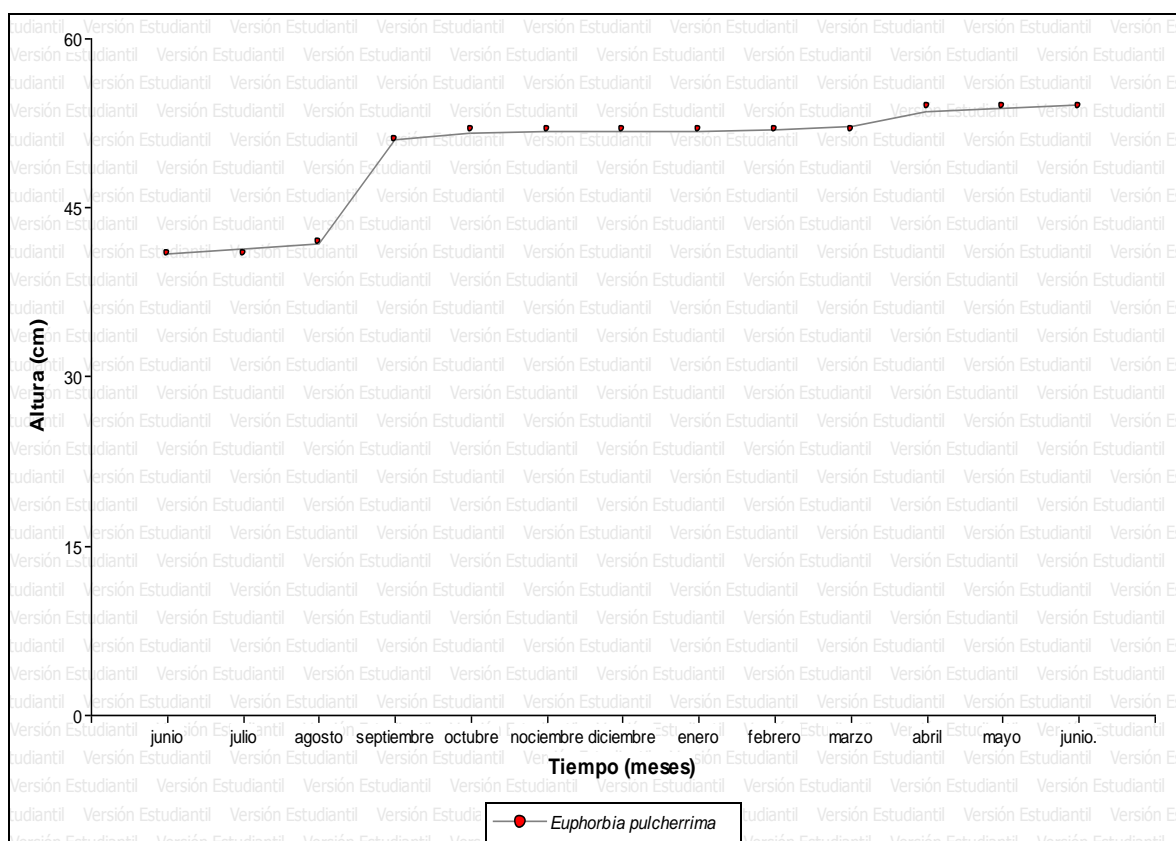


Figura 18. Altura de herbácea en el modelo de Calle 2.

En la figura 18 se observa que el arbusto *Euphorbia pulcherrima* presentó un crecimiento anual promedio de 7.2%.

Cobertura

En cuanto a cobertura se observó que, entre todos los modelos, no hubo diferencias significativas, utilizando la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, como lo corroboran los datos registrados, en donde la cobertura de *Buxus microphylla*, para Calle, Camellón y Jardín no tuvo diferencias estadísticas. Sin embargo, se debe notar que a pesar de los daños que por vandalismo sufrieron algunas plantas, no se afectó negativamente su cobertura.

En cuanto a las plantas estudiadas, éstas presentaron solamente un desarrollo vegetativo de su ciclo anual, con las variantes propias derivadas de las estaciones del año, como la pérdida de follaje en el caso de las plantas caducifolias.

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

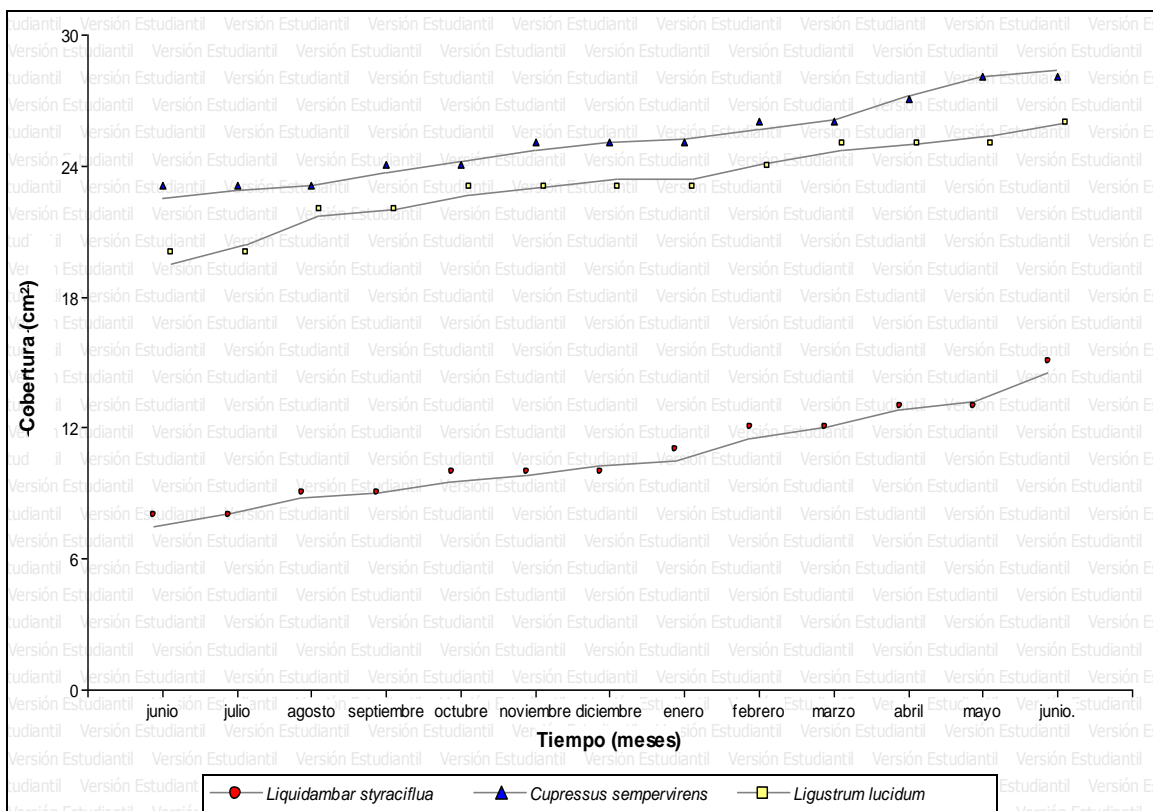


Figura 19. Cobertura de árboles en el modelo de jardín 1.

En la figura 19 se observa que la cobertura de los árboles en el mosaico del Jardín 1 tuvieron un crecimiento anual; en el caso de *Liquidambar styraciflua* fue de 65.9%, en el de *Cupressus sempervirens* fue de 23.2% y en el de *Ligustrum lucidum* fue de 28.7%.

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

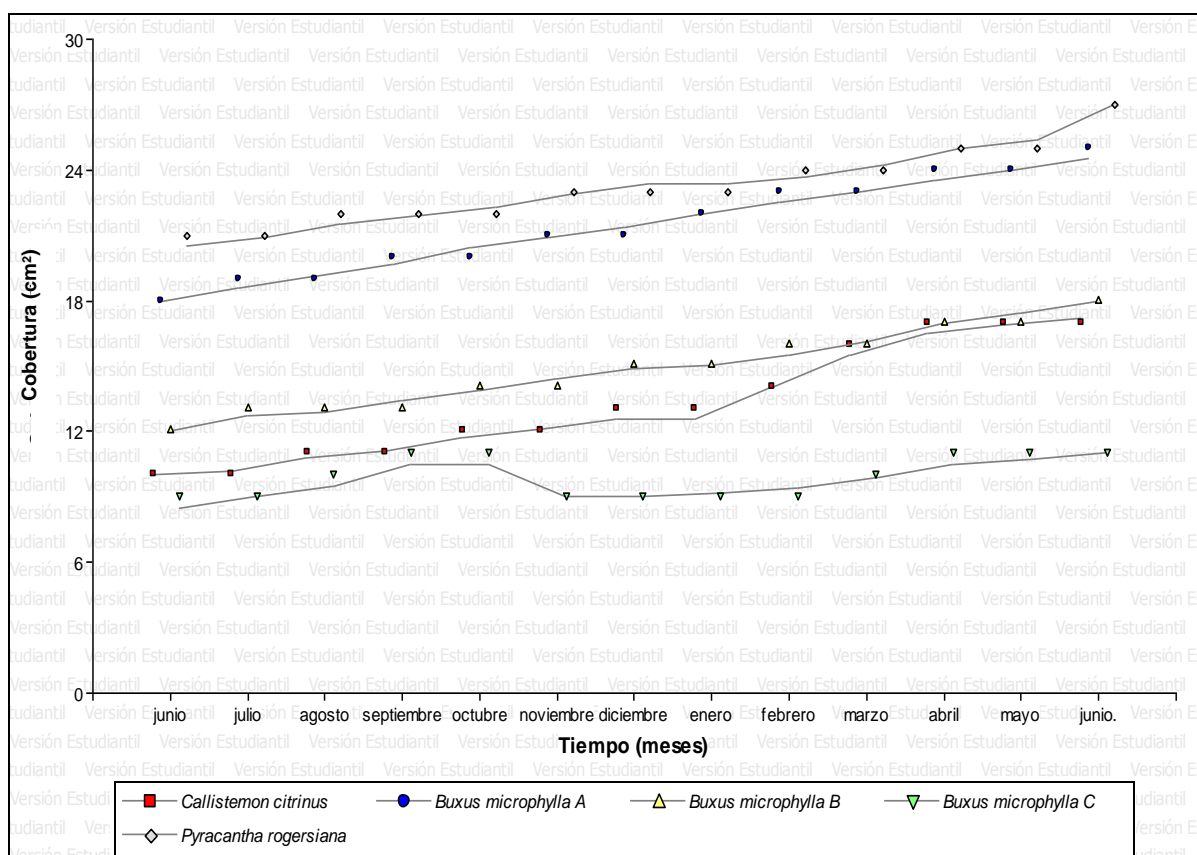


Figura 20. Cobertura de arbustos en el modelo de Jardín 1.

En la figura 20 se observa que la cobertura de los arbustos del modelo de Jardín 1, tuvo un desarrollo constante como se puede ver en la mayoría de las curvas. Para *Callistemon citrinus* el crecimiento anual en cobertura fue de 54.2%, mientras que para *Buxus microphylla* A, B y C fue de 30.8%, 40.5% y de 25.7% respectivamente, finalmente, *Pyracantha rogersiana* presentó un incremento anual en cobertura de 27.5%.

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

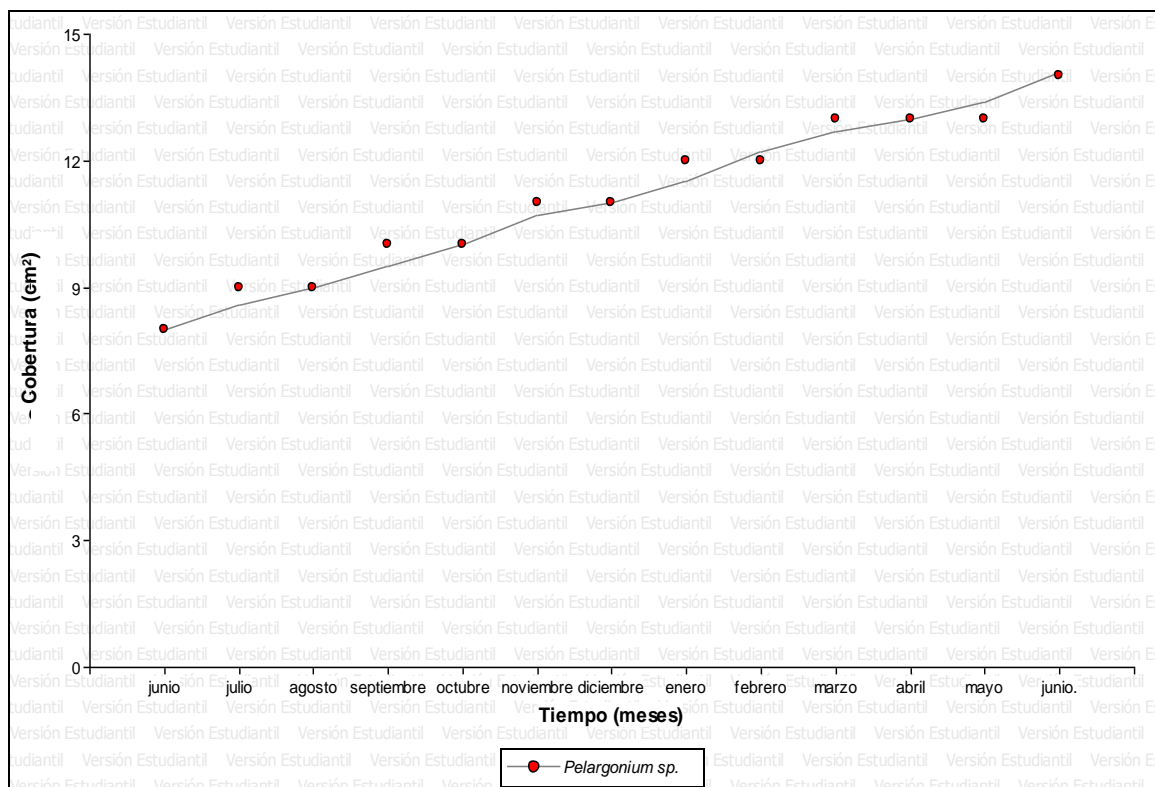


Figura 21. Cobertura de herbácea en el modelo de Jardín 1.

En la figura 21 se observa que *Pelargonium* sp., del modelo de Jardín 1, presentó un incremento anual en cobertura de 56.6%; este crecimiento se mantuvo a lo largo del año.

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

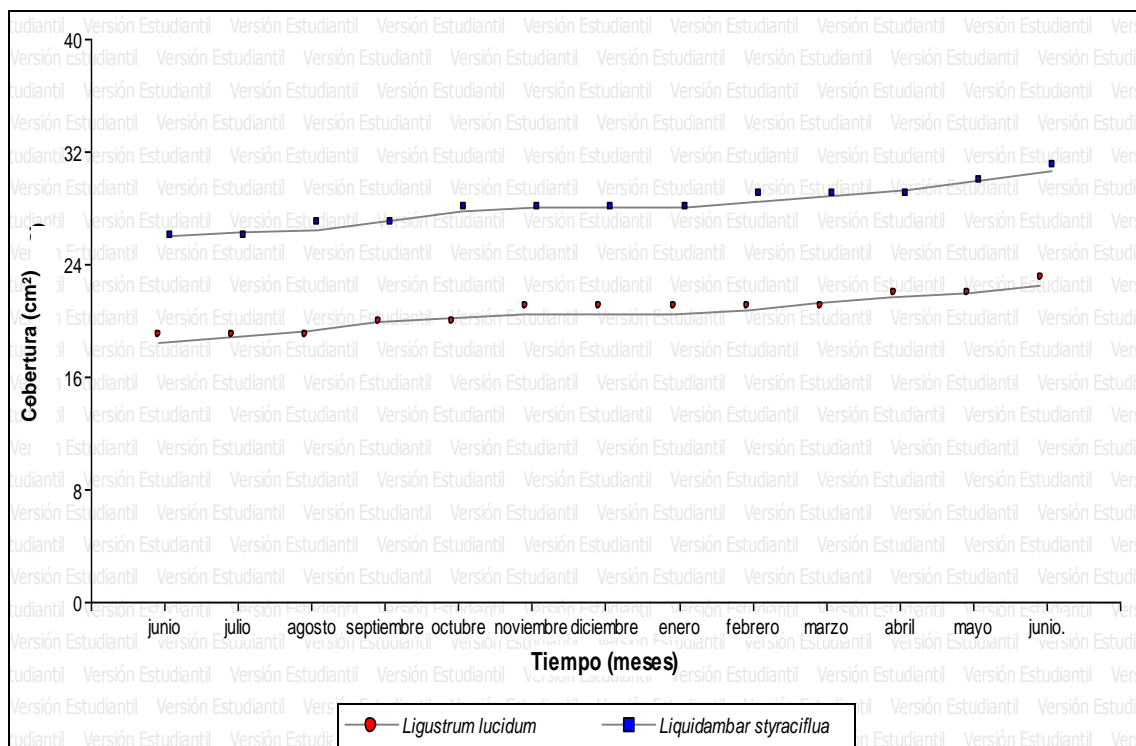


Figura 22. Cobertura de árboles en el modelo de Jardín 2.

En la figura 22 se observa el incremento en cobertura a lo largo de un ciclo anual, el cual fue de 19.5% para *Ligustrum lucidum* y de 16.2% para *Liquidambar styraciflua*.

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

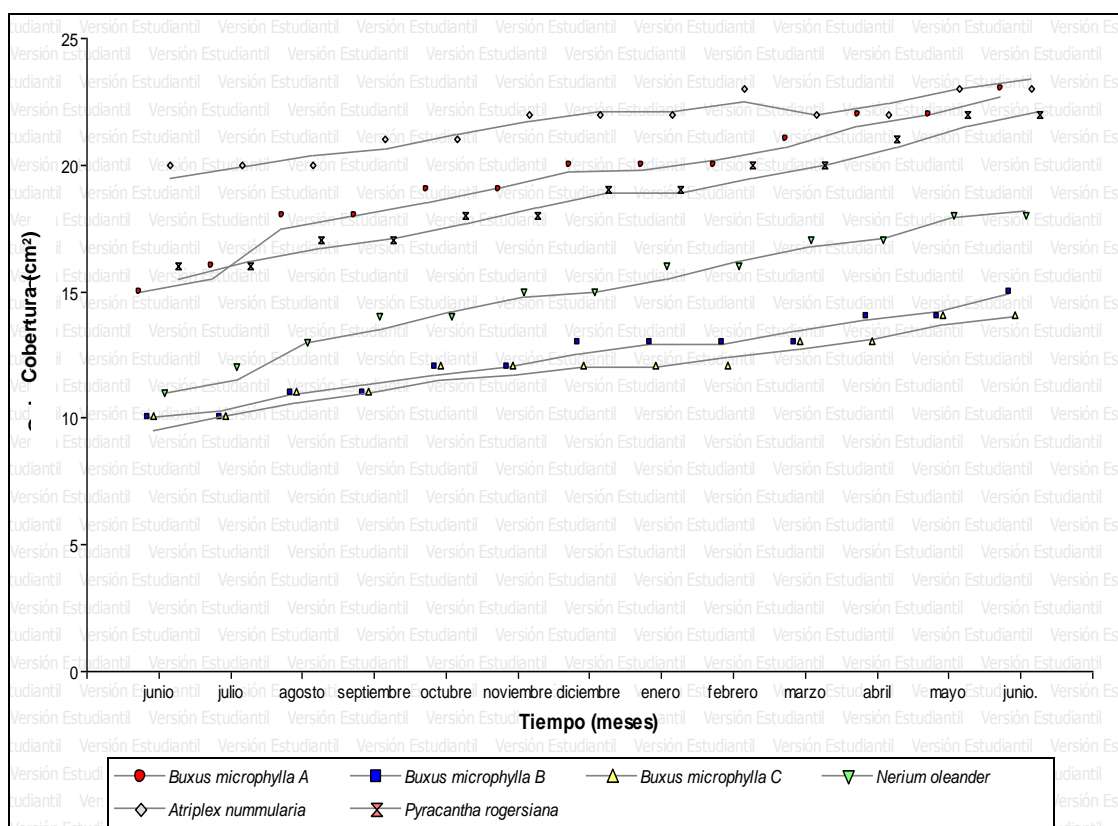


Figura 23. Cobertura de arbustos en el modelo de Jardín 2.

En la figura 23 se observa el aumento en la cobertura de los arbustos del modelo de vegetación del Jardín 2. El incremento anual en cobertura para *Buxus microphylla* A, B y C fue de 41.4%, 39.8% y 38.75% respectivamente. El incremento anual en cobertura para *Nerium oleander* fue de 35.4%, para *Atriplex nummularia* fue de 18.2% y para *Pyracantha rogersiana* fue de 50.3%. Todas estas especies crecieron regularmente durante el año como se puede ver en la gráfica.

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

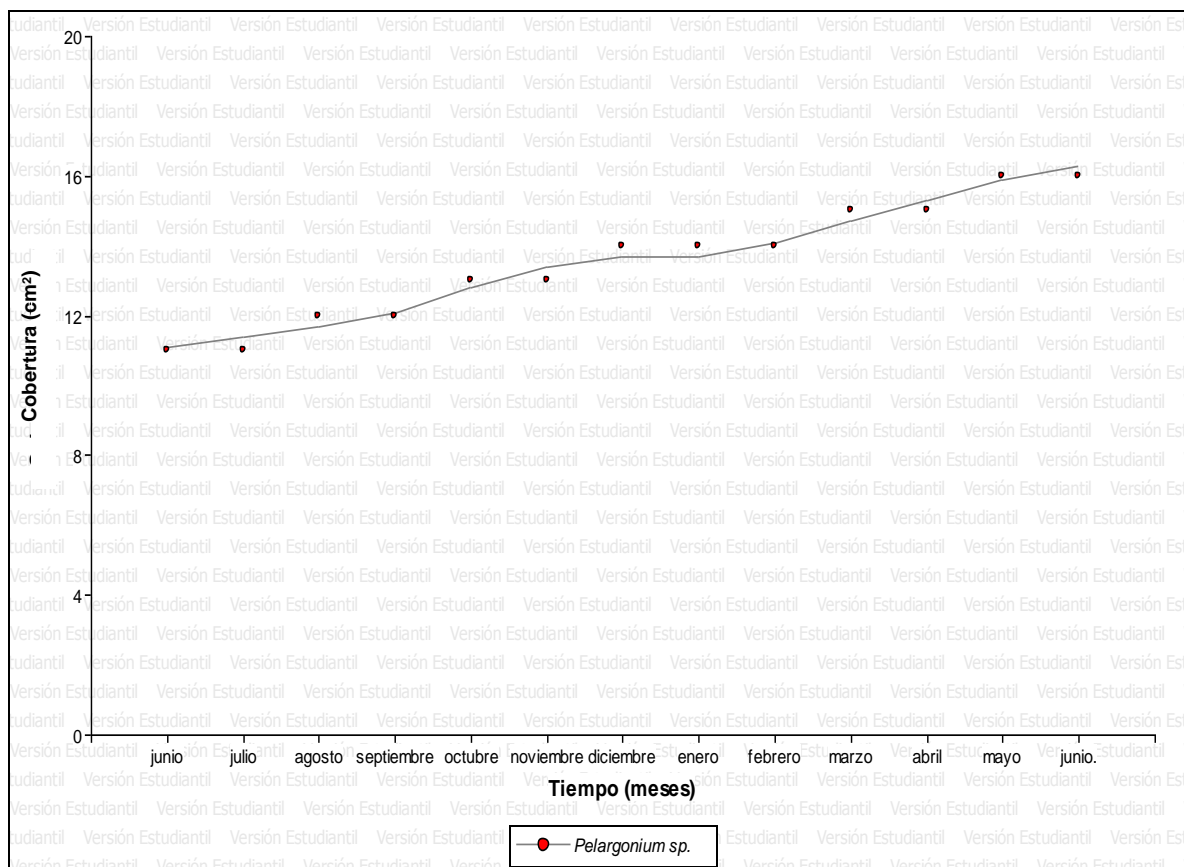


Figura 24. Cobertura de herbácea en el modelo de Jardín 2.

En la figura 24 se observa que *Pelargonium* sp., del modelo de Jardín 2, presentó un promedio de crecimiento anual en su cobertura de 38.4%.

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

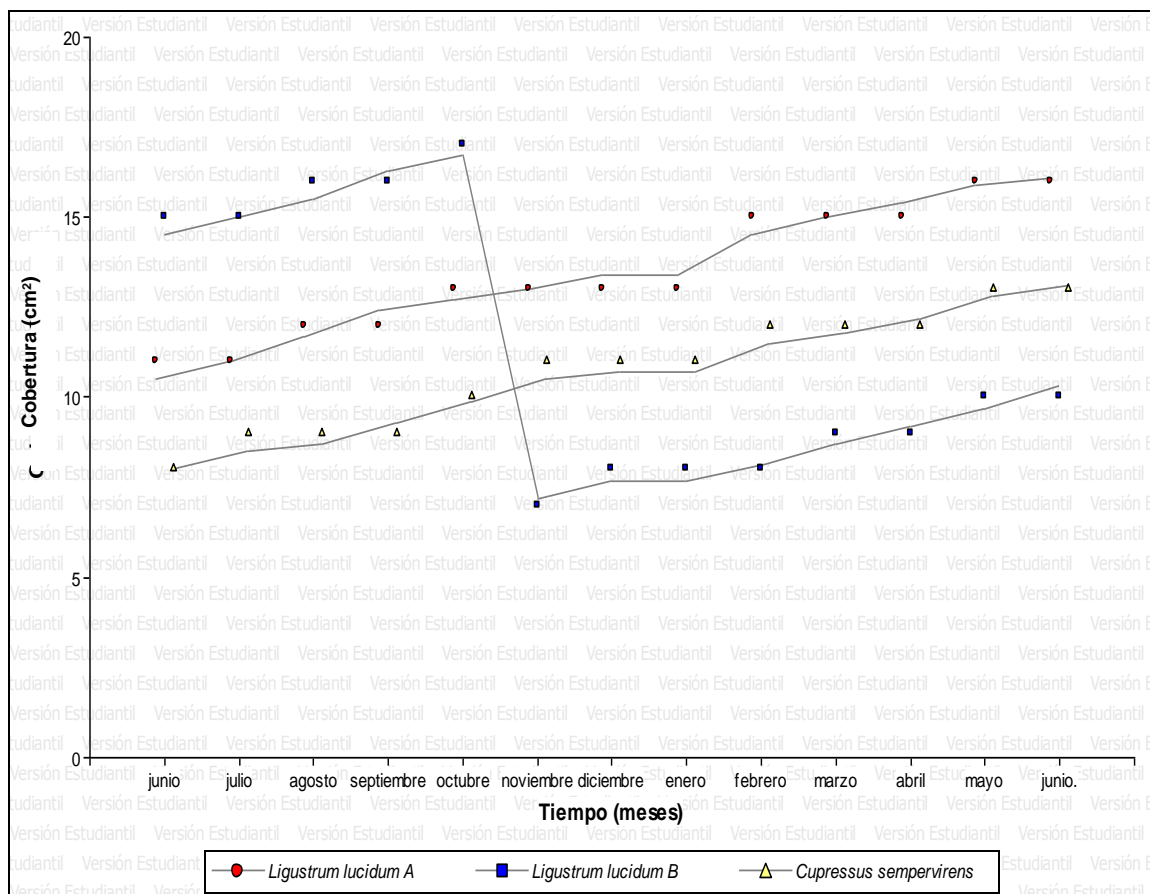


Figura 25. Cobertura de árboles en el modelo de Camellón 1.

En la figura 25 se observa la variación en la cobertura de las especies a lo largo de un ciclo anual. El incremento anual en cobertura para *Ligustrum lucidum A* fue de 42.7%, para *Ligustrum lucidum B* de -34.2%, ya que decreció por vandalismo y para *Cupressus sempervirens* el incremento anual fue de 49.3%.

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

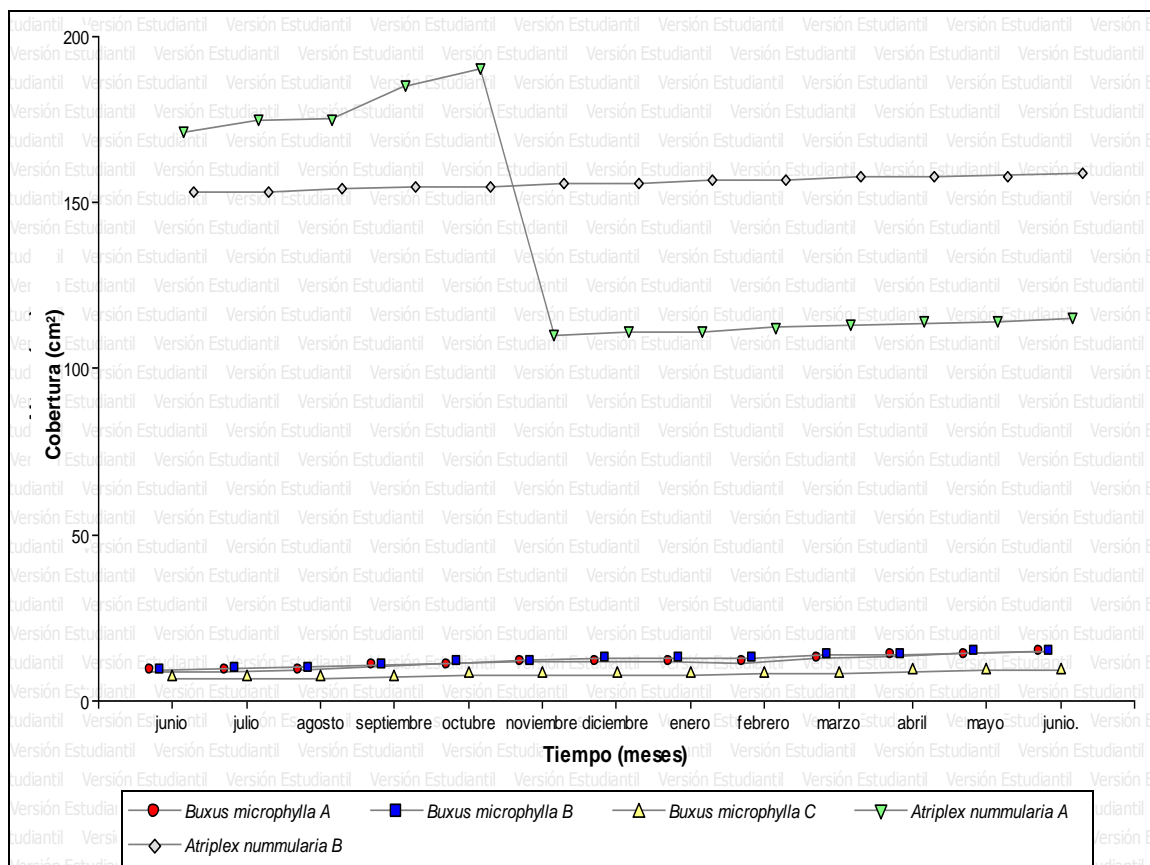


Figura 26. Cobertura de arbustos en el modelo de Camellón 1.

En la figura 26 se observa la variación en la cobertura en un ciclo anual. El incremento anual en la cobertura de *Buxus microphylla* A, B y C fue de 42.9%, 34.8% y de 53.7% respectivamente; *Atriplex nummularia* A presentó un decremento en su cobertura anual de -39.6% por causas de vandalismo, mientras que *Atriplex nummularia* B, presentó un aumento anual en su cobertura de 55.2%.

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

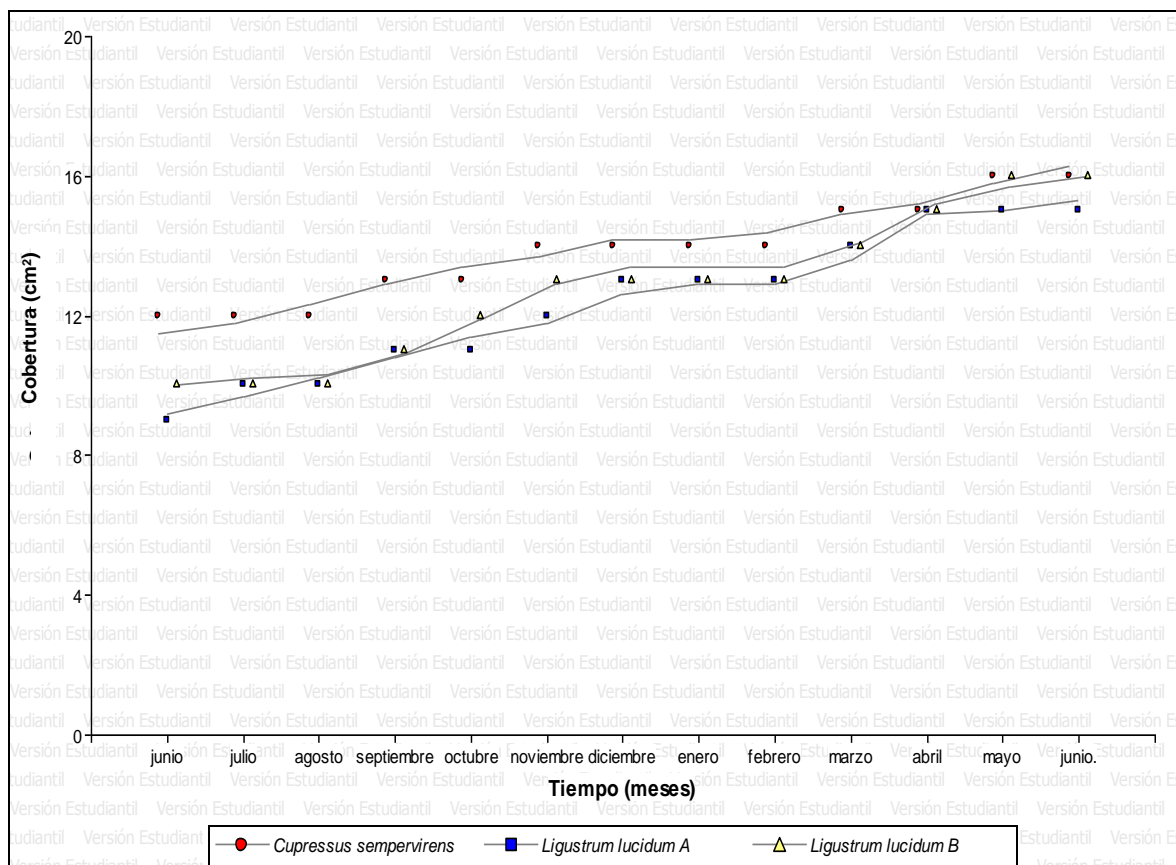


Figura 27. Cobertura de árboles en el modelo de Camellón 2.

En la figura 27 se observa la variación en cobertura de los árboles en el modelo de vegetación Camellón 2. En la gráfica se puede ver que *Cupressus sempervirens* tuvo un incremento anual de cobertura de 34.8%, *Ligustrum lucidum A* de 50.8% y *Ligustrum lucidum B* de 47.0%. Las tres especies crecieron a lo largo del ciclo anual analizado.

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

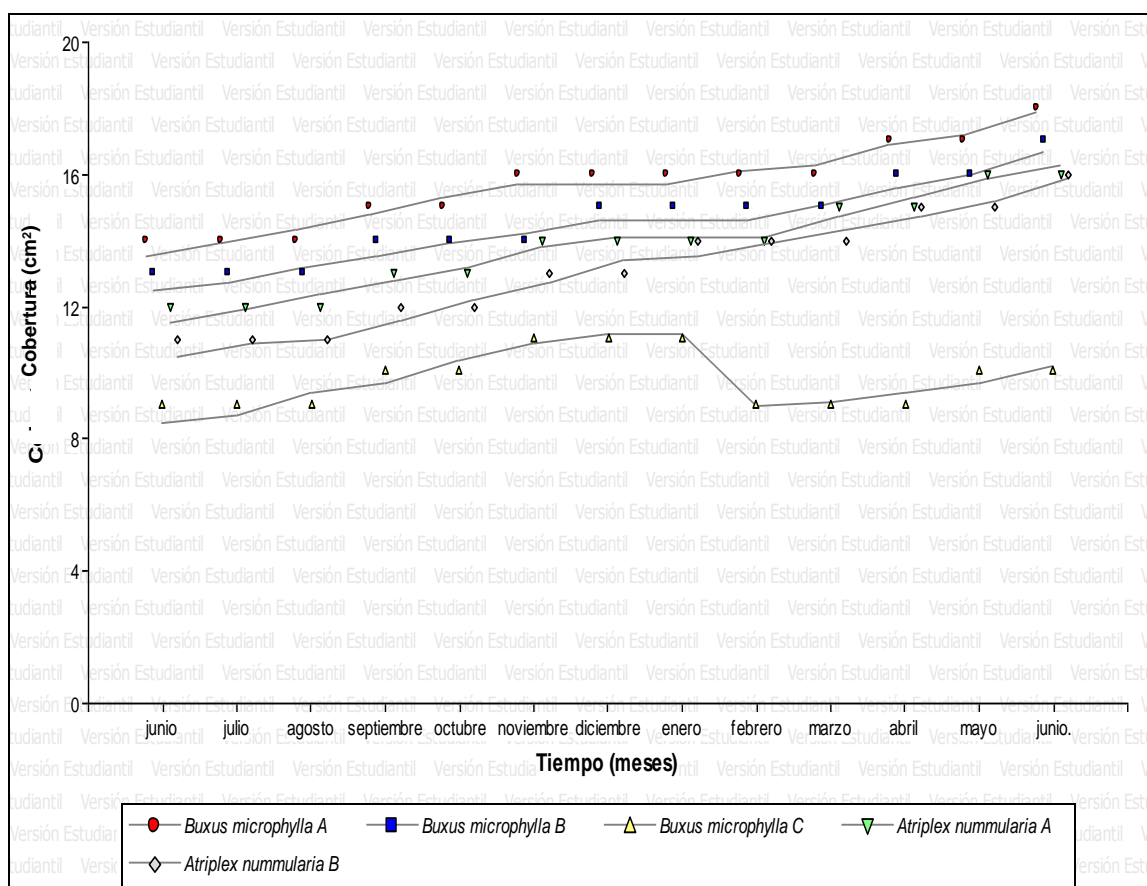


Figura 28. Cobertura de arbustos en el modelo de Camellón 2.

En la figura 28 se observa que la cobertura de los arbustos creció regularmente en el ciclo anual, excepto por vandalismo en el caso de *Buxus microphylla C*. El incremento anual en cobertura para *Buxus microphylla A*, *B* y *C* fue de 28.2%, 28.9% y de 18.2 respectivamente, mientras que para *Atriplex nummularia A* fue de 34.8% y para *Atriplex nummularia B* fue de 41.4%.

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

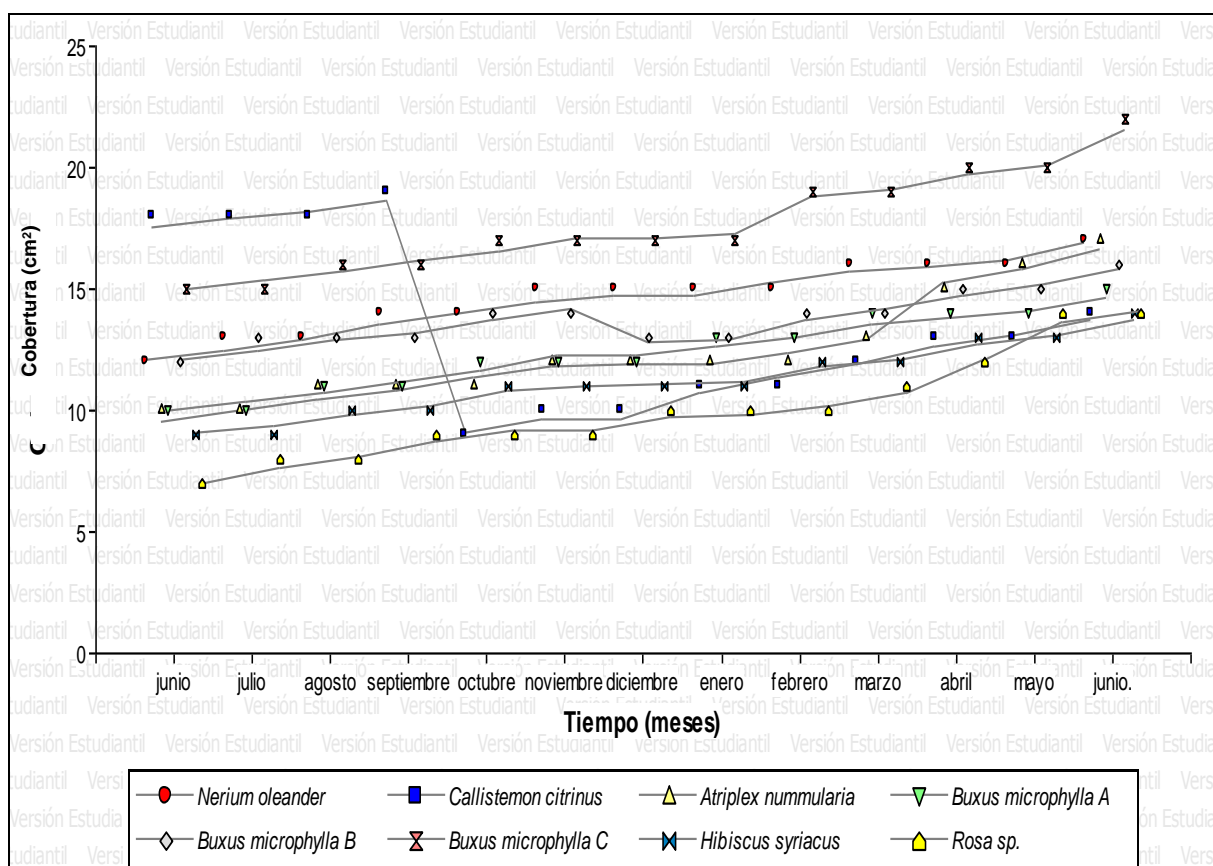


Figura 29. Cobertura de arbustos en el modelo de Calle 1.

En la figura 29 se observa la variación en cobertura de 8 especies de arbustos. El incremento anual en cobertura para *Nerium oleander* fue de 33.4%, para *Callistemon citrinus* fue de 24.4%, para *Atriplex nummularia* de 55.8%, mientras que para *Buxus microphylla* A, B y C fue de 37.8%, 26.6% y 36.0% respectivamente. Asimismo, el incremento anual en cobertura para *Hibiscus syriacus* fue de 40.9% y para *Rosa sp.* fue de 70.0%.

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

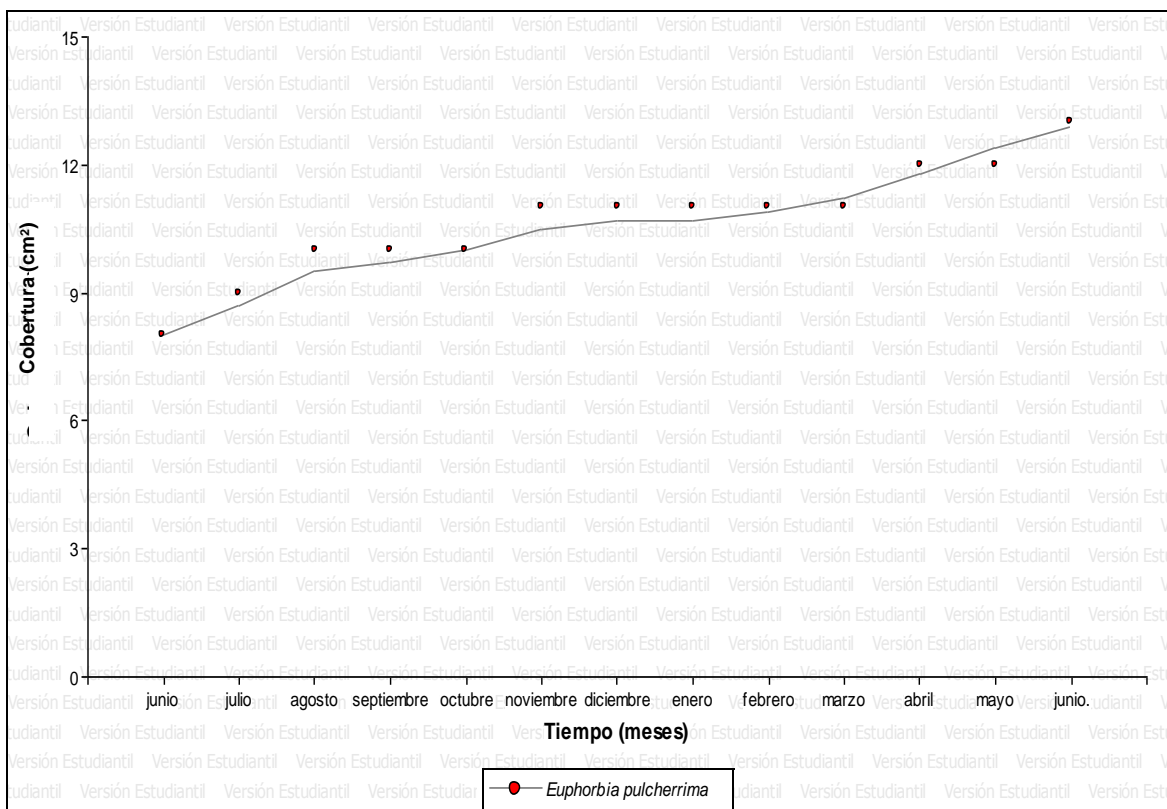


Figura 30. Cobertura de herbácea en el modelo de Calle 1.

En la figura 30 se observa la variación en cobertura, durante un año, de la herbácea *Euphorbia pulcherrima*, la cual tuvo un incremento anual en cobertura de 47.7%.

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

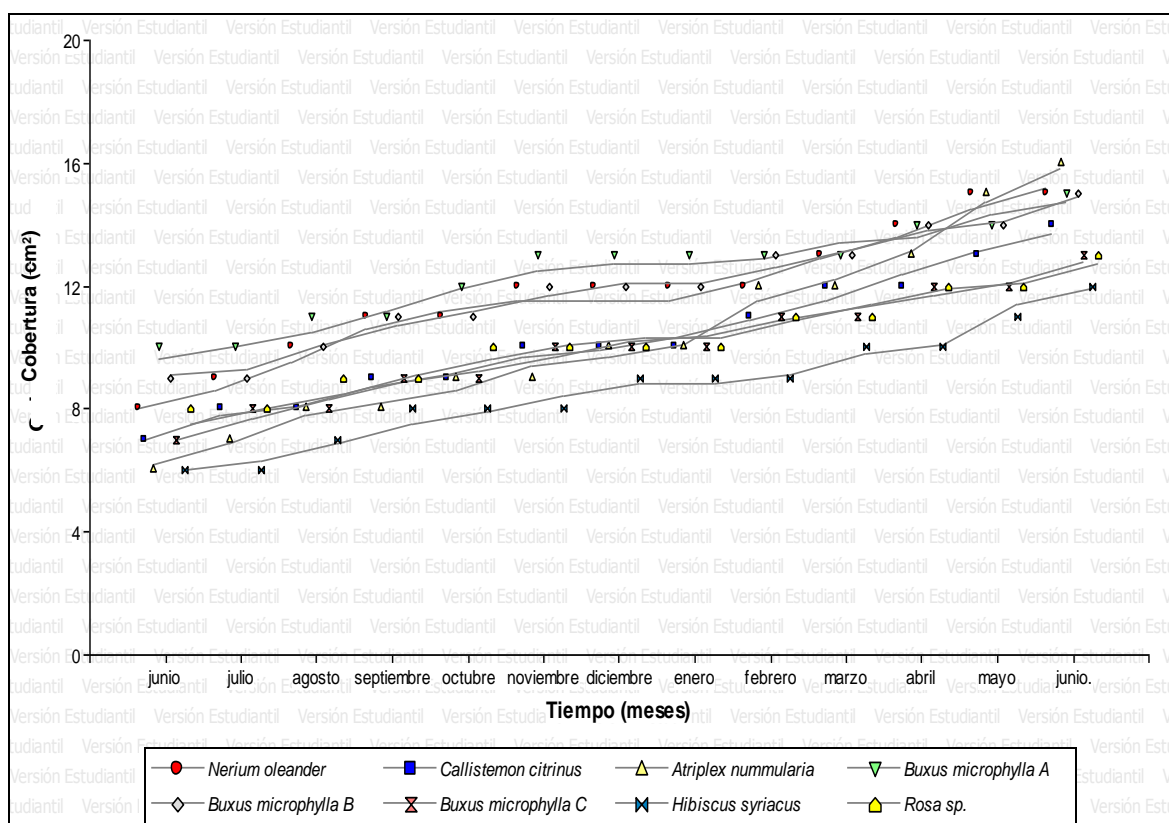


Figura 31. Cobertura de arbustos en el modelo de Calle 2.

En la figura 31 se observa que los 8 arbustos del modelo Calle 2 tuvieron un incremento anual en su cobertura. Este aumento fue de 64.1% para *Nerium oleander*, para *Callistemon citrinus* el incremento fue de 67.1, para *Atriplex nummularia* fue de 93.5% y para *Buxus microphylla* A, B y C el aumento anual fue de 42.6%, 49.3% y de 60.3% respectivamente. Finalmente, *Hibiscus syriacus* tuvo un incremento anual en su cobertura de 68.4% y *Rosa sp.* de 47.6%.

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO

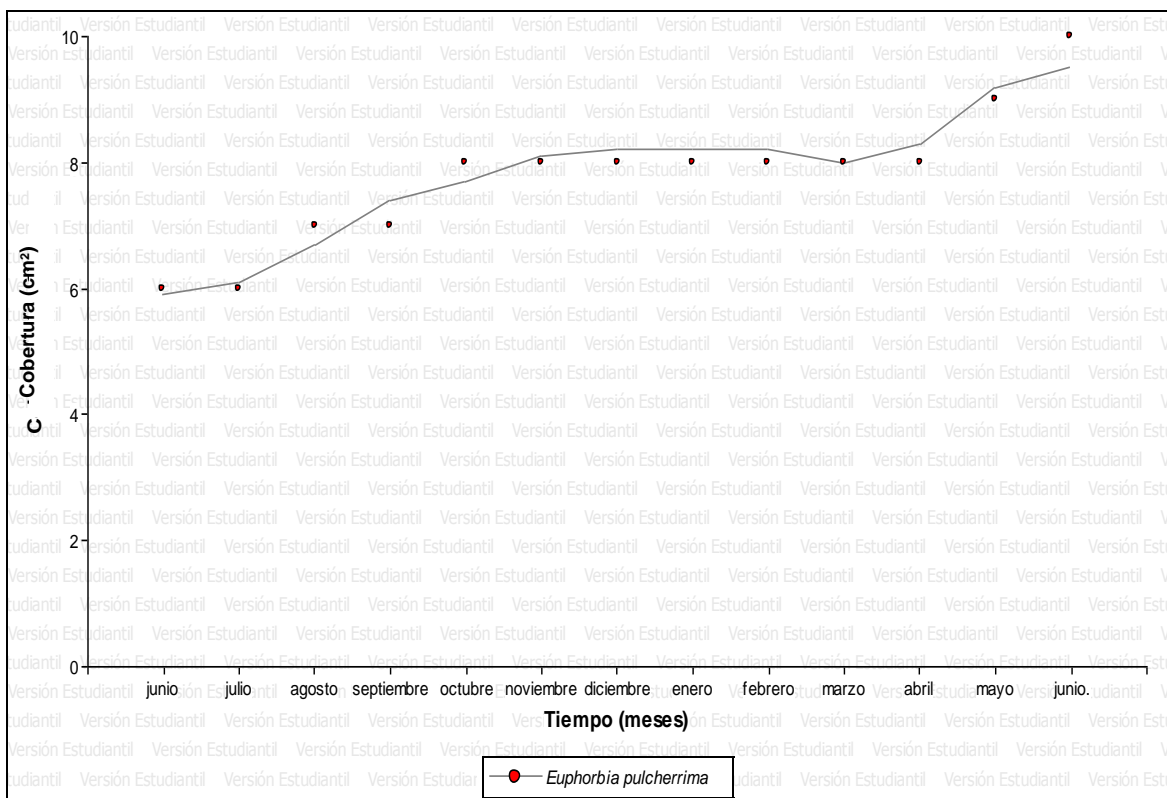


Figura 32. Cobertura de planta herbácea en el modelo de Calle 2.

En la figura 32 se observa la variación anual en cobertura de la herbácea *Euphorbia pulcherrima*, la cual tuvo un incremento en cobertura, durante el ciclo anual, de 52.66%.



Figura 33. Instalación de los modelos de Jardín 1 dentro de la FES Zaragoza, UNAM. *Campus II.*



Figura 34. Instalación de los modelos de Jardín 2 dentro de la FES Zaragoza, UNAM. *Campus II.*

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO



Figura 35. Planta de *Pelargonium*, plantado en el modelo de Jardín 1.



Figura 36. Modelo de Camellón 1.

MODELO DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA PARA CALLES CAMELLONES
Y JARDINES EN LA ZONA ORIENTE DE LA CIUDAD DE MÉXICO



Figura 37. Modelo de Camellón 2.



Figura 38. Modelo de Calle 1.



Figura 39. Modelo de Calle 2.

9 DISCUSIÓN

Los resultados del análisis de suelo en la parcela experimental (cuadro 4), donde se establecieron las plantas para los diferentes modelos de vegetación como son Calle (banqueta), Camellón y Jardín, muestran un suelo con características de migajón arenoso, lo que implica para las plantas estar con un tipo de suelo con esas características es poca retención de nutrimentos y agua (Day, 1965). Los horizontes tienen en promedio 30 cm de profundidad lo que indica que las plantas se podrán desarrollar. También, al ser arenoso no retiene los nutrimentos en la cantidad necesaria para el adecuado desarrollo de las plantas, como lo muestra el bajo porcentaje de materia orgánica cuya composición es arena 43-80, limo 0.50 arcilla 0.20, encontrado. Además, la capacidad de intercambio catiónico indica que tiende a retener e intercambiar pocos elementos minerales. Esto indica que la fertilidad del suelo es baja y que el agua se percola fácilmente. El suelo tiene un pH de 8.5, 9.8, 9.8 y 9.7, lo que señala que hay un problema de salinidad moderada (Chapman, 1973; Ruíz, 2003). Es por eso que las plantas seleccionadas para el experimento, en los diferentes modelos, tienen características de resistencia a la sequía, a la salinidad y a nutrimentos escasos, en cuanto a suelo se refiere.

También las especies utilizadas se han reportado como recomendables bajo atmósferas con contaminantes como hidrocarburos, partículas suspendidas, bióxido de nitrógeno y bióxido de azufre (Bell, Mudd, 1976; Davis, Wilhour, 1976; Chou, Rao, 1977; Serpa, 1996; Rodríguez, Cohen, 2003), como se demuestra en el modelo, las plantas no se observaron, con perturbaciones por contaminación.

En los análisis estadísticos con respecto a la interpretación de alturas, coberturas y tasa de crecimiento relativo (TCR) en altura de *Buxus microphylla* muestran que este arbusto es altamente funcional en los mosaicos experimentales. Estos arbustos se tomaron como referentes en Calle, Camellón y Jardín. Por ello se puede considerar que el modelo de Calle fue el mejor, ya que se encontró que las plantas se complementaron unas con otras, entre arbustos de distinto tamaño. Aunque se sabe, por un lado, que las plantas leñosas y las herbáceas compiten tanto por agua, nutrimentos y luz (Valladares, 2004), en el trabajo presentado no se detectó que las

plantas estuvieran en competencia. Por otro lado se sabe que las plantas crecen en mosaicos, por lo que una representación arbórea, arbustiva y herbácea, con una adecuada densidad y distribución espacial, puede contribuir a mejorar la supervivencia de las especies al interactuar positivamente, como lo se vio en los modelos propuestos, en el cual la densidad de plantas no excedía el micrositio de siembra, logrando conformar en las plantas del experimento las interacciones de facilitación, en donde llegan a un equilibrio en el aprovechamiento de los recursos y del espacio, tanto aéreo como subterráneo, tal como lo menciona (Callaway, 1995), en donde menciona que la facilitación es el fenómeno mediante el cual una especie mejora la supervivencia, crecimiento o estado general de otra. La facilitación juega un papel tan relevante como la competencia y la facilitación parece ser lo común en la naturaleza (Bruno *et al.*, 2003). Asimismo, Walker *et al.* (1986) y Danin (1991), mencionan que en las etapas primarias del establecimiento de las plantas es donde predominan las interacciones de facilitación, como lo que se observó en los modelos propuestos.

La intensidad de ambas interacciones, competencia y facilitación, varía a lo largo de la escala de recursos, de forma que la interacción entre especies ofrece resultados condicionales, dependiendo de factores abióticos y bióticos del contexto (Davis, 1981; Bertness y Callaway, 1994).

En el análisis de alturas mediante la prueba Kruskal Wallis, se encontraron diferencias significativas ($p=0.0029$) en altura de los arbustos *Buxus microphylla*, siendo mayor en el mosaico de vegetación correspondiente a Calle, respecto a los modelos de Jardín y Camellón. Esto se debe, seguramente, a que el arbusto tiene mayor espacio de desarrollo en altura en una estructura lineal de trasplante, a la conformación en conglomerado de Jardín y Camellón (Anexo B), como lo encontrado en los trabajos publicados que hacen referencia a que las arbustivas, además de ejercer un papel estabilizador de los sistemas, para mantener el microclima, genera cierta protección a las herbáceas ubicadas bajo su cobertura o bajo su sombra (Weiher, Keddy, 1999), como se observó no solo en el caso de *Atriplex*, también se observó en el caso de *Nerium oleander*, *Hibiscus syriacus* que facilitaron sombra, retención de humedad, y hojarasca.

Las herbáceas, por otro lado, gracias a su alta tasa de renovación (producción de biomasa), pueden ser consideradas como las que poseen una mayor capacidad de reacción frente a perturbaciones externas, contribuyendo, al funcionamiento de un mosaico vegetal y propiciando como resultado el mantenimiento del modelo de Jardín, Camellón y Calle (banqueta), como se observó en el caso de vandalismo que sufrieron algunas plantas en los modelos estudiados y que se recuperaron parcialmente, sin llegar a morir.

En cuanto a la altura de las plantas en cada tratamiento, se tiene que en el modelo de Jardín 1, *Callistemon citrinus* es la especie que alcanzó el mayor porcentaje de crecimiento en altura (Cuadro 5, Figura 6). Probablemente se debió este crecimiento a que el terreno donde estaba plantada formaba una cuenca donde retenía mayor humedad que las demás, y su cercanía con el árbol de *Liquidambar styraciflua*, le proporcionaba un aporte de sombra y hojarasca. Como lo reportado por (García-Moya, 1970) en cuyos trabajos menciona que las plantas leñosas como árboles en específico, pueden captar algunos nutrimentos de horizontes más profundos del suelo, donde no llegan las raíces de las herbáceas y algunas arbustivas, lo que hace la planta tutora o nodriza, es dar sombra y con ello también mejoran el microclima, reteniendo humedad bajo su copa, además de ejercer un papel de protección de las plantas

establecidas bajo su cobertura, lo que se conoce como isla de fertilidad, como lo observado también en el arbusto de *Atriplex nummularia*, la cual en nuestro modelo realizó el papel de planta nodriza ya que proporcionaba sombra, y hojarasca, lo que contribuyó a una humedad y retención de suelo, ayudando a las plantas de su cercanía a crecer.

En cuanto a la altura de las plantas en los modelos empleados para este trabajo, tuvieron un crecimiento lento, lo que se atribuye al suelo donde fueron plantadas las especies, ya que el migajón arenoso retiene pocos nutrientes lo que coincide con lo encontrado por Ellenberg (1988), donde menciona que la baja productividad y la limitación de recursos existentes, favorece un crecimiento lento.

En cada modelo hubo plantas que destacaron en altura como se describe a continuación.

En el modelo de Jardín 1. Los árboles de *Liquidambar styraciflua*, *Cupressus sempervirens*, son los que mejor respuesta obtuvieron de acuerdo a altura. (Cuadro 5, Figura 4.)

En el modelo de Jardín 2. *Liquidambar styraciflua*, es la especie que alcanzó el mayor porcentaje de crecimiento en altura (Cuadro 6, Figura 7).

En el modelo de Camellón 1. *Ligustrum lucidum*, es la especie que alcanzó el mayor porcentaje de crecimiento en altura (Cuadro 7, Figura 10).

En el modelo de Camellón 2. *Ligustrum lucidum*, es la especie que alcanzó el mayor porcentaje de crecimiento en altura (Cuadro 8, Figura 12).

En el modelo de Calle 1. *Atriplex nummularia*, *Callistemon citrinus*, *Nerium oleander*, *Buxus microphylla* B, son las especies que alcanzaron el mayor porcentaje de crecimiento en altura (Cuadro 9, Figura 14 y 15).

En el modelo de Calle 2. *Nerium oleander*, *Buxus microphylla* B, *Euphorbia pulcherrima* son las especies que alcanzaron el mayor porcentaje de crecimiento en altura (Cuadro 10, Figura 13).

En base a su crecimiento en altura se puede decir que los arbustos (*Nerium oleander*, *Callistemon citrinus*, *Atriplex nummularia* y *Buxus microphylla*, *Hibiscus syriacus*, *Euphorbia pulcherrima* y *Rosa sp.*), crecieron por arriba del promedio lo que significa que tienen requerimientos ambientales similares, complementándose e interactuando positivamente, aprovechando los recursos, y creando un microclima como lo demuestra el trabajo de (Callaway 1995), en donde encuentra interacciones positivas en las plantas sembradas unas con otras a lo largo de un gradiente nutricional, y la generación de microclima de bajo del dosel, lo que constituye un evento favorable para su mantenimiento de la fertilidad a largo plazo (Garner, Steinberger, 1989).

En relación al análisis de la tasa de crecimiento relativo (TCR), de *Buxus microphylla* no se encontraron diferencias significativas en este parámetro. Esto muestra que el desarrollo en altura de *Buxus microphylla*, se mantiene similar independientemente del mosaico vegetal del cual forma parte, es decir, que no hay un efecto sinérgico o competitivo con las plantas asociadas, debido a que cada especie explora y aprovecha un volumen de suelo particular, en diferentes niveles de

profundidad (mayor profundidad de raíces en árboles, profundidad media en arbustos y capas superficiales en herbáceas). Esto permite la coexistencia del mosaico vegetal bajo principios de complementariedad ecológica (Anexo B). Como lo encontrado en los modelos en que las plantas sembradas unas con otras en mosaicos de vegetación, lejos de presentar una situación de estrés y de competencia por recursos como pareciera, resulto ser algo positivo para su desarrollo y supervivencia, como lo muestra el estudio realizado por (Pugnaire *et al.*, 1996), donde menciona que las plantas pueden padecer situaciones de estrés por la modificación de su ambiente o microclima, pero que la cercanía de una planta vecina, puede favorecer el desarrollo de interacciones de facilitación, pero que dependiendo del estrés ambiental, ya sea por recursos, heladas, sequías esta interacción se vuelve negativa, este balance de interacciones es muy dinámico y puede cambiar no solo a lo largo de gradientes ambientales, sino también a lo largo del tiempo.

También se hizo un análisis de la TCR del conjunto de individuos de cada mosaico vegetal, al comparar los promedios de tasas de crecimiento relativo del conjunto de individuos de cada mosaico vegetal, mediante un análisis de varianza de 1 factor (mosaico vegetal), utilizando la prueba no paramétrica Kruskal-Wallis no se detectaron diferencias significativas para esta variable indicadora del crecimiento vegetal. Esto significa que los mosaicos de plantas se desarrollan de forma semejante en arreglos de gremios amplios (Jardines), medios (Camellones) y reducidos (Calles), lo cual muestra una complementariedad ecológica de los estratos más que de las especies y que pueden coexistir bajo distintos arreglos (patrones de distribución) (Anexo B), como una distribución agregada, formando gremios insipientes y que se cumplen las reglas de ensamblaje para los mosaicos de vegetación, como lo señalado por (De la Rosa y Monroy, 1996), observado en los modelos de Calles (banquetas), Camellones y Jardines, por su alta tasa de supervivencia, falta de plagas y enfermedades, lo que indica que la interacción planta-planta fue benéfico para su establecimiento. También lo reportado por Holmgren *et al.* (1997), Lortie *et al.* (2004) y por Callaway (2007), quienes mencionan que en muchos tipos de comunidades vegetales una especie puede facilitar el reclutamiento o crecimiento de otra especie a partir del mejoramiento de las condiciones del sitio (por ejemplo el contenido de materia orgánica y disponibilidad de nutrientes del suelo). Como lo son las plantas "nodriza" descritas principalmente en ecosistemas semiáridos son aquellas que modifican el microclima y favorecen el establecimiento de plántulas de otras especies.

Otro trabajo encontrado menciona que las restricciones de patrones de distribución de especies o su abundancia, determinan la presencia, frecuencia y riqueza de especies, o grupos de especies, en un mosaico vegetal y no sólo la respuesta individual de una especie al medio ambiente (Callaway 1995). Por lo que el mejor mosaico de vegetación, en donde hubo mejores interacciones de facilitación, fue el presentado en Calle, que se puede observar en la figura 4 en donde tuvo mejor desarrollo el modelo de Calle, probablemente por ocupar diferente microclima y estrato como son arbustos, y herbáceas, pero complementarios entre sí.

Respecto a las coberturas de las plantas de *Buxus microphylla*, la prueba de Kruskal Wallis, no encontró diferencias estadísticamente significativas al aplicar un análisis de varianza no paramétrico. Esto indica que el arbusto creció de manera similar en los tres mosaicos de vegetación evaluados, encontrando una diferencia de mayor cobertura en los Jardines, manteniéndose estable su crecimiento en Camellón y Calle (Anexo B). Como lo que se observó en cada modelo a continuación, en donde cada modelo presento especies que daban una mayor cobertura.

En el modelo de Jardín 1. *Liquidambar styraciflua*, *Ligustrum lucidum*, un ejemplar de *Callistemon citrinus*, *Buxus microphylla* A, *Pyracantha rogersiana*, son las especies que obtuvieron un mejor porcentaje en cobertura (Cuadro 11, Figura 21 y 22).

En el modelo de Jardín 2. *Buxus microphylla* A, *Nerium oleander*. son las especies que obtuvieron un mejor porcentaje en cobertura (Cuadro 12, Figura 24).

En el modelo de Camellón 1 *Cupressus sempervirens*, *Ligustrum lucidum* A, *Buxus microphylla* A, B, C, *Atriplex nummularia* B, son las especies que obtuvieron un mejor porcentaje en cobertura (Cuadro 13, Figura 25 y 26).

En el modelo de Camellón 2 *Cupressus sempervirens*, *Ligustrum lucidum* A y B, *Buxus microphylla* A, *Atriplex nummularia* A y B, son las especies que obtuvieron un mejor porcentaje en cobertura (Cuadro 14, Figura 27 y 28).

En el modelo de Calle (banqueta) 1 *Buxus microphylla* C, *Rosa* sp. son las especies que obtuvieron un mejor porcentaje en cobertura (Cuadro 15, Figura 29).

En el modelo de Calle (banqueta) 2 *Atriplex nummularia*, es la especie que obtuvo un mejor porcentaje en cobertura (Cuadro 16, Figura 31).

En general se encontró que el modelo propuesto para Calles (banquetas), Camellones y Jardines responde al modelo propuesto por Whittaker y Whesthoff (concepto integrado), (Whittaker, 1967; Westhoff, 1978), en donde menciona que la individualidad no es total, pues hay interacciones entre las especies, encontrando que la vegetación de una región está distribuida en mosaicos, que las comunidades vegetales o fitocenosis son un conjunto funcional, que representan algo más que la suma de sus componentes seleccionados por el medio, y que las interacciones entre los componentes de la comunidad, se manifiestan en su capacidad de autorregulación (Valladares 2004, Cipriotti *et al.*, 2006).

Las plantas arbustivas caducifolias, como lo encontrado en este trabajo, normalmente fertilizan la tierra a través de la disposición de materia orgánica en forma de hojarasca, dando sombra a las herbáceas y resguardándolas de la sequía en temporadas de calor, ejerciendo un papel de protección y aprovechamiento de las herbáceas como lo demuestran los trabajos de (Bruno *et al* 2003, Valladares 2004), como lo observado en los mosaicos en donde los arbustos de *Atriplex nummularia*, *Buxus microphylla* y *Nerium oleander*, concuerdan con lo encontrado en los trabajos mencionados.

Encontramos en el estudio realizado que a pesar de las limitaciones edáficas en las parcelas experimentales, como lo muestran los resultados obtenidos del análisis físico-químico de suelo (Cuadro 4), se encontró, al final del experimento, que bajo el dosel de las arbóreas y arbustivas sembradas había mayor humedad y hojarasca lo que le se atribuye a que se contaba con mayor fertilidad, tal como lo citan trabajos relacionados (García-Moya, Mckell, 1970; Rostagno *et al.* 1991; Danin, 1991, Callaway 1995, Bruno *et al.*, 2003, Valladares 2004) y por los estudios realizados por (Aguilar *et al.*, 1992) en la estepa patagónica, reportaron mayor establecimiento de plántulas de especies anuales debajo de arbustos que fuera de ellos, es decir, en el suelo desnudo. Aguilar y colaboradores, atribuyeron este fenómeno a los mayores niveles de humedad en el suelo presentes debajo de los arbustos y en la sombra que generan y que protege a las plantas de la extrema radiación solar. Patrones similares en otros

sistemas semiáridos atribuyen los efectos de las plantas nodrizas a mayor disponibilidad de nutrientes debajo de arbustos, por ejemplo para sistemas semiáridos de Chile como le mencionado por (Gutiérrez *et al.*, 1993).

Se obtuvo una mortalidad de cero, en el estudio realizado, lo que se le atribuye a lo encontrado por (Lyford, Qashu, 1969; Elkins *et al.*, 1986, Belsky *et al.*, 1993) nuestras plantas ayudadas por la forma de mosaico en que se planto y por estratos, aminoró las consecuencias por las que podrían haber muerto, se cree en base a trabajos presentados por (Pressland, 1973; Tromble, 1988; Navar, Bryan, 1990), que lo que contribuyo es la mayor humedad, posiblemente por nodrizaje hídrico, la retención de suelo, el incremento de fertilidad, el mayor aporte de materia orgánica por acumulación como lo muestran los estudios realizados por (Muller, 1953; Barth, Klemmedson, 1978 y 1982; Virginia, Jarrell, 1983) y de nitrógeno (Watt, 1947; García-Moya, Mickell, 1970; Charley, West, 1977; Barth, Klemmedson, 1982), así como el aumento de actividad biológica en el suelo, por la descomposición de la materia vegetal encontrada abajo del dosel, en el trabajo de Parker, encontró que bajo el dosel de la vegetación, se encuentran mejores condiciones para la descomposición de la materia orgánica, que fuera del dosel (Parker *et al.*, 1982, Garner, Steiberger, 1989).

10 CONCLUSIONES

Con base en los resultados se puede decir que se corrobora la hipótesis planteada al inicio del trabajo, donde se proponía que las plantas a emplear en programas de reforestación urbana fueran seleccionadas considerando las interacciones ecológicas complementarias, pues esto resultaría en una mejor respuesta de las plantas para sobrevivir en un medio urbano estresante. En efecto, debido a que en los experimentos se conformaron mosaicos de plantas con asociaciones positivas, particularmente entre estratos, se obtuvo un resultado favorable, debido a que la tasa de supervivencia final, de las plantas, fue del 100% después de un ciclo anual. En todos los modelos experimentados en este estudio, las asociaciones se constituyeron por diferentes estratos, entre arbóreo, arbustivo y/o herbáceo.

El mosaico de vegetación que mejor respuesta mostró en cuanto a integración, fue el de Calle, lo que responde a uno de los objetivos planteados, ya que se muestra que se puede lograr una funcionalidad en las interacciones ecológicas entre estratos de distinto tamaño, aún en una ciudad tan contaminada en su atmósfera como la Ciudad de México.

Asimismo, seleccionando las plantas adecuadas a las condiciones que presenta la Delegación Iztapalapa, en cuanto a clima, suelo y falta de agua, el modelo presentado para calles o banquetas, fue el más funcional, ya que presentó el mejor resultado.

La vegetación, aún en zonas urbanas, se distribuye en forma de mosaicos o gremios de plantas, y no de forma azarosa. Es por ello que en las agrupaciones entre las plantas que se conformaron para Calle, Camellón y Jardín, se acentuó por las interacciones de facilitación, por el micro ambiente generado. En efecto, el suelo, bajo el mosaico adquiere mayor fertilidad y capacidad de almacenamiento de agua, lo que se refleja en una mayor actividad de la biota edáfica y en el desarrollo y supervivencia de las especies plantadas.

También, los mosaicos propuestos para Calle, Camellón y Jardín, tuvieron estratos arbóreo, arbustivo, los cuales al tener un patrón de distribución con una adecuada densidad y un arreglo espacial que promueve la complementariedad (como el Nodrizaje vegetal), contribuyen a la supervivencia del conjunto de plantas.

Seleccionando las especies y formas de vida vegetal adecuadas y empleando el método de nodrizaje, se redujo la mortalidad de arbustos, al disminuir el estrés por algunos factores ambientales adversos, como los climáticos, edáficos, de parásitos, de contaminación y otros. Asimismo, con las plantas en mosaicos se reducen las enfermedades vegetales y la presencia de plagas. Los resultados que se obtuvieron, con una supervivencia del 100% y 0% de enfermedades, lo que ofrecen nuevas alternativas a la planeación y manejo de la vegetación urbana, para calles, camellones y jardines. También, los resultados permiten tener una lista de especies aptas para la zona oriente del D.F. y con variantes en cuanto a estratos y especies vegetales, ya que las plantas estudiadas y propuestas se ajustan a las condiciones urbanas de pavimentación y cableado de la ciudad. Por ello, en el modelo de Calle solo se planteó el uso de arbustos, pues los arbustos es la mejor opción para las condiciones de banqueta. Asimismo, la tolerancia de las plantas a periodos largos de falta de agua y a la salinidad del suelo de la zona oriente del D.F., hace que los modelos aquí desarrollados sean altamente recomendados para la reforestación urbana.

Finalmente, se puede afirmar que los modelos estudiados en este trabajo se recomiendan para lograr un mayor índice de supervivencia de las plantas, como mosaico vegetal, para su establecimiento en la zona oriente de la Ciudad de México. No obstante, antes se debe realizar un plan de establecimiento de cada uno de los individuos, con un diseño en forma de mosaicos de vegetación, el cual podría ser el primer paso para ampliar las áreas verdes en el oriente de la Ciudad de México.

11. REFERENCIAS

- Aguilar, M. R., Soriano, A., Sala, O. E. 1992, Competition and Facilitation in the Recruitment of Seedling in Patagonian Steppe, *Functional Ecology*, 6:66-70.
- Archibold, O. W. 1995. Ecology of world vegetation. Chapman & Hall, London. *Ecology* 77:1420-1426.
- Barth, R. C., Klemmedson, J. O. 1978. Shrub-influenced spatial patterns of dry matter, nitrogen and organic carbon. *Soil Science Society. Environmental Journal.*, 42: 804-809.
- Barth, R. C., Klemmedson, J. O. 1982. Amount and distribution of dry matter, nitrogen and organic carbon in soil-plant systems of mesquite and palo verde. *Journal of Range Management*, 35: 412-418.
- Bauer, L. I. 1990. The Valley of Mexico: Summary of observational Studies on its Air Quality and Effects on Vegetation. *Environmental Pollution* 65: 109-118.
- Bell, J. N. B., Mudd, C. H. 1976. Sulphur Dioxide Resistance in Plants a Case Study of *Lolium perenne*. In Effects of Air Pollutants on Plants T.A. Mansfield, ed., Cambridge University Press pp. 87-103.
- Belsky, A. J., Mwonga, S. M., Amondson, R. G., Duxbury, J. M., Ali, A. R. 1993. Comparative effects of isolated trees on their undercanopy environments in high and low rainfall savannas. *Journal of Applied Ecology*. 30: 143-155.
- Benevides, H. M. 1992. Current situation of the urban forest in Mexico City. *J. Arboriculture*, 18: 33-36.
- Benítez, G., Chacalo, A., Barois, I. 1987. Evaluación comparativa de la pérdida de la cubierta vegetal y cambios en el uso de suelo en el sur de la Ciudad de México. En Rapoport E, López-Moreno I (Eds.) *Aportes a la Ecología Urbana de la Ciudad de México*. Limusa. México. 228p.
- Benjamin, M. T., Winer, A. M. 1998. Estimating the Ozone Forming Potential of urban trees and shrubs. *Atmospheric Environment Vol. 32:53-68*, Printed in Great Britain.
- Bertness, M. D., R. M. Callaway. 1994. Positive interactions in communities. *Trends in Ecology and Evolution* 9:191-193.
- Bianchini, F., Carrara, P. A. 1975. Guía de plantas y flores. Editorial Grijalbo. S. A. México. 522p.
- Braun, S., Flückiger, W. 1998. Soil amendments for plantings of urban trees. *Soil age research* 49: 201-209.
- Braun-Blanquet, J. 1951. *Plazensociologie*. Springer, Viena. *The Botanical Review* 61:306-349.
- Bruno, J. F., Stachowicz, J. J., Bertness, M. D. 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trend in Ecology and Evolution* 18:119-125.
- Bühler, O., Kristoffersen, P. 2009. The Urban Tree Arboretum in Horsholm, Denmark: A new tool towards an improved education of arborists and tree managers. *Urban Forestry & Urban Greening* 8: 55-61.
- Caballero, M. 1986. Urban Forestry activities in Mexico. *Journal. Arboriculture*, 12:251-256.
- Callaway, R. M. 2007, *Positive Interactions and Interdependence in Plant Communities*, Springer, Dordrecht.
- Center for Landscape Research. 1992. Heritage Forest Vegetative Study. Toronto. Center for Landscape Research, University of Toronto, Municipality of Metropolitan, Toronto Transportation Department. *Biological Conservation* 85:269-285.
- Chacalo, H. A., Corona, V., Esparza, N. 2009. Árboles y Arbustos para ciudades. Universidad Autónoma de Metropolitana. México 586 p.
- Chapman, Homer D. 1973. *Métodos de análisis para suelos plantas y aguas* Ed. Trillas México. 195 p.
- Charley, J. L., West, N.E. 1977. Micro-patterns of nitrogen mineralization activity in soils of some shrub-dominated semi-desert ecosystems of Utah. *Soil Biol. Biochem.*, 9: 357-365

- Chesson, P. L. 1983. Coexistence of competitors in a stochastic environment: the storage effect. Páginas 188-198 *en* H. I. Freedman C. Strobeck, editores. Population biology. Lecture notes in Biomathematics 52. Springer, New York.
- Chiesura, A. 2004. The role of urban parks for the sustainable city. *Landscape and Urban Planning* 68: 129-138.
- Chou, H. C. S., Rao, D. N. 1977. Study of Some Factors in Plants Controlling their Susceptibility to SO₂ Pollution. *Proceeding of the Indian National Science Academy*, 43: 236-241.
- Cipriotti, A., Aguilar, M. R. Paruelo, J. M., 2006. La dinámica de los parches de vegetación en la estepa Patagónica. Tesis de Doctorado UBA, FA, Universidad de Buenos Aires. Facultad de Agropecuarias; Ciencias Agropecuarias.
- Connor, E. F., Simberloff, D. 1986. Competition, scientific method, and null models in ecology. *American Scientist* 74:155-162.
- Costa, M., Morla, C., Sainz, H. 1998. Los bosques de la Península Ibérica. Una interpretación geobotánica. Geoplaneta, Barcelona.
- Costa, M., García, M., Morla, C., Sainz, H. 1990. La evolución de los bosques de la Península Ibérica: una interpretación basada en datos paleobiogeográficos. *Ecología Fuera de Serie* 1:31-58.
- Coulloudon, B., Eshelman, K., Gianola, J., Podborny, P., Habich, N., Hughes, L., Jhonson, C., Pellant, M., Rasmussen, A., Robles, B., Shaver, P., Spehar, J., Willoughby, J. 1997. Sampling Vegetation Attributes. Bureau of Land Management National Business Center. Departamento de Agricultura, Denver, Colorado, Estados Unidos. 171 pp.
- Cramer, W., Bondeau, A., Woodward, F.I., Prentice, I.C. Betts, R.A., Brovking, V., Cox, P.M., Fisher, V., Foley, J.A., Fried, A.D., Kucharik, C., Lomas, M.R., Ramankutty, N., sitch, S., Smith, B., White, A., Young-Molling, C. 2001. Global response of terrestrial ecosystem structure and function to CO₂ and climate change: results from six dynamic global vegetation models, *Glob. Change . Biol.*, 7:357-373.
- Crawley, M. J. 1986. Plant ecology. Blackwell Scientific Publications, Oxford Oxford; Boston.
- Danin, A. 1991. Plant adaptations in desert dunes. *Journal of Arid Environments* 2: 193-212.
- Davis, D. D., Wilhour, R. G. 1976. Susceptibility of Woody Plants to Sulfur Dioxide Corvallis, Oregon, U.S.A., U.S. Environmental Protection Service EPA 600. 3-102.
- Davis, M. B. 1981. Quaternary history and the stability of forest communities. 132-153 p. *en* D. C. West, H. H. Shugart y D. B. Botkin, *Forest succession: concepts and applications*. Springer-Verlag, New York.
- Day P. R. 1965 Particle Fraction and Particle-Size Analysis. In Black, *Methods of Soil Analysis Agronomy* 9:545-567.
- De la Maza, C. L., Rodríguez, M., Hernández, J., Serra, M. T., Guitierrez P., Escobedo, F., Nowak, D., Prendez, M., Araya, J., Verner, M. T., 2005 *Silvicultura urbana: Vegetación urbana como factor de descontaminación*. Chile Forestal 313:46-49.
- De la Rosa Mera, C. J., A. Monroy-Ata. 2006 Mosaicos de vegetación para la restauración ecológica en una zona semiárida. *TIP Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*. 9: 96-100.
- Domínguez F., García-Tejero. 1982. Plagas y enfermedades de las plantas cultivadas. 6ª edic. Edit. Dossat, S. A.
- Donovan, G. H., Butry, D. T. 2009. The value of shade: Estimating the effect of urban trees on summertime electricity use. *Energy and Buildings* 41: 662-668.
- Elena-Roselló, R. 1997. Clasificación Biogeoclimática de España Peninsular y Balear. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias.
- Elkins, N. Z., Sabol, G.V., Ward, T. J., Whitford, W.G. 1986. The influence of subterranean termites on the hydrological characteristics of a Chihuahuan desert ecosystem. *Oecologia*, 68: 521-528.

- Escobedo, F. J., Wagner, J., Nowak, D. J., De la Maza, C. I., Rodríguez, M., Crane, D. E. 2008. Analyzing the cost-effectiveness of Santiago Chile's policy of using urban forests to improve air quality. *J. Environment. Managemen.* 86: 148-157.
- Escobedo, F. J. 2004. A cost-effective analysis of urban forest management's role in improving air quality in Santiago, Chile. Tesis . SUNY. Syracuse, NY, EEUU. 296 pp.
- Escurra, E. 1990. De las Chinampas a la Megalópolis. Fondo de Cultura Económica. México 119 pp.
- Forooq, M., Beg, M. V. 1980. Effect of Aqueous sulphur dioxide on the membrane permeability of common India tree leaves. *New Botanist* 7: 213-217.
- García-Moya, E., Mckell, C. M. 1970. Contribution of shrubs to the nitrogen economy of a desert-wash plant community. *Ecology* 51: 81-88.
- Garner, W., Steinberger, Y. 1989. A proposed mechanism for the formation of "Fertile Islands" in a desert ecosystem. *Journal of Arid Environments*, 16: 257-262.
- Gause, G. F. 1934. *The Struggle for Existence*. Williams and Wilkins, Baltimore. *Journal of Vegetation Science* 10:281-294.
- GOBIERNO DEL DISTRITO FEDERAL. Ley Ambiental del Distrito Federal. *Gaceta Oficial del Distrito Federal*, 13 de enero del 2000. <<http://www.prosoc.df.gob.mx/noticias/pdf/leyamdf.pdf>>. [15 de enero de 2009].
- GOBIERNO DEL DISTRITO FEDERAL. Secretaría del Medio Ambiente. *Inventario de áreas verdes*. México, 2003. <http://www.sma.df.gob.mx/sma/index.php>. 13 de enero de 2009.
- Gómez-Muñoz, V. M., Porta-Gándara, M. A., Fernández, J.L. 2010 Effect of tree shades in urban planning in hot-arid climatic regions. *Landscape and Urban Planning*. 94: 149-157.
- Gueguen, F., Stille, P., Geagea, M.L., Perrone, T., Chabaux, F. 2011. Atmospheric Pollution in an urban environment by tree bark biomonitoring part II: Sr Nd and Pb isotopic tracing. *Chemosphere*. p11.
- Gutiérrez, J. R., Meserve, L. C., Contreras, H., Vásquez, Jaksic F. M. 1993, Spatial Distribution of soil Nutrients and Ephemeral Plants Underneath and Outside the Canopy of *Porlieria chilensis* Shrubs (Zygophyllaceae) in Arid Coastal Chile, *Oecologia*, 95: 374-352.
- Harris, T. B., Manning, W. J. 2010. Nitrogen dioxide and ozone levels in urban tree canopies. *Environmental pollution*. 158: 2384-2386.
- Holmgren, M., Scheffer M., Huston M. A. 1997, The Interplay of Facilitation and Competition in Plant Communities. *Ecology*, 78:1966-1975.
- Horn, H. S. 1975. Markovian properties of forest succession. Páginas 196-211 *en* M. Cody, M. Diamond, editores. *Ecology and evolution of communities*. Harvard University Press, Cambridge, Massachussets.
- Horn, H. S., MacArthur, R. H. 1972. Competition among fugitive species in a harlequin environment. *Ecology. Journal of Vegetation Science* 14: 35-42.
- Hubbell, S. 2001. *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. 2001. Princeton University Press, Princeton. *Journal of Vegetation Science* 9:713-718.
- Huston, M. A. 1994. *Biological Diversity*. Cambridge University Press. Cambridge.
- INEGI 2002. Estadísticas del medio ambiente del Distrito Federal y Zona Metropolitana. México. Estadística. p18.
- IS Infostat versión estudiantil 29-12-2012. Software Estadístico. (software de prueba en Internet) Disponible en: <http://www.infostat.com>
- Jacobson, J. S., Hill, A. C. 1970 Recognition of air Pollution Injury to Vegetation: a Pictorial Atlas Pittsburg, Pennsylvania, USA. Air Pollution Control Association. *Functional Ecology*: 10:275-280.
- Jim, C. Y. 2003. Protection of urban trees from trenching damage in compact city environments. *Elservier Vol. 20 No. 2*, p.87-94. Printed in Science Ltd. Great Britain.

- Jim, C. Y., Chen, W. Y. 2008. Assessing the ecosystems service of air pollutant removal by urban trees in Guangzhou (China). *Journal of Environmental Management* 88: 665-676.
- Keller, T. 1986. Air pollution and ascorbic acid European. *Journal of Forestry Pathology* 4, 338-350.
- López-Moreno, I. R. 1991. El Arbolado Urbano de la zona metropolitana de la Ciudad de México. Universidad Autónoma Metropolitana. Universidad Azcapotzalco UNESCO. Programme on Man and the Biosphere, Instituto de Ecología (México). Universidad Autónoma Metropolitana 01/01/ 1991. 388p.
- Lyford, F. P., Qashu, H. K. 1969. Infiltration rates affected by desert vegetation. *Water Resources Research*, 5(6), 1373-1378.
- Mc Donald, A. G., Bealey W. J., Fowler, D., Dragosits, U., Skiba, U., Smith, R. I., Donovan, R, G., Brett, H. E., Hewitt, C. N., Nemitz, E. 2007. Quantifying the effect of urban tree planting on concentrations and depositions of PM₁₀ in two UK conurbations. *Atmospheric Environment* 41: 8455-8467.
- Mc Hale, M. R., McPherson, E. G., Burke, I. C. 2007. The potential of urban tree plantings to be cost effective in carbon credit markets. *Urban Forestry & Urban Greening* 6: 49-60.
- McPherson, E. 1991. Environmental Benefits and Costs of the Urban Forest. Proceedings of the Fifth National Urban Forest Conference. Phillip D. Rodbell, ed. Los Angeles, California: American Forestry Association. *Journal of Vegetation Science* 10:493-502.
- Miller, R. 1988 *Urban Forestry. Planning and Managing Urban Green spaces*. Englewood cliffs. New Jersey. Prentice Hall. *Journal of Ecology*: 88:622-633.
- Mooney, H. A., Dunn. H. A.1970. Convergent evolution of Mediterranean evergreen sclerophyllous shrubs. *Evolution* 24:292-303.
- Morgan, N. 1996. Aspectos financieros y económicos de Manejo de Areas Verdes Urbanas. Manuscrito para Publicación en Anales del Seminario sobre Areas Verdes Urbanas desarrollado en la Ciudad de México, 2-4 de diciembre, Krishnamurthy, L., Rente-Nascimento, J. eds. México. Universidad Autónoma de Chapingo.
- Navar, J. Bryan, R. 1990. Interception loss and rainfall redistribution by three semi-arid growing shrubs in Northeastern México. *Journal of Hydrology*, 115: 51-63.
- Neos. 1997, *Urban Tree Residues: of the First National Inventory*, Prepared for the International Society of Arboriculture Research Trust. 57-62p.
- Nieto de Pascual, P. C. 1988. Evaluación del pino *radiata* en el área urbana del Distrito Federal. Primera Reunión Científica Forestal Agropecuaria. Memoria. Manuscrito para Publicación en Anales del Seminario sobre Areas Verdes Urbanas desarrollado en la Ciudad de México, 2-4 de diciembre, Krishnamurthy, L., Rente-Nascimento, J. eds. México. Universidad Autónoma de Chapingo.
- Nowak, D. J., Crane D. E., Stevens, J. C. 2006 Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban For. Urban Green* 4: 115-123.
- Nowak, D. J., Rowntree, R. A., McPerson, E. G., Sisinni, S. M., Kermann, E. R., Stevens, J. C. 1996. Measuring and Analyzing urban tree cover. *Landscape and Urban Planning* 36: 49-57.
- Ojeda, F., J. Arroyo, Marañón, T. 2000. Ecological Distribution of four co-occurring Mediterranean Heath Species. *Ecography* 23:148-159.
- Pacala, S.W., C.D. Canham, J. Saponara, J.A. Silander, R.K. Kobe, y E. Ribbens. 1996. Forest models defined by field measurements: estimation, error analysis and dynamics. *Ecological Monographs* 66:1-43.
- Paludan-Müller, G., Saxe, H., Pedersen, L. B., Randrup. T. B. 2002. Differences in salt sensitivity of four deciduous tree species to soil or airborne salt. *Physiologia Plantarum* 114:223-230.
- Parker, L. W., Fowler, H. G., Ettershank, G. and Whitford, W. G. 1982. The effects of subterranean termite removal on desert soil nitrogen and ephemeral flora. *Journal of Arid Environments*, 5: 53-59.

- Pauleit, S. 2003. Urban Street tree plantings: identifying the key requirements Proceedings of the Institute of civil Engineers-Municipal Engineers 156:43-50.
- Pausas, J. G. 2001. Resprouting vs seeding- a Mediterranean perspective. *Oikos* 94:193-194.
- Pianka E.R. 1999. *Evolutionary Ecology* Sixth edition, the University of Texas at Austin E.U. Benjamin/Cummings 505 p.
- Pressland, A. J. 1973. Rainfall partitioning by an arid woodland (*Acacia aneura* F. Muell) in South-Western Queensland. *Australian Journal of Botany*, 21: 235-245.
- Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial del D.F. 2010 Presente y Futuro de las Áreas Verdes y del Arbolado de la Ciudad de México. PAOT. México. 257p.
- Pugnaire, F. I., P. Haase, J. Puigdefábregas, M. Cueto, S. C. Clark y L. D. Incoll. 1996a. Facilitation and sucesion under the canopy of a leguminous shrub, *Retama phaeocarpa*, in a semi-arid environment in south-east Spain. *Oikos* 76:455-464.
- Rao, D. N. 1979. Plant leaf as pollution monitoring. *Device Fertilize News*. 5:25-28.
- Rees, M, P. J. Grubb, y D. Kelly. 1996. Quantifying the impact of competition and spatial heterogeneity on the structure and dynamics of a four species guild of winter annuals. *American Naturalist* 147:1-32.
- Richards, N. A. 1983 Diversity and stability in a street tree population. *Urban Ecology* 7:159-171.
- Ríos G. R. 1985 Material Didáctico (Laboratorio Integral de Biología IV. Prácticas del módulo de suelo, séptimo semestre. Escuela Nacional de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM.
- Rivas-Martínez, S. 1987. Mapa de series de vegetación de España. Memoria del mapa de series de vegetación de España. ICONA, Madrid.
- Rodríguez, S. L. M., Cohen, F.E.J. 2003. Guía de Árboles, Arbustos dela Zona Metropolitana de la Ciudad de México. Dirección de Arte y Diseño Gráfico-Editorial Carlos Frank, Re/Flexión. 375 p.
- Rostagno, C. M., Del Valle, H.F. Videla, L. 1991. The influence of shrubs on some chemical and physical properties of an aridic soil in north-eastern Patagonia, Argentina. *Journal of Arid Environments*, 20:179-188.
- Ruíz, S. U. 2003. Clasificación de Texturas y parámetros mecánicos de suelos, proyecto Desarrollo Institucional para la Gestión de Sitios Contaminados 99:21.34.3. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, SEMARNAT.
- Rzedowski J. 1994. La vegetación de México. Limusa. México. 503 pp.
- SAS Institute Inc. SAS Online Doc[®] 9.1.3. Cary, NC: SAS Institute Inc; 2004.
- Serpa, A., Muhar, A. 1996. Effects of plant size, texture and colour on spatial perception in public green areas –across- cultural study. *Landscape and Urban Planning* 36:19-25.
- Singh, S. K., Rao, D. N., Agrawal, M., Pandey, J., Narayan, D. 1991. Air pollution Tolerance Index of Plants. *Journal of Environmental Management* 6:45-55.
- Spedding, D. J., Thomas, W. J., 1973. Effect of sulphur dioxide of the methabolism of glycolic acid by Barley (*Hordeum vulgare*) leaves. *Australian Journal of Biological Science* 26: 281.286.
- Takahashi, M., Higaki, A., Nohno, M., Kamada, M., Kamada, M., Okamura, Y., Matsui, K., Kitani, S., Morikawa, H. 2005. Differential assimilation of roadside trees at on urban pollution level. *Chemosphere* 61: 633-639.
- Tilman, D. 1988. Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities. Princeton University Press, Princeton. 392p.
- Tromble, J. M. 1988. Water interception by two arid land shrubs. *Journal of Arid Environments*, 15: 65-70.
- University of Washington, 1995. *Catalog of Curricula in Arboriculture, Urban Forestry and Related Areas*. International Society of Arboriculture Books. USA.
- Valladares, F. 2004. Ecología del Bosque mediterráneo en un mundo cambiante. Ministerio de Medio Ambiente EGRAF, S.A. Madrid. pp. 371-393

- Vázquez H. J. Grabinsky J., Chacalo A., Aldama A., 2005. Inventario del arbolado urbano de la Delegación Azcapotzalco. *Arborea* 7:25-29.
- Virginia, R. A. and W. M. Jarrell. 1983 Soil properties in a mesquite-dominated Sonoran Desert ecosystem. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47:138-144.
- Walker, L. R., Zasada, J. C., III Chapin, F. S. 1986. The Role of Life History Processes in Primary Succession on an Alaskan Floodplain. *Ecology* 67: 1243-1253.
- Watt, A. S. 1947. Pattern and process in the plant community. *Journal of Ecology*, 35: 1-22.
- Weiher, E., Keddy, P. 1999. *Ecological Assembly Rules*. Cambridge, University Press. Book. United Kingdom. 403 p.
- Westhoff, V., Van Der Maarel, E. 1978. The Braun Blanquet approach. Ed. Dr. W. Junk, The Hague. *Environmental and Experimental Botany* 49:201-208.
- Whittaker R. H. 1967. Gradient analysis of vegetation. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*. 42: 207-264.
- Whittaker, R .H., Levin. S. A. 1977. The role of mosaic phenomena in natural communities. *Theoretical Population Biology* 12:117-139.
- Winner, W. E. 1981. The effects of SO₂ on photosynthesis and stomatal behaviour of Mediterranean climate shrubs and herbs. In *Components of productivity of Mediterranean climate regions, basic and applied aspects*, USD. *Urban Forestry & Urban Greening*. 7:65-76.
- Woodward, F. I. 1987. *Climate and plant distribution*. Cambridge University Press, London.
- Zavala, M. A., Espelta, J.M., Retana, J. 2000. Constraints and trade-offs in Mediterranean plant communities: the case of mixed holm oak-Aleppo pine forests. *The Botanical Review* 66: 119-149.

ANEXOS

ANEXO A

Interpretación de Alturas Prueba de Kruskal Wallis (Altura)

Variable	Columna2	N	Medias	D. E.	Medianas	gl	H	p
Jardín	1.00	6	11.27	1.18	11.25	2	11.69	0.0029
Camellón	2.00	6	15.13	4.14	14.95			
Calle	3.00	6	28.80	12.13	23.35			

Trat.	Ranks	
1.00	4.75	A
2.00	8.58	A
3.00	15.17	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$)

Se encontraron diferencias significativas ($p=0.0029$) en altura de los arbustos *Buxus microphylla*, siendo mayor en el mosaico de vegetación correspondiente a Calle respecto a los mosaicos Jardín y Camellón. Esto se debe, seguramente, a que el arbusto tiene mayor espacio de desarrollo en altura en una estructura lineal de transplante, en altura, a la conformación en conglomerado de Jardín y Camellón.

Interpretación de Coberturas Prueba de Kruskal Wallis (Cobertura)

Variable	Columna5	N	Medias	D.E.	Medianas	Promedio rangos	gl	C H	p	
Jardín	1.00	6	17.52	5.24	16.45	10.75	2	1.00	0.58	0.7473
Camellón	2.00	6	15.68	3.18	16.80	9.33				
Calle	3.00	6	15.72	3.00	14.80	8.42				

Respecto a la cobertura de los tres mosaicos tomando como referencia a la especie de arbusto *Buxus microphylla*, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas al aplicar un análisis de varianza no paramétrico (prueba Kruskal-Wallis). Esto indica que el arbusto creció en su cobertura media, durante un año, de manera similar en los tres mosaicos de vegetación evaluados.

Interpretación TCR de *Buxus microphylla* Prueba de Kruskal Wallis

Variable	Columna 2	N	Medias	D.E.	Medianas	gl	H	p
Jardín	1.00	6	0.02	0.04	1.2E-03	2	2.12	0.3470
Camellón	2.00	6	1.1E-03	3.8E-04	1.2E-03			
Calle	3.00	6	1.0E-03	6.4E-04	7.5E-04			

Asimismo, se aplicó un Anova de un factor (mosaico Vegetal) del arbusto *Buxus microphylla*, comparando los tres mosaicos de vegetación (Jardín, Camellón y Calle), mediante la prueba no paramétrica Kruskal-Wallis, sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en la tasa de crecimiento relativo del arbusto. Esto muestra que el desarrollo en altura de *Buxus microphylla*, se mantiene similar independientemente del mosaico vegetal del cual forma parte, es decir, que no hay un efecto sinérgico o competitivo con las plantas asociadas, debido a que cada especie explora y aprovecha un volumen de suelo particular, en diferentes niveles de profundidad (mayor profundidad de raíces en árboles, profundidad media en arbustos y capas superficiales en herbáceas). Esto permite la coexistencia del mosaico vegetal bajo principios de complementariedad ecológica.

**Interpretación de TCR del conjunto de individuos de cada mosaico vegetal
Prueba de Kruskal Wallis**

Variable	Columna4	N	Medias	D.E.	Medianas	gl	H	p
Jardín	1.00	18	0.01	0.02	1.1E-03	2	5.60	0.0608
Camellón	2.00	16	1.4E-03	2.8E-03	5.9E-04			
Calle	3.00	18	9.0E-04	1.7E-03	3.5E-04			

Al comparar los promedios de tasas de crecimiento relativo del conjunto de individuos de cada mosaico vegetal, mediante un análisis de varianza de 1 factor (mosaico vegetal), utilizando la prueba no paramétrica Kruskal-Wallis, no se detectaron diferencias significativas para esta variable indicadora del crecimiento vegetal. Esto significa que los mosaicos de plantas se desarrollan de forma semejante en arreglos de gremios amplios (Jardines), medios (Camellones) y reducidos (Calles), lo cual muestra una complementariedad ecológica de las especies y que pueden coexistir bajo distintos arreglos (patrones de distribución).

ANEXO B

A. CARACTERÍSTICAS DE LOS ÁRBOLES, ARBUSTOS Y HERBÁCEAS

Liquidambar styraciflua L.



Nombre científico: *Liquidambar styraciflua* L.

Familia: Hamamelidaceae

Origen: América del Norte

Forma de la copa: piramidal

Altura del ejemplar adulto: hasta 15 metros

Follaje: caduco.

***Cupressus sempervirens* L.**



Nombre científico: *Cupressus sempervirens* L.

Nombre común: Ciprés común, Ciprés piramidal, Ciprés italiano, Ciprés de los cementerios.

Familia: Cupressaceae.

Origen: Región mediterránea.

Forma de la copa: columnar

Altura del ejemplar adulto: 25 a 30 metros

Crecimiento: recto

Follaje: Perene

Ligustrun lucidum W. T.Aiton.



Nombre científico: *Ligustrun lucidum* W.T. Aiton.

Familia: Oleaceae

Nombre común: Trueno.

Origen: China, Japón y Corea, Asia.

Forma de la copa: forma de copa esférica

Altura del ejemplar adulto: 3- 5 metros.

Crecimiento: medio.

Follaje: perenne

LISTA DE ARBUSTOS

***Pyracantha rogersiana* (A. B. Jacks) Bean**



Nombre científico: *Pyracantha rogersiana* (A. B. Jacks) Bean

Nombre común: Espino de fuego, Pyracantha

Familia: Rosaceae

Altura del ejemplar adulto: de 1 a 2 metros

Follaje: perenne

***Atriplex nummularia* Lindl.**



Nombre Científico: *Atriplex nummularia* Lindl.

Familia: Amaranthaceae

Subespecies n. subesp. nummularia. subesp. spathulata

Altura del ejemplar adulto: de 1 a 3 metros

Follaje: decidua

***Callistemon citrinus* (curtis) Skeek**



Nombre científico o latino: *Callistemon citrinus* (Curtis) Skeek

Nombre común o vulgar: Limpiatubos, Árbol del cepillo, Escobillón rojo, Limpiabotellas.

Familia: Myrtaceae

Altura del ejemplar adulto: de 4 metros

Follaje: perenne

***Nerium oleander* Linneo**



Nombre Científico: *Nerium oleander* L.

Familia: Apocynaceae

Nombre Común: Adelfa, Baladre, loendro

Altura del ejemplar adulto: 4 metros

Follaje: perenne

LISTA DE PLANTAS PARA SETO

***Buxus microphylla* Siebold & Zucc.**



Nombre científico: *Buxus microphylla* Siebold & Zucc.

Familia: Buxaceae

Nombre común: Boj de hojas pequeñas

Altura del ejemplar adulto: 4 metros

Follaje: perenne

***Pelargonium Zonale* L'Her.**



Nombre científico: *Pelargonium Zonale* L'Her.

Familia: Geraniaceae

Nombre común: Geranio de jardín (*Pelargonium x hortorum*)

Altura del ejemplar adulto: de 2 metros como máximo

Follaje: perenne

***Rosa Baccara* L.,173, SP PL.: 491**



Nombre científico: *Rosa Baccara* L., 1753, SP PL.:491

Familia: Rosaceae

Subfamilia: Rosoideae

Nombre Común: Rosa

Altura del ejemplar adulto: de 2 a 5 metros

Follaje: decidua

***Hibiscus syriacus* L.**



Nombre científico: *Hibiscus syriacus* L.

Familia: Malvaceae

Nombre común: Altea, Rosa de siria o avispa

Altura del ejemplar adulto: de 2 a 4 metros

Follaje: perene

***Euphorbia pulcherrima* Willd. ex Klotzsch**



Nombre Científico: *Euphorbia pulcherrima* Willd ex Klotzsch

Nombre en Español: Nochebuena,

Nombre en Inglés: Poinsettia

Familia: Euphorbiaceae

Altura del ejemplar adulto: de 0.6 cm a 3 metros

Follaje: perenne