



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA  
DE MÉXICO**

---

---

**FACULTAD DE CIENCIAS**

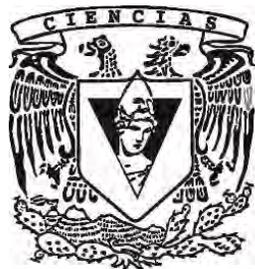
**ÁRBOLES URBANOS COMO ALTERNATIVA PARA LA  
MITIGACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN  
ATMOSFÉRICA POR MATERIAL PARTICULADO**

**T E S I S**

**QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:  
LICENCIADA EN CIENCIAS DE LA TIERRA  
CIENCIAS AMBIENTALES**

**PRESENTA :**

**JIMENA MARTÍNEZ DÍAZ**



**DIRECTOR DE TESIS:  
DR. JORGE HUMBERTO LIMÓN PACHECO  
CIUDAD UNIVERSITARIA, CD. MX. JUNIO, 2017**



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**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.

# **Árboles urbanos como alternativa para la mitigación de la contaminación atmosférica por material particulado**

por

Jimena Martínez Díaz

Tesis presentada para obtener el título de

Lic. en Ciencias de la Tierra - Ciencias ambientales

en la

FACULTAD DE CIENCIAS

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

Ciudad Universitaria, Cd. Mx., junio, 2017

### **1. Datos del alumno**

Martínez

Díaz

Jimena

55 44 53 52

Universidad Nacional Autónoma de México

Facultad de Ciencias

309531090

### **2. Datos del tutor**

Dr.

Jorge Humberto

Limón

Pacheco

### **3. Datos del sinodal 1**

Dra.

Irma Aurora

Rosas

Pérez

### **4. Datos del sinodal 2**

Dra.

María Eugenia

Gonsebatt

Bonaparte

### **5. Datos del sinodal 3**

Dra.

Aurora

Zlotnik

Espinosa

### **6. Datos del sinodal 4**

Dra.

María Guadalupe

Rodríguez Ceja

### **7. Datos del trabajo escrito**

Árboles urbanos como alternativa para la mitigación de la contaminación atmosférica por material particulado

67 pp.

2017

*Para Ewyn y Jolie,  
mis compañeras fieles.*

*“The fidelity of a dog is a precious gift demanding no  
less binding moral responsibilities than the  
friendship of a human being. The bond with a true  
dog is as lasting as the ties of this earth can ever be”*

KONRAD LORENZ

# AGRADECIMIENTOS

Primeramente, quiero agradecer a mis papás, María Elena Díaz Díaz y Francisco Martínez Calderón, por su apoyo y amor ilimitado a lo largo de toda mi vida. Sin su guía y apoyo no hubiera sido posible nada de esto. Gracias por haberme dado las bases para poder desenvolverme como estudiante y persona, por haberme transmitido la pasión por el conocimiento y superación personal. A mi mamá por siempre haberme animado cuando más lo necesitaba. A mi papá por enseñarme a nunca darme por vencida, aun cuando el camino fuese sinuoso y difícil y por tus incontables consejos que me has dado, llenos de amor e interés.

A mi hermana, Laila Martínez, por siempre haberme protegido y cuidado durante toda mi vida, por compartir tus experiencias y vivencias y por incondicionalmente haberme respaldado en cada una de mis locuras e invitado a todas tus locuras. A mi hermano, Iván Martínez, por sacarme una sonrisa en todo momento. Aunque no estén físicamente aquí, siempre permanecen conmigo.

A mi familia por apoyarme y estar siempre conmigo en los momentos alegres y en los tristes.

A mi gran compañera y amiga, Alejandra Bouzas, por tu amistad total e ilimitada, por haberme hecho compañía en toda esta travesía y a lo largo de toda la carrera. Gracias por ayudarme siempre y apoyado en los momentos buenos, regulares y malos, personal y académicamente. Porque amistades así son pocas y espero que sea para toda la vida.

A mi asesor, Dr. Jorge Limón, por haberme enseñado tantas cosas, su infinita paciencia y por haberme transmitido esa pasión por la ciencia y por aportar nuevo conocimiento para la sociedad. Por crearme una conciencia con la sociedad y el ambiente.

A la Dra. María Eugenia Gonsebatt y al programa de Salud y Ambiente (PROTEGE) por ofrecermé las facilidades para realizar mi servicio social y este trabajo de tesis, así como por la posibilidad de haberme integrado a congresos nacionales e internacionales.

Al Dr. Renato León, por haberme ayudado en mis experimentos de laboratorio.

A mis sinodales, Dra. Rosas, Dra. Zlotnik y Dra. Rodríguez, por todas sus aportaciones a este trabajo.

A mi equipo de trabajo y amigas, Aura, Andrea e Itzayani, por todos los días de motivación y apoyo en el laboratorio y por su gran amistad.

A mis amigos de la facultad Hiroki, Erick, Alejandro, Homero, Gabriela y María Fernanda por haberme mostrado que aun en la escuela, estudiando y con exámenes es importante disfrutar y divertirse. A María José, Sofía, Nadxiieeli y Yang (aunque ya no estés presente siempre permaneces conmigo). A Daniel, Héctor y Alejandra por seguir acompañándome en mis logros.

A mi amor, Gustavo Vega, por incondicionalmente apoyarme en todo momento, sin hesitar ni un segundo. Gracias por ser invariablemente mi soporte y llenarme de tanta alegría y amor, por impulsarme a ser la mejor versión de mí y motivarme a seguir superándome, tanto personal como académicamente. Hay tantas cosas que te agradezco que no acabaría nunca de mencionarlas. Por ahora simplemente gracias por ser lo que eres y por compartir tu vida conmigo.

# ÍNDICE

|   |           |
|---|-----------|
| <b>ABREVIACIONES</b> .....  | <b>i</b>  |
| <b>INTRODUCCIÓN</b> .....   | <b>1</b>  |
| Contaminación atmosférica .....   | 1         |
| Material particulado .....  | 1         |
| Fuentes de PM.....  | 1         |
| Tamaño de PM.....   | 2         |
| Efectos en la salud humana y el ambiente .....                              | 3         |
| Estándar de calidad de aire para PM en México.....                          | 3         |
| Vegetación como estrategia de mitigación de contaminantes atmosféricos..... | 5         |
| Mecanismos de remoción de PM.....   | 5         |
| Deposición de PM.....   | 5         |
| Intercepción de PM.....   | 6         |
| Captura de PM.....  | 7         |
| Otras propiedades importantes para la remoción de PM.....                   | 7         |
| Tolerancia a la contaminación atmosférica .....                             | 7         |
| Contenido relativo de agua .....  | 8         |
| pH del extracto foliar.....   | 8         |
| Contenido total de clorofila.....   | 8         |
| Contenido total de ácido ascórbico .....                                    | 9         |
| Índice de Tolerancia a la Contaminación Atmosférica .....                   | 9         |
| <b>JUSTIFICACIÓN, HIPÓTESIS Y OBJETIVOS</b> .....                           | <b>10</b> |
| Justificación .....   | 10        |
| Hipótesis.....  | 10        |
| Objetivos .....   | 10        |
| <b>MATERIALES Y MÉTODOS</b> .....   | <b>11</b> |
| Zona de estudio .....   | 11        |
| Parque Francisco Villa.....   | 11        |
| Muestreo .....  | 12        |
| Selección de especies arbóreas.....   | 14        |
| Cuantificación de PM atmosférico .....                                      | 16        |
| Intercepción de PM en especies arbóreas.....                                | 17        |
| Índice de Tolerancia a la Contaminación Atmosférica (ITCA).....             | 19        |
| Muestreo.....   | 19        |

|  |           |
|--|-----------|
| Análisis de la muestra.....  | 19        |
| Medición del contenido total clorofila.....  | 19        |
| Medición del contenido de ácido ascórbico .....  | 20        |
| Medición del pH .....  | 21        |
| Medición del Contenido Relativo de Agua (CRA).....   | 21        |
| Cálculo del Índice de la Tolerancia a la Contaminación Atmosférica (ITCA) .....            | 22        |
| Análisis estadístico .....   | 22        |
| <b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....</b>   | <b>23</b> |
| Condiciones atmosféricas.....  | 23        |
| Monitoreo de PM atmosférico .....  | 26        |
| Intercepción de PM de las especies seleccionadas .....                                     | 34        |
| Índice de tolerancia a la contaminación atmosférica .....                                  | 37        |
| Integración de resultados de intercepción de PM e ITCA en las especies seleccionadas ..... | 42        |
| <b>CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS.....</b>  | <b>44</b> |
| Conclusiones.....  | 44        |
| Perspectivas .....   | 45        |
| <b>BIBLIOGRAFÍA.....</b>   | <b>47</b> |
| <b>ANEXO I.....</b>  | <b>53</b> |
| <b>ANEXO II.....</b>   | <b>56</b> |
| <b>ANEXO III.....</b>  | <b>60</b> |
| <b>ANEXO IV.....</b>   | <b>61</b> |
| <b>ANEXO V.....</b>  | <b>62</b> |
| <b>ANEXO VI.....</b>   | <b>63</b> |

## ABREVIACIONES

|  |   |
|--|---|
| <b>AsA</b>                               | Ácido ascórbico                                     |
| <b>BJU</b>                               | Estación Benito Juárez                              |
| <b>CO</b>                                | Monóxido de carbono                                 |
| <b>COV's</b>                             | Compuestos Orgánicos volátiles                      |
| <b>COY</b>                               | Estación Coyoacán                                   |
| <b>CRA</b>                               | Contenido Relativo de Agua                          |
| <b>C<sub>T</sub></b>                     | Clorofila total                                     |
| <b>DTT</b>                               | Ditiotreitol  |
| <b>FeCl<sub>3</sub>• 6H<sub>2</sub>O</b> | Cloruro de hierro hexahidratado                     |
| <b>H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub></b>       | Ácido fosfórico                                     |
| <b>ITCA</b>                              | Índice de Tolerancia a la Contaminación Atmosférica |
| <b>Na<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub></b>     | Fosfato de sodio                                    |
| <b>NEM</b>                               | N-etilmaleimida                                     |
| <b>NO<sub>2</sub></b>                    | Dióxido de nitrógeno                                |
| <b>O<sub>3</sub></b>                     | Ozono   |
| <b>P<sub>F</sub></b>                     | Peso Fresco   |
| <b>PM</b>                                | Material particulado                                |
| <b>P<sub>S</sub></b>                     | Peso Seco   |
| <b>PST</b>                               | Partículas Suspendidas Totales                      |
| <b>P<sub>T</sub></b>                     | Peso Turgente                                       |
| <b>RAMA</b>                              | Red Automática de Monitoreo Atmosférico             |
| <b>SO<sub>2</sub></b>                    | Dióxido de azufre                                   |
| <b>TCA</b>                               | Ácido tricloroacético                               |

# C APÍTULO 1

## INTRODUCCIÓN

### *Contaminación atmosférica*

La contaminación atmosférica es uno de los problemas ambientales más relevantes mundialmente. Se ha demostrado que el tamaño de población está estrechamente relacionado con la concentración de contaminantes atmosféricos (NASA, 2013; Yin *et al.*, 2011), como consecuencia las zonas urbanas densamente pobladas están mayormente expuestas. En el 2015, el Banco Mundial reportó que el 79.25% de la población mexicana habita en zonas urbanas, por lo que representa una gran inquietud para la sociedad mexicana resolver dicha problemática ambiental, priorizando estrategias de mitigación que sean efectivas y accesibles.

Se define a la contaminación atmosférica como la presencia de sustancias en el aire a concentraciones, duraciones y frecuencias que pueden llegar a causar efectos adversos en la salud de los organismos vivos y del ambiente (Yu, Tsunoda y Tsunoda, 2011). Su origen puede ser natural o antropogénico, siendo el segundo el factor que más aporta contaminantes atmosféricos en las ciudades. Las fuentes más comunes de este tipo de contaminación son los aparatos de combustión en el hogar, vehículos automotores, complejos industriales e incendios forestales, entre otras (WHO, 2016).

Los contaminantes de mayor preocupación para la salud pública incluyen el material particulado (PM), monóxido de carbono (CO), ozono (O<sub>3</sub>), dióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>) y dióxido de sulfuro (SO<sub>2</sub>), llamados también, “contaminantes criterio”, ya que se encuentran con mayor frecuencia en el ambiente. Sin embargo, en la actualidad existe una preocupación significativa sobre el PM por sus efectos adversos en la salud humana.

### *Material particulado*

El material particulado (PM), o partículas en suspensión, se compone de una mezcla de partículas extremadamente pequeñas y gotas que incluyen nitratos, sulfatos, compuestos orgánicos, metales y partículas del suelo o polvo suspendidas en el aire (WHO, 2016).

### *Fuentes de PM*

Las partículas pueden derivar de numerosas fuentes, siendo las partículas primarias aquellas provenientes directamente de la fuente, que incluyen las generadas por escapes de vehículos como consecuencia de la quema de combustibles fósiles, así como por la producción de fertilizantes o cemento, polvo acumulado en caminos, suelo, polen y combustión incompleta de materia orgánica como leña, llantas y basura. Sin embargo, la contaminación atmosférica por material particulado se desarrolla principalmente en ambientes urbanos (Schwela, 2000). Por otra parte, las partículas

secundarias son formadas por la interacción entre componentes atmosféricos. En éstas, el agua es un importante medio de formación, dado que las reacciones se producen en las gotas de agua y agua condensada sobre las partículas que son modificadas debido a la presencia de especies reactivas como los radicales hidroxilos, peróxido de hidrógeno, amoníaco y especies orgánicas.

En síntesis, la mayoría de las partículas formadas en la atmósfera son el resultado de complejas reacciones de compuestos químicos, donde su toxicidad se extiende desde relativamente alta, en aquellos que contienen cantidades sustanciales de metales tóxicos, hasta bajas, en aquellos que contienen sustancias químicamente inocuas como el suelo o polvo (Bell y Treshow, 2002; Phalen y Phalen, 2013). No obstante, los efectos en la salud dependen de la composición, concentración y tamaño del PM, tomando en consideración que la concentración de PM fluctúa durante el día (US EPA, 2016).

Como resultado, la composición química del PM puede llegar a variar considerablemente dependiendo de la fuente que lo emite, así como las condiciones en las que se encuentra el contaminante. En vista de lo anterior, el PM es el único contaminante criterio que no se clasifica químicamente, sino gravimétricamente (Phalen y Phalen, 2013), puesto que su tamaño está directamente relacionado con los efectos en la salud y con la distancia de deposición (Bell y Treshow, 2002).

#### *Tamaño de PM*

El PM está compuesto por partículas con un diámetro aerodinámico en un rango de 0.001 a 100  $\mu\text{m}$ . Las Partículas Suspensas Totales (PST) se refiera a las partículas más grandes, sin embargo, no tiene un límite de tamaño específico, por lo que, cubre todo el rango de tamaños de partículas, siendo las partículas de mayor trascendencia aquellas con un diámetro aerodinámico menor a 10  $\mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{10}$ ) y a 2.5  $\mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{2.5}$ ), también llamadas partículas gruesas y finas, respectivamente (Fig. 1.1).



**Figura 1.1** Comparación entre el grosor de un cabello humano y el tamaño de  $\text{PM}_{2.5}$  y  $\text{PM}_{10}$  (US EPA, 2016).

### *Efectos en la salud humana y el ambiente*

Su importancia yace en la facilidad de transportarse grandes distancias y quedarse suspendidas en el aire por largos periodos. En adición, tienen una gran capacidad de penetrar las vías aéreas altas ( $PM_{10}$ ) y bajas ( $PM_{2.5}$ ) del organismo; ocasionando cambios agudos y crónicos en la función pulmonar y en el sistema cardiovascular, ascenso en la incidencia y prevalencia de síntomas respiratorios, sensibilización de las vías respiratorias a alérgenos, exacerbación de infecciones respiratorias como rinitis, sinusitis y neumonía, así como un incremento en la mortalidad y morbilidad respiratoria. En particular, el  $PM_{2.5}$  es el más peligroso por su facilidad de poder penetrar hasta los alveolos (Popek, Gawronska y Gawronski, 2015; Schwela, 2000). Se ha estimado que la exposición a  $PM_{2.5}$  antropogénico causa alrededor de 2.1 millones de muertes prematuras anualmente en todo el mundo, asociadas a un 93% a enfermedades cardiopulmonares y un 7 % a cáncer de pulmón (Silva *et al.*, 2013).

Mientras que las partículas de menor tamaño resultan en efectos adversos para la salud humana, las partículas de mayor tamaño, también conocidas como partículas grandes (10-100  $\mu m$  de diámetro), pueden llegar a afectar la vegetación, por ejemplo, alterando las funciones fisiológicas de la planta. No obstante, generalmente hay una mayor abundancia de partículas más pequeñas, como las  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$ , en comparación con partículas de mayor tamaño, como las partículas grandes. Por supuesto que la respuesta de la vegetación a la exposición a PM se concentra en las plantas más sensibles, siendo un factor importante la composición química del PM (Bell y Treshow, 2002).

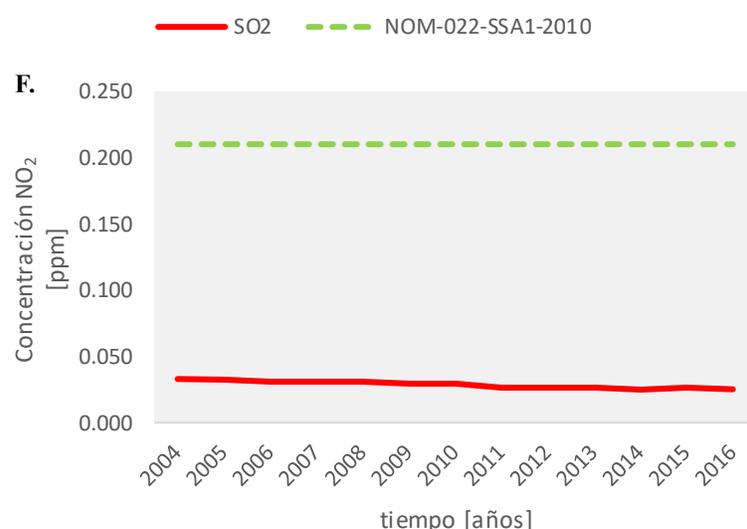
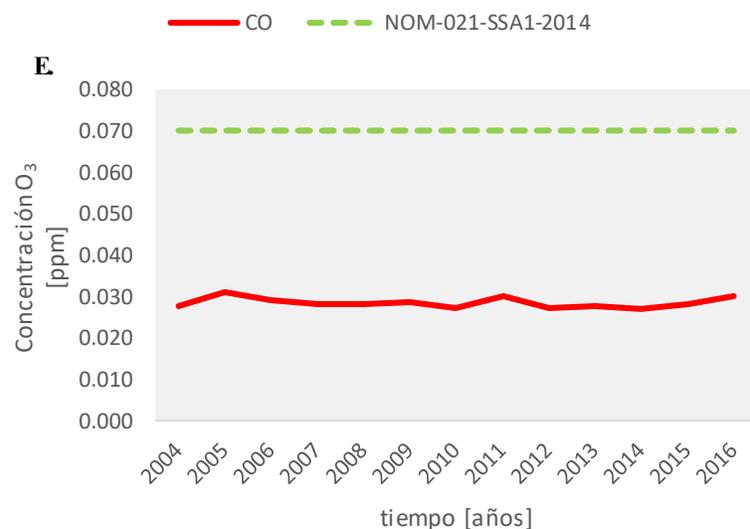
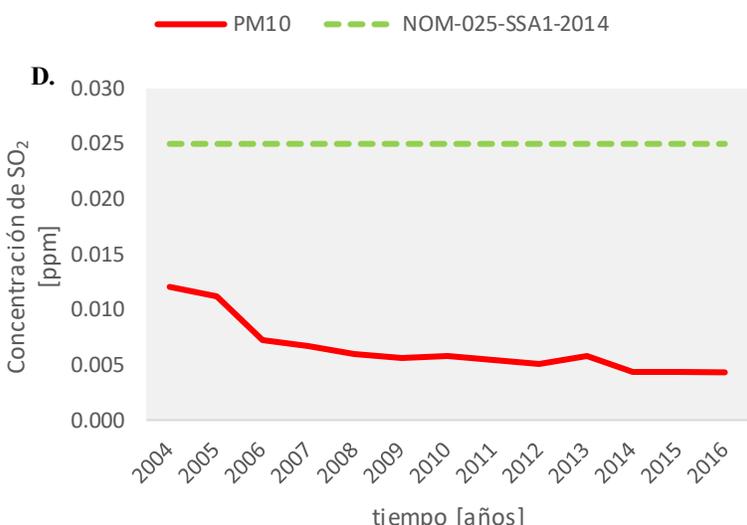
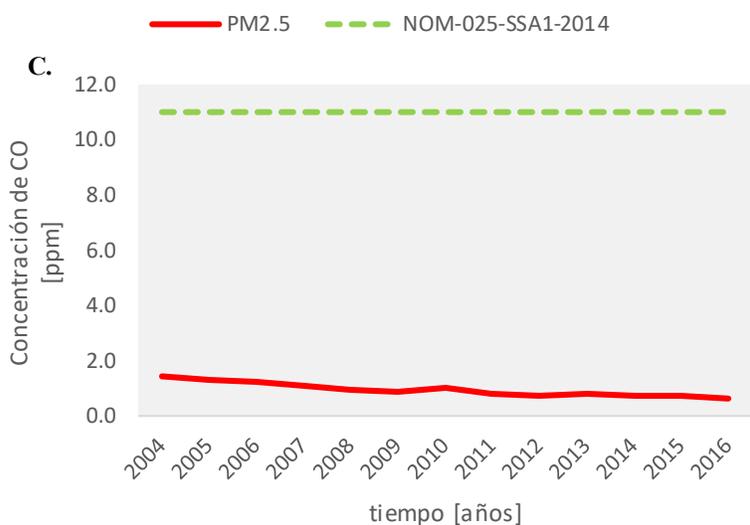
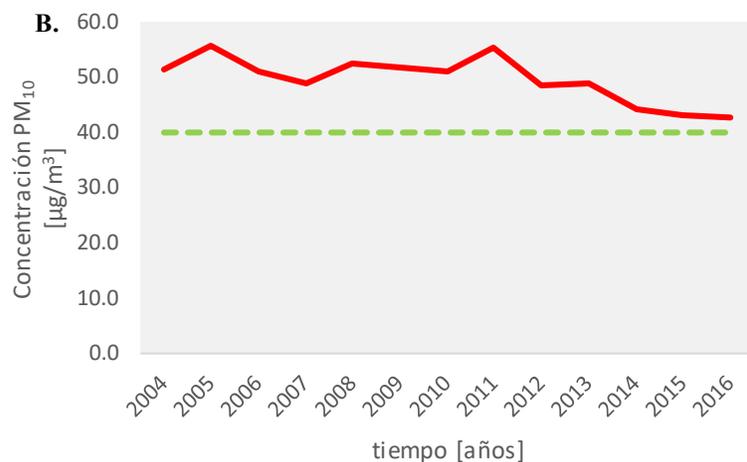
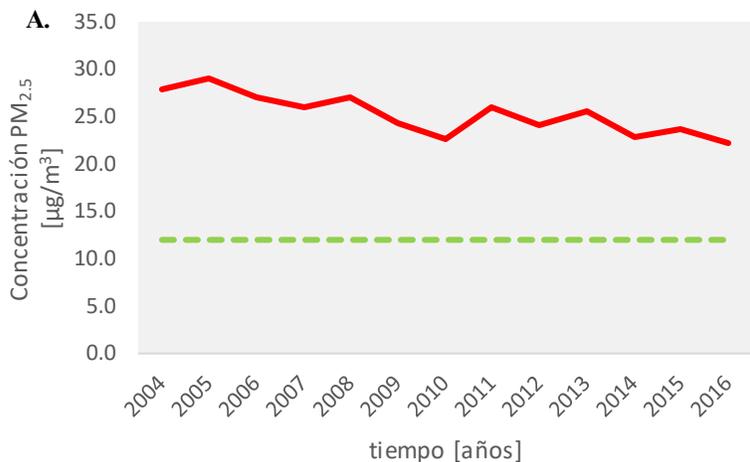
Considerando que el PM puede recorrer grandes distancias por el viento y se puede llegar a depositar en los distintos subsistemas, los efectos que pueden llegar a causar son la acidificación de lagos y arroyos, cambios en el balance de nutricional de aguas costeras, lagos y suelos, así como daños en los cultivos y afectaciones en la diversidad de ecosistemas; indiscutiblemente, dichos efectos dependen de la composición (metales pesados, hidrocarburos aromáticos policíclicos, etc.) y tamaño del PM. Más aún, las partículas finas o  $PM_{2.5}$  son la principal causa de la reducción de visibilidad de un ambiente (US EPA, 2016).

### *Estándar de calidad de aire para PM en México*

Actualmente, no se ha reportado un umbral para PM, sin embargo, existe una relación lineal entre los efectos agudos y la concentración de  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  por debajo de 100  $\mu g/m^3$  (Schwela, 2000). La NOM-025-SSA1-2014 de Salud Ambiental establece los valores límites permisibles<sup>1</sup> para  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$ ; donde en un promedio de 24 h, los límites permisibles son de 75  $\mu g/m^3$  y 45  $\mu g/m^3$ , mientras que anualmente los límites son de 40  $\mu g/m^3$  y 12  $\mu g/m^3$ , respectivamente. La NOM-024-SSA1-1993 establece que el valor límite de las PST es de 260  $\mu g/m^3$ , no obstante, dicho parámetro es poco utilizado debido a que en su lugar se emplean las  $PM_{10}$  para la evaluación de la calidad del aire (SEGOB, 2014). Cabe destacar que, en la Ciudad de México, son los únicos contaminantes criterio que siguen sin estar dentro de las normas establecidas por la Secretaría de Gobernación, previamente mencionadas. Como se muestra en la figura 1.2A y figura 1.2B, el  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  rebasan los valores límites permisibles, mientras que el CO (Fig.1.2C),  $SO_2$  (Fig.1.2D),  $O_3$  (Fig.1.2E) y  $NO_2$  (Fig.1.2F) se encuentran dentro de las normas. En consecuencia, es imperativo desarrollar estrategias efectivas para la mitigación de PM, en vista del gran porcentaje de población mexicana expuesta y de la gran amenaza que representa dicho contaminante a la salud y ambiente.

---

<sup>1</sup>Valor límite permisible: nivel establecido para evitar, prevenir o reducir los efectos nocivos para la salud humana en un periodo determinado que no se debe exceder (SEGOB, 2014).



—  $O_3$  — NOM-020-SSA1-2014

—  $NO_2$  — NOM-023-SSA1-1993

**Figura 1.2** Concentración de contaminantes criterio en el periodo de 2004 a 2016 en la CDMX (línea roja) **A.**  $PM_{2.5}$ , en unidades de  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  **B.**  $PM_{10}$ , en unidades de  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  **C.** CO, en unidades de ppm **D.**  $SO_2$ , en unidades de ppm **E.**  $O_3$ , en unidades de ppm **F.**  $NO_2$ , en unidades de ppm. Línea punteada verde: Normas oficiales establecidas por la Secretaría de Gobernación. Los datos fueron obtenidos de la página oficial de la RAMA <http://www.aire.cdmx.gob.mx>

## ***Vegetación como estrategia de mitigación de contaminantes atmosféricos***

El uso de vegetación como posible estrategia de mitigación ha sido de gran interés, puesto que juega un papel importante tanto en la remoción de contaminantes atmosféricos como PM, como en la mejora de la calidad del ambiente urbano (Chen *et al.*, 2015).

Se debe enfatizar que, una vez que el PM ha sido emitido a la atmósfera, la fitorremediación es considerada como la opción más viable, económica y efectiva presente en la biotecnología ambiental (Beckett, Freer-Smith y Taylor, 1998; Bell y Treshow, 2002; Escobedo *et al.*, 2008; Nowak, Crane y Stevens, 2006). Esta técnica se basa en el cultivo de plantas o la selección de ciertas plantas que actúan como filtros biológicos a través de la acumulación de partículas en la superficie de las hojas y tallos, removiéndolos así de la atmósfera (Dzierżanowski *et al.*, 2011; Sæbø *et al.*, 2012). Se debe entender por remoción de PM como todo PM que no se resuspende otra vez, ya sea absorbido, disuelto, encapsulado o por lavado (Schaubroeck *et al.*, 2014).

El tipo de vegetación más efectivo para este propósito son los árboles con un follaje denso, dado que la estructura de sus copas y su gran área foliar propician movimientos turbulentos que incrementan la deposición de PM en las hojas, favoreciendo la intercepción del material particulado, ya que funciona como barrera, y la captura del mismo, donde se pueden llegar a absorber las partículas en suspensión en las hojas (Bell y Treshow, 2002; Dzierżanowski *et al.*, 2011).

Mepherson, Nowak y Rowntree (1994) reportaron que, en el año 1991 fueron removidas 234 toneladas de PM<sub>10</sub> por árboles de parques urbanos en Chicago, mejorando la calidad del aire hasta 0.4%. Asimismo, en varias ciudades de Estados Unidos se ha reportado que los árboles de parques urbanos pueden remover anualmente entre 4.7 ton y 64.5 ton de PM<sub>2.5</sub>, contribuyendo en un rango de 0.05% a 0.24% a la mejora de la calidad del aire (Nowak *et al.*, 2013). Se tiene evidencia que hay una reducción de la concentración de contaminantes a una mayor presencia de áreas verdes (Dadvand *et al.*, 2015). A pesar de que las tasas de remoción no aparenten una notable mejoría a la calidad del aire, éstas sí son significativas en comparación con los costos económicos de otras medidas para la mitigación de contaminantes atmosféricos (Bell y Treshow, 2002; Dzierżanowski *et al.*, 2011).

### ***Mecanismos de remoción de PM***

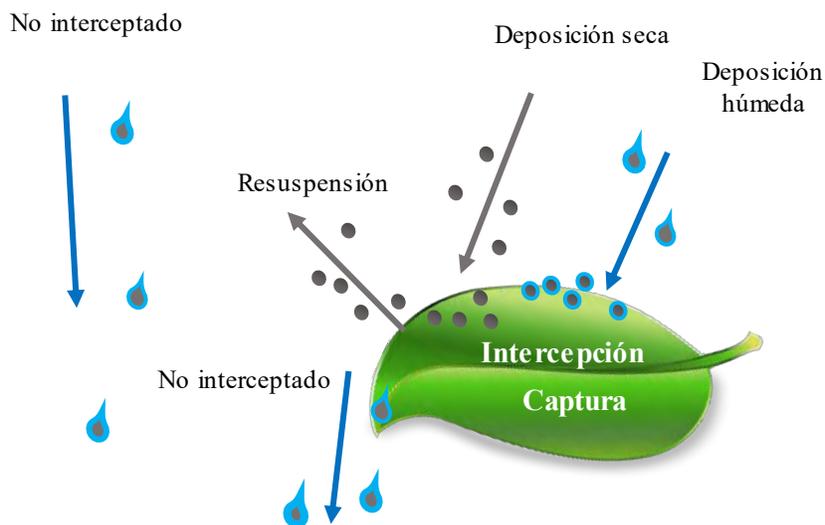
Los procesos dinámicos presentes para la remoción de partículas consisten en la deposición en la superficie, intercepción (encapsulación de partículas en la hoja) o captura de PM (absorción de partículas al tejido vegetal).

### ***Deposición de PM***

La deposición se da como resultado de la sedimentación (se depositan por la atmósfera, niebla o lluvia), difusión, turbulencia, generado por la fricción con superficies terrestres, e intercepción directa (Schaubroeck *et al.*, 2014). Ésta se puede dividir en seca, ocurre de manera directa por el viento y gravedad, y húmeda, se encuentran el PM encapsulado en las gotas de agua durante la precipitación (Fig. 1.3); siendo ésta última fundamental para las partículas finas, ya que éstas se depositan lentamente en superficies terrestres, por lo que, en ausencia de precipitación pueden mantenerse relativamente largos periodos en la atmósfera.

Muchos factores pueden influir en este proceso, incluyendo la fuerza del viento y precipitación; ya que vientos fuertes generan mayor dispersión de PM a distancias más largas, mientras que la lluvia remueve las partículas de la atmósfera y también de la superficie de las hojas. Así como también, la velocidad de deposición, la cual es usada ampliamente para cuantificar las tasas de deposición (Bell y Treshow, 2002; Schaubroeck *et al.*, 2014).

Posterior a la deposición, el PM puede quedar interceptado o pueden ser capturado.



**Figura 1.3** Proceso de deposición de PM en hojas.

### *Intercepción de PM*

La intercepción del PM consiste en la acumulación de PM en la superficie de las hojas y tallos, siendo las hojas el principal medio de intercepción; éstas pueden quedarse encapsuladas en dicha superficie. Sin embargo, el grado de retención y encapsulación depende de la especie de planta, destacando como características fundamentales de las hojas como su rugosidad, pilosidad, rigidez, orientación, lisura, así como la composición química de la cutícula, es decir, la cantidad de ceras responsables de la hidrofobicidad de la cutícula. Otra característica importante es la estructura de la cutícula, ya sea su grosor, morfología y presencia de ceras epicuticulares; esto es porque algunas partículas pueden penetrar la capa de ceras y se depositan ahí. Sin embargo, la rugosidad es de gran importancia, dado que promueve movimientos turbulentos que hace que las partículas queden atrapadas en la superficie de la hoja (Beckett *et al.*, 1998; Sæbø *et al.*, 2012; Terzaghi *et al.*, 2013).

En particular, se ha demostrado que las partículas grandes (10-100  $\mu\text{m}$ ) se encuentran principalmente en la superficie de las hojas más que en los tejidos vegetales, a causa del fácil lavado de las mismas durante la lluvia o por la acción del viento. Además, las especies con hojas con una gran densidad de tricomas son más efectivas en interceptar partículas grandes, mientras que las especies caracterizadas por una capa gruesa de ceras epicuticulares son mucho más efectivas en interceptar partículas gruesas y finas; los tricomas y las ceras tienen una correlación positiva con la acumulación de PM (Dzierżanowski *et al.*, 2011; Nguyen *et al.*, 2014; Terzaghi *et al.*, 2013).

### *Captura de PM*

Por otro lado, se define a la captura de PM como la absorción de partículas al interior del cuerpo vegetal, por medio de estomas, encargados del intercambio de gases y aerosoles con la parte interna de la planta, que a su vez pueden llegar a metabolizarlas. El tamaño de las partículas es importante, puesto que partículas con un tamaño de diámetro igual a los estomas tienden a alojarse en la apertura estomática, mientras que partículas más pequeñas pueden pasar a través de la superficie foliar a los tejidos vegetales; en cambio las partículas más grandes son excluidas, manteniéndose sólo en la superficie.

Ahora bien, la mayoría de las plantas son protegidas por medio de una cutícula, por lo que las partículas que penetran la hoja pueden llegar a ocasionar efectos potencialmente toxicológicos o químicos, por tanto, la composición química de la fracción de partículas pequeñas es esencial para predecir los impactos que cause otro efecto dañino como la pérdida de su perfil funcional. No obstante, aún no se tiene mucha información acerca de los efectos que ocasionan el PM, debido a que la composición química de las mismas varía ampliamente (Bell y Treshow, 2002).

### *Otras propiedades importantes para la remoción de PM*

Algunos de los atributos más relevantes para la eficiencia de remoción de PM por árboles son la temporalidad, donde los árboles perennes son más eficientes que los caducifolios, por su potencial de acumulación de PM constante durante todo el año y por su crecimiento rápido, dado que los efectos adversos del PM se compensa por las mismas tasas de crecimiento (Bell y Treshow, 2002; Silli, Salvatori y Manes, 2015), la densidad foliar, ya que entre más denso sea su follaje, mayor será la intercepción de PM, y su capacidad de tolerancia a contaminantes atmosféricos, entre otros.

De este modo la capacidad de tolerancia en concordancia con la habilidad de interceptar PM son los rasgos imprescindibles en la selección de la vegetación adecuada para las áreas urbanas (Escobedo *et al.*, 2008; Sæbø *et al.*, 2012).

### ***Tolerancia a la contaminación atmosférica***

Si bien las especies de plantas varían considerablemente en su susceptibilidad a los contaminantes atmosféricos, éstas se pueden clasificar en especies sensibles y especies tolerantes con el propósito de conocer su función como bioindicadores (sensibles) o como sumideros para la reducción de contaminación atmosférica en zonas urbanas o industriales (tolerantes), siendo la última mencionada de interés (Singh, Rao *et al.*, 1991).

Primeramente, la tolerancia se entiende como el estado donde la capacidad de respuesta disminuye al efecto tóxico de un compuesto químico, como el PM, resultante de una exposición previa a dicho compuesto o a un compuesto químico estructuralmente relacionado. Teniendo dos mecanismos responsables de la tolerancia; uno se debe a la disminución de la cantidad del tóxico que llega al sitio donde el efecto tóxico es producido, llamada tolerancia metabólica o farmacocinética, y el otro se debe a la capacidad de respuesta reducida de un tejido al compuesto químico, siendo que se conoce menos acerca del mecanismo celular responsable de alterar la capacidad de respuesta de un tejido al tóxico que de la tolerancia disposicional (Klaassen, 2008).

Tomando en cuenta lo anterior, para conocer el nivel de tolerancia o sensibilidad de las plantas a contaminantes atmosféricos se utilizan numerosos parámetros fisiológicos y bioquímicos, incluyendo

lesiones foliares visibles, conductividad estomática, permeabilidad de la membrana, actividad de peroxidasa, concentración de glutatión, entre otros (Liu y Ding, 2008). De igual forma, estudios han demostrado que la contaminación atmosférica tiene un impacto en el contenido relativo de agua, pH de extracto de hoja, contenido de clorofila y contenido de ácido ascórbico (Rai y Panda, 2014).

Si bien la cuantificación y correlación de los parámetros mencionados con el nivel de respuesta de una planta indican su nivel de susceptibilidad, el estudio de los parámetros individualmente no proporciona una imagen clara de los cambios inducidos por la contaminación atmosférica porque a menudo se identifica a una misma especie como sensible a la contaminación atmosférica usando un parámetro y como tolerante usando otro. En consecuencia, su clasificación se basa en la conjunción de los cuatro últimos parámetros mencionados: contenido relativo de agua (CRA), pH, contenido de clorofila y ácido ascórbico (AsA), denominado como Índice de Tolerancia a la Contaminación Atmosférica (ITCA) (Liu y Ding, 2008; Mahecha *et al.*, 2013; Rai y Panda, 2014; Singh *et al.*, 1991; Veni *et al.*, 2014).

#### *Contenido relativo de agua*

El Contenido Relativo de Agua (CRA, o turgencia relativa) de una hoja mide el estado de hidratación relativo en relación con su máxima retención de agua a la capacidad total de turgencia<sup>2</sup>. Proporciona información sobre el déficit de agua e indica el grado de estrés producido bajo sequía y calor. Por tanto, la habilidad de minimizar el estrés, al mantener las hojas turgentes en ambientes estresantes, tiene ventajas fisiológicas como permitir el crecimiento y actividad de los estomas, así como proteger y mantener los fotosistemas (Pask *et al.*, 2011). Además, es esencial para el alargamiento de las células, el intercambio de gas en hojas, la rugosidad y estabilidad mecánica de los tejidos vegetales (Taiz y Zeiger, 2015).

#### *pH del extracto foliar*

El pH o potencial hidrógeno es un parámetro bioquímico que indica la concentración de iones hidrógeno presentes en un extracto de planta que, a su vez, determina su grado de acidez o alcalinidad en una escala logarítmica con un rango de 0 (extremadamente ácido) a 14 (extremadamente alcalino) (Chang *et al.*, 2013). Se ha reportado que la presencia de contaminantes ácidos, por la presencia de SO<sub>2</sub> y NO<sub>x</sub> en el ambiente, genera un decremento en el pH de las plantas y dicho declive es mayor en plantas sensibles que en las tolerantes, así a menor pH en el extracto de las hojas se muestra una correlación con la sensibilidad a la contaminación atmosférica y también reduce la actividad fotosintética induciendo cambios en la sensibilidad de los estomas. Por otro lado, niveles de pH alrededor del grado neutro (7, en la escala logarítmica de pH) en plantas puede incrementar su tolerancia a los contaminantes atmosféricos (Mahecha *et al.*, 2013; Rai y Panda, 2014).

#### *Contenido total de clorofila*

La clorofila es el pigmento fotosintético verde que absorbe la luz solar, transfiriendo esta energía en el centro para las reacciones de la fotosíntesis que se encargan de la síntesis de moléculas orgánicas (Taiz y Zeiger, 2015). Por ello, el contenido de clorofila en las hojas indica el potencial de la actividad fotosintética, de igual forma, indica el crecimiento y desarrollo de biomasa. De manera que mayores concentraciones de contaminantes atmosféricos tienden a reducir el contenido total de clorofila en la vegetación; puesto que, bajo condiciones de estrés, la clorofila soporta varias reacciones fotoquímicas tales como oxidación, reducción, blanqueamiento reversible del pigmento, entre otras. Por

---

<sup>2</sup> Máxima retención de fluidos dentro de las células (Taiz y Zeiger, 2015).

consiguiente, mayor contenido de clorofila en la vegetación favorece la tolerancia a contaminantes (Lohe *et al.*, 2015; Rai y Panda, 2014; Sadeghian y Mortzaiezhad, 2012).

#### *Contenido total de ácido ascórbico*

El ácido ascórbico (AsA) es un antioxidante abundante en las plantas y juega un papel importante en su crecimiento y desarrollo. AsA tiene un sinnúmero de roles fisiológicos, previniendo el daño por especies reactivas de oxígeno, actuando como cofactor enzimático en la fotosíntesis favoreciendo así, el crecimiento celular (Gillespie, 2010). De esta manera, el aumento en los niveles de contenido de AsA favorece la tolerancia a la contaminación gracias al mecanismo de defensa de la planta. En cambio bajos niveles de AsA se pueden atribuir a su consumo durante la eliminación de radicales libres citotóxicos generados en las reacciones de cadena después de penetrar los contaminantes oxidativos en el tejido foliar (Pandey y Pandey, 1994; Pask *et al.*, 2011; Rai y Panda, 2014; Wang, Zhang, y Huang, 2013). Además, el AsA protege a los cloroplastos y las funciones de la clorofila de los contaminantes a través de su poder reductor dependiente del pH, dado que su poder reductor es mayor a valores altos de pH y menor a valores bajos de pH (Singh *et al.*, 1991).

#### *Índice de Tolerancia a la Contaminación Atmosférica*

El Índice de Tolerancia a la Contaminación Atmosférica (ITCA) se usa para seleccionar especies de plantas que sean tolerantes a los contaminantes que se generan en la atmósfera. Dicho índice tiene como base los cuatro parámetros previamente descritos (Veni *et al.*, 2014).

Resumiendo, el contenido de clorofila es relevante ya que es un índice de productividad en las plantas. El contenido de ácido ascórbico es un agente reductor, dependiente del pH, que activa muchos mecanismos fisiológicos y de defensa. El pH es importante debido a que plantas con un pH bajo se encuentran más susceptibles mientras que plantas que tengan un pH alrededor de 7 son más tolerantes a la contaminación. Por último, el contenido relativo de agua tiene relevancia dado a que el agua presente en la hoja es relativo a su turgencia total; un mayor contenido de agua ayuda a mantener un balance fisiológico en las plantas bajo condiciones de estrés como es la contaminación (Mahecha *et al.*, 2013).

Actualmente, los estudios disponibles que profundizan la conjunción de la capacidad de interceptación y tolerancia a PM en la vegetación son extremadamente escasos, hallándose como único registro disponible el estudio realizado por Rai y Panda (2014) que reporta como especies adecuadas para la mitigación de PM a *Ficus bengalensis*, *Mangifera indica*, *Psidium guajava*, *Ficus religiosa*, *Artocarpus heterophyllus* y *Lagerstroemia speciosa*, las cuales se debe señalar son especies comunes de la zona en la ciudad de Aizawl (India). Por otro lado, la Ciudad de México sólo cuenta con un reporte realizado por la PAOT (2001) que enlista especies arbóreas y arbustivas acorde a su susceptibilidad en zonas con distintos grados de contaminación atmosférica.

Por lo tanto, es necesario generar más estudios que investiguen estas cualidades de la vegetación presente en la ciudad con la finalidad de proponer especies que puedan ser idóneas para la mitigación de contaminación atmosférica, particularmente, del PM.

# C APÍTULO 2

## JUSTIFICACIÓN, HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

### *Justificación*

Dada la gran amenaza que representa el PM hacia la salud y al ambiente, además del gran porcentaje de población mexicana expuesta, es imperativo desarrollar estrategias efectivas para su mitigación.

El uso de la vegetación es una estrategia de mitigación de gran interés, por su capacidad de remoción de contaminantes atmosféricos, que se refleja en una mejora de la calidad del ambiente urbano (Chen *et al.*, 2015; Popek, Gawronska y Gawronski, 2015); ya sea por la intercepción directa de PM o por la alteración local de las condiciones climáticas (reducción de la concentración de PM gracias a la transpiración) (Beckett, Freer-Smith y Taylor, 1998).

El tipo de vegetación más efectivo son los árboles, pues la estructura de sus copas y su gran área foliar propician movimientos turbulentos que incrementan la deposición de PM en las hojas, favoreciendo su intercepción y captura, donde puede incluso ser absorbido por las hojas (Dzierzanowski *et al.*, 2011). Sin embargo, en México no se cuenta con estudios que describan el potencial uso de los árboles urbanos en la mitigación del PM.

### *Hipótesis*

Las variaciones en los niveles de intercepción de PM en diferentes especies arbóreas son un fenómeno multifactorial; algunos de los factores implicados en esas variaciones son la duración de las hojas (perennes vs. Caducifolias), rugosidad de las hojas, el indumento (presencia/ausencia de tricomas) y la tolerancia a la contaminación atmosférica.

### *Objetivos*

La contaminación atmosférica representa un problema relevante para la salud de la población de la Ciudad de México, así como para el ambiente. Es por eso que este trabajo tiene por objetivo general estudiar la intercepción de PM y resistencia a la contaminación como atributos relevantes en árboles urbanos para su potencial uso como alternativa para la mitigación de la contaminación atmosférica por PM. En tanto que los objetivos particulares, derivados del anterior, son los siguientes:

- Estimar los niveles de PM en un parque urbano
- Evaluar la intercepción de PM en árboles urbanos.
- Obtener el Índice de Tolerancia a la Contaminación Atmosférica (ITCA) de árboles urbanos en la Ciudad de México.

# C APÍTULO 3

## MATERIALES Y MÉTODOS

### *Zona de estudio*

El estudio se llevó a cabo en la Ciudad de México (CDMX), capital de México, que cuenta con una extensión de 1,499 km<sup>2</sup> y una población total de 8,918,653 para el año 2015 (INEGI, 2015). Se encuentra dentro de una cuenca endorreica, rodeada de cerros y montañas; incluyendo volcanes (*Popocatepetl e Iztaccihuatl*). Presenta un clima templado con temperaturas moderadas a lo largo del año; con una elevación de 2,240 m sobre el nivel del mar, consecuentemente, la presión de la zona es menor (-25%) que la de al nivel de mar. Su significancia yace en los efectos que la baja presión provoca, ya que los procesos de combustión en la zona no pueden tomar lugar adecuadamente, generando una mayor emisión de monóxido de carbono (CO), hidrocarburos y compuestos orgánicos volátiles (COV's), los cuales se pueden presentar en forma de gas o material particulado (PM) (Mugica *et al.*, 2010; Yip y Madl, 2002).

Para el 2009, la Ciudad de México contaba con 78.1 km<sup>2</sup> de arbolado, correspondientes al 12.8% de la superficie total urbana (PAOT, 2010). Actualmente, la Ciudad de México dispone de numerosas áreas verdes urbanas<sup>3</sup>, que comprenden tres bosques urbanos<sup>4</sup> principales (Chapultepec, Tlalpan y San Juan de Aragón) y un sinfín de parques urbanos<sup>5</sup>, siendo los principales: Viveros de Coyoacán, Parque Tezozómoc, Parque Ecológico de Xochimilco, Parque Hundido y Parque de los Venados o Francisco Villa (Martínez, 2008; SEDEMA, 2013).

Se seleccionó un parque urbano dentro de la Ciudad de México que se encontrara en colindancia con avenidas concurridas donde se generan cantidades significativas de PM derivado del tránsito vehicular (Chen *et al.*, 2015; Maher *et al.*, 2013).

### *Parque Francisco Villa*

Por los motivos mencionados arriba, se eligió el Parque Francisco Villa; comúnmente conocido como “Parque de los Venados” (Fig. 3.1), localizado en la zona sur de la Ciudad de México entre 3 avenidas principales Av. División del Norte, Av. Dr. José María Vértiz y Eje 7 Sur Av. Municipio Libre y una vialidad secundaria Calle Miguel Laurent en la Colonia Portales Norte de la Delegación Benito Juárez

---

<sup>3</sup> Definida por la Ley Ambiental del Distrito Federal como “Toda superficie cubierta de vegetación, natural o inducida que se localice en el Distrito Federal”

<sup>4</sup> Área verdes localizadas en suelo urbano, de gran extensión, con vegetación arbórea y arbustiva en su mayoría (PAOT, 2010)

<sup>5</sup> Espacios abiertos jardineados o áreas verdes dentro de suelo urbano que ofrecen espacios recreativos para sus habitantes presentando vegetación arbórea, suelo desnudo o cubierto de pastos (Asamblea Legislativa del Distrito Federal, 2000; PAOT, 2010)

(19.372577°, -99.156115°). Aproximadamente, tiene un área total<sup>6</sup> de 79,190 m<sup>2</sup> y un perímetro<sup>2</sup> de 1,197 m. Lo integran andadores utilizados por visitantes para correr o caminar, dos canchas de baloncesto y dos de fútbol rápido, un área de juegos infantiles y un teatro llamado “Hermanos Soler”. Además, colinda con el planetario “Joaquín Gallo” y el auditorio “Francisco Gabilondo Soler”, pertenecientes a la sociedad Astronómica de México. En el área central del parque se localiza una feria de juegos mecánicos y en la banqueta de su colindancia sur, Eje 7 Sur Av. Municipio Libre, puestos semifijos de venta de prendas y artículos de vestimenta.

Asimismo, dicho parque está dentro del rango de detección<sup>7</sup> de la estación Coyoacán<sup>8</sup> (COY) y la estación Benito Juárez<sup>9</sup> (BJU) de la Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA) con la que cuenta la Ciudad de México, instaladas en el año 2003 en la Av. Hidalgo #62, Col. Del Carmen, Coyoacán (19.350258°, -99.157101°) y en 2015 entre Municipio libre y Uxmal, Col. Santa Cruz Atoyac, Benito Juárez (19.371612°, -99.158969°); respectivamente. Esto con la finalidad de utilizar dichos los datos de concentración de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> de las estaciones como referencia para la inclusión del Parque Francisco Villa y como punto de comparación con respecto a los datos medidos *in situ*. Se debe agregar que la estación Coyoacán (COY) es considerada mayormente debido a que se instaló con anterioridad a la estación BJU; por lo que, tiene un acervo más amplio de datos.

No se tiene registro de la flora y fauna presente en el parque. Sin embargo, se cuentan con dos listados de árboles reportados para la Ciudad de México (CONABIO, 2012; PAOT, 2001). La mayor parte de población identificada durante el recorrido inicial de la zona de estudio fue vegetación mayormente arbórea y arbustiva, compuesta principalmente por *Eriobotrya japonica* (Níspero), *Erythrina americana* (Colorín), *Eucalyptus globulus* (Eucalipto azul), *Ficus benjamina* (Laurel de la India), *Ligustrum lucidum* (Trueno), *Ulmus minor* (Álamo negro), *Ulmus parvifolia* (Olmo chino), entre otros. Además, se encontraron algunas especies frutales como *Citrus arantium* (Naranja amarga) y *Citrus x limon* (Limonero). La fauna que se observó fue principalmente roedores como ardillas y ratas, además, se encontraron aves como *Haemorhous mexicanus* (pinzón mexicano), *Quiscalus mexicanus* (zanate mayor), *Passer domesticus* (gorrión casero), entre otras.

### Muestreo

Se hizo un muestreo aleatorio dentro de bloques (Gilbert, 1987) en la zona de estudio, el cual comprendió la realización de una cuadrícula de 50x50 m<sup>2</sup>, donde se seleccionaron 14 cuadros aleatorios correspondiendo a más del 30% del área total del parque (≈38%), por medio del Sistema de información Geográfica (SIG) de código abierto “QGIS2.18 Las Palmas” (Fig. 3.1). Cabe señalar que la contaminación atmosférica en la Ciudad de México presenta un comportamiento estacional, incrementando la concentración de PM durante la época seca (invierno a primavera) y disminuyéndola durante la época húmeda (verano a otoño) (García-Suastegui *et al.*, 2011; Mugica *et al.*, 2010; Yip y Madl, 2002), por lo que, el estudio fue llevado a cabo durante la época donde se reportan más concentraciones de PM, es decir, durante la época seca, en los meses de diciembre (2016) y enero (2017) en un horario de 11:00 a 13:00 horas; dado que analizando la información proveniente de la estación de monitoreo COY de la RAMA se puede observar un aumento de material particulado a través de los años de acuerdo a los datos reportados por mes y en un monitoreo de 24 horas (ANEXO I).

---

<sup>6</sup> Dato calculado a través de la aplicación Google Earth Pro

<sup>7</sup> Rango de detección de estación COY y BJU de 4 km de radio

<sup>8</sup> Únicamente datos de PM<sub>2.5</sub>

<sup>9</sup> Datos de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub>



Parque Francisco Villa  
 Del. Benito Juárez, CDMX  
 EPSG: 4487 14N  
 Autora: Jimena Martínez Díaz  
 11/11/16

Figura 3.1 Parque Francisco Villa. Regiones amarillas numeradas representan los cuadros de muestreo correspondientes. Línea verde denota el perímetro del parque. Elaborado en QGIS2.18 Las Palmas.

### **Selección de especies arbóreas**

Se identificaron las especies presentes en cada parcela de muestreo que midieran entre 1.50 y 2.0 m de alto por encima del nivel del suelo al principio del dosel, altura que está representada en la zona de exposición a contaminantes en entornos urbanos (Dzierżanowski *et al.*, 2011; Popek *et al.*, 2015; Rivas *et al.*, 2014). Se georreferenciaron los árboles donde se tomaron las muestras aleatoriamente con ayuda del GPS OREGON 450 (GARMIN, USA).

A continuación, se ofrece una breve descripción de las especies de árboles muestreadas.



Figura 3.2 Bosquejo de *Eriobotrya japonica*. Elaborado por CONABIO (2012).

#### ***Eriobotrya japonica*. - Níspero, Níspero del Japón.**

Pertenece a la familia de *Rosaceae*, originariamente cultivada en China y Japón desde tiempos antiguos y fue introducido como árbol ornamental en el siglo XVII en las regiones mediterráneas. Actualmente, crece en Australia, Sudáfrica, América y la India; utilizado como productor de miel y medicinal.

Es un árbol pequeño perennifolio<sup>10</sup>, puede llegar a medir hasta 8 m de alto, tiene un tronco corto con una corteza café lisa que ramifica a poca altura. Presenta hojas simples, grandes, ovaladas y rugosas con una pigmentación verde oscura en el haz<sup>11</sup> y presenta una pilosidad blanca en el envés<sup>12</sup>. Ambas superficies presentan tricomas no glandulares largos, particularmente en el envés de la hoja (Souza *et al.*, 2003). Posee flores blancas de hasta 2 cm de largo que se encuentran en racimos. También, tiene un fruto carnoso, jugoso amarillo de hasta 2 cm de diámetro con semillas café

dentro. La floración se produce a finales de otoño o en invierno (Fig. 3.2) (CONABIO, 2012).

#### ***Ficus benjamina*. - Laurel de la India, Ficus de hoja pequeña, árbol benjamín.**

Pertenece a la familia *Moraceae*, originario de India, Indonesia y Australia. Declarado como árbol oficial de Bangkok, Tailandia. Actualmente, encontrado comúnmente en la Ciudad de México, también, es utilizado como planta para interiores.

Puede describirse como un árbol grande perennifolio (Fig. 3.3) con una altura máxima del dosel de hasta 8 m y su corona se puede extender hasta 10 m de ancho con un tronco de corteza gris claro lisa y ramas café parduscas que producen látex



Figura 3.3 Bosquejo de *Ficus benjamina*. Elaborado por CONABIO (2012).

<sup>10</sup> Conserva su follaje todo el año (tiempo de vida de sus órganos reservantes de hasta 34 años) (Schulze, Beck y Müller-Hohenstein, 2005)

<sup>11</sup> Superficie superior de la hoja (Real Academia Española, 2017)

<sup>12</sup> Superficie inferior o trasera de la hoja (Real Academia Española, 2017)

blanco. Posee hojas pequeñas, simples, ovaladas, lisas, cerosas y de color verde en el haz y verde oscuro en el envés. Además, sus flores son diminutas y de color blancas amarillentas que se encuentran dentro de higos amarillos pequeños, que sirven como alimento de ciertas aves como la paloma (CONABIO, n.d., 2017).



Figura 3.4 Bosquejo de *Ficus retusa*. Elaborado por Gilman y Watson (1993).

*Ficus retusa*. - **Ficus de indias, Laurel de las indias, Laurel.**

También conocido como *Ficus microcarpa* o *Ficus nitida*, es parte de la familia *Moraceae*. Proviene del sur de Asia hasta Australia. Se utiliza como planta de interiores.

Se refiere como un árbol tropical perennifolio de hasta 15 m de alto y de ancho, con un tronco angosto café pardo liso que se ramifica densamente a una altura baja, dichas ramas son delgadas y grisáceas. Presenta una extensa corona redonda y densa. Sus hojas son pequeñas, ovaladas, cerosas y simples, con un color verde oscuro brillante, y tienen un arreglo alternado. Posee frutos pequeños, redondos, carnosos y de color rojizo (Fig. 3.4) (Gilman y Watson, 1993).

*Ligustrum lucidum*. - **Trueño, Ligustro disciplinado, Algustre arbóreo.**

Integrante de la familia *Oleaceae*. Nativo de China, Corea y Japón. Ha sido utilizado como especie ornamental por su “madera de cera blanca” para hacer zancos y armas de artes marciales, sus frutos son usados como tónico en China.

Es un árbol perennifolio mediano, con una altura máxima de hasta 8 m, tiene un tronco recto con corteza gris-café lisa. Sus hojas son simples, ovaladas, opuestas, lisas, duras, gruesas, cerosas y una pigmentación verde oscuro brillante en el haz y verde pálido en el envés, con ápice<sup>13</sup> acuminado<sup>14</sup>. Posee flores blanquecinas de tamaño pequeño en racimos piramidales, con aroma penetrante. También, muestra sus frutos redondos son bayas color negro azulado pequeños (Fig. 3.5) (CONABIO, n.d., 2017).



Figura 3.5 Bosquejo de *Ficus retusa*. Elaborado por CONABIO (2012).

<sup>13</sup> Extremo superior o punta de algo (Real Academia Española, 2017)

<sup>14</sup> Que, disminuyendo gradualmente, termina en punta (Real Academia Española, 2017)



Figura 3.6 Bosquejo de *Ulmus parvifolia*.  
Elaborado por CONABIO (2012).

### *Ulmus parvifolia*. - Olmo chino

Pertenece a la familia *Ulmaceae*. Originaria de China, Japón, Corea del Norte y Vietnam. Ampliamente conocido por su tolerancia a estresores como cambios de temperatura, luz y humedad.

Descrito como un árbol caducifolio<sup>15</sup> en climas templados, puede llegar a una altura de 25 m, tiene un tronco recto con una corteza gris pardusca lisa, fácil de desprender; la corona es irregular y redonda, moderadamente densa. Sus hojas son simples ovaladas, con una textura rugosa, dentadas y una coloración verde oscuro en el haz y oscuro en el envés y en época de otoño se pueden transformar en colores como rojo, morado y amarillo. Tiene tricomas simples largos y cortos (Bosu y Wagner, 2007) Posee un fruto plano circular de tamaño pequeño (menor a 1 cm), de color café (Fig. 3.6) (CONABIO, n.d.; Gilman y Watson, 2014).

### Cuantificación de PM atmosférico

Se determinó la cantidad de PM en el centro de cada cuadrante de acuerdo a la metodología descrita por Chen *et al.* (2015), en el que se usaron dos detectores nefelométricos de PM Dylos DC1700 (Dylos Corporation, Riverside, CA, USA) (Fig. 3.7A, Fig. 3.7B y Fig. 3.7C), instrumento automático que tiene como función monitorear partículas en suspensión,  $PM_{2.5}$  y  $PM_{>2.5}$ <sup>16</sup>, en unidades de número de partículas por pie cúbico, los cuales pueden ser convertidos a  $\mu g/m^3$ , por medio de la ecuación [1], con el fin de compararlos con los estándares oficiales.

$$C_{PM} (\mu g/m^3) = N_{PM} \left( \frac{no.PM}{m^3} \right) \times 3531.5 \times M(\mu g) \dots [1]$$

|       |     |                      |
|-------|-----|----------------------|
| Donde | CPM | Concentración de PM  |
|       | NPM | Número de partículas |
|       | M   | Masa de PM           |

Además, se tomaron las condiciones atmosféricas de humedad relativa y temperatura de cada muestreo, por medio de la estación meteorológica WMR89 portátil (Oregon Scientific, USA) (Fig. 3.7D). Datos que fueron utilizados para el ajuste de la concentración de PM, como se muestra en la ecuación [2]

$$C_F (\mu g/m^3) = C_{PM} \times F \times \left( \frac{H (\%)}{100} \right) \dots [2]$$

|       |    |                                    |
|-------|----|------------------------------------|
| Donde | CF | Concentración final de PM          |
|       | H  | Humedad relativa                   |
|       | F  | Factor de corrección <sup>17</sup> |

<sup>15</sup> Cambio de follaje estacionalmente (Schulze *et al.*, 2005)

<sup>16</sup> se hace la suposición de que las partículas  $PM_{<2.5}$  se comportan como  $PM_{10}$  para la conversión de a  $\mu g/m^3$  (Dylos Corporation, 2017)

<sup>17</sup> Factor que toma en cuenta cualquier masa adicional adquirida por las partículas debido a las condiciones de humedad (Arling, Connor y Mercieca, 2010)



Figura 3.7 Experimento para la determinación de PM en un cuadrante del Parque Francisco Villa. Posición de monitores en la zona de estudio con la estación atmosférica y sensor montados (A. y B.). Detector nefelométrico de PM Dylos DC1700 (C.) y estación meteorológica Oregon Scientific WMR89 (D.)

El monitoreo de cada cuadrante se llevó a cabo por un periodo de 2 h aproximadamente (en el horario establecido previamente).

Además, se utilizaron las condiciones atmosféricas registradas en la estación BJU de la Red Meteorológica de la Ciudad de México (REDMET<sup>18</sup>) en los días muestreados y en el horario establecido para compararlos con los datos *in situ*.

### ***Intercepción de PM en especies arbóreas***

Se determinó la intercepción de PM en hojas de los árboles muestreados por duplicado, siguiendo la metodología de Dzierżanowski *et al.* (2011), que consiste en realizar un lavado en las muestras, con el fin de coleccionar el PM presente en la superficie de las hojas.

Primeramente, los filtros utilizados para el análisis se secaron a 150 °C por 30 min y se dejaron en el cuarto de pesaje con el objetivo de estabilizar la humedad de los filtros de papel higroscópico. Después de 30 min, se pesaron los filtros en una balanza portátil Scout Pro 200g (Ohaus, USA). Posteriormente, en campo se coleccionaron las hojas para ser lavadas con 250 mL de agua desionizada por ambos lados con la ayuda de una brocha de 12.7 mm y se filtró dicha agua (Fig. 3.8). A continuación, los filtros se almacenaron en bolsas con cierre hermético para transportarlos al

<sup>18</sup> Red Meteorológica de la Ciudad de México (REDMET). <http://www.aire.cdmx.gob.mx/default.php?opc=%27aKBi%27>

laboratorio, donde se secaron y pesaron siguiendo el mismo procedimiento que se describió anteriormente

Además, se midió el área superficial de cada hoja filtrada y el área del dosel de cada árbol muestreado para estimar la cantidad de PM que se podría interceptar a través de los árboles, siguiendo la metodología de American Forests (2015), con ayuda de una regla de 30 cm y un flexómetro de 5 m, respectivamente (Bloza, 2004; Chapman, 1976).



Figura 3.8 Obtención de PM para la estimación de intercepción de hojas de los árboles muestreados. Proceso de lavado (A. y C.) y filtrado (B.) en las hojas.

La intercepción de PM en las hojas se calculó usando la ecuación [3], propuesta por Rai y Panda (2014):

$$I_{PM} (g/m^2) = \frac{P_i (g) - P_f (g)}{A_f (m^2)} \dots [3]$$

|       |          |                        |
|-------|----------|------------------------|
| Donde | $I_{PM}$ | Intercepción de PM     |
|       | $P_i$    | Peso inicial de filtro |
|       | $P_f$    | Peso final de filtro   |
|       | $A_f$    | Área total foliar      |

A continuación, para estimar la intercepción de PM por dosel en su totalidad se utilizó la ecuación [4] siguiente:

$$I_D(g) = I_{PM}(g/m^2) \times A_D(m^2) \dots [4]$$

|       |          |                        |
|-------|----------|------------------------|
| Donde | $I_D$    | Intercepción del dosel |
|       | $I_{PM}$ | Intercepción de PM     |
|       | $A_D$    | Área del dosel         |

### ***Índice de Tolerancia a la Contaminación Atmosférica (ITCA)***

El Índice de Tolerancia a la Contaminación Atmosférica, también llamado ITCA, se usa para seleccionar especies de plantas que sean tolerantes a los contaminantes que se generan en la atmósfera. Dicho índice tiene como base cuatro parámetros fisiológicos y bioquímicos, los cuales son el contenido total de clorofila, el de ácido ascórbico, el pH y el contenido relativo de agua (Veni, Marimuthu y Lavanya, 2014).

#### *Muestreo*

Se colectaron aleatoriamente y por duplicado hojas frescas de cada árbol muestreado, según el protocolo descrito por Dzierzanowski *et al.* (2011), se mantuvieron en hielo durante su transporte en bolsas de plástico con cierre hermético e, inmediatamente, se almacenaron las muestras en el laboratorio a  $-80^{\circ}\text{C}$  hasta ser procesadas.

#### *Análisis de la muestra*

Todos los reactivos químicos usados fueron de grado analítico y de la marca Sigma o JT Baker.

#### *Medición del contenido total clorofila*

El contenido total de clorofila fue analizado con base en el método descrito por Veni *et al.* (2014) con modificaciones.

Brevemente, se cortó un disco muestra de cada una de las hojas con un horador de laboratorio de diámetro de 9.5 mm aproximadamente ( $\approx 20$  mg), las cuales se colocaron en tubos de microcentrifuga. Sucesivamente, se agregaron 400  $\mu\text{L}$  de acetona ( $\text{C}_3\text{H}_6\text{O}$ ) al 80% (vol./vol. agua) y se homogeneizó en hielo seco con un pistilo para incubar las muestras por un periodo de 15 minutos a  $4^{\circ}\text{C}$ . (NOTA: se homogeneizó en hielo seco, dado que la acetona se evapora fácilmente). Posteriormente, se centrifugó la muestra a 1110 g por un periodo de 10 min a  $4^{\circ}\text{C}$ . Se colocaron por duplicado 100  $\mu\text{L}$  de sobrenadante en los pozos de una microplaca de 96 pozos fondo plano Thermo Scientific, donde se añadieron 100  $\mu\text{L}$  de acetona a cada pozo para completar un volumen de 200  $\mu\text{L}$ , requerido para la lectura en el espectrofotómetro (Fig. 3.9). Se midió en un lector de microplacas Synergy™ HT (Biotek, USA)



Figura 3.9 Muestra preparada para la lectura del contenido de clorofila en el espectrofotómetro.

a una longitud de onda de 663 nm y 645 nm de absorbancia, los cuales miden clorofila a y b, respectivamente.

El cálculo que se utilizó para conocer la concentración de clorofila total en las especies vegetales, basada en la ecuación [5] de acetona al 80% de Lichtenthaler (1987)

$$C_T(\text{mg/L}) = 7.15 A_{663} - 18.71 A_{645} \dots [5]$$

Donde  $A_{663}$  Absorbancia a 663 nm de longitud de onda  
 $A_{645}$  Absorbancia a 645 nm de longitud de onda  
 $C_T$  Clorofila Total

Se ajustó la ecuación [5] con el peso fresco aproximado de las muestras ( $\approx 20 \mu\text{g}$ ) en un volumen de  $400 \mu\text{L}$ , resultando en la ecuación [6].

$$C_T(\text{mg/g P.F.}) = \frac{C_T(\text{mg/L}) \times 0.0004 \text{ L}}{0.02 \text{ g}} \dots [6]$$

#### Medición del contenido de ácido ascórbico

El contenido de ácido ascórbico fue medido y modificado con base al método descrito por Gillespie (2010).

Se cortaron dos discos muestra de cada hoja muestra con un horador de un diámetro de 9.5 mm aproximadamente ( $\approx 20 \text{ mg}$ ) y se colocaron en tubos de microcentrifuga. Se añadieron  $200 \mu\text{L}$  de ácido tricloroacético (TCA) al 6% para homogeneizarlo con un pistilo. Enseguida, se colectó el sobrenadante y se centrifugó a  $13,000 \times g$  por 5 min a  $4^\circ\text{C}$ , del cual se transfirieron  $100 \mu\text{L}$  del dicho sobrenadante de cada muestra a un tubo nuevo de microcentrifuga por duplicado (*Todos los extractos y reactivos se mantuvieron en hielo durante el análisis*).

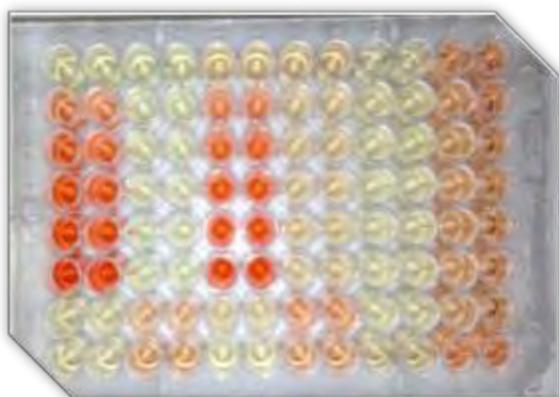


Figura 3.10 Muestra preparada para la lectura del contenido total de ácido ascórbico en el espectrofotómetro.

A la primera sección de duplicados, se añadieron  $100 \mu\text{L}$  de Ditionitros (DTT) a 10 mM y  $200 \mu\text{L}$  de buffer de fosfato de sodio ( $\text{Na}_2\text{HPO}_4$ ) a 15 mM para dejar incubando a temperatura ambiente por 10 min. Se agregaron  $100 \mu\text{L}$  de N-etilmaleimida (NEM) al 0.5% y se incubó a temperatura ambiente por 30 segundos más. Esta sección mide el contenido total de ácido ascórbico.

A la segunda sección de duplicados, se añadieron  $200 \mu\text{L}$  de buffer de  $\text{Na}_2\text{HPO}_4$  a 15 mM y  $200 \mu\text{L}$  de agua como sustituto a los reactivos de DTT y NEM. Dicha sección se utiliza para medir el estado reducido del ácido ascórbico.

A ambas secciones, se les agregaron 500  $\mu\text{L}$  de TCA al 10%, 400  $\mu\text{L}$  de ácido fosfórico al 43% ( $\text{H}_3\text{PO}_4$ ), así como, 400  $\mu\text{L}$  de  $\alpha$ - $\alpha'$ -bipiridilo ( $\text{C}_{10}\text{H}_8\text{N}_2$ ) al 4% y 200  $\mu\text{L}$  de cloruro férrico al 3% ( $\text{FeCl}_3$ ). Se agitó cada tubo en el vórtex y se incubaron a 37 °C por 1 h. Después de la incubación, se centrifugaron a 3,000 x g por 10 min a 25 °C y se colectaron 200  $\mu\text{L}$  de cada tubo, los cuales se transfirieron a los pozos de una microplaca de 96 pozos fondo plano Thermo Scientific (Fig. 3.10). Finalmente, se midió la absorbancia a 525 nm en un lector de microplacas Synergy™ HT (Biotek, USA).

La concentración del ácido ascórbico total y reducido se calcularon usando una curva de calibración estándar de ácido ascórbico en cada corrida por cuadro (ANEXO II). Posteriormente, se ajustaron los resultados con el peso fresco aproximado de las muestras ( $\approx 40 \mu\text{g}$ ), se muestra la ecuación [7] con el ajuste correspondiente.

$$Ac. asc. \left( \frac{mg}{g P.F.} \right) = \frac{Ac. asc. \left( \frac{mg}{dL} \right) \times 0.02 dL}{0.04 g} \dots [7]$$

#### Medición del pH

Se utilizó el protocolo de Veni *et al.* (2014) para la medición de dicho parámetro.

Se homogeneizó una hoja muestra en 10 mL de agua desionizada y se filtró dicha muestra, en la cual se usó un potenciómetro para determinar el pH (Fig. 3.11).

#### Medición del Contenido Relativo de Agua (CRA)

Se pesó una hoja muestra recién cortada (peso fresco), y se sumergió la muestra en agua desionizada por 4 h, para posteriormente registrar el peso (peso turgente). Finalmente, se dejaron secando las hojas durante 24 h en un horno a 80 °C y se volvieron a pesar (peso seco) (Fig. 3.12).



Figura 3.11 Muestra preparada para la determinación de pH en mortero (izq.) y tubos Eppendorf de 15 mL. (der.).



Figura 3.12 Muestra después del proceso de secado para determinar el CRA.

La ecuación utilizada para obtener el contenido relativo de agua del tejido vegetal fue:

$$CRA(\%) = \frac{P_F(g) - P_S(g)}{P_T(g) - P_S(g)} \times 100 \dots [8]$$

|       |                |                            |
|-------|----------------|----------------------------|
| Donde | CRA            | Contenido Relativo de Agua |
|       | P <sub>F</sub> | Peso Fresco                |
|       | P <sub>S</sub> | Peso Seco                  |
|       | P <sub>T</sub> | Peso Turgente              |

#### *Cálculo del Índice de la Tolerancia a la Contaminación Atmosférica (ITCA)*

Se tomaron en cuenta los parámetros anteriormente descritos para poder calcular el ITCA, dando como resultado la ecuación [9], publicada por Singh *et al.* (1991). El valor del ITCA resultante es unidimensional.

$$ITCA = \frac{A(Cl + P)CRA}{10} \dots [9]$$

|       |     |                            |
|-------|-----|----------------------------|
| Donde | A   | Ácido ascórbico total      |
|       | Cl  | Clorofila total            |
|       | P   | pH                         |
|       | CRA | Contenido Relativo de Agua |

Cabe señalar que la parte de la fórmula  $A(Cl + P)$  representa el potencial del cloroplasto de combatir los contaminantes después de la entrada de éstos al tejido vegetal, mientras que la adición del CRA sugiere la capacidad de la membrana celular de mantener su permeabilidad bajo condiciones de contaminación.

#### **Análisis estadístico**

Los cálculos estadísticos se realizaron utilizando el programa IBM SPSS Statistics versión 24.0 (IBM Corp., USA). Se reunieron los valores promedio y se calcularon las desviaciones estándar. Se analizaron las posibles asociaciones entre las condiciones atmosféricas y las concentraciones de PM<sub>>2.5</sub> y PM<sub>2.5</sub>, cuando la distribución fue normal se realizó la correlación de Pearson ( $p < 0.05$ ), en cambio cuando no presenta distribución normal se utilizó la correlación de Spearman ( $p < 0.05$ ). Además, para comparar las condiciones atmosféricas en la estación BJU y los datos *in situ* se realizó una prueba de Mann-Whitney. Considerando que los resultados cumplen las condiciones necesarias<sup>19</sup> para realizar pruebas no paramétricas, se realizaron pruebas de Kruskal-Wallis para la intercepción de PM en las especies e ITCA. En caso de diferencias significativas ( $p < 0.05$ ), la prueba de Tukey-Kramer para múltiples comparaciones fue utilizada, a través del software STATISTICA versión 8.0 (StatSoft, Inc., USA) (Zar, 2010).

<sup>19</sup> Tamaño de población pequeño, muestras no pareadas y con distribución no normal

# C APÍTULO 4

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### *Condiciones atmosféricas*

Las condiciones atmosféricas registradas en la estación BJU de la Red Meteorológica de la Ciudad de México (REDMET<sup>20</sup>) se muestran en la Tabla 4.1. La temperatura varió entre 22.4 °C y 7.9 °C con un promedio de  $17 \pm 3.41$  °C en los 14 días de muestreo en el horario de señalado previamente. Hubo una oscilación en la humedad relativa entre 76% y 24%, manteniendo un promedio de  $46 \pm 14.67$  %. La velocidad del viento se mantuvo entre 0.9 m/s y 2.1 m/s (ANEXO III), teniendo como promedio una velocidad de  $1.59 \pm 0.30$  m/s. Finalmente, la dirección del viento (ANEXO III) tuvo una gran variación, de 2 a 360 grados azimut, con un promedio de  $153 \pm 141.36$  grados azimut, por lo que el viento se desplaza predominantemente hacia el norte. Sin embargo, la magnitud de la desviación estándar de la dirección del viento es muy grande, por lo que, se desprecia dicho parámetro. Esto puede deberse a la presencia de corrientes a lo largo del día en el lugar donde se encuentra la estación BJU, ya que se encuentra en la azotea de una edificación.

**Tabla 4.1 Condiciones atmosféricas obtenidas de la estación BJU de REDMET, promedio de los 14 días de muestreo, el promedio, máximo, mínimo y la desviación estándar de cada parámetro.**

|          | Temperatura (°C) | Humedad relativa (%) | Velocidad de viento (m/s) | Dirección del viento (azimut) |
|----------|------------------|----------------------|---------------------------|-------------------------------|
| Promedio | $17.09 \pm 3.41$ | $46.07 \pm 14.67$    | $1.59 \pm 0.30$           | $153.08 \pm 141.31$           |
| Máximo   | 22.4             | 76                   | 2.1                       | 360                           |
| Mínimo   | 7.9              | 24                   | 0.9                       | 2                             |

En la Tabla 4.2 se muestran las condiciones atmosféricas promedio registradas en campo durante los 14 días de muestreo, considerando el cuadrante correspondiente de cada día, es decir, en el día 1 se tomaron datos del cuadrante 1, en el día 2 se registraron datos del cuadrante 2 y así sucesivamente. Los parámetros medidos fueron: la temperatura en unidades de grados Celsius (°C) y la humedad relativa en unidad de porcentaje (%). La temperatura fluctuó entre 32.5 °C y 9.45°C, teniendo una

<sup>20</sup> Red Meteorológica de la Ciudad de México (REDMET). <http://www.aire.cdmx.gob.mx>

temperatura promedio  $21.51 \pm 4.38$  °C, mientras que la humedad relativa promedio de los cuadrantes fue de  $35.91 \pm 4.38$  %, la cual varió entre 64 % y 26%.

Comparando los datos proporcionados por la estación BJU de la REDMET y los datos obtenidos *in situ*, sí existen diferencias significativas entre ambos ( $p < 0.05$ ), tanto en la temperatura como en la humedad relativa, donde las temperaturas *in situ* fueron menores que las registradas en la estación BJU, mientras que la humedad relativa en campo fue menor que los valores proporcionados por la estación BJU. La razón por la cual hay diferencias entre ambas puede ser que la estación BJU se encuentra a una altura considerable, específicamente en la parte superior de una edificación, por lo que, las condiciones atmosféricas pueden variar debido a la altura en la que se encuentran (Ahrens, 2008), así difiriendo de las condiciones encontradas a nivel del suelo. Por tanto, se consideraron los datos registrados en campo para los análisis posteriores.

**Tabla 4.2 Condiciones atmosféricas promedio registradas durante los 14 días de monitoreo (dentro de cada cuadrante) en el Parque Francisco Villa**

|          | Temperatura (°C) | Humedad relativa (%) |
|----------|------------------|----------------------|
| Promedio | $21.51 \pm 4.38$ | $35.91 \pm 7.78$     |
| Máximo   | 32.5             | 64                   |
| Mínimo   | 9.45             | 26                   |

Se puede apreciar en la figura 4.1 la temperatura de cada cuadrante durante el tiempo de muestreo, 11:00 h a 13:00 h. Las temperaturas más bajas se encontraron en los cuadrantes 6 (mayormente) y 4, siendo las regiones más céntricas de todos los cuadrantes muestreados. Por otra parte, las temperaturas más elevadas yacen en los cuadrantes 3 y 14, localizados en los costados poniente y sur,

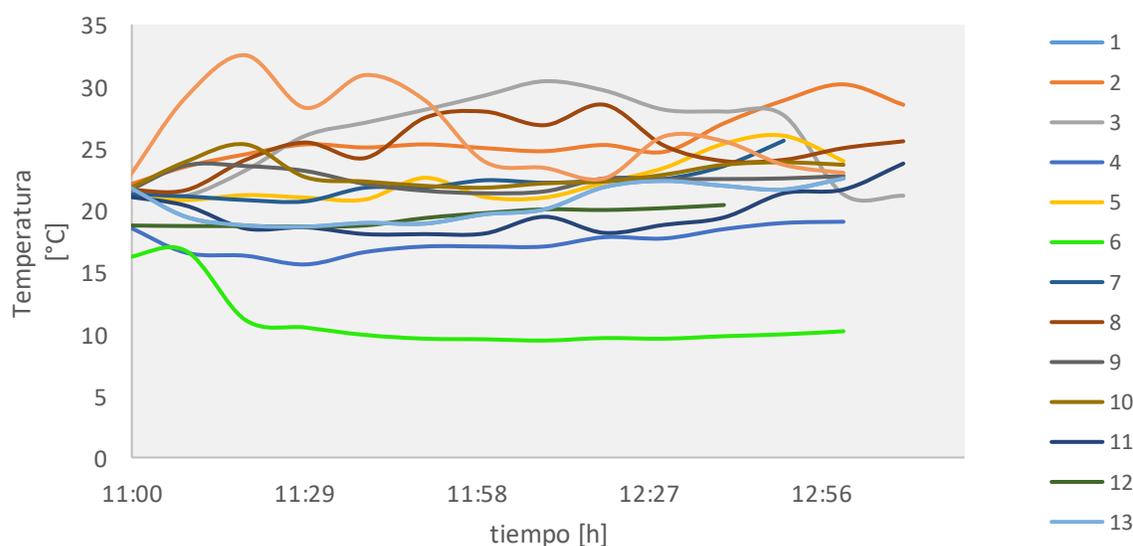


Figura 4.1 Datos obtenidos de temperatura, en unidad de °C, durante las 11:00 y 13:00 h de cada cuadrante muestreado (líneas de diferentes colores).

respectivamente. Como se puede observar, el cuadrante 6 (verde claro) diverge considerablemente respecto a los demás cuadrantes.

De igual forma, la figura 4.2 muestra la humedad relativa registrada en campo de los cuadrantes durante el tiempo de muestreo, 11:00 h a 13:00 h. El valor de menor humedad relativa se halla en los cuadrantes 9, encontrado en la región del centro, 12 y 14, lado sur del parque. En contraste, las lecturas de humedad relativa fueron mayores en los cuadrantes 6 (mayormente) y 11, localizados en la zona poniente del parque. Así como en el caso de la temperatura, el cuadrante 6, representado con una línea verde claro en la figura 4.2, dista ampliamente en relación a los otros cuadrantes.

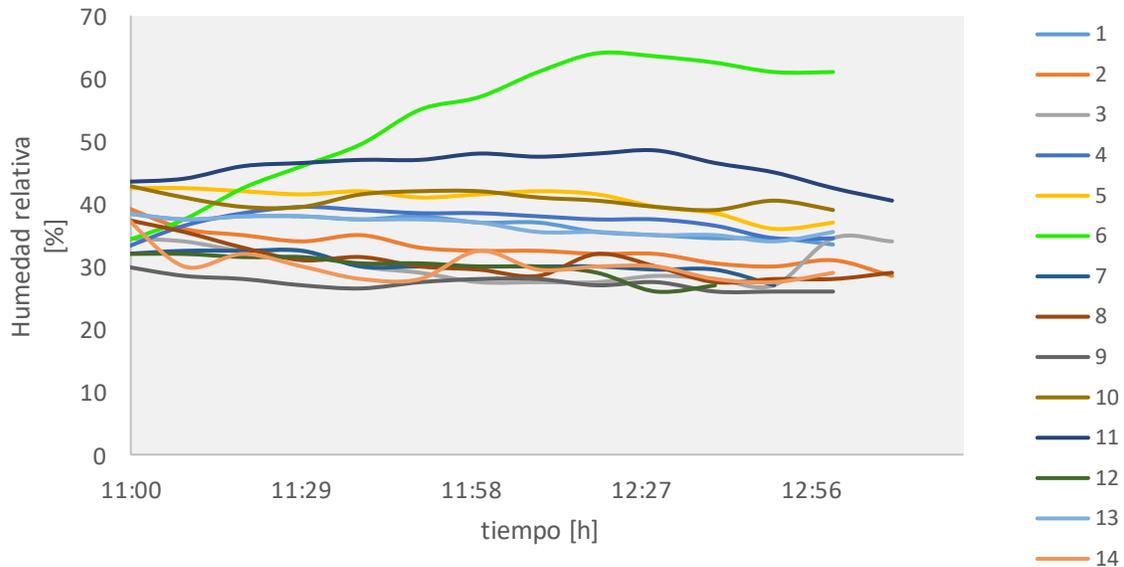


Figura 4.2 Datos de humedad relativa, en porcentaje (%), registrados durante las 11:00 y 13:00 h de cada cuadrante muestreado.

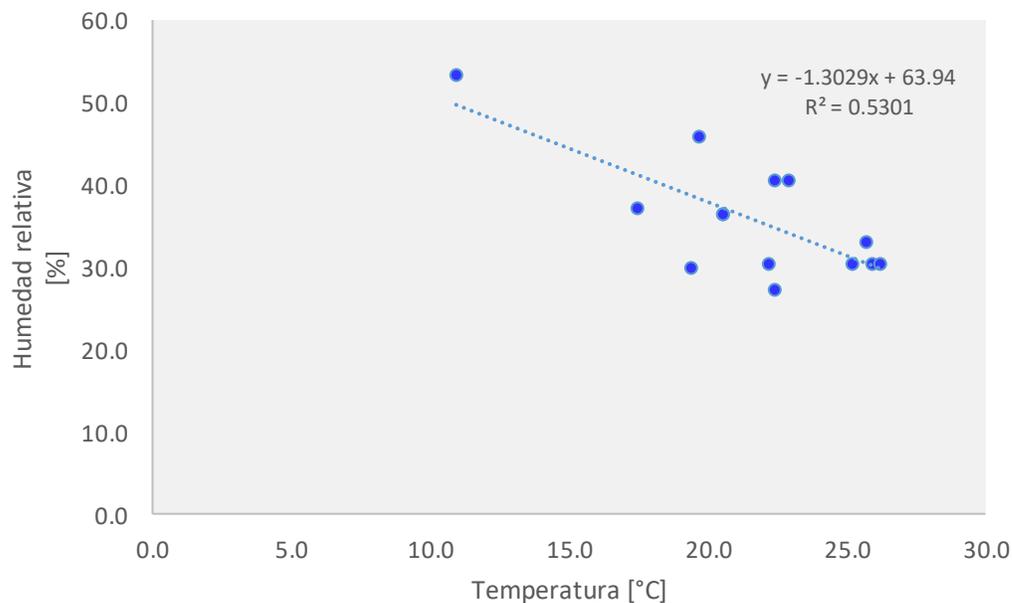


Figura 4.3 Relación entre temperatura y humedad relativa de todos los datos registrados en campo. La regresión lineal también se muestra ( $p < 0.05$ ).

Efectuando una correlación de Spearman se encontró un alto grado de relación negativa entre la temperatura y humedad de los cuadrantes ( $r = -0.72, p < 0.05$ ), véase figura 4.3. Esto quiere decir que a medida que la temperatura disminuyó en los cuadrantes, la humedad aumentó linealmente.

### Monitoreo de PM atmosférico

La figura 4.4 muestra la concentración de  $PM_{>2.5}$  de los cuadrantes de cada día de muestreo, es decir de cada cuadrante muestreado durante el horario correspondiente, dado que no se especifica el tamaño de estas partículas restrictivamente se utilizó el límite permisible de la NOM-024-SSA1-1993 establecida para PST, que es de  $260 \mu\text{g}/\text{m}^3$  promedio de 24 h y se representa con una línea roja. La concentración de  $PM_{>2.5}$  en los cuadrantes fluctuó ampliamente entre  $1,222 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a  $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , la amplitud del rango se debe a los picos de los cuadrantes 2, 5 y 10.

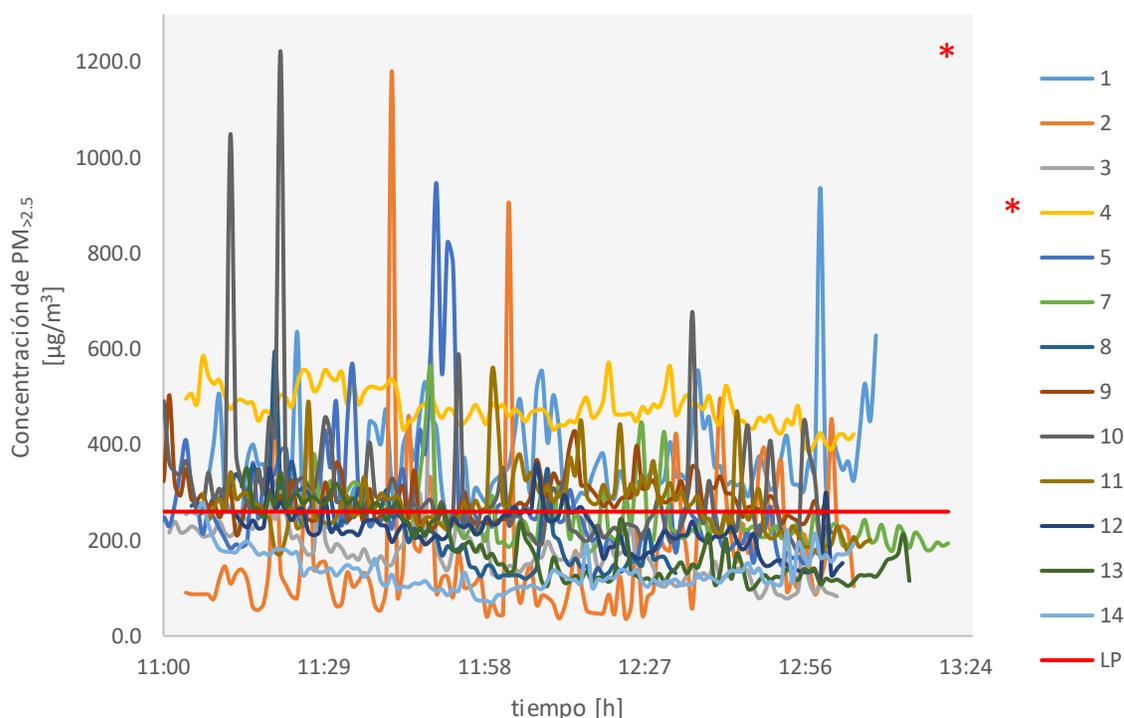


Figura 4.4 Concentración de  $PM_{>2.5}$  por cuadrante, en el periodo de muestreo 11:00 a 13:00, en unidad de  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . \*LP: límite permisible de PST NOM-024-SSA1-1993 ( $260 \mu\text{g}/\text{m}^3$  promedio de 24h).

De igual modo, la concentración de  $PM_{2.5}$  de cada cuadrante muestreado durante el horario correspondiente, se muestra en la figura 4.5. La línea roja representa el valor límite permisible establecido en la NOM-025-SSA1-2014, el cual es  $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$  como promedio de  $24 \text{ h}^{21}$ . La concentración de  $PM_{2.5}$  en el Parque Francisco Villa tiene una gran oscilación, entre  $84 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , donde el cuadrante 11 rebasan dicho límite. Se descartó el cuadrante 6, ya que su concentración de  $PM_{>2.5}$  y  $PM_{2.5}$  distó considerablemente respecto a los demás cuadrantes, así como con la humedad y temperatura. Por lo que, al efectuar una prueba de Grubb se pudo confirmar que los valores del cuadrante 6 son discrepantes o atípicos ( $p < 0.01$ ) en relación a los cuadrantes restantes. Esto se le

<sup>21</sup> Se usa el límite permisible de 24 h por la carencia de datos necesarios para comparar con el promedio anual permisible.

puede atribuir a la presencia de neblina el día del muestreo, lo cual pudo aumentar la concentración de  $PM_{>2.5}$  y  $PM_{2.5}$ , sin embargo, se necesitan análisis posteriores para conocer las causas de estas inusuales concentraciones.

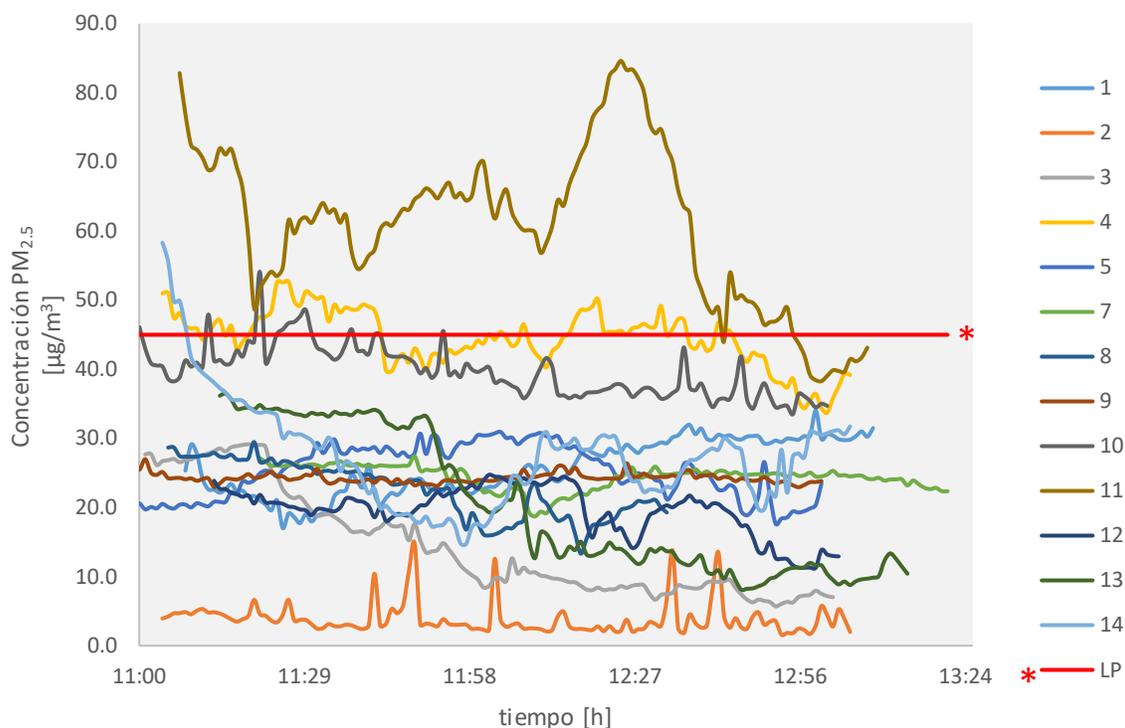


Figura 4.5 Concentración de  $PM_{2.5}$  por cuadrante, en el periodo de muestreo 11:00 a 13:00, en unidad de  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . \*LP: límite permisible NOM-025-SSA1-2014 ( $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$  promedio de 24h).

Cabe resaltar que la concentración de  $PM_{2.5}$  fue mucho menor que la concentración de  $PM_{>2.5}$ , lo que indica que hubo una mayor contribución de fuentes que emiten partículas de menor tamaño. Esto sucede, probablemente, por la presencia de una feria con juegos mecánicos en el centro del parque y por el funcionamiento de un tren que recorre el parque. Ambos, funcionan a partir de la quema de combustible fósil, generando mayor concentración de PM, en adición, frecuentemente es contemplada una nube de smog cerca de las fuentes de emisión (chimeneas de los juegos mecánicos, escape de gases del tren). Además, se ubican puestos de comida dentro del parque que cuentan con parrillas al aire libre, contribuyendo con la quema de materia orgánica y la presencia de erosión de suelo en la mayoría de los cuadrantes. Por tanto, las partículas de mayor tamaño, en este caso  $PM_{>2.5}$ , tienden a encontrarse cerca de las fuentes de emisión, mientras que las partículas de menor tamaño, como las  $PM_{2.5}$ , son capaces de desplazarse distancias mayores, así dispersándose, lo cual conduce a una menor concentración de éstas dentro del parque.

En ambas gráficas, se puede observar que el cuadrante 14 presenta concentraciones muy bajas de  $PM_{>2.5}$  y  $PM_{2.5}$  que se puede deber a su ubicación, ya que el primero se localiza en la zona sur del parque que dispone de un andador de puestos fijos de venta de artículos de vestimenta y comida; ésta puede actuar como una barrera física para la dispersión de PM, ya que bloquea el acceso de PM al parque, suponiendo que la mayor fuente de emisión son los automóviles situados en las avenidas y calles colindantes al parque.

Al realizar una correlación de Spearman, se encontró que existe un alto grado de relación negativa entre la concentración de  $PM_{>2.5}$  y la temperatura ( $r = -0.67, p < 0.05$ ), mientras que hubo una relación marginalmente significativa y negativa ( $r = -0.47, p = 0.089$ ) entre la concentración de  $PM_{2.5}$  y temperatura (Fig. 4.6 y 4.7). Por otro lado, se halló un alto y moderado grado de relación positiva entre la humedad y la concentración de  $PM_{>2.5}$  ( $r = 0.54, p < 0.05$ ) y  $PM_{2.5}$  ( $r = 0.62, p < 0.05$ ) (Fig. 4.8 y 4.9, respectivamente).

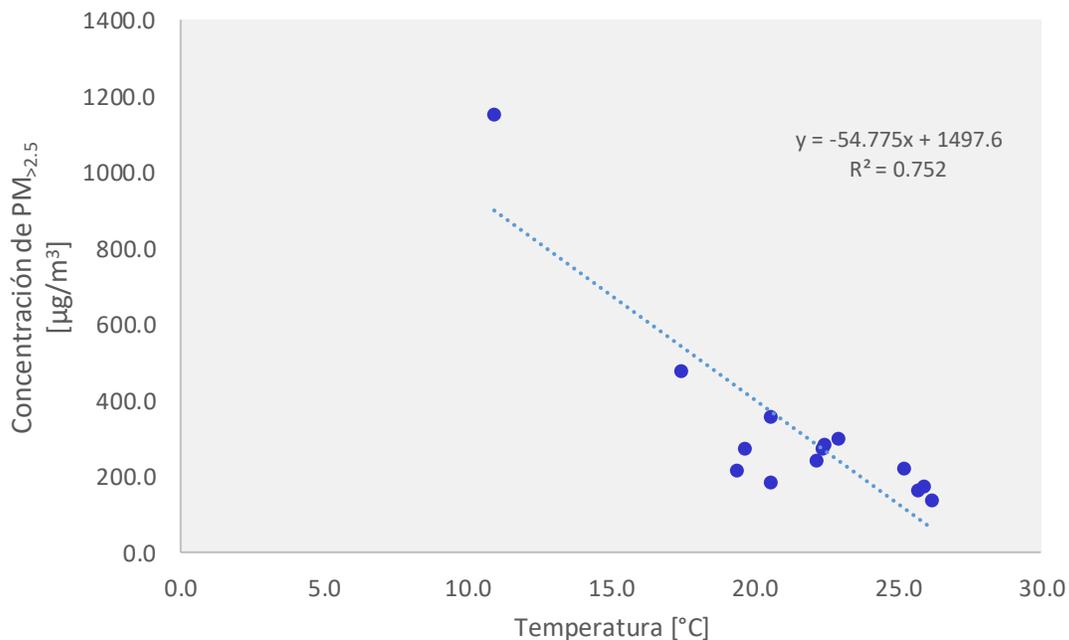


Figura 4.6 Relación entre la concentración de  $PM_{>2.5}$ , en unidades de  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , y temperatura, en unidades de  $^{\circ}\text{C}$ . También se muestra la regresión lineal ( $p < 0.05$ ).

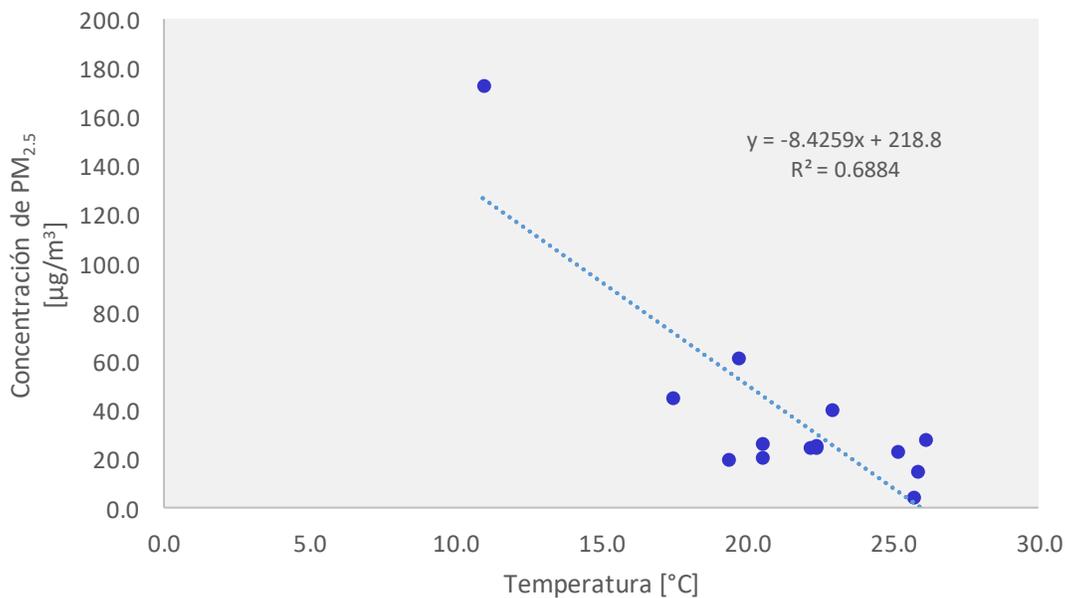


Figura 4.7 Relación entre la concentración de  $PM_{2.5}$ ,  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , y temperatura, en unidades de  $^{\circ}\text{C}$ . También se muestra la regresión lineal ( $p < 0.05$ ).

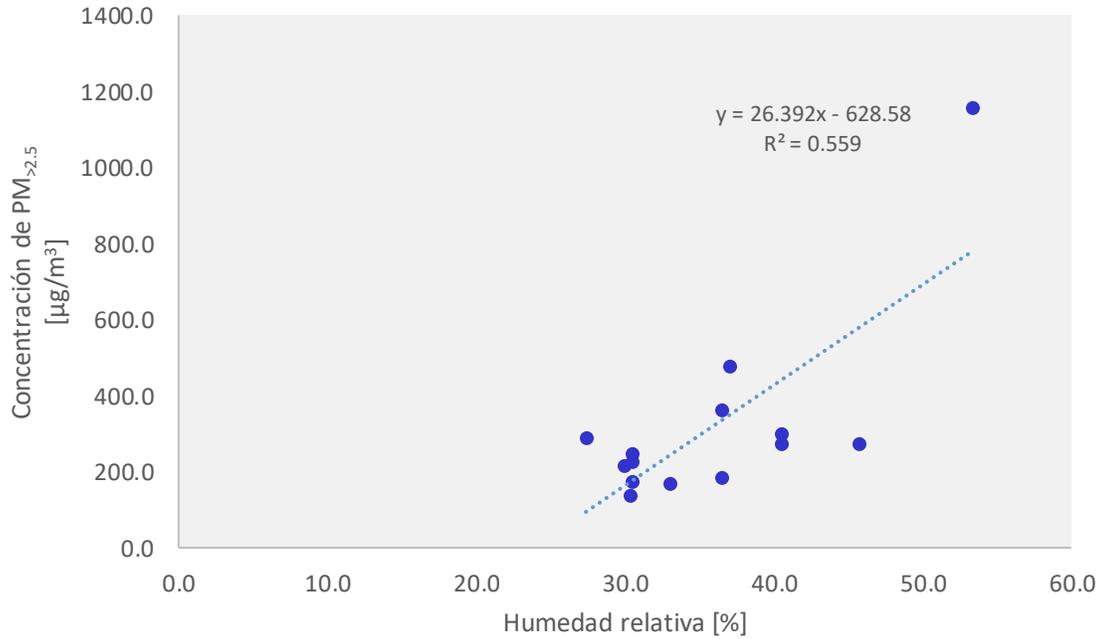


Figura 4.8 Relación entre la concentración de PM<sub>>2.5</sub>, en unidades de μg/m<sup>3</sup>, y humedad relativa, en porcentaje. También se muestra la regresión lineal ( $p < 0.05$ ).

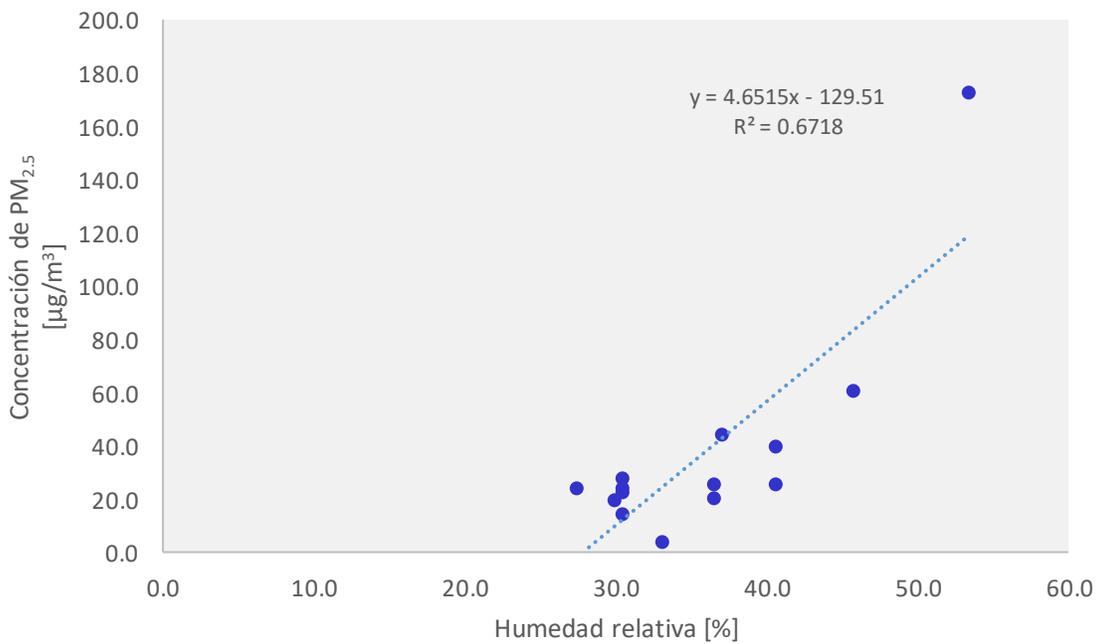


Figura 4.9 Relación entre la concentración de PM<sub>2.5</sub>, en unidades de μg/m<sup>3</sup>, y humedad relativa, en porcentaje. También se muestra la regresión lineal ( $p < 0.05$ ).

Por tanto, la concentración de  $PM_{>2.5}$  y  $PM_{2.5}$  incrementa cuando la temperatura decrece y la humedad relativa aumenta. La relación positiva entre la concentración de PM y la humedad relativa es compatible con los estudios conducidos por Jian *et al.* (2012) y Yang *et al.* (2007), mientras que es contradictorio con estudios realizados por El-Sharkawy y Zaki (2015), Jayamurugan, Kumaravel, Palanivelraja y Chockalingam (2013) y Lohr y Pearson-Mims (1996). Estas discrepancias pueden deberse a que en los estudios mencionados toman en cuenta como factor esencial la precipitación, la cual se ha demostrado tiene efectos de remoción de PM efectivos, ya que son depositadas rápidamente en lluvia. Sin embargo, la presencia de alta humedad en el aire favorece la formación de partículas secundarias, por medio de la nucleación<sup>22</sup>, condensación y coagulación<sup>23</sup> de PM (Jian *et al.*, 2012), así en la ausencia de precipitación éstas pueden permanecer en la atmósfera mayor tiempo (Bell y Treshow, 2002). Asimismo, las partículas incrementan su peso y tamaño en zonas con alta humedad relativa, debido a que la mayoría tienen propiedades higroscópicas (Lee, Kang y Kim, 2007; Litschike y Kuttler, 2008). En adición, la presencia de alta humedad relativa relacionada con la baja densidad del aire puede causar un descenso en el contenido de oxígeno en la atmósfera, por lo que reduce la eficiencia de la combustión de los motores que da lugar a mayores tasas de emisión de PM (Jian *et al.*, 2012). Consiguientemente, se puede inferir que la humedad relativa y temperatura influyen directamente en la concentración de PM de los cuadrantes que, a su vez, explica las concentraciones de PM atípicas en el cuadrante 6 que se deben a las condiciones alto grado de humedad relativa y baja temperatura presente en el día muestreado.

Se agruparon los cuadrantes según la distancia a la que se encuentren del centro (ANEXO IV). La tabla 4.3 muestra la concentración promedio de  $PM_{2.5}$  y  $PM_{>2.5}$  según la distancia a la que se encuentre del centro. Dado que el cuadrante 6 presenta valores discrepantes, éste fue excluido de los cálculos posteriores. En cuanto a la concentración de  $PM_{2.5}$ , el valor más alto se obtuvo del área intermedia del parque (región con una distancia mayor a 50 m del centro) que fue de  $32.244 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , siguiendo la región del centro con  $25.247 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y la región más lejana (distancia mayor a 100 m del centro) con una concentración de  $24.836 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Fig. 4.10). Mientras que, la mayor concentración de  $PM_{>2.5}$  fue encontrada en la región central con un valor de  $477.376 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , siguiendo con  $255.097 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en la región intermedia con una distancia mayor a 50 m del centro y  $226.921 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en la región con una distancia mayor a 100 m del centro (Fig. 4.11).

**Tabla 4.3 Concentración de  $PM_{2.5}$  y  $PM_{>2.5}$  promedio con su desviación estándar en las distancias establecidas.**  
N= 1529

|  | $PM_{2.5}$               | $PM_{>2.5}$             |
|--|--------------------------|-------------------------|
| <b>Región central</b><br><b>n= 121</b> | $25.247 \pm 3.812^a$     | $477.376 \pm 39.296^a$  |
| <b>&gt; 50 m</b><br><b>n = 473</b>     | $32.244 \pm 17.787^b$    | $255.097 \pm 60.163^a$  |
| <b>&gt; 100 m</b><br><b>n= 935</b>     | $24.836 \pm 11.584^{ab}$ | $226.921 \pm 126.422^a$ |

<sup>a,b</sup> Los valores en columnas seguidos por diferentes letras son significativamente diferentes ( $p < 0.05$ )

<sup>22</sup> Formación de partículas pequeñas y estables por medio de fluctuaciones térmicas (Salvador, P., y Artiñano, 2000)

<sup>23</sup> Proceso donde las partículas realizan movimientos aleatorios, produciendo choques entre ellas, dando lugar a partículas de mayor tamaño (Salvador, P., y Artiñano, 2000)

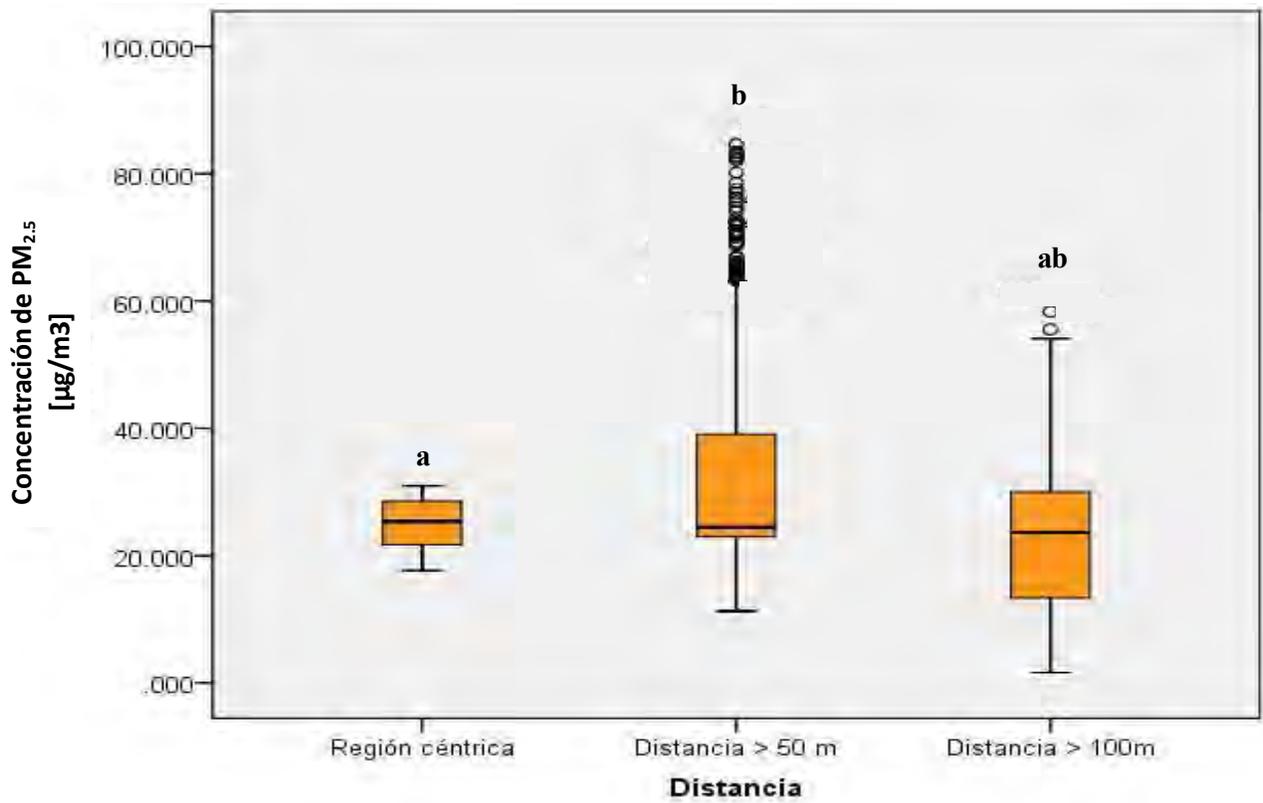


Figura 4.10 Concentración de  $PM_{2.5}$  de los cuadrantes según su distancia al centro  
<sup>a,b</sup> Los valores en columnas seguidos por diferentes letras son significativamente diferentes ( $p < 0.05$ )

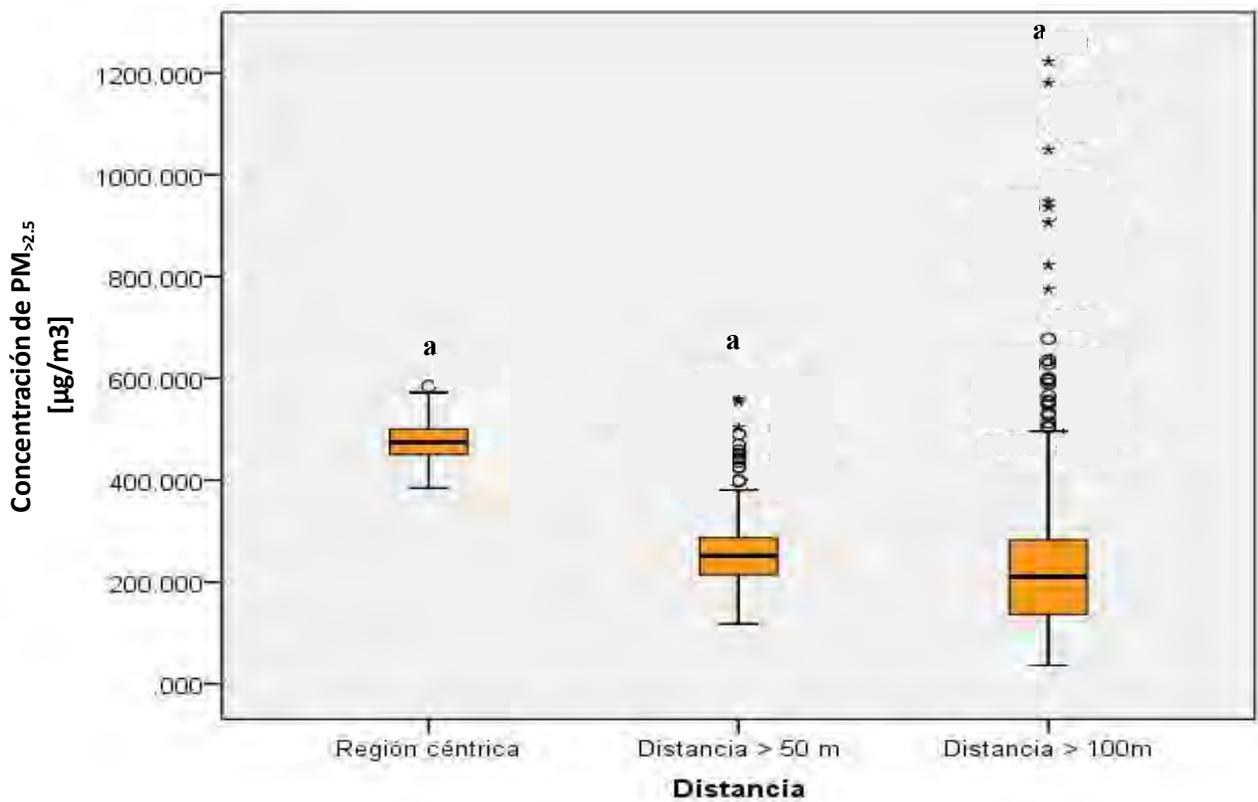


Figura 4.11 Concentración de  $PM_{>2.5}$  de los cuadrantes según su distancia al centro  
<sup>a,b</sup> Los valores en columnas seguidos por diferentes letras son significativamente diferentes ( $p < 0.05$ )

Sí se encontraron diferencias significativas en la concentración de  $PM_{2.5}$  la región con una distancia mayor a 100 m con respecto a la región central y la región con una distancia mayor a 50 m ( $p < 0.05$ ). Igualmente, hubo diferencias significativas en la concentración de  $PM_{>2.5}$  de todas las regiones (centro, < 50 m, < 100 m) ( $p < 0.05$ ).

La concentración de  $PM_{2.5}$  en las distintas regiones no varió considerablemente, mientras que la concentración de  $PM_{>2.5}$  sí fue notablemente mayor en la zona central del parque, 1.8 veces más que en las otras regiones. La razón por la cual la concentración de  $PM_{2.5}$  y  $PM_{>2.5}$  fue mayor en el área central y en la zona con una distancia mayor a 50 m puede ser por la presencia, como ya se mencionó anteriormente, de la feria con juegos mecánicos en el centro del parque y por el funcionamiento de un tren que recorre el parque, lo cual sugiere que dichas fuentes contribuyen principalmente a la concentración de PM presente en el parque y no de los automóviles que circulan en las avenidas colindantes a éste como se tenía planteado. Además, las fuentes mencionadas pueden explicar la mayor concentración de  $PM_{>2.5}$  con respecto a  $PM_{2.5}$ , ya que éstas generan más cantidades de PM con un tamaño mayor de partícula, así como, la presencia de erosión del suelo que promueva la resuspensión de la tierra.

No obstante, los cuadrantes con los que se establecieron las regiones son pocos, por lo que se requiere en futuros estudios considerar más cuadrantes en cada región para poder estimar de manera más precisa la concentración de PM en el parque.

Por otro lado, el promedio de la concentración de  $PM_{2.5}$  y  $PM_{>2.5}$  de los 14 días muestreados se presenta en la figura 4.12A y en la figura 4.12B, respectivamente. Cabe señalar que las gráficas en la figura 4.8 fueron ajustadas, excluyendo al cuadrante 6 que tiene valores discrepantes o atípicos con respecto a los demás. Esto fue necesario debido a que el comportamiento promedio de la concentración de PM varía considerablemente en la ausencia o presencia del cuadrante 6, al excluirlo se atenúa la curva y decrece la concentración promedio de  $PM_{>2.5}$  y  $PM_{2.5}$ . Por tal motivo, se consideró necesario ajustar las concentraciones de  $PM_{>2.5}$  y  $PM_{2.5}$  con el objetivo de no sobreestimar los resultados obtenidos.

La concentración promedio de  $PM_{2.5}$  (Fig. 4.12A) tuvo una variación de  $16.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  hasta  $35.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , donde presenta un pico máximo al principio del periodo de monitoreo; lo cual puede deberse a la presencia de mayor circulación y actividad en el parque, así como al final del periodo de muestreo, ya que tiene proximidad a un gran número de escuelas. No obstante, la concentración promedio de  $PM_{2.5}$  de los cuadrantes no rebasa el valor límite permisible ( $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

La concentración promedio de  $PM_{>2.5}$ , véase figura 4.12B, osciló entre  $149.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  y  $359.28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Se puede observar una gran variación y una gran cantidad de picos en la curva, la cual va decreciendo durante el día. Tales variaciones pueden ser por las diversas actividades realizadas en la zona de estudio, ya que se cubrieron todos los días de la semana en el muestreo y dependiendo del día de la semana en el que se llevó a cabo cada cuadrante, la actividad se intensificaba o reducía. Adicionalmente, la concentración de  $PM_{>2.5}$  superó parcialmente el valor límite permisible para PST ( $260 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Comparando ambas gráficas, la concentración de  $PM_{>2.5}$  fue mayor que la de  $PM_{2.5}$  en todos los cuadrantes. Como se mencionó anteriormente, puede ser debido a la presencia de juegos mecánicos, operatividad del tren utilizado e instalación de puestos móviles de comida dentro del parque. Se debe considerar que la mayor parte del suelo en el parque se encuentra altamente degradada, por lo que contribuye a la resuspensión de PM en el aire en presencia de movimiento.

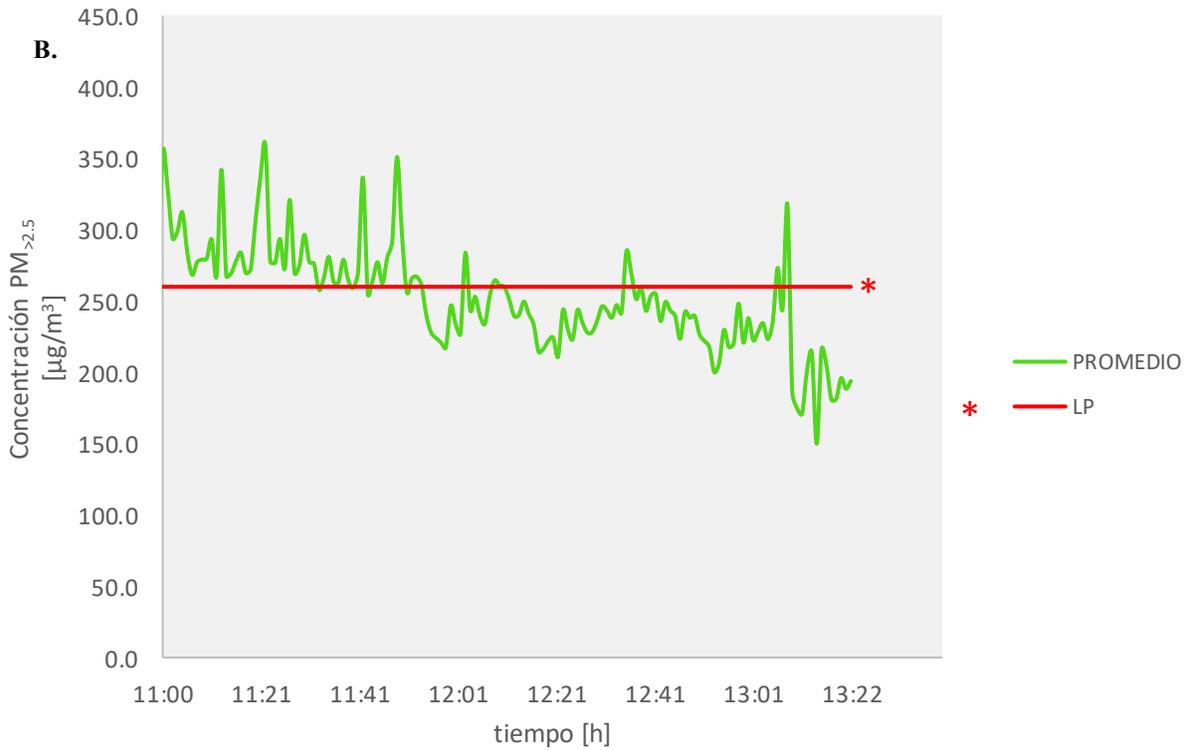
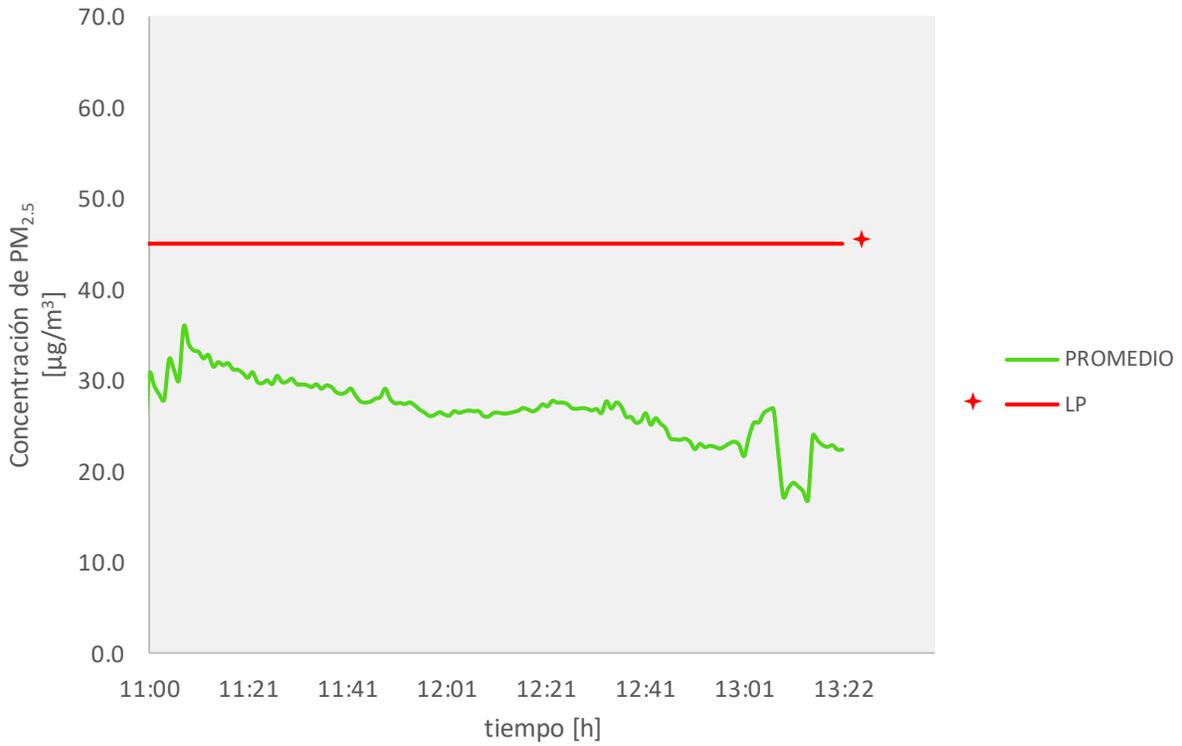


Figura 4.12 **A.** Concentración promedio de  $PM_{2.5}$  de los cuadrantes, en el periodo de muestreo 11:00 a 13:00, en unidad de  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . **B.** Concentración promedio de  $PM_{>2.5}$  de los cuadrantes en el periodo de muestreo. \*LP: límite permisible NOM-025-SSA1-2014 ( $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$  promedio de 24h) \*LP: límite permisible PST NOM-024-SSA1-1993 ( $260 \mu\text{g}/\text{m}^3$  promedio de 24h).

En la tabla 4.4, se compararon las concentraciones de PM<sub>2.5</sub> y PM<sub>>2.5</sub> registradas entre la estación BJU de la RAMA y los datos obtenidos *in situ* en los 14 días muestreados en el horario establecido (ANEXO V). La concentración promedio de PM<sub>2.5</sub> en la estación de BJU registró 38.667 ± 16.679 µg/m<sup>3</sup>, con un intervalo entre 4 y 71 µg/m<sup>3</sup>. En cambio, la concentración *in situ* promedio de PM<sub>2.5</sub> fue de 36.359 ± 3.384 µg/m<sup>3</sup> con una variación entre 16.808 y 35.908 µg/m<sup>3</sup>. Para la concentración de PM<sub>>2.5</sub>, se comparó con la concentración de PM<sub>10</sub> registradas en la estación BJU. Se registró en la estación BJU que la concentración promedio de PM<sub>10</sub> fue de 62.795 ± 22.564 µg/m<sup>3</sup>, las cuales alcanzaron valores de 10 µg/m<sup>3</sup> hasta 110 µg/m<sup>3</sup>, mientras que la concentración promedio de PM<sub>>2.5</sub> *in situ* fue de 319.141 ± 37.055 µg/m<sup>3</sup>, donde las observaciones variaron de 149.808 a 359.279 µg/m<sup>3</sup>.

**Tabla 4.4 Concentración de PM<sub>2.5</sub> y PM<sub>>2.5</sub> registrada en la estación BJU de la RAMA y los valores registrados *in situ* en los 14 días de muestreo, en unidades de µg/m<sup>3</sup>**

|          | PM <sub>2.5</sub> |                | PM <sub>&gt;2.5</sub>   |   |
|----------|-------------------|----------------|-------------------------|---|
|          | BJU               | <i>in situ</i> | BJU (PM <sub>10</sub> ) | <i>in situ</i> (PM <sub>&gt;2.5</sub> ) |
| Promedio | 38.667 ± 16.679   | 36.359 ± 3.384 | 62.795 ± 22.564         | 319.141 ± 37.055                        |
| Máximo   | 71                | 35.908         | 110                     | 359.279                                 |
| Mínimo   | 4                 | 16.808         | 10                      | 149.808                                 |

La concentración promedio de PM<sub>2.5</sub> registrada en la estación BJU no dista considerablemente de la concentración obtenida *in situ*, aunque el rango es mayor en la estación BJU que en los datos registrados *in situ*. Sin embargo, la concentración promedio de PM<sub>>2.5</sub> *in situ* es considerablemente mayor a la concentración de PM<sub>10</sub> registrada en la estación BJU, asimismo, el rango fue mucho mayor *in situ* que el de la estación BJU. Esto señala que hay una mayor concentración de partículas de mayor tamaño que, como se mencionó, se puede atribuir al polvo generado por la degradación del suelo y por la presencia de una construcción enfrente del parque. Además, se debe considerar que la estación BJU se encuentra ubicada en la parte superior de una edificación, por lo que se esperaría que la concentración de PM<sub>10</sub> sea menor en la estación dado el peso de las PM<sub>10</sub> (en comparación con PM<sub>2.5</sub>), que hace que permanezcan un menor tiempo suspendidas y a una menor altura. La concentración de PM<sub>2.5</sub> se mantuvo aproximadamente similar entre la estación BJU y los datos en campo, ya que el menor peso de las partículas facilita la dispersión a lo largo y alto de la zona. Cabe destacar que, los datos que se consideran principalmente son los obtenidos *in situ*, ya que es la exposición a la que realmente se enfrenta la población. Sin embargo, se necesita un monitor con una mayor restricción y sensibilidad para medir el PM de distintos tamaños, especialmente de PM<sub>2.5</sub> y PM<sub>10</sub>.

#### **Intercepción de PM de las especies seleccionadas**

La tabla 4.5 muestra la intercepción de PM, en unidades de g/m<sup>2</sup>, la estimación por dosel en kg, el área foliar en cm<sup>2</sup> y el área del dosel en m<sup>2</sup> de las 5 especies muestreadas.

El potencial de intercepción de PM varió desde un máximo de 142.81 g/m<sup>2</sup> en *Ligustrum lucidum* y un mínimo de 29.26 g/m<sup>2</sup> en *Eriobotrya japonica*. La tendencia de intercepción de PM en g/m<sup>2</sup> entre las especies fue *L. lucidum* > *F. benjamina* > *U. parvifolia* > *F. retusa* > *E. japonica* (Fig. 4.13). Se encontraron diferencias estadísticamente significativas de *L. lucidum* y *F. benjamina* respecto a *E. japonica* ( $p < 0.05$ ).

La intercepción por dosel, dada en unidades de kg, de las 5 especies muestreadas osciló entre 4.26 kg en *F. benjamina* y 0.46 kg en *E. japonica*. La intercepción del dosel entre las especies tendió de la siguiente manera: *F. benjamina* > *F. retusa* > *L. lucidum* > *U. parvifolia* > *E. japonica* (Fig. 4.14). Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas entre las especies arbóreas ( $p = 0.29$ ).

El área foliar tuvo una fluctuación entre 128.18 cm<sup>2</sup> en *E. japonica* y 27.47 cm<sup>2</sup> en *F. benjamina*. La jerarquía entre las especies según su área foliar fue *E. japonica* > *U. parvifolia* > *F. retusa* > *L. lucidum* > *F. benjamina*. Diferencias estadísticamente significativas fueron encontradas en *L. lucidum* y *F. benjamina* con *E. japonica* ( $p < 0.05$ ).

Finalmente, el área del dosel dispone de un rango entre 53.14 m<sup>2</sup> en *F. retusa* y 17.44 m<sup>2</sup> en *U. parvifolia*. Según su área de dosel la tendencia de las especies fue *F. retusa* > *E. japonica* > *F. benjamina* > *L. lucidum* > *U. parvifolia*. No obstante, no se encontraron diferencias significativas entre las especies arbóreas ( $p = 0.391$ ).

A pesar de que *E. japonica* presenta hojas rugosas, característica que favorece movimientos turbulentos y la deposición de PM, fue la especie con menor capacidad de intercepción de PM en g/m<sup>2</sup>. Mientras que, *L. lucidum* y *F. benjamina* tuvieron una mayor capacidad de interceptar PM. Éstas presentan hojas brillantes con ceras en la superficie foliar, característica que puede influir en su potencial de intercepción de PM, ya que encapsula el PM, así evitando que pueda resuspenderse por el viento o lluvia (Chen *et al.*, 2015; Dzierzanowski *et al.*, 2011).

**Tabla 4.5 Intercepción de PM promedio y desviación estándar en unidades de g/cm<sup>2</sup>, estimación de intercepción PM promedio por dosel, en unidades de g, área foliar, en cm<sup>2</sup> y área del dosel, en m<sup>2</sup>, de las especies arbóreas seleccionadas. N=55**

| Especies                           | Intercepción (g/m <sup>2</sup> ) | Intercepción por dosel (kg) | Área foliar (cm <sup>2</sup> ) | Área dosel (m <sup>2</sup> ) |
|------------------------------------|----------------------------------|-----------------------------|--------------------------------|------------------------------|
| <i>Ficus benjamina</i><br>n=21     | 139.41 ± 110.33 <sup>a</sup>     | 4.26 ± 5.62                 | 27.47 ± 7.41 <sup>a</sup>      | 23.45 ± 21.65                |
| <i>Ficus retusa</i><br>n= 4        | 49.26 ± 47.64                    | 2.12 ± 1.62                 | 62.34 ± 48.59                  | 53.14 ± 69.65                |
| <i>Ligustrum lucidum</i><br>n=17   | 142.81 ± 114.23 <sup>b</sup>     | 1.81 ± 3.01                 | 38.86 ± 15.56 <sup>b</sup>     | 17.74 ± 30.49                |
| <i>Ulmus parvifolia</i><br>n=3     | 67.02 ± 14.66                    | 0.94 ± 0.67                 | 66.50 ± 22.48                  | 17.44 ± 14.00                |
| <i>Eriobotrya japonica</i><br>n=10 | 21.41 ± 28.77 <sup>ab</sup>      | 0.46 ± 0.50                 | 128.18 ± 57.12 <sup>ab</sup>   | 44.17 ± 90.76                |

<sup>a,b</sup> Los valores en columnas seguidos por diferentes letras son significativamente diferentes ( $p < 0.05$ )

Además, el tamaño del dosel es un factor que puede intervenir en la intercepción de PM (Beckett, Freer-Smith y Taylor, 2000). Pese que *E. japonica* posee un área de dosel mayor que *L. lucidum* y *F. benjamina*, ésta en la zona de estudio disponía de un pobre follaje que carecía de densidad de hojas y ramas, lo que no impide el paso del PM permitiendo una mayor dispersión del mismo. Mientras que,

*L. lucidum* y *F. benjamina* cuentan con un follaje altamente denso que obstaculiza el esparcimiento de PM, así facilitando la deposición de PM en las hojas que da lugar a la intercepción de éste.

Se hizo la correlación de Spearman entre la intercepción foliar y el área foliar de cada especie, sin embargo, no se encontró asociación alguna entre las variables ( $p = 0.267$ ). Así mismo, se hizo una correlación de Spearman entre la intercepción por dosel y el área del dosel de las especies, donde tampoco se encontró una relación entre las variables ( $p = 0.515$ ). Esto puede deberse a que, como ya se mencionó anteriormente, el tamaño de muestra fue pequeño e irregular entre las especies y la dispersión dentro de cada especie fue amplia, lo que puede sobreestimar o subestimar los resultados obtenidos.

Conjuntamente, la diferencia de concentración de PM interceptado entre *L. lucidum* y *F. benjamina* es aproximadamente el doble que en las otras especies. Aunque *F. retusa* posee hojas con una anatomía similar a *F. benjamina*, debido al tamaño de muestra pequeño ( $n = 4$ ), los resultados derivados de ésta no representan la intercepción de la especie en la zona de estudio. De igual forma ocurre con *U. parvifolia* con un tamaño de muestra considerablemente pequeño ( $n = 3$ ).

La estimación de la intercepción de PM, tanto  $g/m^2$  como por dosel, se está considerando que es homogénea en todos los estratos del dosel, sin embargo, se debe considerar que existe un gradiente de deposición e intercepción de PM en la extensión del parque como en los estratos de altura presentes en éste. También, se deben considerar otros factores que pueden influenciar la intercepción de PM como es la velocidad del viento, la porosidad del follaje, velocidad de deposición de PM, flujo de PM, densidad del dosel (Beckett *et al.*, 2000; Chen *et al.*, 2015; Lohr y Pearson-Mims, 1996; Nowak *et al.*, 2006; Schaubroeck *et al.*, 2014).

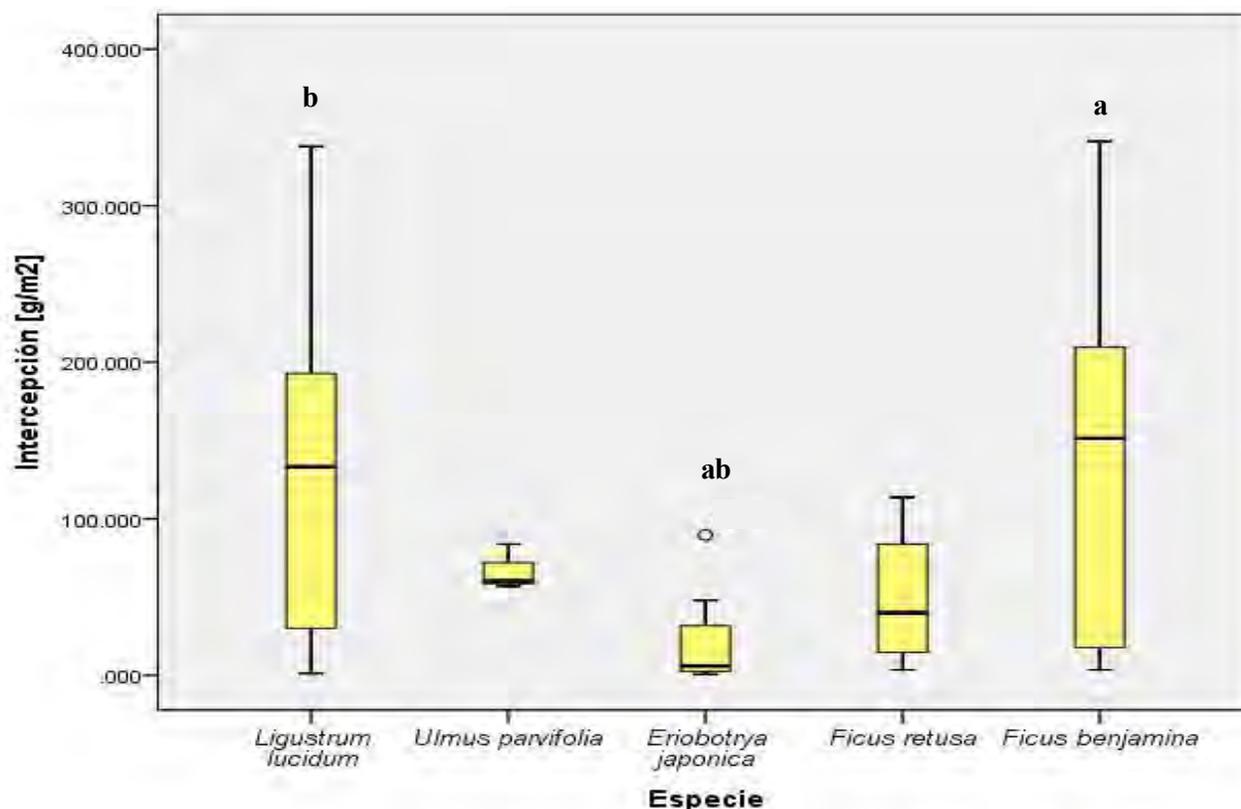


Figura 4.13 Concentración de PM interceptado, en unidades de  $g/m^2$ , de las 5 especies muestreadas  
<sup>a,b</sup> Los valores en columnas seguidos por diferentes letras son significativamente diferentes ( $p < 0.05$ )

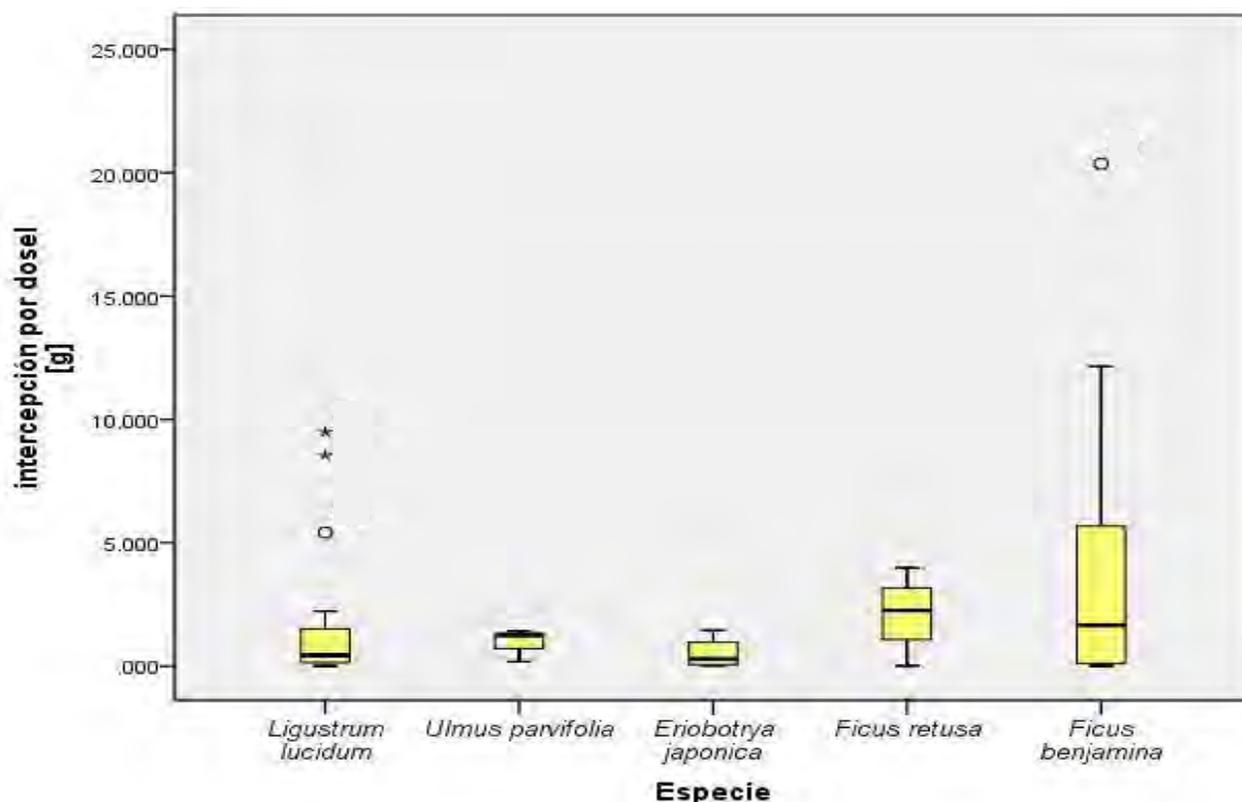


Figura 4.14 Estimación de PM interceptado por dosel, en unidades de kg, de las 5 especies muestreadas.

Aun así, la intercepción de todas las especies arbóreas es considerable, lo que sugiere una potencial participación en el mejoramiento de la calidad del aire, particularmente, por PM.

Cabe señalar, que las mayores limitantes al realizar el estudio fueron la disponibilidad de los equipos utilizados y de las especies, ya que varias de las especies se encontraban dentro de zonas de acceso restringido. Además, la dispersión de las especies se encontraba seccionada, ya que algunas especies se encontraban mayormente concentradas en algunas porciones del parque (ANEXO VI). Se debe tomar en cuenta que no se consideró la intercepción obtenida de las especies en función del tiempo, dado que fue una colecta puntual.

### ***Índice de tolerancia a la contaminación atmosférica***

El ITCA y las características bioquímicas evaluadas de las 5 especies arbóreas se muestran en la tabla 4.6.

Se observó en el contenido de clorofila total un rango de 0.48 mg/g P.F. en *F. retusa* a 0.89 mg/g P.F. en *U. parvifolia*. El orden de las especies según su contenido de clorofila total fue *U. parvifolia* > *F. benjamina* > *L. lucidum* = *E. japonica* > *F. retusa* (Fig. 4.15). Sí se encontraron diferencias significativas entre las especies ( $p < 0.05$ ), teniendo que *L. lucidum* difiere estadísticamente con respecto a *F. benjamina* y *U. parvifolia*, las cuales tienen los valores más altos de clorofila total.

El contenido total de ácido ascórbico (AsA) varió de 6.56 mg/g P.F. en *F. retusa* a 10.80 mg/g P.F. en *F. benjamina*. Siendo el *F. benjamina* la especie con el valor más alto de AsA, seguido de *U. parvifolia*, *L. lucidum*, *E. japonica* y *F. retusa* (Fig. 4.16). No hubo diferencias estadísticamente significativas entre las especies ( $p = 0.114$ ).

El rango de variación del pH fue de 6.17 en *E. japonica* hasta 7.85 en *F. retusa*. La tendencia del pH en las especies muestreadas fue *F. retusa* > *U. parvifolia* > *F. benjamina* > *L. lucidum* > *E. japonica* (Fig. 4.17). Diferencias significativas fueron encontradas entre *F. retusa* con respecto a *L. lucidum* y *E. japonica* y también entre *F. benjamina* con *L. lucidum* y *E. japonica* ( $p < 0.05$ ).

El Contenido Relativo de Agua fluctuó entre 93.01% en *F. benjamina* y 69.59% en *E. japonica*. La tendencia del CRA fue *F. benjamina* > *L. lucidum* > *F. retusa* > *U. parvifolia* > *E. japonica* (Fig. 4.18). Se encontraron diferencias entre *F. benjamina* y *L. lucidum* en relación con *E. japonica* ( $p < 0.05$ ).

Por último, el ITCA osciló entre 12.21 en *E. japonica* y 17.20 en *F. benjamina*, donde el orden de las 5 especies según su ITCA fue *F. benjamina* > *U. parvifolia* > *L. lucidum* > *F. retusa* > *E. japonica* (Fig. 4.19). Sí se hallaron diferencias estadísticamente significativas entre *F. benjamina* referente a *L. lucidum* y *E. japonica* ( $p < 0.05$ ).

**Tabla 4.6 Evaluación del Índice de Tolerancia a la Contaminación Atmosférica (ITCA) de las especies de plantas determinadas en el Parque Francisco Villa. N=57**  
AsA: ácido ascórbico. CRA: Contenido Relativo de Agua

| Especie                              | Clorofila<br>(mg/g P.F.)  | AsA<br>(mg/g P.F.) | pH                        | CRA<br>(%)                  | ITCA                       |
|--------------------------------------|---------------------------|--------------------|---------------------------|-----------------------------|----------------------------|
| <i>Ligustrum lucidum</i><br>n = 18   | 0.50 ± 0.29 <sup>ab</sup> | 8.70 ± 4.36        | 6.32 ± 0.57 <sup>ac</sup> | 90.82 ± 6.00 <sup>a</sup>   | 14.77 ± 2.93 <sup>a</sup>  |
| <i>Ulmus parvifolia</i><br>n = 3     | 0.89 ± 0.06 <sup>a</sup>  | 8.98 ± 1.82        | 7.79 ± 0.75               | 76.78 ± 5.85                | 15.16 ± 2.29               |
| <i>Eriobotrya japonica</i><br>n = 11 | 0.50 ± 0.10               | 8.16 ± 2.14        | 6.17 ± 0.41 <sup>bc</sup> | 69.59 ± 11.98 <sup>ab</sup> | 12.21 ± 1.91 <sup>ab</sup> |
| <i>Ficus retusa</i><br>n = 4         | 0.48 ± 0.12               | 6.56 ± 3.14        | 7.85 ± 0.82 <sup>ab</sup> | 83.52 ± 10.92               | 13.48 ± 2.18               |
| <i>Ficus benjamina</i><br>n = 21     | 0.83 ± 0.73 <sup>b</sup>  | 10.80 ± 4.07       | 7.17 ± 1.01 <sup>c</sup>  | 93.01 ± 6.05 <sup>b</sup>   | 17.20 ± 2.87 <sup>b</sup>  |

<sup>a,b,c</sup> Los valores en columnas seguidos por diferentes letras son significativamente diferentes ( $p < 0.05$ )

En la figura 4. 15 se muestra el contenido de clorofila de las 5 especies, en la cual se puede observar que la dispersión no fue apreciable en comparación con las figuras restantes. Pese a que los resultados observados no son equivalentes a las observaciones reportadas por Agbaire y Esiefarienne (2009), Liu y Ding (2008), Rai y Panda (2014) y Sadeghian y Mortazaienezhad (2012), ya que les dan hasta el doble en los valores del contenido de clorofila. Sin embargo, Das y Prasad (2010) reporta valores similares a los hallados en este trabajo. Esto puede deberse a la diversidad de técnicas para cuantificar el contenido de clorofila, durante el desarrollo de la metodología la técnica de extracción de clorofila total fue la más difícil de seguir, debido a la facilidad de la acetona al 80% de evaporarse perdiendo contenido de la muestra. A su vez, el contenido de clorofila total es usado como un índice de

productividad de la planta, así como el crecimiento y el desarrollo de biomasa. Se tiene evidencia que alto contenido de clorofila favorece la tolerancia a la contaminación (Rai y Panda, 2014). Por lo que *U. parvifolia* y *F. benjamina* presentan los valores más altos de clorofila sugiriendo la capacidad de tolerar contaminantes atmosféricos como PM.

En cuanto al contenido de AsA mostrado en la figura 4.16, se puede observar que *F. benjamina* presenta una amplia dispersión, sin embargo, es la especie con un mayor contenido de AsA. El AsA es un parámetro bioquímico fundamental para la capacidad tolerante de la planta a la contaminación atmosférica, ya que está involucrado en la defensa y división celular de estresores ambientales como PM (Liu y Ding, 2008). Por tanto, los resultados obtenidos sugieren que *F. benjamina* es la especie más tolerante en función del AsA y *F. retusa* la más sensible.

El pH de las 5 especies (Fig. 4.17) muestra que hay variación entre las especies, así como la dispersión dentro de cada especie fue considerablemente grande. Valores cercanos a 7 tienen una mayor tolerancia mientras que valores lejanos, ya sean ácidos o básicos, sugieren una menor tolerancia a estresores (Singh *et al.*, 1991). De modo que *F. benjamina* y *F. retusa* son las especies con valores neutros que indican una mayor capacidad de tolerar contaminantes.

Por otro lado, el CRA mantiene el balance fisiológico en las células vegetales. En la figura 4.18 se muestra las diferencias de CRA entre las especies, en éstas se observa una amplia dispersión dentro de las especies que se puede deber a los distintos tamaños muestrales. Así, *F. benjamina* y *L. lucidum* son las especies con un mayor CRA que indica un mayor balance celular a contaminantes atmosféricas, mientras que *E. japonica* es la especie con una menor capacidad de mantener su balance celular.

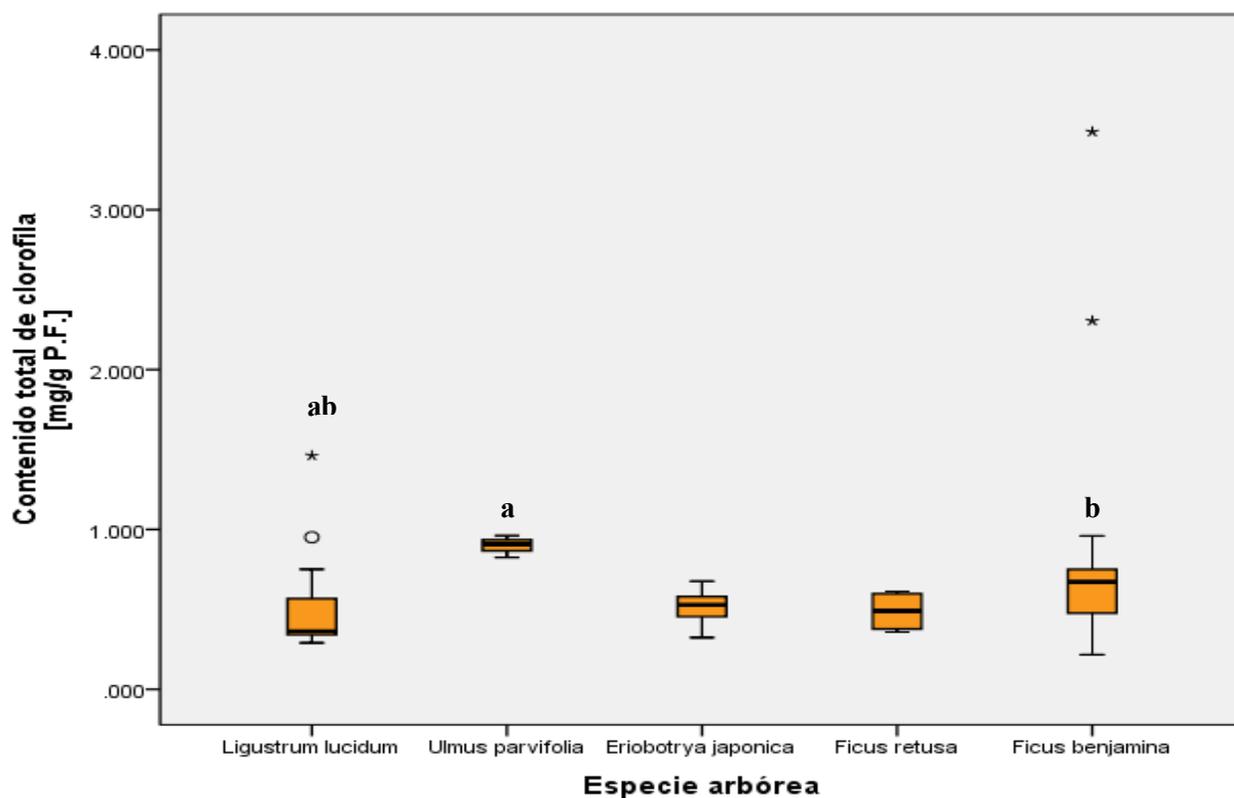


Figura 4.15 Contenido de clorofila total, en mg por g de Peso Fresco, de las 5 especies muestreadas. <sup>a,b,c</sup> Los valores en columnas seguidos por diferentes letras son significativamente diferentes ( $p < 0.05$ )

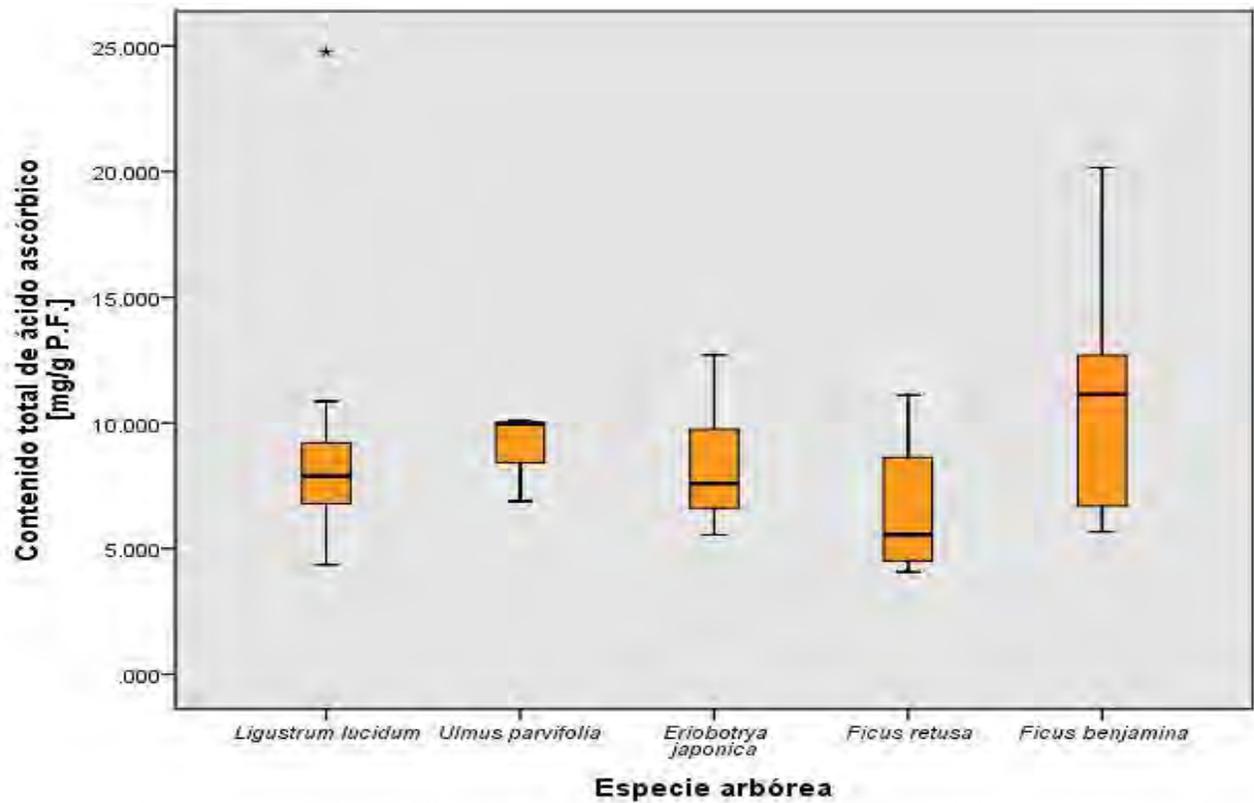


Figura 4.16 Contenido total de ácido ascórbico, en mg por g de Peso Fresco, de las especies muestreadas.

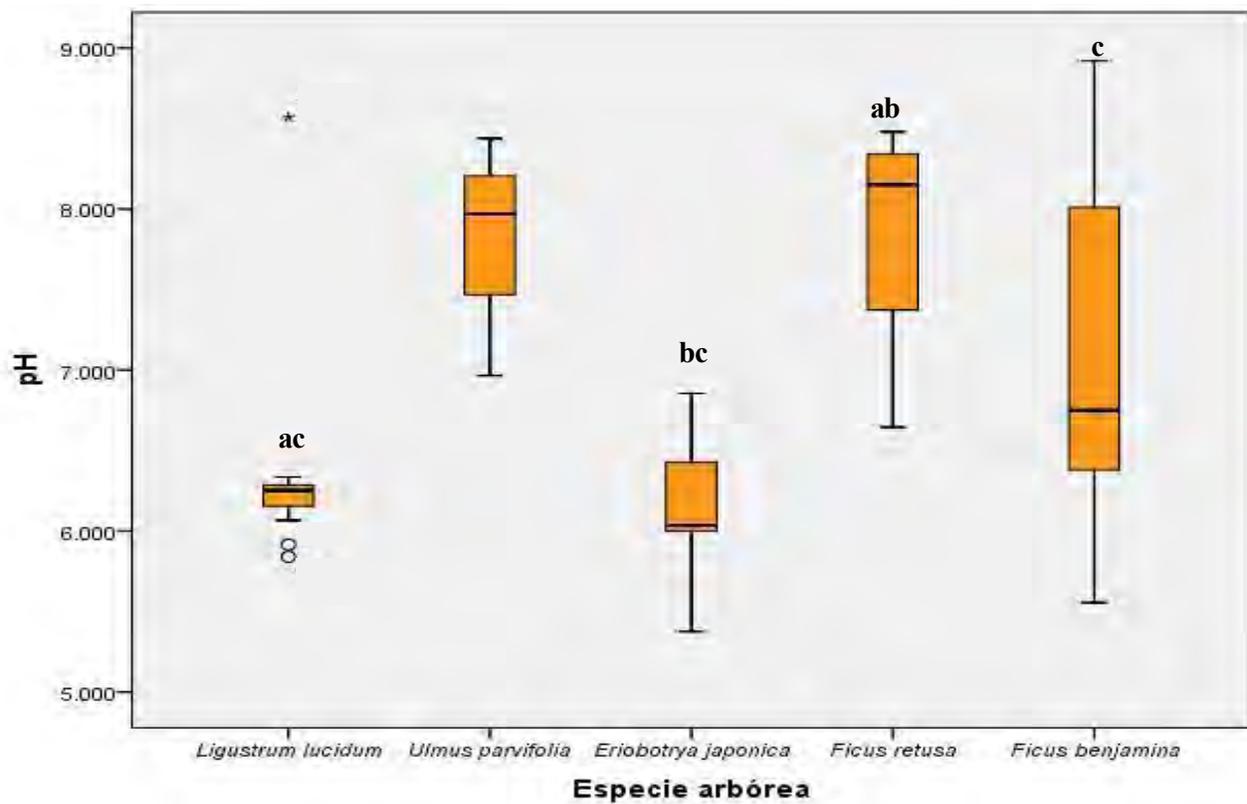


Figura 4.17 Contenido de pH, sin unidades, de las 5 especies muestreadas.

<sup>a,b,c</sup> Los valores en columnas seguidos por diferentes letras son significativamente diferentes ( $p < 0.05$ )

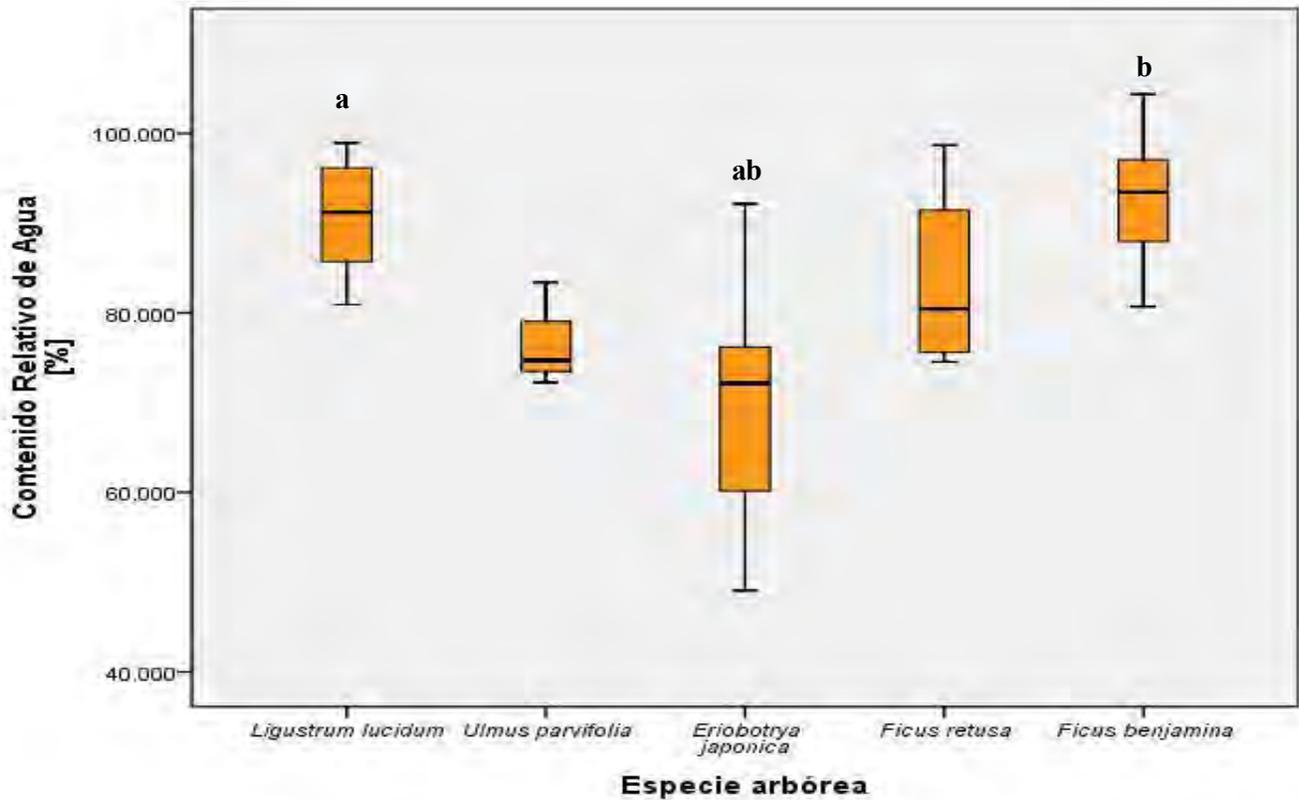


Figura 4.18 Contenido Relativo de Agua, en porcentaje (%), de las 5 especies muestreadas.  
<sup>a,b,c</sup> Los valores en columnas seguidos por diferentes letras son significativamente diferentes ( $p < 0.05$ )

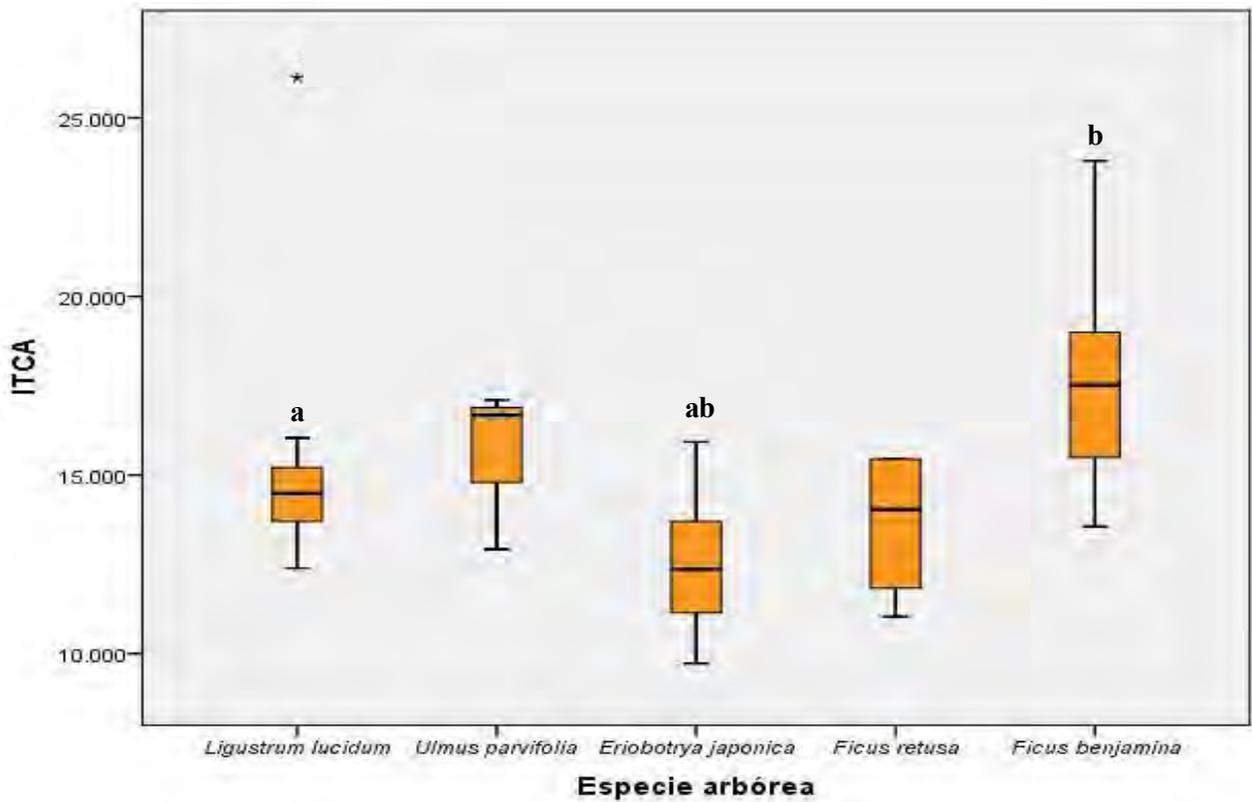


Figura 4.19 Índice de Tolerancia a la Contaminación Atmosférica, adimensional, de las 5 especies muestreadas.

<sup>a,b,c</sup> Los valores en columnas seguidos por diferentes letras son significativamente diferentes ( $p < 0.05$ )

Como se puede distinguir, *E. japonica* tiene valores bajos en cada uno de los parámetros bioquímicos evaluados. Esto se puede deber al estado en el que se encontraron los individuos en campo, ya que la mayoría de éstos presentaban síntomas de enfermedades como decoloración en sus hojas o severas particiones de las hojas causadas por mordidas de insectos, lo que sugiere presencia de plaga en esta especie. Sin embargo, no se midieron y observaron con detenimiento tales signos, dado que no fue uno de los objetivos descritos para este trabajo.

Evaluando cada parámetro bioquímico individualmente, es difícil clasificar estas 5 especies según su tolerancia, ya que varían según el parámetro que se considere. Por tanto, la conjunción de éstos es crucial para su análisis, así con la aplicación del ITCA se proponen resultados estandarizados con el fin de compararlos a nivel local y mundial.

La figura 4.19 muestra el ITCA obtenido de las 5 especies, sin unidades. Basándose en la escala de valoración de Singh *et al.* (1991), véase tabla 4.7, se propone que *F. benjamina* es una especie moderadamente tolerante, mientras que *F. retusa*, *L. lucidum* y *U. parvifolia* son especies intermedias y *E. japonica* está indicada como una especie sensible a la contaminación atmosférica, incluyendo el PM.

Se debe considerar que los valores obtenidos son resultados de especies que ya se encuentran expuestas a la contaminación presente en el parque. Por tanto, se necesitaría conocer los valores basales del ITCA para cada especie con ejemplares en ambientes controlados y compararlos para así tener un panorama más claro de la susceptibilidad de las especies.

**Tabla 4.7 Escala de valoración según el ITCA obtenido.**

| <b>Valor de ITCA</b> | <b>Susceptibilidad a contaminación atmosférica</b> |
|----------------------|--|
| <b>≤ 12</b>          | Sensible   |
| <b>13-16</b>         | Intermedio   |
| <b>17-20</b>         | Moderadamente tolerante                            |
| <b>&gt; 20</b>       | Tolerante  |

#### ***Integración de resultados de intercepción de PM e ITCA en las especies seleccionadas***

En síntesis, la tabla 4.8 muestra el orden de las 5 especies, de mayor a menor, de acuerdo a su capacidad de intercepción de PM y su tolerancia a la contaminación atmosférica; con la finalidad de determinar la especie más apta para la mitigación de PM. Se le asignó a cada especie una letra con el objetivo de identificar visualmente la posición de cada especie según el parámetro evaluado.

Por lo que se refiere a la intercepción por g/m<sup>2</sup>, se puede observar que *L. lucidum* fue la especie que mayor PM intercepta entre las especies, no obstante, cuando se estimó la intercepción por dosel, ésta fue superada por *F. benjamina* y *F. retusa*, la cual se mantuvo en la misma posición tomando en cuenta su tolerancia a la contaminación atmosférica.

Por otro lado, se encontró que *F. benjamina* es una de las especies con mayor capacidad para interceptar, tanto por  $\text{g/m}^2$  como por dosel. Además, es la especie con mayor tolerancia a la contaminación atmosférica. De igual forma, *U. parvifolia* se encontró entre las especies con una interceptación media-baja y una tolerancia alta a la contaminación atmosférica. Probablemente, la baja interceptación de PM se puede atribuir a su escaso follaje y pequeño tamaño de dosel que se debe a la temporalidad de *U. parvifolia*; ya que el periodo de muestreo fue durante la época de invierno (Dic-Ene) y la especie es caducifolia, así perdiendo en dicha época su follaje.

**Tabla 4.8 Orden de las 5 especies muestreadas, de mayor a menor, según su interceptación por  $\text{g/m}^2$  y por dosel de PM e ITCA ( $p < 0.05$ ) \*.**

|             | Intercepción ( $\text{g/m}^2$ )           | Intercepción por dosel (kg)             | ITCA                                      |
|-------------|---|---|---|
| +<br>↓<br>- | <b>A.</b><br><i>Ligustrum lucidum</i> *   | <b>B.</b><br><i>Ficus benjamina</i>     | <b>B.</b><br><i>Ficus benjamina</i> *     |
|             | <b>B.</b><br><i>Ficus benjamina</i> *     | <b>D.</b><br><i>Ficus retusa</i>        | <b>C.</b><br><i>Ulmus parvifolia</i>      |
|             | <b>C.</b><br><i>Ulmus parvifolia</i>      | <b>A.</b><br><i>Ligustrum lucidum</i>   | <b>A.</b><br><i>Ligustrum lucidum</i> *   |
|             | <b>D.</b><br><i>Ficus retusa</i>          | <b>C.</b><br><i>Ulmus parvifolia</i>    | <b>D.</b><br><i>Ficus retusa</i>          |
|             | <b>E.</b><br><i>Eriobotrya japonica</i> * | <b>E.</b><br><i>Eriobotrya japonica</i> | <b>E.</b><br><i>Eriobotrya japonica</i> * |

Por el contrario, *E. japonica* y *F. retusa* se hallaron como las especies con menor capacidad de interceptar PM por  $\text{g/m}^2$  y con la menor tolerancia a la contaminación atmosférica. Sin embargo, dado el tamaño del dosel de *F. retusa* al estimar la interceptación de PM por dosel, ésta se encuentra entre las especies con mayor interceptación. Mientras que, *E. japonica* se mantuvo como la especie con menor capacidad de interceptación por dosel.

Sin embargo, se debe tomar en cuenta que las únicas especies que exhibieron valores significativos fueron *L. lucidum*, *F. benjamina* y *E. japonica*; dado que el tamaño de muestra es considerable ( $n = 18, 21, 11$ ; respectivamente) en comparación con *F. retusa* y *U. parvifolia* ( $n = 4, 3$ ; respectivamente).

Considerando los parámetros más importantes evaluados para la mitigación de PM, interceptación PM por  $\text{g/m}^2$  e ITCA, se puede observar que *L. lucidum*, *F. benjamina* y *U. parvifolia* fueron las especies más aptas para enfrentar la contaminación atmosférica. Mientras que, *F. retusa* y *E. japonica* fueron las especies más sensibles a la contaminación y con una baja interceptación de PM.

# C APÍTULO 5

## CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS

### *Conclusiones*

Aunque aún hay una trascendental y vital necesidad de aminorar las emisiones de PM dentro de la Ciudad de México, la información aquí expuesta sugiere que la futura planeación urbana debería concentrarse en incrementar el uso de especies que residan dentro de la Ciudad de México, con una gran capacidad de intercepción de PM y tolerancia a la contaminación atmosférica para utilizarse como una herramienta más efectiva y económica para la mitigación de PM. Dado que, la selección de especies apropiadas y prácticas de mejor manejo pueden mejorar los servicios ecosistémicos de la vegetación urbana, particularmente la mitigación de PM, así protegiendo a las áreas vulnerables que se encuentren dentro de zonas con altas concentraciones de contaminantes.

El trabajo de tesis actual presenta tentativamente la vegetación urbana que presenta beneficios para la mitigación de PM. Sin embargo, dado que es un estudio piloto que pretende sugerir especies aptas para mejorar la calidad de aire, a través de la evaluación de parámetros fundamentales que favorezcan la remoción de PM.

Sin embargo, se puede concluir que:

La concentración de  $PM_{>2.5}$  en el Parque Francisco Villa es mayor al valor límite permisible. Además, se halló que la humedad y temperatura del área de estudio influye directamente en la concentración de PM. Se encontró que la concentración  $PM_{2.5}$  y  $PM_{>2.5}$  fue mayor en la zona central del parque y a una distancia mayor a 50 m del centro, siendo la distancia más lejana al parque (distancia mayor a 100 del centro) aquella región con la concentración de  $PM_{2.5}$  y  $PM_{>2.5}$  más baja.

*Ligustrum lucidum* y *Ficus benjamina* fueron las especies con mayor capacidad de intercepción de PM en  $g/m^2$ , mientras que *Eriobotrya japonica* fue la especie con una menor intercepción de PM en  $g/m^2$ .

Por otro lado, se encontró que *Ficus benjamina* fue la especie con mayor tolerancia a la contaminación atmosférica, siendo ésta moderadamente tolerante; en cambio *Eriobotrya japonica* resultó ser una especie sensible a la contaminación atmosférica.

De la investigación de intercepción de PM y resistencia a la contaminación, *Ficus benjamina* resultó evaluada como la especie más adecuada para la intercepción de PM en el Parque Francisco Villa. En contraste, *Ficus retusa* y *Eriobotrya japonica* son las especies menos aptas para la intercepción de PM.

Este estudio revela que la evaluación de la intercepción de PM y la tolerancia a la contaminación atmosférica de diferentes especies de plantas pueden ser parámetros útiles al considerar especies adecuadas para la mitigación de PM.

### *Perspectivas*

Dado que el trabajo expuesto es un estudio piloto que integra dos parámetros normalmente evaluados por separado, se podría ampliar extensamente el estudio con la finalidad de obtener resultados complementarios y mejorar la calidad del mismo.

Primeramente, es necesario extender el periodo de muestreo para conseguir resultados más certeros y significativos, así como el horario de muestreo, en vez de ser por tres horas se podría ampliar a un monitoreo de medio día o diario. Así como, evaluar las especies de toda el área del parque, en vez de sólo ciertos cuadrantes, proporcionando información más completa del status del parque.

Además, se deben utilizar detectores de PM con un rango más restrictivo y con una mayor sensibilidad para obtener resultados más precisos. Se necesita conocer la composición del PM y caracterizar formalmente las fuentes de emisión locales.

Es necesario medir la concentración de PM dentro y fuera del parque simultáneamente para poder compararlos y cuantificar la intercepción del parque en su totalidad, así conociendo el porcentaje real que se mitiga gracias a la vegetación.

Por otro lado, se utilizó una versión simplista de la remoción de PM por la vegetación urbana, no obstante, ésta es mucho más compleja en la realidad. Por tanto, en estudios posteriores se debe considerar el patrón de deposición, ya que éste puede presentar altas y transitorias concentraciones de PM que cambiarán la deposición en la vegetación. Asimismo, el modelo de intercepción descrito en la tesis actual asume que la intercepción es homogénea en todas las hojas y no toma en cuenta la altura como un factor influyente, por lo que, se debe considerar el gradiente de intercepción.

Otro factor importante es evaluar es la velocidad del viento, ya que se tiene evidencia que juega un papel fundamental en la intercepción del PM en la vegetación, así como, la velocidad de deposición y flujo de PM, densidad del dosel y su porosidad (Beckett *et al.*, 2000; Chen *et al.*, 2015; Lohr y Pearson-Mims, 1996; Schaubroeck *et al.*, 2014). Se debe considerar en trabajos posteriores que la composición vegetal es primordial para una mayor intercepción de PM, por lo que, contar con el inventario de las especies arbóreas presentes en el área de estudio es de vital importancia. Además, se necesita considerar la intercepción de PM en función del tiempo para obtener una estimación más clara.

A pesar de que, actualmente, hay modelos y softwares que miden la remoción de PM donde consideran los factores descritos previamente (Nowak, 2000; Nowak *et al.*, 2006; Schaubroeck *et al.*, 2014), se necesitan comparar los modelos teóricos con datos empíricos, sin embargo, para poder llegar a dicha comparación se requiere evaluar cada factor en el área de estudio, lo que puede dificultar el avance del trabajo, dado el tiempo y dinero requerido para cada variable evaluada.

Otro enfoque importante de plantear es la captura de PM por la vegetación, así conociendo si metaboliza el PM que ingresa la vegetación.

Además, la comparación entre varios parques urbanos de la CDMX proporcionará información importante acerca de la intercepción de PM en las especies presentes y su tolerancia, dependiendo de la concentración de PM actual de cada parque.

Las propuestas anteriormente mencionadas justifican la necesidad de más investigación empírica en campo tanto local como nacional e internacional.

Definitivamente, la búsqueda de herramientas adecuadas y posibles para la mitigación de contaminantes atmosféricos, específicamente PM, es fundamental, siendo la vegetación urbana la herramienta más efectiva, económicamente posible y menos invasiva. Por lo que, análisis posteriores son necesarios con un tamaño de muestra mayor de las especies a estudiar.

Dichos estudios deben abarcar distintos aspectos para poder proponer las especies ideales para el entorno urbano, como su potencial alergénico causado por polen o fragmentos de hojas, daños a la infraestructura, emisiones de compuestos orgánicos volátiles por las plantas, además de los evaluados en la tesis actual. Esto con el fin de obtener elementos contundentes que lleven a plantear las especies vegetales urbanas ideales que se podrían introducir como especies mitigantes.

# BIBLIOGRAFÍA

- Agbaire, P. y Esiefarienrhe, E. (2009). Air Pollution tolerance indices (apti) of some plants around Otorogun Gas Plant in Delta State, Nigeria. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 13(1), 1119–8362. <http://doi.org/10.4314/jasem.v13i1.55251>
- Ahrens, C. D. (2008). Essentials of meteorology: an invitation to the atmosphere. *Book Chapter*, 473. <http://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>
- American Forests. (2015). Measuring Guidelines Handbook, 61–65.
- Arling, J., Connor, K. O. y Mercieca, M. (2010). Air Quality Sensor Network for Philadelphia.
- Asamblea Legislativa del Distrito Federal. Ley Ambiental del Distrito Federal, Gaceta Oficial del Distrito Federal (2000). Recuperado de [http://www.fimevic.df.gob.mx/documentos/transparencia/ley\\_local/LAmbientalDF.pdf](http://www.fimevic.df.gob.mx/documentos/transparencia/ley_local/LAmbientalDF.pdf)
- Banco Mundial. (2016). Población urbana (% del total). Recuperado Agosto 23, 2016, de <http://datos.bancomundial.org/indicador/SP.URB.TOTL.IN.ZS?end=2015&locations=MX&start=2015&view=bar>
- Beckett, K. P., Freer-Smith, P. H. y Taylor, G. (1998). Urban woodlands: Their role in reducing the effects of particulate pollution. *Environmental Pollution*, 99(3), 347–360. [http://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)00016-5](http://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)00016-5)
- Beckett, K. P., Freer-Smith, P. H. y Taylor, G. (2000). Particulate pollution capture by urban trees: Effect of species and windspeed. *Global Change Biology*, 6(8), 995–1003. <http://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2000.00376.x>
- Bell, J. N. B. y Treshow, M. (2002). *Air pollution and plant life* (2nd ed.). John Wiley & Sons.
- Bloza, W. (2004). Tree Measuring Guidelines of the Eastern Native Tree Society. *Eastern Native Tree Society*.
- Bosu, P. P. y Wagner, M. R. (2007). Effects of induced water stress on leaf trichome density and foliar nutrients of three elm (*Ulmus*) species: implications for resistance to the elm leaf beetle. *Environmental Entomology*, 36(3), 595–601. [http://doi.org/Doi 10.1603/0046-225x\(2007\)36\[595:Eoiwso\]2.0.Co;2](http://doi.org/Doi 10.1603/0046-225x(2007)36[595:Eoiwso]2.0.Co;2)
- Chang, R., Goldsby, K. A., Álvarez Manzo, R. y Ponce López, S. (2013). *Química*. McGraw-Hill Interamericana. Recuperado de <http://www.biblio.unlp.edu.ar/catalogo/opac/cgi-bin/pgopac.cgi?VDOC=1.184034>
- Chapman, S. B. (1976). *Methods in Plant Ecology*. Blackwell Scientific Publications.
- Chen, J., Yu, X., Sun, F., Lun, X., Fu, Y., Jia, G. (2015). The Concentrations and Reduction of Airborne Particulate Matter (PM10, PM2.5, PM1) at Shelterbelt Site in Beijing. *Atmosphere*, 6(5), 650–676. <http://doi.org/10.3390/atmos6050650>
- Comisión Nacional para el Conocimiento y el Uso de la Biodiversidad (CONABIO). (2012). *Níspero, Eriobotrya japonica*. Recuperado Marzo 2, 2017, de

[http://www.biodiversidad.gob.mx/Difusion/cienciaCiudadana/urbanos/ficha.php?item=Eriobotrya japonica](http://www.biodiversidad.gob.mx/Difusion/cienciaCiudadana/urbanos/ficha.php?item=Eriobotrya_japonica)

- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). (n.d.). Árboles comunes de las ciudades. Recuperado Marzo 2, 2017, from <http://www.biodiversidad.gob.mx/Difusion/cienciaCiudadana/urbanos/buscar.php>
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). (2012). Guía de campo Árboles comunes de la Ciudad de México. Recuperado Julio 20, 2015, from <http://www.planverde.df.gob.mx/redarbol/category/catalogo/>
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). (2017). Enciclopedia. Recuperado Marzo 2, 2017, de <http://www.enciclopedia.mx/>
- Dadvand, P., Rivas, I., Basagaña, X., Alvarez-Pedrerol, M., Su, J., Sunyer, J. y Nieuwenhuijsen, M. J. (2015). Environment The association between greenness and traffic-related air pollution at schools. *Science of the Total Environment, The, 523*, 59–63. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.103>
- Das, S. y Prasad, P. (2010). Seasonal variation in air pollution tolerance indices and selection of plant species for industrial areas of rourkela. *Indian Journal of Environmental Protection, 30*(12), 978–988.
- Dylos Corporation. (2017). DC1700 BATTERY OPERATED AQM. Recuperado mayo 30, 2017, de <http://www.dylosproducts.com/dc1700.html>
- Dzierżanowski, K., Popek, R., Gawrońska, H., Sæbø, A. y Gawroński, S. W. (2011). Deposition of Particulate Matter of Different Size Fractions on Leaf Surfaces and in Waxes of Urban Forest Species. *International Journal of Phytoremediation, 13*(10), 1037–1046. <http://doi.org/10.1080/15226514.2011.552929>
- El-Sharkawy, M. F. y Zaki, G. R. (2015). Effect of meteorological factors on the daily average levels of particulate matter in the Eastern Province of Saudi Arabia : A Cross-Sectional Study, *5*(1), 18–29.
- Escobedo, F. J., Wagner, J. E., Nowak, D. J., De la Maza, C. L., Rodriguez, M. y Crane, D. E. (2008). Analyzing the cost effectiveness of Santiago, Chile's policy of using urban forests to improve air quality. *Journal of Environmental Management, 86*(1), 148–157. <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.11.029>
- García-Suastegui, W. A., Huerta-Chagoya, A., Carrasco-Colin, K. L., Pratt, M. M., John, K., Petrosyan, P., Gonshebbatt, M. E. (2011). Seasonal variations in the levels of PAH-DNA adducts in young adults living in Mexico City. *Mutagenesis, 26*(3), 385–391. <http://doi.org/10.1093/mutage/geq104>
- Gilbert, R. O. (1987). *Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring* (1st ed.). New York: Van Nostrand Reinhold Company Inc.
- Gillespie, K. M. (2010). *Genomic and Biochemical Investigation of Soybean Antioxidant Metabolism in Response to Growth at Elevated Carbon Dioxide and Elevated Ozone*. University of Illinois.
- Gilman, E. F. y Watson, D. G. (1993). *Ficus retusa Cuban-Laurel*. Recuperado de [http://hort.ufl.edu/database/documents/pdf/tree\\_fact\\_sheets/ficreta.pdf](http://hort.ufl.edu/database/documents/pdf/tree_fact_sheets/ficreta.pdf)
- Gilman, E. F. y Watson, D. G. (2014). *Ulmus parvifolia: Chinese Elm*. IFAS Extension University

of Florida. Recuperado de <http://edis.ifas.ufl.edu/pdffiles/ST/ST65200.pdf>

- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2015). Encuesta Intercensal 2015. Recuperado Julio 21, 2016, de <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/tabuladosbasicos/default.aspx?c=33725&s=est>
- Jayamurugan, R., Kumaravel, B., Palanivelraja, S. y Chockalingam, M. P. (2013). Influence of Temperature, Relative Humidity and Seasonal Variability on Ambient Air Quality in a Coastal Urban Area. *International Journal of Atmospheric Sciences*, 2013, 1–7. <http://doi.org/10.1155/2013/264046>
- Jian, L., Zhao, Y., Zhu, Y. P., Zhang, M. B. y Bertolatti, D. (2012). An application of ARIMA model to predict submicron particle concentrations from meteorological factors at a busy roadside in Hangzhou, China. *Science of the Total Environment*, 426, 336–345. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.03.025>
- Klaassen, C. D. (2008). *Casarett and Doull's Toxicology. The Basic Science of Poisons*. (C. D. Klaasse, Ed.), *Toxicology* (7th ed., Vol. 12). McGraw-Hill. <http://doi.org/10.1036/0071470514>
- Lee, J. Y., Kang, C. y Kim, Y. (2007). Seasonal variation of particle size distributions of PAHs at Seoul, Korea. <http://doi.org/10.1029/2005JD006537>
- Lichtenthaler, H. K. (1987). [34] Chlorophylls and carotenoids: Pigments of photosynthetic biomembranes. *Methods in Enzymology*, 148(C), 350–382. [http://doi.org/10.1016/0076-6879\(87\)48036-1](http://doi.org/10.1016/0076-6879(87)48036-1)
- Litschke, T. y Kuttler, W. (2008). On the reduction of urban particle concentration by vegetation - A review. *Meteorologische Zeitschrift*, 17(3), 229–240. <http://doi.org/10.1127/0941-2948/2008/0284>
- Liu, Y. J. y Ding, H. (2008). Variation in air pollution tolerance index of plants near a steel factory: Implications for landscape-plant species selection for industrial areas. *WSEAS Transactions on Environment and Development*, 4(1), 24–32.
- Lohe, R. N., Tyagi, B., Singh, V., Tyagi, P. K., Khanna, D. R. y Bhutiani, R. (2015). A comparative study for air pollution tolerance index of some terrestrial plant species. *Global J. Environ. Sci. Manage*, 1(4), 315–324. <http://doi.org/10.7508/gjesm.2015.04.006>
- Lohr, V. y Pearson-Mims, C. (1996). Particulate matter accumulation on horizontal surfaces in interior: influence of foliage plants. *Atmospheric*, 30(14), 22565–2568.
- Mahecha, G., Bamniya, B. R., Nair, N. y Saini, D. (2013). Air Pollution Tolerance Index of Certain Plants around SIPCOT Industrial Area, Udaipur (Raj.), India. *International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology*, 2(12), 7927–7929.
- Maher, B. A., Ahmed, I. A. M., Davison, B., Karloukovski, V. y Clarke, R. (2013). Impact of roadside tree lines on indoor concentrations of traffic-derived particulate matter. *Environmental Science and Technology*, 47(23). <http://doi.org/10.1021/es404363m>
- Martínez, L. (2008). *Árboles y áreas urbanas de la Ciudad de México y su zona metropolitana*. Ciudad de México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Mpherson, E. G., Nowak, D. J. y Rowntree, R. A. (1994). *Chicago's Urban Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project*. *Urban Ecosystems*.
- Mugica, V., Hernández, S., Torres, M. y García, R. (2010). Seasonal variation of polycyclic

- aromatic hydrocarbon exposure levels in Mexico City. *Journal of the Air & Waste Management Association* (1995), 60(5), 548–55. Recuperado de <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20480854>
- National Aeronautics and Space Administration (NASA). (2013). NASA Scientists Relate Urban Population to Air Pollution. Recuperado Julio 23, 2016, de <https://www.nasa.gov/content/goddard/nasa-scientists-relate-urban-population-to-air-pollution/#backtoTop>
- Nguyen, T., Yu, X., Zhang, Z., Liu, M. y Liu, X. (2014). Relationship between types of urban forest and PM<sub>2.5</sub> capture at three growth stages of leaves. *JES*, 27, 33–41. <http://doi.org/10.1016/j.jes.2014.04.019>
- Nowak, D. J. (2000). Tree species selection, design, and management to improve air quality. *2000 ASLA Annual Meeting Proceedings*. Recuperado de <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Tree+species+selection,+design,+and+management+to+improve+air+quality#0>
- Nowak, D. J., Crane, D. E. y Stevens, J. C. (2006). Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry and Urban Greening*, 4(3–4), 115–123. <http://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.01.007>
- Nowak, D. J., Hirabayashi, S., Bodine, A. y Hoehn, R. (2013). Modeled PM<sub>2.5</sub> removal by trees in ten US cities and associated health effects. *Environmental Pollution*, 178, 395–402. Recuperado de [www.elsevier.com/locate/envpol](http://www.elsevier.com/locate/envpol)
- Pandey, J. y Pandey, U. (1994). Evaluation of air pollution phytotoxicity in a seasonally dry tropical urban environment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 33(3), 195–213. <http://doi.org/10.1007/BF00547062>
- Pask, A., Pietragalla, J., Mullan, D. y Reynolds, M. (2011). *Physiological Breeding II: A Field Guide to Wheat Phenotyping*. CIMMYT International Maize and Wheat Improvement Center.
- Phalen, R. F. y Phalen, R. N. (2013). *Introduction to air pollution science : a public health perspective*. Jones & Bartlett Learning.
- Popek, R., Gawronska, H. y Gawronski, S. W. (2015). The Level of Particulate Matter on Foliage Depends on the Distance from the Source of Emission. *International Journal of Phytoremediation*, 17(12), 1262–1268. <http://doi.org/10.1080/15226514.2014.989312>
- Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial de la CDMX (PAOT). (2001). Manual técnico para el establecimiento y manejo integral de las áreas verdes urbanas del Distrito Federal. Recuperado de [http://centro.paot.org.mx/documentos/sma/manual\\_manejo\\_areas\\_verdes\\_folleto\\_practico.pdf](http://centro.paot.org.mx/documentos/sma/manual_manejo_areas_verdes_folleto_practico.pdf)
- Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial del DF (PAOT). (2010). *Presente y Futuro de las áreas verdes y del arbolado de la CDMX*.
- Rai, P. K. y Panda, L. L. S. (2014). Dust capturing potential and air pollution tolerance index (APTI) of some road side tree vegetation in Aizawl, Mizoram, India: An Indo-Burma hot spot region. *Air Quality, Atmosphere and Health*, 7(1), 93–101. <http://doi.org/10.1007/s11869-013-0217-8>
- Real Academia Española. (2017). Diccionario de la lengua española. Recuperado Marzo 2, 2017, de <http://dle.rae.es/?id=0fNVP6D>

- Rivas, I., Viana, M., Moreno, T., Pandolfi, M., Amato, F., Reche, C., Querol, X. (2014). Child exposure to indoor and outdoor air pollutants in schools in Barcelona, Spain. *Environment International*, 69, 200–212. <http://doi.org/10.1016/j.envint.2014.04.009>
- Sadeghian, M. M. y Mortazaienezhad, F. (2012). Selection and identification of air pollution-tolerant plants by air pollution tolerance index (APTI) in urban parks of Isfahan, Iran. *African Journal of Biotechnology*, 11(55), 11826–11829. <http://doi.org/10.5897/AJB11.4130>
- Sæbø, A., Popek, R., Nawrot, B., Hanslin, H. M., Gawronska, H. y Gawronski, S. W. (2012). Plant species differences in particulate matter accumulation on leaf surfaces. *Science of the Total Environment*, 427–428, 347–354. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.03.084>
- Salvador, P. y Artiñano, B. (2000). Evaluación de la contaminación atmosférica producida por partículas en suspensión en las redes de calidad del aire de la Comunidad de Madrid. *Ciemat*, 921.
- Schaubroeck, T., Deckmyn, G., Neiryneck, J., Staelens, J., Adriaenssens, S., Dewulf, J., Verheyen, K. (2014). Multilayered modeling of particulate matter removal by a growing forest over time, from plant surface deposition to washoff via rainfall. *Environmental Science and Technology*, 48(18), 10785–10794. <http://doi.org/10.1021/es5019724>
- Schulze, E.-D., Beck, E. y Müller-Hohenstein, K. (2005). *Plant Ecology. Stress: The International Journal on the Biology of Stress*. <http://doi.org/10.2307/1932367>
- Schwela, D. (2000). Air pollution and health in urban areas. *Reviews on Environmental Health*, 15(1–2), 13–42. Recuperado de <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/10939084>
- Secretaría de Gobernación (SEGOB). (2014). NOM-025-SSA1-2014. Recuperado Abril 19, 2017, de [http://www.dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=5357042&fecha=20/08/2014](http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5357042&fecha=20/08/2014)
- Secretaría de Medio Ambiente (SEDEMA). (2013). Parques y jardines CDMX. Recuperado Abril 23, 2017, de [http://data.sedema.cdmx.gob.mx/areasverdesvidaparatodos/parques\\_jardines.html#.WP0Ja4g1\\_IU](http://data.sedema.cdmx.gob.mx/areasverdesvidaparatodos/parques_jardines.html#.WP0Ja4g1_IU)
- Silli, V., Salvatori, E. y Manes, F. (2015). Removal of airborne particulate matter by vegetation in an urban park in the city of Rome (Italy): An ecosystem services perspective. *Annali Di Botanica*, 5, 53–62. <http://doi.org/10.4462/annbotrm-13077>
- Silva, R., West, J., Zhang, Y., Anenberg, S., Lamarque, J.-F., Shindell, D., Zeng, G. (2013). Global premature mortality due to anthropogenic outdoor air pollution and the contribution of past climate change. *Environ. Res. Lett*, 8, 34005–11. <http://doi.org/10.1088/1748-9326/8/3/034005>
- Singh, S. K., Rao, D. N., Agrawal, M., Pandey, J. y Naryan, D. (1991). Air pollution tolerance index of plants. *Journal of Environmental Management*, 32(1), 45–55. [http://doi.org/10.1016/S0301-4797\(05\)80080-5](http://doi.org/10.1016/S0301-4797(05)80080-5)
- Souza, W., Santos, C., M, D. y D, B. (2003). Morfo-anatomia das folhas da nespereira *Eriobotrya japonica* Lindl., Rosaceae. *Revista Brasileira de Farmacognosia*, 12(1), 41–49.
- Taiz, L. y Zeiger, E. (2015). *Plant Physiology. Statewide Agricultural Land Use Baseline 2015* (3rd ed., Vol. 1). Sinauer Associates. <http://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Terzaghi, E., Wild, E., Zacchello, G., Cerabolini, B. E. L., Jones, K. C. y Di Guardo, A. (2013). Forest Filter Effect: Role of leaves in capturing/releasing air particulate matter and its associated PAHs. *Atmospheric Environment*, 74, 378–384.

<http://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.04.013>

- US Environmental Protection Agency (US EPA). (2016). Particulate Matter (PM) Basics. Recuperado Agosto 20, 2016, de <https://www.epa.gov/pm-pollution/particulate-matter-pm-basics#PM>
- Veni, K., Marimuthu y Lavanya, K. (2014). Air pollution tolerance index of plants a comparative study. *International Journal of Pharmacy and Pharmaceutical Sciences*, 6(5), 320–324. [http://doi.org/10.1016/S0301-4797\(05\)80080-5](http://doi.org/10.1016/S0301-4797(05)80080-5)
- Wang, J., Zhang, Z. y Huang, R. (2013). Regulation of ascorbic acid synthesis in plants. *Plant Signaling & Behavior*, 8(6), e24536. <http://doi.org/10.4161/psb.24536>
- World Health Organization (WHO). (2016). Air pollution. Recuperado Agosto 20, 2016, de [http://www.who.int/topics/air\\_pollution/en/](http://www.who.int/topics/air_pollution/en/)
- Yang, L. xiao, Wang, D. cheng, Cheng, S. hui, Wang, Z., Zhou, Y., Zhou, X. hua y Wang, W. xing. (2007). Influence of meteorological conditions and particulate matter on visual range impairment in Jinan, China. *Science of the Total Environment*, 383(1–3), 164–173. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.04.042>
- Yin, S., Shen, Z., Zhou, P., Zou, X., Che, S. y Wang, W. (2011). Quantifying air pollution attenuation within urban parks: An experimental approach in Shanghai, China. *Environmental Pollution*, 159(8–9), 2155–2163. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.03.009>
- Yip, M. y Madl, P. (2002). *Air pollution in Mexico City*. Austria. Recuperado de <http://biophysics.sbg.ac.at/mexico/air.htm>
- Yu, M.-H., Tsunoda, H. y Tsunoda, M. (2011). *Environmental toxicology: biological and health effects of pollutants* (3rd ed., pp. 15–16). CRC Press.
- Zar, J. H. (2010). *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall/Pearson. Recuperado de [https://books.google.com.mx/books/about/Biostatistical\\_Analysis.html?id=LCRFAQAAIAAJ&redir\\_esc=y](https://books.google.com.mx/books/about/Biostatistical_Analysis.html?id=LCRFAQAAIAAJ&redir_esc=y)

# A NEXO I. Concentración de PM<sub>2.5</sub> y PM<sub>10</sub> de las estaciones COY y BJU de la RAMA por mes y hora

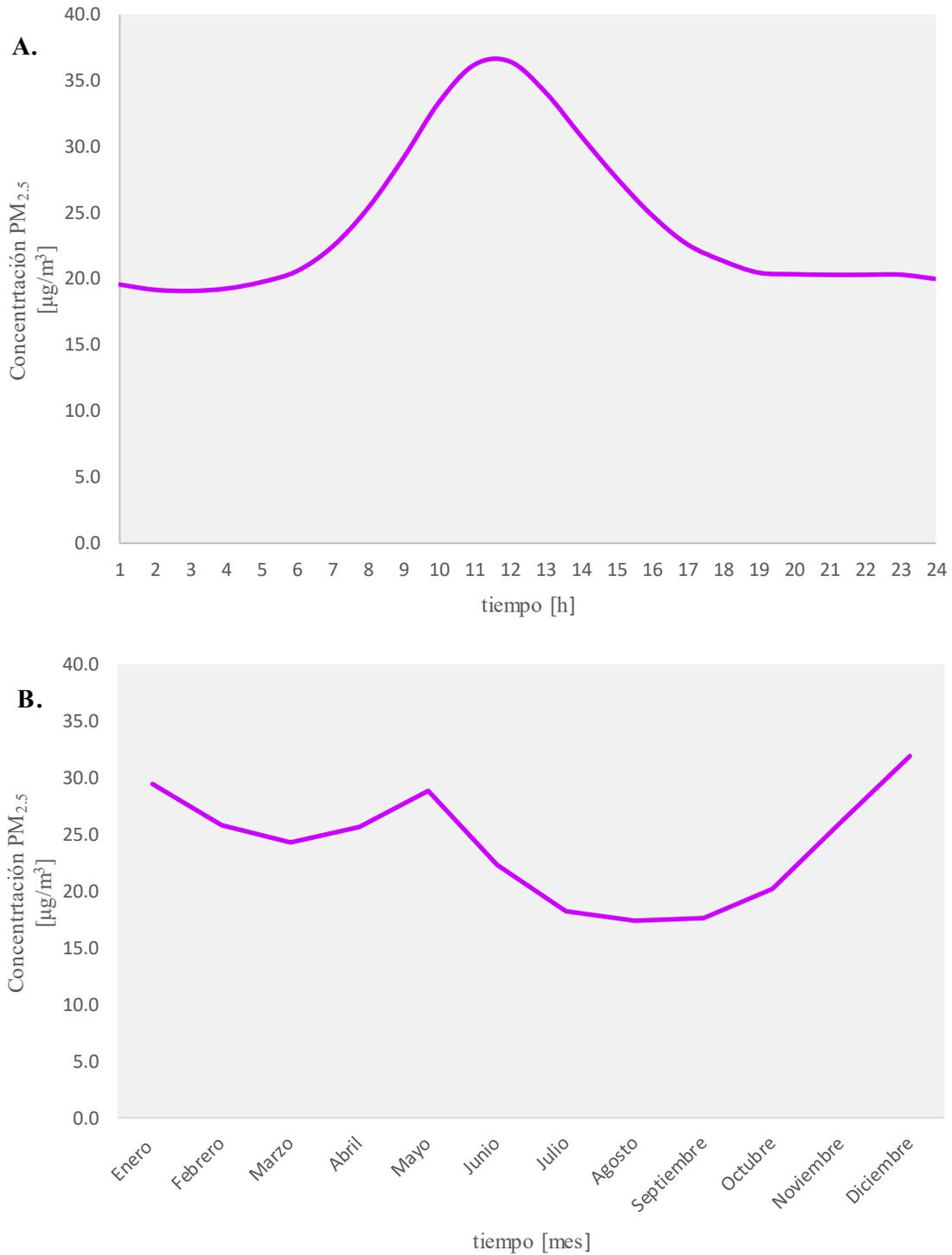


Figura I.I Estación COY de RAMA: Promedio de la concentración de PM<sub>2.5</sub> de 2004 a 2016. A. Promedio PM<sub>2.5</sub> por hora. B. Promedio PM<sub>2.5</sub> por mes

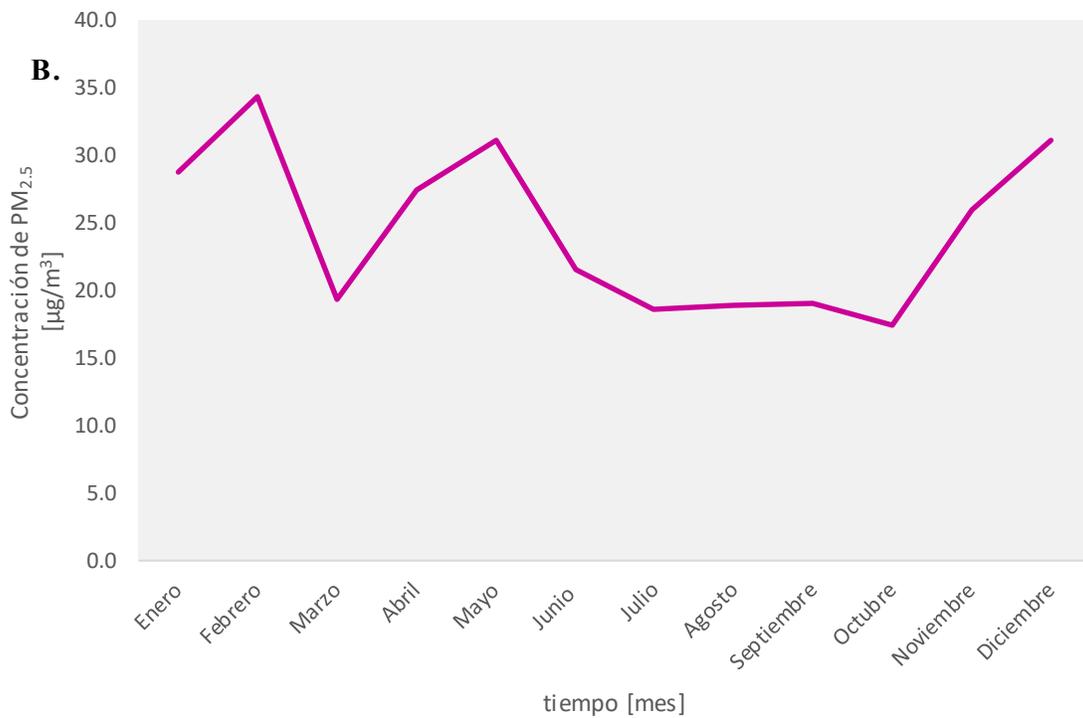
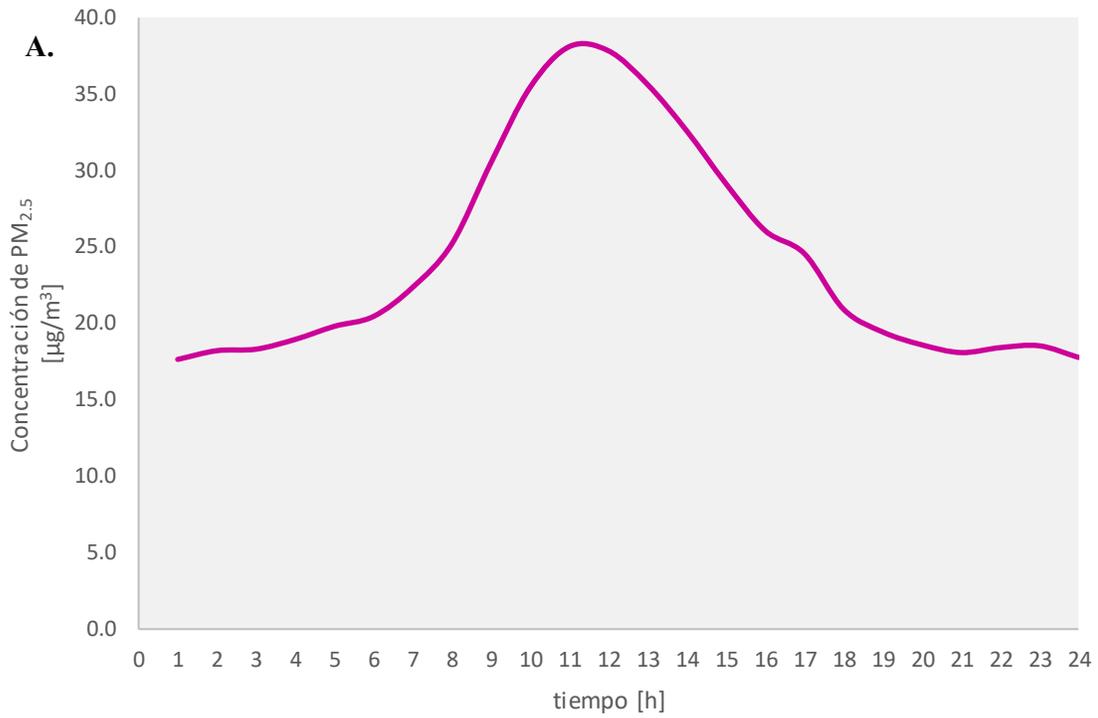


Figura I.II Estación **BJU** de la RAMA. Promedio de la concentración de PM<sub>2.5</sub> de 2015 a 2016. **A.** Promedio PM<sub>2.5</sub> por hora. **B.** Promedio PM<sub>2.5</sub> por mes

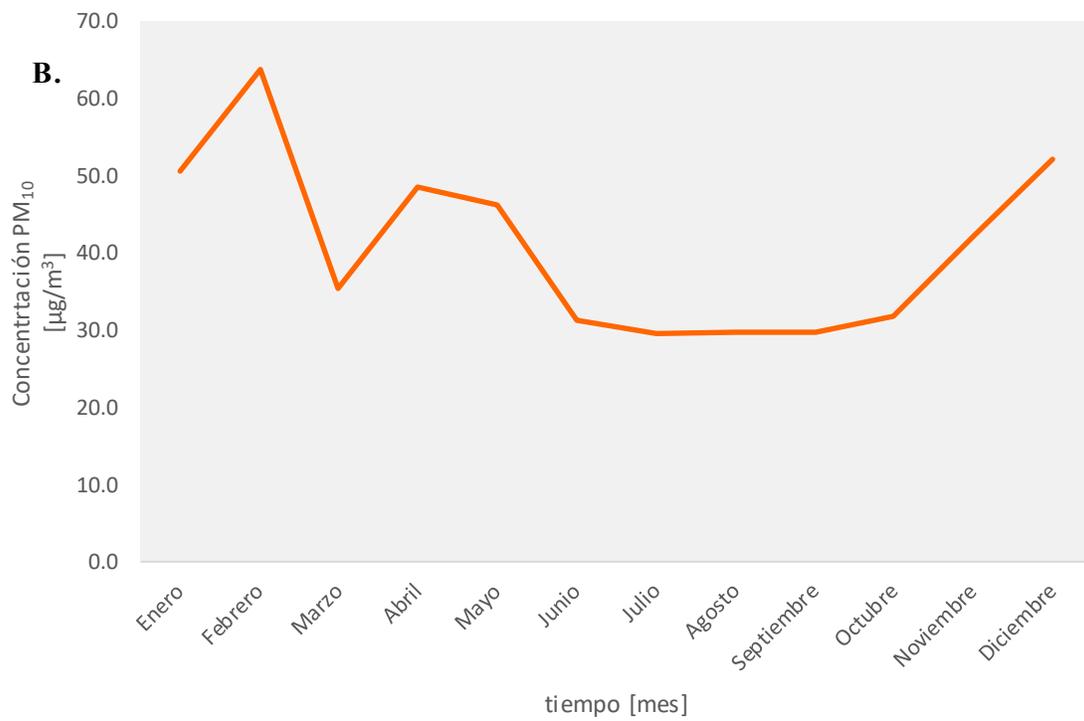
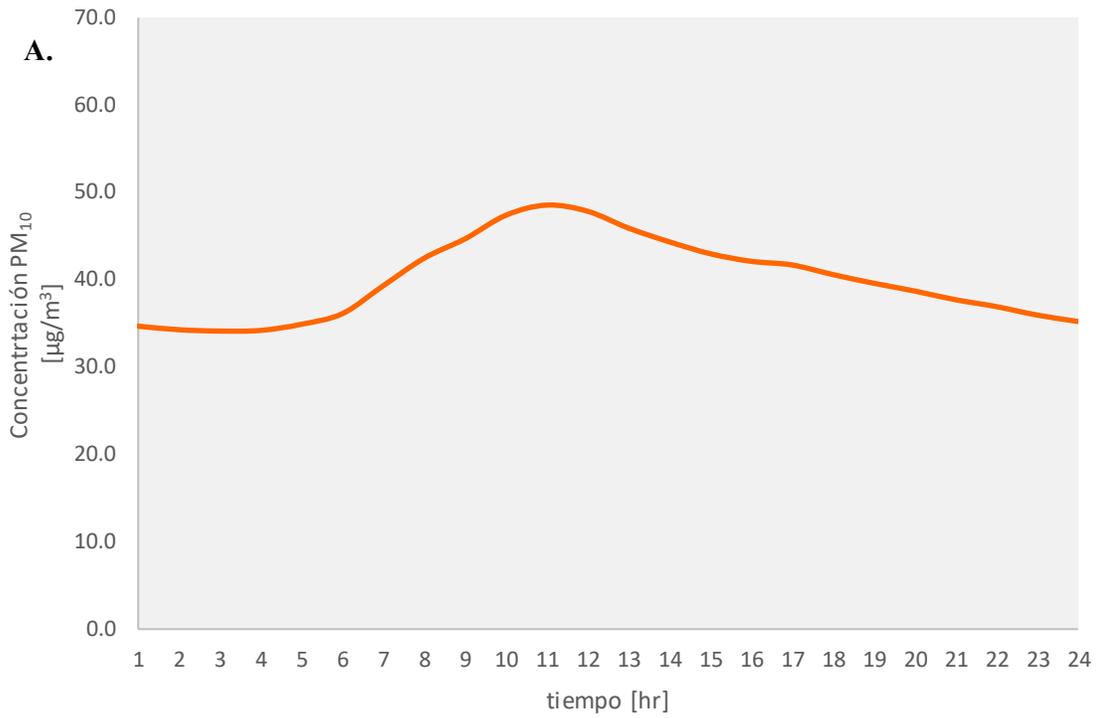


Figura I.III Estación **BJU** de la RAMA. Promedio de la concentración de PM<sub>10</sub> de 2015 a 2016. **A.** Promedio PM<sub>10</sub> por hora. **B.** Promedio PM<sub>10</sub> por mes

# A

## NEXO II. Curvas de calibración de ácido ascórbico reducido y total de cada cuadrante

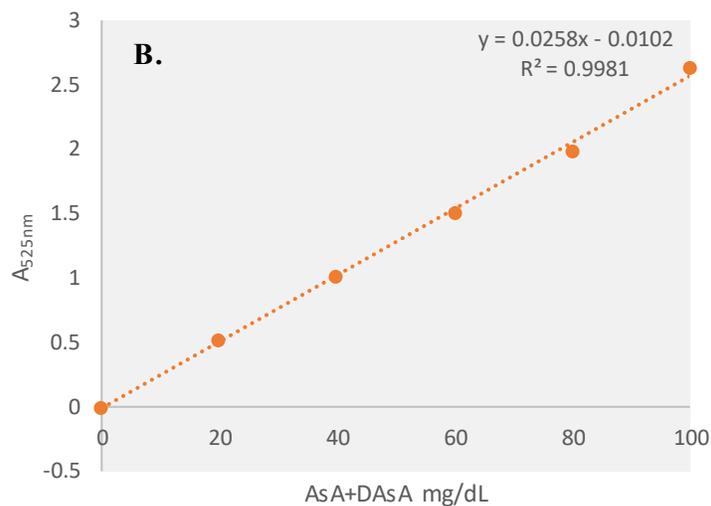
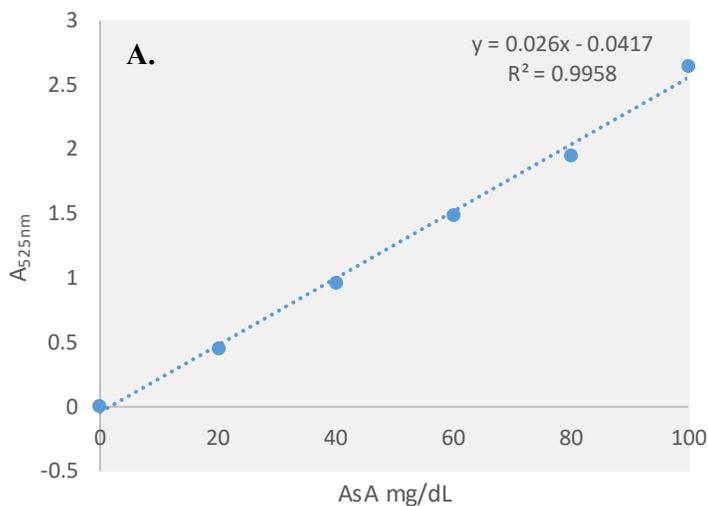


Figura II.I Curvas estándar de ácido ascórbico reducido (AsA, **A.**) y total (AsA+DAsA, **B.**) de muestras de cuadrante 1.

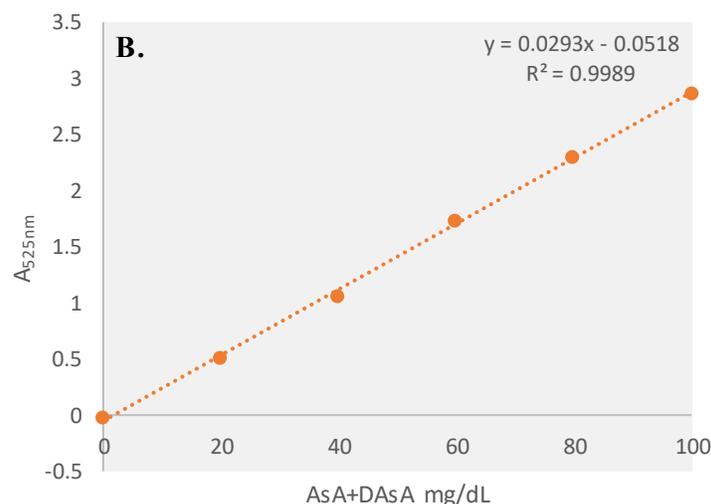
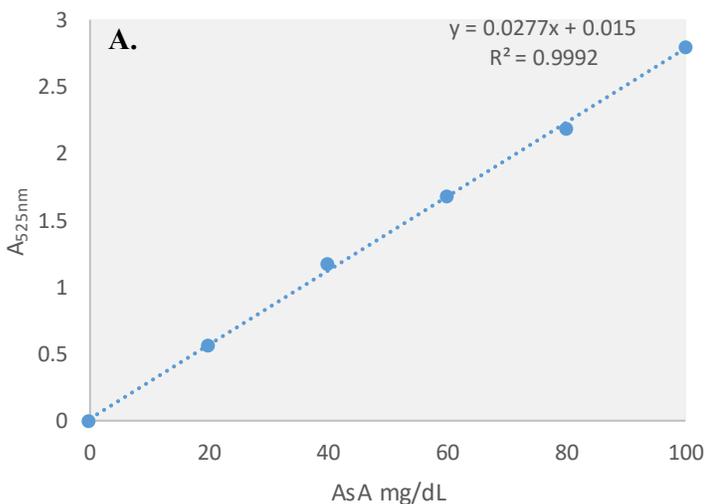


Figura II.II Curvas estándar de ácido ascórbico reducido (AsA, **A.**) y total (AsA+DAsA, **B.**) de muestras de cuadrante 2.

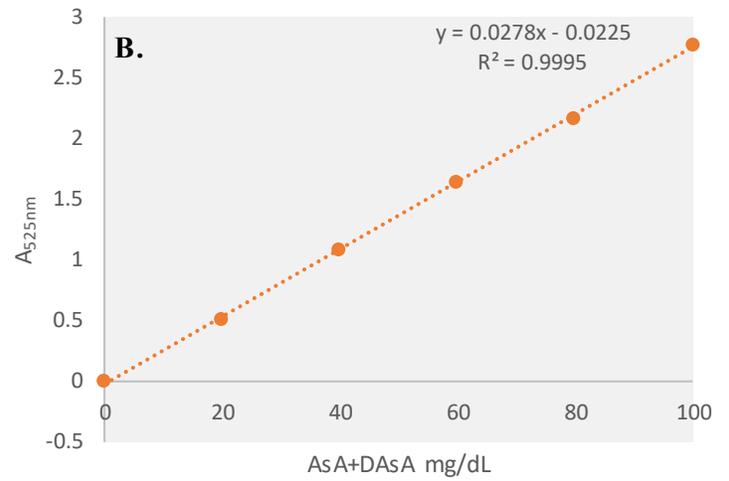
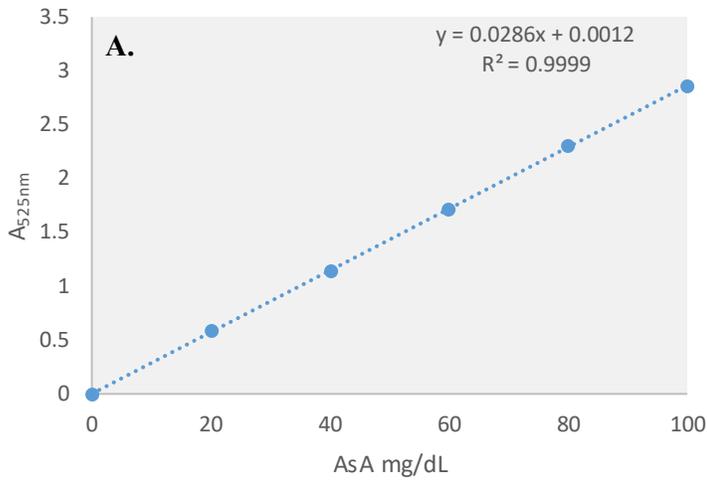


Figura II.III Curvas estándar de ácido ascórbico reducido (AsA, **A.**) y total (AsA+DAsA, **B.**) de muestras de cuadrante 3.

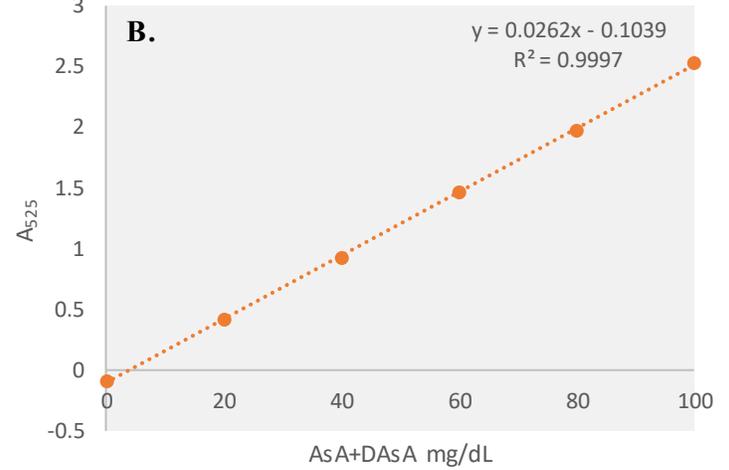
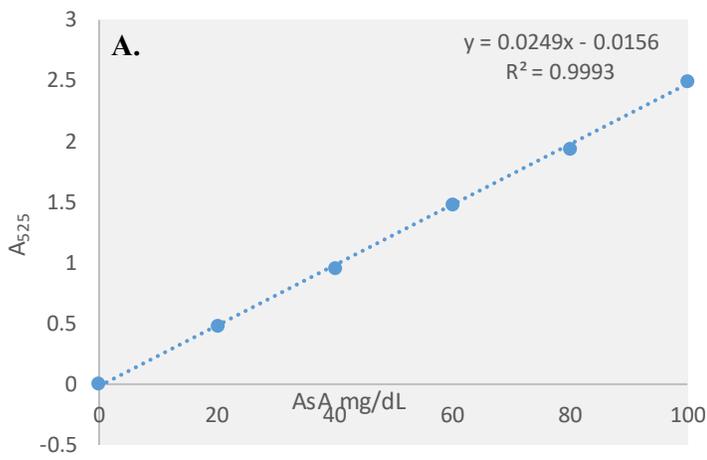


Figura II.IV Curvas estándar de ácido ascórbico reducido (AsA, **A.**) y total (AsA+DAsA, **B.**) de muestras de cuadrante 4.

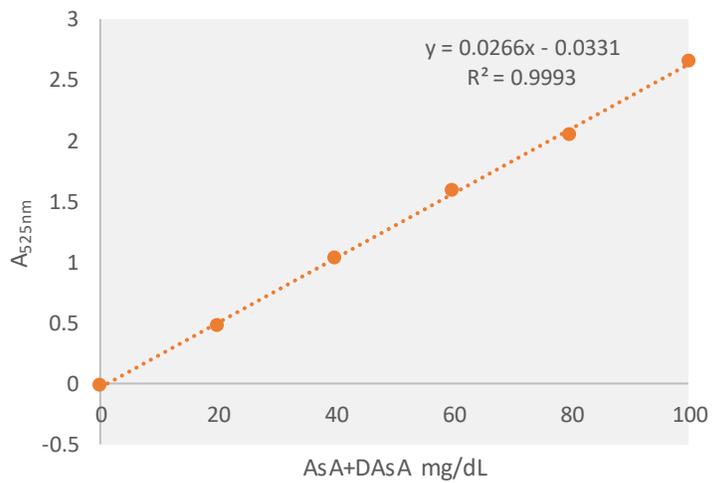
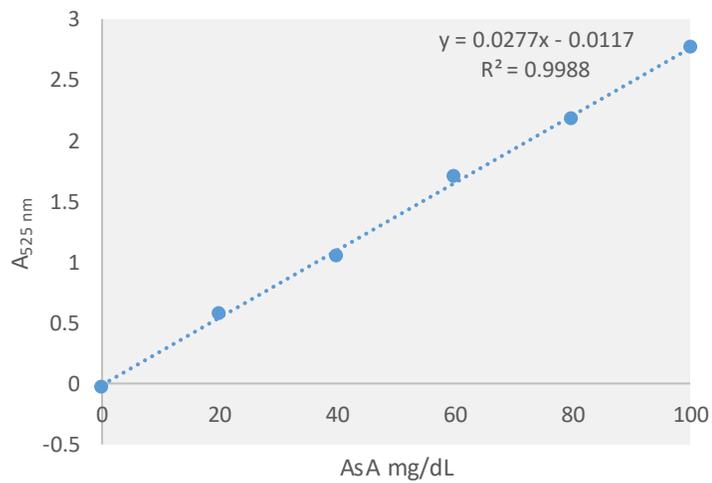


Figura II.V Curvas estándar de ácido ascórbico reducido (AsA, **A.**) y total (AsA+DAsA, **B.**) de muestras de cuadrante 5.

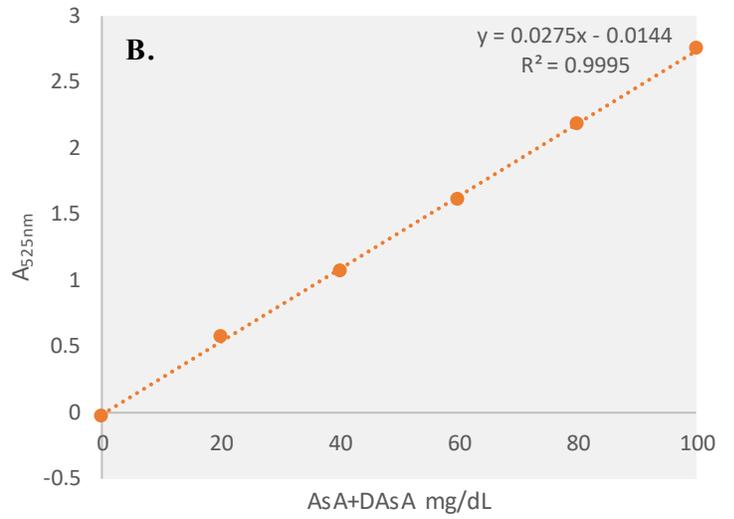
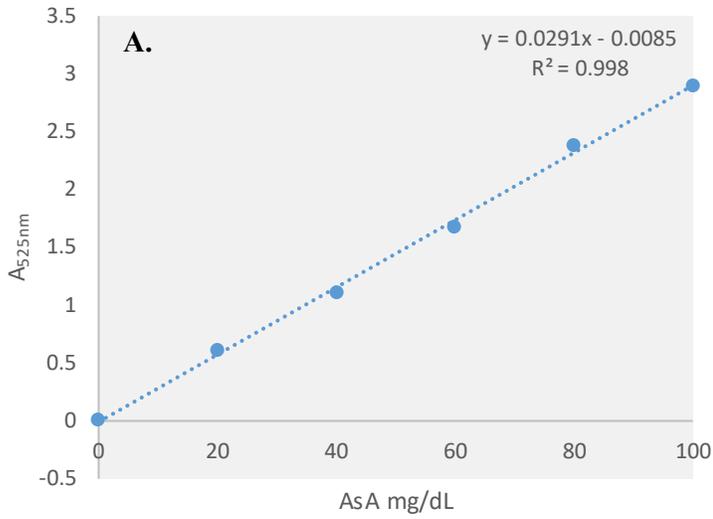


Figura II.VI Curvas estándar de ácido ascórbico reducido (AsA, **A.**) y total (AsA+DAsA, **B.**) de muestras de cuadrante 6.

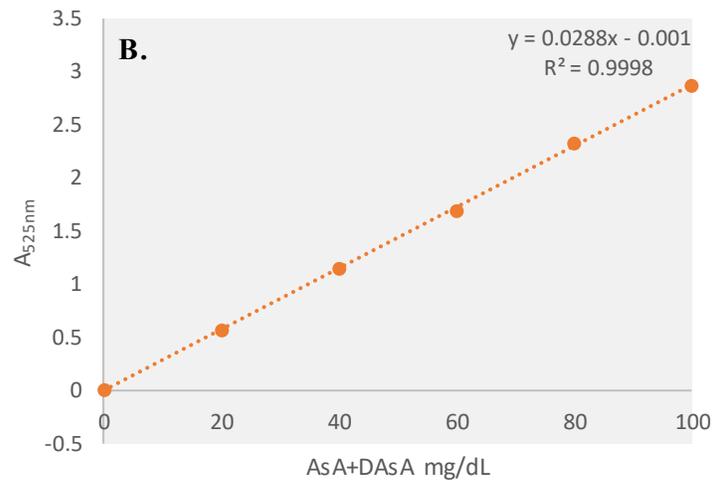
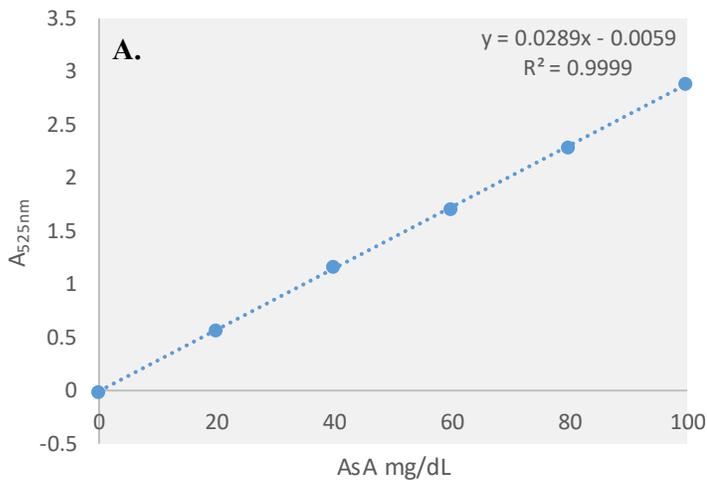


Figura II.VII Curvas estándar de ácido ascórbico reducido (AsA, **A.**) y total (AsA+DAsA, **B.**) de muestras de cuadrante 7.

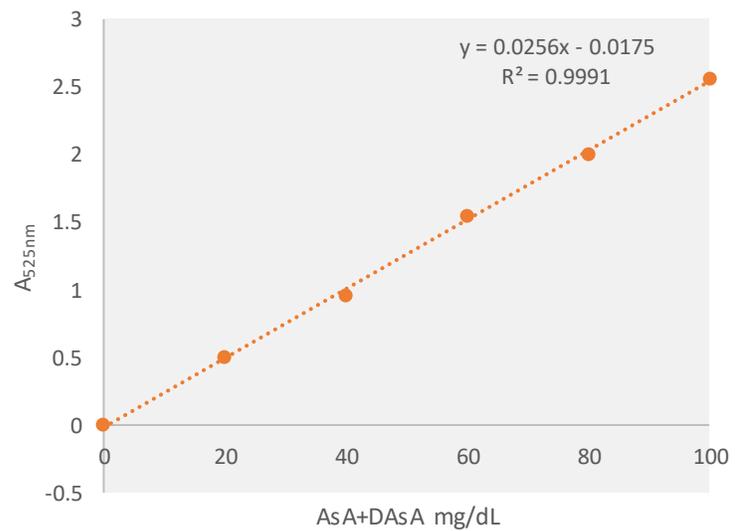
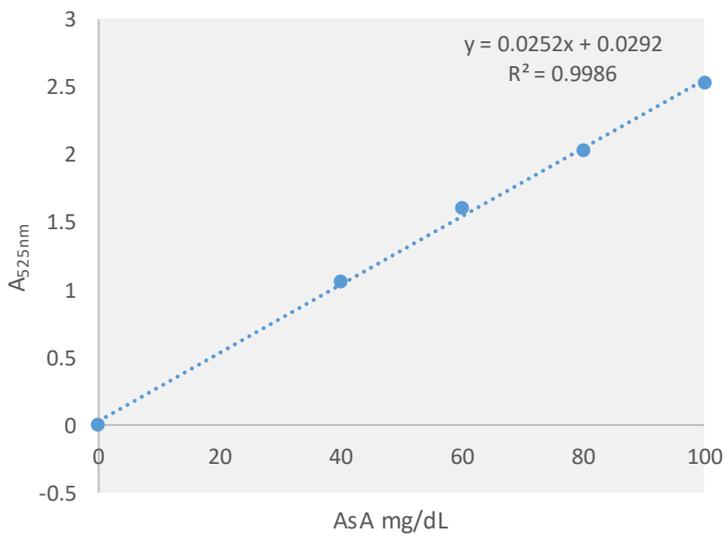


Figura II.VIII Curvas estándar de ácido ascórbico reducido (AsA, **A.**) y total (AsA+DAsA, **B.**) de muestras de cuadrante 8.

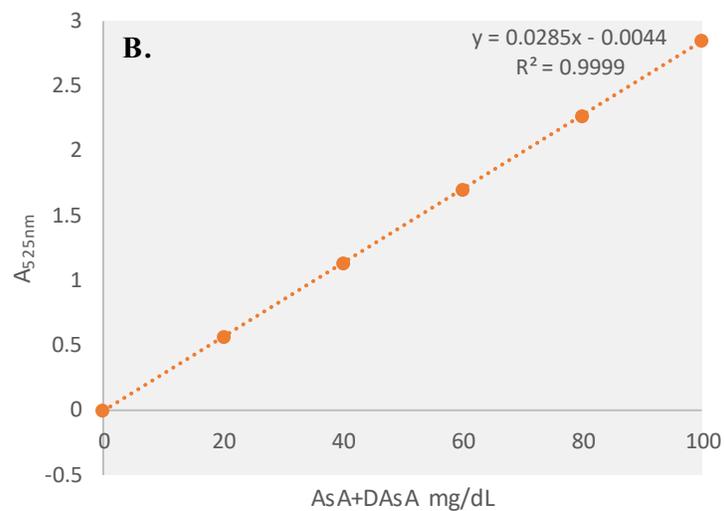
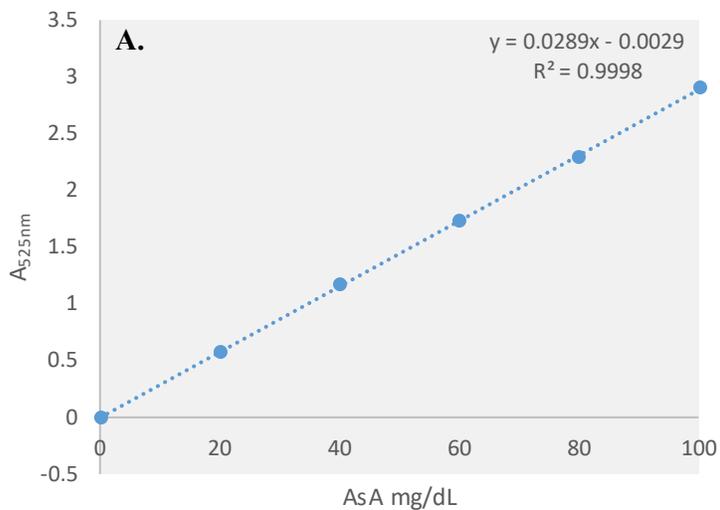


Figura II.IX Curvas estándar de ácido ascórbico reducido (AsA, **A.**) y total (AsA+DAsA, **B.**) de muestras de cuadrante 9.

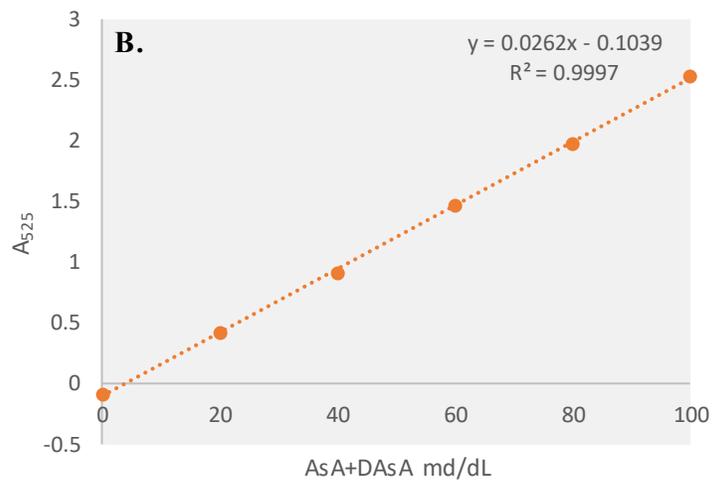
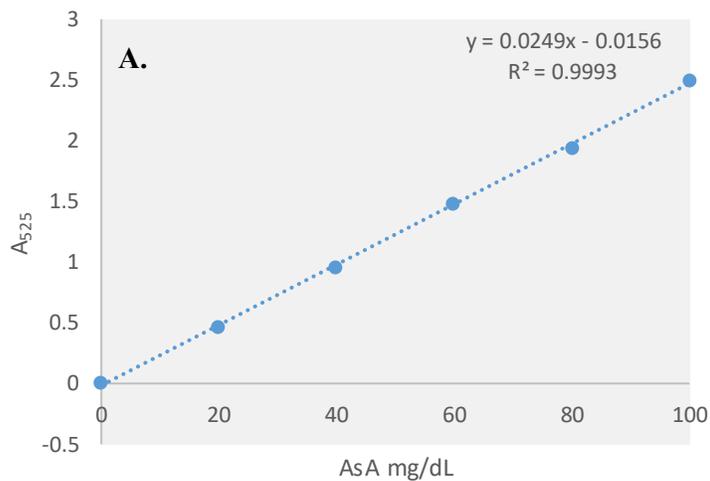


Figura II.XI Curvas estándar de ácido ascórbico reducido (AsA, **A.**) y total (AsA+DAsA, **B.**) de muestras de cuadrante 11.

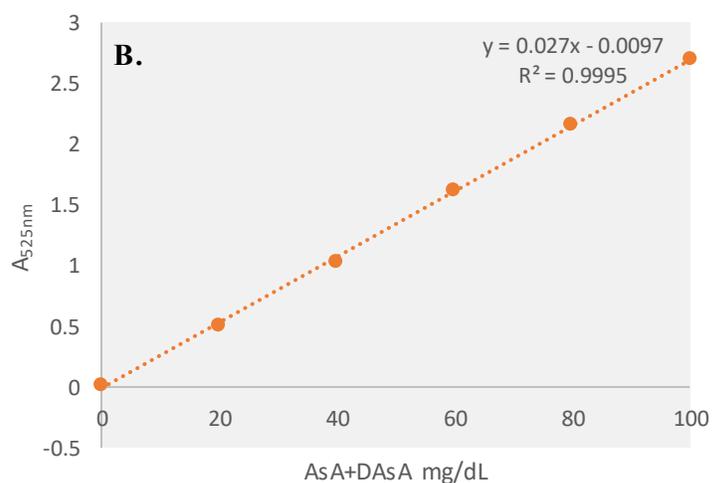
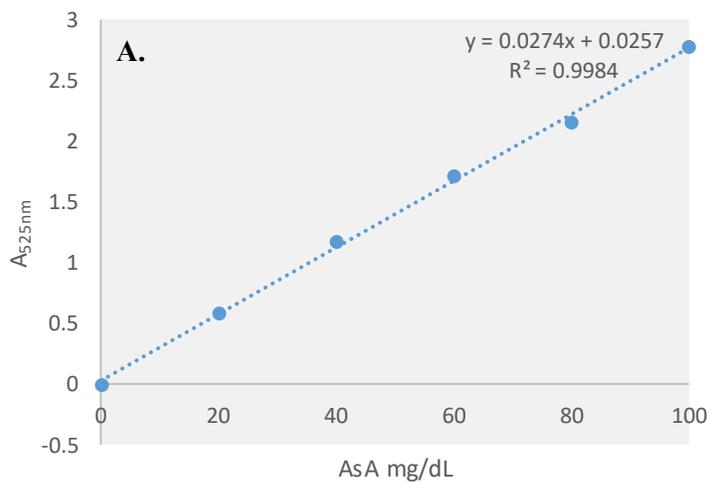


Figura II.XII Curvas estándar de ácido ascórbico reducido (AsA, **A.**) y total (AsA+DAsA, **B.**) de muestras de cuadrante 12.

# ANEXO III. Rosa de vientos de la estación BJU de la REDMET

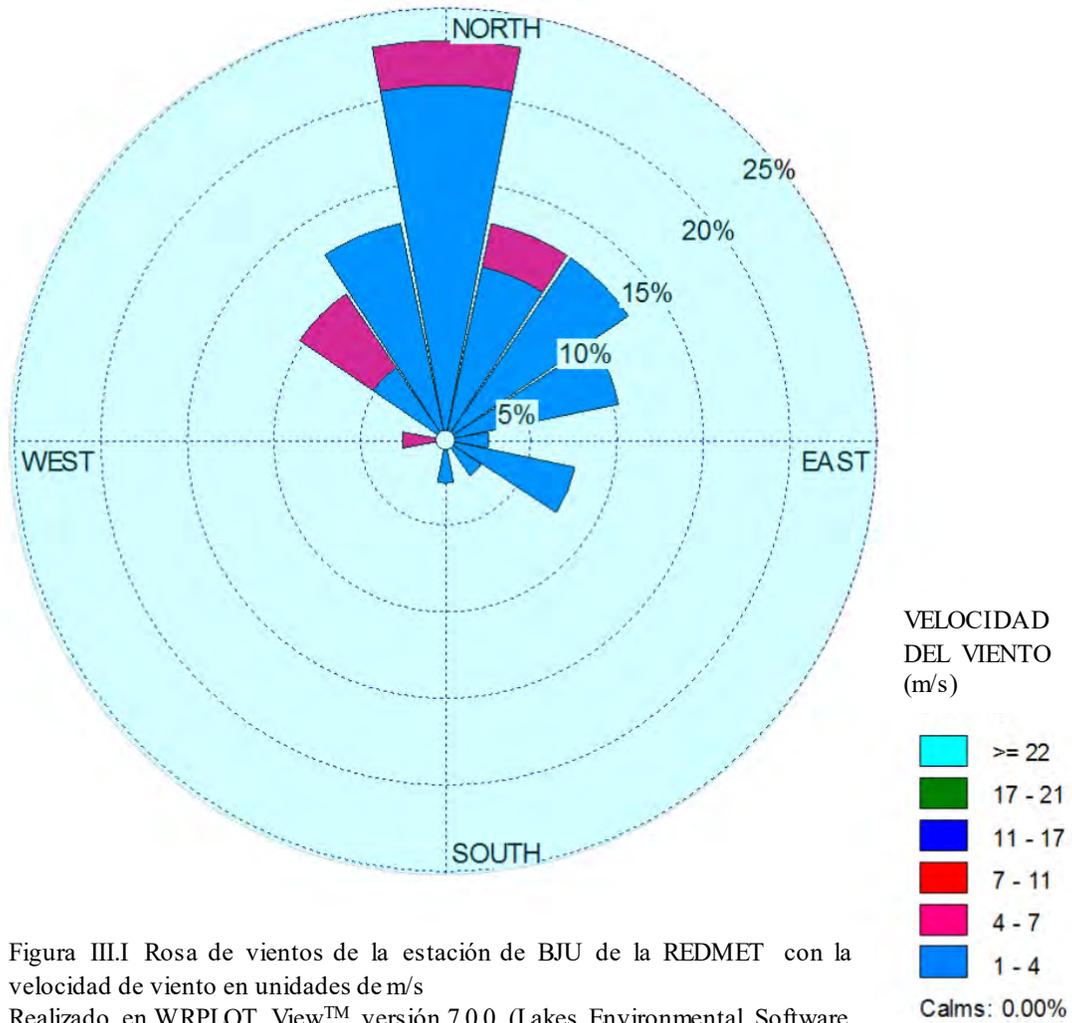


Figura III.I Rosa de vientos de la estación de BJU de la REDMET con la velocidad de viento en unidades de m/s  
 Realizado en WRPLOT View™ versión 7.0.0 (Lakes Environmental Software, USA)

# ANEXO IV. Mapa Parque Francisco Villa con clasificación de los cuadrantes según su distancia al centro

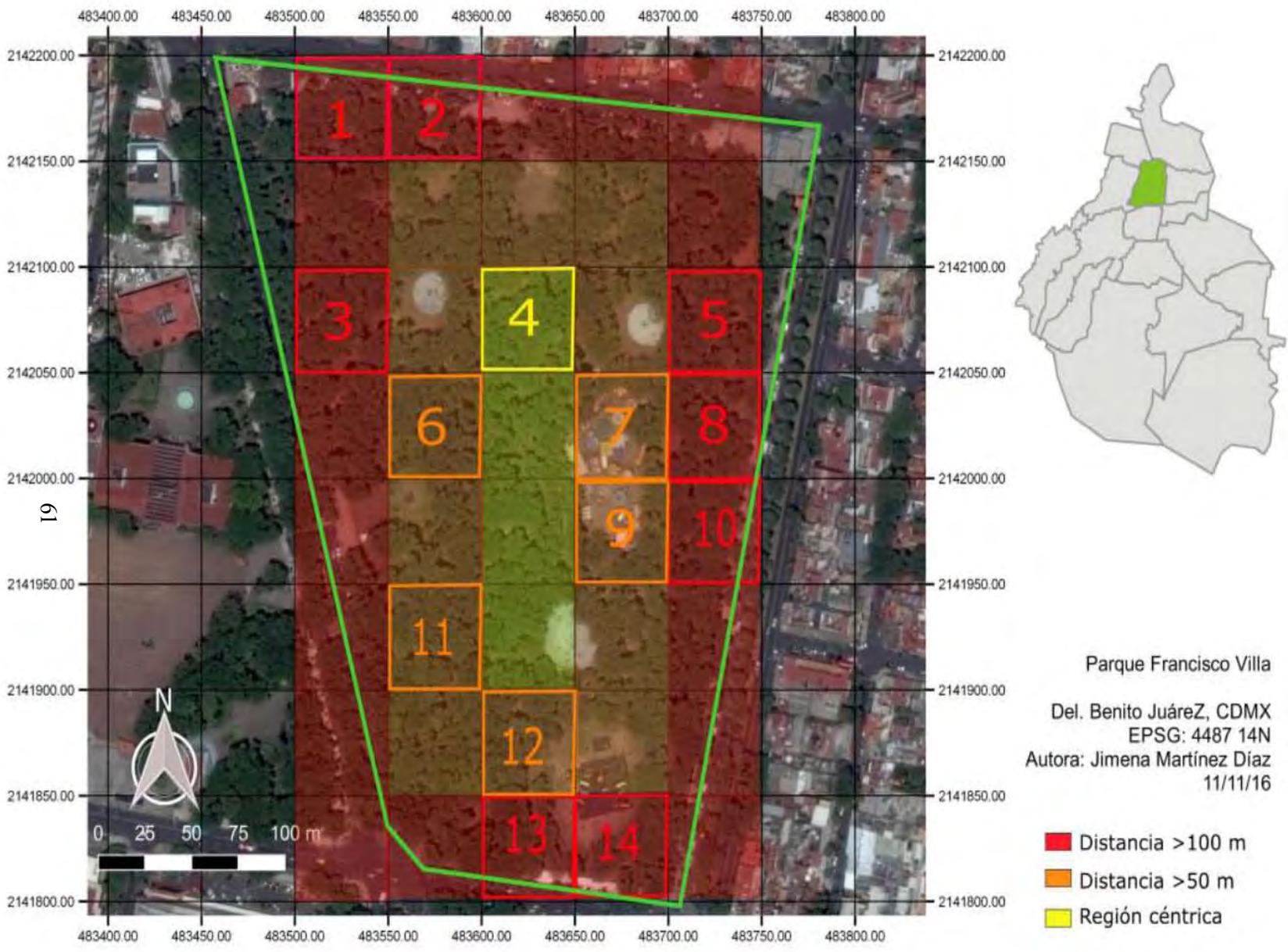


Figura IV.I Mapa del Parque Francisco Villa categorizado por su distancia al centro. Amarillo se le denomina a la región central del parque. Naranja: región a una distancia de 50 m como máximo al centro. Rojo: región con una distancia mayor a 100 m del centro

# **A**NEXO V. Concentración promedio $PM_{2.5}$ y $PM_{10}$ *in situ* y por la estación BJU en los días muestreados

**Tabla V.I Concentración promedio de  $PM_{2.5}$  registrada en la estación BJU e *in situ* en los 14 cuadrantes, en unidades de  $\mu g/m^3$ . ND: no determinado**

| Cuadrante | BJU    | <i>in situ</i> |
|-----------|--------|----------------|
| 1         | ND     | 25.739         |
| 2         | 6.667  | 3.876          |
| 3         | 27.000 | 14.566         |
| 4         | 19.667 | 44.498         |
| 5         | 64.667 | 25.247         |
| 6         | 53.000 | 172.384        |
| 7         | 43.667 | 24.375         |
| 8         | 44.000 | 22.617         |
| 9         | 41.000 | 24.273         |
| 10        | 53.000 | 39.681         |
| 11        | 55.667 | 60.771         |
| 12        | 33.333 | 19.558         |
| 13        | 33.333 | 20.065         |
| 14        | 27.667 | 27.654         |

**Tabla V.I Concentración promedio de  $PM_{10}$  registrada en la estación BJU y la concentración promedio de  $PM_{>2.5}$  *in situ* en los 14 cuadrantes, en unidades de  $\mu g/m^3$ . ND: no determinado**

| Cuadrante | BJU ( $PM_{10}$ ) | <i>in situ</i> ( $PM_{>2.5}$ ) |
|-----------|-------------------|--------------------------------|
| 1         | ND                | 359.205                        |
| 2         | 15.000            | 165.485                        |
| 3         | 51.000            | 174.701                        |
| 4         | 42.333            | 477.377                        |
| 5         | 103.333           | 272.821                        |
| 6         | 76.667            | 1154.836                       |
| 7         | 72.333            | 244.934                        |
| 8         | 72.333            | 222.822                        |
| 9         | 72.000            | 285.343                        |
| 10        | 76.000            | 299.682                        |
| 11        | 76.000            | 273.538                        |
| 12        | 59.000            | 216.573                        |
| 13        | 53.667            | 183.347                        |
| 14        | 46.667            | 137.312                        |

# A

## NEXO VI. Ubicación de los individuos de cada especie muestreada

**Tabla VI.I Ubicación exacta de todos los individuos de cada especie muestread de los cuadrantes 1 a 6 del Parque Francisco Villa, en coordenadas decimales.**

| Cuadrante | Especie              | Coordenadas Decimales |
|-----------|----------------------|-----------------------|
| 1         | <i>F. benjamina</i>  | 19.37345, -99.157044  |
|           | <i>F. benjamina</i>  | 19.37357, -99.15671   |
|           | <i>F. benjamina</i>  | 19.37344, -99.156692  |
|           | <i>E. japonica</i>   | 19.37348, -99.157024  |
|           | <i>U. parvifolia</i> | 19.37354, -99.156952  |
| 2         | <i>L. lucidum</i>    | 19.37353, -99.156428  |
| 3         | <i>E. japonica</i>   | 19.37351, -99.156524  |
|           | <i>E. japonica</i>   | 19.37259, -99.157018  |
|           | <i>F. benjamina</i>  | 19.37273, -99.156856  |
|           | <i>L. lucidum</i>    | 19.37266, -99.156761  |
| 4         | <i>F. benjamina</i>  | 19.37272, -99.156942  |
|           | <i>F. benjamina</i>  | 19.37262, -99.154969  |
|           | <i>E. japonica</i>   | 19.37264, -99.156353  |
|           | <i>F. retusa</i>     | 19.37263, -99.154969  |
|           | <i>L. lucidum</i>    | 19.37257, -99.155627  |
| 5         | <i>L. lucidum</i>    | 19.37266, -99.156097  |
|           | <i>L. lucidum</i>    | 19.37260, -99.155872  |
|           | <i>L. lucidum</i>    | 19.372639, -99.155877 |
|           | <i>L. lucidum</i>    | 19.372646, -99.155073 |
|           | <i>L. lucidum</i>    | 19.37276, -99.155866  |
|           | <i>L. lucidum</i>    | 19.37259, -99.155895  |
|           | <i>F. retusa</i>     | 19.372610, -99.155887 |
|           | <i>E. japonica</i>   | 19.372809, -99.156174 |
|           | <i>F. benjamina</i>  | 19.372571, -99.155949 |
|           | <i>F. benjamina</i>  | 19.371973, -99.156641 |
| 6         | <i>F. benjamina</i>  | 19.372014, -99.156642 |
|           | <i>F. benjamina</i>  | 19.372065, -99.156622 |
|           | <i>F. benjamina</i>  | 19.372048, -99.156579 |
|           | <i>F. benjamina</i>  | 19.372044, -99.156514 |
|           | <i>F. benjamina</i>  | 19.372234, -99.156431 |
|           | <i>F. benjamina</i>  | 19.3722, -99.156458   |
|           | <i>F. benjamina</i>  | 19.372173, -99.156395 |

**Tabla VI.I Ubicación exacta de todos los individuos de cada especie muestread de los cuadrantes 7 a 14 del Parque Francisco Villa, en coordenadas decimales.**

| <b>Cuadrante</b> | <b>Especie</b>       | <b>Coordenadas decimales</b> |
|------------------|----------------------|------------------------------|
| <b>7</b>         | <i>F. benjamina</i>  | 19.371981, -99.156736        |
|                  | <i>F. benjamina</i>  | 19.3726, -99.155209          |
|                  | <i>F. retusa</i>     | 19.372161, -99.15525         |
|                  | <i>E. japonica</i>   | 19.37215, -99.1551521        |
| <b>8</b>         | <i>F. benjamina</i>  | 19.37216, -99.155255         |
|                  | <i>L. lucidum</i>    | 19.37282, -99.155086         |
|                  | <i>L. lucidum</i>    | 19.37286, -99.155019         |
| <b>9</b>         | <i>F. benjamina</i>  | 19.37230, -99.15535          |
|                  | <i>F. retusa</i>     | 19.3716, -99.1553            |
|                  | <i>U. parvifolia</i> | 19.3719, -99.1565            |
|                  | <i>U. parvifolia</i> | 19.3719, -99.1564            |
| <b>11</b>        | <i>L. lucidum</i>    | 19.3711, -99.1561            |
|                  | <i>L. lucidum</i>    | 19.3712, -99.1562            |
|                  | <i>F. benjamina</i>  | 19.3716, -99.1562            |
| <b>12</b>        | <i>E. japonica</i>   | 19.37096, -99.155899         |
|                  | <i>E. japonica</i>   | 19.37099, -99.155892         |
|                  | <i>L. lucidum</i>    | 19.37086, -99.155884         |
|                  | <i>L. lucidum</i>    | 19.37091, -99.155941         |
|                  | <i>L. lucidum</i>    | 19.37088, -99.156087         |
| <b>13</b>        | <i>F. benjamina</i>  | 19.37028, -99.155969         |
|                  | <i>E. japonica</i>   | 19.3703, -99.155892          |
|                  | <i>L. lucidum</i>    | 19.3705, -99.156072          |
| <b>14</b>        | <i>E. japonica</i>   | 19.37072, -99.155292         |
|                  | <i>E. japonica</i>   | 19.37069, -99.155225         |
|                  | <i>L. lucidum</i>    | 19.3703, -99.155292          |

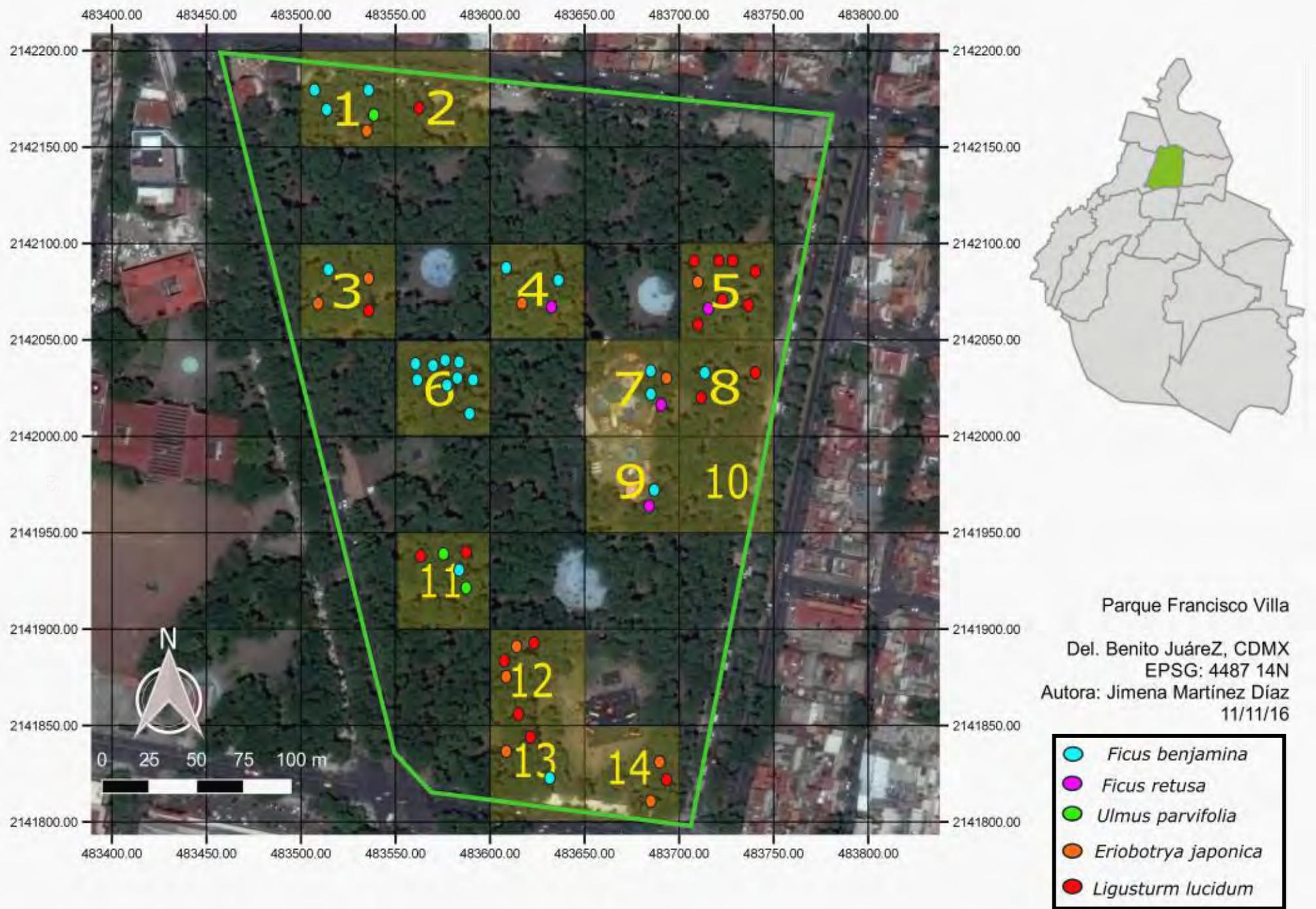


Figura VI.I Parque Francisco Villa con la representación de la ubicación aproximada de las especies muestreadas. Regiones amarillas numeradas representan los cuadros de muestreo correspondientes. Línea verde denota el perímetro del parque. Elaborado en QGIS2.18 Las Palmas.