



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y RECURSOS NATURALES
INSTITUTO DE CIENCIAS AGROPECUARIAS Y RURALES

MITIGACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA POR LOS BOSQUES
URBANOS, EL CASO DEL PARQUE LINEAL PASEO TOLLOCAN DE LA ZONA
METROPOLITANA DEL VALLE DE TOLUCA

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y RECURSOS NATURALES

PRESENTA:

LIC. EN BIOL. MARIO GONZÁLEZ PÉREZ

TUTORA ACADÉMICA:

DRA. MARLÍN PÉREZ SUÁREZ

TUTORES ADJUNTOS

DR. ÁNGEL ROBERTO MARTÍNEZ CAMPOS

DR. LEOPOLDO MOHEDANO CABALLERO

Febrero, 2025

El Cerrillo Piedras Blancas, Toluca, Estado de México.

CONTENIDO

SUMMARY.....	1
RESUMEN.....	2
I. INTRODUCCIÓN GENERAL.....	3
II. ANTECEDENTES.....	5
III.MARCO TEÓRICO.....	9
III.1. Clasificación y servicios ecosistémicos de los parques urbanos.....	9
III.2. Los parques urbanos como sistemas socio - ecológicos.....	14
III.3. La contaminación atmosférica en las grandes urbes.....	15
IV. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	17
V. JUSTIFICACIÓN.....	18
VI. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN E HIPÓTESIS.....	18
VII. OBJETIVOS.....	19
VII.1. OBJETIVO GENERAL.....	19
VII.2. OBJETIVOS ESPECIFICOS.....	19
VIII. MATERIALES Y METODOS.....	19
VIII.1. SITIO DE MUESTREO.....	19
VIII.2. DISEÑO DE MUESTREO.....	22
IX. RESULTADOS.....	26
IX.1. Importancia del arbolado del Paseo Tollocan en la conservación de la diversidad vegetal urbana de la Zona Metropolitana del Valle de Toluca.....	26
IX.2. Retención de contaminantes atmosféricos por el arbolado del Paseo Tollocan.....	27
X. DISCUSIÓN GENERAL	39
XI. CONCLUSIONES GENERALES.....	41
XII. REFERENCIAS.....	42

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Clasificación de los bosques urbanos con base en cinco características.....	11
Tabla 2. Descripción de los diferentes servicios ecosistémicos brindados por los Parques Urbanos.....	13

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Modelo conceptual de sistema socio – ecológico	15
Figura 2. Vista a nivel de suelo y aérea del tramo Av. Clouthier – Av. Tecnológico de Paseo Tollocan.....	18
Figura 3. Vista satelital de Paseo Tollocan	21
Figura 4. Posicionamiento espacial de brigadistas para la estimación del porcentaje faltante de copa.....	23
Figura 5. Medición de la altura de la base de la copa y el porcentaje faltante de copa.....	24
Figura 6. Eliminación de contaminantes presentes en la atmósfera (CO, NO ₂ , O ₃ , PM ₁₀ , PM _{2.5} , SO ₂) del arbolado muestreado en Paseo Tollocan	32
Figura 7. Eliminación por meses (E: enero, F: febrero, M: marzo, A: abril, MY: mayo, J: junio, JL: julio, A: agosto, S: septiembre, O: octubre, N: noviembre, D: diciembre) del año 2023 de los contaminantes suspendidos en la atmósfera por el arbolado (lado izquierdo) presente en Paseo Tollocan y el valor económico asociado (lado derecho) que representan.....	36
Figura 8. Eliminación de la contaminación del aire por especie arbórea.....	37

SUMMARY

The green infrastructure (GI) describes an interconnected system of natural elements within urban facilities that requires an adequate management to toast quality ecosystem services to people; it is considered a nature based solution (NBS) for the atmospheric pollution problems in most cities. Thru an adequate management of vegetation and the general resources that cities dispose, the pollutant retention and removal by urban trees, can increase in urban areas. Hence, this work aims to evaluate the retention of the main atmospheric pollutants in the central and lateral corridors of the avenue: “Paseo Tollocan” by means of base line information such as structure and diversity using the software i-Tree Eco® to quantify retained pollutants. Results point that urban trees display a diversity value of 196.4 trees/ha⁻¹, 8.34 ± 2.3m height, 2.9 ± 1.4m normal diameter, and 142.57m³ biomass volume according on average dasometric data obtained from field survey. The species *Cupressus lusitánica*, *Salix babylonica* and *Quercus spp.* have the most representative Importance Value Index (IVI) with 13.5%, 14.7% and 5.1% respectively. The family with greater number of species within the five sites is *Pinaceae* (10 sp) and the sites with greater similarity was fourth and fifth with 77.2% according to Bray-Curtis index. The diversity was 7,723 individuals belonging to 41 families. In addition, the analysis of the dasonomic data showed that sampled trees remove 655.036 pounds a year of pollutants equivalent to \$116,156.58 MXN. The month with greater pollutant removal is April. Such information will provide solid basis to elaborate management plans to urban trees in this important green, emblematic area of the “Zona Metropolitana del Valle de Toluca” (ZMVT) allowing the provision of ecosystem services in that area, particularly the retention of atmospheric pollution.

RESUMEN

La infraestructura verde (IV) describe un sistema interconectado de elementos naturales e infraestructura urbana, que requiere una adecuada gestión para brindar servicios ambientales de calidad a las personas; se considera una solución basada en la naturaleza (SBN) para los problemas de contaminación atmosférica que se vive en las grandes ciudades. Con el manejo adecuado de la vegetación y de los recursos que disponen las ciudades, se puede potenciar la retención de contaminantes por el arbolado de las zonas urbanas. Por tanto, el objetivo del presente trabajo fue evaluar la retención de los principales contaminantes atmosféricos por el arbolado del corredor central y laterales de Paseo Tollocan mediante la estimación de su estructura y diversidad, usando el software i-Tree Eco® para la cuantificación de los contaminantes retenidos. Los resultados señalan que el arbolado presenta una diversidad de 196.4 árboles/ha⁻¹, una altura de 8,34 ± 2.3 m, un diámetro normal de 2.9 ± 1.4 m, y un volumen de biomasa de 142.57 m³ de acuerdo con los datos dasonómicos promedio levantados en campo. Las especies *Cupressus lusitánica*, *Salix babylonica* y *Quercus spp.* tienen el Índice de Valor de Importancia (IVI) más representativo con 13.5 %, 14.7% y 5.1% respectivamente. La familia con mayor número de especies en los cinco sitios es Pinaceae (10 sp) y los sitios con mayor similitud fueron el 4 y el 5 con un 77.2% de acuerdo con el índice de Bray-Curtis. La diversidad fue de 7,723 individuos pertenecientes a 41 familias. Asimismo, el análisis de los datos dasonómicos arrojó que los árboles muestreados eliminan 655.036 libras anuales de contaminantes equivalente a \$116,156.58 MXN. Abril es el mes de mayor eliminación de contaminantes.

Esta información proporcionará bases sólidas para elaborar planes de manejo del arbolado en este espacio verde emblemático de la Zona Metropolitana del Valle de Toluca permitiendo

la provisión de servicios ecosistémicos en dicha zona, particularmente la retención de contaminación atmosférica.

Palabras clave: parques urbanos, i-Tree[®], remoción de contaminantes, infraestructura verde.

I. INTRODUCCIÓN GENERAL

La contaminación atmosférica es un fenómeno que ha ido en aumento desde el avance de las actividades humanas cuyo resultado es la emisión de sustancias al aire, implicando un riesgo para la salud de los habitantes de las zonas urbanas (Aránguez *et al.*, 1999). Lo anterior se ha reflejado en el incremento de enfermedades respiratorias y cardiovasculares (Gakidou *et al.*, 2017; Cen, 2015), además de problemas ambientales como la intensificación de las islas de calor urbanas ocasionadas por elementos interrelacionados como la emisión de gases de efecto invernadero (GEI), los cambios biofísicos del uso de suelo y la actividad solar que incide en la atmósfera (Velásquez-Ciro *et al.*, 2021).

El incremento de la problemática por contaminación del aire en las ciudades ha llevado a la implementación de medidas tecnológicas para limpiarlo, por ejemplo, el uso de recolectores metálicos en diferentes megaciudades de la India, de China y en México (Kottasová, 2021). Sin embargo, en algunos casos se ha descalificado la medida argumentando que es insostenible e ineficiente por consumir, para su funcionamiento, electricidad producida con base en la quema de carbono, contribuyendo a la emisión de dióxido de carbono (CO₂) (AFP, 2021). De igual manera se propone la infraestructura verde (IV), entendida como una red interconectada de áreas verdes en una ciudad que acerca a la población a los parques y bosques urbanos cuyas atribuciones se basan en la provisión de

servicios ecosistémicos y belleza escénica. Es una estrategia emergente con enfoque ecosistémico que aprovecha la capacidad de las especies vegetales y arbóreas en particular, de capturar los contaminantes sólidos y gaseosos del aire (Davies *et al.*, 2017), además, puede generar la optimización de la calidad del aire (Akbari y Taha, 1992), brinda protección contra rayos ultravioleta, mitigación de las islas de calor, reducción de los niveles sonoros del tráfico (Velázquez-Ciro, 2021), fijación de carbono, regulación del microclima, captación del agua pluvial y control de las escorrentías causantes de inundaciones (López-López *et al.*, 2018; Heisler, 1986). Si creemos que la IV puede dar soluciones, es necesario conocer la estructura y composición de las especies arbóreas que habitan el sitio así como la estimación de la capacidad de remoción de contaminantes de un área verde en particular para pronosticar el incremento de su cobertura y mantenerlas en condiciones óptimas (Rossi *et al.*, 2022). Con esta necesidad surge la creación de diferentes herramientas informáticas encargadas de evaluar los beneficios derivados de la IV (Nowak *et al.*, 2018). Uno de los paquetes informáticos con el uso más extendido es el i-Tree® cuyas operaciones alométricas combinan datos meteorológicos, de calidad del aire y variables dasonómicas en el cálculo de los beneficios ambientales y económicos que brindan los árboles (i-Tree, 2020).

El crecimiento de la población en las ciudades provoca la expansión de los aglomerados urbanos generando zonas metropolitanas con funciones y actividades que rebasan el límite del municipio que originalmente la contenía (INEGI, 2010). Particularmente la Zona Metropolitana del Valle de Toluca (ZMVT) es una vasta red urbana constituida por 16 municipios (COESPO, 2019), siendo ésta la quinta metrópoli más grande del país antecedida por el valle de México, Guadalajara, Monterrey y Puebla-Tlaxcala (INEGI, 2010). La explosión demográfica ejerce presión sobre la provisión de recursos aumentando la

problemática ambiental de la ZMVT particularmente por las altas emisiones de contaminantes registrados por diversas estaciones de monitoreo ambiental (RAMA, 2022), reportando una constante y prolongada mala calidad del aire. La avenida Paseo Tollocan atraviesa cuatro municipalidades de la ZMVT sobre su tramo poniente (Toluca, Metepec, Lerma y San Mateo Atenco) y posee una importante masa vegetal leñosa cuyo potencial puede ser aprovechado para darle un manejo que genere más y mejores servicios ambientales.

Por lo anterior, en el presente trabajo se busca conocer en qué medida el arbolado de Paseo Tollocan influye en la remoción de contaminantes atmosféricos de la ZMVT. Para ello, en la primera parte de los resultados se presenta el análisis de la estructura y composición del arbolado presente en la vialidad, así como su diversidad; mientras que en la segunda parte se presentan los resultados de la estimación de la cantidad de contaminantes removidos por la vegetación.

II. ANTECEDENTES

Se presenta de forma esquemática este apartado con la finalidad de agrupar los resultados de trabajos similares que dan marco a esta investigación.

Autores	Objetivos	Conclusiones
Nowak <i>et al.</i> , 2008.	Proporcionar una herramienta útil en la evaluación de la estructura de los bosques urbanos (Número de árboles, composición de especies, tamaño de los árboles, estado de salud) y sus funciones (remoción de contaminantes, almacenamiento y secuestro de carbono)	Los enfoques de muestreo brindados por el modelo UFORE ahora i-Tree, ofrece medios relativamente sencillos para evaluar con eficiencia la estructura y función de los bosques urbanos.

<p>Selmi <i>et al.</i>, 2016.</p>	<p>Se presenta una aplicación del modelo i-Tree® en una ciudad de Francia y se evalúan las tasas de remoción en comparación con las tasas locales de emisiones. También se analiza y ofrecen perspectivas para desarrollar una gestión integrada de espacios verdes y políticas urbanas sostenibles para mejorar la contaminación del aire.</p>	<p>Los efectos de los árboles públicos son relativamente pequeños con menos del uno por ciento en mejora de la calidad del aire, pero dependiendo del contaminante, este pequeño porcentaje tiene impactos sustanciales en la salud de los residentes locales. Los planificadores urbanos necesitan considerar el impacto de los bosques urbanos y áreas verdes sobre la calidad del aire local para generar planes mejor planificados que aseguren la purificación del aire y promuevan la salud humana en las ciudades.</p>
<p>Baró <i>et al.</i>, 2014.</p>	<p>Cuantificar los servicios ecosistémicos de regulación provistos por los bosques urbanos y evaluar su contribución para el cumplimiento de los objetivos en política pública de mejoramiento de la calidad del aire y mitigación del cambio climático en la localidad de Barcelona, España.</p>	<p>Se halló que la contribución de los bosques urbanos que regulan los servicios para reducir la contaminación es sustancial en términos absolutos pero modesta en comparación con los niveles generales de contaminación del aire y emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) de la ciudad.</p>

FAO, 2017.	Incentivar proceso colaborativo para elaborar directrices dirigidas a optimizar las contribuciones de los bosques y árboles al desarrollo urbano sostenible para resolver las exigencias actuales y venideras de las ciudades en cuanto a productos forestales y servicios ecosistémicos. Aumentar la sensibilidad de las comunidades sobre las contribuciones que los árboles y bosques ofrecen al mejoramiento de la calidad de vida y sostenibilidad mundial.	La silvicultura urbana y periurbana ofrece servicios ecosistémicos a comunidades urbanas además de ser una solución económica para mejorar la salud humana y calidad de vida, es una solución para muchas exigencias ambientales, sociales y culturales, opción para afrontar las repercusiones de la urbanización. Mejora los impactos directos del cambio climático sobre las personas para garantizar un lugar para el bienestar físico y mental.
López-López <i>et al.</i> , 2018.	Cuantificar los reservorios de carbono en los bosques naturales y urbanos así como su potencial en la mitigación del cambio climático. Analizar la relación de los depósitos de biomasa y carbono aéreos en relación con la composición de especies.	El contenido promedio de carbono es relativamente alto con respecto a los registrados en bosques urbanos de otras ciudades del mundo.
Nowak <i>et al.</i> , 2018.	Estimar la cantidad de contaminación atmosférica (CO, NO ₂ , O ₃ , PM _{2.5} , SO ₂) removida por los árboles en 86 ciudades de Canadá en 2010 y su valor monetario asociado, así como su impacto en la salud humana.	A través de la remoción de contaminantes, los árboles urbanos mejoran la calidad del aire en las ciudades y consecuentemente mejoran la salud humana.

<p>Arroyave- Maya <i>et al.</i>, 2019.</p>	<p>Analizar la estructura del bosque urbano del valle de Aburrá, Colombia, mediante la estimación y valoración de su aporte a la remoción de contaminantes atmosféricos con el software i-Tree Eco.</p>	<p>Bosque urbano de Valle de Aburrá remueve 228 t de contaminantes atmosféricos al año equivalente a un valor monetario de \$2130136 USD. Para optimizar el servicio se requiere seleccionar especies arbóreas idóneas con los indicadores de copa densa, follaje permanente, con superficies foliares cerosas y pubescentes, así como vincular la planificación urbana, regulaciones ambientales y las políticas públicas con la silvicultura urbana.</p>
<p>Arias- Orozco, 2019.</p>	<p>Mejorar las condiciones de la biodiversidad mediante la propuesta de corredores verdes y aportar nuevas soluciones a través de la conectividad entre los diferentes espacios de la infraestructura verde existente en Puerto Valalrta, México.</p>	<p>La planificación urbana y restauración de áreas segregadas coadyuvan al mejoramiento en el uso y funciones a nivel territorial de la red de corredores verdes. La implementación de corredores biológicos urbanos no es una práctica común en la planificación de las ciudades ni el beneficio ecosistémico que de ello deriva.</p>
<p>Song <i>et al.</i>, 2020.</p>	<p>Revelar las diferencias en la estructura vegetal de cuatro tipos de espacios verdes urbanos para resaltar cómo las diferencias en dicho atributo brindan diferentes tipos e intensidad de servicios ecosistémicos y para demostrar cómo incrementar y maximizar la provisión de servicios ecosistémicos en el futuro.</p>	<p>Diferentes tipos de áreas verdes urbanas con varias funciones y comunidades vegetales resultan en diferentes servicios ecosistémicos. La eficiencia en la provisión de dichos servicios puede ser usada por planificadores urbanos y tomadores de decisiones para establecer metas específicas de planeación en el futuro.</p>

Koricho <i>et al.</i> , 2021.	Explorar los servicios ecosistémicos de los bosques urbanos para cuantificar el almacenamiento y secuestro de carbono, la remoción de contaminantes, y los beneficios hidrológicos de los árboles urbanos.	Una cantidad significativa de CO ₂ y contaminantes del aire fueron removidos por árboles exóticos y especies de arbustos. Sin embargo, no cualquier planta encontrada en la ciudad es ecológicamente importante debido a que algunas son emisoras de compuestos orgánicos volátiles (VOC) por sus siglas en inglés.
Rossi <i>et al.</i> , 2022.	Evaluar el bosque urbano de un vecindario densamente construido con bajo mantenimiento de áreas verdes. Definir una herramienta útil para decisiones de forestación de zonas urbanas y su mantenimiento. Usar i-Tree Eco para evaluar los servicios ecosistémicos de 373 árboles urbanos de 57 especies.	El método que involucra a la ciudadanía en la investigación de campo mediante el diseño de aplicaciones tecnológicas que aportan beneficios a la toma de decisiones consciente en torno al manejo del entorno natural dentro de recintos artificiales como las ciudades.

III. MARCO TEÓRICO

III.1. Clasificación y servicios ecosistémicos de los parques urbanos.

Los bosques urbanos se definen como redes o sistemas que comprenden todo el arbolado, grupos de árboles y elementos individuales, ubicados en las áreas urbanas y periurbanas en los que se incluyen los árboles en las calles, camellones, jardines y parques (FAO, 2017). Se conoce que estos sistemas son importantes proveedores de servicios ecosistémicos cuyas funciones son dar equilibrio, regenerar, y restaurar los ecosistemas naturales y seminaturales (Nagabhatla *et al.*, 2018) como los bosques y las ciudades respectivamente; mediante la mitigación de riesgos como inundaciones, temperaturas extremas y contaminación del aire (Arroyave-Maya *et al.*, 2019) entre otros. Además, proveen de espacios seguros para la interacción humana y albergue de la biodiversidad, lo

que los hace herramientas útiles para solucionar en alguna medida, las necesidades sociales y ambientales de las grandes áreas urbanas (Shachman *et al.*, 2016).

Los bosques urbanos no solo tienen el potencial de acercar a los individuos para mejorar la convivencia vinculada a la demanda de apropiación colectiva del espacio público (Segovia y Neira, 2005); sino también de generar beneficios ambientales. Los bosques urbanos son parte importante de la IV de una ciudad, que conforma la red interconectada de áreas naturales y espacios donde se ha establecido todo tipo de vegetación y que conservan los valores y funciones de los ecosistemas naturales en una ciudad determinada (Benedict y McMahon, 2006), exceptuando los casos de malas prácticas en el manejo de arbolado público (Cali, 2018). Los bosques urbanos, como espacios públicos han sido clasificados de diversas formas dependiendo sus características generales; por ejemplo, López-Oviedo (2013), considera la extensión, la infraestructura, y la cobertura vegetal; así como la cercanía a los centros de población y la forma de acceso a dichos espacios. No obstante, las características consideradas para su clasificación varían entre autores (Tabla 1).

Tabla 1. Clasificación de los bosques urbanos con base en cinco características. Fuente:

Elaboración propia, adaptado de López-Oviedo, 2013.

Tipo de bosque	Características				
	Extensión	Infraestructura	Superficie de Áreas Verdes	Alcance de la población	Accesibilidad
Parque metropolitano	Grandes extensiones de terreno	Senderos, pistas, canchas, gimnasio	Amplias con abundante vegetación y cobertura boscosa	Supera los límites vecinales	Peatonal o vehicular
Parque lineal	Se extiende linealmente a ríos y avenidas importantes	Senderos y pistas	Énfasis al mantenimiento de la cobertura vegetal	Vecinos y habitantes de otros sectores de la ciudad	Peatonal
Parque central	Una cuadra	Bancas y mesas (mobiliario de recreación pasiva)	No se menciona	Personas en busca de servicios y/o lugar de trabajo	Peatonal
Parque vecinal o de barrio	Variable	No se menciona	No se menciona	Local y vecinal	Peatonal

Ahora bien, los servicios ecosistémicos que genera el arbolado están en relación con las características morfológicas y fisiológicas de las hojas y tronco de las especies arbóreas (Chapin, 2002), así como con variables externas asociadas al clima como la precipitación, temperatura, velocidad del viento, entre otras (Nowak *et al.*, 2008). La capacidad del arbolado para remover contaminantes también está determinada por su estructura, composición, diversidad y estado de salud para generar servicios de aprovisionamiento, regulación, de soporte y culturales (MEA, 2005) (Tabla 2). Estos servicios son los beneficios que las personas obtienen de la naturaleza (Davies *et al.*, 2017).

Para garantizar la eficiencia en la provisión de dichos beneficios es importante, inicialmente, realizar la evaluación de la estructura de diferentes masas forestales de una ciudad determinada (Song *et al.*, 2020). En segundo término, y a partir de las directrices técnicas obtenidas a partir de dichos estudios, se aconseja integrar la IV en la planificación urbana a partir de las necesidades particulares de cada sitio y enfatizar en el cuidado de la calidad del arbolado por parte de la población; que asegure la sustentabilidad de los beneficios a futuro (Calaza *et al.*, 2018).

En este sentido, es importante determinar si la identidad ecológica de los usuarios y de la población en general; contribuye al cuidado y valorización de los bosques urbanos para optimizar la calidad de sus servicios ecosistémicos (Daniel *et al.*, 2012). A partir de ello, se discute qué tan necesaria se vuelve hoy en día la integración de los enfoques ecosistémico con la identidad ecológica como herramienta para la valorización y cuidado de los bosques urbanos.

Tabla 2. Descripción de los diferentes servicios ecosistémicos brindados por los parques urbanos (Davies *et al.*, 2017; Walker y Salt, 2012).

Servicios ecosistémicos	Características
Aprovisionamiento	Proporcionan insumos que necesitamos directamente como alimentos, madera, agua, fármacos etc.
Regulación	Incluyen la polinización de los cultivos, control de plagas y pestes, procesamiento de desperdicios, purificación del aire y el agua, secuestro de carbono y retención de humedad en suelos.
Culturales	Amenidad pública, oportunidades para la recreación, estimulación del intelecto, prácticas consuetudinarias e inspiración espiritual.
Soporte	Regeneración del suelo, hábitats para la biodiversidad y la vida silvestre, ciclos de nutrientes y dispersión de semillas.

En segundo término, se analiza esta conjugación de enfoques para intuir si efectivamente contribuirá a tener una concepción más amplia sobre si la implementación de bosques urbanos conduce a la identidad ecológica para el cuidado de las áreas verdes públicas y subsecuentemente a la mejora de sus servicios ecosistémicos. A partir de esta integración teórica y mediante resultados de estudios de evaluación ambiental, es plausible plantearse implementar, aumentar y sobre todo mantener las áreas verdes para mejorar la calidad de vida urbana. Los sistemas socio-ecológicos son una manera de abordar este principio teórico para abonar al desarrollo de herramientas que permitan afrontar los riesgos ambientales a futuro (Millar *et al.*, 2007).

III.2. Los parques urbanos como sistemas socio-ecológicos

Los parques o bosques urbanos son sistemas socio-ecológicos por lo cual engloban aspectos como la interacción humana y la regulación climática (Dobbs *et al.*, 2018). Ahí ocurren cohesiones culturales, sociales, recreativas y espirituales que sirven como punto de encuentro de la sociedad con el ambiente. Para que sean espacios que la gente ponga en valor e interactúen en armonía, deben tener un manejo adecuado en el que se consideren aspectos clave como su estado de salud (Zaragoza-Hernández *et al.*, 2015).

Las ciudades son centros de gran demanda de recursos cuyo uso desmedido ha provocado un desbalance en los procesos naturales. Por ello se debe ponderar la construcción de identidad ecológica acompañada de un plan de manejo eficiente en torno a los espacios naturales urbanos. Esta identidad nace a partir de las interacciones entre la naturaleza y el ser humano dentro de un sistema socio-ecológico determinado (Figura 1) que puede ser una ciudad, una milpa, un monte etc. (Llamas-Torres, 2018), en donde el ser humano tenga cierta interacción con la naturaleza desde donde extrae los recursos necesarios para subsistir. Los bosques urbanos son lo más cercano a la naturaleza en las ciudades (Pickett *et al.*, 2010), por lo que son un ejemplo importante de sistemas socio-ecológicos.

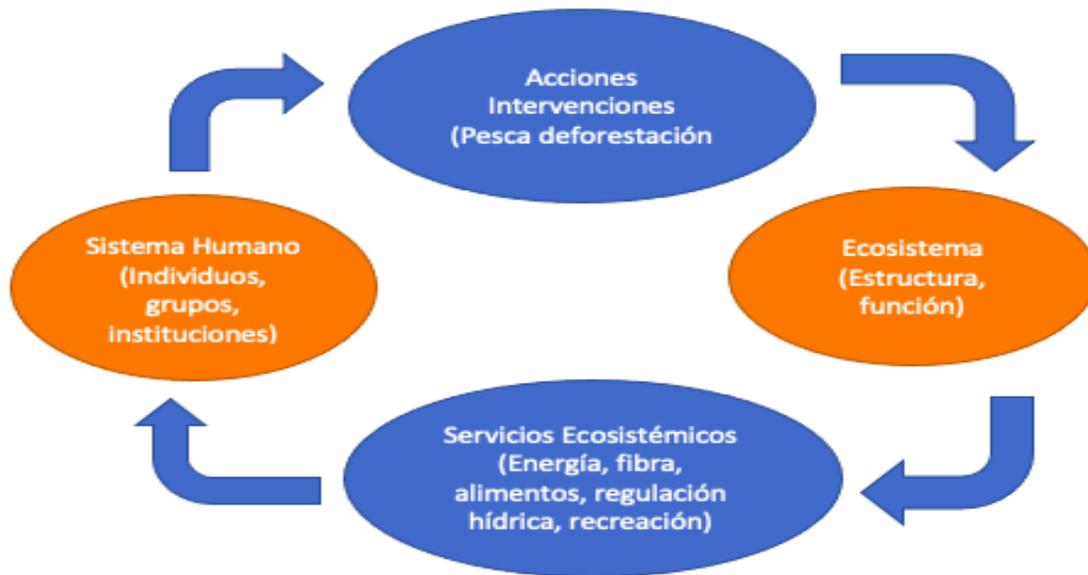


Figura 1. Modelo conceptual de sistema socio – ecológico. Adaptado de Gunderson et al., 2010

III.3. La contaminación atmosférica en las grandes urbes

Los contaminantes atmosféricos provienen de fuentes naturales (erupciones volcánicas e incendios forestales) y artificiales (vehículos motorizados, plantas de calefacción, centrales térmicas, incineradoras de residuos, generación de energía nuclear entre otras), (Mora-Barrantes *et al.*, 2020; Riondato *et al.*, 2020). Los contaminantes del aire se han categorizado en partículas y gases dependiendo de su tamaño; y clasificado en primarios y secundarios de acuerdo con su procedencia. Los que se originan directamente de la fuente de emisión son los primarios y los secundarios son los que fueron transformados en la atmósfera por reacciones fisicoquímicas dependientes de las interacciones entre los contaminantes (Ballester, 2005).

Estas emisiones artificiales producidas a partir de la quema de combustibles fósiles liberan grandes cantidades de gases de efecto invernadero (GEI) derivados de reacciones que al acumularse generan el calentamiento de la atmósfera catalizadas por la radiación solar intensa (Ballester, 2005). Lo anterior ha generado gran alerta debido al aumento de la temperatura ambiental (Elsom, 1990) aunado a la muerte prematura debido a enfermedades respiratorias de los habitantes urbanos (Gakidou *et al.*, 2017; Cen, 2015).

De igual forma, el proceso de urbanización es uno de los principales factores que causa altos niveles de contaminación atmosférica en las ciudades (Velásquez-Ciro *et al.*, 2021), lo que ha provocado mayor demanda de energía térmica relacionada con la generación de servicios públicos como luz eléctrica, gas de uso doméstico y transporte público y privado en las ciudades (Moran *et al.*, 2020). La mayor contribución a la contaminación se da por las emisiones relacionadas con el escape del tráfico (vehículos motorizados) que deposita gases tóxicos (NO₂, SO₂, O₃), y partículas PM_{2.5} y PM₁₀ a la atmósfera (Gong *et al.*, 2022) como en el caso del Paseo Tollocan que presenta tráfico en ambos sentidos.

La formación de islas de calor es un problema ambiental asociado al calentamiento global del planeta característico de las ciudades en donde la contaminación del aire juega un papel importante, en conjunto con la falta de vegetación y el incremento de la infraestructura gris (vialidades, construcciones, infraestructura, entre otros) causa de la retención de calor e incremento de la temperatura ambiental con mayor incidencia en el centro de las áreas urbanas en comparación con sus alrededores (Gago *et al.*, 2013; Cao *et al.*, 2016). Este efecto puede reducir en un 12% la efectividad del secuestro de carbono que tienen los árboles

(Meineke *et al.*, 2016), lo que aumenta paulatinamente los cambios de régimen climático en los sistemas naturales y artificiales.

IV. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La contaminación del aire es ocasionada por una elevada emisión de contaminantes a la atmósfera, debido al vasto parque vehicular e industrial (Morales-Méndez, *et al.*, 2007) presente en la zona conurbada de la ZMVT. Por lo anterior, esta área es considerada una de las más contaminadas de México y se estima que en la ZMVT se emiten a la atmósfera 752 531.9 toneladas anuales de contaminantes, entre los que se han registrado los NO_x (óxidos de nitrógeno), O₃ (ozono), CO (monóxido de carbono), CO₂ (dióxido de carbono), SO₂ (dióxido de azufre), PM₁₀ (material particulado menor a 10 micras) y PM_{2.5} (material particulado menor a 2.5 micras) (SMA, Edo Méx., 2007). Aunado a lo anterior, se trata de una zona donde las áreas verdes se han ido relegando a la periferia de la ciudad, reduciéndose así la oportunidad de utilizar a la vegetación como una solución para la retención de contaminantes. En este sentido, el corredor Paseo Tollocan, es una zona que, si bien inicialmente se estableció con fines estéticos y prácticos, se ha convertido en uno de los sitios en que mayor vegetación arbórea se alberga en la ZMVT (Figura 2). La vialidad se extiende a lo largo de 13.6 km en el tramo oriente, a través de 4 municipios de la ZMVT (Toluca, Metepec, Lerma y San Mateo Atenco) por lo que es importante conocer la capacidad que tienen los árboles de los camellones para retener los contaminantes del aire que se generan en el Valle de Toluca dadas las altas emisiones reportadas por los sistemas de monitoreo ambiental locales.



Figura 2. Vista a nivel de suelo, y aérea del tramo Av. Clouthier – Av. Tecnológico de Paseo Tollocan, (Fuente: Propia y de la Protectora de Bosques del Estado de México PROBOSQUE).

V. JUSTIFICACIÓN

El Paseo Tollocan es un espacio verde subutilizado que posee un gran potencial para incrementar los beneficios ambientales y sociales con la remoción de gran cantidad de contaminantes emitidos a la atmosfera y la recreación en la ZMVT. Por lo que evaluar la estructura, composición y diversidad del arbolado del sitio; así como la estimación de la capacidad del arbolado para retener contaminantes atmosféricos es de primordial importancia para establecer una línea base bajo la expectativa de generar información que sirva como punto de partida para planes de manejo específicos y más eficientes del arbolado de la vialidad.

VI. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN E HIPÓTESIS

¿En qué medida influye el arbolado presente en Paseo Tollocan en la retención y/o remoción de contaminantes atmosféricos de la ZMVT?

La masa forestal presente en Paseo Tollocan contribuye de manera significativa a la mitigación de la contaminación atmosférica de la ZMVT.

VII. OBJETIVOS

VII.1. Objetivo general

Evaluar la retención y/o remoción de contaminantes atmosféricos de la ZMVT por el arbolado público de Paseo Tollocan, en Toluca, Estado de México.

VII.2. Objetivos específicos

- a. Identificar la estructura, composición y diversidad de la masa forestal del corredor central de Paseo Tollocan.
- b. Estimar la cantidad de contaminantes atmosféricos retenidos y/o removidos por los árboles del Paseo Tollocan.

VIII. MATERIALES Y MÉTODOS

VIII.1. Sitio de muestreo

El Paseo Tollocan es una de las principales vialidades que rodean a la ciudad de Toluca, tiene una longitud aproximada de 14 kilómetros con conexiones y salidas a la Ciudad de México, Atlacomulco, Tenango del Valle y Morelia. Fue construido sobre el camino que construyeron los españoles para comunicar a la CDMX con Toluca y que llamaron “Camino Real”. En el tiempo posterior a la época colonial se le conoció simplemente como camino Toluca-México o viceversa (Bianconi, 2010). Su diseño, planificación y construcción se

realizó a principios de la década de 1970 por un equipo interdisciplinario quienes, aunado al corredor vial, idearon monumentos que se distribuirían a lo largo de la avenida y que indicaran la ubicación de lugares próximos (Toluca la Bella, 2019).

El trazo de la avenida organizó urbanísticamente el crecimiento de la ciudad de Toluca que abandonaba la economía agrícola para transitar a una economía industrial. Muchos de los centros de operaciones industriales se instalaron a lo largo de la vialidad (PEDU Toluca, 2018). Esta dinámica trajo consigo grandes impactos sobre el territorio en términos ecológicos, económicos y sociales. Uno de esos impactos es la urbanización que se extendió por terrenos ejidales y abarcó localidades periféricas hacia otros municipios comunicándolos de manera directa como el caso de Toluca, Zinacantepec, Lerma, Metepec y San Mateo Atenco. Esta reestructuración del uso de suelo por la alternancia de modelos económicos modificó la traza urbana y generó espacios nuevos para el desarrollo de actividades productivas en otros sectores (servicios públicos de transporte y comercio) (PEDU Toluca, 2018), lo que aumentó los problemas ambientales ya de por sí exacerbados por el sector industrial.

Los objetivos principales del proyecto vial-urbanístico fueron el mejoramiento del paisaje urbano y la distribución óptima del tránsito regional (Hoyos-Castillo y Camacho-Ramírez, 2010). Hoy día, además funge como un espacio de referencia cultural y de identidad para la población mexiquense contando con potencial importante para brindar servicios ecosistémicos de regulación y culturales. La avenida se conforma por cuatro ejes viales: dos laterales y dos centrales divididos por tres generosos camellones arbolados (Bianconi, 2010). Los camellones están compuestos por árboles alineados y grupos de árboles desde el paso a

desnivel de la avenida Alfredo del Mazo cercano a la Torre del Bicentenario, hasta el puente de Tultepec en dirección oeste – este en los municipios de Toluca, Metepec, Lerma y San Mateo Atenco (Figura 3).



Figura 3. Vista satelital de “Paseo Tollocan” marcado en verde. Fuente: Google Earth.

La vialidad Paseo Tollocan se divide en dos tramos según la junta de caminos del Estado de México (JCEM): *Circuito Tollocan*, que va de paseo de los Matlazincas a la Torre del Bicentenario y el *Paseo Tollocan* que inicia en el monumento de la Torre del Bicentenario para concluir en el puente de Tultepec (Hoyos-Castillo y Camacho-Ramírez, 2010). Se eligió el tramo Paseo Tollocan por la espaciosa superficie a lo ancho de los camellones centrales donde se desarrolla cobertura vegetal con copas prominentes. Los camellones tienen una superficie total de área permeable de 579,973.64 m² (58 ha). El Paseo Tollocan está ubicado en las coordenadas UTM 434039.83 y 2132822.86 en el punto del monumento “Torres del Bicentenario” y 444209.17 y 2132516.72 en el extremo del puente de Tultepec en dirección oeste – este. Se encuentra a una altitud de 2,600 msnm. La temperatura media anual es de 12.6° C y la precipitación de 785.5 mm en promedio (INEGI, 2001).

VIII.2. Diseño de muestreo

Se realizó un inventario por muestreo aleatorio simple basado en el manual de trabajo de i-Tree® Eco v6.0.32. Se delimitó la zona de estudio considerando únicamente las áreas permeables con el sistema de información geográfica (SIG) QGIS ® versión 3.24.2 cuya poligonal fue importada en el software i-Tree Eco ® mediante un archivo shapefile. Un total de 43 parcelas de muestreo de 400 m² c/u (0.1 acre) (3% de área total) se distribuyeron en el polígono mediante un generador aleatorio de coordenadas de Google maps® incluido en i-Tree Eco ®. Las coordenadas de cada parcela se marcaron con puntos geográficos mediante un dispositivo GPS Garmin® etrex 20x con un margen de error de entre 2 a 5 m.

Las parcelas circulares se delimitaron mediante la colocación de una estaca de madera de 50 cm de altura clavada en el centro de la parcela, en la que se amarró una rafia de 11.3 m de longitud que representa el radio de la superficie total (400 m²), es decir, la mitad del diámetro de la parcela. Se trazó la circunferencia de cada parcela recorriéndola de forma circular hasta cerrar el perímetro y se midieron las variables dasonómicas de los individuos arbóreos que cayeron dentro del área delimitada en las 43 parcelas designadas.

Los datos recabados en los formatos de campo fueron: la fecha de la salida a campo, y brigada (equipo que lleva a cabo el levantamiento de datos). Se asignó un número único de identificación (ID) a los árboles de los cuales se determinó la especie (SP) mediante la aplicación para smartphone PI@ntNet ®. Los datos dasonómicos obtenidos fueron Diámetro Normal (DN cm, 1.37 cm arriba del suelo,), altura total (AT m), altura del fuste limpio (AFL m), exposición de la copa (Lados de la copa con acceso a la luz solar), ancho de la copa

(medidas N-S y E-O, direcciones determinadas con brújula, AC m), y el porcentaje de copa faltante (%CF).

La AT y la AFL se obtuvo con un medidor de distancia láser de 100 m de alcance modelo MELA-100 marca Truper®. El DN se midió con una cinta diamétrica de 5m de longitud marca Truper®. El diámetro de la copa se calculó a través del promedio de las longitudes de la proyección de la copa en sentido N-S y E-O determinadas con brújula y medidas con una cinta métrica de 30 m. El porcentaje de copa faltante se determinó mediante el indicador de muerte regresiva (estimación del porcentaje de la copa compuesta por ramas muertas o ramas faltantes) de acuerdo con el manual de campo i-Tree® 2020, utilizando binoculares posicionados en ángulos perpendiculares al árbol (Figura 4).



Figura 4. Posicionamiento espacial de brigadistas para la estimación del porcentaje de copa faltante (Obtenido de Manual de campo i-Tree® 2020).

La estimación del porcentaje de copa faltante se realizó mediante la apreciación de dos participantes de la brigada, cada individuo se posiciona en ángulos perpendiculares al árbol dibujando mentalmente una silueta bidimensional de la copa, se encierra la muerte regresiva y se estima su área en porcentaje (Figura 5). Ambas observaciones deben ser compatibles con una diferencia menor a 10 intervalos. Se identificaron las parcelas con un número y se registró la ubicación de cada una en el área de estudio.

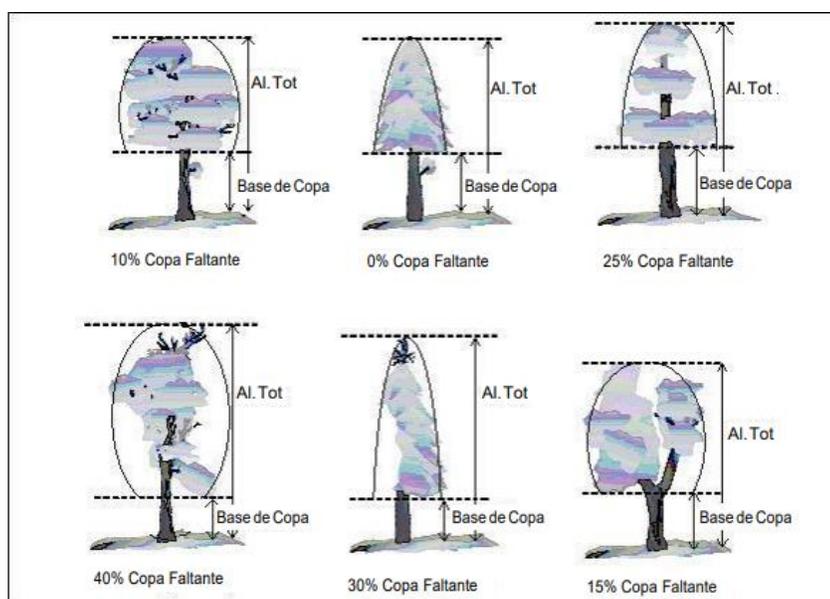


Figura 5. Medición de la altura de la base de la copa y el porcentaje de copa faltante (Obtenido de Manual de campo i-Tree® 2020).

La información necesaria de cada parcela es el porcentaje medido de la parcela (%MP); (cantidad de parcela a la que la brigada tiene acceso), porcentaje de cobertura arbórea (%CA); (cantidad de la parcela cubierta por dosel), objetos de referencia identificados como infraestructura urbana permanente para ubicar con mayor facilidad cada parcela (postes de luz, puentes peatonales, edificios). Si el objeto de referencia es un árbol, se registra su DN.

También se tomó registro del tipo de cobertura de suelo (arbustos, césped, pavimento, etc.) (TCS), el porcentaje de la parcela cubierta por cada tipo de cobertura de suelo (%PTCS) y el porcentaje debajo de la copa cubierta por cada tipo de cobertura de suelo (%DCTCS).

El análisis de remoción de contaminantes utiliza información de la calidad del aire y variables meteorológicas (temperatura, precipitación, velocidad del viento entre otros) del sitio obtenidas de los sistemas de monitoreo de calidad del aire (SMCA), en conjunto con las medidas dasonómicas del arbolado obtenidas en campo. Cabe destacar que el modelo utiliza los datos disponibles de estas estaciones de monitoreo más no las crea por si solo.

La retención y remoción de contaminantes calculados fueron el monóxido de carbono (CO), dióxido de nitrógeno (NO₂), ozono (O₃), material particulado menor a los 10 micrómetros (PM₁₀), material particulado menor a los 2.5 micrómetros (PM_{2.5}), y dióxido de azufre (SO₂). Los cálculos de la eliminación del aire se derivan de los cálculos de la resistencia del dosel de los árboles al O₃, SO₂ y NO₂ por hora, con base en un híbrido de los modelos de deposición de doseles de hojas grandes y de multicapas (Balducchi, 1987). Para este trabajo el valor de la eliminación de la contaminación se calcula con base en los precios de México de \$29,209 por tonelada (monóxido de carbono), \$105,748 por tonelada (ozono), \$15,787 por tonelada (dióxido de nitrógeno), \$5,750 por tonelada (dióxido de azufre), \$3,671,832 por tonelada (material particulado menor a 2.5 micrones), \$455,610 por tonelada (material particulado menor a 10 micrones y mayor a 2.5 micrones).

Por otro lado, se calculó el almacenamiento actual de carbono a través de la estimación de la biomasa de cada árbol usando ecuaciones de la literatura (Sharma *et al.*,

2024) y los datos de los árboles medidos. Debido a que los árboles maduros con mantenimiento tienden a tener menos biomasa de la predicha por las ecuaciones de biomasa derivadas del bosque (Nowak, 1994), se ajustaron los datos multiplicando los resultados de la biomasa para árboles urbanos maduros por 0.8. Mientras que para árboles en condiciones naturales no se hizo ninguna modificación. Asimismo, la biomasa del peso seco de los árboles se convirtió en carbono almacenado multiplicándola por 0.5. Para calcular la cantidad bruta de carbono capturado anualmente, se añadió el crecimiento promedio del diámetro del género correspondiente y la clase de diámetro y condición del árbol al diámetro existente del mismo año (año x) para calcular el diámetro del árbol y el almacenamiento del carbono en el año x+1 (Nowak, 1993). Los valores de captura y almacenamiento de carbono se basan en los valores de carbono locales calculados o personalizados. Para este análisis, el valor de la captura y del almacenamiento de carbono se calcula con base en el precio por tonelada establecido para México (\$3,345.40) (PROBOSQUE, 2022).

IX. RESULTADOS

IX.1. Importancia del arbolado del Paseo Tollocan en la conservación de la diversidad vegetal urbana de la Zona Metropolitana del Valle de Toluca.

Resumen

Es indispensable conocer la diversidad y estructura del arbolado en las áreas verdes para favorecer la sostenibilidad y adaptación de las ciudades al cambio climático. Por ello, en este trabajo se evaluaron estas variables dentro de una población arbórea presente en las áreas permeables de los camellones de Paseo Tollocan en la región centro del país. Mediante un muestreo aleatorio, se calculó la estructura con los parámetros de abundancia, dominancia y frecuencia, así como el índice de valor de importancia (IVI). La diversidad se obtuvo

mediante los índices de Shannon y Margalef. El arbolado presente en los cinco sitios muestreados tiene una densidad de 196.4 árboles ha⁻¹ con una altura de 8.34 ±2.3 m y diámetro de 2.91±1.4 m promedio. El volumen total es de 142.57 m³ y las especies con mayor IVI son *Cupressus lusitánica*, *Salix babylonica* y *Quercus spp*, cuya abundancia relativa predominó en las primeras dos, alcanzando una frecuencia relativa de 3 en ambas especies.

En las áreas permeables del corredor Paseo Tollocan, se contabilizaron un total de 7,723 individuos de 41 especies pertenecientes a 14 familias lo cual indica una alta riqueza de especies lo que constituye al Paseo Tollocan como un importante recinto para la conservación de la diversidad de arbolado nativo que contribuye a la adaptación de las personas a cambios ambientales y a la resiliencia y sostenibilidad de ciudades y ecosistemas artificiales afines.

Este estudio conforma una línea base para avanzar en la investigación de los corredores biológicos urbanos verticales donde se determine los beneficios físicos, ecológicos y socio-ambientales que permitan una mejor planificación y manejo de los bosques urbanos. Se presentan estos resultados en artículo enviado.

Palabras clave: Arbolado urbano, áreas verdes urbanas, bosque urbano, planificación urbana, servicios ambientales, Zona Metropolitana del Valle de Toluca

IX.2. Retención de contaminantes atmosféricos por el arbolado del Paseo Tollocan.

Resumen

El arbolado urbano es considerado una de las principales soluciones a la problemática de la contaminación ambiental, gracias a que los árboles pueden retener los contaminantes suspendidos en el aire. El objetivo de este trabajo fue identificar la capacidad que tiene el

arbolado establecido en Paseo Tollocan para retener contaminantes suspendidos en la atmósfera. Se llevó a cabo un muestreo aleatorio en donde se seleccionaron 148 árboles al azar establecidos en 43 parcelas, a lo largo de los camellones centrales de Paseo Tollocan, en su tramo oriente, para obtener sus medidas dasonómicas. Los datos se importaron a i-Tree Eco ® donde a través de ecuaciones alométricas se obtuvo información acerca de la retención y eliminación de monóxido de carbono (CO), dióxido de nitrógeno (NO₂), ozono (O₃), material particulado menor a los 10 micrómetros (PM₁₀), material particulado menor a los 2.5 micrómetros (PM_{2.5}), y dióxido de azufre (SO₂). Asimismo, a través del cálculo de la biomasa se estimó el almacenamiento y el secuestro de carbono. Los resultados indicaron que los árboles eliminan en mayor medida O₃ (231.505 libras), siendo abril el mes en donde se captura la mayor cantidad de contaminantes. Asimismo, *Populus alba* fue la especie que retiene la mayor cantidad de contaminantes (378.28 oz/año). *Cupressus lusitánica* es la especie que secuestra más carbono al año (1.974 toneladas), mientras que *Acacia baileyana* es la especie arbórea que almacena más carbono al año (312.8 toneladas). Esto demuestra que los árboles urbanos retienen contaminantes suspendidos en el aire de forma estacional; además, es importante señalar la importancia de elegir las especies adecuadas en parques urbanos ya que diferentes especies de árboles retienen en mayor o menor medida distintos contaminantes, de tal forma que se puedan crear nuevos parques o ampliarlos con plantas leñosas que desempeñen el papel de indicadoras en cuanto a la remoción de algún o algunos contaminantes en específico.

Palabras clave: arbolado urbano, bosque urbano, remoción de contaminantes, infraestructura verde, Paseo Tollocan.

Introducción

A partir de la revolución industrial se ha presentado un incremento en la población a nivel mundial, observándose los mayores niveles de concentración poblacional en las ciudades (Mayr-Maldonado, 2009). De acuerdo con la ONU (2015), el 54 % del total de la población vive en zonas urbanas y se espera que para 2050, sea el 66 % el que habite los centros urbanos. Este crecimiento acelerado ha traído consigo un alza en actividades tanto industriales como domésticas mismas que generan un incremento en diversas problemáticas ambientales, degradando el suelo, el agua y el aire por la generación desmedida de desechos sólidos, aguas residuales y la emisión de contaminantes a la atmósfera (Sadik, 1991). Estos últimos son emitidos principalmente por procesos de combustión fósil (Mayr-Maldonado, 2009), lo que provoca que contaminantes como gases de efecto invernadero, partículas como hollín, cenizas, compuestos orgánicos volátiles, gases contaminantes como monóxido de carbono, ozono, dióxidos de nitrógeno y azufre (Grimm *et al.*, 2008) se encuentren suspendidos en el aire modificando su composición original. Estos contaminantes superan en muchas ocasiones los límites establecidos permitidos (OMS, 2018), lo que vulnera la calidad de vida de las personas que viven en las ciudades. Esta situación impacta principalmente en la salud humana, ya que se ha presentado un alza en las enfermedades respiratorias y cardiovasculares (Kampa y Castanas, 2008; Calderón-Garcidueñas y Villareal-Ríos, 2017), incluso se ha reportado la muerte de cientos de personas alrededor del mundo (OMS, 2016) derivadas de enfermedades crónicas degenerativas por la contaminación del aire.

La problemática ambiental de la contaminación del aire, sin embargo, se puede revertir gracias a diferentes acciones como lo es la reducción de los calefactores y aires acondicionados en el hogar, la promoción de combustibles limpios en el sector vehicular, el

cambio de los equipos obsoletos de las fábricas, así como su regulación en cuanto a las emisiones permitidas, entre otros (Zhang y Geng, 2019), sin embargo estos procesos suelen ser lentos y costosos, por lo que, diferentes ciudades han optado por soluciones basadas en la naturaleza, es decir en la implementación de infraestructura verde (Nagabhatla *et al.*, 2018), una red estratégicamente planificada de zonas naturales de gran calidad, diseñada y gestionada para brindar una amplia gama de servicios ecosistémicos (Comisión Europea, 2013).

El pilar fundamental de la infraestructura verde son los bosques urbanos debido a que están conformados por una gran cantidad de arbolado, mismos que brindan beneficios tanto ambientales como sociales a las personas que habitan en las ciudades (Calaza, *et al.*, 2018). Uno de estos beneficios es la retención de contaminantes de la atmósfera, a través de su establecimiento en las diferentes superficies de contacto de los árboles, tales como su corteza (Barima *et al.*, 2014, Beckett *et al.*, 2000), el tamaño y forma de sus hojas (Simon *et al.*, 2014; Janhäll, 2015; Tiwary y Colls, 2010), así como en su conjunto, el área foliar (Barima *et al.*, 2014).

Tanta ha sido la necesidad de identificar la capacidad que tienen los árboles para retener contaminantes suspendidos en el aire de las ciudades que se han creado herramientas como lo es i-Tree Eco (Lin *et al.*, 2021), la cual determina la retención de contaminantes por parte de árboles aislados como de árboles en conjunto dentro de parques urbanos. A pesar de contar con esta herramienta, en México han sido pocos los estudios que han utilizado i-Tree (Hernández-Castán, *et al.*, 2024; Martínez-Trinidad, *et al.*, 2021; Vázquez-Arceo, *et al.*, 2023), sin embargo, se han enfocado a analizar árboles establecidos en parques urbanos, pero no en parques lineales. Por sus características, Paseo Tollocan puede ser considerado como

el parque lineal más grande del Estado de México, convirtiéndolo así en la principal herramienta mitigadora de contaminación ambiental. Sin embargo, dado que son muy pocos los trabajos que han analizado esta zona y mucho menos los que han evaluado la retención de contaminantes por parte del arbolado que lo compone; este trabajo se convierte en pionero por explorar algunas de las especies arbóreas que conforman Paseo Tollocan y su capacidad de retención de contaminantes suspendidos en el aire, a través de i-Tree Eco®. Por lo que, el objetivo de este trabajo fue identificar la capacidad que tiene el arbolado establecido en Paseo Tollocan para retener contaminantes suspendidos en la atmósfera.

Resultados y discusión

Eliminación de contaminantes suspendidos en la atmósfera

De manera general, los árboles muestreados eliminaron 655.036 libras ha de contaminantes que se encontraban suspendidos en el aire, lo que equivale a 116, 156.58 pesos mexicanos. De manera particular, se encontró que el O₃ fue el contaminante de mayor eliminación por parte del arbolado (Figura 6), eliminando 231.505 libras equivalente a 12,240.68 pesos mexicanos, seguido del PM₁₀, el NO₂, y el SO₂. Cabe resaltar que los valores económicos se encuentran basados en valores de externalidad que se les otorga a los países dependiendo de la reducción en la derrama económica por atención médica a ciudadanos con enfermedades derivadas de la contaminación del aire, así como del coste medioambiental que esta provoca. En este sentido, los árboles muestreados en Paseo Tollocan al año estarían contribuyendo al país con un ahorro de más de cien mil pesos.

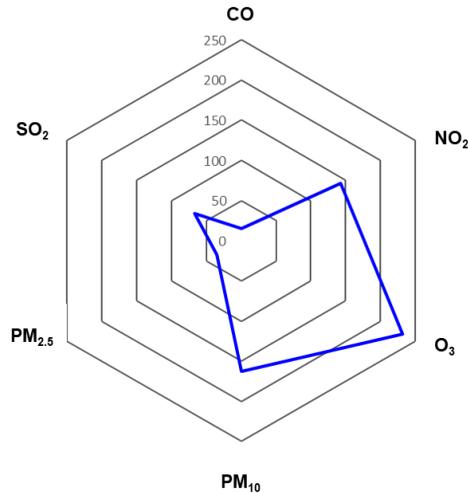


Figura 6. Eliminación de contaminantes presentes en la atmósfera (CO, NO₂, O₃, PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂) del arbolado muestreado en Paseo Tollocan.

La eliminación de O₃ también genera un beneficio a la salud de las personas debido a que el O₃ (gas de efecto invernadero) es uno de los principales contaminantes que afecta al ser humano (Cañada-Torrecilla, 2021), agravando las enfermedades respiratorias y cardiovasculares (EPA, 2017). Se pudo observar que el NO₂ fue el contaminante reportado como el tercero que más eliminaron los árboles de Paseo Tollocan, esto puede ser a raíz de que es el precursor del O₃. Cabe resaltar que las diferentes partes de los árboles tales como las hojas, las ramas y la corteza son las que actúan absorbiendo contaminantes del aire. En este sentido, los contaminantes gaseosos del aire como el O₃ y el NO₂ se absorben principalmente a través de las estomas de las hojas (poros), aunque algunos gases son eliminados por la superficie de la planta (Smith, 1990). Una vez dentro de la hoja, los gases se difunden en los espacios intercelulares y pueden ser absorbidos por las películas de agua para formar ácidos o reaccionar con las superficies internas de la hoja (Smith, 1990). Esta capacidad que tienen los árboles los hace buenos indicadores para evaluar el estado de la

calidad del aire en áreas urbanas (Carvalho-Oliveira *et al.*, 2017). En este sentido, los árboles de Paseo Tollocan han servido como indicadores para detectar los altos niveles de concentración de O₃, cabe señalar que este contaminante es el componente principal del smog, por lo que, es probable que los resultados indiquen que los árboles eliminaron en mayor medida este contaminante porque fue el que se encontraba con mayores exposiciones en la atmósfera ya que a lo largo de Paseo Tollocan, el tráfico vehicular es constante, sin embargo, es necesario hacer más estudios que identifiquen los niveles de concentración de O₃ en el aire para corroborar este hallazgo. Al respecto del tráfico vehicular, se ha reportado que la infraestructura vertical en las ciudades contribuye como barrera entre los altos niveles de contaminación atmosférica emitidos a lo largo de carreteras por el ya mencionado tráfico y los edificios o casas contiguas (Gregory *et al.*, 2016), impidiendo de tal forma que el smog que emiten los carros llegue directamente a las zonas habitacionales frenando los altos niveles de concentración dañinos para el ser humano. Además de que esta estrategia de plantaciones forestales en entornos urbanos resulta eficaz, se considera de bajo costo (Alahabadi *et al.*, 2017).

Las partículas con diámetros aerodinámicos mayores a 2.5 pero menores a 10 micrómetros (μm) (PM₁₀) fueron el segundo contaminante que retuvieron en mayor medida los árboles en Paseo Tollocan. Esto es debido a las características físicas de las hojas, como la forma, pubescencia o tricomas y los estomas. Además, la pequeña superficie foliar individual y la abundante capa de cera (cutícula), también contribuyen a la eficacia en la retención de PM (Chen *et al.*, 2017). Se ha demostrado que los tricomas de las hojas aumentan la acumulación de PM. Asimismo, los estomas de las hojas de los árboles permiten la retención y la adsorción de PM_{2.5} o PM₁₀ ya que las áreas de los poros estomáticos varían de 46 a 125 μm^2 (Peschel *et al.*, 2003; Dow *et al.*, 2014). Un estudio sobre la deposición de

PM en hojas de cinco especies de hoja perenne en Beijing, China, mostró que en la cavidad estomática había PM de hasta 2 μm de diámetro (Song *et al.*, 2015). Rai (2016) estudió los efectos de las partículas en 12 especies de plantas comunes al borde de las carreteras y descubrió que el tamaño de los estomas se reducía debido a la deposición de polvo en el aire, pero el crecimiento de las plantas no se veía afectado, lo que sugiere el potencial de las plantas para adsorber contaminantes del aire.

Por otro lado, también se ha reportado que la influencia de los árboles establecidos en las calles de las ciudades sobre la concentración de PM incluye efectos aerodinámicos, de deposición y resuspensión que, dependen principalmente de la copa de los árboles, pero también de la morfología de las hojas, el viento, las fuentes de emisión de PM, la geometría de la calle y las condiciones microclimáticas (Abhijith *et al.*, 2017; Zhu *et al.*, 2019). En este sentido, en Paseo Tollocan la principal fuente de emisión de PM son los vehículos, mismos que pueden generar viento incidiendo así en que las partículas que se encuentran en las hojas de los árboles regresen a la atmósfera o al suelo. Sin embargo, se ha reportado que los árboles de las calles eliminan las partículas de manera más eficiente con vientos paralelos a la dirección de la calle que con vientos perpendiculares (Buccolieri *et al.*, 2018), como es el caso de Paseo Tollocan.

De manera particular, se pudo observar que abril de 2023 fue el mes en donde los árboles muestreados eliminaron la mayor cantidad de CO (2.29 libras), NO₂ (15.06 libras), O₃ (28.731 libras) y PM₁₀ (21.764 libras) (Figura 7), lo cual equivale a 6,638.93 pesos mexicanos. Mientras que para PM_{2.5} fue en junio (5.87 libras, equivalente a 10,772.03 pesos mexicanos), y para SO₂ en agosto (6.12 libras, equivalente a 17.60 pesos mexicanos).

Derivado de lo anterior se ha reportado que la influencia de los árboles de las calles sobre la eliminación de la contaminación del aire es estacional, particularmente debido a las

características de los árboles los que son de hoja perene y los de hoja caduca (Salmond *et al.*, 2013). Resultados similares a lo encontrado en este estudio mencionaron que hay una tendencia en los efectos aerodinámicos de eliminación de los contaminantes en mayor medida en primavera (Jeanjean *et al.*, 2017), ocasionando un posible aumento de concentración de PM hacia la atmósfera en la época de floración (Chunping *et al.*, 2021), lo cual nos indica que es por ello por lo que el material particulado PM₁₀ fue el que retuvieron en menor cantidad en el mes de abril correspondiente a primavera y el PM_{2.5} fue captado en mayor medida hasta junio empezando el verano, mientras que los contaminantes gaseosos si se absorbieron a través de los estomas de los árboles en primavera.

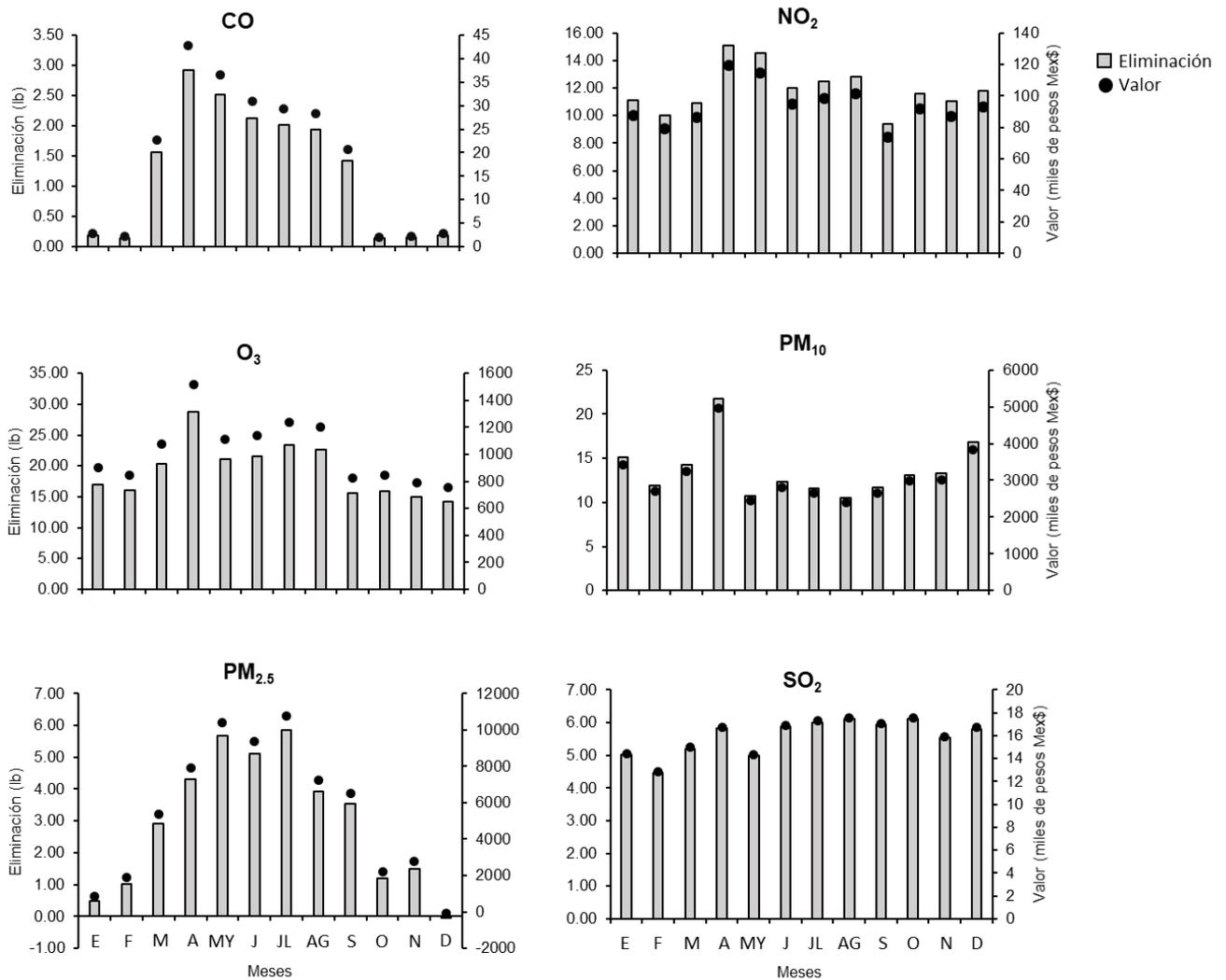


Figura 7. Eliminación por meses (E: enero, F: febrero, M: marzo, A: abril, MY: mayo, J: junio, JL: julio, AG: agosto, S: septiembre, O: octubre, N: noviembre, D: diciembre) del año 2023 de los contaminantes suspendidos en la atmosfera por parte del arbolado (lado izquierdo) presente en Paseo Tollocan y el valor económico asociado (lado derecho) que representan.

En cuanto a la contaminación por especie arbórea de Paseo Tollocan, se obtuvo que la especie que eliminó mayor cantidad de concentraciones de contaminantes suspendidos en

la atmósfera fue *Populus alba* (378.28 oz/año), seguido de *Salix fragilis* (124.97 oz/año) y *Alnus glutinosa* (112.17 oz/año) (Figura 8). Mientras que, de forma opuesta, las especies arbóreas que contribuyen en menor proporción a mitigar los contaminantes emitidos a la atmósfera son *Jacaranda mimosifolia* (0.80 oz/año), seguido de *Liquidámbar styraciflua* (2.650oz/año) y *Cupressus sempervirens L.* (3.02 oz/año). De manera general, todas las especies de árboles muestreadas en Paseo Tollocan eliminan en mayor proporción el O₃ (Figura 8), a excepción de *Acacia baileyana* la cual elimina en mayor proporción las partículas PM₁₀ (9.3 oz/año).

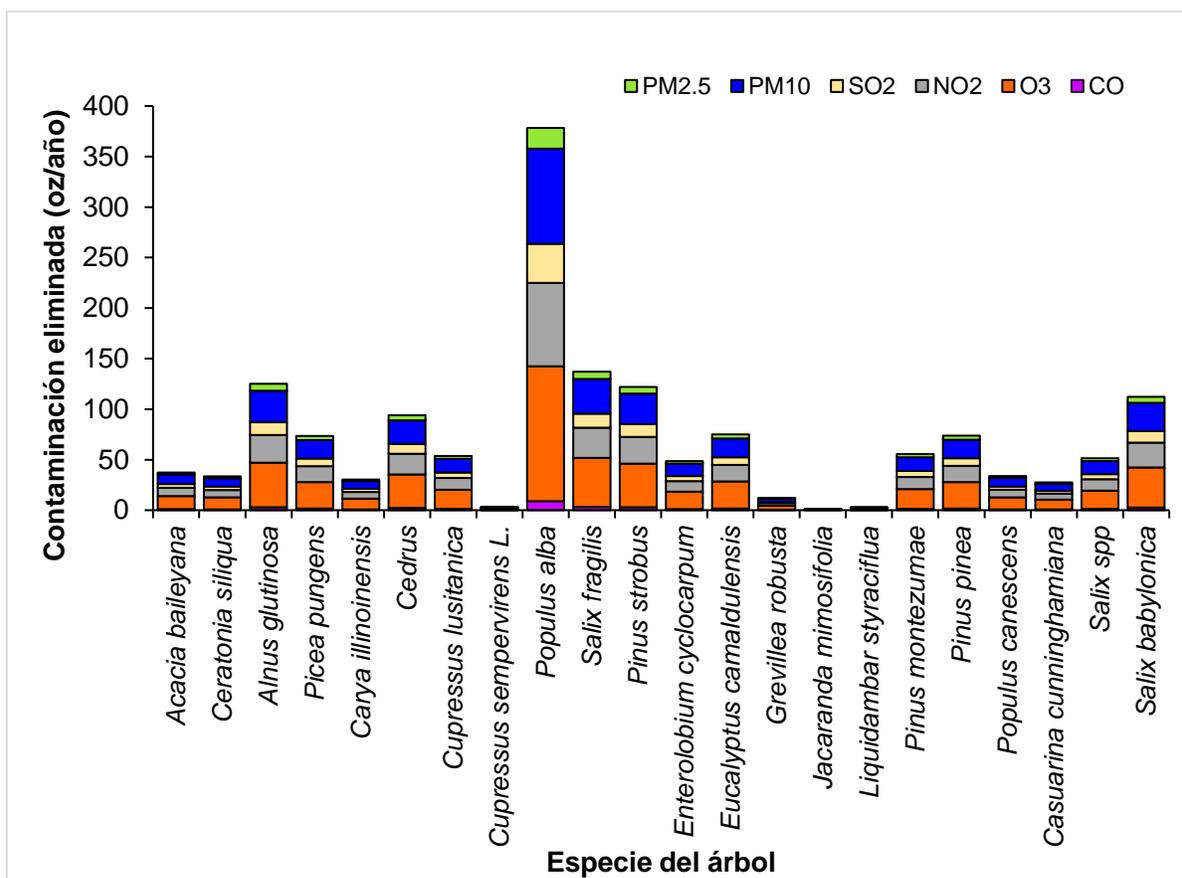


Figura 8. Eliminación de la contaminación del aire por especie arbórea.

De acuerdo con estos resultados, *Populus alba*, tiene mayor capacidad de mitigar la contaminación del aire, al respecto, se ha reportado que esta especie es considerada como uno de los biomonitores más eficaces entre las especies de árboles debido a la alta sensibilidad de sus hojas a la contaminación (Yalaltdinova *et al.* 2018). Esta especie de árbol se caracteriza por ser un árbol caducifolio, por lo que pierde sus hojas particularmente en otoño. Sin embargo, tiene una alta resistencia a la escasez de agua y nutrientes, tormentas y clima frío. Además, esta especie se caracteriza por tener una hoja ancha, además de que las ramillas jóvenes están recubiertas de una pilosidad abundante y con muchos vellos, lo cual puede estar permitiendo la deposición y la adsorción de los contaminantes suspendidos en la atmósfera. En cuanto a *Salix fragilis*, esta especie arbórea, aunque también es caducifolio, sus hojas son muy pilosas particularmente en primavera, presentan márgenes aserrados y nervaduras laterales y una central, estas características apuntan a que es capaz de adsorber y retener los contaminantes en las hojas, pero también en su corteza, gracias a que es agrietada, lo que permite una inserción de los contaminantes. La especie *Alnus glutinosa* la principal forma en la que puede estar reteniendo los contaminantes es a través de sus hojas, mediante la adsorción, debido a que estas tienen glándulas resinosas (Díaz-Vega 2015) mismas que vuelven a las hojas sumamente pegajosas.

Conclusiones

Es importante que en las ciudades con altos niveles de contaminación derivados de las crecientes actividades antrópicas, actividades industriales y el smog provocado por el aumento en la carga vehicular, se cree una estrategia de contención contra la concentración de la contaminación del aire, optando por la implementación de infraestructura verde en

puntos estratégicos o en direcciones que abarquen grandes centros urbanos, como por ejemplo los jardines verticales, tal como Paseo Tollocan, como se indica en este documento. Asimismo, es importante que se les brinde un manejo adecuado a dichos parques verticales, pero sobre todo que se consideren a las especies que se van a plantar, ya que la elección de especies de plantas adecuadas es esencial para diseñar una ciudad verde que contribuya a la mitigación de la contaminación del aire, basándose en la sensibilidad y la tolerancia de las plantas a los niveles de contaminantes suspendidos en la atmósfera. Lo anterior aunado a que el arbolado en los centros urbanos contribuye a la reducción de los costes que las ciudades tendrían en cuanto a los servicios médicos brindados a la sociedad por enfermedades relacionadas con la contaminación del aire, así como el gasto por la degradación medioambiental que dicha contaminación provoca.

X. DISCUSIÓN GENERAL

La riqueza y diversidad de especies en Paseo Tollocan es elevada, el valor de sus índices varió entre los sitios de estudio, siendo el sitio 5 (Av. Miguel Alemán – Pte de Tultepec) y el sitio 3 (AV. Clouthier – Av. Tecnológico), los que presentaron mayor valor. La composición está dada por el número de especies reportadas en los sitios muestrales, que corresponden a 7 723 individuos pertenecientes a 41 especies de árboles distribuidos en 14 familias, siendo la familia *Pinaceae* la que tuvo mayor número de especies y géneros. La densidad, altura y diámetro promedio del arbolado, así como su volumen de biomasa en metros cúbicos, indican un bosque que contribuye a la mitigación del cambio climático con el objetivo de mejorar la calidad de vida en los emplazamientos urbanos (Baró *et al.*, 2014).

Por otro lado, el ozono atmosférico (O_3) es el contaminante que mayor retienen la mayoría de las especies arbóreas, siendo éste eliminado en mayor cantidad en el mes de abril de 2023. Respecto al comportamiento de otros contaminantes, fue en el mes de junio cuando se eliminó la mayor cantidad de $PM_{2.5}$, y en agosto el dióxido de azufre (SO_2), lo que indica que la eliminación de contaminantes está dada por la estacionalidad, debido a las características fisiológicas del follaje a nivel de hoja individual y de copa, así como la influencia del clima sobre los ciclos vitales de los organismos vegetales. Estos rasgos corresponden a la forma de las hojas (anchas, acículas) y fenología (perenes o caducifolias). La especie que mayor cantidad de contaminantes removió durante primavera y hasta el cierre de la temporada de lluvias fue *Populus alba* por la sensibilidad de sus hojas a la contaminación (Yalaltdinova *et al.*, 2018) además de su anatomía propia, ya que, al presentar pubescencias en ambas caras de la lámina foliar, éstas incrementan la retención de partículas suspendidas en el aire. En general la población muestral eliminó 655.036 libras (297 kg ha) de contaminación del aire equivalente a \$116,156.58 MXN equivalente a \$6,847.14 USD al año. En la ciudad de Adama, Etiopía; la cifra asciende a 686,519,156.80 USD (Korichó, *et al.*, 2021) marcando una notable diferencia en cuanto al valor de Toluca con el Paseo Tollocan. Sin embargo este dato se refiere a un tamaño de muestra mayor al evaluado en este trabajo cuyos resultados demarcan un antecedente así como un desafío para dar continuidad al monitoreo de las parcelas muestreadas, así como inclusive ampliar el tamaño de la muestra e incluir nuevas variables como la concentración de los tipos de contaminantes por sitio para la caracterización de las condiciones y el contexto en que se presentan sobre distintos estratos que abarca el parque lineal Paseo Tollocan.

En este sentido, la riqueza de especies, diversidad, estructura y composición del arbolado en el área de estudio, así como su capacidad de remover y/o retener contaminantes atmosféricos, trae consigo beneficios socio-ambientales indirectos que fomentan la adaptabilidad y resiliencia del ecosistema urbano (Huff *et al.*, 2020). Se encontró que la diversidad es relativamente alta en comparación con otros estudios (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2022) aunado a la presencia de árboles frutales que se ha reportado tienen una capacidad mayor de adsorción de contaminantes (Eviner y Chapin, 2003).

XI. CONCLUSIONES GENERALES

Las áreas urbanas con altos niveles de contaminación como la ZMVT son propensas a que los habitantes sufran de efectos adversos como las enfermedades cardiovasculares resultantes de la exposición prolongada a agentes contaminantes suspendidos en la atmósfera. Ello da pie a que se genere una estrategia de contención contra la contaminación del aire implementando infraestructura verde en puntos estratégicos con grandes extensiones de superficie como el Paseo Tollocan. Esto es viable brindando un manejo adecuado al parque considerando una paleta vegetal consistente con la sensibilidad y tolerancia de las especies a los niveles de contaminación atmosférica y otras variables del suelo y mantenimiento de la copa.

La riqueza de especies en Paseo Tollocan es alta, y tiene un papel importante en la conservación de la diversidad del arbolado nativo e introducido con aporte ecosistémico; lo que contribuye a la mitigación de los efectos de la contaminación y otras perturbaciones propias de las urbes. Los hallazgos marcan una línea base para el monitoreo a largo plazo del corredor Paseo Tollocan con la continuidad de estudios donde se determinen los beneficios

ecológicos y socio-ambientales para fomentar una mejor planificación en el manejo de los bosques urbanos en las ciudades a futuro.

X. REFERENCIAS

- Abdollahi, K.K., Ning, Z.H., Appeaning, A. (2000). Global climate change and the urban forest. Baton Rouge, LA; Franklin Press, Inc, 77p.
- Abhijith, K.V., Kumar, P., Gallagher, J., McNabola, A., Baldauf, R., Pilla, F., Broderick, B., Di Sabatino, S., Pulvirenti, B. (2017). Air pollution abatement performances of green infrastructure in open road and built-up street canyon environments-A review. *Atm. Environ.* 162, 71-86. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.05.014>
- Alahabadi, A., Hassan-Ehrampoush, M.H., Miri, M., Ebrahimi-Aval, H., Yousefzadeh, S., Reza-Ghaffari, H., Ahmadi, E., Talebi, P., Abaszadeh-Fathabadi, Z., Babai, F., Nikoonahad, A., Sharafi, K., Hosseini-Bandegharai, A. (2017). A comparative study on capability of different tree species in accumulating heavy metals from soil and ambient air. *Chemosphere* 172, 459–467.
- Agence France Press, AFP. (2021). *Proyecto de ventiladores gigantes para mejorar aire de Nueva Delhi genera escepticismo de expertos*. Francia. Recuperado de <https://www.france24.com/es/minuto-a-minuto/20210722>
- Akbari, H., Taha, H. (1992). The impact of trees and white surfaces on residential heating and cooling energy use in four Canadian cities. *Energy*. 17 (2), 141-149.
- Alanís-Rodríguez, E., Mora-Olivo, A., Molina-Guerra, V.M., Gárate-Escamilla, H., y Sigala-Rodríguez, J.A. (2022). Caracterización del arbolado urbano del centro de

Hualahuises, Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. 13 (73): 29 - 49. DOI: 10.29298/rmcf.v13i73.1271

Aránguez, E., Ordóñez, J.M., Serrano, J., Aragonés, N., Fernández-Patier, R., Gandarillas, A. y Galán, I. (1999). Contaminantes atmosféricos y su vigilancia. *Rev. Esp. De Salud Pública*. 73: 123 – 132.

Arias-Orozco, S. (2019). La infraestructura verde como estrategia de transformación hacia el urbanismo sustentable. *Revista de Estudios Sociales*. 6: 9 – 30. DOI: <https://doi.org/10.7440/res64.2018.03>

Arroyave-Maya, M., Posada-Posada, M., Nowak, D. y Hoehn, R. (2019). Remoción de contaminantes atmosféricos por el bosque urbano en el valle de Aburrá. *Universidad Distrital Fco. José de Caldas. Colombia forestal*, 22 (1): 5 – 16. <https://revistas.udistrital.edu.co/index.php/colfor/article/view/13695>

Baldocchi, D. (1987). A- multilayer model for estimating sulfur dioxide deposition to a deciduous oak forest canopy. *Atmospheric Turbulence and Diffusion Division*. 2 (5): 869 – 884.

Ballester, F. (2005). Contaminación atmosférica, cambio climático y salud. *Rev. Esp. De Salud Pública*. 79: 159 – 175.

Barima, Y. S.S., Angaman, D. M., N’Gouran, K. P., Koffi, N. A., Kardel, F., Cannière, C. y Samson, R. (2014). Assessing atmospheric particulate matter distribution based on Saturation Isothermal Remanent Magnetization of herbaceous and tree leaves in a

tropical urban environment. *Science of The Total Environment*, 470: 975 – 982.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.082>

Baró, F., Chaparro, L., Gómez-Baggethun, E., Langemeyer, J., Nowak, D.J., y Terradas, J. (2014). Contribution of ecosystem services to air quality and climate change mitigation policies: the case of urban forests in Barcelona, Spain. *AMBIO*, 43: 466 – 479.

Beckett, K. P., Freer-Smith, P. H., & Taylor, G. (2000). The capture of particulate pollution by trees at five contrasting urban sites. *Arboricultural Journal*, 24(2–3), 209–230.
<https://doi.org/10.1080/03071375.2000.9747273>

Benedict, M.A. y McMahon, E.T. (2006). *Green infrastructure: linking landscapes and communities*. Washington, DC. Island press. p. 320.

Berger, P.L. y Luckman, T. (2011). *La construcción social de la realidad*. Buenos Aires, Argentina. Cultura Libre.

Bianconi, S. *Monumentos arbóreos*. Altiplano. (2010) Recuperado de:
<http://susanabianconi.blogspot.com/2010/07/2005a-monumentos-arboreos-publicado.html>

Borelli, S., Conigliaro, M. y Pineda, F. (2018). Los bosques urbanos en el contexto global. *Unasyva*. 69 (250): 3 – 10.

- Brogia, N. Constanza, G. M., Florencia, G. M., Giacomozzi, S., Giustozzi, F., Marchetti, T. O. y Perri, V. (2016). Pertenencia del individuo a través de signos identitarios. Universidad de la Plata, 11.
- Buccolieri, R., Santiago, J.L., Rivas, E., Sanchez, B. (2018). Review on urban tree modelling in CFD simulations: Aerodynamic, deposition and thermal effects. *Urban Forestry & Urban Greening*, 31, 212-220.
- Calaza, P., Cariñanos, P., Escobedo, F. J., Schwab, J. y Tovar, G. (2018). Crear paisajes urbanos e infraestructura verde. *Unasylva*, 250 (69): 11 – 21.
<https://www.fao.org/3/i8707es/I8707ES.pdf>
- Calderón-Garcidueñas, L. y Villarreal-Ríos, R. (2017). Living closet o heavy traffic roads, air pollution, and dementia. *The Lancet Summit*. (389) 10070: 675 – 677. Recuperado de [Living close to heavy traffic roads, air pollution, and dementia - The Lancet](#)
- Cali, M.A. (2018). *Análisis de la actividad de poda en arbolado urbano perteneciente a la ciudad de La Plata* (Tesis de grado). Universidad Nacional de la Plata. Buenos Aires, Argentina.
- Cao, C., Lee, X., Liu, S., Schultz, N., Xiao, W., Zhang, M. y Zhao, L. (2016). Urban heat islands in China enhanced by haze pollution. *Nature communications*, 7: 1 – 7.
<https://www.nature.com/articles/ncomms12509.pdf>
- Cañada Torrecilla, M.R. (2021). El riesgo de contaminación por ozono en dos ciudades españolas (Madrid y Sevilla). Un estudio realizado con técnicas de modelado espacial

y SIG. Geographica, 73, 195–212.

https://doi.org/10.26754/ojs_geoph/geoph.2021735168

Carvalho-Oliveira, R., Amato-Loureço, L., Moreira, T.C.L., Rocha-Silva, D.R., Vieira, B.D., Mauad, T., Saiki, M., Nascimeto-Saldiva, P.H. (2017). Effectiveness of traffic-related elements in tree bark and pollen abortion rates for assessing air pollution exposure on respiratory mortality rates. *Environ. Int.* 99, 161–169.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.09.008>

Cen, S. (2015). Biological monitoring of air pollutants and its influence on human beings. *The Open Biomedical Engineering Journal*, 9: 219–223.
<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4645973/>

Chapin, F.T. (2002). Effects of plant traits on ecosystem and regional processes: a conceptual framework for predicting the consequences of global change. *Annals of Botany*. 91: 455 – 463.

Chen, L., Liu, C., Zhang, L., Zou, R., Zhang, Z. (2017). Variation in tree species ability to capture and retain airborne fine particulate matter (PM_{2.5}). *Sci. Rep.* 7, 3206.
<https://doi.org/10.1038/s4198-017-03360-1>

Chunping, M., Shuai, Y., Hu, Y., Liu, M., Yao, J., Zhang, Y., He, X., Chen, W. (2021). Seasonal effects of street trees on particulate matter concentration in an urban street canyon. 2021. *Sustainable Cities and Society*. 73, 103095.
<https://doi.org/10.1016/j.scs.2021.103095>

Cirera, J., Giocoli, A., Carbonell, M., Gómez-Fabra, T., Viladot, A. y Barragán, A. (2020). Urbanismo ecosistémico, claves para la resiliencia y habitabilidad de las metrópolis *Plan Director Urbanístico del área metropolitana de Barcelona*, p. 23.

- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) (2019). *Ciudades verdes y sustentables*. Gobierno de México. Recuperado de <https://www.gob.mx/conanp/articulos/ciudades-verdes-y-sustentables>
- Consejo Estatal de Población (COESPO). (2019). ¿Cuántos somos? Variables demográficas básicas del Estado de México. Secretaría General de Gobierno. Gobierno del Estado de México. Recuperado de http://coespo.edomex.gob.mx/cuantos_somos.
- Daniel, T.C., Muhar, A., Arnberger, A., Aznar, O., Boyd, J.W., Chan, K.M.A... Dunk, A. (2012). Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 23, 8812-8819. [DOI: 10.1073/pnas.1114773109](https://doi.org/10.1073/pnas.1114773109)
- Davies, H., Doick, K., Handley, P., O'Brien, L. y Wilson, J. (2017). *Delivery of ecosystem services by urban forests*. Edinburgo. Forestry Commission.
- Díaz-Vega, J.P. (2015). Evaluación de recuperación de suelos degradados con plantación de aliso en el distrito de Umari provincia de Pachitea 2015. [Tesis de maestría inédita]. Universidad Nacional "Hermlio Valdizán".
- Dow, G.J., Berry, J.A., Bergmann, D.C. (2014). The physiological importance of developmental mechanisms that enforce proper stomatal spacing in *Arabidopsis thaliana*. *New Phytol.* 201, 1205-1217. <https://doi.org/10.1111/nph.12586>
- Dobbs, C., Eleuterio, A. A., Amaya, J. D., Montoya, J. y Kendal, D. (2018). Beneficios de la silvicultura urbana y periurbana. *Unasylva*, 250 (69): 22 – 29. <https://www.fao.org/3/i8707es/I8707ES.pdf>
- Eisenman, T.S., Churkina, G., Jariwala, S.P., Kumar, P., Lovasi, G.S., Pataki, D.E., Weinberger, K.R y Withlow, T.H. (2019). Urban trees, air quality, and asthma: An interdisciplinary review. *Landscape and Urban Planning*. 187. 47 – 59.

<https://www.vibrantcitieslab.com/wordpress/wp-content/uploads/2019/08/eisenman-et-al-2019-urban-trees-air-quality-asthma-review-8-21.pdf>

Elsom, D. (1990). Contaminación atmosférica. *Madrid: Cátedra*. Pp 376.

EPA. United States Environmental Protection Agency. (2017). Our nation's air: Status and trends through 2016. Accessed Enero 2024.

Estevez, E., Lopes-Vasco, N. y Janowski, T. (2016). *Smart sustainable cities, reconnaissance study*. Recuperado de:

[http://collections.unu.edu/eserv/UNU:5825/Smart Sustainable Cities v2final.pdf](http://collections.unu.edu/eserv/UNU:5825/Smart_Sustainable_Cities_v2final.pdf)

European Commission. (2013). *Building a green infrastructure for Europe*. Luxemburgo.: Publications Office of the European Union. <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/738d80bb-7d10-47bc-b131-ba8110e7c2d6>

Eviner, V.T., y Chapin, F.S. (2003). Functional matrix: A conceptual framework for predicting multiple plant effects on ecosystem processes. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*. 34: 455 – 85. DOI:10.1146annurev.ecolsys.34.011802.132342

Gaceta de gobierno. (20/12/2018). Periódico oficial, Plan Estatal de Desarrollo Urbano, Toluca, Gobierno libre y soberano de México. Tomo CCVI, Número 119. P - 350.

Gago, E. J., Roldan, J., Pacheco-Torres, R. y Ordóñez, J. (2013). The city and urban heat islands: A review of strategies to mitigate adverse effects. *Renweable and Sustainable Energy Reviews*, (25). 749 – 758.

Gakidou, E., Afshin, A., Abajobir, A. A., Abate, K. H., Abbafati, C., Abbas, K. M., et al. (2017). Global, regional, and national comparative risk assessment of 84 behavioural, environmental and occupational, and metabolic risks or clusters of risks, 1990–2016: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2016. *The Lancet*, 390,

1345–1422. <https://www.thelancet.com/action/showPdf?pii=S0140->

[6736%2817%2932366-8](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(22)01171-8)

Gong, C., Xian, C. y Ouyang, Z. (2022). Assessment of NO₂ purification by urban forests based on the i-Tree Eco model: Case study in Beijing, China. *Forests*. 13 (3): 369 <https://doi.org/10.3390/f13030369>

Gregory, D., McLaughlin, O., Mullender, S., Sundararajah, N. (2016). New solutions to air pollution changes in the UK. Briefing paper produced by the London Forum for Science and Policy, published by the Grantham Institute, Abril, 2016.

Grimm, N. B., Foster, D., Groffman, P., Grove, J. M., Hopkinson, C. S., Nadelhoffer, K. J., Pataki, D. E. y Peters, D. (2008). The Changing Landscape: ecosystem responses to urbanization and pollution across climatic and societal gradients. *Frontiers in Ecology and the Environment*. (6) 5: 264 – 272. <https://doi.org/10.1890/070147>

Gunderson, L., Kinzing, A., Quinlan, A., Walker, B., Cundhill, G., Beier, C., Crona, B. y Bodin, Ö. (2010). Assessing resilience in social-ecological systems: Workbook for practitioners. *Resilience Alliance*. Pp – 54.

Haines-Young, R. y Potschin, M. (2013). *Common international classification of ecosystem services (CICES)*. Nottingham. Centro de manejo Ambiental.

Heisler, G.M. (1986). Energy savings with trees. *J. of Arboriculture*. 12 (5): 113 – 125. <https://www.fs.usda.gov/treearch/pubs/34773>

Hernández-Castán., J., Cuesta-Mejía, E., Ortiz-Espejel, B. y Rosano-Reyes, E. (2024). Servicios ecosistémicos del arbolado urbano en la Laguna de San Baltazar, Puebla, mediante el uso del software i-Tree. *Ciencia Ergo Sum*. (30): 2, 2395 – 8782. <https://doi.org/10.30878/ces.v30n2a5>

- Hinojosa-Robles, E. (2014). El manejo de áreas verdes en la ciudad de México y Pekín: la búsqueda de la sustentabilidad en grandes ciudades. *Investigación ambiental*. 6 (1): 69 – 77.
- Hoyos-Castillo, G. y Camacho-Ramírez, M. D. (2010). Vialidad paseo Tolloacan en la ciudad de Toluca. *Quivera*, 12 (2): 221-246. <https://www.redalyc.org/revista.oa?id=401>.
- Huff, E.S., Johnson, M.L., Roman, L.A., Sonti, N.F., Pregitzer, C.C., Campbell, L.K., y McMilen, H. (2020). A literatura review of resilience in urban forestry. *Arboriculture & Urban Forestry*. 46(3): 185 – 196.
- Indigo Staff. (17/05/2019). *Ventiladores gigantes ¿una opción contra la contaminación?* Reporte Indigo. CDMX. Recuperado de: <https://www.reporteindigo.com/piensa/ventiladores-gigantes-una-opcion-contr-la-contaminacion/>
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). (2001). *Síntesis de información geográfica del Estado de México*. Recuperado de https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/historicos/2104/702825224028/702825224028_6.pdf
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). (2010). *Censo de población y vivienda 2010*. México. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2010/>
- i-Tree. (2020). ¿Qué es i-Tree? *i-Tree*. Recuperado de <https://www.itreetools.org/tools>.
- Janhäll, S. (2015). Review on urban vegetation and particle air pollution – Deposition and dispersion. *Atmospheric Environment*. 105: 130 – 137. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.01.052>

- Jeanjean, A.P.R., Buccolieri, R., Eddy, J., Monks, P.S., Leigh, R.J. (2017). Aire quality affected by trees in real street canyons: The case of Marylebone neighbourhood in central London, 22 pp. 41-53. *Urban Forestry & Urban Greening*.
- Kampa, M. y Castanas, E. (2008). Human health effects of air pollution. *Environmental Pollution*. (151) 2: 362 – 367. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.06.012>
- Kim, G. (2016). Assesing urban forest structure, ecosystem services, and economic benefits on vacant land. *Sustainability*. 8. 679. doi:10.3390/su8070679
- Koricho, H.H., Seboka, A.D., Fufa, F., Gebreyesus, T., y Song, S. (2021). Study on the ecosystem services of urban forests: implications for climate change mitigation in the cases of Adama City of Oromiya regional State, Etihiopia. *Urban Ecosystems*. 25: 575 – 584. <https://doi.org/10.1007/s11252-021-01152-0>
- Kottasová, I. (2021). *El mundo apuesta por los gigantes ventiladores que succionan el carbono para limpiar nuestro desastre climático*. Estados Unidos. CNN. Recuperado de <https://cnnespanol.cnn.com/2021/10/20/gigantes-ventiladores-carbono-desastre-climatico-riesgo-trax/>
- Llamas-Torres, I. (2018). Sistemas Socio-Ecológicos ¿Sistemas Qué? *Centro de Investigación Científica de Yucatán A.C.* 10: 66-70. [2018-03-22 Llamas-Sistemas socio ecologicos.PDF \(cicy.mx\)](https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127062)
- Lin, J., Kroll, C. N. y Nowak, D. J. (2021). An uncertainty framework for i-Tree eco: A comparative study of 15 cities across the United States. *Urban Forestry & Urban Greening*. (60): <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127062>
- López, M. J., Freaza, N., Cortizo, D. E., Giorgio, R. S.Tarducci, R. R. y Martínez, S. (2014). El sentido de pertenencia y la valoración del paisaje frente a los procesos de

- crecimiento urbano. *Universidad de la plata*, 1346 – 1357.
<http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/55980>
- López-López, S.F., Martínez-Trinidad, T., Benavides-Meza, H.M., Garcia-Nieto, M. y Ángeles-Pérez, G. (2018). Reservorios de biomasa y carbono en el arbolado de la primera seccion del bosque de Chapultepec, CDMX. *Madera y Bosques*. 24 (3): 1 - 14.
- López-Oviedo, C.L. (2013). Aproximaciones teóricas para un estudio acerca del sentido del lugar en parques urbanos. *Revista de investigación Social*, 16: 31 – 53.
- Maldonado-Bernabé, G., Chacalo-Hilu, A., Nava-Bolaños, I., Meza-Paredes, R.M. y Zaragoza-Hernández, A.Y. (2019). Cambios en la superficie de áreas verdes urbanas en dos alcaldías de la ciudad de México entre 1990-2015. *Polibotánica*. 48: 205 – 230.
- Martínez-Gutierrez, E. M. (2003). La significación social de los espacios públicos. *Ciudades, arquitectura y espacio urbano*, 3: 115 – 130.
<https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=2159525>
- Martínez-Trinidad, T., Hernández-López, P., López-López, S. F. y Mohedano-Caballero, L. (2021). Diversidad, estructura y servicios ecosistémicos del arbolado en cuatro parques de Texcoco mediante i-Tree Eco. *Revista mexicana de ciencias forestales*. (12): 6, 203- 223. DOI:<https://doi.org/10.29298/rmcf.v12i67.880>
- Mayr-Maldonado, J. (2009). Ciudades y Contaminación Ambiental. *Fundación Dialnet*. (30): 66 – 71. Recuperado de [Ciudades y contaminación ambiental - Dialnet](#)
- McHale, M.R., Burkle, I.C., Lefsky, m.A., Peper, P.J. y McPherson, E.G. (2009). Urban forest biomass estimates: is it important to use allometric relationships developed

- specifically for urban trees? *Urban Ecosystems*. 12 (1): 95 – 113.
<https://doi.org/10.1007/s11252-009-0081-3>
- MEA (Millenium Ecosystem Assesment). (2005). *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Washington DC. Island Press.
- Meineke, E., Youngsteadt, E., Dunn, R. R. y Frank, S. D. (2016). Urban Warming reduces aboveground carbon storage. *Proc. Royal Society Publishing*, 283: 1 – 9.
<https://royalsocietypublishing.org/doi/pdf/10.1098/rspb.2016.1574>
- Millar, C.I., Stephenson, N.L., y Stephens, S.L. (2007). Climate change and forests of the future: Managing in the face of uncertainty. *Ecological Applications*, (7): 8, 2145 – 2151. DOI: <https://doi.org/10.1890/06-1715.1>
- Montañez-Rufino, D. (06/06/2019). *¿Por qué los parques son símbolos de identidad?* Metrópoli Mid. Recuperado de: <https://metropolimid.com.mx/por-que-los-parques-son-simbolos-de-identidad/>
- Mora-Barrantes, J.C., Sibaja-Brenes, J.P. y Borbón-Alpizar, H. (2020). Fuentes antropogénicas y naturales de contaminación atmosférica: estado del arte de su impacto en la calidad fisicoquímica del agua de lluvia y de niebla. *Tecnología en Marcha*. 34 (1): 92 – 103. <https://doi.org/10.18845/tm.v34i1.4806>
- Morales-Méndez, C. C., Madrigal-Uribe, D. y González-Becerril, L. A. (2007). Isla de calor en Toluca, México. *Ciencia Ergo Sum*, 14 (3): 307-316.
<https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=10414308>.
- Moran, R., Allison, T., Bell, Brandi., Brown, E. y Dews, M. (2020). Urban forest and the tree canopy: a pathway to climate resilience. *The international undergraduate Journal for Service-Learning, Leadership, and Social Change*, 10 (1): 10 – 25.
<https://opus.govst.edu/iujsl/vol10/iss1/4/>

- Nagabthla, N., Springgay, E. y Dudley, N. (2018). Los bosques, soluciones basadas en la naturaleza para garantizar la seguridad hídrica de los entornos urbanos. *Unasyuva*, 250 (69): 43 – 52. <https://www.fao.org/3/i8707es/I8707ES.pdf>
- Nowak, D. J. (2020). Understanding i-Tree: Summary of programs and methods. USA, Madison. *USDA Forest Service*. Recuperado de <https://www.itreetools.org/support/resources-overview/i-tree-manuals-workbooks>
- Nowak, D.J., Crane, D.E. (2002). Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environmental Pollution*. Volume 116. 381–389. ISSN 0269-7491.
- Peschel S., Beyer, M., Knoche, M. (2003). Surface characteristics of sweet cherry fruit: stomata-number, distribution, functionality, and surface wetting. *Sci. Hortic.* 97,265-278. [https://doi.org/10.1016/S0304-4238\(02\)00207-8](https://doi.org/10.1016/S0304-4238(02)00207-8)
- Nowak, D.J., Maco, S. y Binkley, M. (2018). I-Tree global tools to asses tree benefits and risks to improve forest management. *Arboricultural Consultant*. 51 (4): 10 – 13. https://www.itreetools.org/documents/296/ASCA_i-TreeGlobal.pdf
- Nowak, J.N., Hirabayashi, S., Doyle, M., McGovern, M., y Pasher, J. (2018). Air pollution removal by urban forests in Canada and its effect on air quality and human health. *Urban Forestry & Urban Greening*. 29: 40 – 48.
- Nowak, D.J., Walton, J.T., Stevens, J.C., Crane, D.E., y Hoehn, R.E. (2008). Effect of plot and sample size on timing and precision of urban forest assesments. *Arboriculture & Urban Forestry*. 34 (6): 386 – 390.
- Nowak, D.J. (1993). Atmospheric carbon reduction by urban trees. *J. of Environmental Management*. 3: 207 – 217. <https://doi.org/10.1006/jema.1993.1017>

- Nowak, D.J. (1994). Atmospheric carbon dioxide reduction by Chicago's urban forest. In: McPherson, E.G., Nowak, D.J., Rowntree, R.A. (Eds.), *Chicago's Urban Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project*. USDA Forest Service General Technical Report NE-186, Radnor, PA, pp. 83-94.
- Organización Mundial de la Salud. (2018). Air quality database: Update 2018. *World Health Organization*. Recuperado de [Air quality database 2018](#)
- Organización Mundial de la Salud. (2016). Air quality database: Update 2016. *World Health Organization*. Recuperado de
- Organización de las Naciones Unidas (ONU). (2015). *World urbanization prospects: The 2014 revision*. Recuperado de: <https://www.demographic-research.org/volumes/vol12/9/12-9.pdf>
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). (2017). *Directrices para la silvicultura urbana y periurbana* (178). Recuperado de <https://www.fao.org/documents/card/es/c/6a12f562-589e-4cdb-aa28-d3c9c969ef8c/>
- Palos, J. (06/03/2018). *Identidad y sentimientos de pertenencia*. Actualidad, convivencia y educación en valores. Recuperado de: <https://eldiariodelaeducacion.com/convivenciayeducacionenvalores/2018/03/06/identidad-sentimientos-pertenencia/>
- Pauleit, S. y Duhme, F. (2000). GIS assesment of Munch`s urban forest structure for urban planning. *Journal of arboriculture*. 26 (3): 133 – 141.
- Peschel S., Beyer, M., Knoche, M. (2003). Surface characteristics of sweet cherry fruit: stomata-number, distribution, functionality, and surface wetting. *Sci. Hortic*. 97,265-278. [https://doi.org/10.1016/S0304-4238\(02\)00207-8](https://doi.org/10.1016/S0304-4238(02)00207-8)

- Pickett, S.T.A., Cadenasso, M.L., Grove, J.M., Boone, C.G., Groffman, P.M., Irwin, E... y Warren, P. (2010). Urban Ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress. *Journal of environmental management*, 1 – 32.
- Protectora de Bosques del Estado de México (PROBOSQUE). (2022). Inventario Estatal Forestal y de Suelos del Estado de México. Secretaría del Campo. Primera edición. Toluca, México.
- Rai, P.K., (2016). Impacts of particulate matter pollution on plants: implications for environmental biomonitoring. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 129, 120-136. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.03.012>
- Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA). (2022). Características de los contaminantes. Secretaría del medio ambiente. Gobierno del Estado de México. Recuperado de <https://rama.edomex.gob.mx/caracteristicas>.
- Riondato, E., Pilla, F., Basu, S. A. y Basu, B. (2020). Investigating the effect of trees on urban quality in Dublin by combining air monitoring with i-Tree Eco model. *Sustainable cities and society*, 61: 1-13. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2210670720305771?via%3Dihub>.
- Rossi, L., Menconi, M.E., Grohmann, D., Brunori, A, y Nowak D.J. (2022). Urban planning insights from tree inventories and their regulating ecosystem services assessment. *Sustainability*.14, 1684. <https://doi.org/10.3390/su14031684>
- Sadik, N. (1991). La salud y el crecimiento demográfico son indisociables. *Foro mundial de la Salud (OMS), Biblioteca virtual em saúde*. 12 (3): 366 – 374. Recuperado de [La salud y el control del crecimiento demográfico son indisociables | Foro Mundial de la Salud \(OMS\);12\(3\): 366-374, 1991. | PAHO](#)

- Salmond, J.A., Williams, D.E., Laing, G., Kingham, S., Dirks, K., Longley, I. (2013). The influence of vegetation on the horizontal and vertical distribution of pollutants in a street canyon. *The Science of the Total Environment*, 443, 287-298.
- Secretaría del Medio Ambiente. (2007). *Inventario de Emisiones de la Zona Metropolitana del Valle de Toluca*. Dirección General de Prevención y control de la Contaminación Atmosférica. Gobierno del Estado de México. Pp – 97.
- Segovia, M. O. y Neira, B. H. (2005). Espacios públicos urbanos: Una contribución a la identidad y confianza social y privada. *Revista INVI*, 20 (55): 166-182.
<https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=25805510>
- Selmi, W., Weber, C., Riviere, E., Blond, N., Mehdi, L., y Nowak, D. (2016). Air pollution removal by trees in public Green spaces in Strasbourg city, France. *Urban Forestry & Urban Greening*. 17: 192 – 201.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2016.04.010>
- Semjen, C.R. (2020). Contaminación atmosférica, medioambiental y patología respiratoria. *EMC, Tratado de Medicina*. 24 (3): 1 – 9. [https://doi.org/10.1016/S1636-5410\(20\)44024-3](https://doi.org/10.1016/S1636-5410(20)44024-3).
- Shachman, E. C., Walters, G., Janzen, C. y Maginnis, S. (Ed.). (2016). *Nature-based solutions to address global societal challenges*. Suiza. IUCN.
https://serval.unil.ch/resource/serval:BIB_93FD38C8836B.P001/REF
- Sharma, R., Bakshi, B. R., Ramteke, M., y Kodamana, H. (2024). Quantifying ecosystem services from trees by using i-tree with low-resolution satellite images. *Ecosystem Services*, 67.
- Simon, E., Baranyai, E., Braun, M., Cserhádi, C., Fábíán, I. y Tóthmérész, B. (2014). Elemental concentrations in deposited dust on leaves along an urbanization gradient.

Science of The Total Environment. (490): 15, 514 – 520.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.028>

Smith, W.H. (1990). Air pollution and forests. New York: Springer-Verlag. 618 p.

Song, Y., Maher, B.A., Li, F., Wang, X., Sun, X., Zhang, H. (2015). Particulate matter deposited on leaf of five evergreen species in Beijing, China: source identification and size distribution. *Atm. Envio.* 105, 53-60.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.01.032>

Song, P., Kim, G., Mayer, A., He, R. y Tian, G. (2020). Assesing the ecosystem services of various types of urban green spaces based on i-Tree Eco. *Sustainability*. 12 (4): 1 – 16.
https://www.mendeley.com/catalogue/3652c3b6-1c9a-3ae2-ac63-f9b8b758669a/?ref=raven&dgcid=raven_md_suggest_email&dgcid=raven_md_suggest_mie_email

Szkop, Z. (2020). Evaluating the sensitivity of the i-Tree Eco pollution model to different pollution data inputs: A case study from Warsaw, Poland. *Urban Forestry & Urban Greening*. 55: 1 – 8.
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1618866720306762?via%3Dihub>

Tiwary, A. y Colls, J. (2010). Mitigating secondary aerosol generation potentials from biofuel use in the energy sector. *Science of The Total Environment*. (408): 3, 607 – 616. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.10.019>

Toluca la Bella. (2019). *10 datos únicos sobre el paseo Tollocan de Toluca*. Toluca. Toluca la bella. Recuperado de: <https://tolucalabellacd.com/2019/06/13/toluca/10-datos-unicos-sobre-paseo-tollocan-de-toluca/>

- Vázquez-Arceo, S. E., Ramírez-Rivera, S. E., Arceo-Díaz, S. y Solís, E. (2023). Eliminación de la contaminación por el bosque urbano en Las Palmas, Colima, México. *Madera y Bosques*. (29): 1, 1 – 19. <https://doi.org/10.21829/myb.2023.2912460>
- Vásquez, A.E. (2016). Infraestructura verde, servicios ecosistémicos y sus aportes para enfrentar el cambio climático en ciudades: el caso del corredor ribereño del río Mapocho en Santiago de Chile. *Revista de Geografía Norte Grande*. 63: 63 – 86.
- Velázquez, A., Mas, J.F., Díaz-Gallegos, J.R., Mayorga-Saucedo, R., Alcántara, P.C., Castro, R., Fernández, T., Bocco, G., Ezcurra, E. y Palacio, J.L. (2022). Patrones y tasas de cambio de uso de suelo en México. *Gaceta Ecológica*. 62: 21 – 37. <https://www.redalyc.org/pdf/539/53906202.pdf>
- Velásquez-Ciro, D. Cañón-Barriga, J.E., Hoyos-Rincón, I.C. (2021). The removal of PM_{2.5} by trees in tropical andean metropolitan areas: an assessment of environmental change scenarios. *Environ. Monit. Assess.* 93: 196. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09171-2>
- Walker, S., Salt, D. (2012). *Resilience practice: building capacity to absorb disturbance and maintain function*. Washington D.C. Island Press.
- Woodward, A. (27/09/2021). El limitado impacto de la planta de captura de dióxido de carbono más grande del mundo: en un año solo anula las emisiones globales de 3 segundos. *Business Insider*. Recuperado de: <https://www.businessinsider.es/captura-co2-cara-demasiado-pequena-cambio-climatico-938495>.
- Unión Europea. (2013). La infraestructura verde: planificación y gestión de la infraestructura verde para mejorar la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en el entorno urbano y rural. Recuperado de [Green infrastructure - European Commission](https://ec.europa.eu/eip/eip-ri/en)

- Yalaltdinova, A., Kim, J., Baranovskaya, N., Rikhvanov, L. (2018). *Populus nigra* L. as a bioindicator of atmospheric trace element pollution and potential toxic impacts on human and ecosystem. *Ecol. Indic.* 95, 974-983.
- Zaragoza-Hernández, A.Y., Cetha-Alcalá, V.M., López-López, M.A., Chacaló-Hilú, A., Isla-Bauer, M.L. y González-Rosas, H. (2015). Indicador condición de copa y su aplicación en tres parques del Distrito Federal. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales.* 5 (24): 34 – 51.
http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-11322014000500004
- Zhang, Q. y Geng, G. (2019). Impacto f clean air action on PM 2.5 pollution in China. *Science China, Earth Sciences.* (62): 12, DOI:10.1007/s11430-019-9531-4
- Zhu, C., Przybysz, A., Chen, Y., Guo, H., Chen, Y., Zeng, Y. (2019). Effect of spatial heterogeneity of plant communities on air PM₁₀ and PM_{2.5} in an urban forest park in Wuhan, China., 46. *Urban Forestry & Urban Greening*, 126487.