

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE AGRONOMÍA



**INFLUENCIA DEL ARBOLADO URBANO EN LA GESTIÓN DEL MICROCLIMA
URBANO EN LAS ÁREAS VERDES DE LA PLANTA NAVISTAR, EN GENERAL
ESCOBEDO, N.L.**

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN
INGENIERÍA EN BIOSISTEMAS**

PRESENTA:

ING. JOP RUBEN ESCOBEDO CRUZ

GENERAL ESCOBEDO, N.L

MARZO DE 2025

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE AGRONOMÍA



**INFLUENCIA DEL ARBOLADO URBANO EN LA GESTIÓN DEL MICROCLIMA
URBANO EN LAS ÁREAS VERDES DE LA PLANTA NAVISTAR, EN GENERAL
ESCOBEDO, N.L.**

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN
INGENIERÍA EN BIOSISTEMAS**

PRESENTA:

ING. JOP RUBEN ESCOBEDO CRUZ

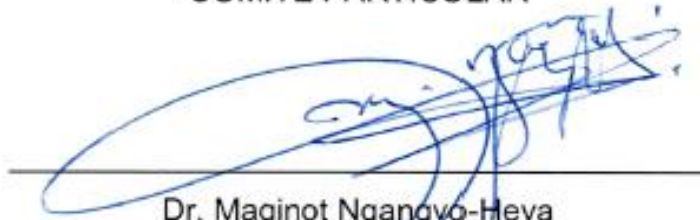
GENERAL ESCOBEDO, N.L.

MARZO DE 2025

ESTA TESIS FUE REVISADA Y APROBADA POR EL COMITÉ PARTICULAR
COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE

MAESTRO(A) EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN
INGENIERÍA EN BIOSISTEMAS

COMITÉ PARTICULAR



Dr. Maginot Ngangyo-Heya
Director de Tesis



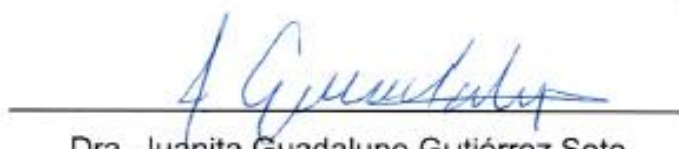
Dr. Celestino García Gómez
Co-Director



Dra. Julia Mariana Márquez Reyes
Asesora



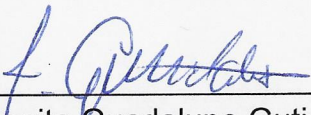
Dr. Eduardo Alanís Rodríguez
Asesor externo

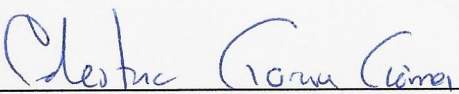


Dra. Juanita Guadalupe Gutiérrez Soto
Subdirectora de Posgrado e Investigación

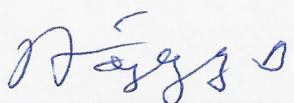
ESTA TESIS FUE APROBADA EN FORMATO, POR EL COMITÉ DE POSGRADO,
ATENDIENDO A EL ARTÍCULO 123, DEL REGLAMENTO GENERAL DEL
SISTEMA DE POSGRADO DE LA UANL.

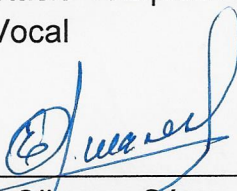
COMITÉ DE POSGRADO

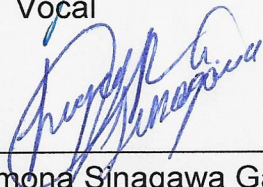

Dra. Juanita Guadalupe Gutiérrez Soto
Presidenta

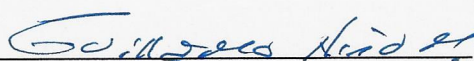

Dr. Celestino García Gómez
Secretario


Dra. Lidia Rosaura Salas Cruz
Vocal


Ph.D. Rigoberto Eustacio Vázquez Alvarado
Vocal


Ph.D. Emilio Olivares Sáenz
Vocal


Dra. Sughey Ramona Sinagawa García
Vocal


Dr. Guillermo Niño Medina
Vocal

DEDICATORIA

Con todo mi amor a mi familia. A mi madre, a quién le debo todo lo que he logrado.

AGRADECIMIENTO

Agradezco al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología (CONAHCyT-México) el apoyo a través de la beca para realizar la maestría. A la Facultad de Agronomía de la Universidad Autónoma de Nuevo León y a la Dirección General de Estudios de Posgrados. A cada uno de los Doctores que forman parte de mi comité de tesis, gracias por todo el conocimiento compartido. A mis compañeros y amigos

Reconozco la invaluable orientación de mis asesores, el Dr. Maginot, el Dr. Celestino, la Dra. Julia y el Dr. Eduardo Alanís quienes con su experiencia y disposición contribuyeron significativamente al análisis y validación de los resultados presentados en este documento. Quiero destacar la paciencia y el apoyo del Dr. Maginot, quien siempre mostró comprensión ante mis ocurrencias y mi hiperactividad. Le agradezco profundamente por permitirme desarrollar un tema que tiene un impacto directo en mi vida profesional, impulsándome a alcanzar nuevas metas y retos.

De igual manera, deseo expresar mi más profundo agradecimiento a la empresa International, cuyo apoyo y patrocinio hicieron posible la realización de este proyecto. Su confianza en mi trabajo y su compromiso con la investigación y el desarrollo sostenible entorno a la gestión adecuada de ecosistemas urbanos fueron fundamentales para el éxito no solo de esta tesis si no para lograr beneficios tangibles que impactan a la comunidad que los rodea y a sus colaboradores.

Agradezco especialmente al equipo de International por brindarme acceso a recursos, conocimientos técnicos y herramientas que enriquecieron cada etapa de este estudio. Su colaboración no solo facilitó la ejecución de esta investigación, sino que también fomentó un aprendizaje continuo que me permitió desarrollar habilidades profesionales y personales logrando incluso compartirlas con las futuras generaciones de ingenieros de la Facultad de Agronomía.

Asimismo, expreso mi sincera gratitud al Ingeniero Héctor Zertuche, quien confió plenamente en este proyecto desde el inicio. Su interés y sensibilidad para transformar las áreas verdes de su empresa fueron pilares fundamentales para llevar a cabo este trabajo. Su disposición para atender las necesidades del proyecto, aprender sobre el

"cómo" y el "porqué" de cada proceso, y su entusiasmo al descubrir los beneficios del arbolado urbano, lo llevaron a enamorarse de este tema tanto como yo. Su compromiso ejemplifica cómo un manejo adecuado puede trascender y contribuir a la sostenibilidad regional, marcando un cambio positivo en el entorno.

De igual forma, extendiendo mi profundo agradecimiento al Ingeniero Óscar Ruiz, cuya pasión y compromiso dejaron una huella en este proyecto. Desde el primer momento, mostró un interés genuino en cada aspecto del trabajo, dedicando tiempo, energía y recursos para garantizar su éxito. A pesar de las responsabilidades de su posición, siempre encontró espacios en su agenda para involucrarse de manera activa, tanto en la gestión como en campo, asegurándose de estar presente en cada etapa clave. Su capacidad de transformar su interés natural en acciones concretas refleja su compromiso con el cambio positivo y la sostenibilidad regional. Su ejemplo nos inspira a continuar trabajando por un futuro más verde y equilibrado, donde cada esfuerzo marque una diferencia significativa.

Finalmente, extendiendo este agradecimiento a cada persona que participó en este proyecto, por su entusiasmo, dedicación y compromiso con la visión de generar un impacto positivo en el entorno.

ÍNDICE DE CONTENIDO

RESUMEN	1
ABSTRACT	2
INTRODUCCIÓN	3
HIPÓTESIS	5
OBJETIVOS	5
1.1 OBJETIVO GENERAL	5
1.1.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	5
REVISIÓN DE LITERATURA	6
2.1 PROBLEMÁTICA ACTUAL SOBRE EL MANEJO DE ÁREAS VERDES	6
2.2 LA IMPORTANCIA DEL ARBOLADO COMO INFRAESTRUCTURA VERDE	7
2.3 CARACTERIZACIÓN ECOLÓGICA	11
2.3.1 RIQUEZA FLORÍSTICA Y DIVERSIDAD	12
2.3.2 ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN	14
2.4 MICROCLIMA URBANO	16
2.4.1 TEMPERATURA Y ARBOLADO URBANO	17
2.4.2 HUMEDAD RELATIVA	19
2.4.3 CONFORT TÉRMICO	20
MATERIALES Y MÉTODOS	22
3.1 ÁREA DE ESTUDIO	22
3.2 DISEÑO EXPERIMENTAL	22
3.3 DETERMINACIÓN DE LA ESTRUCTURA VEGETAL	23
3.4 VARIABLES CLIMÁTICAS	26
3.5 ANÁLISIS ESTADÍSTICO	28
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	29
4.1 ESTRUCTURA HORIZONTAL DE LA VEGETACIÓN	29

4.2 DIVERSIDAD	36
4.3 ESTRUCTURA VERTICAL	38
4.4 TEMPERATURA Y HUMEDAD RELATIVA	40
4.5 CONFORT TÉRMICO	48
CONCLUSIONES	57
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	58

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Fórmulas para determinar las características estructurales de la vegetación.	25
Cuadro 2. Categorización para el índice de malestar y confort humano.	27
Cuadro 3. Composición del arbolado urbano, distribución de especies en los sitios y origen.	29
Cuadro 4. Abundancia, dominancia y frecuencia absolutas y relativas de las especies registradas.	32
Cuadro 5. Índice de Valor de Importancia de las especies en los cuatro sitios.	36
Cuadro 6. Índices de diversidad para los cuatro sitios.	37
Cuadro 7. Valores de los estadísticos Post hoc, diferencias en la temperatura (°C) para el amanecer entre sitios (g. l.= 3; F= 10.577; P= 0.000). * representa una diferencia significativa entre los sitios.	41
Cuadro 8. Valores de los estadísticos Post hoc, diferencias en humedad relativa para el amanecer entre sitios (g. l.= 3; F= 9.772; P= 0.000).	42
Cuadro 9. Valores de los estadísticos Post hoc, diferencias en la temperatura (°C) para la tarde entre sitios (g. l.= 3; F= 8.276; P= 0.000).	43
Cuadro 10. Valores de los estadísticos Post hoc, diferencias en humedad relativa para la tarde entre sitios (g. l.= 3; H=34.096; P= 0.000).	44
Cuadro 11. Valores de los estadísticos Post hoc, diferencias en la temperatura (°C) para el crepúsculo entre sitios (g. l.= 3; H= 27.000; P= 0.000).	45
Cuadro 12. Valores de los estadísticos Post hoc, diferencias en humedad relativa para el crepúsculo entre sitios (g. l.= 3; H=16.858; P= 0.001).	46
Cuadro 13. Estadísticos descriptivos del confort térmico para el amanecer.	52
Cuadro 14. Valores de los estadísticos Post hoc, diferencias del confort térmico para el amanecer entre las áreas estudiadas (g. l.= 3; F= 10.542; P= 0.000).	52
Cuadro 15. Estadísticos descriptivos del confort térmico por la tarde.	53
Cuadro 16. Valores de los estadísticos Post hoc, diferencias del confort térmico por la tarde entre las áreas estudiadas. (g.l.= 3; F= 8.17; P= 0.000).	53
Cuadro 17. Estadísticos descriptivos del confort térmico en el crepúsculo.	54
Cuadro 18. Valores de los estadísticos Post hoc, diferencias del confort térmico por el crepúsculo entre las áreas estudiadas. (g.l.= 3; h= 26.9; P=0.000).	54

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de ubicación de sitios de estudio, Planta NAVISTAR	22
Figura 2. Temperatura promedio (°C) y Humedad relativa promedio (%) del amanecer. ACD= Área de conservación de la diversidad, AAM= Área de arbolado maduro, ARI=Área de regeneración post-incendio, AE= Área de estacionamiento.	41
Figura 3. Temperatura promedio (°C) y Humedad relativa promedio (%) de la tarde ACD= Área de conservación de la diversidad, AAM= Área de arbolado maduro, ARI=Área de regeneración post-incendio, AE= Área de estacionamiento.	43
Figura 4. Temperatura promedio (°C) y Humedad relativa promedio (%) para en el crepúsculo ACD= Área de conservación de la diversidad, AAM= Área de arbolado maduro, ARI=Área de regeneración post-incendio, AE= Área de estacionamiento.	45
Figura 5. Variación del confort térmico en el amanecer determinado mediante el índice de malestar (DI). ACD= Área de conservación de la diversidad, AAM= Área de arbolado maduro, ARI=Área de regeneración post-incendio, AE= Área de estacionamiento.	49
Figura 6. Variación del confort térmico en la tarde determinado mediante el índice de malestar (DI). ACD= Área de conservación de la diversidad, AAM= Área de arbolado maduro, ARI=Área de regeneración post-incendio, AE= Área de estacionamiento.	50
Figura 7. Variación del confort térmico al crepúsculo determinado mediante el índice de malestar (DI). ACD= Área de conservación de la diversidad, AAM= Área de arbolado maduro, ARI= Área de regeneración post-incendio, AE= Área de estacionamiento.	51

RESUMEN

El incremento en la demanda de recursos naturales, buscando satisfacer las necesidades de la población, causa la pérdida de cubierta vegetal. Aunque para contrarrestar los efectos de la pérdida de vegetación se integran áreas verdes en las ciudades, la mayoría de estas se centran en el componente paisajístico, dejando de lado la funcionalidad de estas áreas al no gestionarlas como un ecosistema. Con ello, se pierde la capacidad de los bosques urbanos de proveer servicios y contribuir a la sostenibilidad ambiental. Una adecuada gestión de los bosques urbanos contempla las características climáticas, edáficas, hídricas y de flora nativa para aumentar y mejorar la provisión de servicios ecosistémicos. En esta investigación se evaluaron cuatro sitios de bosque urbano con diferente manejo: Área destinada a la conservación (ACD); área con arbolado maduro (AAM); área en regeneración (ARI) y área de estacionamiento (AE). Se calcularon parámetros de estructura vegetal como abundancia, dominancia, frecuencia, riqueza y diversidad mediante el índice de Shannon (H'), índice de diversidad verdadera de Shannon (1D) e índice de Margalef (DMg) así como la estructura vertical con el índice de Pretzech. Además, se midieron los parámetros climáticos de temperatura y humedad relativa para calcular el índice de malestar (DI) en tres diferentes horarios: amanecer, tarde y crepúsculo. El trabajo de campo se llevó a cabo de junio a septiembre del año 2022. Se registraron un total de 20 especies y 19 géneros pertenecientes a 13 familias. Las áreas evaluadas tuvieron diferente estructura vegetal, con especies dominantes variables. Se encontró una mayor riqueza y diversidad para el área destinada para la conservación de la diversidad. El área con menores temperaturas y mayor humedad relativa para el verano fue la destinada a la conservación. Además, esta área de conservación tiene los valores más bajos en el índice de malestar, lo que indica mayor confort térmico para el verano en los tres horarios. Por otro lado, el sitio menos confortable fue el AE.

ABSTRACT

In most cities, urban green areas are planned with a focus on the landscaping aspect. Planners often neglect the functionality of these areas by not managing them as ecosystems. This omission results in a loss of the ability of these ecosystems to provide services. Additionally, it compromises environmental sustainability by not considering their climatic, edaphic, hydrological, and native flora characteristics. This study evaluated four sites with different management approaches to determine vegetal structure. The sites were: a conservation-designated area (ACD), a mature forest area (AAM), a regeneration area (ARI), and a parking area (AE). The evaluated parameters included abundance, dominance, frequency, richness, and diversity, using Shannon's index (H'), Shannon's true diversity index ($1D$), and Margalef's index (DMg), as well as vertical structure analysis with Pretzsch's index. A total of 20 species and 19 genera belonging to 13 families were recorded. In the ACD site, the dominant species were *Pinus halepensis* Mill. ($852.91 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$), followed by *Neltuma glandulosa* Torr. ($320.87 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$). In the AAM site, the dominant species were *Quercus rubra* L. ($1031.59 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) and *Pinus halepensis* Mill. ($509.8 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$). In the ARI site, *Cordia boissieri* A.DC ($1301 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) showed the highest dominance, followed by *Neltuma glandulosa* Torr. ($767 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$). Lastly, in the AE site, *Fraxinus americana* L. accounted for 97% of the dominance. The greatest species richness and diversity were observed in the ACD site compared to the other areas. The dominant stratum was the lower one in AAM, ACD, and ARI. It was concluded that the conservation-designated area is the most diverse site and that the areas differ in their vegetation structure.

1. INTRODUCCIÓN

La expansión de las áreas urbanas se asocia con cambios en el clima local y el deterioro de las condiciones ambientales locales y globales, haciendo los espacios públicos poco confortables (Oliveira *et al.*, 2011; Bao *et al.*, 2022), resultando en la formación de islas de calor urbano, aumento en los niveles de contaminación atmosférica y acústica, siendo estos algunos de los problemas que deben afrontar las grandes ciudades debido a los impactos negativos que provocan en la calidad de vida y la sostenibilidad urbana (Oliveira *et al.*, 2011; Benedetti *et al.*, 2014). Las áreas urbanas tienen características biofísicas que difieren de las áreas menos urbanizadas circundantes, cambiando el microclima local (Bridgman *et al.*, 1995). Estos cambios se deben en gran parte a la falta de cobertura vegetal, causado por su reemplazo por superficies impermeables construidas (Gill *et al.*, 2007). Sin embargo, se ha demostrado que las áreas verdes tienen una influencia positiva y significativa en la mitigación de los problemas ambientales y la mejora de los parámetros bioclimáticos y ecológicos en áreas urbanas (City of Austin, 2011; Duval *et al.*, 2020; Grau y Kortsarz, 2012; Oliveira *et al.*, 2011; Armson *et al.*, 2012; Edmondson *et al.*, 2016; Zölch *et al.*, 2016). Por lo tanto, las áreas verdes son de vital interés, ya que ofrecen numerosos servicios ambientales que benefician a los habitantes (Benedetti *et al.*, 2014). Además, estos espacios proporcionan áreas dentro del entorno construido donde los procesos de regulación y mitigación pueden tener lugar (Whitford *et al.*, 2001).

Algunos beneficios de las áreas verdes en las ciudades son: la regulación del microclima local, regulación de la temperatura de los espacios públicos, disminución del efecto de las Islas de Calor en las ciudades (Vargas *et al.*, 2014), regulación del ciclo hidrológico, mitigación del impacto del viento (Hosseinzadeh *et al.*, 2021), regulación de la humedad relativa (Manickathan *et al.*, 2018), producción de oxígeno, captura de carbono, regulación de la calidad del aire, mediante intercepción de micro partículas suspendidas PM1.0, PM2.5, PM10, al igual que contaminantes como el ozono (O₃), y el dióxido de carbono (CO₂), que afectan directamente a la salud de las personas (McDonald *et al.*, 2007; Guang-Hui *et al.*, 2013), así como la protección de riesgos naturales, lo que contribuye a una mejor calidad de vida y salud (Benedetti *et*

al., 2014). Además, favorece la mitigación y adaptación a las consecuencias climáticas negativas previstas a futuro (Gill *et al.*, 2007), así como también los servicios culturales como la estética y la recreación (Barnes *et al.*, 2020), lo que convierte al arbolado urbano en un activo importante para la preservación de la calidad de vida dentro de las áreas urbanas (Oliveira *et al.*, 2011).

Aunque algunas ciudades están aprovechando estos beneficios, en la mayoría se sigue planificando la arborización y/o áreas verdes solo con un enfoque paisajístico (Vargas *et al.*, 2014, Duval *et al.*, 2020), dejando de lado la funcionalidad de estas áreas al no gestionarlas como un ecosistema. Como resultado de lo anterior, se pierde la capacidad de proveer servicios y la sostenibilidad ambiental debido a que no se manejan las áreas verdes y arborizaciones tomando como base las características climáticas, edáficas, hídricas y de flora nativa (Silva, 2005). Las infraestructuras verdes constituyen un recurso estratégico que contribuye activamente con los beneficios antes mencionados, brindando diversas funciones ecológicas y servicios ambientales (Silva, 2005), así como con la mitigación del calentamiento global y cambio climático (Gill *et al.*, 2007; Vargas *et al.*, 2014; Duval *et al.*, 2020) y la regulación de microclima, principalmente a corto plazo son (Farid *et al.*, 2022). Estas funciones dependen de diversos factores, como el tamaño y la estructura de la vegetación del espacio verde, características propias de cada especie, como la densidad del follaje, el diámetro de copa o el color de las hojas, entre otras variables (Jiménez, 2008).

Por lo anterior, el presente estudio busca determinar las características estructurales y ecológicas del arbolado urbano como altura, cobertura y diversidad vegetal en las áreas verdes de la Planta Navistar para comparar los sitios y la diferente gestión que tiene cada uno, además de analizar el confort térmico a través de temperatura y humedad relativa, en las áreas verdes con diferente manejo.

HIPÓTESIS

- La composición de la comunidad vegetal es diferente en las áreas de arbolado urbano según su gestión.
- La temperatura del aire es menor durante el día dentro de la comunidad vegetal gestionada para la conservación de la diversidad, que en el resto de las áreas con arbolado urbano.
- La humedad relativa es mayor durante el día dentro de la comunidad vegetal gestionada para la conservación de la diversidad, que en el resto de las áreas con arbolado urbano
- El confort térmico es mayor durante el día dentro de la comunidad vegetal gestionada para la conservación de la diversidad, que en el resto de las áreas con arbolado urbano.

OBJETIVOS

1.1 Objetivo General

Determinar las características ecológicas del arbolado urbano, así como las características del microclima en el verano de cuatro sitios con diferente gestión ubicados en la planta NAVISTAR.

1.1.1 Objetivos Específicos

- Censar la composición florística y estructura del arbolado urbano mediante sus características de altura total, cobertura y diámetro a la altura del pecho.
- Calcular los parámetros descriptivos del arbolado como abundancia, frecuencia, dominancia, riqueza, diversidad y distribución vertical en las cuatro áreas verdes.
- Comparar los parámetros calculados entre las áreas muestreadas.
- Medir la temperatura y humedad relativa, en el amanecer, tarde y crepúsculo y compararlas entre las áreas con diferente manejo.
- Evaluar el confort térmico para cada área y horario de muestreo.

2. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Problemática actual sobre el manejo de áreas verdes

El incremento en la demanda de recursos naturales, buscando satisfacer las necesidades de la población, provoca fuertemente la pérdida de cubierta vegetal. El sector agrícola, ganadero y desarrollo urbano, son de los principales promotores de la deforestación, provocando cambios en el paisaje, microclima, servicios ecosistémicos y biodiversidad (Liu *et al.*, 2019). Sin embargo, con la urbanización el impacto es mayor y los cambios son visiblemente drásticos (Shao *et al.*, 2021). Los estudios relacionados a la disminución de la cubierta vegetal son diversos, enfocándose principalmente en las causas y consecuencias, describiendo los efectos a nivel global como el cambio climático, la pérdida de biodiversidad (Kumar *et al.*, 2022) y el impacto en los servicios ecosistémicos (Sharma *et al.*, 2019). A menor escala, algunos estudios se han enfocado en el microclima, estudiando los cambios en la temperatura, humedad relativa y calidad de aire (Carvalho *et al.*, 2019; Rahma *et al.*, 2020; Wan *et al.*, 2020) y en las interacciones ecológicas como la dinámica poblacional de fauna y flora, comparando ecosistemas urbanos con naturales (Nordhaus *et al.*, 2019; Xu *et al.*, 2022). Estos estudios han demostrado que los bosques urbanos y naturales son resilientes y se adaptan sin dejar de brindar servicios ecosistémicos que nos benefician directa e indirectamente (Aljerf, 2017).

El crecimiento de la población urbana en Monterrey y su área metropolitana ha ocasionado el reemplazo de áreas con vegetación por superficies edificadas provocando el aumento del efecto de isla de calor urbana (Lara Díaz, 2016). Esto trae consecuencias tanto ecológicas, económicas y sociales tales como, la reducción del confort térmico, riesgos en la salud humana y mayor consumo energético en las ciudades. Es bien sabido que, a nivel mundial, estos efectos dañinos se van intensificando con el pasar de los años siendo especialmente perjudiciales en zonas climáticas secas, áridas y semiáridas como lo es el estado de Nuevo León (Vargas *et al.*, 2020).

Duvall *et al.* (2018) consideran el entorno natural como un componente esencial dentro de las ciudades. Sin embargo, debido a la deficiencia o falta de planificación en

el desarrollo urbano, es desencadenante de una vulnerabilidad en las ciudades e incluso pone en riesgo a los habitantes. Frente a esta problemática, se propone fomentar el arbolado urbano y las soluciones basadas en la naturaleza (SBN), que surgieron de la necesidad de encontrar alternativas confiables a las soluciones de ingeniería habituales que se están volviendo inadecuadas para los complejos desafíos siempre crecientes al considerar los componentes ambientales, sociales y económicos de las ciudades (Locosselli *et al.*, 2023).

2.2 La importancia del arbolado como infraestructura verde

Aprovechando las sinergias que existen entre la naturaleza y el entorno urbano, las SBN se pueden adoptar como estrategias de adaptación y mitigación a problemas actuales. Las SBN deben ser rentables, brindando beneficios ambientales, sociales y económicos para ayudar a desarrollar resiliencia, usando procesos naturales en pro de los intereses y objetivos a resolver (Raymond *et al.*, 2017). Un ejemplo de soluciones basadas en la naturaleza son los techos verdes y los jardines de lluvia, los cuales mejoran la infiltración de agua y reducen las escorrentías pluviales mitigando los daños que estas causan y, en consecuencia, ayudan a prevenir inundaciones urbanas (Haghighatafshar *et al.*, 2018). Otro ejemplo de SBN aplicada es el uso de microorganismos nativos como las *Pseudomonas sp.*, que son efectivos ya que eliminan hasta un 95 % de los hidrocarburos en sitios contaminados (Xu *et al.*, 2016). El arbolado urbano es también un ejemplo de soluciones basadas en la naturaleza, ya que cumple funciones específicas en los ecosistemas naturales, siendo los productores primarios, regulando el clima y ofreciendo demás servicios ecosistémicos (Amini *et al.*, 2020). Al emplear estos beneficios en zonas urbanas, el arbolado puede contribuir a reducir la temperatura del aire a través de la sombra y la evapotranspiración. Un estudio en ciudades de Europa central encontró que la temperatura promedio bajo la copa de árboles es menor hasta en 3,9 °C (Helletsgruber *et al.*, 2020). Otro estudio encontró que cuando el arbolado forma un dosel de sombra continuo, se reduce el gasto energético en calefacción hasta 54 % (Tsoka *et al.*, 2021). También, se ha demostrado que la humedad relativa debajo del dosel es hasta un 11 % superior a la de las estaciones meteorológicas (Feng *et al.*, 2023).

La estructura espacial de las ciudades se caracteriza por las complejas interacciones de los procesos naturales y acciones humanas creando un ecosistema (Breuste *et al.*, 2021). A medida que más personas viven en las ciudades, el estudio de las interacciones entre lo antrópico y lo natural se vuelve más importante, porque permite una mejor gestión y potencia los beneficios de esta relación (Pickett *et al.*, 1997; Savard *et al.*, 2000). El estudio de los ecosistemas urbanos surge en la década de los 70 (Stearns, 1970), época donde creció el interés basándose en la teoría de que la naturalización de las ciudades es benéfica (Niemelä *et al.*, 1999). Dado el creciente interés, se ha tratado de explicar el ensamblaje y las funciones de las comunidades en el ecosistema, además de refinar la comprensión de los humanos como componentes de los ecosistemas en un sistema socio-ecológico (Groffman *et al.*, 2017). Estas nuevas corrientes de investigación permiten predecir los cambios que provoca el uso del suelo en los ecosistemas urbanos y orientar la planificación, el diseño y la gestión de los paisajes urbanos hacia la sostenibilidad urbana (Gastón *et al.*, 2010; Teixeira *et al.*, 2020).

La infraestructura verde puede definirse como una red interconectada de espacios verdes que permiten conservar los servicios ecosistémicos y provee beneficios asociados a la población humana (Vásquez, 2016). De los principales atractivos del concepto emergente de infraestructura verde son los múltiples beneficios y los alcances de las propuestas permitiendo la sustentabilidad, siendo reconocido como un medio para lograr un desarrollo urbano ambiental, social, cultural y económico (Madureira *et al.*, 2014; Andersson *et al.*, 2019; De Kleyne *et al.*, 2020; Phillips *et al.*, 2020). Es evidente que hace falta planificar integralmente el desarrollo urbano, ya que el hecho de no considerar el entorno natural como un componente esencial dentro de las ciudades hace vulnerable el desarrollo y pone en riesgo a los habitantes (Duvall *et al.*, 2018). Se ha demostrado que el uso de infraestructura verde al planificar las viviendas, zonas industriales y espacios de uso común mejora la estética y genera beneficios como la adaptación a fenómenos naturales, mitiga los efectos del cambio climático, permite la integración del ciclo del agua, mejora el microclima y brinda confort mejorando la calidad de vida de las personas (García 2019; Giannotti *et al.*, 2021). Algunos estudios analizan ecosistemas como los humedales, donde consideran las

interacciones entre la vegetación, la fauna y el agua dentro de los servicios y beneficios para las ciudades (Stefanakis, 2019). También se ha estudiado la recarga de mantos acuíferos en las áreas verdes, donde se encontró que permiten la infiltración de hasta 16.01 L/h por metro cuadrado, recargando los acuíferos con hasta el 40% del agua que requiere la ciudad donde se encuentran, lo que resalta la importancia de las áreas verdes en la provisión de agua potable (Villalba *et al.*, 2022). Otros enfoques se han centrado en el arbolado urbano, involucrando las actividades humanas en armonía con los procesos naturales y sus beneficios (Sant' Anna *et al.*, 2020). Algunos de los procesos que son promovidos por el arbolado son: 1) mitigar los efectos adversos de la escorrentía al restaurar los procesos hidrológicos clave, incluida la interceptación del dosel, la caída, el flujo del tallo, la transpiración, 2) incrementar la permeabilidad del suelo, 3) reducir las islas de calor urbano, enfriar el aire (entre 2 y 8 °C) y reducir el estrés asociado a las altas temperaturas con una selección y ubicación adecuada de árboles (Doick *et al.*, 2013, Carlyle-Moses *et al.*, 2020). También, se promueve a la vegetación como un factor clave para la conservación de la biodiversidad y se ha demostrado que los árboles y arbustos y áreas verdes aumentan las posibilidades de que las especies de fauna, especialmente las nativas, permanezcan en áreas urbanas (Gonçalves *et al.*, 2021). Esta información destaca al entorno natural como infraestructura fundamental para sustentar la vida, la salud y el bienestar humano en sinergia con la naturaleza.

El arbolado y los bosques urbanos son una de las principales herramientas de las que disponen las ciudades para afrontar desafíos actuales y futuros promoviendo el equilibrio del ecosistema urbano y el bienestar social (Locosselli *et al.*, 2023). La presencia del arbolado en las ciudades fomenta un lugar más seguro y placentero para realizar actividades al aire libre incrementando la calidad de vida de las personas (Kirby *et al.*, 2021). Además, genera un vínculo entre la naturaleza y el bienestar mental, lo que disminuye la ansiedad, alivia el estrés y mejora en general el estado anímico (Gareca *et al.*, 2017; Renella, 2018). La presencia de arbolado mejora la salud física, reduciendo el riesgo de enfermedades respiratorias y/o obesidad (Harada *et al.*, 2021). Otros beneficios del arbolado urbano están descritos por Younan (2016) quien menciona que la mayoría de las personas utilizan los parques urbanos para realizar

algún deporte o ejercicio, promoviendo así la salud física y mental. A la par, impulsa la economía local, creando empleos para la planificación, diseño, gestión y mantenimiento del arbolado urbano (Nesbitt *et al.*, 2017). Asimismo, la vegetación en las ciudades promueve la cultura, realizando múltiples eventos y/o educación ambiental para conocer la historia de la ciudad y la cultura a través de los usos de las plantas (Liu *et al.*, 2017; Kičić *et al.*, 2022), lo que favorece en gran medida el desarrollo de una sociedad sostenible. Aun así, Rall *et al.* (2017) han identificado que existe poca información sobre la percepción sociocultural de las áreas verdes en la ciudad.

Estos múltiples beneficios que los bosques urbanos brindan a las personas se conocen como servicios ecosistémicos (Willis *et al.*, 2017; Muñoz *et al.*, 2022). La demanda de dichos servicios aumenta conforme se acelera el crecimiento poblacional, por lo que es fundamental conocer su importancia en el arbolado en las ciudades y zonas industriales para promover estrategias y soluciones basadas en la naturaleza (Andersson *et al.*, 2019). Los servicios ecosistémicos del milenio se clasifican en cuatro secciones: a) servicios de provisión, que incluyen los alimentos, agua y los servicios valorados por las personas; b) servicios de regulación, que son para el control de las condiciones climáticas, calidad del aire y del agua, tratamiento de aguas residuales y los riesgos naturales; c) servicios culturales, que engloban aspectos inmateriales que las personas obtienen del contacto con los ecosistemas y d) los servicios de soporte, que incluye los ciclos biogeoquímicos y biodiversidad (Haines *et al.*, 2018). Referente a los servicios ecosistémicos de regulación, se puede enfatizar que el arbolado regula la temperatura, el cual reduce la intensidad de las islas de calor urbanas (Morabito *et al.*, 2021). La mayoría de las veces, estos beneficios vienen con impactos positivos colaterales en términos de recreación, valor estético, calidad del aire, incluso cohesión social y oportunidades económicas, por nombrar solo algunos (Raymond *et al.*, 2017). Wang y Banzhaf (2018) informan que en numerosas evaluaciones de servicios ecosistémicos, han identificado 28 tipos diferentes de servicios que proporciona el arbolado urbano e infraestructura verde. También existen investigaciones específicas de servicios ecosistémicos que tratan temas como la contaminación del aire, la importancia de las especies nativas, regulación del microclima, entre otros (Branco *et al.*, 2015; Gourdji, 2018; Yang, 2022). Además, Weyland (2019) resalta que el

conocimiento de los servicios ecosistémicos apoya a comprender y mejorar el desarrollo de nuevas estrategias para la conservación de las áreas verdes en la ciudad y mejorar el bienestar humano. A pesar del uso continuo de los recursos naturales en las ciudades, el estudio de los servicios ecosistémicos es un campo de investigación relativamente nuevo.

2.3 Caracterización Ecológica

Es importante analizar el arbolado urbano desde un punto de vista ecológico y determinar sus características, para comprender los procesos y mecanismos que determinan la diversidad florística, así como su riqueza, distribución espacial, estructura y fisionomía (Castro *et al.*, 2018; Alanís-Rodríguez *et al.*, 2020). Esto permite tomar decisiones informadas para estructurar planes de gestión particulares en cada sitio, favoreciendo la salud del arbolado y los ecosistemas (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2020). Esto permite comprender los procesos y mecanismos que determinan la diversidad florística, así como su riqueza, distribución espacial, estructura y fisionomía (Castro *et al.*, 2018; Alanís-Rodríguez *et al.*, 2020).

Por otro lado, evaluar la vegetación y documentar su estructura da la posibilidad de hacer comparaciones cuantitativas, lo que es necesario para resolver problemas ambientales, proponer acciones de gestión sustentable, proyectos de restauración ecológica y obtener datos para el uso de la vegetación como estrategia de mitigación ambiental e infraestructura verde (Mensah *et al.*, 2020; Alanís-Rodríguez *et al.*, 2020). El creciente interés en el paisaje antropizado está llevando a los científicos a considerar las áreas urbanas como un nuevo campo para desarrollar estudios de ecología, incluyendo los beneficios relacionados a parámetros específicos de las comunidades vegetales (Fan *et al.*, 2021; Canizales *et al.*, 2020). Globalmente, algunas investigaciones se han enfocado en evaluar la riqueza y diversidad de la vegetación donde se describen las familias de arbolado y la diversidad mediante el índice de diversidad de Shannon (Agbelade *et al.*, 2017). Otros estudios se han enfocado en describir los bosques urbanos, como en la República del Níger, donde Moussa *et al.* (2020) muestran que son ricos en diversidad leñosa y que existen diferencias en las características estructurales para cada área. Además, se ha

demostrado que el uso de la tierra y el sector socioeconómico está relacionado con la cobertura del dosel y la densidad de tallos y no con la diversidad de especies en las ciudades (Fan *et al.*, 2021). También, se han estudiado las características de distribución espacial, evaluando los patrones generales de la vegetación urbana, centrándose en métricas de diversidad taxonómica y parámetros estructurales comunes de la vegetación, como densidad de regeneración, densidad de árboles, dominancia, índice de valor de importancia y distribución de clases de tamaño de un bosque urbano en Sudáfrica (Mensah *et al.*, 2020).

En México, la mayoría de los estudios recientes buscan conocer los valores de la estructura horizontal de la vegetación, que no es más que la abundancia, dominancia, frecuencia e índice de valor de importancia, así como la composición florística, los metros cuadrados de área verde por habitante y la diversidad de árboles en los diferentes parques del noreste de México (Flores, 2005; Canizales *et al.*, 2020; Alanís-Rodríguez *et al.*, 2022). Algunos estudios también han descrito al arbolado por sus características como el número de árboles, área basal y cobertura de copa (Benavides y Fernández *et al.*, 2012). A esta información empiezan a relacionar características del arbolado urbano con valores de interés social como la calidad de aire, al estudiar el efecto de la vegetación en la disminución de las concentraciones de material particulado. Esto justifica la inversión en vegetación para reducir la concentración de partículas finas (Baca-Santini *et al.*, 2015), así como también se ha analizado el papel que desempeña un parque urbano en la ciudad de México en la reducción de la temperatura (Nemiga *et al.*, 2016). A pesar de estos estudios, aún son pocas las áreas descritas y es importante obtener esta información a fin de emplear una gestión informada de los ecosistemas urbanos.

2.3.1 Riqueza florística y diversidad

Una parte importante en la descripción de la vegetación es el análisis de la diversidad de arbolado y su composición florística (Asanok *et al.*, 2021; Alanís-Rodríguez *et al.*, 2023), que son esenciales para las zonas urbanas, dado que facilitan la toma de decisiones informadas en la selección de árboles, permitiendo gestionar la diversidad de especies, adaptar la paleta de vegetación a las condiciones de cada sitio

y logrando una mejor adaptación del arbolado al entorno y a las condiciones climáticas dentro de las ciudades (Pataki *et al.*, 2021). Lo anterior permite la conservación de la biodiversidad (Alvey, 2006; Dangulla *et al.*, 2020), mejorando la resiliencia del arbolado y los ecosistemas urbanos (Roloff *et al.*, 2009; Hilbert *et al.*, 2020).

Los estudios de diversidad de arbolado urbano se enfocan principalmente en la descripción de la diversidad de taxones. Sin embargo, en la actualidad se ha popularizado además de describir, dar a conocer los beneficios que la diversidad provee a las ciudades. A nivel local, la diversidad de especies de árboles tiene consecuencias directas para la biodiversidad asociada, creando corredores biológicos y hábitat para fauna (Liu *et al.*, 2022). Además, se ha demostrado que aumentar la diversidad de especies de árboles aumenta la capacidad de mitigación de la isla de calor urbano y microclima (Wang *et al.*, 2021), embellece las ciudades y mejora la salud de los habitantes (Liu *et al.*, 2017). El uso de índices ecológicos es una herramienta importante para cuantificar y poder analizar la diversidad (Alanís *et al.*, 2020). Algunos de los índices más populares para evaluar las comunidades vegetales basado en la cuantificación del número de especies presentes es el índice de Margalef (DMg), otro ejemplo es el Índice de Shannon (H') y el Índice de diversidad verdadera de Shannon (1D) que están basados en la estructura de la comunidad, contemplando la distribución proporcional del valor de cada especie (Alanís *et al.*, 2015; Divakara *et al.*, 2022). También, es común encontrar estudios que usan el índice de diversidad de Simpson (C), que es considerado como uno de los más robustos cuando se tienen muestras pequeñas (Magurran, 2004; Bourne *et al.*, 2014). El uso de estos índices permite homologar la descripción de la diversidad. Para las urbes del distrito londinense, algunos estudios han encontrado que la diversidad de especies de árboles urbanos fue alta, con un índice de Shannon de 3.86 y un índice de Simpson de 0.99 (Roebuck *et al.*, 2022). En zonas urbanas de la región de Peel en Canadá, se clasificó el uso urbano, donde encontraron que la mayoría de los resultados para Índice de Shannon se encuentran dentro del rango 1.5–3.5 H' y que solo los terrenos residenciales superan este rango, presentando un valor de 4.082 (H') y de 28.85 para el índice de Simpson, encontrando una mayor diversidad en zonas con mayor poder adquisitivo (Roebuck *et al.*, 2022). Para la ciudad de Bengaluru, India, el área urbana

presentó mayor diversidad de especies con el índice de Shannon (2.42) comparada con un área de transición (2.25) y un área rural (1.99). También en la ciudad, el índice de Simpson varió de 0.65 a 0.90, que son valores bajos, mientras que para el índice de Margalef se encontraron valores entre 1.41 y 5.20, representando también valores bajos (Divakara *et al.*, 2022).

Para México, el estudio de la diversidad en zonas urbanas está tomando importancia y dichos estudios se han concentrado en las grandes ciudades y en la región noreste (Alanís *et al.*, 2020). Por ejemplo, en la ciudad de Linares, Nuevo León, se encontró un valor de DMg = 5.24, para Shannon-Wiener de $H' = 1.99$, y el valor de Índice de diversidad verdadera de Shannon $1D = 3.17$ (Leal *et al.*, 2018), mientras que se registró una mayor diversidad en otro estudio de la misma ciudad, en el campus de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León, con valores de DMg= 7.62 y $H' = 3.05$ (Alanís *et al.*, 2014). En una investigación realizada en la ciudad de Montemorelos, Nuevo León, se encontraron valores para el índice de Margalef de DMg = 1.9, en el índice Shannon $H' = 1.17$, y para el índice de Diversidad Verdadera de Shannon fue de $1D = 3.22$ (Canizales *et al.*, 2020). En la ciudad de Hualahuises del mismo estado, la comunidad vegetal evaluada presentó un índice de Margalef de DMg = 6.21, un índice de Shannon de $H' = 2.94$, y para el índice de diversidad verdadero de Shannon fue un valor de 18.93 (Alanís-Rodríguez, 2022). En la región centro del país, en la ciudad de México, un estudio que usó el índice de Simpson encontró un valor de 0.85, el cual indica una alta dominancia de especies y una baja riqueza (Saavedra *et al.*, 2019).

2.3.2 Estructura de la vegetación

Dentro de los espacios verdes urbanos, la vegetación está sujeta a diversas prácticas de gestión formales e informales según la propiedad, los objetivos, los recursos disponibles que los involucrados planteen. Para una gestión eficiente del arbolado urbano, es esencial contar con datos sobre la distribución de los árboles, incluida la composición de especies, la estructura, el estado y el uso del espacio (Yao *et al.*, 2022). Las características de la estructura vertical y horizontal influyen directamente en los servicios ambientales que proveen y el contar con esta información

permite a los gestores maximizar e impulsar los beneficios proporcionados por el arbolado y de ser posible, elaborar programas de manejo (Nagendra *et al.*, 2010; Dolezal *et al.*, 2020; Alanís-Rodríguez *et al.*, 2023).

Las investigaciones de la estructura de arbolado se han popularizado ya que se le atribuyen múltiples beneficios de interés social (Phillips *et al.*, 2020). Algunos de ellos son la regulación de los procesos hidrológicos (Carlyle *et al.*, 2020), la regulación del microclima (Doick *et al.*, 2013). La mejora de la calidad del aire y la conservación de la biodiversidad desde las ciudades (Gonçalves *et al.*, 2021), además de ser un recurso estético arquitectónico que acompaña a la infraestructura gris (Sarmiento, 2018). Para cuantificar y describir la estructura del arbolado, existen diferentes estrategias, que en su mayoría parten de la descripción y cuantificación de las características dasométricas, evaluando la altura, diámetro del fuste y la cobertura de copa (Olivares *et al.*, 2018; Saavedra *et al.*, 2019; Alanís-Rodríguez *et al.*, 2020). En la actualidad, se empieza a considerar el volumen compuesto de copa, área superficial de copa, densidad de copa, proporción de copa viva (Saavedra *et al.*, 2016; Saavedra *et al.*, 2019), etapa de desarrollo, condición, estado sanitario de copa y tronco, afectaciones por plagas o enfermedades, daños mecánicos y riesgos asociados al árbol entre otras características (Velasco *et al.*, 2013). La valoración de estos parámetros permite describir mediante el manejo de datos, características particulares desde distintos enfoques, de los cuales algunos ejemplos son la estimación del porcentaje de cobertura de la copa y su abundancia, altura media del árbol y la altura media de la copa (Chen *et al.*, 2020), así como también se puede obtener la información de la abundancia, dominancia y frecuencia tanto absolutas como relativas, el volumen, índice de valor de importancia (IVI) e Índice de Pretzsch de la estructura vertical (Alanís *et al.*, 2020), además del Índice de valor de importancia urbano (IVIU) (Saavedra *et al.*, 2019). A nivel global, se han realizado investigaciones relacionadas, como en la ciudad de Vigía, Venezuela, donde se encontró que un 61.29% de las especies de arbolado urbano presentes son nativas. Esto se invierte cuando se trata de individuos, ya que solo un 24.29% son nativos. Además, se registró un total de 634 individuos arbóreos distribuidos en 13 familias, 30 géneros y 31 especies, donde la familia con mayor Índice de Valor Familiar es la Fabácea (8 especies y 41 individuos),

y los valores más altos para el índice de valor de importancia son 18.24% para *Moquilea tomentosa* Benth y 8.86 % para *Azadirachta indica* A., ambas introducidas (Pino *et al.*, 2022). Para el Bosque San Juan de Aragón, en Cd. de México, se registraron 10 familias botánicas, de las cuales Casuarinaceae, Proteaceae, Myrtaceae y Cupressaceae fueron las más frecuentes, la riqueza de especies fue de 12 especies, para el índice de valor de importancia urbano presentó tres patrones: el dominante, representado por *Casuarina equisetifolia* L. (IVIU = 31.98), el intermedio se ubicó a *Eucalyptus camaldulensis* Dhnh. (IVIU = 19.96) y poco dominante, conformado por *Schinus molle* L. y *Grevillea robusta* A. con valores de IVIU de 11.14 y 11.63, respectivamente (Saavedra *et al.*, 2019). Los altos valores del IVIU de *Casuarina equisetifolia* y *Eucalyptus camaldulensis* reflejan la importancia ecológica de estas especies, no sólo en términos de su dominancia, frecuencia y altura, sino también en cuanto al volumen de copa y área superficial.

En otro estudio de arbolado urbano realizado en el pueblo de Hualahuises, Nuevo León, México, se registraron un total de 38 especies de plantas de 35 géneros y 22 familias, donde el 63.2 % de especies son introducidas y el 36.8 son nativas. La familia más representativa en términos de dominancia del arbolado fue Fabaceae. El área basal alcanzó los 6.77 m², mientras que el área de copa total fue de 4,605.81 m². Considerando los atributos vertical y tridimensional, el área supuesta de la copa fue 8,473.92 m² y el volumen de la copa 2,575.01 m³. Para el Índice de Valor de Importancia las dos especies más relevantes fueron *Fraxinus americana*, especie introducida, y *Quercus virginiana*, la especie más abundante. *Fraxinus americana* fue la que presentó los mayores valores de área basal y volumen de la copa. Para la altura total se encontró que la mayoría de los árboles miden entre 3 y 5.99 m con pocos individuos con una altura superior a los 12 m (Alanís *et al.*, 2022).

2.4 Microclima Urbano

El estudio del microclima urbano y su relación con el arbolado urbano e infraestructura verde ha cobrado relevancia en los últimos años. Diversas investigaciones han destacado la influencia positiva de estos elementos naturales en la regulación de las condiciones microclimáticas de las ciudades, contrarrestando los

efectos adversos del crecimiento urbano, como las islas de calor, la humedad relativa y, en consecuencia, el confort térmico dentro de las ciudades. Con la urbanización en curso y, al mismo tiempo, el efecto del cambio climático, los escenarios futuros predicen la modificación del microclima en las ciudades, causando un incremento en los riesgos para la salud relacionados con el calor (Lee *et al.*, 2019).

Estudios científicos resaltan y respaldan la importancia del arbolado urbano para regular la temperatura local y mitigar el fenómeno de las islas de calor urbanas. Su sombra reduce la exposición directa al sol, disminuyendo la temperatura del entorno inmediato y generando una sensación de frescor en las áreas urbanas (Duval *et al.*, 2020). Además, se incrementa la humedad relativa debido a la regulación del ciclo hidrológico y la transpiración de las plantas, lo que promueve la regulación de la temperatura, manteniendo los espacios frescos en verano (Cao *et al.*, 2008). Estos efectos combinados pueden resultar en una reducción significativa de las temperaturas locales, especialmente durante los períodos de calor intenso (Fung *et al.*, 2019).

Asimismo, el arbolado urbano y las áreas verdes desempeñan un papel crucial en la regulación de la humedad relativa del aire. La transpiración de las plantas libera vapor de agua en la atmósfera, aumentando la humedad relativa (Bao *et al.*, 2022). Este aumento de la humedad relativa puede tener efectos beneficiosos para la salud humana, ya que contribuye a aliviar la sequedad de las vías respiratorias y reducir la incomodidad asociada con la baja humedad, además de ser un parámetro importante en la sensación térmica (Kong *et al.*, 2017; Aminipouri *et al.*, 2019), donde la regulación del microclima urbano está influenciada por diversos factores, como la densidad y distribución del arbolado, la elección de especies adecuadas para el entorno urbano y el diseño eficiente de espacios verdes (Ali *et al.*, 2019; Feng *et al.*, 2023). Una planificación urbana adecuada que considere estos aspectos puede maximizar los beneficios del arbolado urbano y las áreas verdes en la regulación del microclima, y mejorar la calidad ambiental de las ciudades (Chen *et al.*, 2021).

2.4.1 Temperatura y arbolado urbano

La variación en la temperatura urbana y las islas de calor representa un desafío importante para las ciudades modernas, aunado a esto se prevé que las olas de calor

ocurrirán con mayor frecuencia e intensidad, durarán más y causarán más muertes (Chew *et al.*, 2021). A medida que las áreas urbanas continúan expandiéndose y desarrollándose, se ha observado un aumento significativo en las temperaturas locales, creando microclimas más cálidos y menos confortables para sus habitantes (Benedetti *et al.*, 2014; Bao *et al.*, 2022). Esta condición, conocida como isla de calor urbano, se identifica por temperaturas más altas en las zonas urbanizadas en comparación con las áreas rurales (Oliveira *et al.*, 2011; Hayes *et al.*, 2022). Algunos estudios han resaltado la influencia de las áreas verdes y el arbolado urbano como una solución efectiva para mitigar el efecto de las islas de calor y regular la temperatura en entornos urbanos (Edmondson *et al.*, 2016; Zölch *et al.*, 2016; Jin *et al.*, 2018; Duval *et al.*, 2020). Los árboles como infraestructura verde sirven como biorreguladores de la temperatura ya que pueden bloquear la luz solar, usarla para hacer fotosíntesis y transpirar, mitigando efectivamente el ambiente térmico urbano (Wang *et al.*, 2023).

Este proceso de enfriamiento adicional contribuye significativamente a la mitigación del calor en el ambiente urbano (Li *et al.*, 2011; Gómez *et al.*, 2013).

Estudios previos han destacado la eficacia del arbolado urbano en reducir las temperaturas locales hasta varios grados Celsius en comparación con áreas urbanas sin una cobertura vegetal adecuada (Calfapietra *et al.*, 2015; Klemm *et al.*, 2018). Asimismo, la planificación y el diseño estratégico de áreas verdes y zonas arboladas pueden maximizar los beneficios de sombreado y transpiración, optimizando así la capacidad de regulación térmica de los árboles en entornos urbanos (Escobedo *et al.*, 2019; Jiménez *et al.*, 2020). En resumen, el arbolado urbano ha demostrado ser una herramienta esencial en la lucha contra el cambio de temperaturas en la zona urbana y las islas de calor (Farid *et al.*, 2022; Martini, *et al.*, 2017). La investigación sobre la influencia del arbolado urbano en la regulación de la temperatura es importante para desarrollar estrategias efectivas de adaptación al cambio climático y promover ciudades más sostenibles y habitables en el futuro (Vargas y Molina, 2014; Huang *et al.*, 2020).

Algunos estudios se han enfocado en describir la relación e influencia del arbolado urbano con los cambios y la regulación de la temperatura del aire. En esos se ha encontrado que en calles con un alto porcentaje de cobertura de árboles, las

temperaturas del aire de la tarde pueden reducirse hasta 3,3 °C (Huang *et al.*, 2020). También se ha estudiado la diferencia en la temperatura bajo la copa de árboles y su efecto en las personas, donde la reducción de la temperatura equivalente fisiológica fue de hasta 4 °C bajo la sombra de *Robinia pseudoacacia* en comparación con 11 °C bajo *Tilia cordata* (Rahman *et al.*, 2020). Estudios han señalado que la capacidad de enfriamiento cambia en relación con las características del paisaje relacionadas a la vegetación como lo son la altura total, cobertura y la diversidad de especies (Yang *et al.*, 2017; Xinjun Wangt *et al.*, 2022). También se ha encontrado que en áreas con poco arbolado y parques con arbolado, la temperatura disminuye en promedio 1.15°C (Amani-Beni *et al.*, 2018). En otro estudio con una comparación similar encontraron una diferencia de hasta 2°C (Sun *et al.*, 2017), mientras que Wang *et al.* (2018) encontraron resultados parecidos donde entre áreas con diferentes características estructurales de arbolado se tiene una diferencia de hasta 2 °C. En Torreón Coahuila la diferencia promedio para un muestreo fue de hasta 3.7 °C entre parques con disímil en el tamaño y la riqueza florística (Villanueva *et al.*, 2020), resultados que respaldan la importancia del arbolado urbano en la regulación de la temperatura.

2.4.2 Humedad Relativa

La vegetación urbana desempeña un papel esencial en la mitigación del efecto isla de calor. La intensa transpiración de las plantas verdes puede desempeñar un papel específico en los efectos de enfriamiento y humidificación. Además, las hojas de las plantas pueden bloquear y absorber parcialmente la radiación solar, por lo que el ambiente interno de los parques urbanos tiene tendencias de baja temperatura y alta humedad. Estudios relevantes observaron que las áreas verdes urbanas pueden reducir la temperatura en los espacios urbanos y actuar como islas frías urbanas. En los últimos años, el análisis de la mejora de la temperatura y la humedad en los espacios verdes ha comenzado a refinarse de los espacios verdes de los parques a las áreas de pequeña escala (Bao *et al.*, 2022).

Con el progreso de los métodos de investigación, el proceso de investigación tiende a ser cuantitativo. La densidad del dosel, el rendimiento verde tridimensional, el índice de área foliar y otros indicadores comenzaron a aplicarse a los estudios sobre

los cambios ambientales de temperatura y humedad. Es necesario estudiar a fondo la relación y el mecanismo del diseño espacial de la vegetación, la estructura de las plantas, la temperatura y la humedad en relación con la comodidad de los seres humanos. A su vez, esto mejorará la función ecológica de los espacios verdes urbanos y se mejorará la calidad de vida en ese entorno a través de la asignación óptima de comunidades vegetales (Bao *et al.*, 2022).

Por otra parte, la sensación de calor y humedad del entorno urbano aumenta los índices de incomodidad de los residentes. Aunque los efectos de enfriamiento y humidificación de las comunidades vegetales en varios parques urbanos son significativos, todavía no hay pruebas suficientes de los efectos de las características de las comunidades vegetales sobre la temperatura y la humedad (Bao *et al.*, 2022).

Los cambios en la temperatura y la humedad varían de acuerdo con las diferentes comunidades vegetales, lo que conduce a diferencias en las percepciones de las personas sobre el confort ambiental. Los tipos árbol-pastizales y árboles-arbustos-hierba tienen un efecto de mejora más evidente en la comodidad. Los resultados muestran que, en el proceso de diseño de las plantas de parques urbanos, se hace hincapié en la configuración de la comunidad vegetal con efectos aparentes de enfriamiento y humidificación, que pueden mejorar la comodidad de los turistas en ambientes cálidos y húmedos (Bao *et al.*, 2022).

2.4.3 Confort térmico

En los últimos años, resolver el problema del calor urbano se ha convertido en un asunto imprescindible para la planificación del desarrollo urbano en todo el mundo (Bao *et al.*, 2022). El denominado efecto de isla de calor urbano es un fenómeno que trae consigo un incremento considerable de la temperatura del aire, debido a la reducida capacidad de regulación térmica que ofrecen las superficies edificadas (Jamei *et al.*, 2021). Dicho con otras palabras, la alteración de propiedades físicas y biofísicas termorreguladoras naturales como la reducción de la reflectividad de la radiación, disminución de la evapotranspiración de las plantas, aumento de la emisividad de radiación en las superficies, reducción de la velocidad del viento por presencia de edificaciones y el incremento de la contaminación del aire (Vinayak *et al.*,

2022).

Hay muchos índices utilizados para evaluar aspectos de confort, como la temperatura efectiva estándar (SET), la temperatura fisiológica equivalente efectiva (PET) y el índice universal de clima térmico (UTCI). Sin embargo, se ha demostrado que la temperatura está relacionada con la humedad y, por ende, también con el confort térmico (Bao *et al.*, 2022).

Diversos estudios han reportado que el rango de confort térmico es de 19.5 ° C a 21.8 ° C. Así mismo, se ha observado que las áreas verdes tienen un efecto positivo en la comodidad humana, no sólo porque la transpiración de las plantas puede reducir la temperatura del aire, sino también porque las plantas pueden bloquear parte de la radiación directa del sol. Aunado a esto, al agregar espacios verdes, las áreas con mayores tasas de vegetación tienen niveles de confort más altos y, por lo tanto, si un parque está completamente cubierto por espacios verdes, se encuentra en un estado completo de confort térmico (Bao *et al.*, 2022).

En resumen, existe un fuerte reconocimiento en que las áreas verdes urbanas pueden mitigar los problemas del entorno térmico urbano y el efecto de confort térmico de los parques urbanos es notable. Bao *et al.* (2022) observaron que la escala, la distancia y otros factores de las áreas verdes afectan los niveles de confort térmico del área. Sin embargo, en la planificación, en el diseño de bosques urbanos y en las áreas verdes, la conexión entre la configuración de las estructuras de la comunidad vegetal y las funciones de los servicios ecológicos sigue siendo fuente de estudios e investigación.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Área de estudio

El área de estudio forma parte de las áreas verdes destinadas al paisajismo y conservación de la Planta NAVISTAR, ubicada en el municipio de General Escobedo, Nuevo León, México, dentro de las coordenadas 25°50'44.77" latitud norte y 100°19'16.43" longitud oeste (Figura 1). El clima es definido como semicálido subhúmedo con dos épocas estivales de lluvias; la precipitación media anual es de 745 mm; la temperatura media anual es de 22.3 °C. Su fórmula climática es: (a) c (x') w'a (e) (García, 1981).

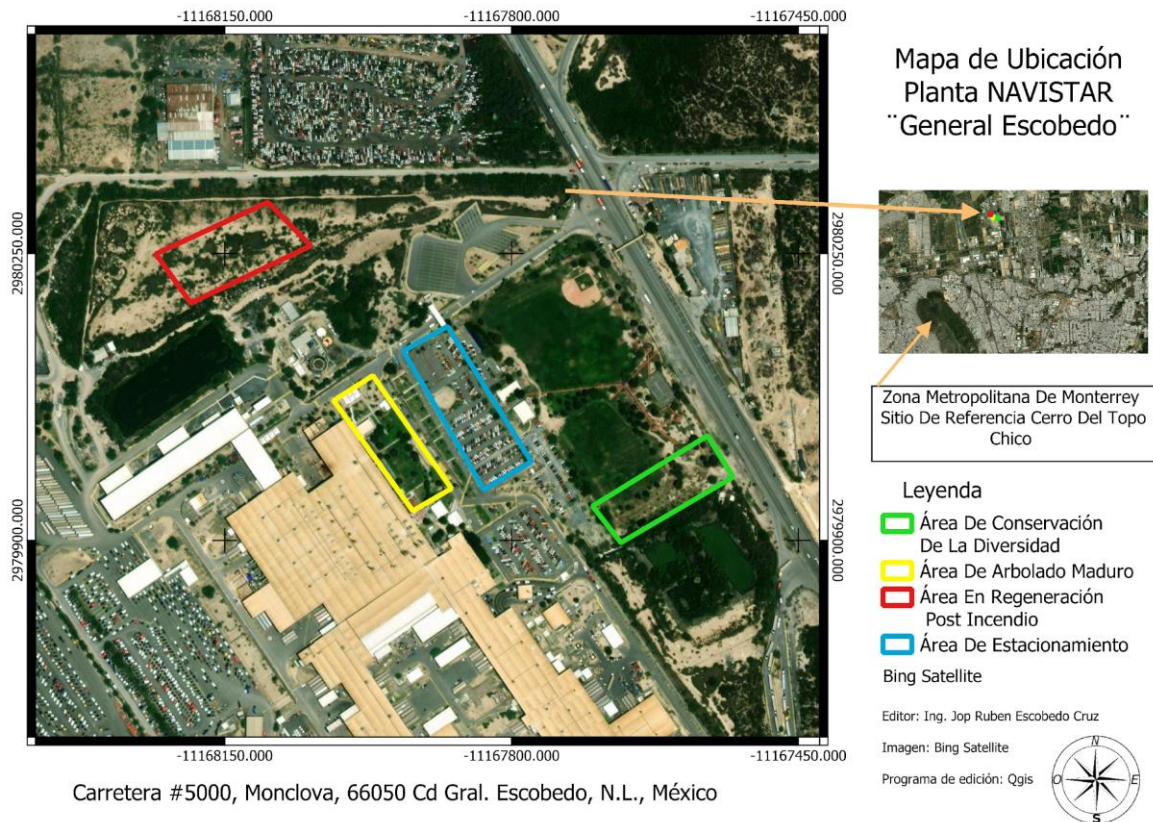


Figura 1. Mapa de ubicación de sitios de estudio, Planta NAVISTAR.

3.2 Diseño experimental

Se trabajó en cuatro sitios de muestreo: ACD= Área de conservación de la diversidad, AAM= Área de arbolado maduro, ARI=Área de regeneración post-incendio,

AE= Área de estacionamiento, seleccionados de acuerdo con las características de manejo y diferencias en la estructura del arbolado ya establecido por la empresa. Todos los sitios tienen una superficie mayor a 50 m², medida mínima en las que un área verde influye en las condiciones higrotérmicas del entorno urbano (Kurbán y Cúnsulo, 2015). Los muestreos se realizaron en el verano de 2022.

El sitio ACD es un área destinada a la conservación de la diversidad que se arborizó en noviembre del 2020 con especies nativas y naturalizadas, con diámetros basales promedio de 1.5 pulgadas, y una altura de 2.3 metros con una superficie de 7,606 m². El sitio AAM es un área verde que cuenta con arbolado maduro, establecido hace 20 años, ubicado justo frente a la nave de ensamblaje que abarca 7,458 m². El sitio ARI es un sitio con arbolado en regeneración, ya que fue desmontado y ha pasado por diversas perturbaciones que han afectado su manejo como área verde, el último daño fue un incendio en el año 2020, el sitio abarca una superficie de 7,921 m². Por último, el área de estacionamiento con arbolado maduro (AE) mide 10,211 m², el material principal de cubierta es el asfalto y se instalaron árboles en 2007. Para los cuatro sitios, el perímetro fue determinado por las características de manejo ya definidas por la empresa.

3.3 Determinación de la estructura vegetal

Los parámetros ecológicos relacionados a la estructura y diversidad se censaron contemplando todos los individuos de plantas pertenecientes a las dicotiledóneas leñosas. Para verificar la nomenclatura correcta de las especies, se utilizó la plataforma *the plant list*. Las variables dendrométricas evaluadas fueron: altura total (h), la cual se midió con un hipsómetro forestal, diámetro de copa (Dc), con una cinta métrica de 50 m de fibra de vidrio Truper®, diámetro basal (d), con una cinta diamétrica.

Para evaluar la estructura horizontal de cada especie en cada sitio, se determinó su abundancia de acuerdo con el número de individuos; su dominancia, en función de su área de copa por superficie muestreada y su frecuencia con respecto al porcentaje de veces que ocurre una especie en los sitios de muestreo, parámetros que se utilizaron para la caracterización horizontal del arbolado urbano mediante el índice de

valor de importancia (Alanís, *et al.*, 2020; Mueller, 1974; Harold y Hocker, 1984; Lamprecht, 1990).

La riqueza y diversidad específica se estimaron mediante el índice de Margalef (DMg), que se basa en la cuantificación del número de especies presentes; el índice de entropía de Shannon (H'), el cual se fundamenta en la distribución proporcional de la abundancia de cada taxón (Magurran, 2004); y el índice de Diversidad Verdadera de Shannon (1D) (Jost, 2006; Magurran, 1988; Baev *et al.*, 1995) para cada sitio, como se describe en el Cuadro 1.

Para la caracterización de la estructura vertical del arbolado, se usó el índice de distribución vertical de especies llamado índice de Pretzsch (A), el cual es una modificación al índice de Shannon (Pretzsch, 2009). Este índice registra valores entre 0 y un valor máximo (A_{max}) determinado por el índice con la ecuación 1:

$$A_{max} = \ln(S * Z). \quad (\text{Ec. 1})$$

Un valor $A = 0$ indica que una sola especie tiene presencia en un solo estrato. A_{max} se alcanza cuando la totalidad de las especies se encuentran en la misma proporción espacial como en los estratos (Pretzsch, 2009). Para este índice, se determinan tres estratos usando como base la altura máxima registrada en los individuos. El estrato I comprende las alturas que se encuentran en el rango del 80 al 100%, siendo la mayor altura el 100%, y a partir de este se establecen las proporciones para el estrato II y III; el estrato II presenta las alturas del 50 al 80% de la altura máxima registrada, y el estrato III va del 0 a 50%. Para la comparación y descripción de este índice, se usaron los datos de abundancia y dominancia para obtener las especies más representativas del estrato (Patiño *et al.*, 2021) (Cuadro 1).

Cuadro 1. Fórmulas para determinar las características estructurales de la vegetación.

Fórmulas	Desarrollo de las fórmulas	Parámetros ecológicos
(Ec. 2) $AR_i = \left(\frac{A_i}{\sum A_i} \right) \times 100$	AR_i es la abundancia relativa de la especie i respecto a la abundancia total. A_i es el número de individuos de la especie i y $\sum A_i$ es la sumatoria del número de individuos de todas las especies.	Número de individuos por especie que se encuentran en una localidad (ind/ha).
(Ec. 3) $= DR_i = \left(\frac{D_i}{\sum D_i} \right) \times 100$	DR_i es la dominancia relativa de la especie i respecto a la abundancia total. D_i es la dominancia absoluta de los individuos de la especie i. $\sum D_i$ la sumatoria de la dominancia de individuos de todas las especies.	Es la sumatoria de la cobertura de copa individual, expresada en m^2. La dominancia relativa se determina como la proporción de una especie en la cobertura de copa evaluada. Se expresa en m^2ha^{-1}.
(Ec. 4) $FR_i = \left(\frac{F_i}{\sum F_i} \right) \times 100$	FR_i es la frecuencia relativa de la especie i respecto a la frecuencia total. F_i es el número de sitios en el que está presente la especie i. $\sum F_i$ es la sumatoria del número de sitios en el que están presentes las especies.	Es el porcentaje de veces que ocurre una especie en los sitios de muestreo.
(Ec. 5) $IVI = \left(\frac{AR_i + DR_i + FR_i}{3} \right)$	El IVI es el Índice de valor de importancia. Se calcula con la abundancia, dominancia y frecuencia.	Sirve para evaluar la importancia relativa de una especie vegetal en un ecosistema o comunidad vegetal específica.

(Ec. 6)

$$D_{Mg} = \frac{S - 1}{\ln(N)}$$

D_{Mg} = Índice de Margalef.

S = Número de especies presentes.

N = Número total de individuos.

Determina la riqueza y diversidad específica, basado en la cuantificación del número de especies presentes.

(Ec. 7)

$$H^1 = \sum_{i=1}^s p_i \ln(p_i)$$

S=número de especies.

P_i = proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos.

n_i = número de individuos de la especie i,

N= número de todos los individuos de todas las especies.

Índice de Diversidad de Shannon (H'): mide la biodiversidad. Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a qué especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección.

(Ec. 8)

$$A = \sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^Z p_{ij} * \ln p_{ij}$$
$$p_{ij} = n_{i,j}/N$$

S = número de especies presentes.

Z = número de estratos en altura.

P_{ij} = porcentaje de especies en cada zona.

$n_{i,j}$ = número de individuos de la misma especie (i) en la zona (j).

N = número total de individuos.

Sirve para determinar la diversidad estructural en cuanto a la distribución vertical de las especies. Es una modificación al índice de Shannon.

$$A_{max} = \ln(S * Z)$$

$$A_{rel} = \frac{A}{\ln(S * Z)} * 100$$

3.4 Variables climáticas

Para medir la humedad relativa y la temperatura, se utilizó un escudo de radiación solar de papel para reducir sus efectos. Dado que solo se contaba con un equipo CINARIS DM502-O3, se optó por un monitoreo multidireccional, alternando sitios para el inicio de las mediciones por día (Fan et al., 2021). En todos los sitios ACD, AAM, ARI y AE, se realizaron 25 monitoreos de humedad relativa y temperatura en intervalos de 4 a 6 días del 01 de julio al 23 de septiembre del año 2022. Se realizaron transectos

de 50 m, recabando tres lecturas: la primera al inicio, la segunda a los 25 m, y la tercera a los 50 m. La medición se realizó a una altura de 1.30 m en el centro de cada sitio, fuera de la copa, en tres diferentes tiempos, amanecer, tarde y crepúsculo, en los horarios de 6:30 a 7:30, de 14:00 a 15:00 y 19:00 a 20:00, respectivamente.

Para determinar el nivel de confort térmico, se optó por usar el índice de malestar (DI) (Bao *et al.*, 2022), calculado con la siguiente ecuación:

$$DI = T_{air} - 0.55(1 - 0.01HR)(T_{air} - 14.5) \quad (\text{Ec. 9})$$

Donde DI es el índice de malestar, T_{air} es la temperatura del aire (°C) y HR es la humedad relativa (%). De acuerdo con este procedimiento, se obtiene el nivel de comodidad para cada sitio, en cada uno de los horarios muestreados. Los valores obtenidos se clasifican en rangos, empleando los criterios presentados en el cuadro 2 donde se muestra que conforme los valores del DI disminuyen, el sitio es más confortable (Cuadro 2; Bao *et al.*, 2022). La determinación del índice de malestar (DI) se realizó por día muestreado, para los tres horarios de monitoreo, utilizando la humedad relativa y la temperatura.

Cuadro 2. Categorización para el índice de malestar y confort humano.

Grado	Índice de malestar (DI)	Nivel sensorial
1	<21.0	Sin molestias.
2	21.0–23.9	Un pequeño número de personas se sintió incómodo. Malestar expresado por <50% de la población.
3	24.0–26.9	La mayoría de la gente no se sentía cómoda. Malestar expresado por >50% de la población.
4	27.0–28.9	La mayoría de las personas no se sentía cómoda. Malestar expresado por la mayoría de la población.
5	29.0–31.9	Todos se sintieron incómodos. Malestar expresado por todos.
6	>32.0	Riesgo de golpe de calor. Etapas de alarma médica.

3.5 Análisis estadístico

Se utilizó el programa IBM SPSS Statistics 25 para analizar y comparar la humedad relativa, temperatura y confort térmico. Para determinar si se tiene una distribución normal de los datos, se utilizó una prueba Shapiro-Wilk. Para comprobar si existe diferencia en el comportamiento de las variables entre los cuatro sitios, se usó para cada parámetro y horario un Análisis de la Varianza, para la comparación entre las medias y su equivalente, la prueba no paramétrica Kruskal Wallis donde se consideró, a un intervalo de confianza del 95%. Posteriormente se complementó con los ajustes Bonferroni en ANOVA y Kruskal Wallis, con el objetivo de determinar entre qué sitios se tiene diferencia.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Estructura horizontal de la vegetación

En la planta Navistar se identificaron para los cuatro sitios, un total de 20 especies distribuidas en un total de 19 géneros pertenecientes a 13 familias, de las cuales un total de 17 especies son nativas. En el sitio para la conservación de la diversidad (ACD), se presentaron un total de 13 especies, 13 géneros y 8 familias. En el sitio de arbolado maduro (AAM), se presentaron un total de 10 especies, 9 géneros y 9 familias. En el área de regeneración (ARI) se presentaron un total de 11 especies, 10 géneros y 7 familias y para el área de estacionamiento (AE) se encontraron un total de 3 especies 3 géneros y 3 familias como se presenta en el Cuadro 3. La riqueza de especies fue menor en estos sitios comparado con el estudio de la vegetación de zonas con infraestructura urbana como el de Alanís *et al.* (2014), quienes observaron un total de especies (39) en el campus universitario de la Facultad de Ciencias Forestales de la UANL, así como en el área metropolitana de Monterrey se identificaron 115 especies, aunque estas diferencias pueden atribuirse a una mayor área de muestreo (Alanís, 2005).

Cuadro 3. Composición del arbolado urbano, distribución de especies en los sitios y origen.

Nombre común	Nombre científico	Familia	Origen	Sitio
Anacahuita	<i>Cordia boissieri</i> A.DC.	Boraginaceae	Nativa	ACD, AAM y ARI
Anacua	<i>Ehretia anacua</i> (Terán & Berland.) I.M.Johnst.	Boraginaceae	Nativa	ACD y ARI
Crespón	<i>Lagerstroemia indica</i> L.	Lythraceae	Introducida	ACD
Coyotillo	<i>Karwinskia humboldtiana</i> (Schult.) Zucc	Rhamnaceae	Nativa	ARI
Encino	<i>Quercus virginiana</i> Mill.	Fagaceae	Nativa	ACD y AAM
Encino rojo	<i>Quercus rubra</i> L.	Fagaceae	Introducida	AAM

La tabla continúa en la página siguiente.

Fresno	<i>Fraxinus americana</i> L.	Oleaceae	Introducida	AAM Y AE
Granjeno	<i>Celtis pallida</i> Torr.	Cannabaceae	Nativa	ARI
Huizache	<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn	Fabaceae	Nativa	ACD, AAM y ARI
Mezquite Ng	<i>Neltuma glandulosa</i> Torr.	Fabaceae	Nativa	AAM Y ARI
Mezquite NI	<i>Neltuma laevigata</i> (Willd.) M.C.Johnst.	Fabaceae	Nativa	ARI
Nogal	<i>Juglans regia</i> L.	Juglandaceae	Introducida	AAM
Palo blanco	<i>Celtis laevigata</i> (Kunth) Spreng.	Cannabaceae	Nativa	ACD
Pino	<i>Pinus halepensis</i> Mill.	Pinaceae	Introducida	ACD, AAM y AE
Potro	<i>Erythrostemon mexicanus</i> Gagnon & G.P. Lewis	Fabaceae	Nativa	ACD, AAM, ARI y AE
Retama	<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	Fabaceae	Nativa	ACD y ARI
Sauce	<i>Salix nigra</i> Marshall	Salicaceae	Nativa	ACD
Tronadora	<i>Tecoma stans</i> Griseb.	Bignoniácea	Nativa	ACD y AAM
Tuja	<i>Thuja occidentalis</i> L.	Cupressaceae	Introducida	AAM
Uña de gato	<i>Senegalia greggii</i> (A. Gray) Britton & Rose	Fabaceae	Nativa	ACD y AAM

ACD= Área de conservación de la diversidad, AAM= Área de arbolado maduro, ARI=Área de regeneración post-incendio, AE= Área de estacionamiento.

En los parámetros ecológicos que se registraron para el sitio ARI, la abundancia presentó el valor de 164 individuos por hectárea ($N\ ha^{-1}$), donde las especies más destacadas son *Cordia boissieri* A.DC. ($73\ N\ ha^{-1}$) y *Zanthoxylum fagara* (L.) Sarg. ($28\ N\ ha^{-1}$), que representan el 44 y 17%, respectivamente, seguidas por *Celtis pallida* Torr. ($19\ N\ ha^{-1}$) y una representación del 12% de la población; las ocho especies restantes representan el 27% de la población. Considerando la cobertura de copa de las especies en el sitio ARI, la especie con mayor dominancia fue *Cordia boissieri* A.DC ($1301\ m^2\ ha^{-1}$) seguida por *Neltuma glandulosa* Torr. ($767\ m^2\ ha^{-1}$) y *Celtis pallida* Torr. ($365\ m^2\ ha^{-1}$), que representan en la dominancia el 42%, 25% y 12% respectivamente; las ocho especies restantes representan en conjunto una dominancia del 18% (Cuadro 4).

En el sitio AAM, se registró una abundancia de 59 individuos por hectárea, donde las especies más destacadas fueron *Quercus rubra* L. (26 N ha⁻¹), que representan el 45.10 %, seguida por *Pinus halepensis* Mill. (13 N ha⁻¹) y una representación del 21.57% de la población, donde las otras ocho especies cubren el 33.33% de la población. En cuanto a la cobertura de copa de las especies en el área AAM, *Quercus rubra* L. cubrió la mayor superficie (1031.59 m² ha⁻¹), seguido por *Pinus halepensis* Mill. (509.8 m² ha⁻¹), lo que corresponde a una cobertura de 58.25%, y 28.79% respectivamente. Las ocho especies restantes cubren el 12.96 %, como se puede ver en el Cuadro 4.

Para el sitio ACD, se muestra una abundancia de 126 individuos por hectárea, donde las especies más destacadas son *Pinus halepensis* Mill. (17 N ha⁻¹), *Cordia boissieri* A.DC. y *Lagerstroemia indica* L. con el 13.54%, 12.5%, 11.54% de cobertura, respectivamente (Cuadro 4). Contemplando la cobertura de copa de las especies del sitio ACD, la especie que registró la mayor dominancia fue *Pinus halepensis* Mill. (852.91 m² ha⁻¹), seguido por *Neltuma glandulosa* Torr (320.87 m² ha⁻¹) y *Vachellia farnesiana* (L.) Wight & Arn. (160 m² ha⁻¹), que representan una dominancia de 42.41%, 15.96% y 8% respectivamente. Las 10 especies restantes representan en conjunto una dominancia del 33.63% (Cuadro 4).

Para el sitio AE, la especie con mayor abundancia fue *Fraxinus americana* L. con 27.58 N ha⁻¹, lo que representó una abundancia relativa del 80%. Además, fue la especie con mayor cobertura (851.13 m² ha⁻¹), representando el 97% del total.

Al analizar los datos de dominancia, el sitio con el mayor valor de cobertura por hectárea fue el ARI, con 3124 m² ha⁻¹. Considerando que en los cuatro sitios existen especies altamente dominantes, se infiere que los resultados no son satisfactorios, basándose en los criterios planteados por Carabias y Herrera (1986), quienes establecen que, para zonas urbanas, ninguna especie debería de rebasar el 5% de dominancia. El sitio AMM obtuvo una cobertura media de 1,771 m² por hectárea mientras que el sitio con menor cobertura fue el AE con 877 m² ha⁻¹. Por otro lado, la especie más abundante para el sitio ARI y ACD fue *Cordia boissieri* A.DC., al mismo tiempo es la más dominante para el sitio ARI, así como para el sitio ACD y AAM, mientras que *Pinus halepensis* Mill es la especie dominante. Estos resultados son

diferentes a los obtenidos por Leal *et al.* (2018) en las áreas verdes del municipio de Linares, Nuevo León, donde la especie más dominante fue *Fraxinus americana* con 46.9%, lo cual coincide con el sitio AE donde esta especie representa el 97 % de la dominancia (Cuadro 4).

Por otro lado, la especie con mayor índice de valor de importancia fue variable entre los sitios. En el ACD, *P. halepensis* tuvo el mayor valor de importancia; en el AMM fue *Q. rubra*; en el ARI la especie con mayor IVI fue *C. boissieri*, y, en el AE fue *F. americana*. Las especies con menor IVI fueron *S. nigra*, *T. stans*, *K. humboldtiana* y *P. halepensis* (cuadro 5).

Cuadro 4. Abundancia, dominancia y frecuencia absolutas y relativas de las especies registradas.

Sitio	Nombre científico	Abundancia		Dominancia		Frecuencia
		Abs (N ha ⁻¹)	Rel (%)	Abs (m ² ha ⁻¹)	Rel (%)	Rel (%)
ACD	<i>Cordia boissieri</i> A.DC.	15.78	12.5	91.06	4.53	10.26
	<i>Ehretia anacua</i> (Terán & Berland.) I.M.Johnst.	2.63	2.08	44.78	2.23	2.56
	<i>Lagerstroemia indica</i> L.	14.46	11.46	36.58	1.82	10.26
	<i>Quercus virginiana</i> Mill.	10.52	8.33	26.51	1.32	10.26
	<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn	1.31	1.04	160.83	8	2.56
	<i>Neltuma glandulosa</i> Torr.	10.52	8.33	320.87	15.96	10.26
	<i>Celtis laevigata</i> (Kunth) Spreng.	10.52	8.33	78.88	3.92	7.69
	<i>Pinus halepensis</i> Mill.	17.09	13.54	852.91	42.41	10.26
	<i>Erythrostemon mexicanus</i> Gagnon & G.P. Lewis	11.83	9.38	122.55	6.09	10.26
	<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	13.15	10.42	113.86	5.66	10.26
	<i>Salix nigra</i> Marshall	1.31	1.04	51.1	2.54	2.56
	<i>Tecoma stans</i> Griseb.	13.15	10.42	15.01	0.75	7.69
	<i>Senegalia greggii</i> (A. Gray) Britton & Rose	3.94	3.13	96.11	4.78	5.13
	Total, general	126.22	100	2011.05	100	100

La tabla continúa en la página siguiente.

Sitio	Nombre científico	Abundancia		Dominancia		Frecuencia
		Abs (N ha ⁻¹)	Rel (%)	Abs (m ² ha ⁻¹)	Rel (%)	Rel (%)
ACD	<i>Cordia boissieri</i> A.DC.	15.78	12.5	91.06	4.53	10.26
	<i>Ehretia anacua</i> (Terán & Berland.) I.M.Johnst.	2.63	2.08	44.78	2.23	2.56
	<i>Lagerstroemia indica</i> L.	14.46	11.46	36.58	1.82	10.26
	<i>Quercus virginiana</i> Mill.	10.52	8.33	26.51	1.32	10.26
	<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn	1.31	1.04	160.83	8	2.56
	<i>Neltuma glandulosa</i> Torr.	10.52	8.33	320.87	15.96	10.26
	<i>Celtis laevigata</i> (Kunth) Spreng.	10.52	8.33	78.88	3.92	7.69
	<i>Pinus halepensis</i> Mill.	17.09	13.54	852.91	42.41	10.26
	<i>Erythrostemon mexicanus</i> Gagnon & G.P. Lewis	11.83	9.38	122.55	6.09	10.26
	<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	13.15	10.42	113.86	5.66	10.26
	<i>Salix nigra</i> Marshall	1.31	1.04	51.1	2.54	2.56
	<i>Tecoma stans</i> Griseb.	13.15	10.42	15.01	0.75	7.69
	<i>Senegalia greggii</i> (A. Gray) Britton & Rose	3.94	3.13	96.11	4.78	5.13
	Total, general	126.22	100	2011.05	100	100
AAM	<i>Cordia boissieri</i> A.DC.	4.64	7.84	48.67	2.75	6.67
	<i>Quercus virginiana</i> Mill.	4.64	7.84	64.06	3.62	13.33
	<i>Quercus rubra</i> L.	26.66	45.1	1031.59	58.25	20
	<i>Fraxinus americana</i> L.	1.16	1.96	62.41	3.52	6.67
	<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn	1.16	1.96	11.96	0.68	6.67
	<i>Juglans regia</i> L.	1.16	1.96	4.53	0.26	6.67
	<i>Pinus halepensis</i> Mill.	12.75	21.57	509.8	28.79	20
	<i>Erythrostemon mexicanus</i> Gagnon & G.P. Lewis	1.16	1.96	3.83	0.22	6.67
	<i>Tecoma stans</i> Griseb.	1.16	1.96	2.32	0.13	6.67
	<i>Thuja occidentalis</i> L.	4.64	7.84	31.88	1.8	6.67
	Total, general	59.11	100	1771.03	100	100

La tabla continúa en la página siguiente.

Sitio	Nombre científico	Abundancia		Dominancia		Frecuencia
		Abs (N ha ⁻¹)	Rel (%)	Abs (m ² ha ⁻¹)	Rel (%)	Rel (%)
ACD	<i>Cordia boissieri</i> A.DC.	15.78	12.5	91.06	4.53	10.26
	<i>Ehretia anacua</i> (Terán & Berland.) I.M.Johnst.	2.63	2.08	44.78	2.23	2.56
	<i>Lagerstroemia indica</i> L.	14.46	11.46	36.58	1.82	10.26
	<i>Quercus virginiana</i> Mill.	10.52	8.33	26.51	1.32	10.26
	<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn	1.31	1.04	160.83	8	2.56
	<i>Neltuma glandulosa</i> Torr.	10.52	8.33	320.87	15.96	10.26
	<i>Celtis laevigata</i> (Kunth) Spreng.	10.52	8.33	78.88	3.92	7.69
	<i>Pinus halepensis</i> Mill.	17.09	13.54	852.91	42.41	10.26
	<i>Erythrostemon mexicanus</i> Gagnon & G.P. Lewis	11.83	9.38	122.55	6.09	10.26
	<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	13.15	10.42	113.86	5.66	10.26
	<i>Salix nigra</i> Marshall	1.31	1.04	51.1	2.54	2.56
	<i>Tecoma stans</i> Griseb.	13.15	10.42	15.01	0.75	7.69
	<i>Senegalia greggii</i> (A. Gray) Britton & Rose	3.94	3.13	96.11	4.78	5.13
	Total, general	126.22	100	2011.05	100	100

Sitio	Nombre científico	Abundancia		Dominancia		Frecuencia
		Abs (N ha ⁻¹)	Rel (%)	Abs (m ² ha ⁻¹)	Rel (%)	Rel (%)
ARI	<i>Cordia boissieri</i> A.DC.					
	<i>Ehretia anacua</i> (Terán & Berland.) I.M.Johnst.	2.43	1.48	76.72	2.46	9.09
	<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	27.94	17.04	153.71	4.92	4.55
	<i>Karwinskia humboldtiana</i> (Schult.) Zucc	1.21	0.74	4.21	0.13	4.55
	<i>Celtis pallida</i> Torr.	19.44	11.85	365.05	11.69	13.64
	<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn	2.43	1.48	24.38	0.78	9.09
	<i>Neltuma glandulosa</i> Torr.	12.15	7.41	766.99	24.55	9.09
	<i>Neltuma laevigata</i>	9.72	5.93	249.32	7.98	9.09

Sitio	Nombre científico	Abundancia		Dominancia		Frecuencia
		Abs (N ha ⁻¹)	Rel (%)	Abs (m ² ha ⁻¹)	Rel (%)	Rel (%)
ACD	<i>Cordia boissieri</i> A.DC.	15.78	12.5	91.06	4.53	10.26
	<i>Ehretia anacua</i> (Terán & Berland.) I.M.Johnst.	2.63	2.08	44.78	2.23	2.56
	<i>Lagerstroemia indica</i> L.	14.46	11.46	36.58	1.82	10.26
	<i>Quercus virginiana</i> Mill.	10.52	8.33	26.51	1.32	10.26
	<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn	1.31	1.04	160.83	8	2.56
	<i>Neltuma glandulosa</i> Torr.	10.52	8.33	320.87	15.96	10.26
	<i>Celtis laevigata</i> (Kunth) Spreng.	10.52	8.33	78.88	3.92	7.69
	<i>Pinus halepensis</i> Mill.	17.09	13.54	852.91	42.41	10.26
	<i>Erythrostemon mexicanus</i> Gagnon & G.P. Lewis	11.83	9.38	122.55	6.09	10.26
	<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	13.15	10.42	113.86	5.66	10.26
	<i>Salix nigra</i> Marshall	1.31	1.04	51.1	2.54	2.56
	<i>Tecoma stans</i> Griseb.	13.15	10.42	15.01	0.75	7.69
	<i>Senegalia greggii</i> (A. Gray) Britton & Rose	3.94	3.13	96.11	4.78	5.13
	Total, general (Willd.) M.C.Johnst.	126.22	100	2011.05	100	100
	<i>Erythrostemon mexicanus</i> Gagnon & G.P. Lewis	7.29	4.44	64.11	2.05	9.09
	<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	1.21	0.74	23.95	0.77	4.55
	<i>Senegalia greggii</i> (A. Gray) Britton & Rose	7.29	4.44	94.05	3.01	13.64
	Total, general	164.01	100	3123.96	100	100
AE	<i>Fraxinus americana</i> L.	27.58	80.00	851.13	97.00	60.00
	<i>Pinus halepensis</i> Mill.	2.95	8.57	1.05	0.12	20.00
	<i>Erythrostemon mexicanus</i> Gagnon & G.P. Lewis	3.94	11.43	25.24	2.88	20.00
	Total, general	34.47	100	877.42	100	100

Abs = valor absoluto, Rel = valor relativo, ACD= Área de conservación de la diversidad, AAM= Área de arbolado maduro, ARI=Área de regeneración post-incendio, AE= Área de estacionamiento.

Cuadro 5. Índice de Valor de Importancia de las especies en los cuatro sitios.

Nombre común	Nombre científico	IVI			
		ACD	AAM	ARI	AE
Anacahuita	<i>Cordia boissieri</i> A.DC.	9.09	5.75	33.25	N/p
Anacua	<i>Ehretia anacua</i> (Terán & Berland.) I.M. Johnst.	2.29	N/p	4.34	N/p
Crespón	<i>Lagerstroemia indica</i> L.	7.84	N/p	N/p	N/p
Coyotillo	<i>Karwinskia humboldtiana</i> (Schult.) Zucc	N/p	N/p	1.81	N/p
Encino	<i>Quercus virginiana</i> Mill.	6.64	8.26	N/p	N/p
Encino rojo	<i>Quercus rubra</i> L.	N/p	41.12	N/p	N/p
Fresno	<i>Fraxinus americana</i> L.	N/p	4.05	N/p	79
Granjeno	<i>Celtis pallida</i> Torr.	N/p	N/p	12.39	N/p
Huizache	<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn	3.87	3.1	3.78	N/p
Mezquite Ng	<i>Neltuma glandulosa</i> Torr.	11.52	N/p	13.68	N/p
Mezquite NI	<i>Neltuma laevigata</i> (Willd.) M.C.Johnst.	N/p	N/p	7.67	N/p
Nogal	<i>Juglans regia</i> L.	N/p	2.96	N/p	N/p
Palo blanco	<i>Celtis laevigata</i> (Kunth) Spreng.	6.65	N/p	N/p	N/p
Pino	<i>Pinus halepensis</i> Mill.	22.07	23.45	N/p	9.56
Potro	<i>Erythrostemon mexicanus</i> Gagnon & G.P. Lewis	8.58	2.95	5.2	11.43
Retama	<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	8.78	N/p	2.02	N/p
Sauce	<i>Salix nigra</i> Marshall	2.05	N/p	N/p	N/p
Tronadora	<i>Tecoma stans</i> Griseb.	6.29	2.92	N/p	N/p
Tuja	<i>Thuja occidentalis</i> L.	N/p	5.44	N/p	N/p
Uña de gato	<i>Senegalia greggii</i> (A. Gray) Britton & Rose	4.34	N/p	7.03	N/p
Total		100	100	100	100

N/p = No presente, ACD= Área de conservación de la diversidad, AAM= Área de arbolado maduro, ARI=Área de regeneración post-incendio, AE= Área de estacionamiento, IVI= Índice de valor de importancia.

4.2 Diversidad

Con respecto a los índices de Margalef, de Shannon y de diversidad verdadera de Shannon, el sitio ACD presentó los valores de 2.62, 2.37 y 10.77, respectivamente, mientras que en el sitio AAM, se registraron los valores de 2.28, 1.65 y 5.33 para cada índice. En cuanto al sitio ARI, se registraron valores de 2.03 (DMg), 1.74 (H') y 5.74

(1D) (Cuadro 6). Para el sitio AE, se presentaron los valores 0.56 para DMg, 0.63 para H' y 1.87 para 1D. De acuerdo con Alanís et al. (2020), los valores inferiores a 2 indican baja diversidad y los valores superiores a 5 son un indicativo de alta diversidad. Esto indica que AE es el sitio con la más baja diversidad, mientras que los sitios AAM y ARI son los sitios con moderada diversidad, y el ACD el sitio con alta diversidad. El sitio con mayor riqueza de especies fue el sitio ACD, que registró valores de riqueza de especies menores al observado por Leal et al. (2018), quienes obtuvieron un valor de DMg = 5.24 en un estudio similar.

Para el índice de diversidad de especies de Shannon, los sitios AAM y ARI presentaron valores muy similares a los obtenidos por Patiño et al. (2021) para un área de matorral, donde el índice de Shannon fue 1.78 y el índice de diversidad verdadera de Shannon, 5.91. El sitio ACD presentó más diversidad que los sitios ARI, AAM y AE y estos últimos también son menores a los encontrados por Patiño et al. (2021). Así mismo, Alanís et al. (2014) obtuvieron valores alrededor de DMg=7.62 y H'=3.05 en el campus de la facultad de ciencias forestales de la UANL, lo que también es mayor a lo encontrado en este estudio.

Cuadro 6. Índices de diversidad para los cuatro sitios.

Sitio	Índice de Shannon (H')	Índice de diversidad verdadera de Shannon (1D)	Índice de Margalef (DMg)
ACD	2.37	10.77	2.62
AAM	1.67	5.33	2.28
ARI	1.74	5.74	2.03
AE	0.63	1.87	0.56

ACD= Área de conservación de la diversidad, AAM= Área de arbolado maduro, ARI=Área de regeneración post-incendio, AE= Área de estacionamiento.

4.3 Estructura vertical

El índice de Pretzsch, el cual analiza la distribución vertical de las especies, se aplicó a cada sitio, donde se separó en tres estratos: I (alto), II (medio) y III (bajo).

Para el sitio ARI, el estrato alto (I) estuvo representado por los individuos que oscilan entre 6.67 y 8.34 m de altura, el estrato medio (II) estuvo constituido por individuos con altura de entre los 4.17 y 6.66 m, y para el estrato bajo (III), se presentaron alturas que van desde 0 hasta los 4.16 m. La mayor altura la presenta *Neltuma glandulosa* Torr. con 8.34 m y la menor altura *Cordia boissieri* A.DC. con 0.29 m. En el estrato I, se registró la especie *Neltuma glandulosa* Torr., dominando por completo el estrato alto con 25%. En el estrato II, se registraron dos especies *Neltuma glandulosa* Torr seguido por *Cordia boissieri* A.DC. Los resultados que se obtuvieron en el sitio ARI muestran que el valor de A obtenido del índice vertical de especies fue de 1.84, con un $A_{\max}$ de 3.5 y un A_{rel} de 52.62%. El valor de A_{rel} mencionado anteriormente de 52.62% indica que la comunidad vegetal evaluada está dominada por el estrato bajo (III). La falta de proximidad en proporción entre el valor A y el Valor $A_{\max}$ muestra que la distribución de las especies en el sitio, así como en los estratos es moderada.

En el sitio AAM, el estrato alto (I) está conformado por individuos con alturas de 11.04 m a 13.8 m; en el estrato medio (II), las alturas oscilan entre 6.9 m y 11.03 m, y para el estrato bajo (III), se presentan alturas que van desde 0 a 6.8 m. La mayor altura la presenta *Pinus halepensis* Mill. con 13.8 m y el individuo de menor altura lo presenta *Thuja occidentalis* L. con 1.2 m. El estrato I lo representan dos especies, *Pinus halepensis* Mill. y *Quercus rubra* L., siendo esta última la dominante con el 45.73% de ocupación. En el estrato II, se registraron *Pinus halepensis* Mill. y *Quercus rubra* L., con 28.79% y 58.25% de dominancia relativa, respectivamente. En el estrato III, se registraron ocho especies, donde la especie del sitio más abundante es *Cordia boissieri* A.DC., cubriendo el 24.23% de superficie. Los valores obtenidos en el sitio AAM muestran un A de 2.12, con un $A_{\max}$ de 3.58 y un A_{rel} de 59.16%, lo que indica que la comunidad vegetal evaluada está dominada por el estrato bajo (III), constituido por 12 especies con una altura máxima de 6.4 m. La proximidad en proporción entre el valor A y el Valor $A_{\max}$ muestran que la distribución de las especies en el sitio, así

como en los estratos es de moderada a alta.

Para el sitio ACD, el estrato alto (I) lo representan los individuos que van de 9.52 m a 11.9 m de altura, el estrato medio (II) mostró alturas que oscilan entre 5.95 m y 9.51 m, y en el estrato bajo (III), se presentan alturas que van desde 0 a 5.94 m. La mayor altura corresponde a *Pinus halepensis* Mill con 11.9 m y el individuo de menor altura lo representa *Tecoma stans* Griseb. con 1.4 m. El estrato I lo conforman dos especies, *Pinus halepensis* Mill. y *Salix nigra* Marshall, siendo la especie más dominante *P. halepensis* cubriendo el 64.81% del sitio. En el estrato II, solamente se registraron individuos de *P. halepensis* Mill, mientras que en el estrato III, se registraron 12 especies, siendo la de mayor cobertura *P. halepensis* con 42.41% y la segunda especie más dominante es *Neltuma glandulosa* Torr. cubriendo el 15.96% del sitio. Los valores obtenidos en el sitio ACD muestran un índice vertical de especies (A) de 2.47, con un $A_{\max}$ de 3.74 y un A_{rel} de 65.98%. Esto indica que la comunidad vegetal evaluada está dominada por el estrato bajo (III), con una altura máxima de 5.8 m. La proximidad en proporción entre los valores de A y $A_{\max}$ muestran que la distribución de las especies en el sitio, así como en los estratos es de moderada a alta.

Para el sitio AE, el estrato alto (I) incluye a los individuos con alturas entre 6.99 m a 8.74 m de altura, el estrato medio (II) comprende alturas que oscilan de 4.37 m a 6.98 m, y el estrato bajo (III) abarca alturas desde 0 a 4.36 m. La mayor altura corresponde a *Pinus halepensis* Mill con 8.74 m y el individuo de menor altura lo representa *Erythrostemon mexicanus* Gagnon & G.P. Lewis con 2.95 m. El estrato I lo conforman dos especies, *Pinus halepensis* Mill. y *Fraxinus americana* L. En el estrato II, se registraron individuos de *Fraxinus americana* L., *P. halepensis* Mill y *Erythrostemon mexicanus* Gagnon & G.P. Lewis, donde la especie más representativa fue *Fraxinus americana* L., mientras que en el estrato III, se registraron las especies. *F. americana* L., *P. halepensis* Mill y *E. mexicanus*. Los valores obtenidos en el AE muestran un índice vertical de especies (A) de 1.25, con un $A_{\max}$ de 2.20 y un A_{rel} de 56.83%. Esto indica que la comunidad vegetal evaluada está dominada por el estrato medio (II), con una altura máxima de 6.98 m. La proximidad en proporción entre los valores de A y $A_{\max}$ muestra que la distribución de las especies en el sitio, así como en los estratos es de moderada a alta. Patiño *et al.* (2021), obtuvieron un valor de A de

2.36, con un $A_{\max}$ de 3.81 y un A_{rel} de 62.08%, mencionando que, en el matorral espinoso tamaulipeco, el estrato dominante es el III, lo que es similar a lo encontrado en al igual que en los sitios ARI, AAM y ACD. Sin embargo, entre los sitios hay una diferencia en la representación de altura en los estratos obtenidos de acuerdo con el índice de Pretzsch, con valor de 4.16 m para el estrato III en el sitio ARI, de 6.4 m para el sitio AAM y de 5.9 m para el sitio ACD.

4.4 Temperatura y humedad relativa

En el amanecer, la temperatura promedio del área de conservación (ACD) al amanecer fue de 24.38 °C, siendo menor en comparación con los valores registrados en el área en regeneración (ARI) de 25.96 °C y el área de estacionamiento (AE) de 27.62 °C (g. l.= 3; F= 10.577; P< 0.01). Se presentaron diferencias altamente significativas entre áreas ACD y AE (P< 0.01), el área de arbolado maduro (AAM) y el AE (P= 0.001), y significativas entre el ARI y AE (P= 0.043). En cambio, el AAM no presentó diferencia, comparado con el área ACD (P= 1.000) y ARI (P= 1.00). En el amanecer, la temperatura promedio del ACD resultó similar a la temperatura presentada en el AAM, pero menor que la del ARI y AE (g. l.= 3; F= 10.577; P= 0.000) (Cuadro 7 y Figura 2).

En cuanto a la humedad relativa promedio, se registraron valores de 71.76%, 66.32%, 62.76% y 55.28% en ACD, AAM ARI y AE, respectivamente. Las diferencias fueron significativas entre el ACD y ARI (P=0.029), el ACD y AE (P=0.000) y entre el AAM y AE (P=0.001) (g.l.= 3; F=9.772; P=0.000) (Cuadro 8 y Figura 2).

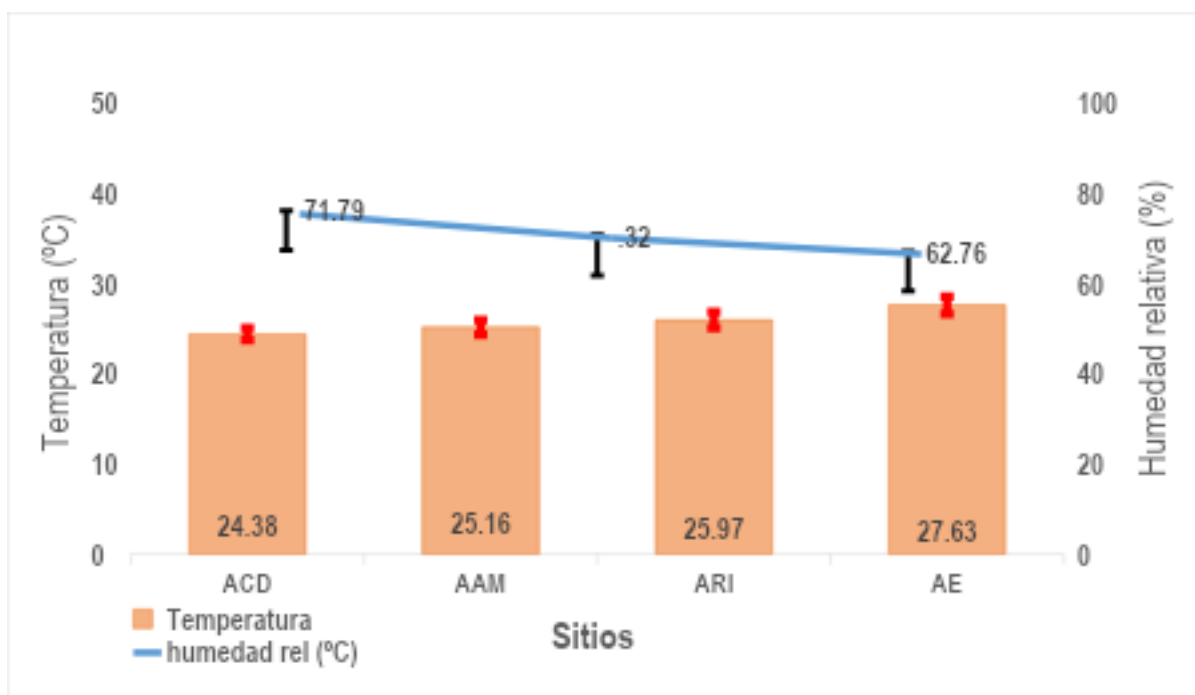


Figura 2. Temperatura promedio (°C) y Humedad relativa promedio (%) del amanecer. ACD= Área de conservación de la diversidad, AAM= Área de arbolado maduro, ARI=Área de regeneración post-incendio, AE= Área de estacionamiento.

Cuadro 7. Valores de los estadísticos Post hoc, diferencias en la temperatura (°C) para el amanecer entre sitios (g. l.= 3; F= 10.577; P= 0.000). * representa una diferencia significativa entre los sitios.

Sitio	Sitios	Corrección de Bonferroni
ACD	AAM	1.000
	ARI	0.061
	AE	0.000*
AAM	ACD	1.000
	ARI	1.000
	AE	0.001*
ARI	ACD	0.061
	AAM	1.000
	AE	0.043*
AE	ACD	0.000*
	AAM	0.001*
	ARI	0.043*

ACD= Área de conservación de la diversidad, AAM= Área de arbolado maduro, ARI=Área de regeneración post-incendio, AE= Área de estacionamiento. * representa una diferencia significativa entre los sitios.

Cuadro 8. Valores de los estadísticos Post hoc, diferencias en humedad relativa para el amanecer entre sitios (g. l.= 3; F= 9.772; P= 0.000).

Sitio	Sitios	Corrección de Bonferroni
ACD	AAM	0.510
	ARI	0.029*
	AE	0.000*
AAM	ACD	0.510
	ARI	1.000
	AE	0.004*
ARI	ACD	0.029*
	AAM	1.000
	AE	0.112
AE	ACD	0.000*
	AAM	0.004*
	ARI	0.112

ACD= Área de conservación de la diversidad, AAM= Área de arbolado maduro, ARI=Área de regeneración post-incendio, AE= Área de estacionamiento. * representa una diferencia significativa entre los sitios.

Por la tarde, la temperatura promedio en el ACD fue la menor con un valor de 32.38 °C y la mayor se registró en el AE (38.38 °C), mientras que el área AAM presentó una temperatura de 34.00 °C y el ARI 36.19 °C (g.l.= 3; F= 8.276; P= 0.000). De acuerdo con los resultados, se presentó una diferencia significativa entre el ACD y el ARI (P= 0.023) y altamente significativas entre el ACD y el AE (P= 0.000) así como entre el AAM y el AE (P= 0.006). Por otra parte, no hubo diferencia en la comparación entre el AAM y ARI (P= 0.548) y entre ARI y AE (P=0.548) (Figura 3 y Cuadro 9).

El área ACD registró una humedad relativa promedio de 48.28%, siendo el valor más alto comparado con el valor registrado en el AE (26.76%) (g.l.=3 H=34.096 P= .000). Para este caso, se determinó que entre el sitio ACD y ARI (P= 0.003) así como entre el ACD y el AE (P= 0.000) y por último entre el AAM y el AE (P= 0.001) hay diferencias, mientras que, el área ARI no presentó diferencia con el área AE (P=0.262) y AAM (P=0.389) (Figura 3 y Cuadro 10).

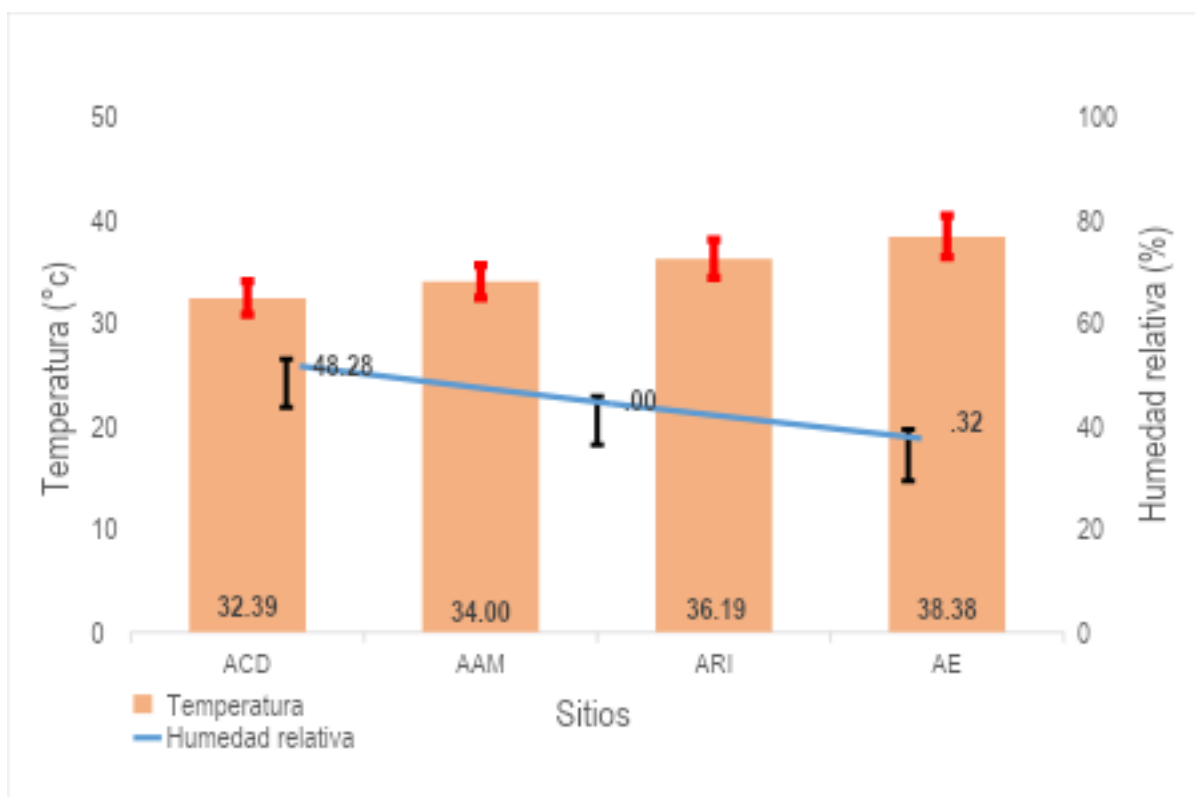


Figura 3. Temperatura promedio (°C) y Humedad relativa promedio (%) de la tarde ACD= Área de conservación de la diversidad, AAM= Área de arbolado maduro, ARI=Área de regeneración post-incendio, AE= Área de estacionamiento.

Cuadro 9. Valores de los estadísticos Post hoc, diferencias en la temperatura (°C) para la tarde entre sitios (g. l.= 3; F= 8.276; P= 0.000).

Sitio	Sitios	Corrección de Bonferroni
ACD	AAM	1.000
	ARI	0.023*
	AE	0.000*
AAM	ACD	1.000
	ARI	0.0548
	AE	0.006*
ARI	ACD	0.023*
	AAM	0.548
	AE	0.548
AE	ACD	0.000*
	AAM	0.006*
	ARI	0.548

ACD= Área de conservación de la diversidad, AAM= Área de arbolado maduro, ARI=Área de regeneración post-incendio, AE= Área de estacionamiento. * representa una diferencia significativa entre los sitios.

Cuadro 10. Valores de los estadísticos Post hoc, diferencias en humedad relativa para la tarde entre sitios (g. l.= 3; H=34.096; P= 0.000).

Sitio	Sitios	Corrección de Bonferroni
ACD	AAM	0.569
	ARI	0.003*
	AE	0.000*
AAM	ACD	0.569
	ARI	0.389
	AE	0.001*
ARI	ACD	0.003*
	AAM	0.389
	AE	0.262
AE	ACD	0.000*
	AAM	0.001*
	ARI	0.262

ACD= Área de conservación de la diversidad, AAM= Área de arbolado maduro, ARI=Área de regeneración post-incendio, AE= Área de estacionamiento. * representa una diferencia significativa entre los sitios.

Respecto al crepúsculo, la mayor temperatura promedio se presentó en el área AE con el valor 30.26 °C, seguido del área ARI con 28.45 °C y el área AAM con 26.78°C. El área con la menor temperatura fue el ACD con 25.79 °C (g.l. = 3; H = 27.000; P= 0.000), el área AAM no mostró diferencias con el área ACD (P= 0.997) y con el ARI (P= 0.251). Por otra parte, entre el área ACD y ARI (P= 0.004) y el AE (P= 0.000), se encontraron diferencias altamente significativas, lo mismo que para el AAM y el AE (P= 0.004) (Figura 4 y Cuadro 11).

La humedad relativa promedio en el crepúsculo de las áreas ACD, AAM, ARI y AE fue 60.96%, 55.6%, 52.64% y 44.4% respectivamente. Las diferencias significativas se encontraron entre los sitios ACD y AE (P= 0.000), mientras que entre AAM y AE (P= 0.045) son ligeramente diferentes (g.l.= 3, H= 16.858: P= 0.001) (Figura 4 y Cuadro 12).

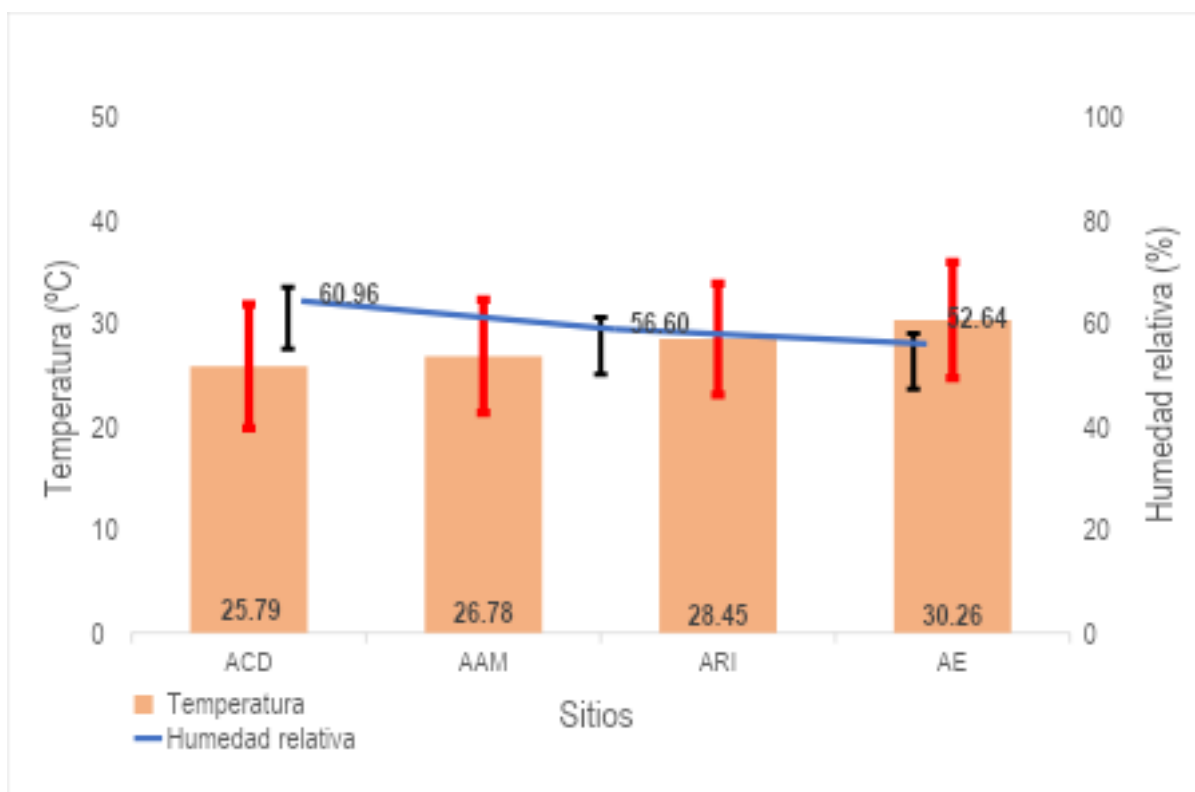


Figura 4. Temperatura promedio (°C) y Humedad relativa promedio (%) para en el crepúsculo ACD= Área de conservación de la diversidad, AAM= Área de arbolado maduro, ARI=Área de regeneración post-incendio, AE= Área de estacionamiento.

Cuadro 11. Valores de los estadísticos Post hoc, diferencias en la temperatura (°C) para el crepúsculo entre sitios (g. I.= 3; H= 27.000; P= 0.000).

(I) sitio	sitios	Corrección de Bonferroni
ACD	AAM	0.997
	ARI	0.004*
	AE	0.000*
AAM	ACD	0.997
	ARI	0.251
	AE	0.004*
ARI	ACD	0.004*
	AAM	0.251
	AE	1.000
AE	ACD	0.000*
	AAM	0.004*
	ARI	1.000

ACD= Área de conservación de la diversidad, AAM= Área de arbolado maduro, ARI=Área de regeneración post-incendio, AE= Área de estacionamiento. * representa una diferencia significativa entre los sitios.

Cuadro 12. Valores de los estadísticos Post hoc, diferencias en humedad relativa para el crepúsculo entre sitios (g. l.= 3; H=16.858; P= 0.001).

(I) sitio	Sitios	Corrección de Bonferroni
ACD	AAM	1.000
	ARI	0.178
	AE	0.000*
AAM	ACD	1.000
	ARI	1.000
	AE	0.045*
ARI	ACD	0.178
	AAM	1.000
	AE	0.407
AE	ACD	0.000*
	AAM	0.045*
	ARI	0.407

ACD= Área de conservación de la diversidad, AAM= Área de arbolado maduro, ARI=Área de regeneración post-incendio, AE= Área de estacionamiento. * representa una diferencia significativa entre los sitios.

Los efectos de la vegetación sobre el microclima son distintos dentro de las áreas verdes y, de acuerdo con Fahmy *et al.* (2010), esto está relacionado a los diferentes manejos y características del sitio. El tipo de manejo y las condiciones de las áreas verdes y arbolado deben ser considerados como los principales factores que influyen en los beneficios que se desean obtener de cada espacio (Kuang, 2020). Algunos estudios han demostrado que los efectos de enfriamiento cambian en relación con los patrones y características del paisaje (Yang *et al.*, 2017), considerando características de la vegetación tales como la altura, cobertura y la diversidad de especies (Xinjun *et al.*, 2021).

La mayoría de los estudios se enfocan en la comparación del efecto de las áreas verdes en la temperatura y humedad relativa solo de día, dejando a un lado su efecto en el amanecer y crepúsculo (Amani *et al.*, 2018; Kuang, 2020). En este estudio se evaluaron los parámetros ambientales en tres horarios, lo cual es importante porque se realizan actividades las 24 horas del día y el área ACD mostró mitigar mejor la temperatura que el ARI y que el AE durante todo el día.

En el amanecer, la temperatura promedio del área AAM fue de 24.38°C, siendo

menor en comparación con los valores registrados en las áreas ARI (25.96 °C) y AE (27.62 °C). La diferencia entre el sitio ACD y ARI fue de 1.58 °C, lo que es similar a los valores encontrados por Sun *et al.* (2017) y Amani *et al.* (2018), quienes encontraron que las temperaturas en las áreas con poco arbolado y parques con arbolado se redujeron entre 1.15 y 2 °C. Por otro lado, se encontró una diferencia de 3.24 °C entre el ACD y el AE, lo que es mayor que lo mencionado anteriormente.

De igual manera para el crepúsculo, la temperatura que se presentó en el área ARI fue de 28.45 °C y en el ACD de 25.79°C, teniendo una diferencia entre las áreas de 2.66 °C, lo que es similar a la encontrada por Wang *et al.* (2018) quien reportó una diferencia de 2 °C entre áreas con diferentes características estructurales de arbolado. Por otro lado, la diferencia encontrada entre el ACD y el AE con 4.47 °C es mayor a lo reportado por el mismo autor y lo encontrado en el resto de las áreas estudiadas.

Por la tarde, la diferencia en la temperatura entre sitios fue mayor, donde el promedio en el área ACD fue menor con un valor de 32.38 °C y la mayor temperatura fue registrada para el AE con 38.38 °C, con una diferencia promedio de 5.99 °C, diferencia mayor a lo encontrado en Torreón donde la diferencia promedio para un muestreo resultó de 3.7 °C entre distintos parques con diferente tamaño y riqueza florística, pero similar a las diferencias entre ACD y el ARI con una diferencia de 3.80 °C (Villanueva *et al.*, 2020).

En la humedad relativa, se encontró que, por la tarde, el área ACD registró el promedio 48.28%, siendo el valor más alto comparado con las áreas ARI y AE con 34.32% y 26.76%, respectivamente. Entre el ACD y ARI, se presentaron diferencias de 14.24%, similar a lo encontrado por Potchter *et al.* (2006), quienes registraron que podía aumentar hasta un 8.55% entre parques, mientras que las diferencias entre el ACD y AE fue mayor (21.52%).

Para el amanecer, la humedad relativa promedio (HR) del área ACD, AAM, ARI y AE resultó de 71.76, 66.32, 62.76 y 55.28%, respectivamente. Se presentó una diferencia de 16.48% entre el ACD y el ARI y de 11.04% entre el ACD y el AE, esto es similar a lo reportado por Feng *et al.* (2023), quienes encontraron hasta un 11% superior debajo el dosel que fuera de él. De igual manera para el crepúsculo, las diferencias solo se encontraron entre el área ACD y AE con 16.56% y entre el AAM y

AE con una diferencia de 11.20%, similar a lo encontrado en otro estudio para el horario nocturno (Potchter *et al.*, 2006). Sin embargo, el resultado reportado aquí de la HR fue mayor que el encontrado en otros bosques urbanos (Wang *et al.*, 2018).

. Resulta interesante como el ACD con arbolado joven presenta parámetros similares en la temperatura y humedad relativa en comparación con el AAM, lo que sugiere que una arborización bien gestionada impacta inmediatamente en la regulación del microclima, a comparación con los sitios ARI y AE que mostraron mayores temperaturas y menores valores de humedad relativa lo que podría gestionarse a través de un programa de arborización y gestión similar.

4.5 Confort térmico

En resultados obtenidos para el amanecer, el sitio que presentó el valor más alto para el índice de malestar fue el sitio AE (DI= 22.8), alcanzando el grado 2 en la categorización del índice (GIM) (Cuadro 2), lo que indica que <50% de las personas podrían presentar malestar. El área con el menor valor fue el AAM (DI= 17.82), clasificado como grado 1 (GIM), es decir no se presenta malestar. Los valores de las áreas AE y AAM fluctuaron entre el grado 1 y 2 del índice de malestar. El ACD fue el único sitio que siempre se mantuvo dentro del grado 1 (GIM), es decir, siendo confortable a lo largo del verano, con un valor máximo alcanzado de DI= 20.64. El ARI también se clasificó en los grados 1 y 2, con el valor más alto registrado de 21.81 y el más bajo de 17.45 (Figura 5).

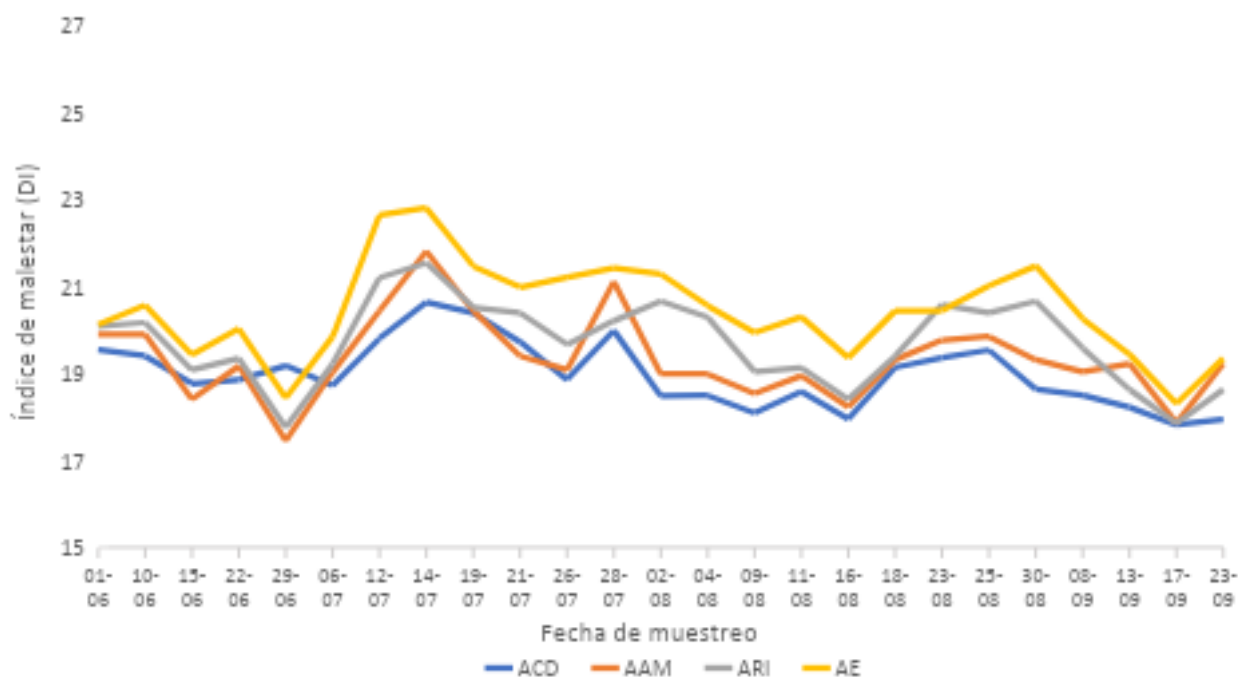


Figura 5. Variación del confort térmico en el amanecer determinado mediante el índice de malestar (DI). ACD= Área de conservación de la diversidad, AAM= Área de arbolado maduro, ARI=Área de regeneración post-incendio, AE= Área de estacionamiento.

Para la tarde, el área AE presentó el valor más alto para el índice de malestar (DI= 30.33), correspondiente al grado 5 (GIM), lo que representa un alto grado de malestar, donde todos sentirán incomodidad. El menor valor para este sitio fue de DI= 21.41, único monitoreo que se posicionó en grado 2 (GIM), donde pocas personas presentaron malestar. En este sitio, 4 de los 25 muestreos obtuvieron el grado 4 (GIM), lo que implica que la mayoría de las personas no se sentirán cómodas. El área que presentó el menor confort térmico fue el área ACD con un valor de DI= 19.49, cayendo en el grado 1 (GIM), donde no se presenta malestar. Para este sitio, se alcanzó el grado 3 (GIM) cinco días del muestreo, implicando que más de 50% de las personas no se sentirán cómodas (DI= 26.64), y 13 días llegó al grado 2 (GIM), donde pocas personas sentirán incomodidad.

Para el sitio AAM, el valor más alto fue de 26.59 correspondiente al grado 3 (GIM), en donde más de 50% de las personas sentirán malestar. De los 25 muestreos, 9 obtuvieron este grado, y solo 3 se posicionaron en el grado 1 (GIM), sin ningún riesgo de molestias para las personas. Para el sitio ARI, aunque los valores variaron tres días

se alcanzó el grado 4 (GIM), este grado indica que la mayoría de las personas presentaran malestar, además nueve días se ubicaron en el grado 3 (GIM), indicando que más de 50% de las personas sentirán malestar, como se representa en la Figura 6 y Cuadro 2.

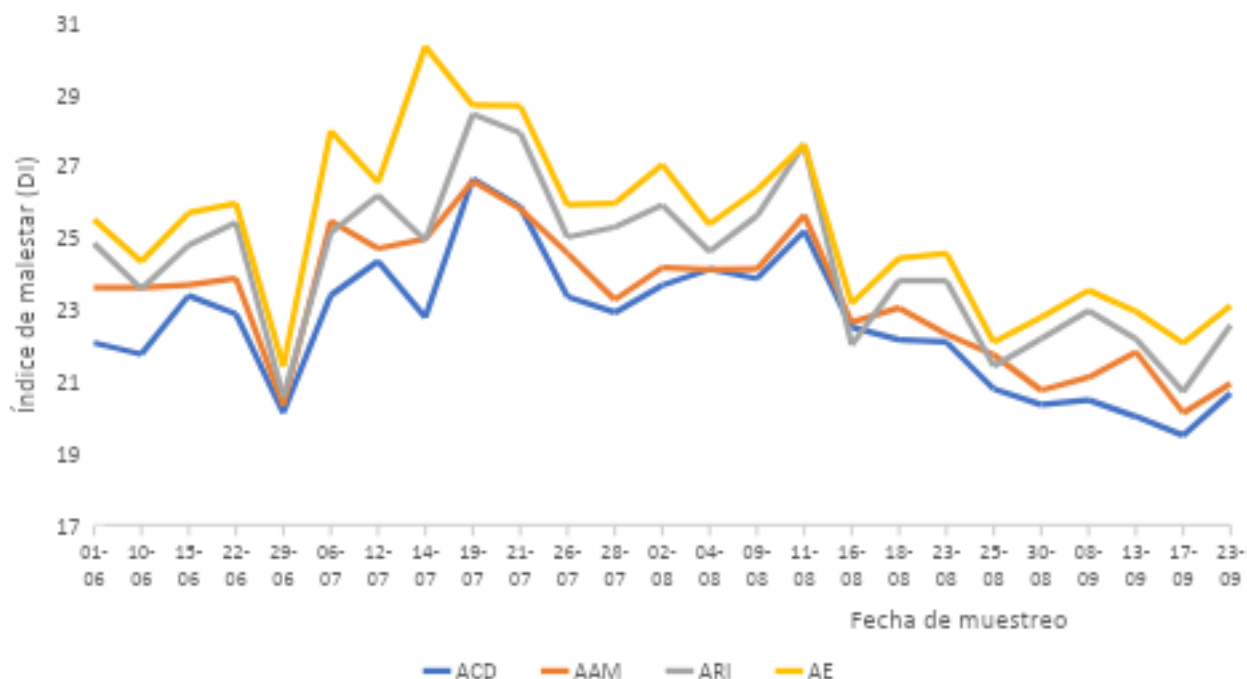


Figura 6. Variación del confort térmico en la tarde determinado mediante el índice de malestar (DI). ACD= Área de conservación de la diversidad, AAM= Área de arbolado maduro, ARI=Área de regeneración post-incendio, AE= Área de estacionamiento.

En el crepúsculo, el sitio que presentó el mayor valor para el índice de malestar (DI) fue el sitio AE, alcanzando por tres días un DI de 25.77 y llegando al grado 3 (GIM), lo que indica que más de 50% de las personas sentirán malestar. Se registraron 12 días con un índice de malestar grado 2 (GIM), indicando que un pequeño grupo de personas sentirían malestar. El menor valor para el sitio fue de DI= 18.49. El área que presentó los valores más bajos fue el ACD con un valor máximo de DI= 22.04 que corresponde al grado 2 (GIM), donde pocas personas sentirían malestar y un valor mínimo de DI= 18.4 clasificado como grado 1 (GIM), donde no presentan malestar. Además de este valor, otros 19 días alcanzaron el grado 1 (GIM), siendo el sitio más

confortable en el crepúsculo. Para el área AAM, el mayor valor fue de $DI = 22.63$, representando el grado 2 (GIM) que se presentó 6 días y el valor mínimo de $DI = 18.72$ perteneciendo al grado 1 (GIM) junto a otros 18 días donde no se presentan molestias. En el área ARI, el mayor valor fue $DI = 23.27$, representando el grado 2 (GIM), en conjunto con otros siete días con resultados variables, por otro lado, el menor valor fue de $DI = 19.21$ en el grado 1 (GIM), junto a 16 días más en esta categoría (Figura 7 y Cuadro 2).

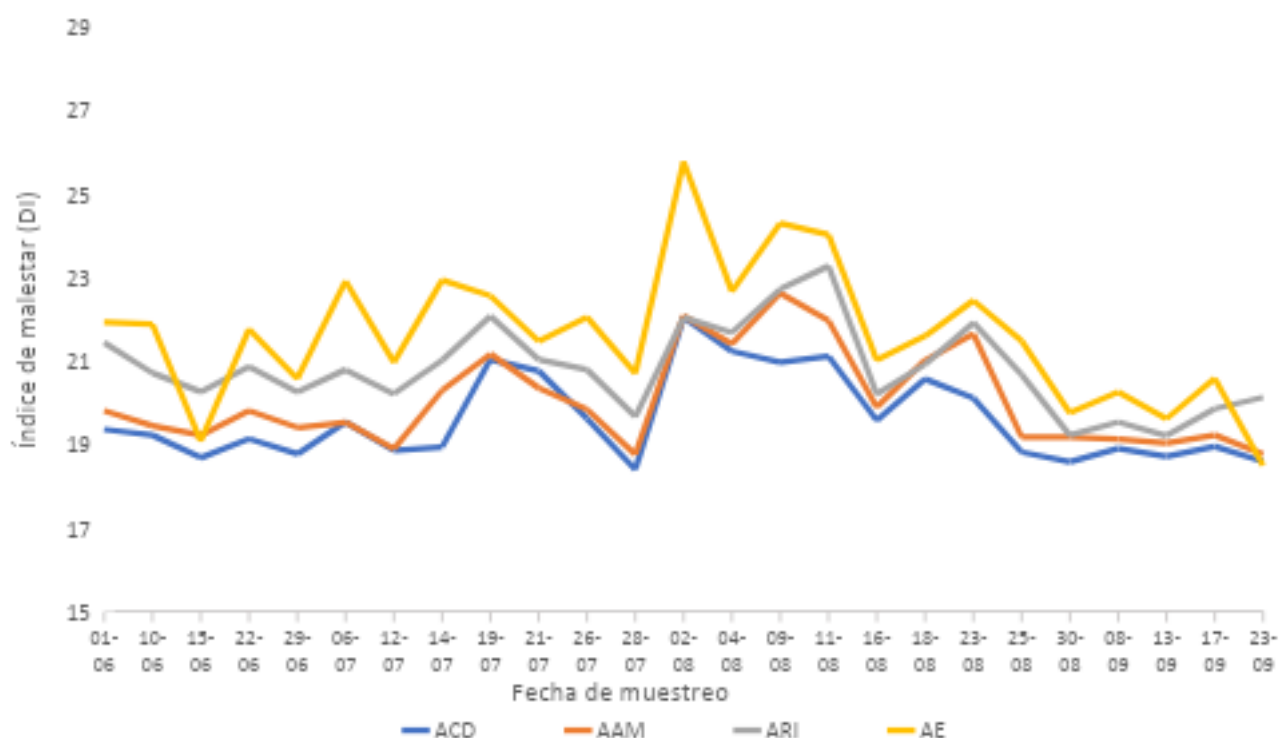


Figura 7. Variación del confort térmico al crepúsculo determinado mediante el índice de malestar (DI). ACD= Área de conservación de la diversidad, AAM= Área de arbolado maduro, ARI= Área de regeneración post-incendio, AE= Área de estacionamiento.

Los resultados obtenidos se analizaron para determinar si existen diferencias entre sitios para cada horario muestreado. En el amanecer, el DI promedio del área ACD fue de 18.99, siendo menor en comparación con los valores del área AAM ($DI = 19.34$), ARI ($DI = 19.70$) y AE ($DI = 20.45$), como lo muestra el Cuadro 13 (g. l.= 3; $F = 10.542$; $P < 0.001$). Las diferencias entre sitios se presentaron para el ACD y AE ($P = 0.000$), AAM y AE ($P = 0.001$) y, entre ARI y AE ($P = 0.043$). Por otro lado, el ACD no

presentó diferencia, comparado con el área AAM ($P= 1.000$), tampoco entre el AAM y ARI ($P= 1.000$) o entre el ACD y AAM, ($P= 0.061$) (Cuadro 14).

Cuadro 13. Estadísticos descriptivos del confort térmico para el amanecer.

Sitio	Media	Desviación estándar	Rango
ACD	18.99	0.76	2.83
AAM	19.34	0.96	4.36
ARI	19.70	0.99	3.78
AE	20.45	1.11	4.50

ACD= Área de conservación de la diversidad, AAM= Área de arbolado maduro, ARI=Área de regeneración post-incendio, AE= Área de estacionamiento.

Cuadro 14. Valores de los estadísticos Post hoc, diferencias del confort térmico para el amanecer entre las áreas estudiadas (g. l.= 3; $F= 10.542$; $P= 0.000$).

Sitio	Sitios	Corrección de Bonferroni
ACD	AAM	1.000
	ARI	0.061
	AE	0.000**
AAM	ACD	1.000
	ARI	1.000
	AE	0.001*
ARI	ACD	0.061
	AAM	1.000
	AE	0.043*
AE	ACD	0.000**
	AAM	0.001*
	ARI	0.043*

ACD= Área de conservación de la diversidad, AAM= Área de arbolado maduro, ARI=Área de regeneración post-incendio, AE= Área de estacionamiento. * representa una diferencia significativa entre los sitios.

Por la tarde, el registro de DI más bajo se obtuvo en el área ACD, con valor con $DI=22.6$; el mayor registro se presentó en el sitio AE de $DI=25.28$, mientras que el área AAM presentó un valor de DI de 23.32 y de 24.30 para el ARI (Cuadro 15) (g.l.= 3; $F= 8.17$; $P= 0.000$). El ajuste con la corrección de Bonferroni reveló diferencias entre las áreas ACD y ARI ($P= 0.024$), ACD y AE ($P= 0.000$) y AAM y AE ($P= 0.006$), mientras

que el ACD y AAM ($P= 1.000$) y AAM y ARI ($P= 0.558$) no fueron diferentes (Cuadro 16).

Cuadro 15. Estadísticos descriptivos del confort térmico por la tarde.

Sitio	Media	Desviación estándar	Rango
ACD	22.60	1.87	7.14
AAM	23.32	1.80	6.46
ARI	24.30	2.13	7.87
AE	25.28	2.33	8.92

ACD= Área de conservación de la diversidad, AAM= Área de arbolado maduro, ARI=Área de regeneración post-incendio, AE= Área de estacionamiento.

Cuadro 16. Valores de los estadísticos Post hoc, diferencias del confort térmico por la tarde entre las áreas estudiadas. (g.l.= 3; $F= 8.17$; $P= 0.000$).

Sitio	Sitios	Corrección de Bonferroni
ACD	AAM	1.000
	ARI	0.024*
	AE	0.000*
AAM	ACD	1.000
	ARI	0.558
	AE	0.006*
ARI	ACD	0.024*
	AAM	0.558
	AE	0.562
AE	ACD	0.000*
	AAM	0.006*
	ARI	0.562

ACD= Área de conservación de la diversidad, AAM= Área de arbolado maduro, ARI=Área de regeneración post-incendio, AE= Área de estacionamiento. * representa una diferencia significativa entre los sitios.

Respecto al crepúsculo, el mayor valor promedio para el índice de malestar se presentó en el área AE, con un valor de 21.63, seguido del área ARI, AAM y ACD, con valores de 20.82, 20.07 y 19.62, respectivamente, (g.l.= 3; $h= 26.9$; $P= 0.000$; Cuadro 17). El área AAM no mostró diferencias con el área ACD ($P= 1.00$), como tampoco se encontraron diferencias entre el sitio ARI y AE ($P= 0.000$), ni entre el sitio AAM y ARI ($P= 0.234$). Por otra parte, se presentaron diferencias entre el área ACD y ARI ($P= 0.000$), ACD y AE ($P= 0.000$) así como AAM y AE ($P= 0.001$) (Cuadro 18)

Cuadro 17. Estadísticos descriptivos del confort térmico en el crepúsculo.

Sitio	Media	Desviación estándar	Rango
ACD	19.62	1.04	3.64
AAM	20.07	1.15	3.87
ARI	20.82	1.04	4.06
AE	21.63	1.66	7.29

ACD= Área de conservación de la diversidad, AAM= Área de arbolado maduro, ARI=Área de regeneración post-incendio, AE= Área de estacionamiento.

Cuadro 18. Valores de los estadísticos Post hoc, diferencias del confort térmico por el crepúsculo entre las áreas estudiadas. (g.l.= 3; h= 26.9; P=0.000).

Sitio	Sitios	Corrección de Bonferroni
ACD	AAM	1.000
	ARI	0.004*
	AE	0.000*
AAM	ACD	1.000
	ARI	0.234
	AE	0.004*
ARI	ACD	0.004*
	AAM	0.234
	AE	1.000
AE	ACD	0.000*
	AAM	0.004*
	ARI	1.000

ACD= Área de conservación de la diversidad, AAM= Área de arbolado maduro, ARI=Área de regeneración post-incendio, AE= Área de estacionamiento. * representa una diferencia significativa entre los sitios.

De acuerdo con Lai *et al.* (2019), el confort térmico es influido directamente por las características de las áreas verdes. El tipo de manejo y las condiciones de las áreas verdes y arbolado deben ser considerados como los principales factores que influyen en los beneficios que se desean en cada espacio (Kuang, 2017). Algunos estudios han demostrado que el confort térmico cambia en relación con los patrones y características del paisaje (Ahsissene *et al.*, 2022), considerando características de la vegetación tales como la altura, la cobertura de copa y la densidad del dosel (Zaki *et al.*, 2020; Xinjun Wangt *et al.*, 2021; Bao *et al.*, 2022).

La mayoría de los estudios se enfocan en la comparación del efecto de las áreas

verdes en la temperatura y humedad relativa, sin tomar en cuenta los efectos que estos parámetros tienen en el bienestar de las personas que los usan, además de solo considerar la tarde, dejando a un lado el amanecer y crepúsculo sobre el microclima y el confort térmico (Kuang, 2017; Amani-Beni *et al.*, 2018). En el presente estudio, se evaluó el confort térmico en tres horarios, lo cual es importante porque se realizan labores durante todo el día en el sector industrial, que es donde se llevó a cabo este trabajo, donde el área ACD mostró mejores parámetros para el índice de malestar DI que el resto de los sitios durante todo el día.

Para el amanecer, el sitio que presentó el valor más alto fue el sitio AE (22.8) categorizado como grado 2 (GIM), que indica que pocas personas (<50% de la población) podrían presentar malestar. El área que siempre se mantuvo en el grado 1 (GIM) siendo confortable a lo largo del verano fue el ACD, donde el valor máximo alcanzado fue de $DI = 20.64$, similar a los valores mínimos encontrados por Bao *et al.* (2022), quienes registraron entre 21.46 y 25.69 para el índice de malestar en verano en China. Sin embargo, los registros más altos en el amanecer del área AE (22.8) son menores, alcanzando sólo un grado 2 (GIM), mientras que en el estudio de Bao *et al.* (2022), llegó a un grado 3 (GIM), donde presentan malestar >50% de la población. De igual manera, al comparar estos resultados con otro estudio, los valores máximos del sitio AE (22.8), los cuales alcanzan el grado 2 (GIM), son menores al valor máximo encontrado para el verano por Ahsissene *et al.* (2022) con $DI = 27.92$ de grado 4 (GIM), donde la mayoría de las personas presentan malestar.

Para la tarde, el área AE presentó un valor alto (30.33) clasificado en el grado 5 (GIM), donde todos sentirán incomodidad, resultado mayor al compararlo con el valor máximo obtenido en el verano por Bao *et al.* (2022), de 25.69 correspondiente al grado 3 (GIM). Las áreas que presentaron los menores valores más altos son el sitio ACD y AAM con $DI = 26.64$ y 26.64 respectivamente, cayendo en el grado 3 (GIM), donde presentan malestar >50% de la población, lo que es menor al valor máximo del estudio de Ahsissene *et al.* (2022), quienes reportaron un DI de 27.92 correspondiente al grado 4 (GIM) para el mes de junio, donde la mayoría de las personas no se sentía cómoda, y similar a lo encontrado por Bao *et al.* (2022) con $DI = 25.69$ en el grado 3 (GIM).

Para el crepúsculo, se encontró un DI de 25.77 en el área AE para el grado 3

(GIM), resultado similar a lo encontrado como valor máximo por Bao *et al.* (2022), con $DI= 25.69$ y el grado 3 (GIM), donde presentan malestar $>50\%$ de la población, y menor a lo presentado por Ahsissene *et al.* (2022) con $DI= 27.92$ y en el grado 4 (GIM). Para este horario, el área que presentó los valores más bajos fue el ACD, con un valor máximo de 22.04, que corresponde al grado 2 (GIM), donde pocas personas sentirían malestar, resultado similar a los mínimos obtenidos por Bao *et al.* (2022) con $DI= 21.46$, siendo el sitio más confortable para el crepúsculo, y similar a los valores mínimos obtenidos para el mes de junio por Ahsissene *et al.* (2022) con $DI= 23.60$ en el grado 2 (GIM).

5. CONCLUSIONES

Los cuatro sitios cuentan con diferencias en las especies dominantes y abundantes, lo cual representa una composición florística distinta y una estructura diferente, resaltando para los sitios una alta dominancia para pocas especies. En los índices de riqueza y diversidad de especies, se muestran diferencias entre los sitios, donde el sitio con valores más altos de diversidad es el área destinada a la conservación (ACD). En el índice de estructura vertical de Pretzsch, se presentan diferencias en las alturas que componen los estratos, así como en la dominancia de los estratos entre los tres sitios. También se concluye que los sitios de investigación se encuentran conformados en su mayoría por especies nativas, las cuales son más resistentes a los factores ambientales que podrían afectar su funcionamiento, permitiendo tener arbolado más saludable. Es importante a futuro analizar la correlación entre la estructura y diversidad de las áreas verdes en relación con los parámetros ambientales para generar información certera del cómo se puede utilizar el arbolado como herramienta de mitigación, aunado al cómo utilizar la información obtenida en el presente estudio para mejorar el manejo de las áreas verdes y la toma de decisiones futuras para las áreas verdes de la planta NAVISTAR.

Por otro lado, respecto al microclima presentado durante el verano en los cuatro sitios, el ACD obtuvo menores valores de temperatura en los tres horarios y un mayor porcentaje de humedad relativa durante la tarde. Para el confort térmico determinado mediante el índice de malestar (DI) en las áreas estudiadas, los muestreos en diferentes horarios durante el verano revelaron que solo el área ACD presentó menores valores en la categorización del DI en los tres horarios, en comparación con el resto de las áreas. Este resultado se asocia con la planificación y diseño del sitio, así como la gestión efectiva y sostenible del arbolado, lo cual permite su desarrollo adecuado en la planta NAVISTAR. Además, es importante resaltar que el área ACD, aunque tiene arborización reciente, presenta categorizaciones similares en el DI con el área AAM, el cual tiene un arbolado maduro, lo que demuestra que una correcta selección de especies y una adecuada gestión, genera en poco tiempo las condiciones de comodidad y bienestar de una persona en el sitio.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agbelade, A. D., Onyekwelu, J. C., & Oyun, M. B. (2017). Tree species richness, diversity, and vegetation index for federal capital territory, Abuja, Nigeria. *International Journal of Forestry Research*, (1), 4549756.

Ahsissene, S., Rhziel, F., & Raissouni, N. (2022). Assessment and synergy analysis of outdoor thermal comfort and thermal infrared remote sensing for urban heat island studies. In MATEC Web of Conferences. Vol. 371, p. 02004.

Alanís F., G. J. (2005). El arbolado urbano en el área metropolitana de Monterrey. *Ciencias UANL* 8(1): 20-32.

Alanís, E., Jiménez, J., Mora-Olivo, A., Canizalez, P. y Rocha, L. (2014). Estructura y composición del arbolado urbano de un campus universitario del noreste de México. *Revista Iberoamericana de Ciencias* 1 (7): 93-101.

Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Mora-Olivo, A., Martínez-Ávalos, J. G., Mata-Balderas, J. M., Collantes Chávez-Costa, A., y Rubio-Camacho, E. A. (2015). Estructura y diversidad del matorral submontano contiguo al área metropolitana de Monterrey, Nuevo León, México. *Acta botánica mexicana*, (113), 01-19 .

Alanís-Rodríguez, E., Mora-Olivo, A., Molina-Guerra, V. M., Gárate-Escamilla, H., y Sigala Rodríguez, J. Á. (2022). Caracterización del arbolado urbano del centro de Hualahuises, Nuevo León. *Revista Mexicana De Ciencias Forestales*, 13(73), 29-49.

Alanís-Rodríguez, E., Mora-Olivo, A., y Marroquín de la Fuente, J. S. (2020). Muestreo ecológico de la vegetación. *Editorial Universitaria de la Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey, NL, México*.

Alvey, A. A. (2006). Promoting and preserving biodiversity in the urban forest. *Urban forestry & urban greening*, 5(4), 195-201 p.

Amani-Beni M & Zhang B, Xie G. (2018). Impact of urban park's tree, grass, and waterbody on microclimate in hot summer days: a case study of Olympic Park in Beijing.

Armson, D., Stringer, P. & Ennos, A.R. (2012). The effect of tree shade and grass on surface and globe temperatures in an urban area. *Urban for Urban green*. 11, 245–255.

Asanok, L., Kamy, T., Norsaengsri, M., Yotapakdee, T., & Navakam, S. (2021). Assessment of the diversity of large tree species in rapidly urbanizing areas along the Chao Phraya River Rim, central Thailand. *Sustainability*, 13(18), 10342.

Baca-Santini, C. E., y Vázquez-Gálvez, F. A. (2015). Estudio comparativo de la influencia de las zonas arboladas urbanas en la calidad del aire de Ciudad Juárez, Chihuahua, México. *Tecnociencia Chihuahua*, 9(3), 171-179 .

Baev, P.V. & Penev, L. D. (1995). BIODIV: program for calculating biological diversity parameters, similarity, niche overlap, and cluster analysis. (5.1.; p. 57). Pensoft, Sofia, Bulgaria.

Balvin, Y. (2022). Revisión Sistemática: Potencial De Enfriamiento De Los Techos Verdes En Zonas Con Climas Secos. Tesis de licenciatura. Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Escuela profesional de Ingeniería Ambiental, Lima, Perú. 34 p.

Bao, Y., Gao, M., Luo, D., & Zhou, X. (2022). The influence of plant community characteristics in urban parks on the microclimate. *Forests*, 13(9), 1342.

Barnes, M., Nelson, K., & Dahmus, M. (2020). What's In A Yardscape? A Case Study Of Emergent Ecosystem Services And Disservices Within Resident Yardscape Discourses In Minnesota. *Urban Ecosystems*, 23, 1167-1179.

Benavides Meza, H. M., y Fernández Grandizo, D. Y. (2012). Estructura del arbolado y caracterización dasométrica de la segunda sección del Bosque de Chapultepec. *Madera y bosques*, 18(2), 51-71.

Benedetti, G., Campo, A. y Horvath, I. (2014). Arbolado público en el barrio pacífico, ciudad de bahía blanca: aportes para la gestión. *Párrafos geográficos*, 13(1), 28-55.

Bourne, K. S., & Conway, T. M. (2014). The influence of land use type and municipal context on urban tree species diversity. *Urban ecosystems*, 17, 329-348.

Bridgman, H., Dodson, J., & Warner, R. (1995). *Urban Biophysical Environments* Oxford University Press, Melbourne.

Canizales Velázquez, P. A., Alanís Rodríguez, E., Holguín Estrada, V. A., García García, S., y Chávez Costa, A. C. (2020). Caracterización del arbolado urbano de la ciudad de Montemorelos, Nuevo León. *Revista mexicana de ciencias forestales*,

11(62), 111-135.

Carabias, J. y A. Herrera. (1986). La ciudad y su ambiente. Cuadernos Políticos 45:56-60.

Carlyle-Moses, D. E., Livesley, S., Baptista, M. D., Thom, J., & Szota, C. (2020). Urban trees as green infrastructure for stormwater mitigation and use. *Forest-Water Interactions*, 397-432.

Castro, S. A., Guerreiro-Leiva, N., Bolados, M., y Figueroa, J. (2018). Riqueza y distribución de la flora urbana de Santiago de Chile: una aproximación basada en interpolación IDW. *Caderno de Pesquisa*, 30(1), 41-54.

Chen, J., Jin, S., & Du, P. (2020). Roles of horizontal and vertical tree canopy structure in mitigating daytime and nighttime urban heat island effects. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 89, 102060.

City Of Austin. (2011). Climate Action Report. Austin: Office Of Sustainability.

Dangulla, M., Abd Manaf, L., Ramli, M. F., & Yacob, M. R. (2020). Urban tree composition, diversity, and structural characteristics in North-western Nigeria. *Urban Forestry & Urban Greening*, 48, 126512.

De Kleyn, L., Mumaw, L., & Corney, H. (2020). From green spaces to vital places: connection and expression in urban greening. *Australian Geographer*, 51(2), 205-219.

Divakara, B. N., Nikitha, C. U., Nölke, N., Tewari, V. P., & Kleinn, C. (2022). Tree diversity and tree community composition in northern part of megacity Bengaluru, India. *Sustainability*, 14(3), 1295.

Doick, K., & Hutchings, T. (2013). *Air temperature regulation by urban trees and green infrastructure* (No. 012). Forestry Commission.

Dolezal, J., Fibich, P., Altman, J., Leps, J., Uemura, S., Takahashi, K., & Hara, T. (2020). Determinants of ecosystem stability in a diverse temperate forest. *Oikos*, 129(11), 1692-1703.

Duval, VS, Benedetti, GM y Baudis, K. (2020). El impacto del arbolado de alineación en el microclima urbano. Bahía Blanca, Argentina. *Investigaciones Geográficas (Esp)*, (73), 171-188.

Duvall, Phoebe, Mick Lennon, & Mark Scott. (2018). The "Natures" of Planning: Evolving Conceptualizations of Nature as Expressed in Urban Planning Theory and

Practice. *European Planning Studies* 26 (3): 480-501.

Andersson, E., Langemeyer, J., Borgström, S., McPhearson, T., Haase, D., Kronenberg, J., Barton, D.N., Davis, M., Naumann, S. & L. Röscher. (2019). Enabling green and blue infrastructure to improve contributions to human well-being and equity in urban systems *BioScience*, 69 (2019), pp. 566-574biz058.

Edmondson, J.L., Stott, I., Davies, Z.G., Gaston, K.J., & Leake, J.R. (2016). Soil surface temperatures reveal moderation of the urban heat island effect by trees and shrubs. *Sci. Rep.* 6.

Fahmy M, Sharples S, & Yahiya M. (2010). LAI based trees selection for mid latitude urban developments: a microclimatic study in Cairo, Egypt. *Building and Environment*, 45(2): 345–357.

Fan, S., Zhang, M., Li, Y., Li, K., & Dong, L. (2021). Impacts of composition and canopy characteristics of plant communities on microclimate and airborne particles in Beijing, china. *Sustainability*, 13(9), 4791.

Farid, M., Qadri, A., Hayat, U., Shakoor, M. B., Abbas, M., Masood, A., & Raza, N. (2022). Sustainable Urban Forestry, Merits, Demerits, and Mitigation of Climate Change at Global Scale. In *Managing Plant Production Under Changing Environment* (pp. 375-401). Springer, Singapore.

Flores, G. J. A. (2005). El arbolado urbano en el área metropolitana de Monterrey. *Ciencia UANL*. 8(1), 20-32.

García Sánchez, F. J. (2019). Planeamiento urbanístico y cambio climático: la infraestructura verde como estrategia de adaptación.

García, E. (1981). Modificación al sistema de clasificación climática de Köppen, para adaptarlo a las condiciones de la república mexicana. UNAM. México. 252 pp.

Gareca, M., y Villarando, H. (2017). Impacto de las áreas verdes en el proceso de enseñanza aprendizaje. *Revista Ciencia, Tecnología e Innovación*, 14, 877-892. Instituto Nacional de Estadística y Censos [INEC]. (2012). Índice Verde Urbano 2012.

Georgi, N. J., & Zafiriadis, K. (2006). The impact of park trees on microclimate in urban areas. *Urban Ecosystems*, 9, 195-209.

Giannotti, E., Vásquez, A., Galdámez, E., Velásquez, P., Devoto, C. (2021). Planificación de infraestructura verde para la emergencia climática. *Aprendizajes*

desde el proyecto "Stgo+", Santiago de Chile." *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía* 30 (2): 359-375.

Gill, S. E., Handley, J. F., Ennos, A. R., & Pauleit, S. (2007). Adapting Cities For Climate Change: The Role Of The Green Infrastructure. *Built Environment*, 33(1), 115-133.

Gonçalves, P., Grilo, F., Mendes, R. C., Vierikko, K., Elands, B., Marques, T. A., & Santos-Reis, M. (2021). What's biodiversity got to do with it? Perceptions of biodiversity and restorativeness in urban parks. *Ecology and Society*, 26(3).

Grau, A. Y Kortsarz, A. M. (2012). Guía de Arbolado de Tucumán. Recuperado De: <http://Www.Guiadearbolado.Com.Ar/Publicaciones/Guiadearboladodetucuman-2edicion.Pdf>

Guang-Hui Dong, Zhengmin (Min) Qian, Jing Wang, Weiqing Chen, Wenjun Ma, Trevathan E., Pamela K. Xaverius, DeClue R., Wiese A., Langston M., Miao-Miao Liu, Da Wang, & Wan-HuiRen. (2013). Associations between ambient air pollution and prevalence of stroke and cardiovascular diseases in 33 Chinese communities. *Atmospheric Environment*, 77, 968-973.

Harada, K., Hino, K., Iida, A., Yamazaki, T., Usui, H., Asami, Y., & Yokohari, M. (2021). How does urban farming benefit participants' health? A case study of allotments and experience farms in Tokyo. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(2), 542.

Harold, W. y Hocker, Jr. (1984). Introducción a la Biología Forestal. Agt editor, S. A. Primera edición en español. México. pp 125-142.

Hilbert, D. R., Koeser, A. K., & Northrop, R. J. (2020). Urban Tree Selection for Diversity: ENH1325/EP589, 9/2020. *EDIS*, 2020(5).

Hosseinzadeh, A., & Keshmiri, A. (2021). Computational simulation of wind microclimate in complex urban models and mitigation using trees. *Buildings*, 11(3), 112.

Huang, Z., Wu, C., Teng, M., & Lin, Y. (2020). Impacts of tree canopy cover on microclimate and human thermal comfort in a shallow street canyon in Wuhan, China. *Atmosphere*, 11(6), 588.

Jiménez, O. (2008). Índice de confort de la vegetación. *Revista NODO*, vol. 3, N° 5: 49-70.Revisión.

Jin, H., Cui, P., Wong, N. H., & Ignatius, M. (2018). Assessing the effects of urban morphology parameters on microclimate in Singapore to control the urban heat island effect. *Sustainability*, 10(1), 206.

Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2), 363-375.

Kičić, M., Haase, D., Marin, A. M., Vuletić, D., & Ostoić, S. K. (2022). Perceptions of cultural ecosystem services of tree-based green infrastructure: A focus group participatory mapping in Zagreb, Croatia. *Urban Forestry & Urban Greening*, 78, 127767.

Kirby, C. K., Specht, K., Fox-Kämper, R., Hawes, J. K., Cohen, N., Caputo, S., ... & Blythe, C. (2021). Differences in motivations and social impacts across urban agriculture types: Case studies in Europe and the US. *Landscape and Urban Planning*, 212, 104110.

Kuang W., Yang T., & Liu A. (2017). An ecocity model for regulating urban land cover structure and thermal environment: taking Beijing as an example. *Science China Earth Sciences*, 60(6): 1098–1109.

Kurbán, A. y Cúnsulo, M. (2015). Estudio del efecto térmico de espacios verdes urbanos del árido con sensores remotos. *Revista hábitat sustentable*, (5), 43– 55. [Http://revistas.ubiobio.cl/index.php/RHS/article/view/1932](http://revistas.ubiobio.cl/index.php/RHS/article/view/1932)

Lai, D., Liu, W., Gan, T., Liu, K., & Chen, Q. (2019). A review of mitigating strategies to improve the thermal environment and thermal comfort in urban outdoor spaces. *Science of the Total Environment*, 661, 337-353.

Lamprecht, H. (1990). Silvicultura en los trópicos. Los ecosistemas forestales en los bosques tropicales y sus especies arbóreas. Posibilidades para un aprovechamiento sostenido.

Lara Díaz, E. (2016). Uso de Energía Eléctrica y Clima Urbano en la Zona Metropolitana de Monterrey. Tesis aceptada para el grado de Maestro en Economía Regional, Centro de Investigaciones Socioeconómicas, Universidad Autónoma de Coahuila.

Leal Elizondo, C. E., Leal Elizondo, N., Alanís Rodríguez, E., Pequeño Ledezma, M. Á., Mora-Olivo, A., y Buendía Rodríguez, E. (2018). Estructura, composición y diversidad del arbolado urbano de Linares, Nuevo León. *Revista mexicana de ciencias*

forestales, 9(48), 252-270.

Li, Y., Fan, S., Li, K., Zhang, Y. y Dong, L. (2021). Microclima en un parque urbano y sus factores influyentes: un estudio de caso del Parque Tiantan en Beijing, China. *Ecosistemas Urbanos*, 24 (4), 767-778.

Liu, H., Li, F., Xu, L., & Han, B. (2017). The impact of socio-demographic, environmental, and individual factors on urban park visitation in Beijing, China. *Journal of Cleaner Production*, 163, S181-S188.

Liu, J., & Slik, F. 2022. Are street trees friendly to biodiversity?. *Landscape and Urban Planning*, 218, 104304.

Locosselli, G. M., & Buckeridge, M. S. (2023). The science of urban trees to promote well-being. *Trees*, 1-7.

Madureira, H., & Andresen, T. (2014). Planning for multifunctional urban green infrastructures: Promises and challenges. *Urban Design International*, 19, 38-49.

Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell publishing. Oxford, uk. 215p.

Magurran, A. E. 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton University Press, New Jersey, 179 Pp.

Manickathan, L., Defraeye, T., Allegrini, J., Derome, D., & Carmeliet, J. (2018). Parametric study of the influence of environmental factors and tree properties on the transpirative cooling effect of trees. *Agricultural and forest meteorology*, 248, 259-274.

Martini, A., Biondi, D. & Batista, A. (2017). Urban forest components influencing microclimate and cooling potential. *Revista Árvore*, 41(6), e410603.

Mayer, H., Holst, J., Dostal, P., Imbery, F., & Schindler, D. (2008). Human thermal comfort in summer within an urban street canyon in Central Europe. *Meteorologische Zeitschrift*, 17(3), 241-250.

Mcdonald, A. G., Bealey, W. J., Fowler, D., Dragosits, U., Skiba, U., Smith, R. I & Nemitz, E. (2007). Quantifying the effect of urban tree planting on concentrations and depositions of PM10 in two UK conurbations. *Atmospheric Environment*, 41(38), 8455-8467.

Mensah, S., Egeru, A., Assogbadjo, AE y Glèlè Kakaï, R. (2020). Estructura de la vegetación, patrones de dominancia y crecimiento en altura en un bosque

afromontano, Sudáfrica. *Revista de Investigación Forestal* , 31 , 453-462.

Moussa, S., Kuyah, S., Kyereh, B., Tougiani, A., & Mahamane, S. (2020). Diversity and structure of urban forests of Sahel cities in Niger. *Urban Ecosystems*, 23, 851-864.

Mueller-Dombois, D. (1974). Aims and methods of vegetation ecology. Wiley International. United States of America.

Nagendra, H., & Gopal, D. (2010). Street trees in Bangalore: Density, diversity, composition, and distribution. *Urban forestry & urban greening*, 9(2), 129-137.

Nesbitt, L., Hotte, N., Barron, S., Cowan, J., y Sheppard, S. R. (2017). The social and economic value of cultural ecosystem services provided by urban forests in North America: A review and suggestions for future research. *Urban Forestry & Urban Greening*, 25, 103-111.

Olivares-Pérez, J., Rojas-Hernández, S., Quiroz-Cardozo, F., Camacho-Díaz, L. M., Cipriano-Salazar, M., Damián-Valdez, M. A. y Villa-Mancera, A. (2018). Diagnóstico de los usos, la distribución y características dasométricas del árbol cirián (*Crescentia alata* Kunth) en el municipio de Pungarabato, Guerrero, México. *Polibotánica*, (45), 191-204.

Oliveira, S., Andrade, H., & Vaz, T. (2011). The cooling effect of green spaces as a contribution to the mitigation of urban heat: a case study in lisbon. *Building and environment*, 46(11), 2186-2194.

Organización de las Naciones Unidas. (2019). Las ciudades, “causa y solución” del cambio climático. ONU HABITAT. <https://onuhabitat.org.mx/index.php/las-ciudades-causa-y-solucion-del-cambio-climatico>

Pataki, D. E., Alberti, M., Cadenasso, M. L., Felson, A. J., McDonnell, M. J., Pincetl, S. & Whitlow, T. H. (2021). The benefits and limits of urban tree planting for environmental and human health. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, 603757.

Patiño Flores, A. M., Alanís Rodríguez, E., Jurado, E., González Rodríguez, H., Aguirre Calderón, O. A., y Molina Guerra, V. M. (2021). Estructura y diversidad del matorral espinoso tamaulipeco Regenerado posterior a uso pecuario. *Polibotánica*, (52), 75-88.

Phillips, C., & Atchison, J. (2020). Seeing the trees for the (urban) forest: more-

than-human geographies and urban greening. *Australian geographer*, 51(2), 155-168.

Potchter O, Cohen P., & Bitan A. (2006). Comportamiento climático de varios parques urbanos durante el caluroso y húmedo verano en la ciudad mediterránea de Tel Aviv, Israel. *Revista Internacional de Climatología*, 26(12): 1695–1711.

Pretzsch, H. (2009). *Forest Dynamics, Growth and Yield. From Measurement to Model*. Springer-Verlag. Berlín Heidelberg, Alemania. 664 Pp.

Rahman, M. A., Moser, A., Rötzer, T., & Pauleit, S. (2017). Within canopy temperature differences and cooling ability of *Tilia cordata* trees grown in urban conditions. *Building and Environment*, 114, 118-128.

Rall, E., Bieling, C., Zytynska, S., & Haase, D. (2017). Exploring city-wide patterns of cultural ecosystem service perceptions and use. *Ecological Indicators*, 77, 80-95.

Renella, G.C. (2018). “Diseño de área de espera y área de descanso con jardines terapéuticos para infantes y jóvenes del hospital solca de Guayaquil”. Guayaquil, Ecuador: Universidad de Guayaquil Facultad de Arquitectura y Urbanismo.

Rodríguez, E. A., Mora-Olivo, A., Pérez, J. J., y Rodríguez, G. C. (2023). Uso de árboles nativos en áreas verdes urbanas: tendencias en el noreste de México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 14(76), 4-21.

Roebuck, A., Hurley, L., & Slater, D. (2022). Assessing the species diversity and vulnerability of urban tree populations in the London borough of Westminster. *Urban Forestry & Urban Greening*, 74, 127676.

Roloff, A., Korn, S., & Gillner, S. (2009). The Climate-Species-Matrix to select tree species for urban habitats considering climate change. *Urban Forestry & Urban Greening*, 8(4), 295-308.

Saavedra-Romero, L. D. L., Alvarado-Rosales, D., Patricia, H. D. L. R., Martínez-Trinidad, T., Mora-Aguilera, G., & Villa-Castillo, J. (2016). Crown condition, a health indicator in urban trees of the San Juan de Aragon Park, Mexico City. *Madera y bosques*, 22(2), 15-27.

Saavedra-Romero, L. D. L., Hernández-De la Rosa, P., Alvarado-Rosales, D., Martínez-Trinidad, T., & Villa-Castillo, J. (2019). Diversidad, estructura arbórea e índice de valor de importancia en un bosque urbano de la Ciudad de México. *Polibotánica*, (47), 25-37.

Salas-Esparza, M. Y Herrera-Sosa, L. (2017). La vegetación como sistema de control para las Islas de Calor Urbano en Ciudad Juárez, Chihuahua. *Revista Hábitat Sustentable*, 7(1), 14–23. Recuperado de <http://revistas.ubiobio.cl/index.php/RHS/article/view/2737/2310>

Sarmiento, J. S. N. 2018. Importancia del arbolado en el diseño del contexto arquitectónico. *Arkitekturax Visión FUA*, 1(1), 177-185.

Silva Herrera, L. J. (2005). Fijación de CO₂ por parte de los árboles urbanos. Propuesta para un programa de captura para Bogotá d. C. Ponencia en Encuentro Internacional de Arborización. Bogotá: Universidad Distrital Francisco José de Caldas.

Stefanakis, A. I. (2019). The role of constructed wetlands as green infrastructure for sustainable urban water management. *Sustainability*, 11(24), 6981.

Teixeira, C. P. y Fernandes, C. O. (2020). Nuevos ecosistemas: una revisión del concepto en contextos urbanos y no urbanos. *Ecología del paisaje*, 35 , 23-39.

Vargas, N., & Magaña, V. (2020). Climatic risk in the Mexico City metropolitan area due to urbanization. *Urban Climate*, 33, 100644.

Vargas, O., y Molina, L. (2014). Arborizaciones urbanas: estrategia para mitigar el calentamiento global. *Revista nodo*, 8 (16), 99-108.

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.

Velasco, E., Cortés, E. N., González A., Moreno, F., & Benavides, H. (2013). Diagnosis and characterization of the trees of the San Juan de Aragón forest. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 4(19), 102-111.

Villalba-Murrieta, J. C., Murrieta-Galindo, R., y Palacios-Wassenaar, O. (2022). Áreas verdes urbanas e infiltración de agua como servicio ambiental en Xalapa, Veracruz, México. *RINDERESU*, 6(1-2).

Villanueva Solís, J. y Quiroa Herrera, J. A. (2020). Infraestructura verde: evaluación de los servicios ambientales de tres parques urbanos en clima árido. El caso de Torreón, Coahuila. Importancia de la infraestructura verde y la planeación para el desarrollo urbano sustentable, 29-57.

Vinayak, B., Lee, H.S., Gedam, S. Y Latha, R. (2022). Impactos de la urbanización futura en el microclima urbano y el confort térmico en la región metropolitana de Mumbai, India. *Ciudades Sostenibles y Sociedad*, 79 , 103703.

Wang, W., Wang, H., Xiao, L., He, X., Zhou, W., Wang, Q. Y Wei, C. (2018). Funciones reguladoras del microclima de los bosques urbanos en la ciudad de Changchun (noreste de China) y sus asociaciones con diferentes factores. *Iforest-Biogeosciences and Forestry*, 11 (1), 140.

Wang, X., Dallimer, M., Scott, C. E., Shi, W., & Gao, J. (2021). Tree species richness and diversity predicts the magnitude of urban heat island mitigation effects of greenspaces. *Science of The Total Environment*, 770, 145211.

Whitford, V., Ennos, A.R. & Handley, J.F. (2001). 'City form and natural process' – indicators for the ecological performance of urban areas and their application to Merseyside, UK. *Landscape and Urban Planning*, 57(2), pp. 91–103.

Yang, Y., Zhou, D., Wang, Y., Ma, D., Chen, W., Xu, D., & Zhu, Z. (2019). Economical and outdoor thermal comfort analysis of greening in multistory residential areas in Xi'an. *Sustainable Cities and Society*, 51, 101730.

Yao, J., Chen, N., Guo, F., Liu, M., Chen, W., & He, X. (2022). Variation in ecosystem services of street tree assemblages can guide sustainable urban development. *Journal of Plant Ecology*, 15(6), 1241-1256.

Younan, D., Tuvblad, C., Li, L., Wu, J., Lurmann, F., Franklin, M. & Chen, J. C. (2016). Environmental determinants of aggression in adolescents: Role of urban neighborhood greenspace. *Journal of the American academy of child & adolescent psychiatry*, 55(7), 591-601.

Zaki, S. A., Toh, H. J., Yakub, F., Mohd Saudi, A. S., Ardila-Rey, J. A., & Muhammad-Sukki, F. (2020). Effects of roadside trees and road orientation on thermal environment in a tropical city. *Sustainability*, 12(3), 1053.

Zölch, T., Maderspacher, J., Wamsler, C., Pauleit, S. (2016). Using green infrastructure for urban climate-proofing: an evaluation of heat mitigation measures at the microscale. *Urban For. Urban Green*. 20, 305–316.