

UACM

Universidad Autónoma
de la Ciudad de México

NADA HUMANO ME ES AJENO

COLEGIO DE CIENCIAS Y HUMANIDADES

MAESTRÍA EN CIENCIAS DE LA COMPLEJIDAD

Relación de las áreas verdes y variables ambientales en ecosistemas urbanos: un enfoque de redes

TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRA EN CIENCIAS DE LA COMPLEJIDAD

PRESENTA

Fernanda Arizbeth Borjas Orduño

Director de la Tesis

Dr. Fernando Ramírez Alatraste

Ciudad de México, febrero del 2024.

SISTEMA BIBLIOTECARIO DE INFORMACIÓN Y DOCUMENTACIÓN



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE LA CIUDAD DE MÉXICO COORDINACIÓN ACADÉMICA

RESTRICCIONES DE USO PARA LAS TESIS DIGITALES

DERECHOS RESERVADOS ©

La presente obra y cada uno de sus elementos está protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor; por la Ley de la Universidad Autónoma de la Ciudad de México, así como lo dispuesto por el Estatuto General Orgánico de la Universidad Autónoma de la Ciudad de México; del mismo modo por lo establecido en el Acuerdo por el cual se aprueba la Norma mediante la que se Modifican, Adicionan y Derogan Diversas Disposiciones del Estatuto Orgánico de la Universidad de la Ciudad de México, aprobado por el Consejo de Gobierno el 29 de enero de 2002, con el objeto de definir las atribuciones de las diferentes unidades que forman la estructura de la Universidad Autónoma de la Ciudad de México como organismo público autónomo y lo establecido en el Reglamento de Titulación de la Universidad Autónoma de la Ciudad de México.

Por lo que el uso de su contenido, así como cada una de las partes que lo integran y que están bajo la tutela de la Ley Federal de Derecho de Autor, obliga a quien haga uso de la presente obra a considerar que solo lo realizará si es para fines educativos, académicos, de investigación o informativos y se compromete a citar esta fuente, así como a su autor ó autores. Por lo tanto, queda prohibida su reproducción total o parcial y cualquier uso diferente a los ya mencionados, los cuales serán reclamados por el titular de los derechos y sancionados conforme a la legislación aplicable.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	3
1.1. Rol de las áreas verdes en la regulación del clima local	5
1.2. Teoría de redes en el estudio de ecosistemas urbanos	7
2. OBJETIVOS	10
2.1. Objetivo general.....	10
2.2. Objetivos específicos	10
3. HIPÓTESIS.....	10
4. METODOLOGÍA.....	11
4.1. Obtención de datos.....	11
4.2. Manejo y tratamiento de los datos	13
4.2.1. Creación de las redes de áreas verdes	13
4.2.2. Caracterización de las redes de áreas verdes	19
4.2.3. Creación de series de tiempo para las variables ambientales	21
4.3. Relación entre las métricas de las redes y variables ambientales	22
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	25
5.1. Temperatura (TMP)	25
5.2. Humedad relativa (HR).....	28
5.3. Partículas menores a 10 μm (PM_{10}) y 2.5 μm ($\text{PM}_{2.5}$).....	29
5.4. Monóxido de carbono (CO).....	33
5.5. Óxidos de nitrógeno (NO_x)	35
5.6. Ozono troposférico (O_3).....	37
6. CONCLUSIONES	40
7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	43

1. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas urbanos y los paisajes son sistemas socioambientales complejos, con una dinámica caracterizada por incertidumbre, dinámicas no lineales y patrones emergentes que surgen de múltiples procesos interactuantes vinculados a través de escalas de espacio y tiempo (Levin, 1998). Se ha vuelto evidente a través de diversos estudios que la dinámica de las ciudades se puede capturar mejor si se analizan como sistemas complejos con muchos grados de libertad, interactuando en diferentes escalas de espacio y tiempo de una manera no lineal (Albeverio et al., 2007).

La evolución de las ciudades está determinada por factores internos (como las decisiones tomadas por instituciones e individuos), factores externos (contexto económico internacional) y por el desarrollo social. Los procesos subyacentes pueden ser lentos o rápidos, actuando local o globalmente. En otras palabras, puede decirse que un sistema urbano es un sistema complejo compuesto por muchos subsistemas de los cuales el uso del suelo, el transporte y la población son algunos de los más importantes, especialmente cuando se considera el proceso de crecimiento urbano, ya que se desarrollan, prosperan e influyen entre sí (Levinson, 2008).

El fuerte aumento de la población urbana y la rápida expansión de las superficies urbanas impermeables (principalmente las estructuras artificiales, como los pavimentos en carreteras, aceras, calzadas, etc., que están cubiertos por materiales impenetrables como asfalto, hormigón, ladrillo y piedra) tiene impactos en diferentes esferas de la calidad de la vida humana, desde la afección de los servicios ecosistémicos hasta la estabilidad y seguridad de las infraestructuras urbanas (Daily & Ellison, 2002). La falta de permeabilidad en superficies urbanas es un problema severo, especialmente en lugares como la Ciudad de México que son zonas de recarga de mantos acuíferos, en las que la falta de parches de vegetación que absorban el agua pluvial genera derrames a cuerpos receptores de agua contaminada e inundaciones incontroladas en áreas críticas (Marchioni & Becciu, 2015). Esto es aún más preocupante dado que más de la mitad de la población mundial ahora vive en ciudades y esta cifra puede alcanzar el 60 % para 2030 (ONU, 2012; Zhang, 2016). A medida que aumenta el número de personas y el volumen e intensidad de las actividades económicas en las ciudades, la influencia de la urbanización también incrementa. A su vez, los habitantes de las ciudades experimentan las repercusiones de este cambio ambiental (Ruth & Coelho, 2015). Basta decir que cerca del 80 % de las emisiones totales de gases de efecto invernadero (GEI) provienen de las ciudades, con un 25 % atribuido al transporte urbano (del cual un 45% corresponde a

transporte privado), un 32 % al entorno urbano construido y un 5 % adicional a los residuos sólidos municipales (Ferrer et al., 2018). A su vez, el transporte urbano representa aproximadamente el 20 % del consumo global de energía y el entorno urbano construido responde a un 25 % adicional.

Las infraestructuras urbanas son las estructuras físicas y organizativas básicas que la sociedad requiere para sus operaciones, y brindan las instalaciones necesarias para cerrar la brecha entre la economía y las actividades humanas (Patterson & Apostolakis, 2007). El cambio climático y la carga adicional que impone sobre la economía, la vida de la población y el medio ambiente agravan las preocupaciones sobre la infraestructura urbana, incluidos los efectos nocivos en la gestión del agua y el impacto de la construcción de caminos, viviendas y otros desarrollos (Kleerekoper et al., 2012; White et al., 2010).

Ninguna ciudad puede funcionar sin infraestructura, pero las infraestructuras interactúan con los ecosistemas y los elementos del entorno natural de formas complejas. De hecho, la pérdida de hábitat y la fragmentación del paisaje causadas por el desarrollo de infraestructura plantean amenazas importantes para el mantenimiento y la sostenibilidad del ecosistema urbano (Cagno et al., 2011). Por ejemplo, la urbanización transforma el paisaje natural en diversas superficies pavimentadas, lo que afecta significativamente el clima y el tiempo local, ya que éstas superficies urbanas tienen una mayor absorción de radiación solar, una mayor conductividad térmica y una mayor capacidad de disipación nocturna, lo que ocasiona que las temperaturas de las localidades urbanas centrales sean varios grados más altas que las de las áreas rurales cercanas a una altitud similar (Zhang et al., 2009). Este fenómeno se conoce como isla de calor urbano (ICU), y es uno de los principales componentes del clima urbano (Chen et al., 2006; Streutker, 2002).

Debido al impacto que este fenómeno tiene en el clima, diversos estudios se han enfocado en buscar formas de manejo que permitan controlarlo, y han encontrado que hay una relación entre la ICU y la abundancia de la vegetación (Gallo & Owen, 1999). Específicamente, algunos índices de vegetación y la fracción de cobertura vegetal se han utilizado para indicar los efectos de la ICU, y los resultados mostraron que estas variables tienen una correlación negativa significativa con los efectos de la ICU (Weng et al., 2004).

1.1. Rol de las áreas verdes en la regulación del clima local

La vegetación cumple importantes funciones ecológicas en las ciudades mediante la eliminación de varias clases de contaminantes (Leung et al., 2011). El papel que juegan las áreas verdes y la cobertura vegetal en la regulación del clima urbano y del tiempo local ha sido abordado en diferentes estudios a lo largo del tiempo (Parrott et al., 2012). Jáuregui (1990) llevó a cabo un estudio en el que encontró que la temperatura ambiente en el Parque de Chapultepec de la CDMX, México (~500 ha) era de 2 a 3 °C más baja en el área urbana circundante, y su influencia alcanza una distancia similar a su ancho (2 km). Saito y col. (1990) estudiaron la relación entre la distribución vegetal y elementos meteorológicos en la ciudad de Kumamoto, Japón, y concluyeron que la distribución de la temperatura del aire estaba estrechamente relacionada con la distribución de la vegetación en la ciudad. En otro estudio realizado por Sonne & Vieira (2000) se realizaron mediciones durante un período de un año en tres sitios de Melbourne y Florida, y encontraron que la temperatura medida en un parque natural boscoso era consistentemente más baja que la medida en un desarrollo residencial con un extenso dosel de árboles altos. Wong & Yu (2005) también concluyeron que existe una fuerte relación entre la disminución de la temperatura y la aparición de grandes áreas verdes en Singapur mediante una encuesta móvil. Zhang y col. (2009) realizaron un estudio en la ciudad de Nanjing, China, en el que concluyeron que no solo las características de los parches de vegetación, sino también su distribución espacial, tienen un gran efecto en las Islas de Calor Urbano (ICU), y que deben ser consideradas en la gestión del ambiente ecológico urbano. Estos estudios demostraron que la estructura, la composición y el patrón de la vegetación pueden aminorar los efectos de las ICU.

Además, diversos estudios también han evidenciado la influencia de la vegetación en la reducción de contaminantes y en la mejora de la calidad del aire a nivel local. Mediante la absorción y reducción de gases contaminantes presentes en el aire, la cobertura vegetal y áreas verdes pueden ayudar a reducir el calor y combatir la contaminación del aire en entornos urbanos (Lelieveld et al., 2015). Un estudio de caso está dado por Vieira y col. (2018), en el que se llevó a cabo un experimento durante un año en la ciudad francesa de Estrasburgo para mejorar la calidad del aire. El resumen muestra que los árboles públicos redujeron aproximadamente un 7 % de las partículas menores a 10 micrómetros (PM_{10}) en la atmósfera de la ciudad, destacando que las áreas verdes urbanas son beneficiosas en la reducción de la contaminación del aire. Otro ejemplo está dado por la revisión sistemática exhaustiva de Bowler et al. (2010), que

evaluó la eficacia de las estrategias de aumento de cobertura vegetal para reducir la exposición a las ICU, el ozono troposférico, los compuestos orgánicos volátiles (COV) y los óxidos de nitrógeno (NOx). Evaluaron 212 estudios publicados hasta el año 2009, y encontraron que la presencia de cobertura vegetal es efectiva para ayudar a mitigar las ICU y mejorar la calidad del aire.

Como argumenta Janhäll (2015), el diseño y la elección de las áreas verdes urbanas son fundamentales cuando se utiliza la vegetación para brindar un servicio ecosistémico como la mejora de la calidad del aire (Rötzer et al., 2019). De hecho, varios factores, además de las características de la planta, afectan la capacidad de las plantas para mitigar contaminantes. Dentro de ellos se destacan la estación, la concentración de contaminantes, la velocidad del viento, la precipitación y la geometría del sitio que, en conjunto, determinan el coeficiente de adsorción (calculado como el porcentaje de partículas realmente atrapadas en comparación con las que impactan en la hoja) y el efecto general sobre la calidad del aire (Sæbø et al., 2012). Beckett y col. (2000), por ejemplo, estudiaron esta dinámica en cuatro sitios en Londres y sus alrededores, que diferían en términos de cobertura vegetal, fuente de contaminación y distancia del factor contaminante. Se demostró que la eficiencia en la captura y retención de partículas es, ante todo, específica del sitio; luego, dentro de un mismo sitio, se encontró una gran variabilidad entre las especies. Según Xing y Brimblecombe (2020), se puede afirmar que un mal diseño puede degradar la calidad del aire en parques con plantaciones inadecuadas y fomentar el uso de zonas altamente contaminadas, mientras que un buen diseño puede ayudar a eliminar los impactos negativos para la salud. Por lo tanto, la creación de nuevas áreas verdes es de suma importancia, y la investigación sobre la calidad del aire en zonas de arbolado urbano necesita mejores vínculos con la planificación y el diseño (Xing & Brimblecombe, 2020). En espacios abiertos, varios estudios han sugerido que las barreras de vegetación al borde de carreteras pueden proporcionar una estrategia rentable para mitigar la contaminación del aire cerca de ellas (Baldauf et al., 2008; Mori et al., 2008). Para ser efectivas, las barreras de vegetación deben ser lo suficientemente densas para ofrecer una gran superficie de deposición, pero, al mismo tiempo, lo suficientemente porosas para permitir la penetración, en lugar de la desviación del flujo de aire sobre la barrera (Mori et al., 2008).

Algunos estudios, a veces contrastantes, han descrito el impacto de la vegetación en la calidad del aire en calles flanqueadas por edificios a ambos lados, en las que los peatones, ciclistas, conductores y, sobre todo, los residentes, están probablemente

expuestos a concentraciones de contaminantes por encima de los límites establecidos por la OMS cuyas características pueden influir fuertemente en la calidad del aire (Vardoulakis et al., 2003). La investigación de Pugh et al. (2012) mostró que la densa vegetación arbórea puede aumentar las concentraciones de Partículas Menores a 10 μm (PM₁₀) hasta en un 60% en los cañones de las calles porque la reducción de la turbulencia del aire da como resultado una dispersión obstaculizada (Jeanjean et al., 2017). De hecho, las plantas pueden representar un obstáculo para el flujo de aire que puede reducir el intercambio de aire en comparación con las áreas sin vegetación (Litschke & Kuttler, 2008). Por el contrario, Jeanjean et al. (2017) demostraron que los árboles tienen un impacto positivo en la calidad del aire a escala local y regional gracias al aumento de la turbulencia y la reducción de la concentración de contaminantes en torno al 7% a la altura de los peatones. En estas calles flanqueadas por edificios, se recomienda encarecidamente la vegetación arbustiva cerca de la fuente de contaminantes para mejorar la calidad del aire, aumentando la deposición sin obstaculizar el intercambio de aire (Mori et al., 2008).

1.2. Teoría de redes en el estudio de ecosistemas urbanos

Se han utilizado diferentes herramientas para el estudio de la relación entre el paisaje, la cobertura vegetal y las características ambientales en sistemas urbanos, de los que destacan la percepción remota (Zhang et al., 2009), los sistemas de información geográfica (Li et al., 2010), y la teoría de redes (Ding, 2019). Esta última ha resultado ser un interesante enfoque que puede utilizarse para estudiar la dinámica de cambio en el paisaje, la cual es el estudio de los gráficos como una representación de relaciones simétricas o asimétricas entre objetos discretos.

Además, diversos estudios han señalado que, en los sistemas urbanos complejos, fenómenos propios de la dinámica urbana siguen propiedades de escala (Chatterjee et al., 2016; Song et al., 2010). La teoría de redes complejas se ha convertido en una dirección de investigación multidisciplinaria de la ciencia de la complejidad debido a un aumento del interés desde que Watts y Strogatz (1998), y Barabási y Albert (1999) señalaron la dinámica colectiva de las redes de mundo pequeño y las redes libres de escala (Ding, 2019). Una red de mundo pequeño es un tipo de red en la que la estructura de la red tiene un coeficiente de agrupamiento alto y una distancia más corta promedio pequeña. Una red libre de escala es un tipo de red en la que la distribución de grados de

los nodos obedece a una distribución de ley de potencias (Ding et al., 2015; Ding et al., 2019).

En el ámbito de la complejidad, la teoría de redes complejas se ha utilizado para los siguientes estudios: la investigación empírica de las características de la red (Barabási et al., 2000); la detección de nodos concentradores de red (Restrepo et al., 2006); la dinámica de redes y procesos de difusión (Albert & Barabási, 2002); la detección de comunidades y grupos (Newman & Girvan, 2004); y análisis relacionados con la robustez y vulnerabilidad (Albert & Barabási, 2002). Por ende, la investigación de redes complejas proporciona un marco de herramientas y una novedosa forma de analizar sistemas urbanos complejos (Ding et al., 2015).

La teoría de redes para el análisis de ecosistemas urbanos ha sido especialmente utilizada en estudios de fragmentación del paisaje y hábitat (Xiu et al., 2017). Especialmente, el concepto de conectividad, que en el ámbito de fragmentación de hábitat se refiere al grado en que los elementos del paisaje impiden el aislamiento absoluto y permiten que los organismos se muevan entre parches (Taylor et al., 1993). Un enfoque teórico de redes puede proporcionar una forma operativa de enmarcar y evaluar las características de la conectividad (Minor & Urban, 2008). La teoría de redes es bien reconocida dentro de la geografía, la tecnología de la información y la informática. Los algoritmos y las estructuras de datos se pueden adaptar fácilmente a nivel de paisaje, como lo muestran Bunn et al. (2000) y como lo demuestran Urban & Keitt (2001) dentro de la ecología.

El análisis de redes se ha establecido como un enfoque prometedor para explorar la conectividad del paisaje para contrarrestar la fragmentación, como lo muestra el estudio desarrollado por Xiu y col. (2017), en el que realizaron un modelo de red socioecológica sobre la fragmentación del paisaje o del hábitat en Estocolmo, Suecia.

Pese al potencial que tiene la teoría de redes en el estudio de interacciones entre áreas de vegetación en distintos ecosistemas, su uso ha sido enfocado al estudio de la fragmentación del paisaje, y su potencial para estudiar el efecto que las interacciones entre áreas verdes urbanas pueden tener en la mitigación de contaminantes y regulación del clima local no ha sido abordado.

En el presente trabajo, se propone utilizar las herramientas de la teoría de redes complejas para identificar las áreas de cobertura vegetal en sistemas urbanos y representarlas como nodos con la finalidad de formar una red de áreas de vegetación, y

caracterizar dichas redes a través de la identificación de su estructura, conectividad, detección de nodos centrales, entre otras propiedades. Posteriormente, se relacionarán dichas medidas con variables ambientales del sistema urbano como la temperatura, la precipitación y concentración de contaminantes atmosféricos.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo general

Caracterizar las zonas de cobertura vegetal y variables ambientales de distintos sistemas urbanos utilizando un enfoque de teoría de redes complejas, con la finalidad de discernir propiedades o estructuras representativas de ecosistemas resilientes en el contexto del cambio climático.

2.2. Objetivos específicos

- Obtener redes de zonas de cobertura vegetal por sistema urbano y determinar sus propiedades tales como estructura, conectividad, detección de nodos centrales, entre otras.
- Comparar las distintas redes y buscar relaciones con variables ambientales de cada sistema urbano tales como temperatura, precipitación y concentración de contaminantes atmosféricos.
- Evaluar la resiliencia de cada sistema mediante la caracterización de la red de cobertura vegetal y las variables ambientales en las que influye, con la finalidad de encontrar un patrón común para el manejo de sistemas urbanos.

3. HIPÓTESIS

Existen relaciones inversas entre las métricas de las redes de áreas verdes urbanas y la concentración de contaminantes atmosféricos y variables ambientales que influyen en las ICU (temperatura y humedad relativa). Lo que implica que en zonas donde existen áreas de vegetación que forman redes densas, cohesivas y resistentes, así como con un gran número de componentes y una longitud de ruta más corta, existirá una tendencia a una reducción de dichas variables ambientales dada por la capacidad de la vegetación para mitigar y reducir la contaminación atmosférica y el fenómeno de las ICU.

4. METODOLOGÍA

La metodología seguida para la realización del presente estudio se divide básicamente en dos ámbitos: la creación y caracterización de las redes de áreas verdes y la creación de las series de tiempo de los valores de parámetros ambientales por mes para su comparación (los parámetros seleccionados se muestran en la Tabla 1). El diagrama mostrado en la Figura 1 muestra el proceso resumido con cada una de las etapas.

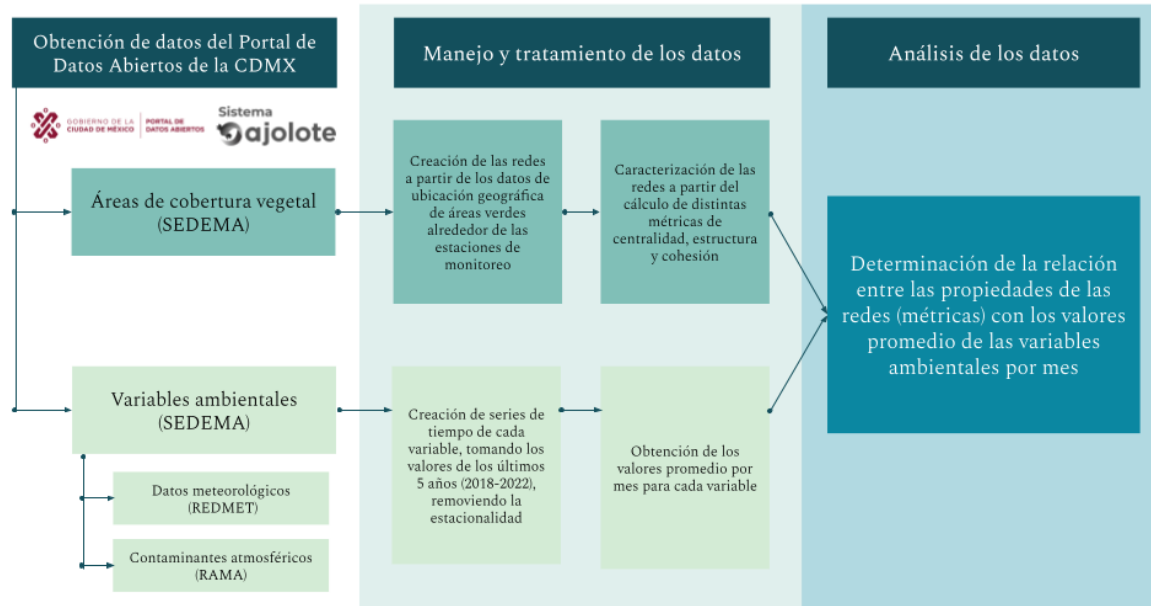


Figura 1. Secciones de la metodología del presente trabajo.

4.1. Obtención de datos

Los datos utilizados para el presente estudio fueron obtenidos del [Portal de Datos Abiertos de la Ciudad de México](https://datos.cdmx.gob.mx/)¹. La elección de los parámetros seleccionados que se describirán a continuación está fundamentada en diversos estudios sobre planeación urbana sostenible en los que se expone el rol que tiene la cobertura vegetal y las áreas verdes no solo en la temperatura y la humedad relativa local, sino también en la calidad del aire (Bowler et al., 2010; Lelieveld et al., 2015; Vieira et al., 2018). Los datos se recolectaron de acuerdo con la ubicación de las estaciones de monitoreo meteorológico de la Ciudad de México (Figura 2).

¹ <https://datos.cdmx.gob.mx/>

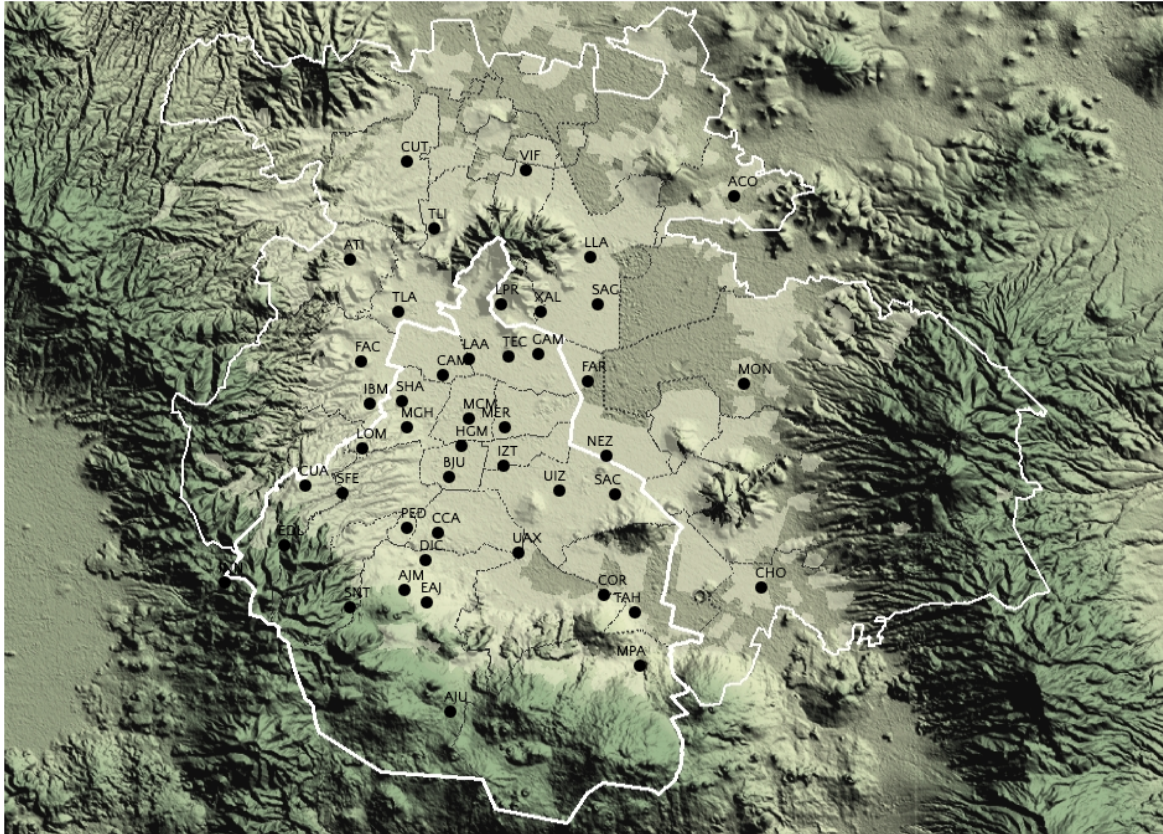


Figura 2. Ubicación de las estaciones de monitoreo meteorológico de la Ciudad de México y Área Metropolitana. Para el presente estudio, únicamente se utilizaron las estaciones de monitoreo comprendidas dentro de la CDMX.

Se utilizaron tres bases de datos principales:

- [Conjunto de datos de áreas verdes de la Ciudad de México](#)². De este conjunto de datos se obtuvieron las coordenadas y características de las áreas verdes urbanas dentro de la Ciudad de México, las cuales se utilizaron como nodos para la construcción de las redes de áreas verdes. Esta base de datos fue actualizada en febrero de 2023.
- [Red Automática de Monitoreo Atmosférico \(RAMA\)](#)³. La RAMA es el subsistema del Sistema de Monitoreo Atmosférico de la Ciudad de México (SIMAT) que realiza mediciones continuas y permanentes minuto a minuto de ozono (O₃), dióxido de azufre (SO₂), óxidos de nitrógeno (NO_x), monóxido de carbono (CO), partículas menores a 10 micrómetros (PM₁₀), partículas menores a 2.5 micrómetros (PM_{2.5}) y ácido sulfhídrico (H₂S). De este conjunto de datos se obtuvieron los valores de los contaminantes mencionados anteriormente en cada

² https://datos.cdmx.gob.mx/dataset/cdmx_areas_verdes_2017

³ <https://datos.cdmx.gob.mx/dataset/red-automatica-de-monitoreo-atmosferico>

estación de monitoreo que constituye a la red. Las características de los contaminantes seleccionados se muestran en la Tabla 1.

- [Medición de Meteorología \(REDMET\)](#)⁴. Esta base de datos contiene registros horarios de variables meteorológicas (TMP, RH, WSP y WDR) de las estaciones meteorológicas de la Ciudad de México. De este conjunto de datos se obtuvieron los valores de las variables meteorológicas en cada estación de monitoreo que constituye a la red. Las características de las variables meteorológicas seleccionadas se muestran en la Tabla 1.

Adicionalmente, se obtuvieron las características y ubicaciones geográficas de las estaciones de monitoreo del sitio de [Calidad del Aire de la Ciudad de México](#)⁵, a partir del cual se creó de manera manual un diccionario de datos de coordenadas y atributos de las estaciones de monitoreo de la CDMX.

Los datos fueron manipulados y analizados utilizando el lenguaje de programación Python, utilizando principalmente las siguientes librerías: *numpy*, *pandas*, *geopandas*, *pysal* y *networkx*. Para las visualizaciones, se utilizaron las librerías *matplotlib*, *seaborn*, *contextily*, *pysal* y *NetworkX*.

Tabla 1. Variables ambientales seleccionados para el análisis.

Abreviatura	Variable	Unidades	Símbolo
TMP	Temperatura	Grados Celsius	° C
HR	Humedad relativa	Porcentaje	%
PM ₁₀	Partículas menores a 10 micrómetros	Microgramos por metro cúbico	µg/m ³
PM _{2.5}	Partículas menores a 2.5 micrómetros	Microgramos por metro cúbico	µg/m ³
CO	Monóxido de carbono	Partes por millón	ppm
NO _x	Óxidos de nitrógeno	Partes por billón	ppb
O ₃	Ozono	Partes por billón	ppb

4.2. Manejo y tratamiento de los datos

4.2.1. Creación de las redes de áreas verdes

Una vez obtenidos los datos de las coordenadas de las áreas verdes y de las estaciones de monitoreo, se procedió a manejar los datos para ubicarlos de manera espacial y poder

⁴ <https://datos.cdmx.gob.mx/dataset/medicion-de-meteorologia>

⁵ <https://datos.cdmx.gob.mx/dataset/medicion-de-meteorologia>

utilizarlos para la creación de las redes. Para ello, se utilizó el lenguaje de programación Python; en particular, las librerías *pandas*, *geopandas* y *pysal*.

Como primer paso para la creación de las redes, se ubicaron las estaciones de monitoreo en el espacio utilizando sus coordenadas. Asimismo, se ubicaron todas las áreas verdes de la CDMX como puntos en el espacio (Figura 3). Un aspecto limitante importante que destacar del presente trabajo es que se tomaron las áreas como puntos con superficies iguales en el plano, para facilitar el estudio de estas áreas como nodos. La superficie promedio por categoría de área verde se muestra en la Figura 4. Asimismo, cabe mencionar que para fines del presente trabajo únicamente se consideraron áreas verdes inmersas en la infraestructura urbana, por lo que áreas con categoría de protección, parques nacionales o zonas verdes naturales no se consideraron dentro del estudio, ya que el objetivo es evaluar la relación de áreas verdes urbanas con distintos componentes de la contaminación atmosférica y del cambio climático.

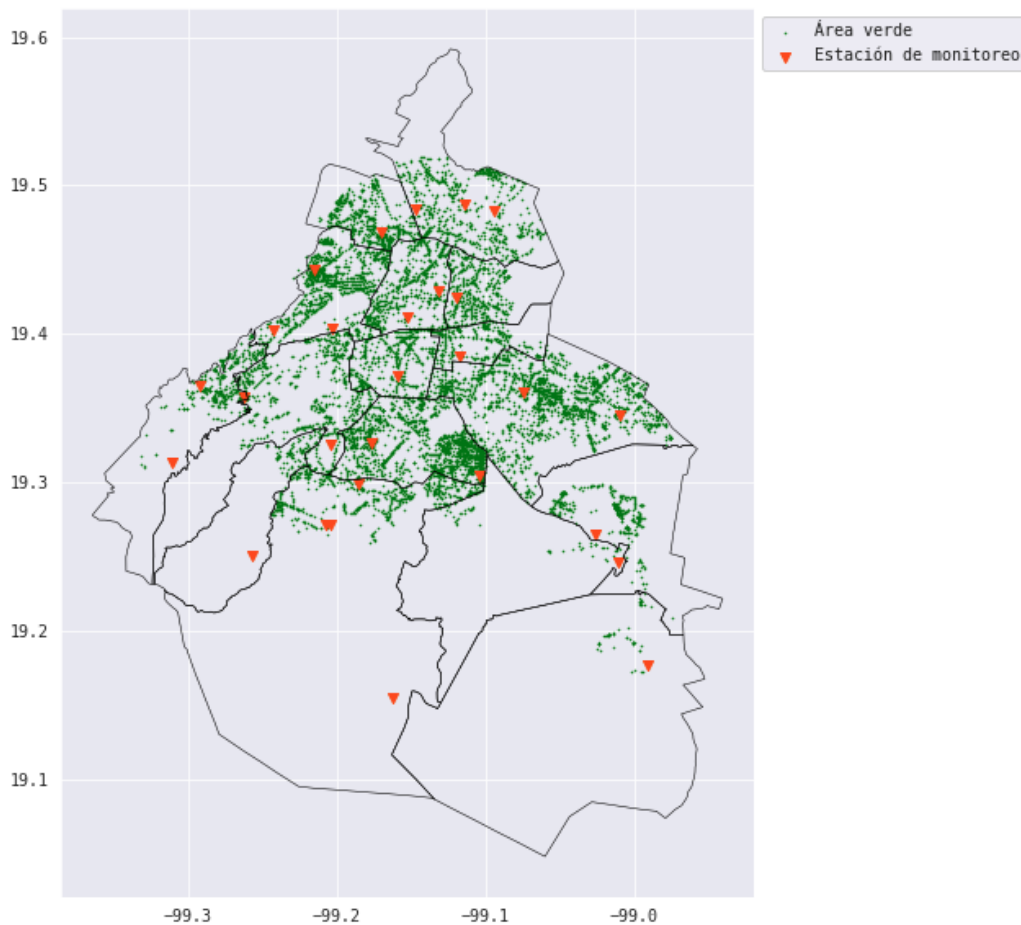


Figura 3. Ubicación de las estaciones de monitoreo y áreas verdes en el espacio geográfico.

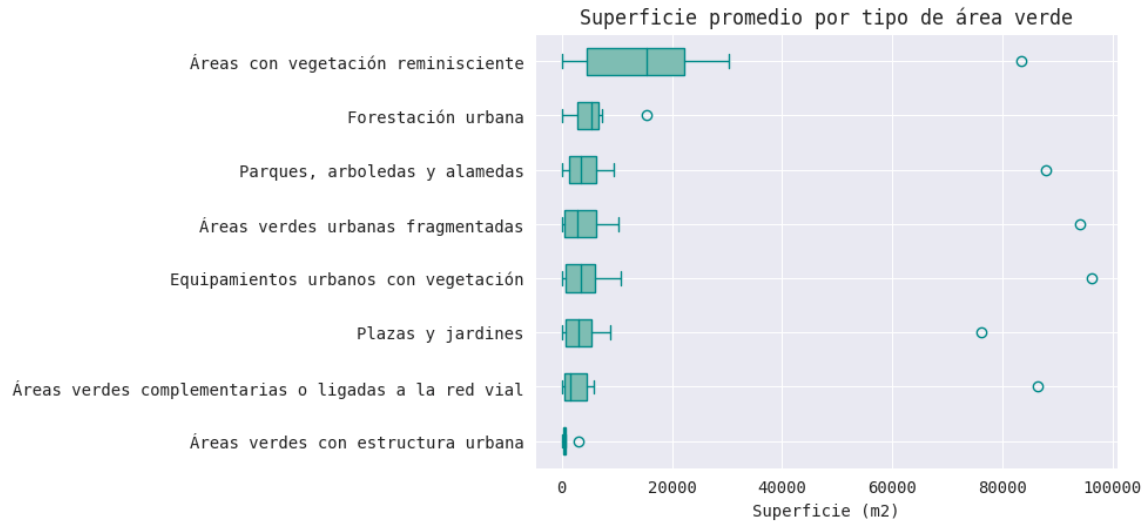


Figura 4. Superficie promedio por categoría de área verde en el estudio.

Se seleccionaron las estaciones de monitoreo que contaban con áreas verdes alrededor de ellas en un radio de 2 km, descartando aquellas que se encontraban en zonas de vegetación natural remanente o que correspondían a la categoría de conservación. Las estaciones de monitoreo seleccionadas bajo dichos criterios se describen en la Tabla 2, con un total de 24 estaciones seleccionadas.

Dichas estaciones de monitoreo fueron utilizadas como centros para las redes creadas posteriormente. Esta decisión fue tomada debido a que los valores de parámetros ambientales son tomados en las estaciones de monitoreo, y éstas tienen una representatividad o radio de alcance limitado (como puede observarse en la Tabla 2).

Dado que el objetivo del presente estudio consiste en discernir relaciones entre métricas de redes de áreas verdes con valores de distintos parámetros ambientales, se tomó cada estación de monitoreo seleccionada como centro para cada una de las redes. Posteriormente, se seleccionó un radio alrededor de cada estación de monitoreo de 2 km, ya que en promedio es la distancia de representatividad de la mayoría de las estaciones, y se seleccionaron las áreas verdes que se encontraban dentro de dicho radio alrededor de cada una de las estaciones de monitoreo. Para ello, se crearon polígonos alrededor de cada estación de monitoreo utilizando la librería *shapely*. Con ello, se procedió a crear las redes utilizando los puntos de áreas verdes en cada uno de los radios (Figura 5).

Tabla 2. Estaciones de monitoreo seleccionadas para el análisis.

Abreviatura	Nombre	Alcaldía	Representatividad
AJM	Ajusco Medio	Tlalpan	Vecinal (1 a 4km) / Urbana (de 4 a 20km)
BJU	Benito Juárez	Benito Juárez	Vecinal (1 a 4km) / Urbana (de 4 a 20km)
CAM	Camarones	Azcapotzalco	Vecinal (1 a 4km)
CCA	Centro de Ciencias de la Atmósfera	Coyoacán	Vecinal (1 a 4km) / Urbana (de 4 a 20km)
COR	CORENA	Xochimilco	NA
CUA	Cuajimalpa	Cuajimalpa de Morelos	Vecinal (1 a 4km) / Urbana (de 4 a 20km)
DIC	Diconsa	Tlalpan	NA
EAJ	Ecoguardas Ajusco	Tlalpan	NA
GAM	Gustavo A. Madero	Gustavo A. Madero	Vecinal (1 a 4km)
HGM	Hospital General de México	Cuauhtémoc	Vecinal (1 a 4km)
IBM	Legaria	Miguel Hidalgo	NA
IZT	Iztacalco	Iztacalco	Media (>100 m a 1km) / Vecinal (1 a 4km)
LAA	Laboratorio de Análisis Ambiental	Gustavo A. Madero	NA
LOM	Lomas	Miguel Hidalgo	Urbana (de 4 a 20km)
MCM	Museo de la Ciudad de México	Cuauhtémoc	NA
MER	Merced	Venustiano Carranza	Vecinal (1 a 4km)
MGH	Miguel Hidalgo	Miguel Hidalgo	Media (>100 m a 1km) / Vecinal (1 a 4km)
PED	Pedregal	Álvaro Obregón	Vecinal (1 a 4km) / Urbana (de 4 a 20km)
SAC	Santiago Acahualtepec	Iztapalapa	Media (>100 m a 1km) / Vecinal (1 a 4km)
SFE	Santa Fe	Cuajimalpa de Morelos	Vecinal (1 a 4km) / Urbana (de 4 a 20km)
TAH	Tláhuac	Xochimilco	Vecinal (1 a 4km) / Urbana (de 4 a 20km)
TEC	Cerro del Tepeyac	Gustavo A. Madero	NA
UAX	UAM Xochimilco	Coyoacán	Media (>100 m a 1km) / Vecinal (1 a 4km)
UIZ	UAM Iztapalapa	Iztapalapa	Media (>100 m a 1km) / Vecinal (1 a 4km)

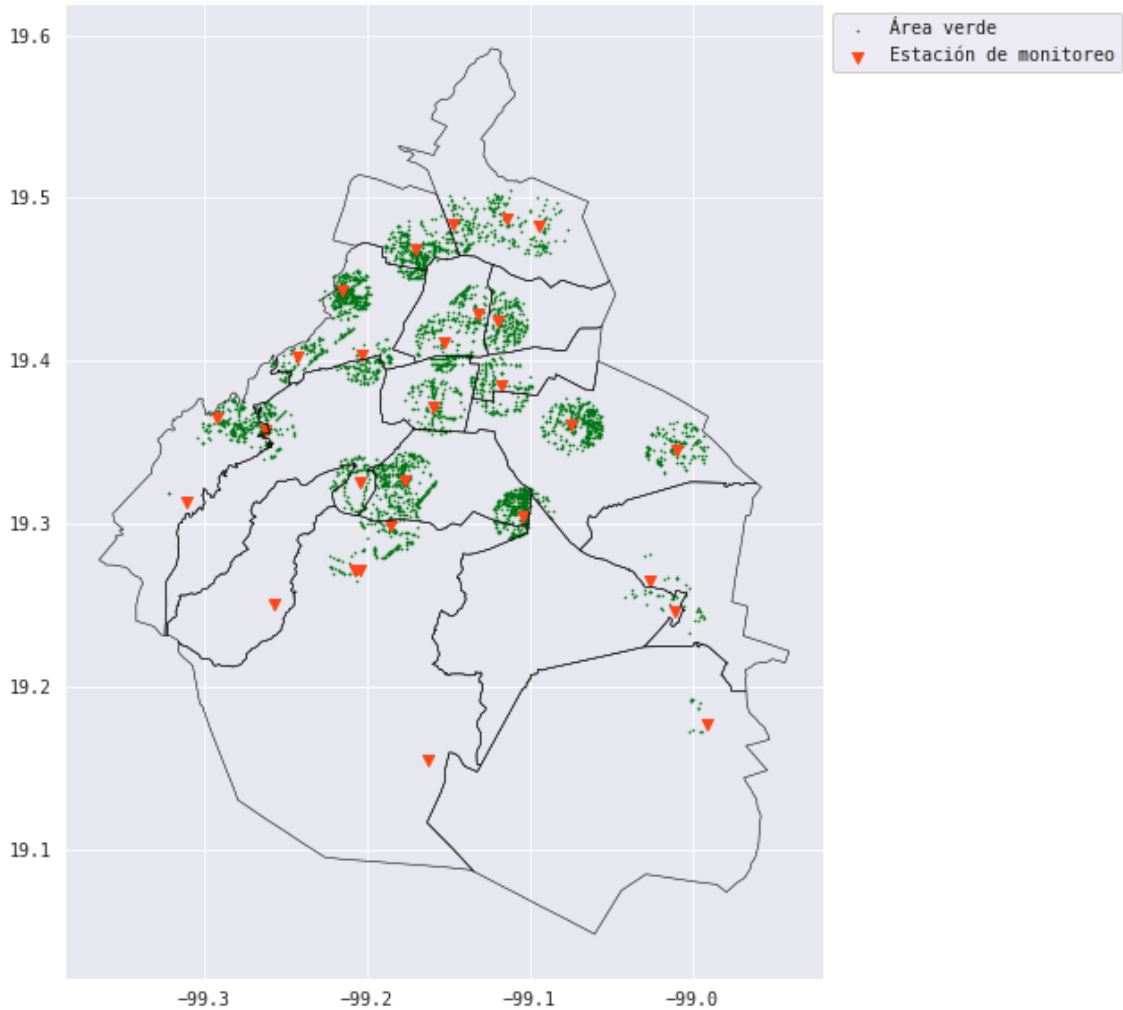


Figura 5. Creación de los polígonos 2 km alrededor de las estaciones de monitoreo, con las áreas verdes incluidas en ellos. Nótese que para fines del presente trabajo se excluyeron áreas verdes naturales destinadas a la conservación y parches de vegetación remanentes de flora nativa.

Se creó una red para cada centro o estación de monitoreo, utilizando como nodos las áreas verdes alrededor de cada uno de ellos a una distancia no mayor a 2 km, para tener un total de 24 redes. La creación de las redes se llevó a cabo de la siguiente manera utilizando las librerías *geopandas*, *scipy spatial* y *haversine*:

- Se seleccionaron los polígonos creados anteriormente para cada uno de los centros (estaciones de monitoreo), los cuales contenían dicho centro y los puntos contenidos en él (las áreas verdes contenidas en un radio de 2 km alrededor del centro).
- Para cada polígono, se crearon redes de áreas verdes utilizando una distancia máxima de 1 km para la conexión entre 2 nodos o puntos, ya que de acuerdo con Honjo & Takakura, (1990) ésta es una distancia adecuada de interacción por

influencia entre áreas verdes urbanas debido a que el efecto de enfriamiento por cobertura vegetal es casi continuo en áreas que se encuentran a 1 km de distancia o menos entre ellas.

- Cada enlace entre los nodos de las redes tuvo asignado un peso asociado a la distancia entre los nodos que conectaba, lo que permitió posteriormente utilizar este atributo para el cálculo de distintas métricas. Como se mencionó anteriormente, una limitante importante del presente estudio es que no considera la superficie de las áreas verdes como atributo de la red; en la discusión se ahonda más en este supuesto.

Se crearon 24 redes espaciales de áreas verdes conectadas no dirigidas, cuyos enlaces tenían un peso asociado dependiendo de la distancia entre los nodos que conectan (Figura 6). Posteriormente, se procedió a caracterizar dichas redes mediante el cálculo de diferentes métricas de redes; para el presente estudio, el enfoque estuvo principalmente centrado en métricas relacionadas con la densidad, estructura y cohesión de las redes.

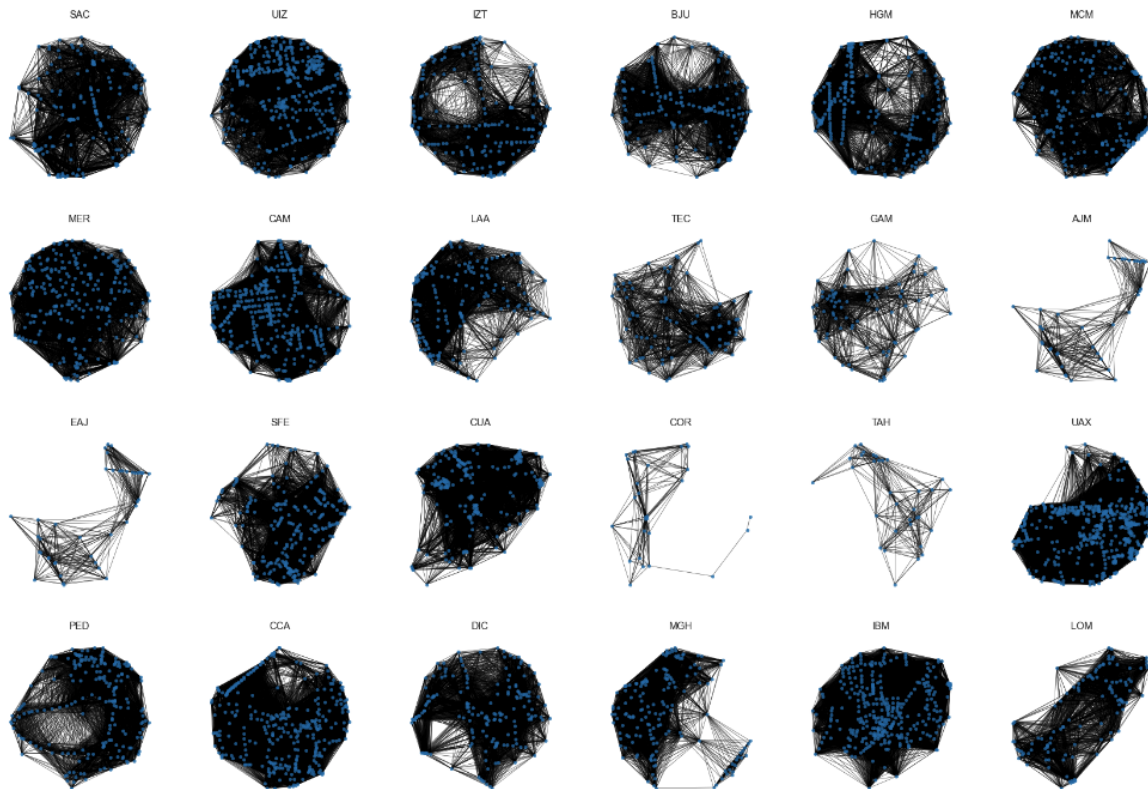


Figura 6. Redes de áreas verdes creadas por cada estación de monitoreo.

4.2.2. Caracterización de las redes de áreas verdes

Las métricas seleccionadas para la caracterización de las redes, así como su definición e interpretación en el ámbito del presente estudio se describen a continuación:

- Número de nodos. Cantidad de nodos que contiene un grafo G .
- Número de enlaces. Cantidad de enlaces que contiene un grafo G .
- Centralidad de grado promedio. La centralidad de un nodo v es la fracción de nodos a los que éste está conectado respecto al total de nodos de la red. Esta medida de centralidad puede indicar si la red es escasa o no; además, la distribución del grado suele ser una variable de interés y puede mostrar grandes heterogeneidades, como se observa en redes sin escala (Crucitti et al., 2006). La centralidad de grado promedio para un grafo no dirigido ($\langle k \rangle$) se calcula de la siguiente forma:

$$\langle k \rangle = \frac{2L}{N} \quad (1)$$

Donde L es igual al número total de enlaces y N es la cantidad de nodos en la red.

- Conectividad de grado promedio. Esta medida representa el grado de vecino más cercano promedio de los nodos con grado k . Un grafo G tiene conectividad k si hay un subconjunto de nodos de tamaño k pero no un subconjunto de nodos más pequeño. Si no hay subconjunto y G tiene al menos 2 vértices, se dice que G tiene conectividad $n - 1$; si G tiene un vértice, su conectividad es indefinida. Si G es un grafo no conectado, se dice que tiene conectividad 0. G es k -conectado si la conectividad de G es al menos k . La conectividad de G es denotada como $k(G)$.
- Cercanía de grado promedio. La cercanía de un nodo v representa el número de pasos necesarios para acceder a todos los demás nodos desde dicho nodo. Para un grafo, consiste en el cálculo del promedio de las distancias más cortas desde un vértice a todos los demás. Sea un grafo G y C su matriz de distancias, es decir, la matriz que recoge todas las distancias de todos los pares de vértices, dado $v \in V(G)$ se tiene que:

$$Cer(v) = \sum_{s=1}^n C_{v,s} \quad (2)$$

- Grado medio de intermediación. La intermediación ha sido estudiada como una medida de la centralidad o influencia de los nodos en las redes; puede ser una medida de la influencia de un nodo (o enlace) sobre el flujo global de información. En las redes de comunicación, la intermediación mide la cantidad potencial de

tráfico que cruza un nodo/enlace (Crucitti et al., 2006). El grado medio de intermediación de un nodo v se calcula de la siguiente forma:

$$B(v) = \sum_{s,t \in V} \frac{\sigma(s,t|v)}{\sigma(s,t)} \quad (3)$$

Donde V es el conjunto de nodos, $\sigma(s,t)$ es el numero de (s,t) -caminos más cortos, y $\sigma(s,t|v)$ es el número de caminos más cortos que pasan por un nodo v en lugar de los nodos s,t . Si $s = t$, $\sigma(s,t) = 1$, y si $v \in s,t$ entonces $\sigma(s,t|v) = 0$.

- Conectividad de nodos. Esta métrica es igual a la cantidad mínima de nodos que deben eliminarse para desconectar un grafo G . Cuanto más alto es el valor de conectividad, más difícil es desconectar el grafo, por ende, es más resistente (Crucitti et al., 2006). Sean v y w dos vértices en un grafo $G = (V, E)$; si $v, w \notin E$, se define la conectividad de nodos $\kappa(G)$ como el número menor de vértices, elegidos de $V - \{v, w\}$, cuya eliminación de G destruiría cada camino entre v y w ; y si $v, w \in E$, entonces $\kappa(v, w) = n - 1$, donde n es el orden de G . $\kappa(G)$ puede ser expresado en términos de $\kappa(v, w)$ de la siguiente forma:

$$\kappa(G) = \min\{\kappa(v, w) \mid \text{par no ordenado } v, w \text{ en } G\} \quad (4)$$

- Coeficiente de agrupamiento. Indica la probabilidad de que dos nodos que están conectados a un nodo común estén conectados. En otras palabras, es una medida del grado en que los nodos de un grafo tienden a agruparse (Crucitti et al., 2006). El nivel general de agrupamiento en un grafo como el promedio de los coeficientes de agrupamiento local de todos los nodos n puede ser expresado de la siguiente forma:

$$\bar{C} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n C_i \quad (5)$$

Donde C_i es el coeficiente de agrupamiento local para un nodo v_i .

- Longitud de ruta y eficiencia. La longitud de ruta mínima entre dos nodos i y j es el número mínimo de enlaces que deben atravesarse para llegar de un nodo a otro. Se puede decir que las redes para las que la longitud de camino promedio de un nodo a otro es pequeña tienen una alta eficiencia global (Crucitti et al., 2006). Sea G un grafo con un conjunto de vértices V , y $d(v, w)$ denota la distancia más corta entre v y w , donde $v, w \in V$. Asumiendo que $d(v, w) = 0$ si w no puede ser alcanzado desde v , entonces la longitud de ruta promedio l_G es:

$$l_G = \frac{1}{n(n-1)} \sum_{v \neq w} d(v, w) \quad (6)$$

Donde n es el número de nodos en G .

- Densidad. Se define simplemente como la relación entre los enlaces observados y el número de enlaces posibles para una red determinada. Las redes densas son más importantes para el control y la sanción que para la información (Stokman, 2001). En el contexto de los sistemas ecológicos, una red densa puede implicar una mayor conectividad y capacidad adaptativa de los sistemas debido a la facilidad de dispersión (intercambio de material genético). Asimismo, una mayor densidad en sistemas de vegetación urbana y en paisajes puede mejorar la resiliencia de éstos al reducir su vulnerabilidad a la eliminación de componentes individuales (Bodin, 2006). La densidad para un grafo G no dirigido se calcula de la siguiente forma:

$$d = \frac{2m}{n(n-1)} \quad (7)$$

Donde n es el número de nodos y m es el número de enlaces en G .

El cálculo de las métricas seleccionadas se llevó a cabo para cada una de las redes utilizando la librería *NetworkX* de Python. Los resultados de dichos cálculos se muestran en la Tabla 3.

4.2.3. Creación de series de tiempo para las variables ambientales

Como se mencionó anteriormente, se utilizaron dos bases de datos para la obtención de valores de parámetros meteorológicos y de contaminantes atmosféricos. Estos datos se registran por hora en cada una de las estaciones de monitoreo, por lo que para poder llevar a cabo la comparación de las métricas de las redes con los valores de variables ambientales en cada una de las estaciones fue necesario crear series de tiempo que pudieran ser utilizadas para dicha finalidad. Para este proceso, se utilizaron principalmente las librerías de *numpy*, *pandas*, *scikit-learn* y *statsmodels* de Python. Se siguieron los siguientes pasos:

- Se obtuvieron las bases de datos de los últimos 5 años de los parámetros ambientales seleccionados para el análisis (Tabla 1), es decir, correspondientes a

2018, 2019, 2020, 2021 y 2022, para cada una de las estaciones de monitoreo seleccionadas.

- Se crearon series de tiempo de dicho periodo (2018/01/01-2022/12/31) para cada par de parámetro ambiental/estación de monitoreo, y se agruparon por día para tener un valor promedio o punto diario.
- Se imputaron los valores nulos de las series de tiempo utilizando el algoritmo de imputación MICE (*Multiple Imputation by Chained Equations*), el cual es un método de imputación múltiple en el que cada uno de los datos faltantes se reemplaza con m valores que se obtienen iterando m veces (donde $m > 1$ y normalmente se encuentra entre 3 y 10) (Van Buuren & Groothuis-Oudshoorn, 2011).
- Posteriormente, se procedió a eliminar el componente de estacionalidad de las series de tiempo, ya que algunos de los parámetros ambientales seleccionados estaban fuertemente influidos por la época del año (temperatura y humedad son más altas en los meses de primavera y verano).
- Finalmente, se tomaron los promedios por mes de los últimos cinco años para poder comparar dichos valores promedio de cada mes con los valores de las métricas de las redes, y analizar las relaciones entre dichas variables para cada mes del año.

4.3. Relación entre las métricas de las redes y variables ambientales

Como se mencionó anteriormente, existe una fuerte influencia estacional en los valores de las variables ambientales; no solo en las más evidentes como la temperatura o la humedad (cuyos valores son más altos en primavera y verano, y disminuyen en el invierno), sino también en la concentración de los valores de contaminantes atmosféricos. Diversos estudios han mostrado variabilidad en la concentración de contaminantes debido a la variación del tiempo atmosférico, especialmente una mayor concentración de las PM_{10} y $PM_{2.5}$ en las temporadas subsecuentes a la época de lluvias (Mor et al., 2022), así como una disminución en la concentración de NO_x , O_3 ; y CO en épocas de verano, seguido de aumento en la concentración en los días cálidos de invierno (Bodor et al., 2020). Por ello, se decidió determinar la relación existente entre las métricas de las redes de cobertura vegetal y las variables ambientales en cada mes del año, tomando un promedio mensual de los datos de los últimos cinco años.

Para ello, se procedió a calcular el coeficiente de correlación de las medidas de las redes y las variables ambientales en cada mes. El coeficiente de correlación de

Pearson se define como una medida estadística de la relación u asociación entre dos variables continuas. Brinda información acerca de la magnitud y la dirección de la relación. Aunque no implica una relación de causalidad, sí indica si existe una asociación entre dos variables. Tiene un valor entre -1 y 1, donde -1 indica una correlación lineal totalmente negativa, 0 indica una ausencia de correlación y 1 indica una correlación lineal positiva. Sean a y b dos variables aleatorias, el coeficiente de correlación de Pearson se define como:

$$\rho(a, b) = \frac{cov(a, b)}{\sigma_a \sigma_b} \quad (8)$$

Donde $cov(a, b)$ es la covarianza entre a y b , y σ_a y σ_b son las desviaciones estándar de a y b respectivamente (Benesty *et al.*, 2009). El coeficiente de correlación de Pearson es simétrico, lo que quiere decir que $\rho(a, b) = \rho(b, a)$.

Asimismo, se evaluó el cambio en dicho coeficiente de correlación a través de los meses del año, y la relación entre cada par de métrica-variable por mes para las variables de interés.

Tabla 3. Métricas calculadas para la caracterización de las redes de áreas verdes.

Estación	Centralidad promedio de grado	Cercanía de grado promedio	Grado medio intermediación	Conectividad de grado promedio	Conectividad de nodos	Coefficiente de agrupamiento	Longitud de ruta más corta	Densidad	Número de enlaces	Número de nodos
AJM	19.5	0.61	0.02	21.64	5	0.35	1.66	0.51	396	40
BJU	75	0.58	0.00	72.56	24	0.41	1.77	0.46	5161	151
CAM	163.5	0.65	0.00	197.38	46	0.42	1.59	0.53	28346	328
CCA	163	0.58	0.00	133.55	41	0.40	1.79	0.45	23798	327
COR	13.5	0.54	0.04	15.91	1	0.35	2.02	0.50	189	28
CUA	103.5	0.80	0.00	160.33	21	0.40	1.31	0.65	13969	208
DIC	86	0.59	0.00	87.38	33	0.40	1.75	0.46	6800	173
EAJ	20	0.59	0.02	20.67	5	0.35	1.72	0.50	411	41
GAM	38	0.60	0.01	33.66	12	0.39	1.73	0.46	1337	77
HGM	109	0.55	0.00	81.58	27	0.37	1.88	0.41	9712	219
IBM	170.5	0.84	0.00	245.25	81	0.43	1.24	0.71	41564	342
IZT	86.5	0.52	0.01	75.87	20	0.38	1.98	0.38	5733	174
LAA	77.5	0.59	0.00	85.05	19	0.40	1.74	0.47	5710	156
LOM	56	0.63	0.01	66.66	21	0.40	1.62	0.54	3395	113
MCM	105.5	0.53	0.00	95.10	48	0.38	1.90	0.39	8770	212
MER	123.5	0.59	0.00	128.94	43	0.41	1.74	0.46	14160	248
MGH	80	0.61	0.00	36.68	5	0.41	1.72	0.51	6552	161
PED	100	0.57	0.00	55.36	24	0.39	1.80	0.45	8950	201
SAC	82	0.60	0.00	84.67	31	0.39	1.74	0.46	6261	165
SFE	109	0.66	0.00	124.03	17	0.40	1.58	0.52	12430	219
TAH	16	0.64	0.02	18.46	6	0.37	1.60	0.51	270	33
TEC	45.5	0.63	0.01	52.40	10	0.39	1.64	0.49	2069	92
UAX	237	0.75	0.00	332.78	16	0.42	1.39	0.63	71175	475
UIZ	179.5	0.65	0.00	216.14	40	0.41	1.59	0.54	34645	360

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El presente estudio tiene como objetivo determinar si existe relación entre las distintas variables ambientales seleccionadas y las métricas de las redes formadas por áreas de vegetación, para poder discernir patrones en dichas relaciones y evaluar si las redes de parches de vegetación urbana tienen efecto en la mitigación o control de contaminantes y parámetros climatológicos. Por ello, se discutirán los resultados obtenidos para cada una de las variables ambientales.

5.1. Temperatura (TMP)

La variable temperatura presenta relaciones positivas con la mayoría de las métricas de red evaluadas, a excepción de la cercanía promedio de grado, el grado promedio de intermediación y la densidad. Es decir, existe una relación entre el aumento de temperatura y el incremento en las métricas analizadas. Además, presenta relaciones positivas de mayor magnitud con la longitud promedio de la ruta más corta en comparación con el resto de las métricas (Figura 7). La escala de valores de las correlaciones va de -1 (azul) a 1 (rojo). Los meses en el eje x corresponden al promedio de las series de tiempo por mes de los últimos 5 años, cuya creación fue descrita en la sección 4.2.3.



Figura 7. Variación mensual del coeficiente de correlación entre los valores de temperatura de las estaciones de monitoreo y las métricas de las redes asociadas a cada estación de monitoreo.

Cabe mencionar que los valores del coeficiente de correlación entre la temperatura y las distintas métricas evaluadas no presentan una variación pronunciada a lo largo del año; es decir, las relaciones se mantienen muy similares a través de los meses, con algunas excepciones. Dichas excepciones se concentran principalmente en los meses de marzo a mayo, en los cuales los valores del coeficiente de correlación tienden a “atenuarse”, es decir, disminuir la magnitud de su valor absoluto. Por otro lado, en los meses de invierno (noviembre a enero), los valores absolutos del coeficiente de correlación tienden a aumentar. Estos patrones son más evidentes en las métricas como la *longitud promedio de la ruta más corta* (LPRC), la cercanía promedio de grado y la densidad, en los cuales la diferencia en la magnitud del mes más cálido (abril) al mes más frío (diciembre) es de 26, 26 y 21 respectivamente.

Resulta interesante encontrar una correlación positiva fuerte entre los valores de temperatura y la LPRC, dado que ésta métrica ha sido ampliamente utilizada en diversos ámbitos para caracterizar redes altamente conectadas, cohesivas o “de mundo pequeño” (Asif et al., 2014; Markov et al., 2011; Ye et al., 2010). Al utilizar la LPRC, las redes de mundo pequeño pueden verse como sistemas que son eficientes tanto a nivel global como local, especialmente en términos de las interacciones que pueden darse entre los elementos de la red (Asif et al., 2014). En el contexto del presente estudio, se puede observar que hay una relación positiva entre esta métrica y la temperatura a lo largo del año, es decir, a mayor valor de LPRC, mayor temperatura. Esto puede ser interpretado de manera que zonas con baja temperatura a lo largo del año están relacionadas con redes cohesivas y altamente conectadas (bajo valor de LPRC); por el contrario, redes altamente dispersas y poco conectadas (alto valor de LPRC) se relacionan con altos valores de temperatura. En otras palabras, existen redes con un valor “bajo” promedio de LPRC cuya temperatura es más baja, y viceversa, sobre todo en meses fríos, por lo que podría inferirse un efecto de regulación de áreas verdes en la temperatura. No obstante, esta suposición debe tomarse con cautela ya que pese a haber eliminado el componente estacional de las series de tiempo, existe aun así una influencia dada por el factor climatológico-edafológico en la temperatura. Es decir, existen redes de áreas verdes que pueden estar asentadas en zonas de clima más frío o cálido que otras, lo cual no es un componente de variación estacional. Las relaciones a nivel más granular brindan una imagen más clara de este último punto (Figura 8). Para el caso de la LPRC (Figura 8g), podemos observar que existen redes que tienen el mismo valor para la métrica (eje x) con variaciones en la temperatura dependiendo de la época del año, los cuales son naturalmente más altos en épocas de calor. No obstante, es evidente la clara tendencia

del aumento de la LPRC conforme aumenta la temperatura. Dado que la correlación no determina efectos causales, podría suponerse que es la temperatura la que tiene una influencia más fuerte en esta relación, y que dicha variable puede ocasionar un efecto de dispersión o menor eficiencia en las redes de vegetación.

Otra métrica cuya relación con la temperatura resulta interesante examinar es la densidad. Contrariamente, esta métrica presenta relaciones negativas con la temperatura a lo largo del año (a bajo valor de densidad, altos valores de temperatura) (Figura 7). La densidad es otra métrica que ha sido estudiada en el análisis de redes en términos de conectividad y eficiencia. En el contexto del presente estudio, puede observarse que la relación de esta métrica con la temperatura coincide con la relación con la LPRC: una red con mayor cohesión y conectividad, más *densa*, se relaciona con una menor temperatura. Al evaluar esta relación a un nivel más granular (Figura 8h), se puede observar la clara tendencia a tener redes menos densas en zonas de mayor temperatura, especialmente en meses cálidos. Esto puede sugerir que no solo la presencia, sino también la distribución espacial y conectividad entre las áreas verdes puede tener un efecto regulatorio en la temperatura a nivel local, como lo sugieren Massetti y col. (2019). Una zona con mayor densidad de árboles, con una distancia entre ellos menor a 1 km, umbral de distancia al cual se considera que dos árboles pueden interactuar y tener efectos conjuntos en la regulación ambiental (Honjo & Takakura, 1990), puede ser un punto clave en el diseño e implementación de áreas verdes urbanas para mitigar el efecto de las ICU.

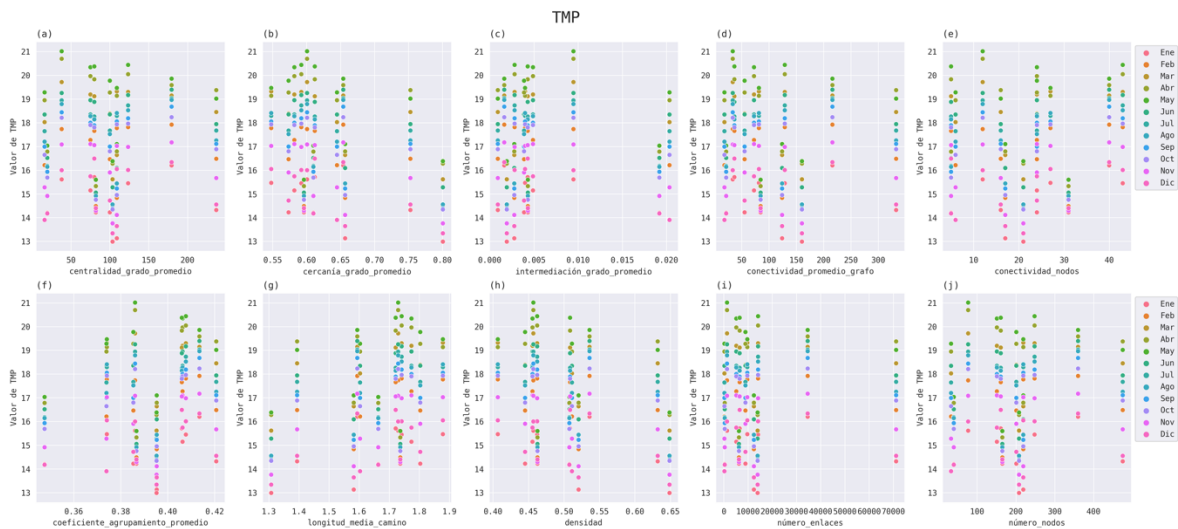


Figura 8. Relación entre las métricas de las redes y la variable de temperatura por mes del año.

5.2. Humedad relativa (HR)

De manera similar a la temperatura, la humedad relativa (HR) presentó relaciones de mayor magnitud a lo largo del año con la densidad (de manera positiva) y con la LPRC (Figura 9).

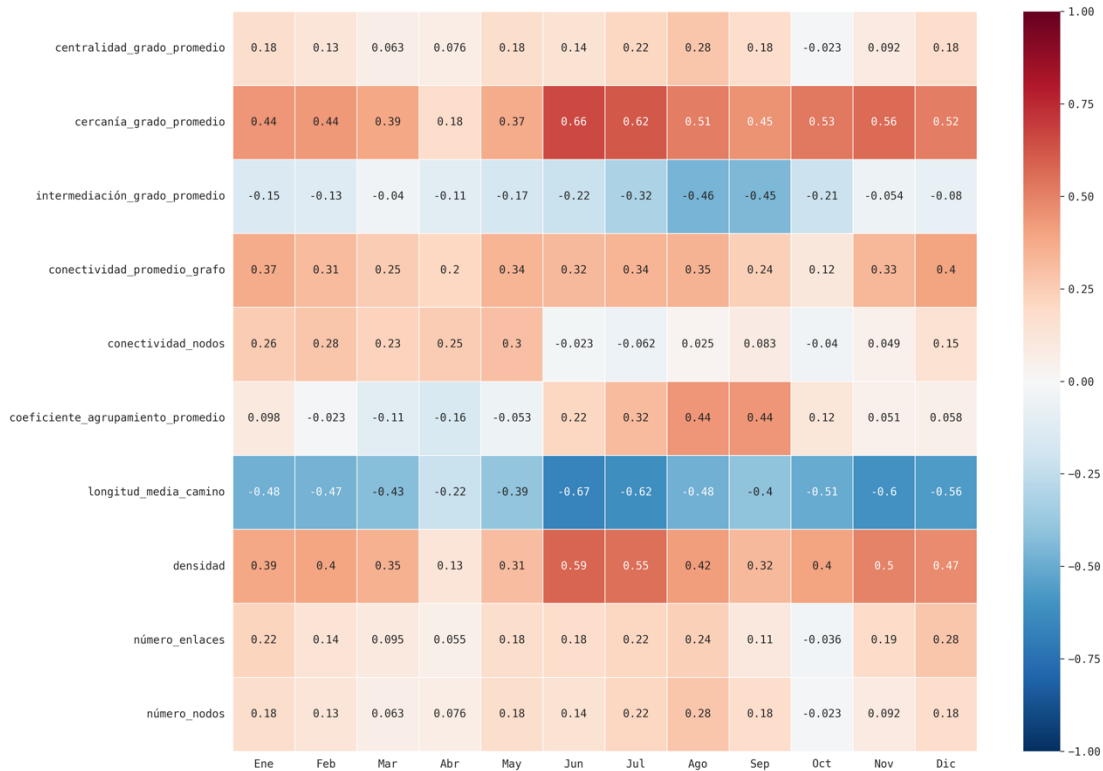


Figura 9. Variación mensual del coeficiente de correlación entre los valores de humedad relativa de las estaciones de monitoreo y las métricas de las redes asociadas a cada estación de monitoreo.

En meses de lluvia, existe una relación fuertemente positiva entre la densidad y la HR, por lo que, a mayor valor de densidad, mayor humedad; esto puede ser interpretado de manera que en los meses donde la humedad ambiental es más alta (y también la temperatura suele ser mayor), las redes más densas y cohesivas pueden tener un efecto contenedor de humedad. Este efecto de la cohesión de la vegetación en el aumento de la humedad ambiental ha sido señalado en diversos estudios, sobre todo en zonas áridas (Procházka et al., 2011; Zhao et al., 2015). Wu y col. (2017) realizaron una investigación utilizando un método de medición de campo y descubrieron que el impacto en la temperatura y la humedad de los espacios verdes está asociado a su tamaño. Cuanto mayor sea el tamaño, menor será la HR. Además, se ha mostrado que no solo el tamaño, sino también la distribución de áreas verdes urbanas, pueden tener un efecto regulatorio en las olas de calor en meses de verano, reteniendo la humedad ambiental de acuerdo

con la configuración espacial del paisaje (Du et al., 2021; Oliveira et al., 2011; Zhu et al., 2022). Esto concuerda con las relaciones encontradas en el presente estudio, en las que dos métricas de redes de vegetación relacionadas con la configuración espacial de las áreas verdes indican que a una mayor densidad y cohesión (bajo valor de LPRC) la humedad de la zona circundante aumenta, patrón que se ve intensificado en el mes de junio y en meses fríos.

No obstante, debe considerarse también la estacionalidad de la humedad, la cual tiende a ser más alta en la misma zona dependiendo de la época del año (Figura 10). A pesar de ello, las tendencias entre la densidad y la LPRC sugieren que puede existir un efecto de la distribución espacial de las áreas verdes en la retención de humedad a nivel local.

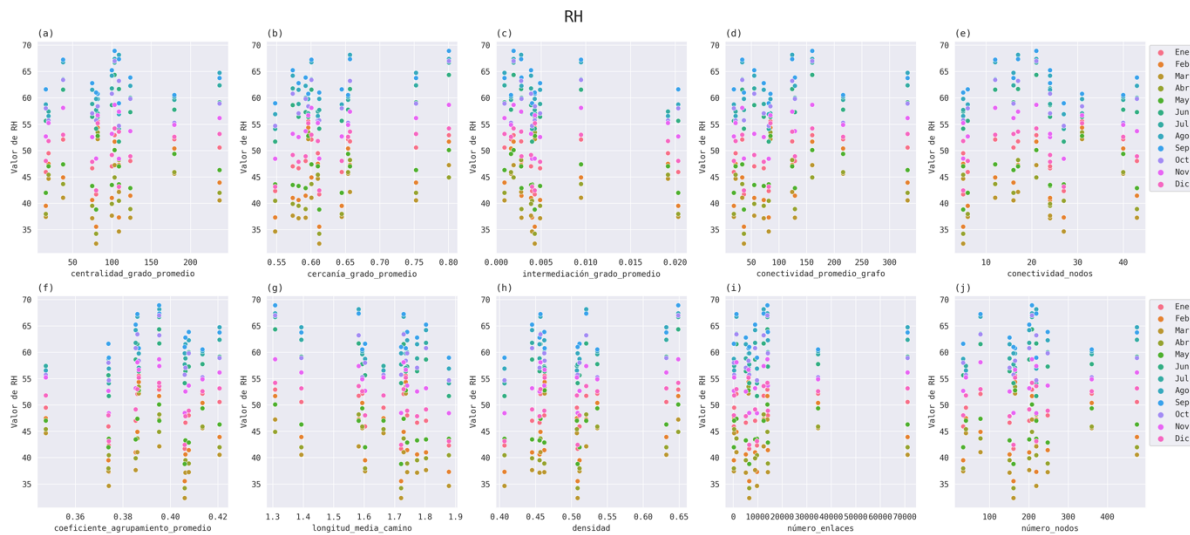


Figura 10. Relación entre las métricas de las redes y la variable de humedad relativa por mes del año.

5.3. Partículas menores a 10 μm (PM_{10}) y 2.5 μm ($\text{PM}_{2.5}$)

La concentración de partículas suspendidas en el aire (PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$) representan variables de gran interés ya que existen numerosos estudios que sustentan el efecto mitigador de la vegetación en la concentración de estos contaminantes, lo cual se considera incluso como uno de los numerosos servicios ecosistémicos que proveen los parches de vegetación a nivel urbano (Litschke & Kuttler, 2008; Manes et al., 2014).

Para las concentraciones de partículas suspendidas, se encontraron relaciones positivas entre la conectividad de nodos y el coeficiente de agrupamiento, (las cuales son más fuertes en las concentraciones de $\text{PM}_{2.5}$ y en meses cálidos); así como relaciones

negativas destacables con la densidad y el valor promedio de intermediación de grado, éste último más fuerte con las concentraciones de PM_{2.5} (Figura 11 y Figura 12).



Figura 11. Variación mensual del coeficiente de correlación entre los valores de PM₁₀ de las estaciones de monitoreo y las métricas de las redes asociadas a cada estación de monitoreo.

Como se mencionó anteriormente, la conectividad de nodos se refiere a la cantidad mínima de nodos que deben eliminarse para desconectar una red, por lo que cuanto más alto es el valor de conectividad, la red es más resistente a perturbaciones. En el estudio de redes ecológicas, la conectividad es un parámetro muy importante, y suele considerarse una prioridad especialmente por sus implicaciones en términos de intercambio génico e interacciones poblacionales entre especies (Fenu & Pau, 2018; Urban et al., 2009). En el ámbito de ecosistemas urbanos y ecología del paisaje, la conectividad resulta importante ya que es una métrica que refleja la cantidad de interacción que un nodo con otro puede llegar a tener (en este caso, un área verde con otra), lo que en términos del presente estudio puede interpretarse como el efecto conjunto que dos o más áreas verdes pueden tener en la regulación del clima local y la mitigación de contaminantes (Honjo & Takakura, 1990).

Dado ello, resulta interesante encontrar las relaciones mencionadas entre las partículas suspendidas y la métrica de la conectividad, sobre todo destacando el hecho de que dichas relaciones presentan variaciones (e incluso cambian de positivas a negativas) a lo largo del año, siendo este patrón más notorio en la relación con las $PM_{2.5}$. La diferencia entre el valor de correlación positivo de mayor magnitud y el valor de correlación negativo de mayor magnitud entre la conectividad y las PM_{10} y $PM_{2.5}$ es de 0.619 y 0.88, respectivamente. Esta variación indica que en meses de lluvias (junio a septiembre) existe una relación inversa entre la conectividad y la concentración de partículas suspendidas, lo que podría implicar un efecto de mitigación de las redes de áreas verdes más conectadas en la concentración de partículas suspendidas, especialmente para las $PM_{2.5}$, mientras que hay una relación directa durante el resto del año (Figura 12).



Figura 12. Variación mensual del coeficiente de correlación entre los valores de $PM_{2.5}$ de las estaciones de monitoreo y las métricas de las redes asociadas a cada estación de monitoreo.

Al profundizar en esta probable conclusión, se puede suponer que la posible influencia de la conectividad de las áreas verdes sea más fuerte durante las épocas del año en las que éstas poseen un follaje más denso y una cobertura vegetal más amplia, dado que está ampliamente documentado que la mitigación de contaminantes, en especial de PM y ozono está directamente relacionada con la capacidad de filtración de las plantas dada

el área de su superficie foliar (Litschke & Kuttler, 2008). Además, la capacidad de filtración de contaminantes por las plantas está fuertemente ligada al tamaño de la partícula (Slinn, 1982); mientras más grande es el diámetro de la partícula, menor es la capacidad de filtración de la planta, dado que los contaminantes se sedimentan en la superficie foliar en lugar de ser filtrados o incorporados a la estructura vegetal. La relación entre el tamaño de la partícula y la capacidad de filtración de contaminantes por parte de las plantas concuerda con el resultado de una relación más fuerte con las $PM_{2.5}$ respecto a las PM_{10} .

No solo el diámetro y el tamaño de las partículas, sino también los parámetros meteorológicos como la humedad, la velocidad del viento y la turbulencia, son de importancia decisiva y tienen un impacto considerable en la velocidad de deposición y el rendimiento de filtración de las plantas (Litschke & Kuttler, 2008). La humedad ambiental aumenta considerablemente la capacidad de filtración de contaminantes de las plantas (Hänel, 1982), lo que resulta consistente con los resultados obtenidos de una relación inversa más fuerte durante meses de lluvia, y, por ende, de mayor humedad ambiental.

Otra métrica que resulta interesante analizar es la densidad. Como se observa en las Figuras 11 y 12, esta medida presenta una relación negativa con las PM_{10} y $PM_{2.5}$ a lo largo del año, siendo más fuerte para éstas últimas y con un efecto más notorio en los meses fríos. Al igual que con la temperatura y la HR, la densidad se relaciona inversamente con la concentración de partículas suspendidas, lo que resulta consistente con resultados anteriores: la cohesión de las redes de áreas verdes puede tener un efecto de mitigación en estos contaminantes.

Finalmente, cabe destacar otro par de relaciones que presentan variabilidad a lo largo del año y que son destacables: el número de nodos y de enlaces (o cantidad de áreas verdes en la red y enlaces entre ellas). Estas métricas están directamente relacionadas con el tamaño y conectividad de la red, y presentan un patrón similar al de la conectividad con las partículas, siendo un patrón más fuerte con las $PM_{2.5}$. Al igual que con la conectividad, resulta plausible suponer que en épocas de lluvia haya un mayor efecto de mitigación que depende de la cantidad de áreas verdes en la zona, las cuales se encuentran muy probablemente en su mejor época en términos de follaje, y, por ende, de eficiencia de filtrado de contaminantes.

Resulta interesante también destacar que las concentraciones de $PM_{2.5}$ no parecen tener un patrón de relación dado por el mes del año en sus relaciones con las

métricas relacionados con la densidad y cohesión de la red, como el coeficiente de agrupamiento, conectividad de nodos, LPRC, densidad, número de nodos y número de enlaces (Figura 13).

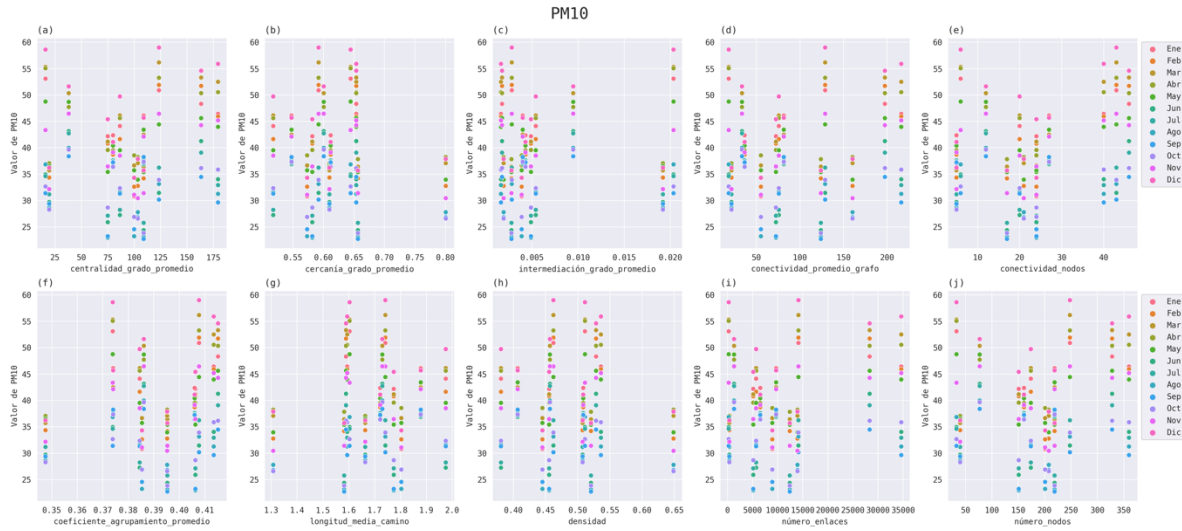


Figura 13. Relación entre las métricas de las redes y la variable de PM₁₀ por mes del año.

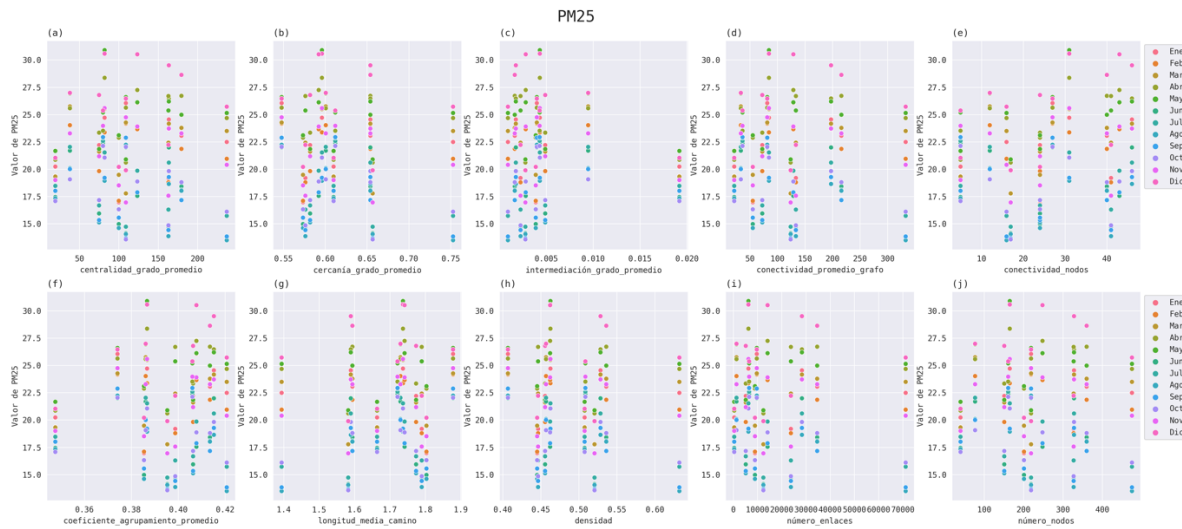


Figura 14. Relación entre las métricas de las redes y la variable de PM_{2.5} por mes del año.

5.4. Monóxido de carbono (CO)

El monóxido de carbono es, junto con los óxidos de nitrógeno y el dióxido de azufre, el primero del conjunto de contaminantes analizados que resulta de la combustión de hidrocarburos y que son emitidos directamente al aire por actividades antropogénicas. Son, por un lado, directamente peligrosos para la salud humana y, por otro lado, pueden

contribuir al cambio climático (Ferrini et al., 2020). Estos contaminantes se encuentran entre los más dañinos para el microclima local. Este conjunto de contaminantes resulta de especial interés debido al contexto urbano en el que se desarrolla el presente estudio.

Al analizar las relaciones encontradas entre el CO y las métricas de las redes, se observa que medidas de mayor interés como la conectividad de nodos, la LPRC o el coeficiente de agrupamiento presentan una relación positiva con este parámetro a lo largo del año. En el contexto del presente estudio, dichas relaciones no resultan consistentes con la hipótesis planteada, ya que sugieren que, a mayores valores de estas métricas relacionadas con la cohesión y estructura de las redes de vegetación, mayores son las concentraciones de CO en las áreas donde dichas redes se encuentran.



Figura 15. Variación mensual del coeficiente de correlación entre los valores de CO de las estaciones de monitoreo y las métricas de las redes asociadas a cada estación de monitoreo.

No obstante, existen relaciones negativas a lo largo del año con la densidad, especialmente en el mes de mayo. Esto puede sugerir que dicha métrica puede tener una influencia en la mitigación de CO, especialmente en épocas de calor. Sin embargo, se ha probado que existen concentraciones más altas de CO en ecosistemas urbanos durante el invierno, y más bajas durante el período de calor y lluvias (Nagendra et al.,

2003; Retama et al., 2015), lo cual concuerda con los patrones de dispersión encontrados con las concentraciones de CO en meses de invierno (Figura 15).

Una de las causas plausibles por las que pudieron no haberse encontrado relaciones interesantes entre el CO y las métricas de las redes tiene que ver justamente con la capacidad de las plantas para filtrar este contaminante (Figura 16). Las concentraciones de este pueden rebasar la capacidad de las áreas verdes para tener algún efecto en su disipación, especialmente en meses fríos y secos, en los que agentes como la lluvia o el viento no contribuyen a eliminar las partículas de este contaminante (Retama et al., 2015). Si la configuración espacial de las redes de vegetación tiene algún efecto en la disipación de este contaminante, los métodos propuestos en el presente trabajo no resultan eficaces para determinar dicho efecto.

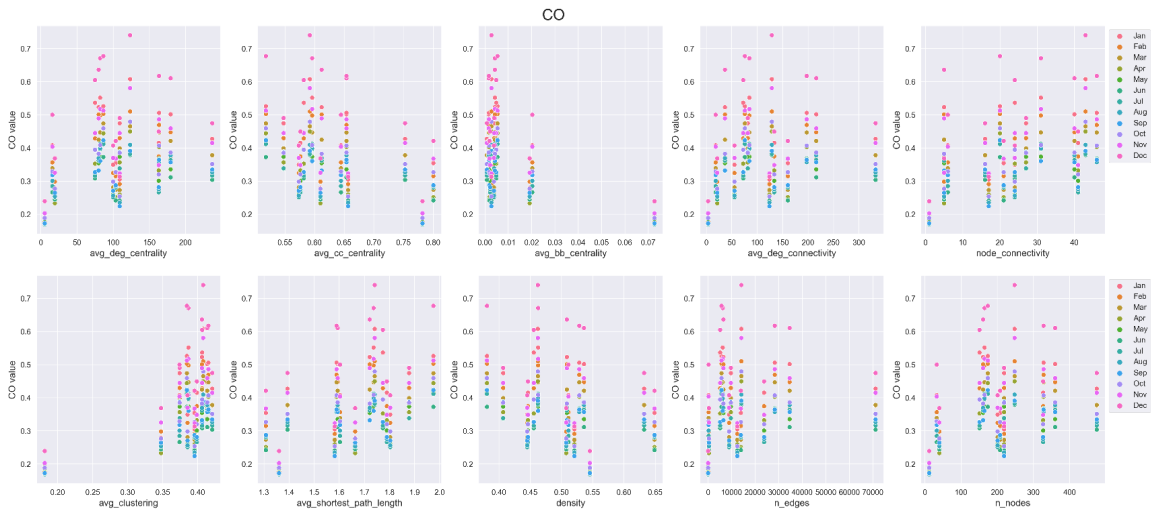


Figura 16. Relación entre las métricas de las redes y la variable de CO por mes del año.

5.5. Óxidos de nitrógeno (NO_x)

Los óxidos de nitrógeno (NO_x), al igual que el CO, son contaminantes de origen antropogénico que resultan de la combustión de hidrocarburos. Se producen principalmente de las emisiones de gases de escape durante los primeros minutos de funcionamiento del motor de los automóviles (Ferrini et al., 2020).

De manera similar al CO, no se encontraron relaciones significativas entre las métricas de las redes y los NO_x, en particular en aquellas relacionadas con la densidad y cohesión de las redes de vegetación. Asimismo, se encontró también que existen

relaciones negativas entre los NO_x y la densidad a lo largo del año, aunque dichas relaciones son muy débiles (Figura 17).



Figura 17. Variación mensual del coeficiente de correlación entre los valores de NO_x de las estaciones de monitoreo y las métricas de las redes asociadas a cada estación de monitoreo.

Esto parece indicar que la interacción entre las redes de áreas verdes y los contaminantes de origen antropogénico probablemente ocurre a una escala más local y puntual, y que los métodos utilizados para determinar dicha relación en este estudio no permiten detectarla. Ferrini y col. (2020) hicieron una exhaustiva revisión bibliográfica relacionada con el rol de la vegetación como factor mejorador de la calidad del aire en el contexto urbano, haciendo un énfasis particular en las concentraciones de contaminantes de origen antropogénico. Dentro de sus principales hallazgos, se rescata la variabilidad existente entre zonas dependiendo de factores como la temperatura, la velocidad y dirección del viento, la cercanía a fuentes de contaminación, la cercanía a carreteras y zonas altamente transitadas por autos, las especies de las plantas de las áreas verdes, e incluso la talla, composición y altura de éstas. Dicho esto, son muchos los factores que entran en juego para que la deposición y adsorción de contaminantes por parte de las plantas resulte efectiva. Definitivamente más estudios, a nivel más específico, son

requeridos para determinar la magnitud de este servicio ecosistémico de las áreas verdes de la Ciudad de México.

Resulta interesante también destacar que las concentraciones de NO_x parecen ser mayores en meses fríos, particularmente en diciembre y enero. No obstante, el resto del año parece fluctuar en rangos similares (Figura 18).

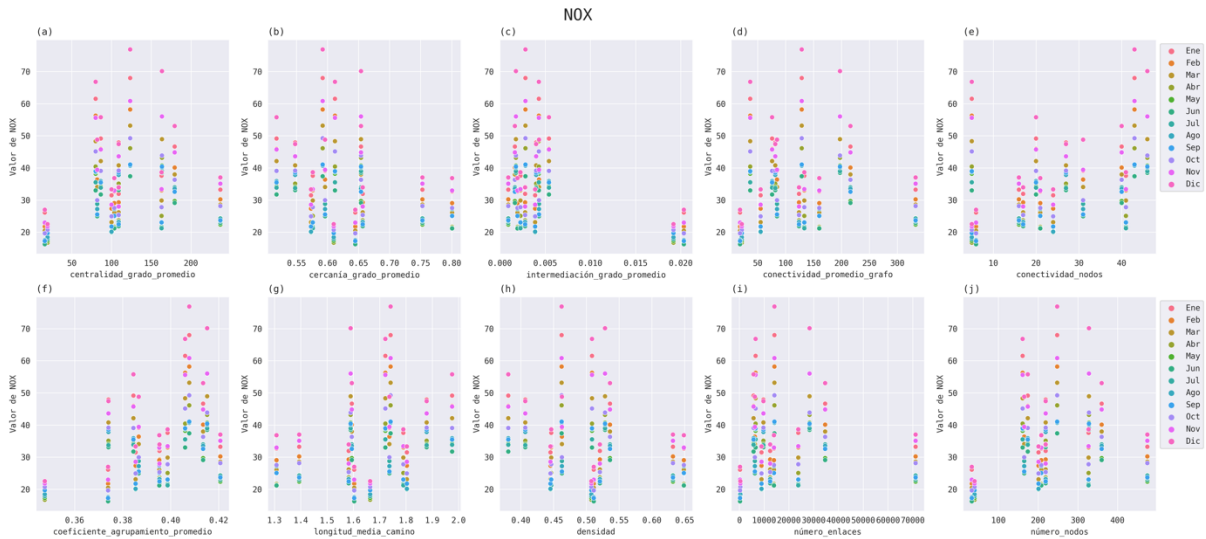


Figura 18. Relación entre las métricas de las redes y la variable de NO_x por mes del año.

5.6. Ozono troposférico (O_3)

Finalmente, el ozono troposférico (O_3) resulta uno de los parámetros más interesantes para analizar, especialmente por mostrar relaciones contrarias a las encontradas en el resto de las variables ambientales. Primero que nada, el O_3 presenta relaciones negativas con la conectividad de nodos, la LPRC y el coeficiente de agrupamiento, especialmente más fuerte con este último. Por otro lado, presenta relaciones positivas con la cercanía promedio de grado, la intermediación promedio de grado y la densidad.

En concordancia con la hipótesis planteada, parece existir un claro efecto del coeficiente de agrupamiento en la reducción de las concentraciones de O_3 , en el que, a mayor agrupamiento, menores las concentraciones de O_3 , siendo este efecto constante a lo largo del año (no existen variaciones importantes en esta métrica por mes). Patrones similares se observan con la conectividad de nodos y la LPRC (Figura 19).

No obstante, se encontró una relación negativa con la densidad que resulta importante destacar. Esta relación podría implicar un aumento en las concentraciones de O_3 en áreas verdes muy densas, especialmente en el mes de mayo (mes cálido). El trabajo realizado por Gong y col. (2023) muestra un resultado similar a esta observación;

los autores evaluaron el efecto de la vegetación urbana en la mitigación de las concentraciones de contaminantes atmosféricos, y encontraron tasas de reducción de 16,5~26,7 % para PM, 13,9~36,2 % para NOx y 20,5~47,8 % para SO₂. Sin embargo, no lograron encontrar efectos de mitigación significativos en el O₃. Por otro lado, Pugh y col. (2012) realizaron un estudio con resultados controversiales respecto al papel de las áreas verdes en la mitigación de contaminantes, particularmente el O₃; mostraron que la densa vegetación arbórea puede aumentar las concentraciones de O₃ y PM hasta en un 60% en las calles porque la reducción del paso del aire en las carreteras concurridas da como resultado una dispersión obstaculizada (Jeanjean et al., 2017).



Figura 19. Variación mensual del coeficiente de correlación entre los valores de O₃ de las estaciones de monitoreo y las métricas de las redes asociadas a cada estación de monitoreo.

Las relaciones encontradas para el O₃ puedan resultar contradictorias, por lo que parece necesario evaluar a un nivel más local la interacción entre este contaminante y las redes de áreas verdes, ya que en la literatura consultada el efecto mitigador de la vegetación sobre el ozono parece también tener muchas variaciones dependiendo de factores muy locales y específicos (Ferrini et al., 2020).

Respecto a los patrones de dispersión observados, se puede notar una tendencia de concentraciones mayores de O₃ en meses cálidos y lluviosos (mayo a septiembre), y un

patrón contrario en meses fríos (Figura 20). No obstante, pese a la variación estacional de este parámetro, los valores de correlación con la mayoría de las métricas se mantienen constantes a lo largo del año.

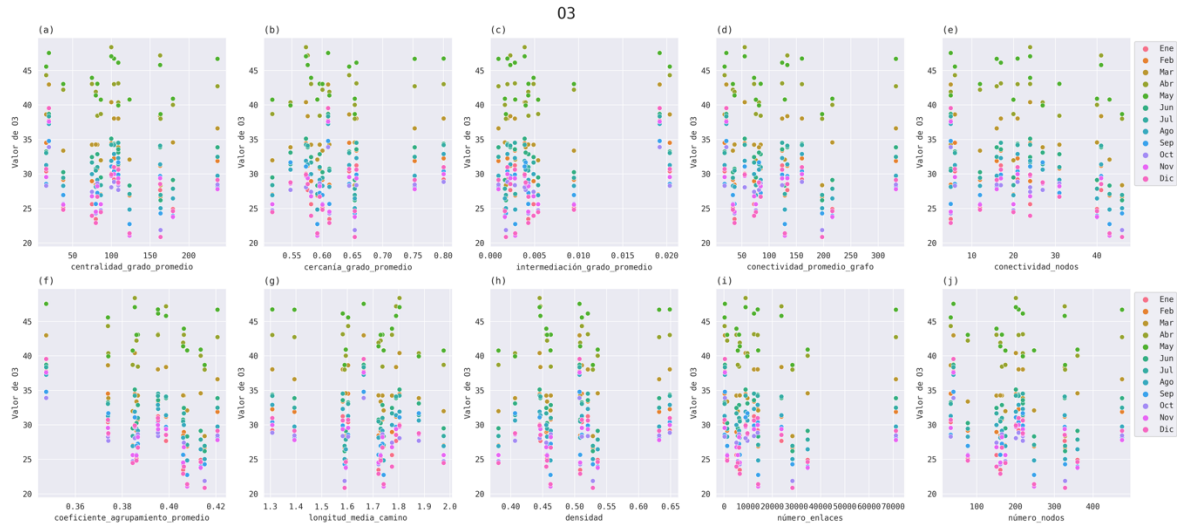


Figura 20. Relación entre las métricas de las redes y la variable de O₃ por mes del año.

6. CONCLUSIONES

En el presente estudio se encontraron distintas relaciones que sugieren que el efecto amortiguador de la vegetación en ecosistemas urbanos depende no solo de la cantidad de áreas verdes y su superficie de cobertura, sino también de la distribución espacial y la configuración topológica de las redes complejas que forman. En variables ambientales como la temperatura y la humedad relativa, se encontró que al formar redes usando como nodos las áreas verdes, aquellas zonas con baja temperatura a lo largo del año están relacionadas con redes cohesivas y altamente conectadas (bajo valor de LPRC). Por el contrario, redes altamente dispersas y poco conectadas (alto valor de LPRC) se relacionan con altos valores de temperatura, lo que podría sugerir un efecto de regulación de áreas verdes en la temperatura. Asimismo, las redes más densas y cohesivas pueden tener un efecto contenedor de la humedad ambiental.

Respecto a la capacidad vegetal de mitigación de contaminantes atmosféricos, se encontraron relaciones de interés con el O_3 y con las concentraciones de partículas suspendidas, particularmente con las $PM_{2.5}$. Principalmente, se encontraron variaciones importantes a lo largo del año en los valores de correlación entre las concentraciones de PM_{10} y $PM_{2.5}$ y la conectividad de nodos, el coeficiente de agrupamiento y la densidad (esto puede apreciarse en los mapas de calor entre las métricas de las redes y cada variable ambiental en la sección de resultados). Dicha variación podría indicar un efecto diferencial de las redes de áreas verdes sobre estos contaminantes dependiendo de la época del año: en meses de lluvias existe un efecto de mitigación más fuerte por parte de las redes de áreas verdes más conectadas en la concentración de partículas suspendidas, especialmente para las $PM_{2.5}$, mientras que durante el resto del año el efecto se atenúa. En el caso de la temperatura y las concentraciones de O_3 , se encontraron relaciones negativas entre las concentraciones de dicho contaminante y las métricas relacionadas con cohesión de la red (coeficiente de agrupamiento, conectividad de nodos y la LPRC), lo que sugiere un posible efecto de la cohesión de la red en la reducción de las concentraciones de O_3 , siendo este efecto constante a lo largo del año (no existen variaciones importantes en esta métrica por mes). Las relaciones encontradas entre las concentraciones de O_3 , PM_{10} y $PM_{2.5}$, y las métricas relacionadas con la cohesión y densidad de las redes las áreas verdes, aportan un argumento favorable a la hipótesis planteada, ya que indican que la cohesión de las redes de áreas verdes puede tener un efecto de mitigación en la contaminación atmosférica.

La metodología utilizada en el presente estudio no permitió detectar relaciones que sustentaran la hipótesis planteada para los contaminantes de origen antropogénico resultantes de la combustión de hidrocarburos (CO y NO_x). Como se discutió anteriormente, esto podría deberse a diferentes factores, dentro de los que destacan la falta de granularidad en los datos (se requiere poseer datos a un nivel más local), la alta variabilidad entre las zonas, la variabilidad en la capacidad de las plantas de mitigar contaminantes, entre otras.

Cabe mencionar que el presente estudio tiene diversas limitantes importantes. Una de ellas es la falta de un valor (o un promedio de valores) de cada métrica de las redes por mes, dado que sólo existen datos para crear una red para cada zona. Esto ocasiona que las redes entre áreas verdes sean como fotografías invariantes en el tiempo, las cuales pueden estar sesgadas por el momento en el que se tomaron los datos, lo cual podría resultar en un sesgo muestral. Pese a que la distribución de áreas verdes en la CDMX puede no cambiar ampliamente de un mes a otro, no puede descartarse esta posibilidad. Asimismo, contar con datos de cobertura foliar, porcentaje arbóreo e identificación del tipo de plantas que componen a las áreas verdes podría enriquecer fuertemente el estudio, ya que como se mencionó anteriormente, estos factores son clave en la capacidad vegetal de mitigación de contaminantes; por ejemplo, las coníferas poseen un alto efecto de filtración de contaminantes respecto a otras especies. Otra limitante importante por resaltar es que las áreas verdes consideradas solo son de carácter urbano y no se consideraron áreas naturales o dentro de la categoría de conservación. Asimismo, se consideraron a las áreas verdes como puntuales y con la misma superficie para todas; no todas estas zonas cuentan con la misma área, por lo que esa cantidad debería formar parte del factor de peso o ponderación en los enlaces y tomarse en cuenta en el cálculo de las distintas métricas que se consideraron. Este supuesto podría evaluarse en trabajos a futuro en el que las redes construidas alrededor de las estaciones de monitoreo no consideren solamente peso en los enlaces dado por la distancia entre las áreas verdes, si no también peso en los nodos dado por la superficie de cada área verde.

No obstante, uno de los principales objetivos del presente trabajo es demostrar a gran escala el efecto que no solo la presencia y cantidad de áreas verdes, sino también su configuración espacial y conectividad, pueden ser de gran ayuda para la mitigación de contaminantes atmosféricos y la reducción del efecto de las ICU. Esto abona a los numerosos estudios que han probado el efecto benéfico de las áreas verdes en los

ecosistemas urbanos para el mejoramiento de la calidad del aire y la disminución de las islas de calor.

Finalmente, otro factor a destacar del presente estudio es que fue realizado en su totalidad a partir de fuentes de datos abiertos de la Ciudad de México, lo que permite contextualizar el efecto encontrado a nivel regional. Pese a que más estudios son necesarios para discernir e incluso cuantificar el efecto de las áreas verdes en la regulación del clima local y la calidad del aire, éste trabajo destaca la importancia de considerar a las áreas verdes y sus interacciones como primordiales en la planeación de ecosistemas urbanos.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Albert, R. & Barabási, A. (2002). Statistical mechanics of complex networks. *Reviews of Modern Physics*, 74(1), 47.
- Asif, W., Qureshi, H. K., Iqbal, A., & Rajarajan, M. (2014). On the complexity of average path length for biological networks and patterns. *International Journal of Biomathematics*, 7(04), 1450038.
- Baldauf, R., Thoma, E., Khlystov, A., Isakov, V., Bowker, G., Long, T., & Snow, R. (2008). Impacts of noise barriers on near-road air quality. *Atmospheric Environment*, 42(32), 7502-7507.
- Barabási, A. & Albert, R. (1999). Emergence of scaling in random networks. *Science*, 286(5439), 509-512.
- Barabási, A., Albert, R. & Jeong, H. (2000). Scale-free characteristics of random networks: the topology of the world-wide web. *Physica A: Statistical Mechanics and its Applications*, 281(1), 69-77.
- Barthélemy, M. (2011). Spatial networks. *Physics Reports*, 499(1-3), 1-101.
- Beckett, K. P., Freer-Smith, P. H., & Taylor, G. (2000). The capture of particulate pollution by trees at five contrasting urban sites. *Arboricultural Journal*, 24(2-3), 209-230.
- Bodin, Ö. (2006). A network perspective on ecosystems, societies, and natural resource management Tesis doctoral. Institutionen för systemekologi.
- Bodor, Z., Bodor, K., Keresztesi, Á., & Szép, R. (2020). Major air pollutants seasonal variation analysis and long-range transport of PM₁₀ in an urban environment with specific climate conditions in Transylvania (Romania). *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 38181-38199.
- Bowler, D. E., Buyung-Ali, L. M., Knight, T. M., & Pullin, A. S. (2010). A systematic review of evidence for the added benefits to health of exposure to natural environments. *BMC public health*, 10(1), 1-10.
- Bunn, A. G., Urban, D. L., & Keitt, T. H. (2000). Landscape connectivity: a conservation application of graph theory. *Journal of environmental management*, 59(4), 265-278.
- Cagno, E., De Ambroggi, M., Grande, O., & Trucco, P. (2011). Risk analysis of underground infrastructures in urban areas. *Reliability Engineering & System Safety*, 96(1), 139-148.
- Chatterjee, A., Manohar, M. & Ramadurai, G. (2016). Statistical analysis of bus networks in India. *PLoS ONE*, e0168478, 11-12.
- Chen, X., Zhao, H., Li, P., & Yin, Z. (2006). Remote sensing image-based analysis of the relationship between urban heat island and land use/cover changes. *Remote sensing of environment*, 104(2), 133-146.
- Crucitti, P., Latora, V., & Porta, S. (2006). Centrality measures in spatial networks of urban streets. *Physical Review E*, 73(3).
- Daily, G. & Ellison, K. (2012). *The new economy of nature: the quest to make conservation profitable*. Island Press.
- Ding, R. (2019). *The complex network theory-based urban land-use and transport interaction studies*. Complexity, 2019.
- Ding, R., Ujang, N., Hamid, et al. (2019). Application of complex networks theory in urban traffic network researches. *Networks and Spatial Economics*, 1-37.

- Ding, R., Ujang, N., Hamid, H. & Wu, J. (2015). Complex network theory applied to the growth of Kuala Lumpur's public urban rail transit network. *PLoS ONE*, 10(10), e0139961.
- Du, H., Zhou, F., Cai, W., Cai, Y., & Xu, Y. (2021). Thermal and humidity effect of urban green spaces with different shapes: a case study of Shanghai, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(11), 5941.
- Fenu, G., & Pau, P. L. (2018). Connectivity analysis of ecological landscape networks by cut node ranking. *Applied network science*, 3(1), 22.
- Ferrer, A. L. C., Thomé, A. M. T., & Scavarda, A. J. (2018). Sustainable urban infrastructure: A review. *Resources, Conservation and Recycling*, 128, 360-372.
- Ferrini, F., Fini, A., Mori, J., & Gori, A. (2020). Role of vegetation as a mitigating factor in the urban context. *Sustainability*, 12(10), 4247.
- Gallo, K. & Owen, T. (1999). Satellite based adjustments for the urban heat island temperature bias. *Journal of Applied Meteorology*, 34, 745–756.
- Gong, C., Xian, C., Wu, T., Liu, J., & Ouyang, Z. (2023). Role of urban vegetation in air phytoremediation: differences between scientific research and environmental management perspectives. *Urban Sustainability*, 3(1), 24.
- Hänel, G. (1982). Influence of relative humidity on aerosol deposition by sedimentation. *Atmospheric Environment* (1967), 16(11), 2703-2706.
- Honjo, T., & Takakura, T. (1990). Simulation of thermal effects of urban green areas on their surrounding areas. *Energy and Buildings*, 15(3-4), 443–446.
- Janhäll, S. (2015). Review on urban vegetation and particle air pollution–Deposition and dispersion. *Atmospheric environment*, 105, 130-137.
- Jáuregui, E. (1990). Influence of a large urban park on temperature and convective precipitation in a tropical city. *Energy and buildings*, 15(3-4), 457-463.
- Jeanjean, A. P., Buccolieri, R., Eddy, J., Monks, P. S., & Leigh, R. J. (2017). Air quality affected by trees in real street canyons: The case of Marylebone neighbourhood in central London. *Urban Forestry & Urban Greening*, 22, 41-53.
- Lelieveld, J., Evans, J. S., Fnais, M., Giannadaki, D., & Pozzer, A. (2015). The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale. *Nature*, 525(7569), 367-371.
- Leung, D. Y., Tsui, J. K., Chen, F., Yip, W. K., Vrijmoed, L. L., & Liu, C. H. (2011). Effects of urban vegetation on urban air quality. *Landscape Research*, 36(2), 173-188.
- Levin, S. (1998). Ecosystems and the biosphere as complex adaptive systems. *Ecosystems*, 1(5), 431-436.
- Levinson, D. (2008). Density and dispersion: the co-development of land use and rail in London. *Journal of Economic Geography*, 8(1), 55–77.
- Li, X., Zhang, L., & Liang, C. (2010). A GIS-based buffer gradient analysis on spatiotemporal dynamics of urban expansion in Shanghai and its major satellite cities. *Procedia Environmental Sciences*, 2, 1139-1156.
- Litschke, T., & Kuttler, W. (2008). On the reduction of urban particle concentration by vegetation-a review. *Meteorologische Zeitschrift*, 17(3), 229-240.

- Manes, F., Silli, V., Salvatori, E., Incerti, G., Galante, G., Fusaro, L., & Perrino, C. (2014). Urban ecosystem services: Tree diversity and stability of PM10 removal in the metropolitan area of Rome. *Annali di Botanica*, 4, 19-26.
- Marchioni, M., & Becciu, G. (2015). Experimental results on permeable pavements in urban areas: A synthetic review. *International Journal of Sustainable Development and Planning*, 10(6), 806-817.
- Markov, N. T., Ercsey-Ravasz, M. M., Gariel, M. A., Dehay, C., Knoblauch, A., Toroczkai, Z., & Kennedy, H. (2011). The tribal networks of the cerebral cortex. *Cerebral plasticity*. MIT Press, Cambridge, MA, 275-290.
- Massetti, L., Petralli, M., Brandani, G., Napoli, M., Ferrini, F., Fini, A., ... & Giuntoli, A. (2019). Modelling the effect of urban design on thermal comfort and air quality: The SMARTUrban Project. En: *Building Simulation* (Vol. 12, pp. 169-175). Tsinghua University Press.
- Minor, E. S., & Urban, D. L. (2008). A graph-theory framework for evaluating landscape connectivity and conservation planning. *Conservation biology*, 22(2), 297-307.
- Mor, S., Singh, T., Bishnoi, N. R., Bhukal, S., & Ravindra, K. (2022). Understanding seasonal variation in ambient air quality and its relationship with crop residue burning activities in an agrarian state of India. *Environmental Science and Pollution Research*, 29, 4145-4158.
- Mori, J., Fini, A., Galimberti, M., Ginepro, M., Burchi, G., Massa, D. & Ferrini, F. (2018). Air pollution deposition on a roadside vegetation barrier in a Mediterranean environment: Combined effect of evergreen shrub species and planting density. *Science of the total environment*, 643, 725-737.
- Nagendra, S., & Khare, M. (2003). Diurnal and seasonal variations of carbon monoxide and nitrogen dioxide in Delhi city. *International Journal of Environment and pollution*, 19(1), 75-96.
- Newman, M. & Girvan, M. (2004). Finding and evaluating community structure in networks. *Physical Review E: Statistical, Nonlinear, and Soft Matter Physics*, 69(2), 026113.
- 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.
- ONU, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, 506 (2012). *World Urbanization Prospects: The 2011 Revision*. CD-ROM Edition.
- Parrott, L., Chion, C., Gonzalès, R., & Latombe, G. (2012). Agents, individuals, and networks: modeling methods to inform natural resource management in regional landscapes. *Ecology and Society*, 17(3).
- Patterson, S. & Apostolakis, G. (2007). Identification of critical locations across multiple infrastructures for terrorist actions. *Reliability Engineering & System Safety*, 92(9), 1183-1203.
- Procházka, J., Brom, J., Št'astný, J., & Pecharová, E. (2011). The impact of vegetation cover on temperature and humidity properties in the reclaimed area of a brown coal dump. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, 25(4), 350-366.

- Pugh, T. A., MacKenzie, A. R., Whyatt, J. D., & Hewitt, C. N. (2012). Effectiveness of green infrastructure for improvement of air quality in urban street canyons. *Environmental science & technology*, 46(14), 7692-7699.
- Restrepo, J., Ott, E. & Hunt, B. (2006). Characterizing the dynamical importance of network nodes and links. *Physical Review Letters*, 97(9), 094102.
- Retama, A., Baumgardner, D., Raga, G. B., McMeeking, G. R., & Walker, J. W. (2015). Seasonal and diurnal trends in black carbon properties and co-pollutants in Mexico City. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15(16), 9693-9709.
- Rötzer, T., Rahman, M. A., Moser-Reischl, A., Pauleit, S., & Pretzsch, H. (2019). Process based simulation of tree growth and ecosystem services of urban trees under present and future climate conditions. *Science of the total environment*, 676, 651-664.
- Sæbø, A., Popek, R., Nawrot, B., Hanslin, H. M., Gawronska, H., & Gawronski, S. W. (2012). Plant species differences in particulate matter accumulation on leaf surfaces. *Science of the Total Environment*, 427, 347-354.
- Saito, I., Ishihara, O. & Katayama, T. (1990). Study of the effect of green areas on the thermal environment in an urban area. *Energy and Buildings*, 15-16, 493-498.
- Slinn, W. G. N. (1982). Predictions for particle deposition to vegetative canopies. *Atmospheric Environment* (1967), 16(7), 1785-1794.
- Song, C., Koren, T., Wang, P. & Barabási, A. (2010). Modelling the scaling properties of human mobility. *Nature Physics*, 6(10), 818-823.
- Sonne, J. & Vieira, R. (2000). Cool neighborhoods: The measurement of small scale heat island. En: *Proceedings of 2000 Summer Study on Energy Efficiency in Buildings* (Washington, DC: American Council for an Energy-Efficient Economy).
- Stokman, F. N. (2001). Networks: Social. En: *The International Encyclopedia of the Social and the Behavioral Sciences*, pp. 10509-10514.
- Streutker, D. (2002). A remote sensing study of the urban heat island of Houston, Texas. *International Journal of Remote Sensing*, 23(13), 2595-2608.
- Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K., & Merriam, G. (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 571-573.
- Urban, D., & Keitt, T. (2001). Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology*, 82(5), 1205-1218.
- Urban, D., Minor, E. S., Treml, E. A., & Schick, R. S. (2009). Graph models of habitat mosaics. *Ecology letters*, 12(3), 260-273.
- Van Buuren, S. & Groothuis-Oudshoorn, K. (2011). MICE: Multivariate Imputation by Chained Equations in R. *Journal of Statistical Software*, 45, 1-67.
- Vardoulakis, S., Fisher, B. E., Pericleous, K., & Gonzalez-Flesca, N. (2003). Modelling air quality in street canyons: a review. *Atmospheric environment*, 37(2), 155-182.
- Vieira, J., Matos, P., Mexia, T., Silva, P., Lopes, N., Freitas, C., Correia, O., Santos-Reis, M., Branquinho, C. & Pinho, P. (2018). Green spaces are not all the same for the provision of air

- purification and climate regulation services: The case of urban parks. *Environmental Research*, 160, 306-313.
- Watts, D. & Strogatz, S. (1998). Collective dynamics of “small-world” networks. *Nature*, 393(6684), 440-442.
- Weng, Q., Lu, D. & Schubring, J. (2004). Estimation of land surface temperature- vegetation abundance relationship for urban heat island studies. *Remote Sensing of Environment*, 89, 467-483.
- Wong, N. & Yu, C. (2005). Study of green areas and urban heat island in a tropical city. *Habitat International*, 29, 547-558.
- Wu, F., Li, S. H., & Liu, J. M. (2017). Research on the relationship between urban green spaces of different areas and the temperature and humidity benefit. *Chinese Landscape Architecture*, 6, 71-74.
- Xing, Y., & Brimblecombe, P. (2020). Trees and parks as “the lungs of cities”. *Urban Forestry & Urban Greening*, 48, 126552.
- Xiu, N., Ignatieva, M., van den Bosch, C. K., Chai, Y., Wang, F., Cui, T. & Yang, F. (2017). A socio-ecological perspective of urban green networks: the Stockholm case. *Urban ecosystems*, 20, 729-742.
- Ye, Q., Wu, B., & Wang, B. (2010). Distance distribution and average shortest path length estimation in real-world networks. En: *Advanced Data Mining and Applications: 6th International Conference, ADMA 2010, Chongqing, China, November 19-21, 2010, Proceedings, Part I 6* (pp. 322-333). Springer Berlin Heidelberg.
- Zhang, X. (2016). Sustainable urbanization: a bi-dimensional matrix model. *Journal of Cleaner Production*, 134, 425-433.
- Zhang, X., Zhong, T., Feng, X., & Wang, K. (2009). Estimation of the relationship between vegetation patches and urban land surface temperature with remote sensing. *International Journal of Remote Sensing*, 30(8), 2105-2118.
- Zhao, Y., Li, X. R., Zhang, P., Hu, Y. G., & Huang, L. (2015). Effects of vegetation reclamation on temperature and humidity properties of a dumpsite: A case study in the open pit coal mine of Heidaigou. *Arid Land Research and Management*, 29(3), 375-381.
- Zhu, S., Yang, Y., Yan, Y., Causone, F., Jin, X., Zhou, X., & Shi, X. (2022). An evidence-based framework for designing urban green infrastructure morphology to reduce urban building energy use in a hot-humid climate. *Building and Environment*, 219, 109181.