



UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLAS DE HIDALGO
Instituto de Investigaciones en Ciencias de la Tierra
“Dr. Víctor Hugo Garduño Monroy”



POSGRADO INICIT



MAESTRÍA EN GEOCIENCIAS Y PLANIFICACIÓN DEL TERRITORIO

Zona crítica terrestre en espacios verdes urbanos: el suelo y los servicios ecosistémicos de la ciudad de Morelia

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRA EN GEOCIENCIAS Y PLANIFICACIÓN DEL TERRITORIO

PRESENTA:

Katia Vianney Miranda Gallegos

DIRECTORA DE TESIS

Dra. María Lourdes González Arqueros

CODIRECTOR DE TESIS

Dr. Armando Navarrete Segueda

Morelia, Michoacán, 07 / 2025

AGRADECIMIENTOS INSTITUCIONALES

A la **Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (UMSNH)** y al **Instituto de Investigaciones en Ciencias de la Tierra (INICIT)** por los recursos, herramientas y espacios de estudio y colaboración otorgados durante mi posgrado.

A la **Coordinación de la Maestría en Geociencias y Planificación del Territorio** por su acompañamiento durante el posgrado.

A la **Dra. Lourdes González Arqueros** por su asesoría, apoyo, confianza y conocimiento, cruciales para desarrollar este trabajo.

Al **Dr. Armando Navarrete Segueda** por su asesoría, apoyo, confianza, paciencia, y por las herramientas y el conocimiento compartido para que este trabajo fuera posible.

A los miembros del comité tutor: **Dra. Erna Martha López Granados, Dr. Leopoldo Daniel Vázquez Reyes, Dr. Boris Chako Tchamabe y Dr. Ángel Gregorio Figueroa Soto** por sus revisiones y sugerencias, que enriquecieron bastante mi trabajo.

A la **M. en C. Ma. Guadalupe Cornejo Tenorio** por su valiosa contribución con la identificación de especies de plantas, por su colaboración en campo y por su apoyo en general para el desarrollo del proyecto.

Al **Dr. Guillermo Ibarra Manríquez** por su colaboración en campo, sugerencias y por su apoyo en general para el desarrollo del proyecto.

A **Diana Sarai Santillán Gaona, Abril Soria Nambo, María Luisa González Hernández, Diana Laura Rangel Vargas, Gustavo Adolfo Reyes y Jennifer Andrea Montañez** por su colaboración en el muestreo de vegetación y de suelo, y en el análisis de laboratorio para la generación de datos que son parte de este trabajo.

A **Francisco J. Estrada Calderón** por su colaboración en el muestreo de aves.

A **Dulce María Bocanegra Ramírez** por su apoyo en los análisis fisicoquímicos de suelo.

A la **Universidad Latina de América**, al **Zoológico Benito Juárez**, al **Club de Golf Campestre Morelia**, al **Parque Infantil 150**, al **Orquidiario de Morelia**, a la **UMSNH**, a la **Universidad Nacional Autónoma de México-Campus Morelia**, al **Instituto Municipal de Planeación de Morelia** por la oportunidad de coleccionar datos en sus instalaciones.

Al **Laboratorio de Ecología y Sistemática Vegetal** por el espacio de estudio, recursos y oportunidades brindados durante el proyecto.

A la **Dra. Yolanda Melero Cavero** por su disponibilidad, herramientas y conocimientos compartidos durante mi estancia académica, y al **Centro de Reserca Ecológica i Aplicacion Forestal (CREAF)** por el espacio para llevar a cabo dicha estancia.

A la **Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI)** por el apoyo económico a través del Programa de Becas para Estudios de Posgrado.

A la **Coordinación General de Estudios de Posgrado** y al **INICIT** por el apoyo económico para realizar una estancia de investigación en el extranjero.

Al **Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT)**

número **IN213922**: “**Variación espacial del suministro de servicios ecosistémicos en centros urbanos: La importancia de bosques periurbanos y áreas verdes**” por el apoyo económico para el desarrollo del muestreo en campo y el análisis fisicoquímico de las muestras de suelo en laboratorio.

AGRADECIMIENTOS PERSONALES

A mis papás, **Lupita y Javier**, por su apoyo y amor incondicional en cada etapa de mi vida.

A mis hermanos, **Javi y Liz**, por su complicidad y apoyo siempre.

A **Paco** por su compañía y apoyo en cada momento.

A mis perritos, **Thorvi, Pulga, Taz, Munay y Ayni** por su cariño todos los días.

A **mis amigos** por siempre estar y hacer que cada paso sea más divertido.

A **Diana, Diego, Gildardo, Isa y Luis** por su compañerismo, que hizo tan ameno el desarrollo de la maestría.

A **los integrantes del Laboratorio de Ecología y Sistemática Vegetal** por los gratos momentos durante el desarrollo del proyecto.

ÍNDICE

1. RESUMEN	1
2. ABSTRACT	2
3. INTRODUCCIÓN	3
3.1 Zona Crítica Terrestre y los espacios verdes urbanos	5
3.2 Cambios en la Zona Crítica Terrestre y su efecto en los servicios ecosistémicos	5
3.3 Regulación climática	6
3.4 Soporte de la diversidad	7
4. ANTECEDENTES	9
4.1 El estudio de la variación de los servicios ecosistémicos suministrados entre espacios verdes urbanos	9
4.2 El estudio de la variación del almacén de carbono entre tipos de espacios verdes	9
4.3 El estudio de la variación del soporte de hábitat entre tipos de espacios verdes	11
5. JUSTIFICACIÓN	13
6. PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN	15
7. HIPÓTESIS	15
8. OBJETIVOS	16
8.1 Objetivo general	16
8.2 Objetivos particulares	16
9. METODOLOGÍA	17
9.1 Área de estudio	17
9.2 Caracterización de la Zona Crítica Terrestre de los espacios verdes	20
9.3 Cuantificación del almacén de carbono	21
9.4 Muestreo de la comunidad de aves	24
10. RESULTADOS	26
10.1 Variación del suelo y la vegetación entre los espacios verdes urbanos	26
10.2 Variación del servicio ecosistémico de regulación climática: cambios en el almacén de carbono entre espacios verdes urbanos	29

10.3 Servicio ecosistémico de soporte de la diversidad: variación del hábitat para la fauna	33
10.3.1 Variación de la abundancia y diversidad de la comunidad de aves entre espacios verdes urbanos	33
10.3.2 Variación del hábitat potencial para la fauna edáfica entre espacios verdes urbanos	41
11. DISCUSIÓN	44
11.1 Variación de la Zona Crítica Terrestre	44
11.2 Variación del almacén de carbono en el suelo	45
11.3 Variación del almacén de carbono en la vegetación	46
11.4 Relación de variables de la Zona Crítica Terrestre con la variación en el almacén de carbono en suelo y vegetación	47
11.5 Variación de la diversidad alfa y abundancia de la comunidad de aves entre los tipos de espacios verdes	47
11.6 Diversidad beta entre los tipos de espacios verde	49
11.7 Zona Crítica Terrestre y su relación con los cambios en la comunidad de aves	50
11.8 Variación del hábitat potencial para la edafofauna y su relación con cambios en la Zona Crítica Terrestre entre espacios verdes urbanos	51
12. CONCLUSIONES	53
13. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	55
14. ANEXOS	67

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de los espacios verdes del área urbana de la ciudad de Morelia, Michoacán (Modificado de IMPLAN, 2022).	19
Figura 2. Gráfica del análisis de componentes principales de los espacios verdes urbanos basado en los parámetros estructurales y de diversidad de la vegetación.	28
Figura 3. Gráfica del escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) del almacén de carbono por especie arbórea.	30
Figura 4. Almacén de carbono por especie en los tipos de espacio verde urbano (2,400 m ²).	31
Figura 5. Izquierda: Comparación de la abundancia de aves durante el muestreo de invierno entre los tipos de espacios verdes. La forma del violín representa el patrón de distribución de los datos y los puntos de colores representan la distribución de estos. La diferencia en la letra sobre el violín indica si existe diferencia significativa entre espacios verdes. Derecha: Análisis de rarefacción de la riqueza de especies basado en el número de individuos en los tipos de espacios verdes durante el muestreo de invierno. El área sombreada representa el 95% del intervalo de confianza.	34
Figura 6. Izquierda: Comparación de la abundancia de aves durante el muestreo de invierno entre los tipos de espacios verdes. La forma del violín representa el patrón de distribución de los datos y los puntos de colores representan la distribución de estos. La diferencia en la letra sobre el violín indica si existe diferencia significativa entre espacios verdes. Derecha: Análisis de rarefacción de la riqueza de especies basado en el número de individuos en los tipos de espacios verdes durante el muestreo de verano. El área sombreada representa el 95% del intervalo de confianza.	35
Figura 7. Curvas de rango-abundancia de las especies de aves de la temporada de invierno	36
Figura 8. Curvas de rango-abundancia de las especies de aves de la temporada de verano	37

Figura 9. Valores de disimilitud de Bray-Curtis entre los tipos de espacios verdes en la temporada de invierno	38
Figura 10. Valores de disimilitud de Bray-Curtis entre los tipos de espacios verdes en la temporada de verano	39
Figura 11. Valores de disimilitud de Bray-Curtis entre la temporada de invierno y verano	39
Figura 12. Comparación del hábitat potencial para la fauna edáfica entre los tipos de espacios verdes	42

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Contribución de las variables de suelo y vegetación a los ejes del análisis de componentes principales.	67
Anexo 2. Abundancia por especie de la comunidad de aves de invierno.	68
Anexo 3. Abundancia por especie de la comunidad de aves de verano.	69

1. RESUMEN

Las contribuciones de la naturaleza al bienestar humano en las ciudades dependen de las funciones de los componentes de los espacios verdes urbanos (EV), como el suelo y la vegetación. Estos componentes son parte de la zona crítica terrestre (ZCT). En este trabajo, la hipótesis es que el suelo y la vegetación regulan la variación espaciotemporal de la magnitud en la que se suministran servicios ecosistémicos (SE) entre los tipos de EV. Los objetivos fueron evaluar el efecto de la variación de las propiedades del suelo y de la comunidad arbórea en los tipos de EV (camellones, parques, jardines institucionales, ribera de río) sobre i) el SE de regulación climática, expresado a través de los almacenes de carbono y ii) el SE de soporte de la biodiversidad, expresado a través de la comunidad de aves y el hábitat potencial para la edafofauna. Se realizaron comparaciones de medias de las variables. A partir de un análisis de componentes principales (PCA) se identificaron gradientes en las propiedades del suelo y la vegetación entre EV. Posteriormente, las variables utilizadas en el PCA se utilizaron como predictores en la aplicación de modelos lineales generalizados de efectos mixtos, tomando como variables de respuesta a la abundancia y riqueza de especies de aves, el hábitat potencial de edafofauna, y el almacén de carbono en suelo y vegetación. Los resultados mostraron que la variación de la ZCT está relacionada con la variación de los SE de regulación climática y soporte de la biodiversidad entre los tipos de EV, específicamente las variables estructurales de la vegetación fueron relevantes para ambos servicios, por lo tanto, estos resultados permiten identificar el papel de la variación de los componentes de los EV en el suministro de SE, útil en la toma de decisiones sobre el manejo de los EV de Morelia.

Palabras clave: Avifauna, edafofauna, almacén de carbono, hábitat, vegetación.

2. ABSTRACT

Nature's contributions to human well-being in cities depend on the functions of urban green space (GS) components, such as soil and vegetation. These components are part of the critical terrestrial zone (CTZ). In this study, the hypothesis is that soil and vegetation regulate the spatiotemporal variation in the magnitude of ecosystem services (ES) provided among GS types. The objectives were to evaluate the effect of variation in soil properties and tree community in GS types (median strip, parks, institutional gardens, riverbanks) on i) climate regulation ES, expressed through carbon stores, and ii) biodiversity support ES, expressed through the bird community and potential habitat for soil fauna. Comparisons of means for the variables were performed. Principal component analysis (PCA) identified gradients in soil and vegetation properties between GS. Subsequently, the variables used in the PCA were used as predictors in the application of generalized linear mixed-effects models, taking as response variables the abundance and richness of bird species, the potential habitat of soil fauna, and the carbon storage in soil and vegetation. The results showed that CTZ variation is related to variation in climate regulation and biodiversity support ES among GS types. Specifically, vegetation structural variables were relevant to both services. Therefore, these results allow us to identify the role of GS component variation in ES provision, which is useful in decision-making regarding the management of GS in Morelia.

Keywords: avian, soil fauna, carbon storage, habitat, vegetation.

3. INTRODUCCIÓN



Bosque Cuauhtémoc
Fotografía: Armando Navarrete Segueda

Actualmente el 55% de la población global reside en áreas urbanas, está pronosticado que para el 2050 sea cerca del 70% (ONU, 2018). Ante este escenario, se espera un aumento en la demanda de recursos y servicios en el entorno urbano, el cuál será acompañado por la intensificación del cambio de uso de suelo y la disminución de la cobertura vegetal de la cual se esperarían dichos servicios (Hughes *et al.*, 2022). Este fenómeno se llevará a cabo especialmente en ciudades de tamaño medio, que son aquellas que tienen entre 50 mil y un

millón de habitantes, debido a que este tipo de ciudades tienen el mayor potencial de aumentar su población (Jordan y Simioni, 1998).

En los ecosistemas urbanos, los recursos están determinados por los componentes de los espacios verdes (EV), es decir, los espacios dentro de la ciudad con cubierta vegetal (Bolund y Hunhammar, 1999; Valença-Pinto *et al.*, 2022). Componentes de los EV como el suelo, la vegetación y la fauna influyen sobre el suministro de los servicios que reciben los habitantes, conocidos como servicios ecosistémicos (SE). De acuerdo con Millennium Ecosystem Assessment (2005), los SE se clasifican en cuatro categorías. Éstas son: *servicios de provisión*, son aquellos relacionados con la obtención de materiales y recursos, como agua, madera, fibras, alimento, etc.; *servicios de regulación*, tales como la regulación de inundaciones, la calidad del agua y el control de enfermedades; *servicios culturales*, son los utilizados para fines recreativos, espirituales o estéticos; y los *servicios de soporte*, que incluyen los ciclos biogeoquímicos, la formación de suelo, la fotosíntesis, el mantenimiento de hábitat, entre otros.

Los componentes abióticos y bióticos, también llamados biofísicos, que conforman los EV influyen en la capacidad de estos para suministrar SE (Gomez-Baggethun y Barton, 2013). Estos componentes cambian entre EV, de acuerdo con su localización, tipología y tamaño, así mismo, la cercanía a cuerpos de agua resulta importante (Hughes *et al.*, 2022). En particular, la tipología representa una forma de categorizar a los EV a partir de su uso y administración, lo que permite inferir el manejo de sus componentes biofísicos, por lo tanto, clasificar a los EV por su tipología ha resultado útil en el estudio de los SE (Bolund y Hunhammar, 1999; Pickett *et al.*, 2011; Valença-Pinto *et al.*, 2022). Ejemplos de distintos tipos de EV, son los parques urbanos, jardines de instituciones privadas o públicas, espacios con vegetación entre vialidades (camellones), bosques urbanos, entre otros (Bolund y Hunhammar, 1999).

La variación en superficie, forma y características de los componentes biofísicos en los EV da forma a la heterogeneidad ambiental del paisaje urbano y ésta es responsable de cambios en la presencia, abundancia y diversidad de los organismos. A escala de paisaje, especialmente el suelo y la vegetación desempeñan un rol determinante en la distribución de los organismos (Chapin III, 2003; Pickett *et al.*, 2011; Stein y Kreft, 2014). El suelo es el soporte de la vegetación, también es hábitat de organismos y sus propiedades fisicoquímicas

contribuyen al almacén de carbono y la infiltración de agua, entre otras funciones (Calzolari *et al.*, 2016; Deeb *et al.*, 2020). Por su parte, existen múltiples estudios que demuestran que parámetros comunitarios como la estructura y la diversidad de la vegetación condicionan los SE que los EV brindan (Jones *et al.*, 2022).

3.1 Zona Crítica Terrestre y los espacios verdes urbanos

Los componentes biofísicos de los EV (*i.e.*, suelo y vegetación) están intrínsecamente relacionados, su interacción controla procesos terrestres que determinan el flujo de material y energía, así como la distribución de organismos. Por lo tanto, el estudio de la interacción planta-suelo permite vislumbrar la respuesta de los ecosistemas a los cambios ambientales (Chapin III *et al.*, 2011; Zhou y Gu, 2024). Estos componentes biofísicos pueden anidarse a partir del concepto de la Zona Crítica Terrestre (ZCT). Este término hace referencia al espacio terrestre que comprende desde la parte rocosa inalterada hasta el dosel de la vegetación. En la ZCT ocurren procesos terrestres que determinan el suministro de los SE (Banwart *et al.*, 2019; Chapin III *et al.*, 2011; Grant y Dietrich, 2017).

3.2 Cambios en la Zona Crítica Terrestre y su efecto en los servicios ecosistémicos

Los cambios en la ZCT relacionados con la cobertura de la vegetación influyen sobre la conectividad entre los espacios urbanos y los espacios naturales. Esto se debe a que parámetros estructurales de la vegetación, como el diámetro del tronco, el ancho de la copa, su complejidad estructural y la diversidad de plantas, determinan la variación de SE a partir del efecto de estos parámetros sobre el almacén de carbono, el flujo de nutrientes y la provisión de hábitat para organismos (Chapin III *et al.*, 2011; Zhou y Gu, 2024). Por lo tanto, a partir de dichos parámetros se puede cuantificar la capacidad de cada EV en el suministro de SE (Beninde *et al.*, 2015; Jones *et al.*, 2022; Quijas *et al.*, 2012).

Los cambios en la ZCT relacionados con las funciones del suelo dependen de las propiedades de éste, tales como el contenido de materia orgánica, el pH, la densidad aparente, la capacidad de almacenar agua y el fósforo disponible (Bünemann *et al.*, 2018). Estas propiedades pueden ser modificadas en los suelos urbanos a causa del cambio de uso de suelo

y diversas actividades antrópicas, como la compactación, contaminación o remoción de suelo, lo que afecta la capacidad para brindar servicios (Civeira y Lavado, 2006; Deeb *et al.*, 2020). En este trabajo se pone particular énfasis en la regulación climática y el soporte de la biodiversidad. Estos servicios son particularmente importantes en los paisajes urbanos y responden a la variación de la ZCT (Gomez-Baggethun y Barton, 2013).

3.3 Regulación climática

Una de las funciones asociadas con la ZCT, en particular con el suelo y la vegetación, es el almacén de carbono (C), el cual es indicador del servicio ecosistémico de regulación climática. El C atmosférico es uno de los principales gases de efecto invernadero, en las ciudades se generan grandes cantidades. Parte del C se puede almacenar en la vegetación y el suelo de los EV (Churkina 2008). Se ha reportado que el almacén de C puede ser mayor en entornos urbanos que en naturales, contribuyendo de 7 a 13 % con el secuestro de carbono global (Vasenev y Kuzyakov, 2018; Wang *et al.*, 2023; Zhao *et al.*, 2023).

El almacén de C en la vegetación depende de factores como la altura de los árboles y el diámetro a la altura del pecho (DAP) (Strohbach y Haase, 2012; Xu *et al.*, 2024). El almacén de C en el suelo depende de la acumulación de materia orgánica, la cual se relaciona con la disponibilidad de compuestos orgánicos (hojarasca) y de su integración al suelo, la cual es regulada por propiedades, como el espacio poroso y la textura (Churkina, 2008; Wiesmeier *et al.*, 2019; Yesilonis y Pouyat, 2012).

El balance de C en cada EV depende de: 1) las entradas de C, en el caso de la vegetación, están asociadas con la fotosíntesis, mientras que, en el suelo se relacionan con la adición de residuos orgánicos; de las 2) las salidas, que se asocian con la pérdida de la biomasa vegetal, la cual puede deberse a la deforestación y el cambio de uso de suelo, así como con el sellado y remoción del suelo (Churkina, 2008; Vasenev y Kuzyakov, 2018; Wiesmeier *et al.*, 2019).

El método más utilizado para estimar el almacén de C arbóreo parte de la estimación de biomasa, obtenida por fórmulas alométricas basadas en el DAP y la altura de los árboles (Wang *et al.*, 2023; Zhao *et al.*, 2023). En el caso del almacén de C en el suelo, se obtiene a

partir de ecuaciones que consideran propiedades físicas, como la profundidad, densidad aparente, pedregosidad, y el contenido de carbono orgánico (Murray-Tortarolo *et al.*, 2016).

3.4 Soporte de la diversidad

La ZCT suministra hábitat para la fauna, lo que representa el SE de soporte de biodiversidad (Calzolari *et al.*, 2016; Cavender-Bares *et al.*, 2009). Por una parte, el suelo tiene el potencial de albergar diversidad de organismos, por otra parte, la vegetación es un elemento esencial como hábitat para la fauna, por ejemplo, para las aves que habitan en las ciudades (de Groot *et al.*, 2010; Beninde *et al.*, 2015).

Las aves son uno de los grupos taxonómicos más utilizados como indicador del servicio de conservación de la biodiversidad, ya que son abundantes en entornos urbanos y su comportamiento favorece su estudio ecológico. Se ha reportado que la riqueza y abundancia de las comunidades de aves responde a los cambios en aspectos estructurales y de diversidad de la vegetación de los EV (Haase *et al.*, 2014; Maya-Elizarrarás, 2011; Sandström *et al.*, 2006). Por otro lado, el hábitat potencial para la edafofauna ha sido empleado como indicador de la biodiversidad en el suelo, por su fácil estimación a partir de propiedades físicas del éste (Calzolari *et al.*, 2016). La presencia, diversidad y actividad de los organismos presentes en el suelo determinan la descomposición de la materia orgánica y el ciclo de nutrientes, por lo que son parte de los componentes esenciales para el funcionamiento de los ecosistemas (Chapin III *et al.*, 2011).

Se ha reportado que la riqueza y abundancia de aves responden negativamente a la riqueza y abundancia de las especies exóticas vegetales, al área cubierta por infraestructura urbana y al nivel del ruido (Lu *et al.*, 2007). En contraste, las comunidades de aves responden positivamente a la diversidad estructural de la vegetación (Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors, 2011). Estos parámetros cambian a lo largo del espacio urbano y temporalmente dentro de los EV (Lepczyk *et al.*, 2017; Hughes *et al.*, 2022). También se ha registrado que existe una respuesta diferencial por parte de los atributos de la comunidad de aves, ya que, a una mayor urbanización disminuye la riqueza, pero aumenta la abundancia (Chace y Walsh, 2006; Faeth *et al.*, 2011; Zúñiga-Vega *et al.*, 2019).

La comunidad de aves cambia de forma espaciotemporal en respuesta a los cambios temporales de la estructura vegetal de los EV (*i.e.*, pérdida de hojas), lo que tiene efecto en la abundancia y composición de aves de cada espacio durante el año (Chen y Wang, 2017). En cuanto al hábitat potencial para la edafofauna, éste responde a la cantidad de carbono orgánico, al nivel de compactación del suelo y al tipo de uso de suelo (Gardi *et al.*, 2013; Calzolari *et al.*, 2020; Gómez-Brandón *et al.*, 2022).

4. ANTECEDENTES

4.1 El estudio de la variación de los servicios ecosistémicos suministrados entre espacios verdes urbanos

Los estudios sobre los servicios ecosistémicos (SE) en los espacios verdes (EV) han demostrado que la tipología de los espacios es importante. En particular Bolund y Hunhammar (1999) hicieron una comparación de los SE suministrados por diferentes tipos de EV. Concluyeron que los SE varían de acuerdo con la tipología de los espacios y que cada tipo de EV contribuye en diferente magnitud al suministro de dichos servicios. Así mismo, se han hecho estudios enfocados en identificar las variables ambientales que determinan la diferencia entre tipos de EV. Morales-Cerdas *et al.* (2018) consideraron la tipología de los EV de dos ciudades en Costa Rica y encontraron que variables estructurales, como la altura y cobertura vegetal, se relacionan positivamente con el suministro de diversos SE en los EV.

La provisión de SE por los EV de la ciudad de Morelia ha sido un tema poco estudiado. Bollo-Manent *et al.* (2022) identificaron, a través de percepción remota, que el área de EV por habitante es aproximadamente de 10 m², menor a la superficie que sugiere la Organización Mundial de la Salud. Por su parte, se ha reportado que la calidad de los EV no es homogénea, ya que Lara (2012) indica que el 93.6 % de los espacios presenta condiciones de estrés en la vegetación, relacionadas al manejo, tamaño, tipo de uso, mantenimiento, entre otros factores de los EV.

4.2 El estudio de la variación del almacén de carbono entre tipos de espacios verdes

El estudio del almacén de carbono (C) se ha realizado principalmente en entornos naturales, son pocos los estudios en zonas urbanas, la mayoría se ha desarrollado a través de percepción remota, basados en el uso de suelo. Du *et al.* (2022) realizaron un muestreo de suelo a 20 cm de profundidad en diferentes tipos de uso de suelo en Guangzhou, China. Estos autores encontraron diferencias en el almacén de C asociadas a los cambios en el contenido de arcillas y limos, y al nivel de disturbio, por la correlación de este último con la compactación y eliminación de hojarasca.

En cuanto a la vegetación, la estimación de C se ha realizado a través de ecuaciones alométricas y mediante percepción remota. En Leipzig, Alemania, Strohbach y Haase (2012) estimaron el almacén de carbono por tipo de EV, en un gradiente de urbanización a través de ecuaciones alométricas. Estos autores encontraron que la zona ripiara tiene un mayor almacén de C por su tipo de manejo, seguido de parques y cementerios, por la presencia de árboles más robustos. En Shanghai, China, Chen *et al.* (2024) identificaron las variables estructurales y de paisaje que contribuyen al almacén de C por tipo de EV, a través de funciones alométricas y percepción remota. Los autores encontraron que el ancho de la copa y la diferencia de estratos se correlaciona positivamente con el almacén de C, en cambio, la diversidad se correlaciona negativamente, debido a que una mayor diversidad limita la proporción de especies robustas, que almacenan más. Los autores también encontraron que el almacén de C por metro cuadrado se relaciona con la variación en la densidad de árboles, mientras que el EV con mayor almacén de C por árbol estuvo relacionado a la presencia de árboles robustos.

En Baltimore y Atlanta, mediante el uso de bases de datos y muestras de suelo a un metro de profundidad, Yesilonis y Pouyat (2012) compararon el almacén de C en el suelo y vegetación entre tipos de usos de suelo. Los autores registraron el mayor almacén de C en zonas boscosas y residenciales con densidad media y alta, mientras que el menor almacén se reportó en jardines institucionales, comerciales-industriales y de transporte. Reportan que estos cambios están principalmente influenciados por el área de cada uso de suelo y por la edad de los bosques.

En México se ha estimado el almacén de C en las principales ciudades, en parques principales o colonias específicas, pero no se ha diferenciado el almacén por tipología de EV. En la Ciudad de México, López-López *et al.* (2018) estimó el almacén de C en el bosque de Chapultepec, donde *Fraxinus uhdei* fue la especie vegetal que contribuyó más, por la abundancia y dimensión de los individuos registrados. En este caso se consideraron fórmulas adecuadas para ambientes urbanos, lo que arrojó resultados más precisos. En Guadalajara, Jalisco, Rodríguez *et al.* (2022) compararon los resultados de almacén de C de tres fórmulas alométricas a través del registro de las variables estructurales de los árboles dentro de una de las colonias más transitadas, encontraron que la principal diferencia fue la desviación estándar de los datos resultantes.

4.3 Estudio de la variación del hábitat entre espacios verdes urbanos

Los cambios en el hábitat en el paisaje urbano se han estudiado, principalmente, a través de la variación de atributos estructurales y de diversidad de la vegetación dentro de las ciudades a lo largo de un gradiente de urbanización. La variación espaciotemporal de la presencia, abundancia y diversidad de especies de aves ha sido un indicador ampliamente utilizado de los cambios en las condiciones ambientales en entornos urbanos (Lokatis y Jeschke, 2022).

El suelo como hábitat en ambientes urbanos ha sido poco estudiado, sin embargo, la estimación del hábitat potencial de la edafofauna ha resultado un indicador práctico de los SE suministrados por el suelo, de la salud del suelo y del impacto de los cambios ambientales sobre sus propiedades (Calzolari *et al.*, 2016).

Uno de los principales trabajos sobre la diversidad urbana es el de McKinney (2008), quien a partir de una revisión de 105 estudios que incluyen diversos grupos taxonómicos (plantas, invertebrados y vertebrados). Se encontró que la respuesta de la riqueza de especies no es igual en todos los grupos taxonómico, sin embargo, observó que la riqueza de todos los grupos disminuye con el grado de urbanización. De igual forma, Lokatis y Jeschke (2022) realizaron una revisión bibliográfica sistematizada enfocada en estudios que abordaran el comportamiento de la biodiversidad en respuesta a la urbanización. Los autores encontraron que la mayoría de los estudios están enfocados en plantas y aves, dentro de los cuales pocos se llevan a cabo en ciudades. Dichos estudios reportan que a un mayor grado de urbanización disminuye la diversidad.

En México, Maya-Elizarrarás (2011) comparó la presencia de especies de aves en siete EV de la zona metropolitana de Guadalajara, de las cuales, dos se encontraron en todos los EV: la paloma doméstica (*Columba livia*) y el gorrión casero (*Passer domesticus*). Por otro lado, estudios como el de Malagamba-Rubio *et al.* (2013) caracterizaron el hábitat de 12 EV en la ciudad de Querétaro para el muestreo de aves, considerando máximos y mínimos de variables estructurales de árboles y arbustos, su diversidad, y la cobertura de infraestructura urbana. Los autores encontraron que el máximo del diámetro a la altura del pecho (DAP) es la variable que muestra mayor efecto sobre la riqueza de especies de aves. *P. domesticus*, al igual que en el estudio mencionado anteriormente, fue una especie que se registró en todos los espacios.

Otros de los estudios que han caracterizado el hábitat a partir de elementos naturales y antrópicos es el de MacGregor-Fors *et al.* (2008), quienes evaluaron la relación espacial de características estructurales de la vegetación y cobertura de cemento dentro de una escuela, tomando en cuenta espacios abiertos, boulevard y parques. De acuerdo con dicho estudio, la riqueza de especies está correlacionada positivamente con la cobertura foliar, las especies de árboles y la altura de los árboles, mientras que la cobertura de herbáceas tuvo el efecto contrario.

Los estudios sobre la respuesta de las aves a los cambios ambientales en Morelia son pocos, y el nivel de aproximación a la ciudad es variable. Schondube *et al.* (2010) evaluaron los cambios espaciales en la presencia y abundancia de especies de aves en diferentes hábitats de la cuenca en la que se encuentra la ciudad, los hábitats comprenden asentamientos humanos, plantaciones, cultivos, matorrales, pastizales, bosques de encino, bosques mixtos de pino-encino y bosques de coníferas. En este estudio se registraron 126 especies de aves, cuya distribución mostró relación con el grado de perturbación humana, en los asentamientos humanos, la riqueza y abundancia de aves fueron altas.

Basados en el enfoque de gradiente de urbanización, MacGregor-Fors *et al.* (2012) realizaron un estudio en el que consideraron distintos hábitats dentro de la ciudad, y en los bosques adyacentes. Los hábitats fueron caracterizados por sus componentes naturales y antrópicos. La composición de aves fue contrastante entre los bosques adyacentes y los sitios dentro de la ciudad, a excepción de los parques, donde se presentó un menor contraste entre ambos ambientes. Así mismo, la riqueza de especies fue mayor en los bosques que en la ciudad, pero sucedió lo contrario con la abundancia.

Uno de los estudios llevado a cabo dentro de la ciudad de Morelia, es el de MacGregor-Fors y Shondube (2011), quienes llevaron a cabo un estudio en tres ciudades de Michoacán, registraron a las aves y atributos del hábitat: distribución espacial de componentes urbanos, estructura de hábitat en términos de vegetación, heterogeneidad biológica, peligros potenciales para las aves (número de ventanas, presencia de perros y gatos, entre otros) y densidad de casas. Los autores encontraron que la abundancia de las especies moderadamente abundantes y raras estuvo relacionada con la estructura del hábitat y los peligros. En cuanto a la riqueza de las especies moderadamente abundantes, ésta se relacionó positivamente con la cobertura de árboles, y negativamente con la cobertura de

edificios, número de postes y número de perros. La riqueza de las especies raras estuvo relacionada positivamente con la cobertura de árboles y la mínima altura de las herbáceas. De igual forma, en Morelia, MacGregor-Fors *et al.* (2010) realizaron un muestreo de aves en diferentes puntos de la ciudad y en su área periurbana para evaluar el efecto de la urbanización en especies migratorias. Los autores consideraron parámetros de la vegetación, aspectos socioeconómicos, infraestructura urbana y actividades humanas, y registraron que a un mayor grado de urbanización disminuye la riqueza y abundancia de especies migratorias, sin embargo, dentro de la ciudad estas especies se ven favorecidas por la cobertura arbórea.

En cuanto al estudio del mantenimiento del hábitat en el suelo, Calzolari *et al.* (2020) estimaron los SE asociados a las propiedades de los suelos en EV de Capri, Italia, a partir de ecuaciones basadas en el uso de suelo y propiedades como la densidad aparente y el contenido de carbono orgánico. Los autores encontraron que el hábitat potencial para la fauna edáfica está asociado a un menor grado de urbanización y concluyeron que la estimación del hábitat potencial permite evaluar otros SE de manera simultánea, lo cual es útil en la identificación de áreas que brindan la mayor cantidad de servicios y es aplicable en la toma de decisiones sobre planeación urbana.

5. JUSTIFICACIÓN

Se ha demostrado que las funciones ecosistémicas que determinan los servicios dependen de las condiciones de las propiedades del suelo (Bunemann *et al.*, 2018) y de la estructura y diversidad de la comunidad vegetal (Kremer *et al.*, 2016), no obstante, son pocos los estudios que consideran la variación de dichos componentes entre los espacios verdes (EV) dentro de la ciudad (Lokatis y Jeschke, 2022).

La mayoría de los estudios que consideran la comparación de atributos estructurales y de diversidad de la vegetación lo hacen en un gradiente de urbanización, bajo este enfoque se considera que el espacio urbano es homogéneo, ocasionando que no se contemplen a detalle los cambios en la vegetación y suelo que se presentan entre los diferentes tipos de EV dentro de la ciudad (McKinney, 2008; MacGregor-Fors, 2010; Lepczyk *et al.*, 2017; Suarez-Rubio *et al.*, 2023).

Indicadores del SE de regulación climática, como el almacén de carbono (C) en el suelo y la vegetación, se han estudiado principalmente en latitudes norte y fuera de entornos

urbanos, sin embargo, es en las ciudades en donde se genera gran cantidad de emisiones de C.

En la mayoría de los estudios del almacén de C en zonas urbanas se ha estimado el C mediante el uso de bases de datos o a través de percepción remota, no obstante, se ha demostrado que utilizar datos generados en campo contribuye a que los valores obtenidos sean más precisos (Murray-Tortarolo *et al.*, 2016; Segura-Castruita *et al.*, 2005; Vasenev y Kuzyakov, 2018).

Sobre el estudio de la biodiversidad en las ciudades, se ha desestimado el papel de las propiedades del suelo para mantener el hábitat de distintos organismos. Los estudios realizados se han concentrado en latitudes norte y al igual que con otros SE, no se han comparado las condiciones entre tipologías de EV (Calzolari *et al.*, 2020). No obstante, los estudios que consideren el suelo como hábitat son necesarios debido a que la biodiversidad dentro del suelo es indispensable para el sostenimiento de la vegetación. En la búsqueda de ciudades más sostenibles es importante abordar todos los componentes de los ecosistemas (Byrne, 2007; Gómez-Brandón *et al.*, 2022; Guillard *et al.*, 2018).

El estudio de aves se ha centrado en comparaciones a lo largo de un gradiente de urbanización (McKinney, 2008; Lokatis y Jeschke, 2022), no obstante, el entendimiento de los fundamentos ecológicos asociados a los componentes de los EV es crucial ante los cambios ambientales que tienen lugar dentro de las ciudades, ya que el efecto de las variables ambientales varía entre especies y comunidades (Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors, 2011). El espacio urbano tiene el potencial de albergar gran biodiversidad y es donde ocurre un gran intercambio de SE (Beninde *et al.*, 2015; Kremer *et al.*, 2016; Hughes *et al.*, 2022; Calzolari *et al.*, 2020; Mathey *et al.*, 2021).

Morelia se encuentra en una de las zonas del país con mayor biodiversidad en los EV urbanos, sin embargo, el crecimiento de la mancha urbana ha propiciado la pérdida de los EV (López *et al.*, 2001; Lasso de la Vega *et al.*, 2019; MacGregor-Fors *et al.*, 2021). Estos EV no han sido estudiados bajo el enfoque de ZCT, que permita evaluar la relación de sus componentes y su papel en la provisión de SE. En la búsqueda de ciudades sostenibles, que contribuyan al cumplimiento de los objetivos planteados en la Agenda 2030 y con el Plan de Desarrollo Urbano de Morelia, es necesario considerar diferentes componentes de los EV y sus relaciones intrínsecas con los SE dentro de la ciudad (Calzolari *et al.*, 2020; IMPLAN,

2021). Por ello, se plantearon las siguientes preguntas de investigación, centradas en los componentes de la Zona Crítica Terrestre de los EV de Morelia.

6. PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN

1. ¿Cómo varían las propiedades del suelo y de la vegetación (estructura y diversidad) entre los distintos espacios verdes de Morelia, Michoacán?
2. ¿Cómo influye la variación de la Zona Crítica Terrestre en los servicios ecosistémicos de regulación climática y de soporte de la diversidad en los espacios verdes?

7. HIPÓTESIS

La Zona Crítica Terrestre en las ciudades muestra heterogeneidad de suelo y vegetación, misma que puede ser anidada a partir de la tipología de los espacios verdes (Chapin III *et al.*, 2011; Banwart *et al.*, 2019). Dicha variación determina cambios espaciotemporales en los servicios ecosistémicos de regulación climática y soporte de la diversidad de los espacios verdes (Bolund y Hunhammar, 1999; Beninde *et al.*, 2015; Bünemann *et al.*, 2018; Strohbach y Haase, 2012; Calzolari *et al.*, 2020; Sandström *et al.*, 2006).

8. OBJETIVOS

8.1 Objetivo general

Identificar las diferencias en la Zona Crítica Terrestre de los espacios verdes urbanos a partir de cambios en las propiedades fisicoquímicas del suelo y, de estructura y diversidad de la vegetación entre los tipos de espacios verdes, y evaluar si dichas diferencias generan cambios en los indicadores de los servicios ecosistémicos suministrados (regulación climática y soporte de la diversidad) en los tipos de espacios verdes de Morelia.

8.2 Objetivos particulares

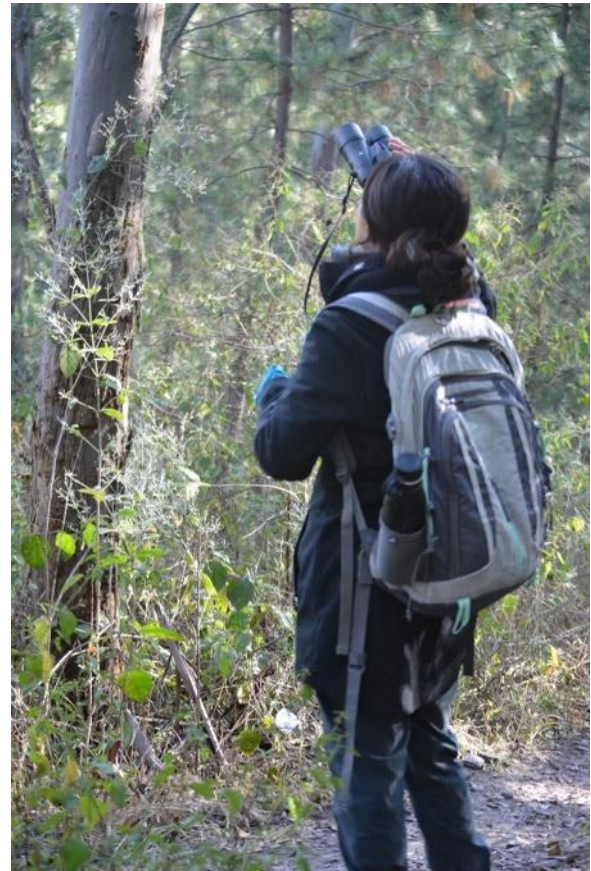
- Comparar las propiedades de los suelos, y la estructura y diversidad de la vegetación, como componentes de la Zona Crítica Terrestre entre espacios verdes urbanos.
- Identificar la relación entre la variación de la Zona Crítica Terrestre y el suministro del servicio ecosistémico de regulación climática en cada tipo de espacio verde, expresado a partir de los cambios en el almacén de carbono en el suelo y la vegetación.
- Identificar la relación de la variación de la Zona Crítica Terrestre y el suministro del servicio ecosistémico de soporte de la diversidad en cada tipo de espacio verde, expresado a partir de los cambios en la abundancia y diversidad de la comunidad de aves y en el hábitat potencial para la edafofauna.

9. METODOLOGÍA



Arboretum

Fotografía: Armando Navarrete Segueda



Bosque Lázaro Cárdenas

Fotografía: Francisco Estrada

9.1 Área de estudio

El área de estudio se encuentra en la ciudad de Morelia, Michoacán (Figura 1), localizada entre las coordenadas 19°27'06" N, 101°01'43" O y 19°50'12" N, 101°30'32" O; a una altitud promedio de 1,920 m s.n.m (IMPLAN, 2024). La ciudad se encuentra en el fondo del valle fluvial del Río Grande y sobre piedemontes. Las pendientes van de planas a suavemente inclinadas (1-10°), el material parental está compuesto por depósitos fluviales y lavas volcánicas basálticas e ignimbritas. Los tipos de suelo son Vertisoles, Phaeozems y Leptosoles (Martínez-Serrano, 2017).

La ciudad de Morelia tiene una población de 797,773 habitantes, que equivale al 95 % del municipio con el mismo nombre (IMPLAN, 2021), por lo que se caracteriza por ser una ciudad de tamaño medio (Jordan y Simioni, 1998). Morelia tuvo un rápido crecimiento

en la década de los 90, principalmente por la inmigración. El área urbana pasó de 709 ha a 3,368 ha, la tendencia de crecimiento ha sido de noroeste a sureste, con una disminución de los espacios verdes (EV), lo que a su vez ha incrementado la fragmentación de estos (Lasso de la Vega *et al.*, 2019; López *et al.*, 2001).

En el 2021, los EV representaban el 1 % del uso de suelo de la ciudad, con una superficie de 128.6 ha, distribuidas en parques y jardines, por lo que se busca la recuperación de dicho espacio (IMPLAN, 2021).

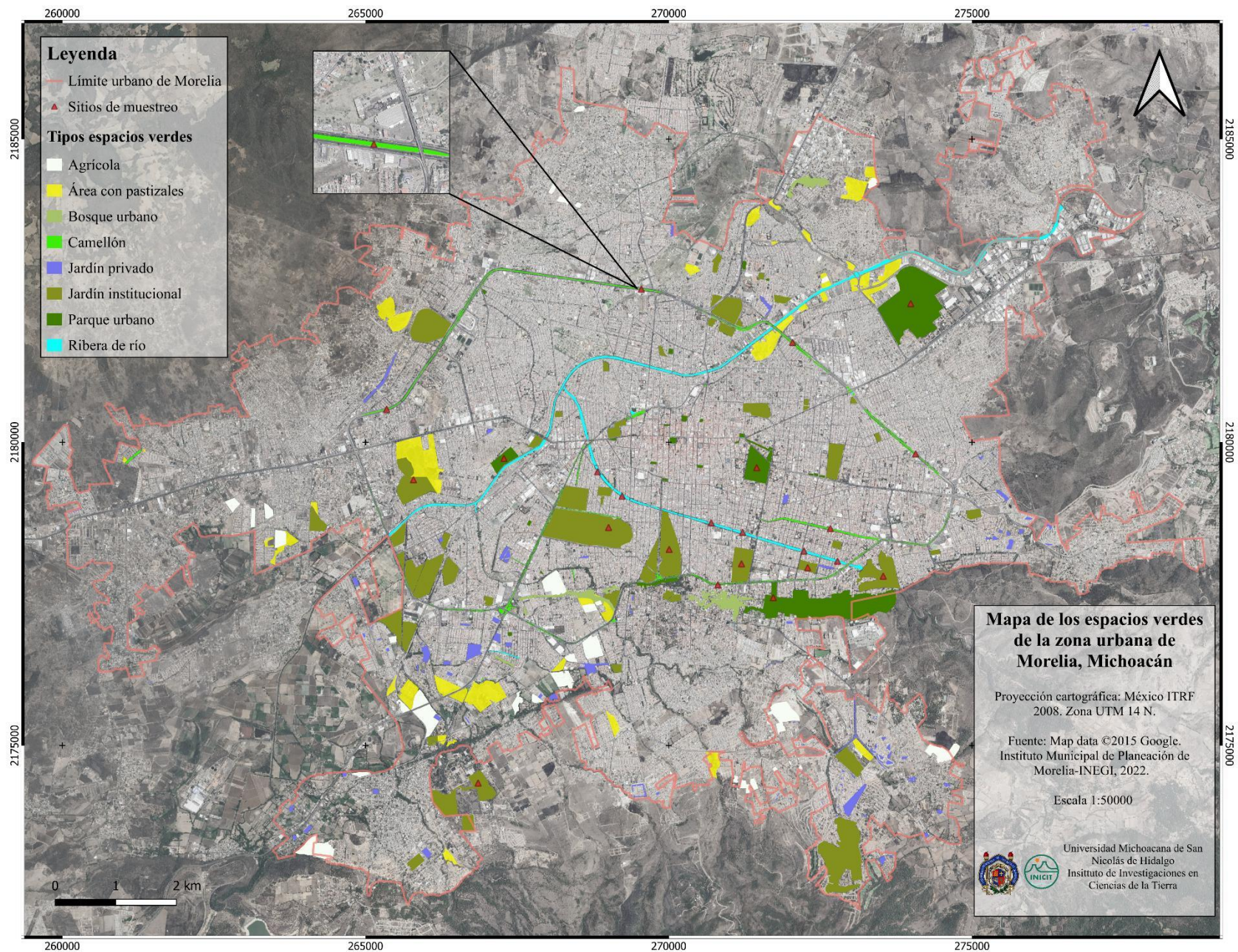


Figura 1. Mapa de los espacios verdes del área urbana de la ciudad de Morelia, Michoacán (Modificado de IMPLAN, 2022).

9.2 Caracterización de la Zona Crítica Terrestre de los espacios verdes

Se caracterizaron y delimitaron los EV mediante el uso de sistemas de información geográfica, de acuerdo con su cobertura vegetal, tamaño, forma y tipo de uso de suelo, con base en la clasificación propuesta por Bolund y Hunhammar (1999) y en la previa categorización de los EV de Morelia hecha por Soria-Nambo (2024). Se consideraron cuatro tipos de EV dentro del espacio urbano: parques urbanos, jardines institucionales, ribera de río y camellones. En la categoría de parques urbanos se consideraron aquellos espacios con una mezcla de cobertura vegetal y elementos de infraestructura urbana. Los jardines institucionales están conformados por EV manejados y administrados principalmente por escuelas de educación superior; los EV asociados al Río Chiquito de Morelia fueron considerados como ribera; en la categoría de camellones se consideraron a los EV que dividen el sentido vehicular de avenidas primarias. El espacio urbano se delimitó utilizando la información cartográfica del Instituto Municipal de Planeación de Morelia (2021).

Se seleccionaron cinco sitios de muestreo de suelo y vegetación para cada tipo de EV, y en cada sitio se establecieron 4 transectos de 2×50 m (400 m^2), separados por 50 m entre sí. En cada transecto se tomaron seis muestras de suelo, a 30 cm de profundidad, con separación de 10 m cada una para formar una muestra compuesta por transecto. También se tomaron seis muestras inalteradas de suelo con un cilindro de volumen conocido para la determinación de la densidad aparente. Como parte del análisis físicoquímico de las muestras de suelo, se determinó el porcentaje de fragmentos gruesos y de tierra fina, el color con referencia en la tabla Munsell®, la humedad del suelo por el método gravimétrico, la textura del suelo con método del hidrómetro de Bouyoucos, la densidad aparente, el pH y la conductividad eléctrica con un potenciómetro de modelo y marca HI 9812-5 de HANNA instruments, el contenido de carbono orgánico con el método de combustión húmeda (Sadzawka *et al.*, 2006), y la materia orgánica a partir del contenido de carbono; todos estos análisis se hicieron de acuerdo con la NOM-021-SEMARNAT-2002 (SEMARNAT, 2002; Soil Survey Staff, 2006).

Paralelamente, se registraron e identificaron a los individuos vegetales leñosos, considerando árboles y arbustos. Se midió la altura total, altura y diámetro de la copa,

porcentaje de dosel vivo y el diámetro a la altura del pecho (DAP) de árboles. En el caso de individuos arbustivos, se midió la altura total y el diámetro de su copa.

Posteriormente, se evaluaron las diferencias de las variables de suelo y vegetación entre los tipos de EV mediante comparaciones de medias a través de un modelo lineal generalizado (GLM) y pruebas *post hoc*. Para conocer las principales variables de la vegetación y el suelo, que dan forma a los cambios entre los tipos de EV, se realizó un análisis de componentes principales (PCA) en el software R (R Core Team, 2018). En dicho análisis se consideraron las propiedades del suelo y el coeficiente de variación de las variables estructurales de la vegetación con la finalidad de anidar la heterogeneidad de estas variables dentro de cada sitio. Además, el PCA permite visualizar la relación de las variables analizadas y los distintos EV (Laurance *et al.*, 1999).

9.3 Cuantificación del almacén de carbono

Suelo

A partir del análisis fisicoquímico de las propiedades en el laboratorio, se estimó el almacén de carbono (C) en el suelo para los cuatro tipos de EV con el uso de la fórmula propuesta por el Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC) (2003):

$$COS = [COS] * \text{densidad aparente} * \text{Profundidad} * (1 - \text{fragmentos gruesos}) * 10$$

Donde:

[COS] = concentración de carbono para una determinada masa de suelo obtenida del análisis de laboratorio (g C /kg de suelo).

Densidad aparente = masa de suelo por volumen de muestra (g/cm³).

Profundidad = profundidad del horizonte o espesor de la capa de suelo (m).

Fragmentos gruesos = volumen porcentual de fragmentos gruesos/100 (adimensional).

Nota: Se utiliza el multiplicador final para convertir las unidades a t C/ha.

Vegetación

El almacén de C en la vegetación se estimó mediante una ecuación alométrica específica por especie o género para aquellas más abundantes, y por tipo de vegetación para el resto de las especies, con la finalidad de considerar los parámetros específicos de acuerdo con el tipo de vegetación y clima al que pertenecen (Návar, 2009). Para las especies pertenecientes a la selva seca (*i.e.*, *Cassia fistula*, *Erythrina americana*, *Vachellia farnesiana*) y para las especies del género *Pinus* y *Quercus* se utilizó la propuesta de Návar (2009):

$$y_i \text{ (kg)} = a(DBH)^b$$

Donde:

$y_i \text{ (kg)}$ =Biomasa.

a = parámetro estadístico.

b = parámetro estadístico.

DBH = Diámetro a la altura del pecho (cm).

Para las especies de bosque de coníferas se utilizó la propuesta de Brown (1997):

$$Y \text{ (kg)} = \exp(-1.170 + 2.119 \cdot \ln(D))$$

Donde:

$Y \text{ (kg)}$ =Biomasa.

D = Diámetro a la altura del pecho (cm).

Para las especies exóticas y ribereñas se utilizó una fórmula genérica propuesta por Chave *et al.* (2014):

$$AGB \text{ est} = 0.0559 \times (\rho D^2 H)$$

Donde:

$AGB \text{ est}$ =Biomasa (kg).

D = Diámetro a la altura del pecho (cm).

H = Altura total (m).

p = gravedad específica de la madera (g cm^{-3})

En el caso de las especies del género *Eucalyptus* se utilizó la indicada por Senelwa y Sims (1998):

$$Y = 1,22 * dap^2 * HT * 0,01$$

Donde:

Y =Biomasa.

dap = Diámetro a la altura del pecho (cm).

HT = Altura total del árbol (m).

Para *Fraxinus udhei* se utilizó una fórmula específica para la especie (Rojas-García *et al.*, 2015):

$$Y = [258.487] * [[3.1416] * [[[DAP^2] / 4]^{0.968}]]$$

Donde:

Y =Biomasa (kg).

DAP = Diámetro a la altura del pecho (cm).

Finalmente, se multiplicó el valor obtenido de todas las ecuaciones por 0.8 como lo indica Nowak (2000) para zonas urbanas.

A partir del almacén de C en suelo y vegetación se obtuvieron las medias, rangos y coeficientes de variación por tipo de EV, y se realizaron comparaciones de medias entre los tipos de EV mediante modelos lineales generalizados (GLM) y pruebas *post hoc*. Con el objetivo de conocer cuáles son las especies que más contribuyen al almacén de C en cada tipo de EV se calculó el almacén por especie. Para conocer si el almacén de C por especie

permite la agrupación por tipología de EV se realizó un escalamiento multidimensional no métrico (NMDS).

Finalmente, para saber cuál es la relación de las variables de suelo y vegetación con la variación del almacén de C se utilizaron modelos lineales generalizados de efectos mixtos (GLMM), donde la variable aleatoria fue el tipo de EV y los efectos fijos fueron las variables estructurales de la vegetación y las propiedades de suelo. El GLMM es un análisis que permiten incluir la variación aleatoria proveniente de fuentes distintas a los factores consideradas como predictores, lo cual es útil en estudios complejos, donde la variabilidad puede explicarse por la anidación de los datos en categorías (Johnson *et al.*, 2015). Todos los análisis se realizaron con el software R (R Core Team, 2018).

9.4 Muestreo de la comunidad de aves

Para caracterizar las comunidades de aves, se realizaron observaciones en cada tipo de EV. Se consideraron cinco sitios de muestreo para cada tipo de espacio y en cada uno se estableció un punto de conteo con un radio de 30 m, lo que representa un muestreo total de 23 puntos de conteo. Las observaciones se realizaron durante las primeras tres horas después del amanecer, considerando una duración de 10 minutos por punto (Ralph *et al.*, 1996). En cada punto de conteo se registraron todas las aves observadas, identificando su especie y abundancia. El muestreo se llevó a cabo de diciembre del 2023 a enero del 2024 (muestreo de invierno) y de julio a agosto del 2024 (muestreo de verano). Se consideraron 2 repeticiones temporales del muestro para cada temporada, totalizando 46 puntos de conteo temporalmente independientes por tipo de EV.

A partir de las observaciones, se estimó la riqueza taxonómica y el valor de abundancia por punto de conteo para cada tipo de EV, en cada temporada. Para evaluar posibles diferencias en la riqueza taxonómica entre los tipos de EV se realizaron análisis de rarefacción respecto al número de individuos (Hsieh *et al.*, 2016). Se construyeron curvas de rango-abundancia de las especies, de acuerdo con Magurran (2013), con la finalidad de identificar cómo se estructuran las comunidades de aves respecto a la distribución de la abundancia de las especies en cada tipo de EV. También se realizaron GLM con pruebas *post hoc* para efectuar comparaciones de medias de la abundancia entre tipos de EV.

Posteriormente, con el objetivo de conocer cuáles son las variables que podrían explicar la variación de la comunidad de aves entre tipos de EV se realizaron GLMM, donde la variable de respuesta fue el número total de individuos y la riqueza de aves de cada punto de conteo, los factores fijos fueron las variables estructurales de la vegetación, y el factor aleatorio fue el tipo de EV.

Con la finalidad de evaluar las diferencias en la composición de las especies entre los tipos de EV, y entre temporadas de muestreo para cada EV, se obtuvo el valor de diversidad beta a través del índice de disimilitud de Bray-Curtis. Este índice permite evaluar las diferencias entre especies considerando la abundancia, así como el proceso de la diversidad beta que determina las diferencias entre los sitios (Baselga y Gómez-Rodríguez, 2019).

El hábitat potencial para la edafofauna se estimó a partir de la ecuación propuesta por Calzolari *et al.* (2020):

$$BIO_{0-1} = (LogOC_{0-1} - BD_{0-1}) + QBS_{ar\ 0-1}$$

Donde:

BIO = Hábitat potencial

OC = Carbono orgánico (%).

BD = Carbono orgánico del suelo ($Mg\ m^{-3}$).

QBS = índice de la calidad biológica del suelo por tipo de uso de suelo (0-1).

Posteriormente, se evaluaron las diferencias entre tipos de EV mediante comparaciones de medias a través de un GLM y pruebas *post hoc*. Para conocer las variables que determinan el hábitat potencial, se utilizó un GLMM donde se consideraron las variables de suelo como parte de los efectos fijos y el tipo de EV como el factor aleatorio.

10. RESULTADOS



Vegetación y suelo en Arboretum
Fotografía: Armando Navarrete Segueda



Ave en Río Chiquito
Fotografía: Francisco Estrada

10.1 Variación del suelo y la vegetación entre los espacios verdes urbanos

El análisis de las diferencias en las propiedades del suelo mostró que el porcentaje de materia orgánica y la textura no difirieron entre tipos de espacio verde (EV) ($X^2_{3,22} = 3.95$, $P = 0.59$; $X^2_{3,22} = 72.55$, $P = 0.29$, respectivamente). El coeficiente de variación de las propiedades del suelo fue mayor en los parques urbanos, a excepción del número de raíces que presentó un valor mayor en los camellones (Tabla 1). En cuanto a la vegetación, las variables que mostraron diferencias entre tipos de EV fueron la riqueza de especies arbóreas ($X^2_{3,22} = 10.16$, $P = 0.01$) y el número de individuos (tanto de arbustos como de árboles) ($X^2_{3,22} = 27.94$, $P < 0.01$; $X^2_{3,22} = 17.57$, $P < 0.01$, respectivamente). Asimismo, el coeficiente de variación fue alto en el número de individuos arbustivos (para todos los tipos de EV), y en la altura base copa dentro de los jardines institucionales (Tabla 2).

Tabla 1. Propiedades fisicoquímicas del suelo entre los tipos de EV [Promedio y coeficiente de variación]. Las letras distintas sobre el promedio indican diferencia significativa entre los tipos de espacio verde con un valor $P < 0.05$.

	Camellón	Institucional	Parque urbano	Ribera de río
Fragmentos gruesos (%)	16.6 (33.1 %) ^{ab}	16.6 (21.0 %) ^{ab}	12.9 (87.3 %) ^a	23.3 (0.2 %) ^b
Humedad (%)	9.1 (45.3 %) ^a	30.9 (23.1 %) ^b	21.7 (50.6 %) ^b	9.6 (0.2 %) ^a
Materia orgánica (%)	5.2 (20.1 %)	4.1 (27.7 %)	4.7 (35.9 %)	4.4 (0.4 %)
Número de raíces (%)	12.5 (40.2 %) ^a	10.2 (15.9 %) ^{ab}	10.5 (20.0 %) ^{ab}	7.3 (0.2 %) ^b
Arena (%)	46.3 (13.6 %)	49.4 (10.0 %)	51.5 (19.9 %)	47.3 (0.1 %)
Arcilla (%)	13.1 (37.0 %)	11.6 (15.3 %)	16.3 (27.8 %)	15.0 (0.3 %)
Limo (%)	40.6 (22.4 %)	39.1 (13.5 %)	32.2 (35.8 %)	37.7 (0.2 %)
Densidad aparente (g/cm ³)	1.1 (8.7 %) ^{ab}	1.0 (4.2 %) ^a	1.0 (8.9 %) ^{ab}	1.1 (0.1 %) ^b
pH en H ₂ O	7.2 (6.5 %) ^{ab}	7.2 (5.5 %) ^{ab}	6.6 (6.9 %) ^{ab}	7.3 (0.0 %) ^{ab}
Conductividad eléctrica (ds/cm)	0.3 (24.3 %) ^a	0.3 (43.6 %) ^{ab}	0.2 (26.9 %) ^a	0.4 (0.3 %) ^b

Tabla 2. Variables estructurales y de diversidad de la vegetación entre los tipos de EV [Promedio y coeficiente de variación]. Las letras distintas sobre el promedio indican diferencia significativa entre los tipos de espacio verde con un valor $P < 0.05$.

	Camellón	Institucional	Parque urbano	Ribera de río
Porcentaje de dosel (%)	42.4 (39.3 %)	66.9 (20.4 %)	53.4 (38.7 %)	60.9 (21.0 %)
Altura base copa (m)	3.0 (51.5 %)	3.6 (72.1 %)	3.3 (37.0 %)	1.9 (30.3 %)
Altura total (m)	9.2 (20.9 %)	11.7 (58.0 %)	14.2 (23.8 %)	11.0 (20.6 %)
Diámetro a la altura del pecho (cm)	29.4 (40.7 %)	32.2 (50.8 %)	30.0 (47.7 %)	32.7 (30.1 %)
Número de especies arbóreas	32.2 (21.1 %) ^a	33.8 (37.3 %) ^{ab}	42.7 (38.0 %) ^b	36.5 (25.5 %) ^{ab}
Número de individuos arbustivos	7.8 (95.7 %) ^a	11.8 (168.2 %) ^{ab}	17.8 (191.8 %) ^b	9.5 (50.6 %) ^a
Número de individuos arbóreos	32.2 (21.1 %) ^a	33.8 (37.3 %) ^a	46.0 (49.8 %) ^b	36.5 (25.5 %) ^{ab}

A partir del Análisis de Componentes Principales (PCA) (Figura 2), en el primer eje (29.7 % de la variación) se mostró un gradiente de heterogeneidad en las variables estructurales de la vegetación, como son la altura base-copa, el diámetro a la altura del pecho (DAP), la cantidad de arbustos y el número de especies de árboles (Anexo 1). Algunos de los sitios pertenecientes a los jardines institucionales y a los parques urbanos se encontraron hacia una mayor heterogeneidad en dicho gradiente. El eje dos, que explica el 25.6 % de la variación, mostró un gradiente relacionado con el pH, el porcentaje de arcilla, la densidad aparente, y con la variación de la altura total y el número de árboles (Figura 2 y Anexo 1). La mayoría de los sitios pertenecientes a la ribera de río y camellones se asocian con una mayor densidad aparente y un pH mayor en el gradiente del eje 2.

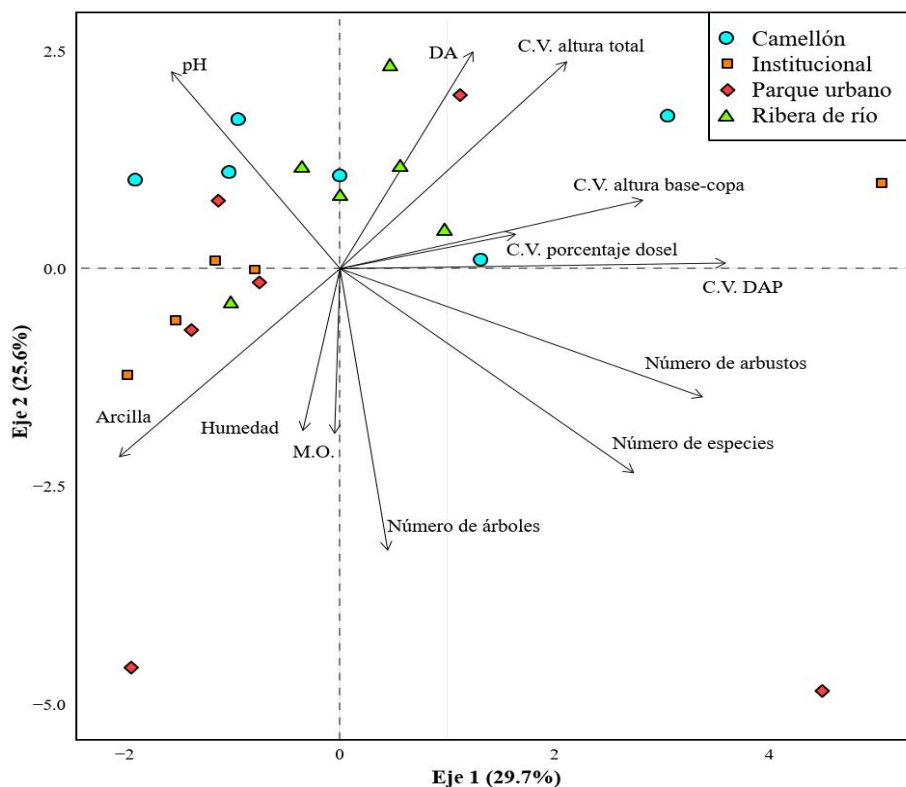


Figura 2. Gráfica del análisis de componentes principales de los espacios verdes urbanos basado en los parámetros estructurales y de diversidad de la vegetación. Abreviatura CV= coeficiente de variación; DAP= Diámetro a la altura del pecho; M.O.= materia orgánica.

10.2 Variación del servicio ecosistémico de regulación climática: cambios en el almacén de carbono entre espacios verdes urbanos

El modelo lineal generalizado (GLM) no mostró una diferencia significativa entre los tipos de EV respecto al almacén de carbono (C) en el suelo ($X^2_{3,22} = 1.77 \cdot 10^{-5}$, $P = 0.99$), sin embargo, se aprecia que dentro de cada tipo de EV, el coeficiente de variación mostró un patrón asociado con los EV (Tabla 3). La variación es mayor entre los sitios pertenecientes a los camellones y riberas de río, mientras que el tipo de EV con un coeficiente de variación menor fueron los jardines institucionales.

Tabla 3. Promedio, rango y coeficiente de variación del almacén de carbono en el suelo entre tipos de espacios verdes. Las letras distintas sobre el promedio indican diferencia significativa entre los tipos de espacio verde con un valor $P < 0.05$.

	Camellón	Institucional	Parque urbano	Ribera de río
Promedio (kg/m ²)	3.69	3.11	3.32	3.25
Rango (kg/m ²)	6.12-2.41	4.32-2.25	4.49-2.13	4.21-1.35
Coeficiente de variación (%)	38	27	28	36

El análisis del almacén de C en la vegetación tampoco mostró diferencias significativas ($X^2_{3,22} = 1.8 \cdot 10^{-5}$, $P = 0.65$) entre los tipos de EV, pero el coeficiente de variación fue mayor en los camellones (141%). En general, los rangos en el almacén de C entre los sitios de cada tipo de EV son amplios (Tabla 4).

Tabla 4. Promedio, rango y coeficiente de variación del almacén de carbono en la vegetación entre tipos de espacios verdes. Las letras distintas sobre el promedio indican diferencia significativa entre los tipos de espacio verde con un valor $P < 0.05$.

	Camellón	Institucional	Parque urbano	Ribera de río
Promedio (Kg/m ²)	34.02	39.21	29.81	35.85
Rango (Kg/m ²)	128.71-3.67	84.47-1.28	65.36-7.56	79.49-7.81
Coeficiente de variación	141	83	73	77

El NMDS basado en el almacén de C por especie de vegetación, no mostró una ordenación muy clara. Los sitios más cercanos entre sí fueron aquellos pertenecientes a los parques urbanos y a los camellones (Figura 3).

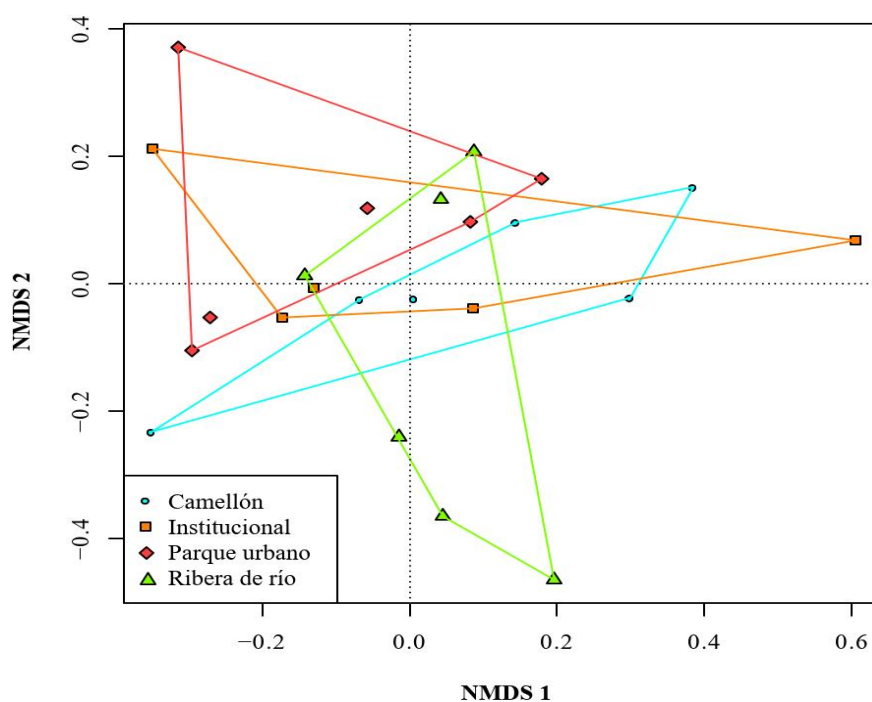


Figura 3. Gráfica del escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) del almacén de carbono por especie arbórea.

La especie que almacenó más C en los tipos de EV es *Casuarina equisetifolia*, a excepción de la ribera de río, donde lo es *Ficus benjamina*. En la segunda posición, en el camellón y en los jardines institucionales, estuvo *Eucalyptus camaldulensis*, mientras que en el parque urbano lo fue *Fraxinus uhdei* y en la ribera *F. microcarpa* (Figuras 4).

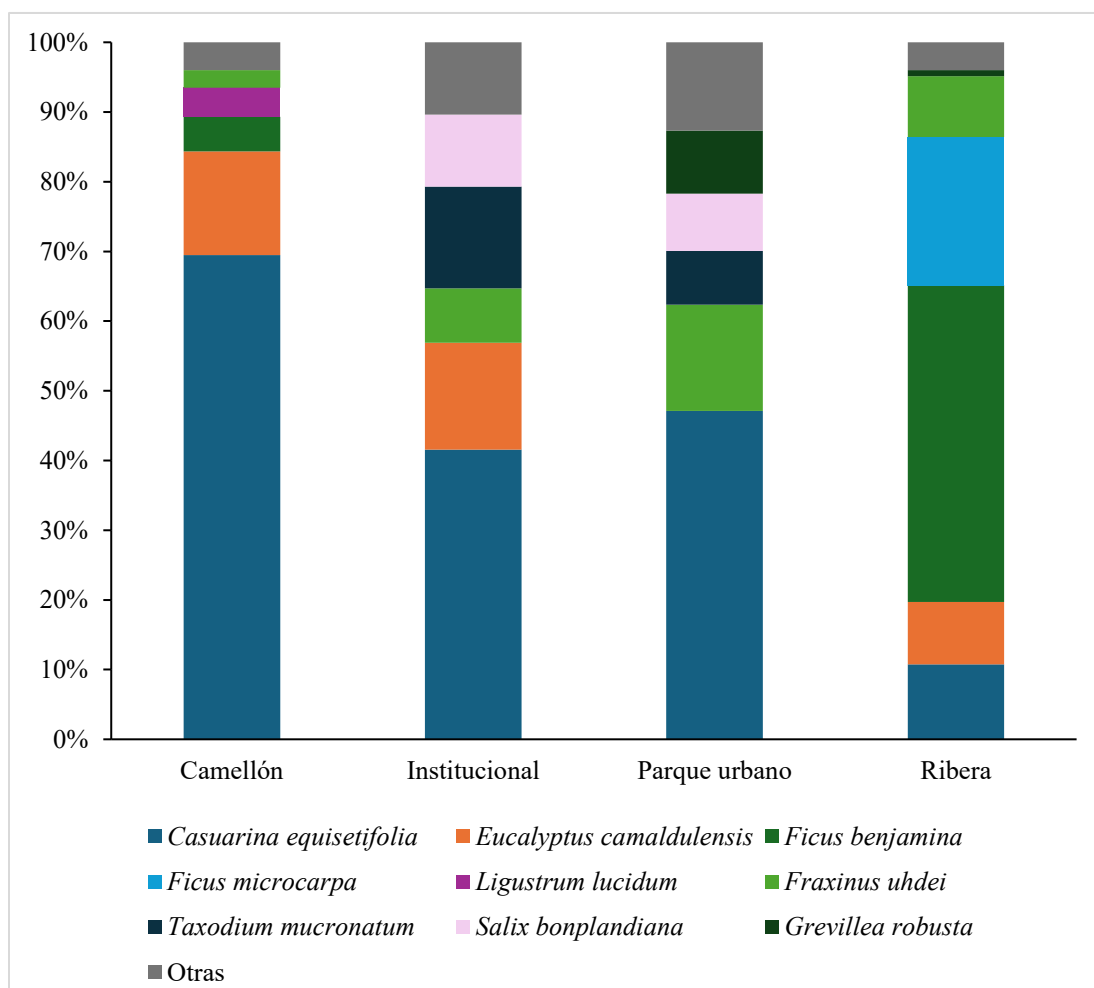


Figura 4. Contribución por especie arbórea al almacén de carbono en los tipos de espacio verde urbano (2,400 m²).

El modelo lineal generalizado de efectos mixtos (GLMM) mostró que la variación en el almacén de C en los árboles no responde a ninguna de las variables de la estructura de la vegetación (Tabla 5). En cambio, el GLMM en donde se utilizó como variable de respuesta el almacén de C en el suelo, mostró que el número de individuos arbóreos es significativo para dicha variable de respuesta.

Tabla 5. Valores de los modelos lineales generalizados de efectos mixtos. Los asteriscos indican el nivel de significancia en el modelo.

	Estimado	EE	Z	P	R²<i>m</i>	R²<i>c</i>
Vegetación						
Intercepto	-0.010724	0.115893	-0.093	0.9263	0.13	0.19
Número de especies de árboles	0.005205	0.002971	1.752	0.0798		
Suelo						
Intercepto	21.3752	5.4930	3.891	< 0.01 ***	0.03	0.90
Número de individuos arbóreos	0.3245	0.1421	2.283	0.02 *		

10.3 Servicio ecosistémico de soporte de la diversidad: variación del hábitat para la fauna

10.3.1 Variación de la abundancia y diversidad de la comunidad de aves entre espacios verdes urbanos

Durante el invierno se registraron 493 individuos de 51 especies, mientras que en verano, el número de individuos registrados fue de 420 pertenecientes a 41 especies (Anexo 2 y 3). La abundancia de la comunidad de aves en el muestreo de invierno fue significativamente diferente en el parque urbano respecto a los otros tipos de EV ($\chi^2_{3,22} = 49.47$, $P = <0.001$; Figura 5). La figura 5B muestra las especies encontradas a partir del esfuerzo de muestreo (número de individuos). En la ribera de río se registraron 22 especies en 102 individuos, en los parques urbanos 24 especies en 194 individuos, en los jardines institucionales 24 especies en 82 individuos mientras que, en los camellones, se registraron 12 especies con 96 individuos muestreados. Para un mismo esfuerzo de muestreo (82 individuos), la figura indica que los jardines institucionales mostraron un mayor número de especies.

La abundancia de aves de verano mostró diferencia significativa entre los jardines institucionales y la ribera de río ($\chi^2_{3,22} = 23.41$, $P = <0.001$; Figura 6). La figura 6B muestra las especies encontradas a partir del esfuerzo de muestreo (número de individuos). Las curvas de rarefacción mostraron que en la ribera de río se registraron 17 especies en 93 individuos, en los parques urbanos 22 especies en 146 individuos, en los jardines institucionales 25 especies en 105 individuos y en los camellones 15 especies en 80 individuos. Para un mismo esfuerzo de muestreo (80 individuos), la figura indica que los jardines institucionales mostraron un mayor número de especies.

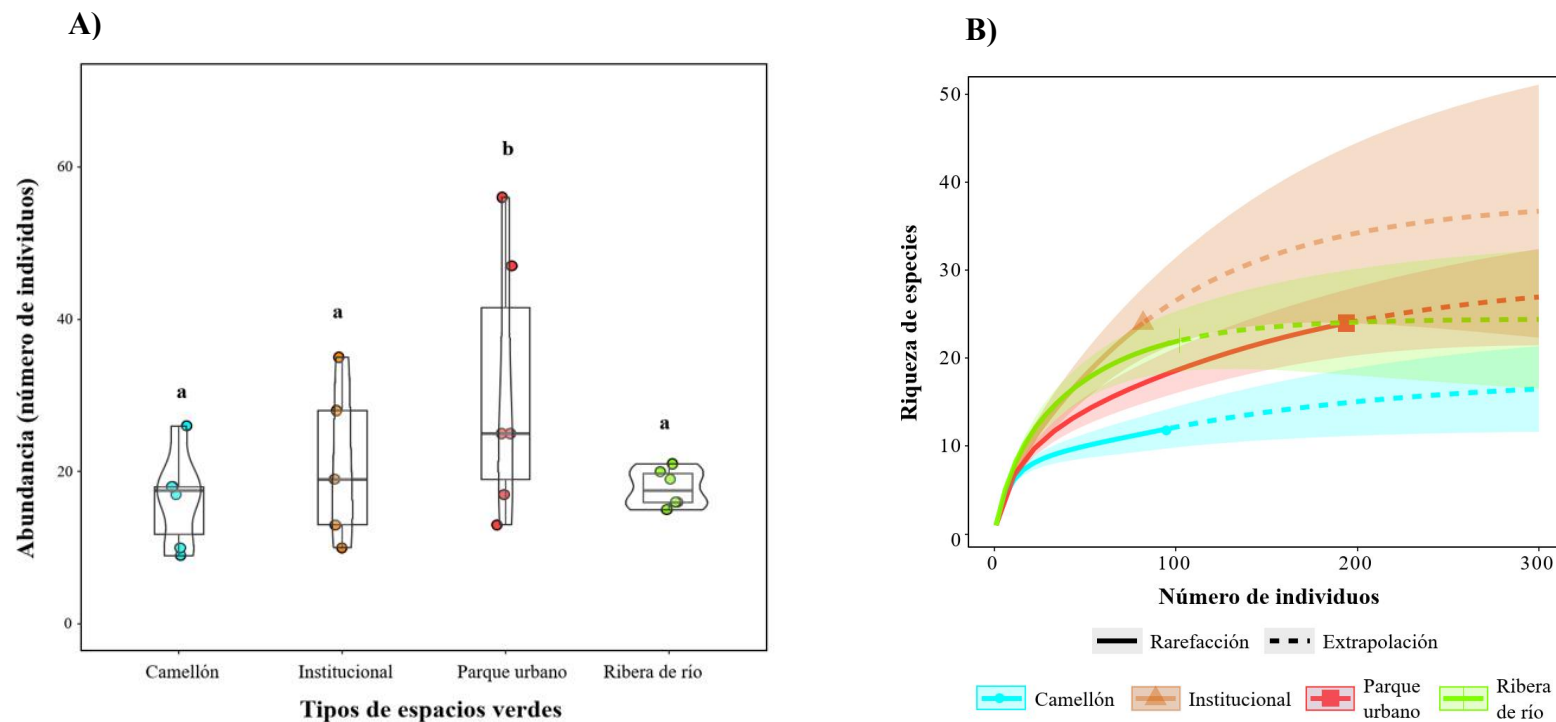


Figura 5. A): Comparación de la abundancia de aves durante el muestreo de invierno entre los tipos de espacios verdes. La forma del violín representa el patrón de distribución de los datos y los puntos de colores representan la distribución de estos. La diferencia en la letra sobre el violín indica si existe diferencia significativa entre espacios verdes. B): Análisis de rarefacción de la riqueza de especies basado en el número de individuos en los tipos de espacios verdes durante el muestreo de invierno. El área sombreada representa el 95% del intervalo de confianza.

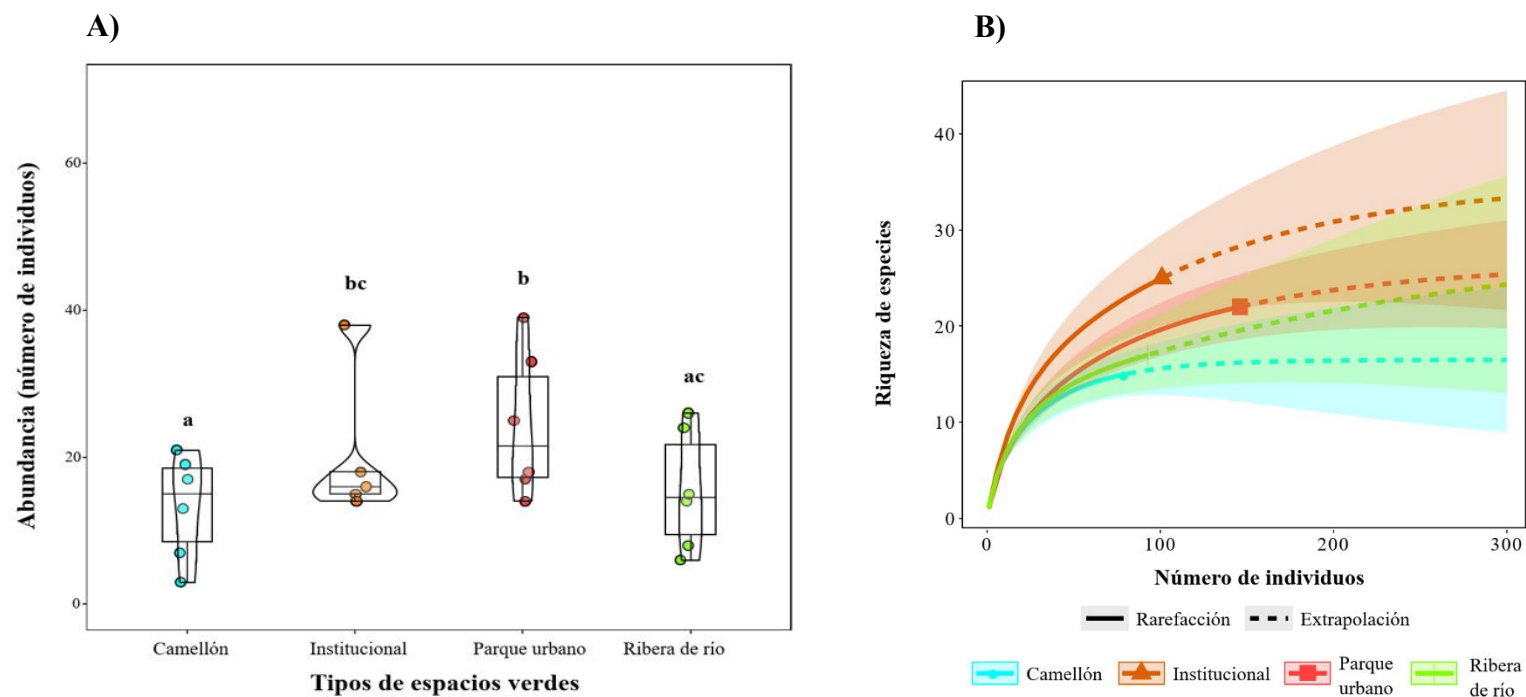


Figura 6. A): Comparación de la abundancia de aves durante el muestreo de verano entre los tipos de espacios verdes. La forma del violín representa el patrón de distribución de los datos y los puntos de colores representan la distribución de estos. La diferencia en la letra sobre el violín indica si existe diferencia significativa entre espacios verdes B): Análisis de rarefacción de la riqueza de especies, basado en el número de individuos, en los tipos de espacios verdes durante el muestreo de verano. El área sombreada representa el 95% del intervalo de confianza.

Las especies más abundantes entre los tipos de EV cambiaron. La curva de rango-abundancia del camellón mostró diferencia significativa en la pendiente respecto a los otros tipos de EV ($F_{3, 22} = 38.18, P < 0.001$). La especie más abundante en la ribera de río y el parque urbano fue el Chipe Rabadilla Amarilla (*Setophaga coronata*), una especie migratoria de invierno, la cual también es de las especies más abundantes en los otros EV donde ocupa el segundo y tercer lugar. En los jardines institucionales, la especie más abundante fue el Pinzón Mexicano (*Haemorrhous mexicanus*) y en los camellones fue el Zanate Mayor (*Quiscalus mexicanus*). Especies como la Perlita Azulgris (*Poliopitila caerulea*) sólo están dentro de las más abundantes en la ribera de río, al igual que el Pato de Collar (*Anas platyrhynchos* var. *domesticus*) que solo es abundante en los jardines institucionales (Figura 7).

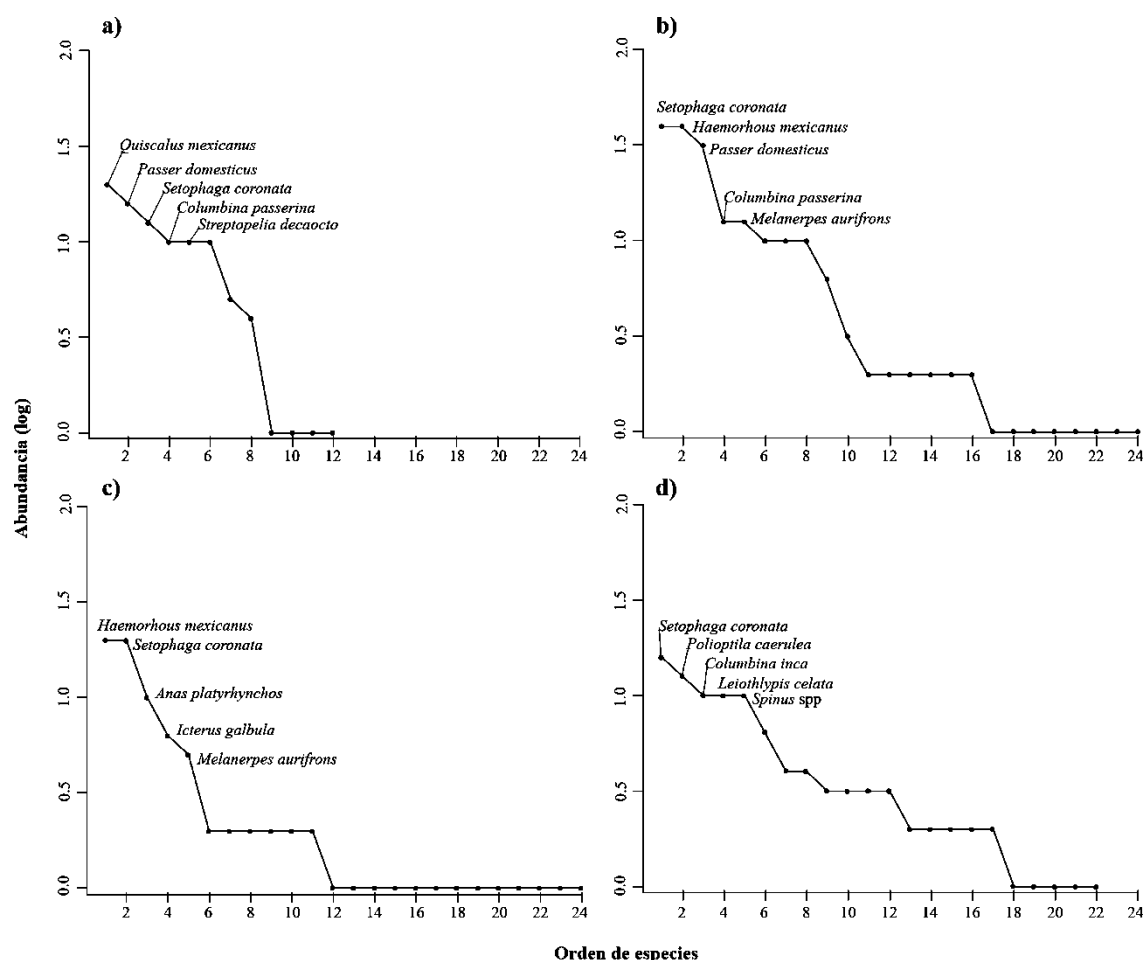


Figura 7. Curvas de rango-abundancia de las especies de aves de la temporada de invierno: a) Camellón; b) Parque urbano; c) Institucional y d) Ribera de río.

En el muestreo de verano, al igual que en el de invierno, las especies más abundantes cambian entre tipos de EV. La pendiente de la curva de rango-abundancia de los jardines institucionales difiere significativamente respecto a los otros tipos de EV ($F_{3, 22} = 14.82$, $P < 0.001$). Golondrina Tijereta (*Hirundo rustica*) es la especie más abundante en la ribera de río y en el parque urbano, y fue la segunda más abundante en los jardines institucionales. En cambio, no es abundante en los camellones. En los jardines institucionales la más abundante fue *A. platyrhynchos* var. *domesticus* y la tercera es Jilguerito Dominicó (*Spinus psaltria*). En los camellones, la especie más abundante es Tortolita de Cola Larga (*Columbina inca*), que también está dentro de las tres más abundantes en la ribera y parque, la segunda especie más abundante fue *Q. mexicanus*, seguida del Gorrión Doméstico (*Passer domesticus*). En la ribera, el Capulinero Gris (*Ptilononys cinereus*) es la tercera especie más abundante y en los parques lo es *H. mexicanus* (Figura 8).

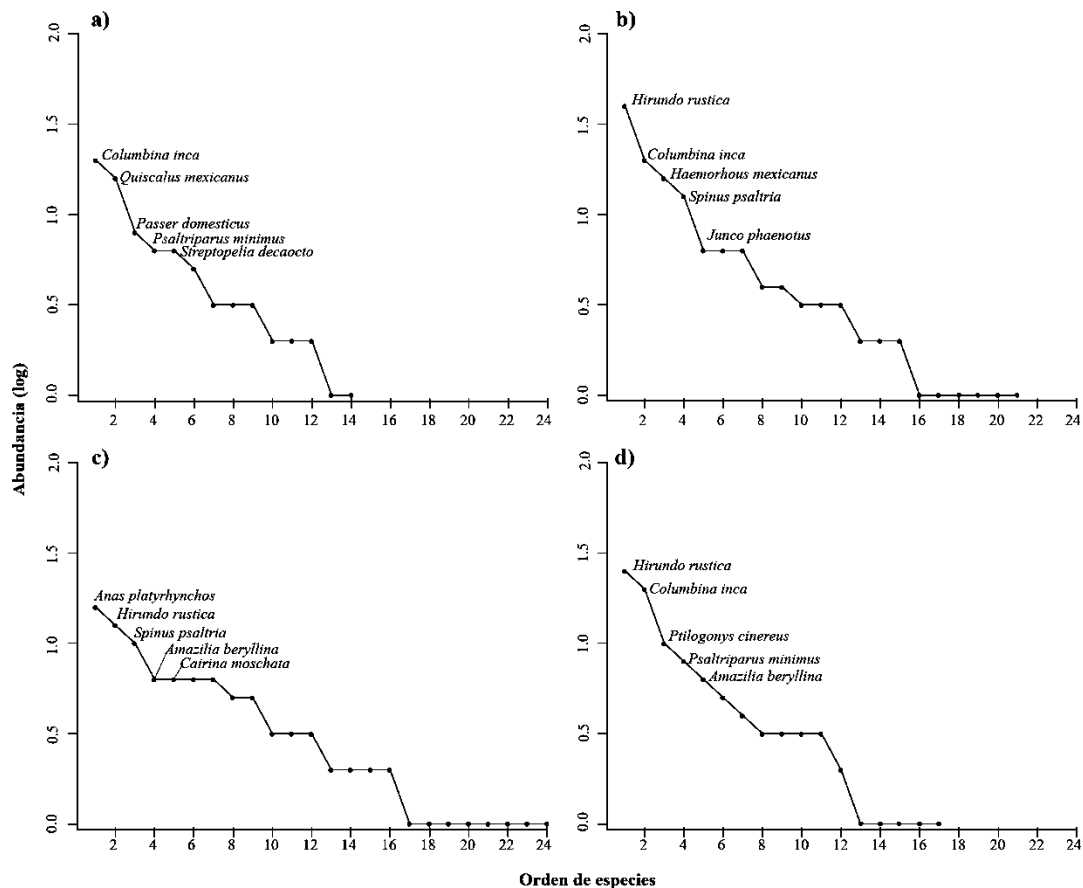


Figura 8. Curvas de rango-abundancia de las especies de aves de la temporada de verano: a) Camellón; b) Parque urbano; c) Institucional y d) Ribera de río.

A partir del índice de disimilitud de Bray-Curtis entre los tipos de EV, durante el muestreo de invierno se observó la mayor disimilitud en la composición de especies entre los parques urbanos y los jardines institucionales, debido al proceso de anidamiento de la diversidad beta. Un valor muy cercano al anterior se observó entre los parques urbanos y la ribera de río; y entre los camellones y jardines institucionales. En estos últimos casos, el proceso que dominó dicha diferencia fue el de recambio (Figura 9).

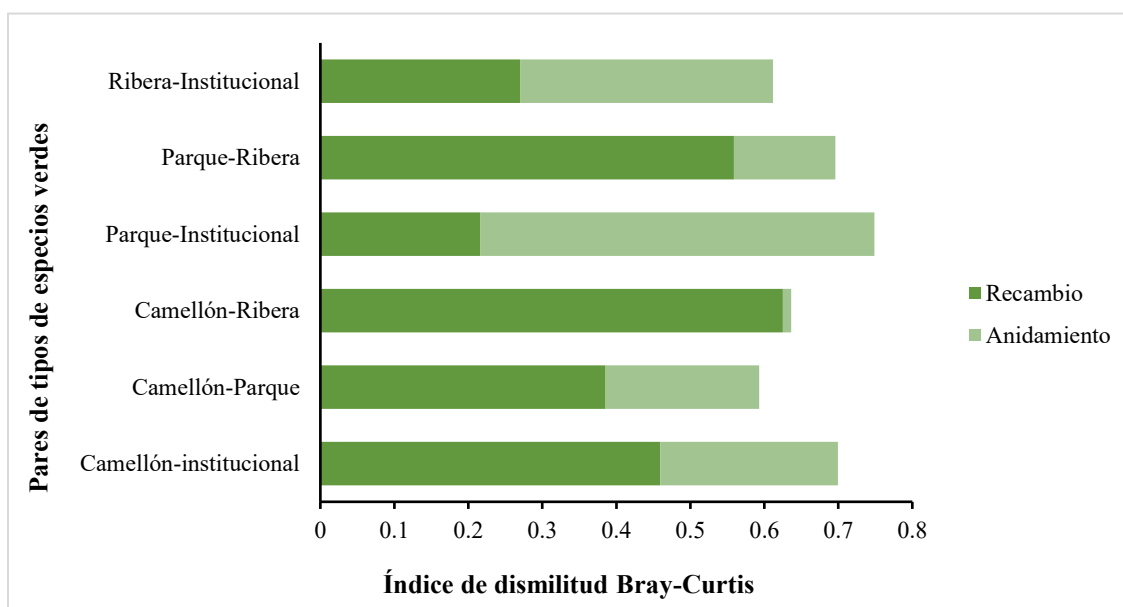


Figura 9. Valores de disimilitud de Bray-Curtis entre los tipos de espacios verdes en la temporada de invierno.

En cuanto al índice de disimilitud de Bray-Curtis entre los tipos de EV, correspondiente al muestreo de verano, la mayor disimilitud se observó entre el camellón y los jardines institucionales, el proceso que dominó dicha diferencia fue el recambio (Figura 10).

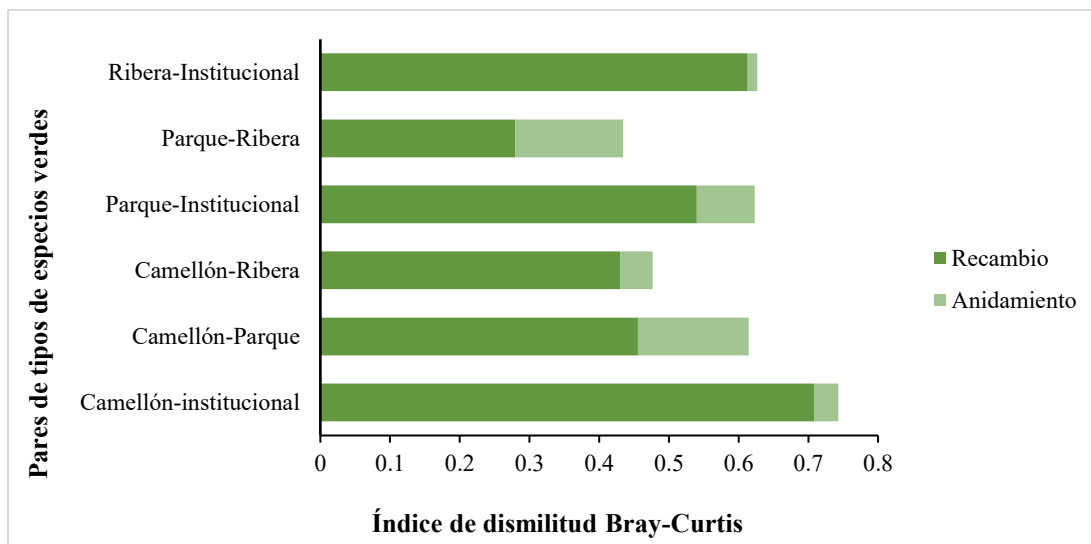


Figura 10. Valores de disimilitud de Bray-Curtis entre los tipos de espacios verdes en la temporada de verano.

Los valores de disimilitud de Bray-Curtis entre la temporada de invierno y verano mostraron que el tipo de EV que más difirió entre temporadas fue el parque urbano y el que mostró el valor más bajo fue el camellón, siendo el recambio el proceso que determinó dichas diferencias en ambos casos (Figura 11).

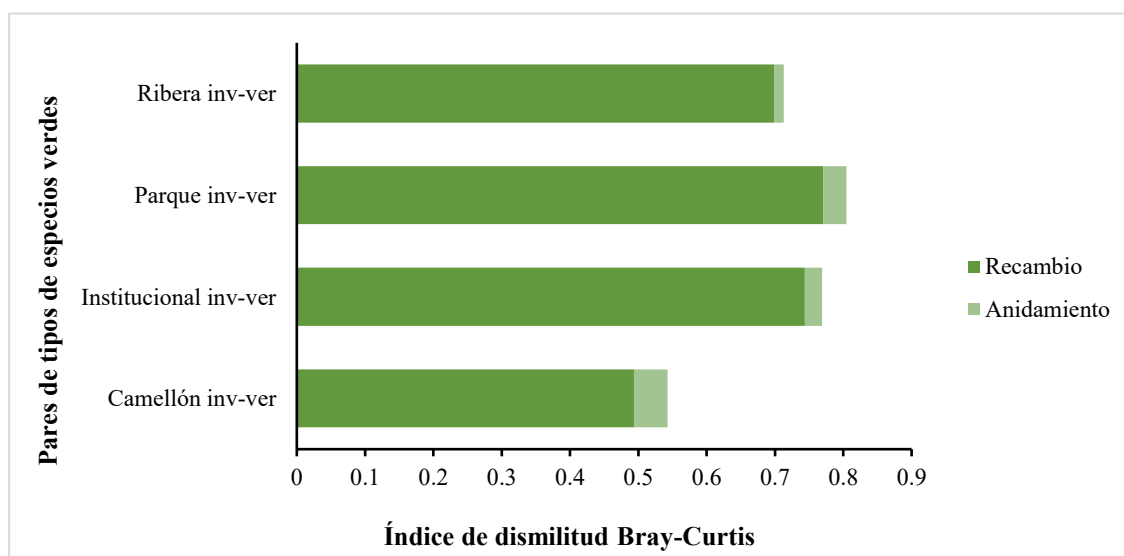


Figura 11. Valores de disimilitud de Bray-Curtis entre la temporada de invierno y verano.

Los resultados del GLMM indicaron que el promedio del diámetro a la altura del pecho (DAP), el mínimo y la desviación estándar de la altura base-copa influyen significativamente en la abundancia de aves durante el invierno ($R^2c = 0.71$) (Tabla 6). En cambio, el GLMM en el que la variable de respuesta fue la riqueza de especies mostró que ésta no responde significativamente a ninguna de las variables de la vegetación.

Tabla 6. Valores del modelo lineal generalizado de efectos mixtos de la comunidad de aves en el muestreo de invierno. DAP = Diámetro a la altura del pecho.

	Estimado	EE	Z	P	R^2m	R^2c
Abundancia (número de individuos)						
Intercepto	3.092898	0.183672	16.839	< 0.01***	0.44	0.71
Promedio DAP (cm)	-0.010723	0.004199	-2.554	0.01 *		
Mínimo altura base copa (m)	-0.328196	0.119321	-2.751	< 0.01**		
DE altura base copa (m)	0.152127	0.075447	2.016	0.04*		
Riqueza taxonómica						
Intercepto	2.094870	0.337919	6.199	< 0.01***	0.17	0.25
DE altura base copa (m)	0.066343	0.128400	0.517	0.60		
Promedio DAP (cm)	0.007911	0.007579	1.044	0.30		
Mínimo altura total (m)	-0.081777	0.052997	-1.543	0.12		
Máximo altura total (m)	-0.016946	0.013834	-1.225	0.22		

Por otro lado, el GLMM cuya variable de respuesta fue la abundancia de aves en verano mostró que el promedio de dosel, el promedio de DAP y el máximo de la altura total son variables que explican de manera significativa la variación de dicho parámetro de la comunidad de aves ($R^2c = 0.76$); mientras que la variación de la riqueza de especies, se explica principalmente por el promedio del DAP y el máximo de la altura total ($R^2c = 0.28$) (Tabla 7).

Tabla 7. Valores del modelo lineal generalizado de efectos mixtos de la comunidad de aves del muestreo de verano. DAP = Diámetro a la altura del pecho.

	Estimado	EE	Z	P	R ² m	R ² c
Abundancia (número de individuos)						
Intercepto	3.911673	0.267212	14.639	< 0.01 ***	0.38	0.76
Promedio dosel (%)	-0.013756	0.003860	-3.564	< 0.01 ***		
Promedio DAP (cm)	0.011861	0.004685	2.532	0.01 *		
Máximo altura total (m)	-0.027307	0.008302	-3.289	< 0.01 **		
Número de especies (Q⁰)						
Intercepto	1.808974	0.372771	4.853	< 0.01 ***	0.27	0.28
Máximo altura base-copa (m)	0.107358	0.057623	1.863	0.06		
Promedio DAP (cm)	0.022211	0.009623	2.308	0.02 *		
Promedio altura base-copa (m)	-0.254275	0.138103	-1.841	0.06		
Máximo altura total (m)	-0.043837	0.017724	-2.473	0.01 *		

10.3.2 Variación del hábitat potencial para la fauna edáfica entre espacios verdes urbanos

El hábitat potencial para la fauna edáfica no mostró diferencia significativa entre los tipos de EV ($X^2_{3,22} = 0.04$, $P = 0.69$; Figura 12). El GLMM en el que se utilizó este parámetro como variable de respuesta mostró que el número de individuos arbóreos es una variable significativa para explicar su comportamiento entre los tipos de EV ($R^2c = 0.49$) (Tabla 8).

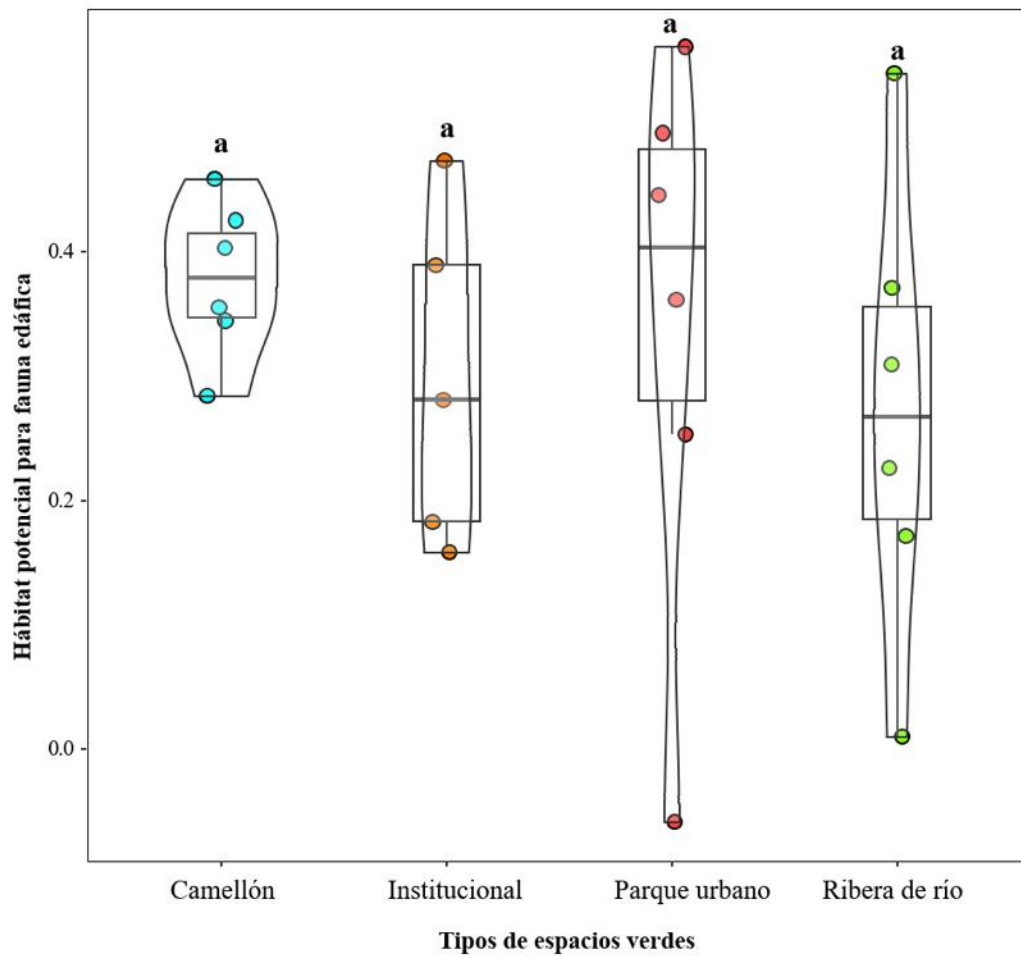


Figura 12. Comparación del hábitat potencial para la fauna edáfica entre los tipos de espacios verdes. La forma del violín representa el patrón de distribución de los datos y los puntos de colores representan la distribución de estos. La letra sobre el violín indica si existe diferencia significativa entre los tipos de espacios verdes.

Tabla 8. Valores del modelo lineal generalizado de efectos mixtos del hábitat potencial para la fauna edáfica.

	Estimado	EE	Z	P	R²_m	R²_c
Hábitat potencial para la fauna edáfica						
Intercepto	0.046521	0.077931	0.597	0.55	0.43	0.49
Número de individuos arbóreos	0.007429	0.001800	4.127	< 0.01 ***		

11. DISCUSIÓN



Camellón del Periférico Paseo de la República

11.1 Variación de la Zona Crítica Terrestre

Con base en la hipótesis planteada, los suelos y la vegetación cambian entre los tipos de espacios verdes (EV) de Morelia. Las variables que mejor capturaron la varianza son, por una parte, el número de arbustos y el coeficiente de variación de la estructura arbórea y, por otra parte, la densidad aparente, el número de árboles, la humedad y el contenido de arcilla (Figura 2), lo que coincide con las variables que presentaron diferencia significativa y un

coeficiente de variación alto entre los tipos de EV (Tabla 1 y 2). Aunque la mayoría de los sitios pertenecientes a cada tipología se encuentran hacia condiciones similares de suelo y vegetación en el PCA, dicha tendencia no fue muy clara. Al respecto, Beninde *et al.* (2015) explican que al interior de las ciudades existe alta heterogeneidad, lo que dificulta su categorización en unidades discretas.

Las variables que forman los gradientes del PCA tienen relación con los SE. Las variables que conforman el primer gradiente (número de arbustos y el coeficiente de variación de la estructura arbórea) se relacionan con la disponibilidad de hábitats y de recursos (Peng *et al.*, 2024). En este sentido, las variables que conforman el gradiente de variación entre los sitios analizados están relacionadas al almacén de carbono en suelo, ya que variables como la textura, la densidad aparente y la humedad (identificadas en el eje dos) determinan el almacén de acuerdo con Chapin *et al.* (2011) y Du *et al.* (2022).

Los tipos de EV se asocian con los gradientes del PCA por distintos factores. El hecho de que se posicionen la ribera de río y los camellones hacia un menor número de árboles, de arbustos y menor número de especies vegetales puede tener relación con su forma lineal por sus implicaciones en términos de superficie. En el caso de los camellones, también podría tener relación con su manejo, ya que son el tipo de EV con un mayor grado de urbanización, lo que se asocia a una menor diversidad vegetal (McKinney, 2008). Esto último también explica que los camellones muestran una mayor densidad aparente (Edmondson *et al.*, 2011).

Los resultados demuestran que dentro de cada tipología de EV existe heterogeneidad entre los sitios, lo que está influenciado por el manejo particular de cada uno de ellos, ya que, sitios pertenecientes a un mismo tipo de EV son administrados por diferentes instancias y para distintos objetivos.

11.2 Variación del almacén de carbono en el suelo

El hecho de que no hubiera diferencias en el almacén de carbono (C) en el suelo (Tabla 3) es contrario a lo que se esperaba, lo cual tiene relación con la homogeneidad de la materia orgánica, ya que ésta no cambió entre tipos de EV. Las propiedades del suelo en zonas urbanas presentan poca variación debido a que el suelo en zonas urbanas no está sujeto únicamente a los factores formadores de éste, si no que intervienen actividades antrópicas,

como la colecta de hojarasca y el riego, que homogeneizan algunas propiedades del suelo, de acuerdo con lo que reportan Brown *et al.* (2012).

La heterogeneidad existente entre los sitios de cada tipo de EV respecto al almacén de C en el suelo es alta, sobre todo en los camellones, esto tiene relación con variaciones en las propiedades del suelo como la textura y la densidad aparente dentro de cada tipología (Tabla 3). Que estas variables influyan en el almacén de C en el suelo coincide con las variables que reportan Du *et al.* (2022) como relevantes para dicho parámetro.

11.3 Variación del almacén de carbono en la vegetación

Los resultados muestran que existe alta heterogeneidad dentro de cada tipo de EV. El hecho de que los coeficientes de variación del almacén de C en la vegetación sean altos (Tabla 4) se relaciona con la variación dentro de cada tipología de las variables estructurales de los árboles, como el diámetro a la altura del pecho (DAP) o la altura total (Tabla 2), ya que estas variables tienen estrecha relación con el almacén de C, tal como mencionan Chaparro y Terradas (2009).

El coeficiente de variación del almacén de C en la vegetación fue menor en los parques urbanos. Este tipo de EV también mostró menor separación entre sus sitios en el NMDS (Figura 3). Los jardines institucionales son el tipo de EV que mostró un mayor promedio de almacén de C (Tabla 4), lo que contrasta con la cantidad de C almacenado en EV de este tipo en otros estudios (*i.e.*, Chaparro y Terradas, 2009; Yesilonis y Pouyat, 2012). El almacén de C ligeramente mayor en los jardines institucionales se puede explicar por la presencia de una mayor proporción de árboles robustos, es decir individuos con un mayor DAP, altura y porcentaje de dosel (Strohbach y Haase, 2012).

Las especies que almacenan más C son las que tienen un mayor DAP (Figuras 4), lo que coincide con lo que reportan Chaparro y Terradas (2009), pero la identidad de las especies no es la misma en todos los EV y la cantidad de C almacenado en cada una de ellas tampoco es igual. Existen especies que almacenan más C en las riberas de río y en los camellones, no obstante, no son los tipos de EV que cuentan con un promedio mayor en el almacén, ya que la abundancia de las especies que almacenan más C es menor en dichos EV.

Contrario a los anterior, aunque los jardines institucionales tienen un mayor número de especies, lo cual ha estado asociado a un menor almacén de C (Chen *et al.*, 2024), estos cuentan con una mayor abundancia de especies robustas, como se mencionó anteriormente.

Las especies que almacenan más C son exóticas, lo cual es contrario a lo que reporta Jevon *et al.* (2024), quienes asocian a las especies nativas con un mayor almacén; sin embargo, las variables estructurales de la vegetación asociadas a un mayor almacén de C en especies nativas coinciden con los atributos estructurales de las especies con mayor almacén en este estudio. Lo anterior resalta el papel de la estructura de la vegetación respecto a la identidad de las especies, al menos para este SE. El hecho de que el mayor almacén de C se encuentre en las especies exóticas también podría tener relación con la existencia de una mayor proporción de especies exóticas que nativas en los EV de Morelia (Santillán-Gaona, 2024).

11.4 Zona Crítica Terrestre y su relación con la variación en el almacén de carbono en suelo y vegetación

El hecho de que el número de especies arbóreas haya sido la variable con una relación positiva con el almacén de C en el modelo generalizado de efectos mixtos (GLMM) (Tabla 5) es contrario a lo que reportan Chen *et al.* (2024), ya que ellos mencionan que un número mayor de especies limita la abundancia de especies robustas, que almacenan más, sin embargo, en este estudio las especies que almacenan más también son abundantes.

En el caso del almacén de C en el suelo, en donde la variable significativa en el GLMM es el número de individuos arbóreos, coincide con lo que reportan Yesilonis y Pouyat (2012) sobre un mayor almacén de C en el suelo en donde existe mayor cobertura arbórea.

11.5 Variación de la diversidad alfa y abundancia de la comunidad de aves entre los tipos de espacios verdes

El número de especies de aves fue diferente entre temporadas de muestreo (invierno y verano), como se esperaba. Se encontraron más especies en invierno que en el muestreo de

verano, lo que coincide con el aumento de la abundancia de aves durante la migración, reportado por Lepczyk *et al.* (2017). La mayor abundancia de aves durante invierno en ciudades neotropicales, como Morelia, se puede explicar por la llegada de especies de aves en su etapa de hibernación no reproductiva (Pacheco-Muñoz *et al.*, 2025). El comportamiento de la abundancia y riqueza fue distinto entre temporadas en cada tipo de EV (Figura 5 y 6), este resultado coincide con lo que reportan Chen y Wang (2017) sobre que los EV tienen diferentes funciones de hábitat entre las temporadas de cada año.

Durante la temporada de invierno se encontró una respuesta diferenciada entre la riqueza y abundancia de la comunidad de aves a las condiciones de los EV, lo que permite aceptar la hipótesis sobre la diferencia de la comunidad de aves entre los tipos de EV. El hecho de que los parques muestran una mayor abundancia, aunque no la mayor riqueza (Figura 5), está relacionado al tamaño y forma de estos. Algunos parques cuentan con una mayor cantidad de árboles respecto a otros EV, lo que está asociado a una menor cantidad de ruido y a una mayor disponibilidad de hábitat, lo cual beneficia a las aves, particularmente a las especies migratorias, que están especialmente asociadas a la búsqueda de recursos (Lu *et al.*, 2007; Perillo *et al.*, 2017; Lepczyk *et al.*, 2017). Además, la riqueza encontrada en los parques no fue baja respecto a los jardines institucionales, que es el tipo de EV con mayor riqueza, lo que podría indicar que espacios como los parques presentan condiciones favorables tanto para la abundancia como para la riqueza de especies de aves.

Los camellones tuvieron una menor abundancia y riqueza de aves, posiblemente a consecuencia de los altos niveles de tráfico de vehículos y ruido. Estos aspectos de la urbanización inhiben la presencia de aves y moldean comunidades ecológicas con menor riqueza taxonómica (Lu *et al.*, 2007; Yang *et al.*, 2015; Liordos *et al.*, 2021).

El hecho de que los jardines institucionales hayan mostrado la mayor riqueza de especies (Figura 5B y 6B) enfatiza el efecto de los cuerpos de agua en la comunidad de aves (Hughes *et al.*, 2022). Este tipo de EV cuenta con sitios con lagos artificiales y uno de ellos con un manantial, los cuales durante verano presentan más agua debido al aumento de la precipitación, lo que favorece la presencia de especies acuáticas. Asociado a lo anterior, el aumento de humedad en el suelo durante verano tiene efecto en el incremento de follaje de las especies vegetales caducifolias, lo que influye en las especies de aves terrestres por la mayor disponibilidad de recursos (Peng *et al.*, 2024). Adicionalmente, una mayor diversidad

de aves en espacios como los jardines institucionales, que cuentan con un grado medio de perturbación urbana, está asociado a disponibilidad de hábitat y al aumento de recursos por la combinación de elementos naturales y antrópicos (Hart y Kleiman 2018; Senf *et al.*, 2020).

Las especies más abundantes cambian entre tipos de EV que son contrastantes en sus condiciones vegetales en ambas temporadas (Figura 7 y 8), lo que confirma la diferencia en los requerimientos de las especies y en su respuesta a la urbanización (Fischer *et al.*, 2015). Especies como *P. domesticus*, *C. livia* y *Q. mexicanus* ya se han reportado previamente en ambientes con alto grado de actividad humana (*i.e.*, Maya-Elizarrarás, 2011; Malagamba-Rubio *et al.*, 2013; Aronson *et al.*, 2014), por lo tanto, su abundancia en los camellones en ambas temporadas es un resultado típico que se explica por la menor susceptibilidad de estas especies al área de los EV, a la disponibilidad de recursos y a la actividad humana conforme a lo que mencionan MacGregor-Fors *et al.* (2010) y Peng *et al.* (2024). En contraste, especies con requerimientos o tolerancias específicas se encuentran en EV con atributos de hábitat particulares, tal como reporta Xie *et al.* (2021).

Se registraron especies de aves exóticas domesticadas, como *A. platyrhynchos* var. *domesticus*, cuya abundancia y presencia depende principalmente de la provisión de recursos y alimento de parte del humano, por lo tanto, son especies que no se encuentran en todos los espacios. Estas especies podrían ser un indicador claro del efecto de las actividades de manejo realizadas en ciertos EV. Estas actividades de manejo también tienen un impacto en la presencia y desarrollo de especies vegetales exóticas, sobre todo aquellas dependientes de riego.

11.6 Diversidad beta entre los tipos de espacios verde

Los EV mostraron un alto valor de disimilitud en ambas temporadas. El hecho de que la disimilitud entre los jardines institucionales y los parques urbanos, durante la temporada de invierno, sea determinada por el anidamiento de especies (Figura 9) sugiere que comparten la identidad de sus especies, por lo su diferencia radica en la riqueza taxonómica (Chen y Wang, 2017; Baselga y Gómez-Rodríguez, 2019). Lo anterior es coherente con el resultado del análisis de rarefacción, donde los parques muestran una menor riqueza de especies que los jardines institucionales, considerando el mismo número de individuos (Figura 5B).

El valor alto del índice de disimilitud entre los parques urbanos y la ribera de río, durante invierno, debido al recambio de especies, indica que la identidad de éstas y su abundancia es distinta a pesar de tratarse de sitios con una riqueza de especies similar (Baselga y Gómez-Rodríguez, 2019). Este resultado es congruente con lo que se observa en las curvas de rango-abundancia (Figura 7) las especies más abundantes no son las mismas entre ambos tipos EV. Lo anterior también sucede entre los camellones y los jardines institucionales, su riqueza de especies fue similar pero la identidad de las especies no es igual entre ambos EV.

El valor de disimilitud entre los jardines institucionales y los camellones fue alto, sobre todo en la temporada de verano. Dicha disimilitud estuvo determinada por el recambio (Figura 10), lo que sugiere que estos tipos de EV no comparten la mayoría de sus especies y que su diferencia se acentúa en verano. Esto podría tener relación con un cambio en las condiciones de los jardines institucionales durante verano, como se menciona anteriormente. Dicho resultado es congruente con los valores del índice de Bray-Curtis en la comparación de los tipos de EV entre temporadas, ya que los jardines institucionales son uno de los tipos de EV que mostró un valor mayor de disimilitud (Figura 11).

El hecho de que los camellones hayan sido los EV que menos cambian entre temporadas coincide con lo que indican Chen y Wang (2017), ellos mencionan que los espacios más urbanizados no suelen mostrar cambios en su diversidad entre temporadas, aun así, los valores del índice no son bajos para ningún tipo de EV y principalmente es el proceso de recambio lo que determina las diferencias. Estos resultados son consistentes con lo reportado por Belloq *et al.* (2017) sobre que un mismo EV funge como hábitat distinto para diferentes especies a lo largo del año y soporta la hipótesis en la que se espera un cambio entre temporadas en la comunidad de aves.

11.7 Zona Crítica Terrestre y su relación con los cambios en la comunidad de aves

Las variables que mostraron relación con la abundancia y riqueza de la comunidad de aves en invierno (Tabla 6) coinciden con las variables reportadas como relevantes para las aves por varios estudios (*i.e.*, MacGregor-Fors y Shondube, 2010; Belloq *et al.*, 2017; Lepczyk *et al.*, 2017). Dichos autores reportan que variables indicadoras de la complejidad estructural

de la vegetación, como la variación en la altura de la base a la copa y el DAP de los árboles, tienen un efecto positivo en la comunidad de aves, probablemente por la disponibilidad y diversidad de recursos que esto significa, tanto para las aves migratorias como para las residentes. Sin embargo, el número de árboles no resultó significativo en el modelo, lo que es contrario a lo reportado para aves migratorias en el estudio de MacGregor-Fors *et al.* (2010).

En el caso de la comunidad de aves de verano la altura de los árboles y el DAP resultaron significativas para su abundancia y riqueza. Estas variables son distintas a las que resultaron significativas en el modelo para la abundancia y riqueza de la comunidad de invierno (Tabla 7), aunque no es aplicable para el porcentaje de dosel, porque no fue utilizado en el modelo. Las variables coinciden con lo reportado por Malagamba-Rubio *et al.* (2013), quienes relacionan dichas variables con una mayor complejidad vegetal, que propicia la diversidad de hábitats, lo que favorece a la riqueza de especies de aves. Los resultados sugieren que existe un fuerte efecto del manejo de los EV. Aunque en este estudio no se midieron aspectos detallados de las actividades de manejo, se infirieron generalidades al agrupar a los espacios por su tipología. Este enfoque permite la aproximación a nuevas preguntas de investigación, agregar nuevos factores que contribuyan a la explicación de las diferencias entre tipos de espacios, así como generar subcategorías que muestren con precisión las características biofísicas de los sitios.

11.8 Variación del hábitat potencial para la edafofauna y su relación con cambios en la Zona Crítica Terrestre entre espacios verdes urbanos

No hubo diferencias significativas en el hábitat potencial para la fauna edáfica entre los tipos de EV (Figura 12), lo que está relacionado con la poca variación en la materia orgánica del suelo, ya que el carbono orgánico es parte de la ecuación utilizada para su estimación. Los valores encontrados coinciden con lo que reporta Calzolari *et al.* (2020) para zonas tanto periurbanas como urbanas particulares, lo que sugiere que los valores del hábitat potencial pueden variar por cambios en condiciones muy específicas de los EV que no necesariamente responden a un gradiente de urbanización y que tampoco se perciben al agrupar los sitios por

su tipología. No obstante, este índice se ha utilizado principalmente bajo el enfoque de gradiente de urbanización, por lo tanto, no existen referencias para comparar los resultados encontrados con lo reportado por otros estudios en cuanto a diferencias en los tipos de EV. Finalmente, que en el GLMM haya resultado significativo el número de árboles para explicar la variación del hábitat potencial (Tabla 8) está relacionado con lo que reporta Byrne (2007) sobre la relación de dicho estimador con la estructura vegetal.

12. CONCLUSIONES



Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo
Fotografía: Armando Navarrete Segueda

Los cambios en la Zona Crítica Terrestre se expresaron en cambios tanto en el almacén de carbono como en el hábitat para la avifauna, lo que prueba la hipótesis sobre la relación de los componentes de los espacios verdes y los servicios ecosistémicos, pero las diferencias no se reflejaron en valores como el promedio del almacén, o la abundancia y riqueza de la comunidad de aves, sino en parámetros específicos, como el almacén de carbono por especie arbórea o la identidad de las especies de aves.

La variación del almacén de carbono en la vegetación estuvo determinada por la variación de las especies e individuos que más carbono almacenan, por otro lado, la variación del almacén de carbono en el suelo fue indetectable a través del promedio de almacén por metro cuadrado, únicamente se observó variación dentro de cada tipología expresada a través de coeficientes de variación altos dentro de cada tipología de los espacios verdes.

En el caso de la comunidad de aves, la composición de las especies fue el parámetro que mostró mayor variación entre tipos de espacios verdes, tanto espacial como

temporalmente. Generalizar la función de cada espacio verde como hábitat no sería un criterio adecuado en cuestiones de manejo y conservación.

El hábitat para la fauna edáfica no mostró variación entre los tipos de espacio verde, pero sí una relación positiva con la cobertura arbórea.

Separar los espacios verdes por su tipología y evaluar los cambios en las propiedades de suelo, y en la estructura y diversidad de la vegetación, desde el enfoque de la Zona Crítica Terrestre, permite identificar a los componentes que diferencian a los tipos de espacios verdes, así como inferir las diferencias en el manejo de los sitios. Sin embargo, aún podrían agregarse nuevos componentes a comparar entre tipos de espacios verdes o se podrían crear subcategorías que se ajusten mejor a las características de los sitios.

El enfoque utilizado permite conocer la variación de distintos servicios ecosistémicos entre los espacios verdes en entornos urbanos de ciudades como Morelia a partir de la comparación de los indicadores de cada servicio. No obstante, es importante seleccionar las variables de respuesta que mejor representan dichos cambios para conocer el papel de cada espacio verde en el suministro de servicios ecosistémicos, así como la magnitud de su contribución.

Considerar la variación dentro del espacio urbano y la respuesta de los organismos ante dichos cambios permite identificar los factores específicos que benefician el suministro de SE dentro de la ciudad.

13. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aronson, M.F.J., La Sorte, F.A., Nilon, C.H., Katti, M., Goddard, M.A., Lepczyk, C.A., Warren, P.S., Williams, N.S.G., Cilliers, S., Clarkson, B., Dobbs, C., Dolan, R., Hedblom, M., Klotz, S., Kooijmans, J.L., Kühn, I., MacGregor-Fors, I., McDonnell, M., Mörtberg, U., Pyšek, P., Siebert, S., Sushinsky, J., Werner, P., Winter, M., 2014. A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 281, 20133330. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.3330>
- Banwart, S.A., Nikolaidis, N.P., Zhu, Y.-G., Peacock, C.L., Sparks, D.L., 2019. Soil functions: Connecting Earth's critical zone. *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.* 47, 333–59. <https://doi.org/https://doi.org/10.1146/annurev-earth-063016-020544>
- Baselga-, A., Gómez-Rodríguez, C., 2019. Diversidad alfa, beta y gamma ¿cómo medimos diferencias entre comunidades biológicas?
- Beninde, J., Veith, M., Hochkirch, A., 2015. Biodiversity in cities needs space: A meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecol. Lett.* 18, 581–592. <https://doi.org/10.1111/ele.12427>
- Bollo-Manent, M., Morales, G.M., Martínez-Serrano, A., 2022. Las áreas verdes en la ciudad de Morelia, Michoacán, México. *Investig. Geográficas.* <https://doi.org/10.14350/rig.60494>
- Bolund, P., Hunhammar, S., 1999. Ecosystem services in urban areas. *Ecol. Econ.* 29, 293–301.
- Brown S., 1997. Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests: a Primer. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Brown, S., Miltner, E., Cogger, C., 2012. Carbon sequestration potential in urban soils, in: Lal, R., Augustin, B. (Eds.), *Carbon Sequestration in Urban Ecosystems*. Springer Dordrecht Heidelberg London New York, pp. 173–196.
- Bünemann, E.K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R.E., De Deyn, G., de Goede, R.,

- Fleskens, L., Geissen, V., Kuyper, T.W., Mäder, P., Pulleman, M., Sukkel, W., van Groenigen, J.W., Brussaard, L., 2018. Soil quality – A critical review. *Soil Biol. Biochem.* 120, 105–125. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>
- Byrne, L.B., 2007. Habitat structure: A fundamental concept and framework for urban soil ecology. *Urban Ecosyst.* 10, 255–274. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0027-6>
- Calzolari, C., Tarocco, P., Lombardo, N., Marchi, N., Ungaro, F., 2020. Assessing soil ecosystem services in urban and peri-urban areas: From urban soils survey to providing support tool for urban planning. *Land use policy* 99, 105037. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105037>
- Calzolari, C., Ungaro, F., Filippi, N., Guermandi, M., Malucelli, F., Marchi, N., Staffilani, F., Tarocco, P., 2016. A methodological framework to assess the multiple contributions of soils to ecosystem services delivery at regional scale. *Geoderma* 261, 190–203. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.07.013>
- Cavender-Bares, J., Kozak, K.H., Fine, P.V.A., Kembel, S.W., 2009. The merging of community ecology and phylogenetic biology. *Ecol. Lett.* 12, 693–715. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01314.x>
- Chace, J.F., Walsh, J.J., 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landsc. Urban Plan.* 74, 46–69. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.08.007>
- Chaparro, L., Terradas, J., 2009. Ecological Services of Urban Forest in Barcelona. Barcelona, España.
- Chapin III, F.S., 2003. Effects of plant traits on ecosystem and regional processes: a conceptual framework for predicting the consequences of global change. *Ann. Bot.* 91, 455–463.
- Chapin III, F.S., Matson, P.A., Vitousek, P., 2011. Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer Science & Business Media, New York, United States of America.
- Chave J., Réjou-Méchain M., Búrquez A., *et al.* 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees.

- Chen, S., Wang, S., 2017. Bird Diversities and Their Responses to Urbanization in China, in: Ecology and Conservation of Birds in Urban Environments. Springer International Publishing, Cham, pp. 55–74. https://doi.org/10.1007/978-3-319-43314-1_4
- Chen, L., Wang, Y., Zhu, E., Wu, H., Feng, D., 2024. Carbon storage estimation and strategy optimization under low carbon objectives for urban attached green spaces. *Sci. Total Environ.* 923, 171507. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171507>
- Churkina, G., 2008. Modeling the carbon cycle of urban systems. *Ecol. Modell.* 216, 107–113. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.03.006>
- Civeira, G., Lavado, R.S., 2006. Efecto del aporte de enmiendas orgánicas sobre propiedades físicas e hidrológicas de un suelo urbano degradado 24, 123–130.
- de Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemen, L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecol. Complex.* 7, 260–272. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006>
- Deeb, M., Groffman, P.M., Blouin, M., Egendorf, S.P., Vergnes, A., Vasenev, V., Cao, D.L., Walsh, D., Morin, T., Séré, G., 2020. Using constructed soils for green infrastructure – challenges and limitations. *SOIL* 6, 413–434. <https://doi.org/10.5194/soil-6-413-2020>
- Du, J., Yu, M., Cong, Y., Lv, H., Yuan, Z., 2022. Soil Organic Carbon Storage in Urban Green Space and Its Influencing Factors: A Case Study of the 0–20 cm Soil Layer in Guangzhou City. *Land* 11, 1484. <https://doi.org/10.3390/land11091484>
- Edmondson, J.L., Davies, Z.G., McCormack, S.A., Gaston, K.J., Leake, J.R., 2011. Are soils in urban ecosystems compacted? A citywide analysis. *Biol. Lett.* 7, 771–774. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2011.0260>
- Faeth, S.H., Bang, C., Saari, S., 2011. Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 69–81. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05925.x>
- Fischer, J.D., Schneider, S.C., Ahlers, A.A., Miller, J.R., 2015. Categorizing wildlife responses to urbanization and conservation implications of terminology. *Conserv. Biol.* 29, 1246–1248. <https://doi.org/10.1111/cobi.12451>

- Gámez-Bastén, V., 2005. Sobre sistemas, tipologías y estándares de áreas verdes en el planeamiento urbano. Santiago, Chile.
- Gardi, C., Jeffery, S., Saltelli, A., 2013. An estimate of potential threats levels to soil biodiversity in EU. *Glob. Chang. Biol.* 19, 1538–1548. <https://doi.org/10.1111/gcb.12159>
- Gomez-Baggethun, E., Barton, D.N., 2013. Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecol. Econ.* 86, 235–245. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.08.019>
- Gómez-Brandón, M., Herbón, C., Probst, M., Fornasier, F., Barral, M.T., Paradelo, R., 2022. Influence of land use on the microbiological properties of urban soils. *Appl. Soil Ecol.* 175, 104452. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2022.104452>
- Grant, G.E., Dietrich, W.E., 2017. The frontier beneath our feet. *Water Resour. Res.* 53, 2605–2609. <https://doi.org/10.1002/2017WR020835>
- Guilland, C., Maron, P.A., Damas, O., Ranjard, L., 2018. Biodiversity of urban soils for sustainable cities. *Environ. Chem. Lett.* 16, 1267–1282. <https://doi.org/10.1007/s10311-018-0751-6>
- Haase, D., Larondelle, N., Andersson, E., Artmann, M., Borgström, S., Breuste, J., Gomez-Baggethun, E., Gren, Å., Hamstead, Z., Hansen, R., Kabisch, N., Kremer, P., Langemeyer, J., Rall, E.L., McPhearson, T., Pauleit, S., Qureshi, S., Schwarz, N., Voigt, A., Wurster, D., Elmqvist, T., 2014. A quantitative review of urban ecosystem service assessments: Concepts, models, and implementation. *Ambio* 43, 413–433. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0504-0>
- Hart, J.L., Kleinman, J.S., 2018. What Are Intermediate-Severity Forest Disturbances and Why Are They Important? *Forests* 9, 579. <https://doi.org/10.3390/f9090579>
- Hsieh, T.C., Ma, K.H., Chao, A., 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods Ecol Evol* 7, 1451–1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- Hughes, A.C., Orr, M.C., Lei, F., Yang, Q., Qiao, H., 2022. Understanding drivers of global

- urban bird diversity. *Glob. Environ. Chang.* 76, 102588. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2022.102588>
- Instituto Municipal de Planeación de Morelia, 2021. Plan Municipal de Desarrollo Morelia 2021-2024.
- Instituto Municipal de Planeación de Morelia, 2024. Morelia en datos [Documento en línea]. URL:<https://implanmorelia.org/site/wp-content/uploads/2023/11/A-l-A1.-Población.pptx.pdf> (Acceso: 10.01.25).
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme. UNEP. Eds. Jim Penman, Michael Gytarsky, Taka Hiraishi, Thelma Krug, Dina Kruger, Riitta Pipatti, Leandro Buendia, Kyoko Miwa, Todd Ngara, Kiyoto Tanabe and Fabian Wagner
- Jevon, F., Crown, C.A., Clark, J.A.G., Doroski, D.A., Darling, L., Sonti, N.F., Yesilonis, I.D., Dietsch, G., Bradford, M., Pregitzer, C.C., 2025. Native trees are responsible for the high carbon density in urban natural area forests across eight United States cities. *J. Appl. Ecol.* 62, 132–143. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14823>
- Johnson, P.C.D., Barry, S.J.E., Ferguson, H.M., Müller, P., 2015. Power analysis for generalized linear mixed models in ecology and evolution. *Methods Ecol Evol* 6, 133–142. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12306>
- Jones, L., Anderson, S., Læssøe, J., Banzhaf, E., Jensen, A., Bird, D.N., Miller, J., Hutchins, M.G., Yang, J., Garrett, J., Taylor, T., Wheeler, B.W., Lovell, R., Fletcher, D., Qu, Y., Vieno, M., Zandersen, M., 2022. A typology for urban Green Infrastructure to guide multifunctional planning of nature-based solutions. *Nature-Based Solut.* 2, 100041. <https://doi.org/10.1016/j.nbsj.2022.100041>
- Jordan, R., Simioni, D., 1998. Ciudades intermedias de América Latina y El Caribe: Propuestas para la gestión urbana.
- Kremer, P., Hamstead, Z., Haase, D., McPhearson, T., Frantzeskaki, N., Andersson, E., Kabisch, N., Larondelle, N., Rall, E.L., Voigt, A., Baró, F., Bertram, C., Gómez-

- Baggethun, E., Hansen, R., Kaczorowska, A., Kain, J.-H., Kronenberg, J., Langemeyer, J., Pauleit, S., Rehdanz, K., Schewenius, M., van Ham, C., Wurster, D., Elmqvist, T., 2016. Key insights for the future of urban ecosystem services research. *Ecol. Soc.* 21, art29. <https://doi.org/10.5751/ES-08445-210229>
- Lara López, L. F. (2012). Calidad, funcionalidad y accesibilidad de las áreas verdes de la Ciudad de Morelia, Michoacán. Tesis. Universidad Nacional Autónoma de México, México. Recuperado de <https://repositorio.unam.mx/contenidos/293083>
- Lasso de la Vega, S., Jean-Francois, M., Vieyra-Medrano, A., 2019. Modelo prospectivo de crecimiento periurbano para una ciudad media. El caso de Morelia, Michoacán, in: Ley García, J., Mas, J.-F. (Eds.), *Análisis Geoespacial En Los Estudios Urbanos*. Universidad Autónoma de Baja California; Universidad Nacional Autónoma de México; Sociedad Latinoamericana de Percepción Remota y Sistemas de Información Espacial, Baja California; Ciudad de México; Chihuahua, p. 2021.
- Laurance, W.F., Fearnside, P.M., Laurance, S.G., Delamonica, P., Lovejoy, T.E., Rankin-de Merona, J.M., Chambers, J.Q., Gascon, C., 1999. Relationship between soils and Amazon forest biomass: A landscape-scale study. *For. Ecol. Manage.* 118, 127–138. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00494-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00494-0)
- Lepczyk, C.A., La Sorte, F.A., Aronson, M.F.J., Goddard, M.A., MacGregor-Fors, I., Nilon, C.H., Warren, P.S., 2017. Global Patterns and Drivers of Urban Bird Diversity, in: *Ecology and Conservation of Birds in Urban Environments*. Springer International Publishing, Cham, pp. 13–33. https://doi.org/10.1007/978-3-319-43314-1_2
- Liordos, V., Jokimäki, J., Kaisanlahti-Jokimäki, M.-L., Valsamidis, E., Kontsiotis, V.J., 2021. Patch, matrix and disturbance variables negatively influence bird community structure in small-sized managed green spaces located in urban core areas. *Sci. Total Environ.* 801, 149617. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149617>
- Lokatis, S., Jeschke, J.M., 2022. Urban biotic homogenization: Approaches and knowledge gaps. *Ecological Applications* 32. <https://doi.org/10.1002/eap.2703>
- López-López, S.F., Martínez-Trinidad, T., Benavides-Meza, H.M., García-Nieto, M., Ángeles-Pérez, G., 2018. Reservorios de biomasa y carbono en el arbolado de la primera

- sección del Bosque de Chapultepec, Ciudad de México. *Madera y Bosques* 24. <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2431620>
- López, E., Bocco, G., Mendoza, M., Duhau, E., 2001. Predicting land-cover and land-use change in the urban fringe. *Landsc. Urban Plan.* 55, 271–285. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(01\)00160-8](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(01)00160-8)
- Lu, Y., Tang SiXian, S., Shi HuiLing, H., Ding ZhiFeng, Z., Bo ShunQi, S., He Xin, X., 2007. Relationship between avian community and habitat in Shanghai urban woodlots in winter. 42, 125–130.
- MacGregor-Fors, I., Schondube, J.E., Morales-Pérez, L., Quesada, J., 2008. Ampliación del ámbito geográfico-altitudinal y uso de hábitats suburbanos por la mascarita pico grueso (*Geothlypis poliocephala*). *Rev. Mex. Biodivers.* 79, 533–534.
- MacGregor-Fors, I., Morales-Pérez, L., Schondube, J.E., 2010. Migrating to the City: Responses of Neotropical Migrant Bird Communities to Urbanization. *Condor* 112, 711–717. <https://doi.org/10.1525/cond.2010.100062>
- MacGregor-Fors, I., Schondube, J.E., 2011. Gray vs. green urbanization: Relative importance of urban features for urban bird communities. *Basic Appl Ecol* 12, 372–381. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2011.04.003>
- MacGregor-Fors, I., Morales-Pérez, L., Schondube, J.E., 2012. From Forests to Cities: Effects of Urbanization on Tropical Birds, in: *Urban Bird Ecology and Conservation*. University of California Press, pp. 32–48. <https://doi.org/10.1525/california/9780520273092.003.0003>
- MacGregor-Fors, I., Escobar-Ibáñez, J.F., Schondube, J.E., Zuria, I., Ortega-Álvarez, R., Sosa-López, J.R., Ruvalcaba-Ortega, I., Almazán-Núñez, R.C., Arellano-Delgado, M., Arriaga-Weiss, S.L., Calvo, A., Chapa-Vargas, L., Silvestre Lara, P.X., García-Chávez, J.H., Hinojosa, O., Koller-González, J.M., Lara, C., de Aquino, S.L., López-Santillán, D., Maya-Elizarrarás, E., Medina, J.P., de Jesús Moreno Navarro, J., Murillo García, L.E., Orozco, L., Pineda-López, R., Rodríguez-Ruíz, E.R., Tinajero Hernández, J.R., Torres Abán, L.B., Vega-Rivera, J.H., 2021. The urban contrast: A nationwide assessment of avian diversity in Mexican cities. *Sci. Total Environ.* 753, 141915.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141915>

- Magurran, A.E., 2013. Measuring biological diversity. John Wiley & Sons.
- Malagamba-Rubio, A., MacGregor-Fors, I., Pineda-López, R., 2013. Diversidad, estructura y composición de las comunidades de aves que habitan en áreas verdes de la ciudad de Santiago de Querétaro. *Ornitol. Neotrop.* 24.
- Martínez Serrano, A., 2017. Zonificación geoecológica, un criterio para la interpretación y el análisis espacial del paisaje urbano de la ciudad de Morelia. *Boletín la Asoc. Geógrafos Españoles*. <https://doi.org/10.21138/bage.2421>
- Mathey, J., Hennersdorf, J., Lehmann, I., Wende, W., 2021. Qualifying the urban structure type approach for urban green space analysis – A case study of Dresden, Germany. *Ecol. Indic.* 125, 107519. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107519>
- Maya-Elizarrarás, E., 2011. Urban Park Bird Exploiters: A Case Study from the Guadalajara Metropolitan Area, Jalisco. *El Canto del Centzontle* 2, 104–109.
- McKinney, M.L., 2008. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosyst* 11, 161–176. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, DC.
- Morales Cerdas, V., Piedra Castro, L., Romero Vargas, M., Bermúdez Rojas, T., 2018. Indicadores ambientales de áreas verdes urbanas para la gestión en dos ciudades costarricenses. *Rev. Biol. Trop.* 66, 1421. <https://doi.org/10.15517/rbt.v66i4.32258>
- Murray-Tortarolo, G., Friedlingstein, P., Sitch, S., Jaramillo, V.J., Murguía-Flores, F., Anav, A., Liu, Y., Arneeth, A., Arvanitis, A., Harper, A., Jain, A., Kato, E., Koven, C., Poulter, B., Stocker, B.D., Wiltshire, A., Zaehle, S., Zeng, N., 2016. The carbon cycle in Mexico: past, present and future of C stocks and fluxes. *Biogeosciences* 13, 223–238. <https://doi.org/10.5194/bg-13-223-2016>
- Návar. 2008. Allometric equations for tree species and carbon stocks for forests of northwestern Mexico.

- Nowak, D.J., Crane, D.E., 2000. The Urban Forest Effects (UFORE) Model: Quantifying urban forest structure and functions', in Integrated tools for natural resources inventories in the 21st century. Integr. Tools Proc.
- ONU, 2018. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. La ONU y el Estado Derecho. URL <https://www.un.org/ruleoflaw/es/un-and-the-rule-of-law/united-nations-environment-programme/> (accessed 2.20.19).
- Ortega-Álvarez, R., MacGregor-Fors, I., 2011. Dusting-off the file: A review of knowledge on urban ornithology in Latin America. *Landsc. Urban Plan.* 101, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.12.020>
- Pacheco-Muñoz, R., Ceja-Madrigal, A., Schondube, J.E., 2025. Migratory birds benefit from urban environments in a highly anthropized Neotropical region. *PLoS One* 20, e0311290. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0311290>
- Peng, L., Liu, Q., Wang, Q., Si, X., Niu, H., Zhang, H., 2024. Effects of urbanization and vegetation on bird diversity in a megacity of central China. *Biol. Conserv.* 297, 110718. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110718>
- Perillo, A., Mazzoni, L.G., Passos, L.F., Goulart, V.D.L.R., Duca, C., Young, R.J., 2017. Anthropogenic noise reduces bird species richness and diversity in urban parks. *Ibis (Lond. 1859)*. 159, 638–646. <https://doi.org/10.1111/ibi.12481>
- Pickett, S.T.A., Cadenasso, M.L., Grove, J.M., Boone, C.G., Groffman, P.M., Irwin, E., Kaushal, S.S., Marshall, V., McGrath, B.P., Nilon, C.H., Pouyat, R.V., Szlavecz, K., Troy, A., Warren, P., 2011. Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress. *J Environ Manage* 92, 331–362. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.08.022>
- Quijas, S., Jackson, L.E., Maass, M., Schmid, B., Raffaelli, D., Balvanera, P., 2012. Plant diversity and generation of ecosystem services at the landscape scale: Expert knowledge assessment. *J. Appl. Ecol.* 49, 929–940. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02153.x>
- R Core Team, 2018. R: A language and environment for statistical computing.

- Ralph, C.J., Geupel, G.R., Pyle, P., Martin, T.E., DeSante, D.F., Milá, B., 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres.
- Rodríguez, R. de J.J., Rodríguez, A.G., Álvarez, E.H., Ramirez, J.L.S., Gonzalez, A.G., 2022. Estimación del carbono almacenado del arbolado urbano de Guadalajara, Jalisco, México, mediante modelos Biométricos / Estimation of carbon stored in urban trees in Guadalajara, Jalisco, Mexico, using Biometric models. *Brazilian J. Anim. Environ. Res.* 5, 224–240. <https://doi.org/10.34188/bjaerv5n1-018>
- Rojas-García F., De Jong B. H. J., Martínez-Zurimendi P., Paz-Pellat, F. (2015). Database of 478 allometric equations to estimate biomass for Mexican trees and forests. *Annals of Forest Science.* 72:835–864.
- Rügnitz M, Chacón L, Porro R. (2009). Guía para la Determinación de Carbono en Pequeñas Propiedades Rurales. 1era ed. Lima, Perú: Centro Mundial Agroflorestral.
- Santillán-Gaona, D.S., 2024. Calidad de sitio en espacios verdes urbanos de la ciudad de Morelia, Michoacán. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Sadzawka R., Carrasco, M., Grez R., Mora M., Flores H., y Neaman A. 2006. Métodos de análisis recomendados para los suelos de Chile. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Serie Actas ICNIA, N° 34.
- Sandström, U.G., Angelstam, P., Mikusiński, G., 2006. Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landsc. Urban Plan.* 77, 39–53. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.01.004>
- Schondube, J., Fors, I., Morales, L., Granados, E., Mendoza, M., 2010. Ecología espacial de las aves. pp. 102–106.
- Segura-Castruita, M.A., Sánchez-Guzmán, P., Ortiz-Solorio, C.A., Gutiérrez-Castorena, M. del C., 2005. Carbono orgánico de los suelos de México. *Terra Latinoam.* 23, 21–28.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales), 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis.

- Senelwa, K., Sims, R.E.H., 1997. Tree biomass equations for short rotation eucalypts grown in New Zealand. *Biomass Bioenergy* 13, 133–140. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(97\)00026-3](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(97)00026-3)
- Senf, C., Mori, A.S., Müller, J., Seidl, R., 2020. The response of canopy height diversity to natural disturbances in two temperate forest landscapes. *Landsc. Ecol.* 35, 2101–2112. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01085-7>
- Soil Survey Staff, 2006. *Keys to Soil Taxonomy*, 10th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington, DC, USA.
- Soria-Nambo, A., 2024. Diagnóstico biofísico de las áreas verdes urbanas y periurbanas en la ciudad de Morelia, Michoacán, México. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Stein, A., Kreft, H., 2014. Terminology and quantification of environmental heterogeneity in species-richness research. *Biol. Rev.* 90, 815–836. <https://doi.org/10.1111/brv.12135>
- Strohbach, M.W., Haase, D., 2012. Above-ground carbon storage by urban trees in Leipzig, Germany: Analysis of patterns in a European city. *Landsc. Urban Plan.* 104, 95–104. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.10.001>
- Valença-Pinto, L., Inácio, M., Ferreira, C.S.S., Ferreira, A.D., Pereira, P., 2022. Ecosystem services and well-being dimensions related to urban green spaces – A systematic review. *Sustain Cities Soc* 85, 104072. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2022.104072>
- Vasenev, V., Kuzyakov, Y., 2018. Urban soils as hot spots of anthropogenic carbon accumulation: Review of stocks, mechanisms and driving factors. *L. Degrad. Dev.* 29, 1607–1622. <https://doi.org/10.1002/ldr.2944>
- Wang, H., Feng, Y., Ai, L., 2023. Progress of carbon sequestration in urban green space based on bibliometric analysis. *Front. Environ. Sci.* 11. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1196803>
- Wiesmeier, M., Urbanski, L., Hobbey, E., Lang, B., von Lützow, M., Marin-Spiotta, E., van Wesemael, B., Rabot, E., Ließ, M., Garcia-Franco, N., Wollschläger, U., Vogel, H.-J., Kögel-Knabner, I., 2019. Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma* 333, 149–162.

<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026>

- Xie, R., Zhao, G., Yang, J., Wang, Zhihao, Xu, Y., Zhang, X., Wang, Zijian, 2021. eDNA metabarcoding revealed differential structures of aquatic communities in a dynamic freshwater ecosystem shaped by habitat heterogeneity. *Environ. Res.* 201, 111602. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111602>
- Xu, F., Zhao, S., Li, S., 2024. Dynamic Responses of Soil Organic Carbon to Urbanization: A Global Perspective. *Glob. Chang. Biol.* 30. <https://doi.org/10.1111/gcb.17573>
- Yang, J., La Sorte, F.A., Pyšek, P., Yan, P., Nowak, D., McBride, J., 2015. The compositional similarity of urban forests among the world's cities is scale dependent. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 24, 1413–1423. <https://doi.org/10.1111/geb.12376>
- Yesilonis, I.D., Pouyat, R. V., 2012. Carbon Stocks in Urban Forest Remnants: Atlanta and Baltimore as Case Studies, in: *Carbon Sequestration in Urban Ecosystems*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 103–120. https://doi.org/10.1007/978-94-007-2366-5_5
- Zhao, D., Cai, J., Xu, Y., Liu, Y., Yao, M., 2023. Carbon sinks in urban public green spaces under carbon neutrality: A bibliometric analysis and systematic literature review. *Urban For. Urban Green.* 86, 128037. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2023.128037>
- Zhou, Y., Gu, B., 2024. The impacts of human activities on Earth Critical Zone. *Earth Crit. Zo.* 1, 100004. <https://doi.org/10.1016/j.ecz.2024.100004>
- Zúñiga-Vega, J.J., Solano-Zavaleta, I., Sáenz-Escobar, M.F., Ramírez-Cruz, G.A., 2019. Habitat traits that increase the probability of occupancy of migratory birds in an urban ecological reserve. *Acta Oecologica* 101, 103480. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2019.103480>

14. ANEXOS

Anexo 1. Contribución de las variables de suelo y vegetación a los ejes del análisis de componentes principales.

Variables	Eje 1	Eje 2
CV porcentaje de dosel (%)	0.4146	0.1003
CV altura base copa (m)	0.7154	0.1997
CV altura total (m)	0.5357	0.6032
CV DAP (cm)	0.9110	0.0162
Número de especies	0.6939	-0.5954
Número de arbustos	0.8566	-0.3741
Número de árboles	0.1125	-0.8212
Humedad del suelo (%)	-0.0878	-0.4721
Materia orgánica (%)	-0.0128	-0.4804
Arcilla (%)	-0.5217	-0.5487
Densidad aparente (g/cm ³)	0.3140	0.6322
pH	-0.3985	0.5741

Anexo 2. Abundancia por especie de la comunidad de aves de invierno

	Camellón	Institucional	Parque urbano	Ribera de río
<i>Agelaius phoeniceus</i>	0	1	0	0
<i>Amazilia beryllina</i>	0	0	0	3
<i>Anas platyrhynchos</i>	0	10	0	0
<i>Bubulcus ibis</i>	0	1	0	0
<i>Cardellina pusilla</i>	0	1	2	0
<i>Columbina inca</i>	10	2	0	11
<i>Columbina livia</i>	0	0	1	0
<i>Columbina passerina</i>	11	1	14	4
<i>Corvus corax</i>	0	1	0	0
<i>Empidonax hammondi</i>	0	0	1	0
<i>Haemorhous mexicanus</i>	4	18	38	7
<i>Hirundo rustica</i>	1	1	0	0
<i>Icterus abeillei</i>	0	0	1	0
<i>Icterus galbula</i>	0	6	0	0
<i>Icterus spurius</i>	0	0	1	0
<i>Leiothlypis celata</i>	0	0	6	10
<i>Leiothlypis ruficapilla</i>	5	1	2	2
<i>Leiothlypis virginiae</i>	0	0	0	1
<i>Loxia curvirostra</i>	0	1	0	0
<i>Melanerpes aurifrons</i>	0	5	13	4
<i>Melospiza melodia</i>	0	0	10	0
<i>Melospiza fusca</i>	0	0	0	2
<i>Mimus polyglottos</i>	0	0	1	0
<i>Mniotilta varia</i>	0	0	2	0
<i>Parkesia noveboracensis</i>	0	1	0	0
<i>Passer domesticus</i>	17	2	31	0
<i>Piranga rubra</i>	0	0	0	2
<i>Pitangus sulphuratus</i>	0	1	0	0
<i>Poliophtila caerulea</i>	0	1	0	12
<i>Psaltiriparus minimus</i>	0	1	0	1
<i>Ptilogonys cinereus</i>	0	0	0	3
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	0	0	10	0
<i>Quiscalus mexicanus</i>	21	0	2	3
<i>Regulus calendula</i>	0	0	0	1
<i>Saucerottia beryllina</i>	1	0	0	0
<i>Sayornis nigricans</i>	0	2	0	0
<i>Selasphorus rufus</i>	1	0	0	0
<i>Setophaga coronata</i>	13	18	40	17
<i>Setophaga petechia</i>	0	0	2	0
<i>Setophaga townsendi</i>	0	0	0	2
<i>Spinus psaltria</i>	0	1	0	0
<i>Spinus sp</i>	0	0	0	10
<i>Sporophila moreletii</i>	0	0	1	0

<i>Streptopelia decaocto</i>	11	0	9	0
<i>Thryomanes bewickii</i>	0	2	1	1
<i>Troglodytes aedon</i>	0	2	0	0
<i>Turdus rufopalliatus</i>	0	0	0	1
<i>Tyrannus vociferans</i>	0	2	2	2
<i>Vireo bellii</i>	0	0	1	0
<i>Vireo gilvus</i>	0	0	0	3
<i>Vireo plumbeus</i>	1	0	3	0

Anexo 3. Abundancia por especie de la comunidad de aves de verano.

	Camellón	Institucional	Parque urbano	Ribera de río
<i>Agelaius phoeniceus</i>	0	1	0	0
<i>Amazilia beryllina</i>	1	7	4	7
<i>Amazilia violiceps</i>	0	1	2	0
<i>Anas diazi</i>	0	5	0	0
<i>Anas platyrhynchos</i>	0	15	0	0
<i>Cairina moschata</i>	0	7	0	0
<i>Catharus guttatus</i>	0	1	2	0
<i>Columbina inca</i>	21	6	21	18
<i>Columbina livia</i>	1	0	0	0
<i>Corvus corax</i>	0	1	0	0
<i>Empidonax difficilis</i>	0	1	0	0
<i>Empidonax minimus</i>	0	2	0	0
<i>Empidonax oberholseri</i>	0	3	0	0
<i>Haemorhous mexicanus</i>	0	0	17	1
<i>Hirundo rustica</i>	5	14	44	23
<i>Junco phaeotus</i>	0	0	7	4
<i>Loxia curvirostra</i>	0	0	1	0
<i>Melanerpes aurifrons</i>	0	3	2	2
<i>Melanerpes formicivorus</i>	0	1	0	0
<i>Melospiza melodia</i>	0	0	3	0
<i>Melospiza fusca</i>	0	0	0	1
<i>Passer domesticus</i>	8	0	0	1
<i>Passerina caerulea</i>	0	0	1	0
<i>Pitangus sulphuratus</i>	0	1	0	0
<i>Poliophtila caerulea</i>	0	2	0	0
<i>Psaltiriparus minimus</i>	7	0	7	8
<i>Ptilogonys cinereus</i>	3	0	0	9
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	0	2	3	0
<i>Quiscalus mexicanus</i>	15	1	1	5
<i>Sayornis nigricans</i>	0	0	1	0
<i>Selasphorus platycercus</i>	2	0	0	0
<i>Setophaga petechia</i>	3	3	4	3
<i>Spinus psaltria</i>	2	9	12	0
<i>Streptopelia decaocto</i>	6	2	3	0
<i>Tachycineta thalassina</i>	3	7	0	0
<i>Thryomanes bewickii</i>	0	0	7	3
<i>Turdus migratorius</i>	0	0	0	1
<i>Turdus rufopalliatus</i>	0	5	1	3
<i>Tyrannus vociferans</i>	0	0	1	0
<i>Vireo gilvus</i>	0	0	0	1
<i>Zenaida macroura</i>	2	0	0	3

Katia Vianney Miranda Gallegos

Zona crítica terrestre en espacios verdes urbanos el suelo y los servicios ecosistémicos de la ciuda

 Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo

Detalles del documento

Identificador de la entrega

trn:oid:::3117:472529467

Fecha de entrega

8 jul 2025, 8:30 a.m. GMT-6

Fecha de descarga

8 jul 2025, 8:34 a.m. GMT-6

Nombre de archivo

Zona crítica terrestre en espacios verdes urbanos el suelo y los servicios ecosistémicos de la ciud....pdf

Tamaño de archivo

3.3 MB

76 Páginas

19.115 Palabras

96.727 Caracteres

Formato de Declaración de Originalidad y Uso de Inteligencia Artificial

Coordinación General de Estudios de Posgrado
Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo



A quien corresponda,

Por este medio, quien abajo firma, bajo protesta de decir verdad, declara lo siguiente:

- Que presenta para revisión de originalidad el manuscrito cuyos detalles se especifican abajo.
- Que todas las fuentes consultadas para la elaboración del manuscrito están debidamente identificadas dentro del cuerpo del texto, e incluidas en la lista de referencias.
- Que, en caso de haber usado un sistema de inteligencia artificial, en cualquier etapa del desarrollo de su trabajo, lo ha especificado en la tabla que se encuentra en este documento.
- Que conoce la normativa de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, en particular los Incisos IX y XII del artículo 85, y los artículos 88 y 101 del Estatuto Universitario de la UMSNH, además del transitorio tercero del Reglamento General para los Estudios de Posgrado de la UMSNH.

Datos del manuscrito que se presenta a revisión		
Programa educativo	Maestría en Geociencias y Planificación del Territorio	
Título del trabajo	Zona crítica terrestre en espacios verdes urbanos: elavelo y los servicios ecosistémicos de la ciudad de Morelia	
	Nombre	Correo electrónico
Autor/es	Katha Vianney Miranda Gallego	2330355x@umich.mx
Director	María Lourdes González Arquer	lourdes.gonzalez@umich.mx
Codirector	Arimando Navarrete Segueda	arnavarrete@cico.umich.mx
Coordinador del programa	Boris Chako Tchamabe	mae.geociencias.planificacion.territorio@umich.mx

Uso de Inteligencia Artificial		
Rubro	Uso (sí/no)	Descripción
Asistencia en la redacción	NO	

Formato de Declaración de Originalidad y Uso de Inteligencia Artificial

Coordinación General de Estudios de Posgrado
Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo



Uso de Inteligencia Artificial		
Rubro	Uso (sí/no)	Descripción
Traducción al español	No	
Traducción a otra lengua	No	
Revisión y corrección de estilo	No	
Análisis de datos	No	
Búsqueda y organización de información	Sí	Datos de gravedad específica de la madera de especes para fórmula
Formateo de las referencias bibliográficas		
Generación de contenido multimedia		
Otro		

Datos del solicitante	
Nombre y firma	
Lugar y fecha	08 de julio del 2025. Morelia, Michoacán