

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE AGRONOMÍA



**DIVERSIDAD DE AVES EN ÁREAS VERDES CON DIFERENTE MANEJO EN
EL ARBOLADO URBANO DE LA PLANTA NAVISTAR DEL MUNICIPIO DE
GENERAL ESCOBEDO, N.L.**

TESIS

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRÍA EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN INGENIERÍA EN
BIOSISTEMAS**

PRESENTA

ING. JULIA AMALIA HERNÁNDEZ GONZÁLEZ

General Escobedo, N. L.

JULIO 2026

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE AGRONOMÍA



**DIVERSIDAD DE AVES EN ÁREAS VERDES CON DIFERENTE MANEJO EN
EL ARBOLADO URBANO DE LA PLANTA NAVISTAR DEL MUNICIPIO DE
GENERAL ESCOBEDO, N.L.**

TESIS

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRÍA EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN INGENIERÍA EN
BIOSISTEMAS**

PRESENTA

ING. JULIA AMALIA HERNÁNDEZ GONZÁLEZ

General Escobedo, N. L.

JULIO 2026

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

MAESTRA EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN
INGENIERÍA EN BIOSISTEMAS

COMITÉ PARTICULAR



Dr. Maginot Ngangyo-Heya

Director de Tesis



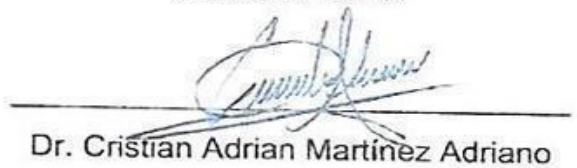
Dra. Lidia Rosaura Salas Cruz

Co-Directora



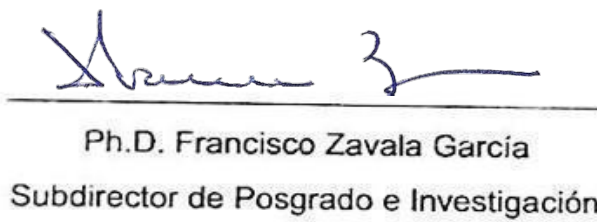
Dra. Marisol González Delgado

Asesora Auxiliar



Dr. Cristian Adrian Martínez Adriano

Asesor Auxiliar

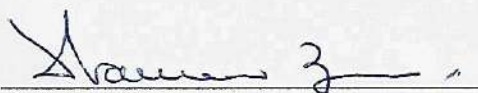


Ph.D. Francisco Zavala García

Subdirector de Posgrado e Investigación

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

COMITÉ DE POSGRADO



Ph. D. Francisco Zavala García
Presidente



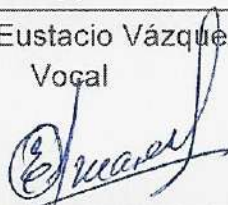
Dra. Nelly Cristina Ramírez Grimaldo
Secretaria



Dra. Lidia Rosaura Salas Cruz
Vocal



Ph.D. Rigoberto Eustacio Vázquez Alvarado
Vocal



Ph.D. Emilio Olivares Sáenz
Vocal



Dra. Sugey Ramona Sinagawa García
Vocal



Dr. Guillermo Niño Medina
Vocal

DEDICATORIA

A mis padres, cuya presencia y apoyo incondicional han sido mi fuerza para seguir creciendo y salir adelante.

AGRADECIMIENTOS

A la Facultad de Agronomía de la Universidad Autónoma de Nuevo León y a la Dirección General de Estudios de Posgrados y a la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI-México) por apoyo a través de la beca para realizar la maestría.

Al Dr. Maginot, director de esta tesis, por haberme dado la oportunidad de realizarla, por su apoyo y conocimientos transmitidos, además de la confianza para la elaboración de esta tesis

A la Dra. Lidia, por haberme mostrado una gran confianza y aportarme una gran dosis de aprendizaje, por todo su apoyo, interés y su disposición para atender siempre mis dudas.

A la Dra. Marisol y al Dr. Cristian por formar parte de mi comité de tesis, por su gran apoyo, amabilidad y disponibilidad para cualquier consulta.

A mis padres Rubén Hernández y Leocadia González por darme lo mejor de ellos y por su apoyo moral, la confianza y el amor que siempre me han brindado incluso en la distancia.

Al equipo de International, por facilitarme el acceso a insumos, saberes técnicos y medios que fortalecieron cada fase de esta investigación.

Así mismo, al Ingeniero Héctor Zertuche, por haber creído en este proyecto desde sus inicios. Su entrega demuestra que una gestión responsable y consciente puede generar un impacto positivo en el entorno.

Al Ingeniero Óscar Ruiz, cuya entusiasmo y compromiso dejaron una huella en este proyecto.

Y finalmente a todas las personas que participaron, de una forma u otra, en la realización de esta tesis.

ÍNDICE DE CONTENIDO

LISTA DE FIGURAS	vii
LISTA DE CUADROS	viii
RESUMEN	ix
ABSTRACT	x
I. INTRODUCCIÓN	1
II. JUSTIFICACIÓN	3
III. HIPÓTESIS	4
IV. OBJETIVOS	5
4.1 Objetivo general	5
4.2 Objetivos específicos	5
V. REVISIÓN DE LITERATURA	6
5.1 Problemática actual sobre la biodiversidad y el desarrollo sostenible de los ecosistemas	6
5.1.1 Pérdida y fragmentación del hábitat	7
5.1.2 Urbanización	7
5.1.3 Ecosistemas urbanos (EU)	8
5.2 Servicios ecosistémicos (SE)	9
5.3 Infraestructura verde	11
5.4 Diversidad y estructura del arbolado urbano	12
5.4.1 Arbolado urbano en México	14
5.5 Importancia de la diversidad de fauna silvestre	15
5.5.1 Las principales funciones de la fauna silvestre	15
5.5.2 Los estudios de la fauna silvestre en la ciudad	16
5.6 Importancia de la diversidad de aves	17
5.6.1 Aves en el contexto urbano	17
5.6.2 Aves urbanas en México	18
VI. MATERIALES Y MÉTODOS	19
6.1 Área de estudio	19
6.2 Sitios de muestreo	19
6.3 Diseño experimental	20
6.3.1 Caracterización de la vegetación en planta Navistar	20
6.3.2 Método de transecto y observación directa de aves	21
6.4 Análisis de la información	21
6.4.1 Abundancia	22
6.4.2 Dominancia	22

6.4.3 Índice de Shannon-Wiener	23
6.4.4 Índice de diversidad verdadera (1D)	25
6.4.5 Índice de dominancia de Simpson	25
6.4.6 Complemento de Simpson	25
VII. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	27
7.1 Riqueza de especies arbóreas	27
7.1.1 Abundancia y dominancia arbórea del área arborizada	29
7.1.2 Abundancia y dominancia arbórea del área de arbolado maduro	31
7.1.3 Abundancia y dominancia arbórea del área incendiada	33
7.1.4 Índices de la diversidad de la vegetación	36
7.2 Riqueza de avifauna	37
7.2.1 Abundancia relativa (A_{Rel}) de familias de aves	49
7.3 Especies de aves por sitio	53
7.4 Índices de dominancia y diversidad	65
VIII. CONCLUSIÓN	67
IX. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	68
X. ANEXO	89
10.1 Sitios de muestreo	89
10.2 Trabajo en campo	90
10.3 Vegetación	92
10.4 Aves	93

LISTA DE FIGURAS

Número	Título	Página
1.	Mapa de ubicación de área de estudio y sitios de muestreo en la planta NAVISTAR del municipio de General Escobedo, Nuevo León.	20
2.	Número de especies por familia presente en el área arborizada (AA), en el área con vegetación madura (AM) y área incendiada (AI).	49
3.	Abundancia relativa (A_{Rel}) de familias de aves del área arborizada (AA).	50
4.	Abundancia relativa (A_{Rel}) de familias de aves del área con vegetación madura (AM).	51
5.	Abundancia relativa (A_{Rel}) de familias de aves del área incendiada (AI).	52

LISTA DE CUADROS

Número	Título de la Tabla	Página
1.	Categorías del Índice de Shannon-Wiener.	23
2.	Distribución de especies y número de individuos por sitio de investigación.	27
3.	Especies arbóreas identificadas en los sitios de investigación.	28
4.	Abundancia absoluta ($N\ ha^{-1}$) y relativa (%), dominancia absoluta ($m^2\ ha^{-1}$) y relativa (%) de las especies registradas en el área arborizada.	30
5.	Abundancia absoluta ($N\ ha^{-1}$) y relativa (%), dominancia absoluta ($m^2\ ha^{-1}$) y relativa (%) de las especies registradas en el área de arbolado maduro.	32
6.	Abundancia absoluta ($N\ ha^{-1}$) y relativa (%), dominancia absoluta ($m^2\ ha^{-1}$) y relativa (%) de las especies registradas en el área incendiada.	34
7.	Índices de diversidad para los sitios de investigación.	36
8.	Composición de diversidad de aves en las áreas verdes de la planta NAVISTAR.	39
9.	Número de individuos de cada especie de ave presentes en cada una de las áreas.	53
10.	Índices de dominancia en los tres sitios de muestreo.	66

RESUMEN

El desarrollo urbano a expensas de áreas naturales reduce drásticamente los hábitats adecuados para la fauna y altera las condiciones ecológicas, tanto físico, químico y biótico. Las áreas verdes urbanas se han convertido en una estrategia de vanguardia para la conservación de los ecosistemas y biodiversidad en las ciudades, aunque su efectividad depende del uso y la gestión aplicada.

Los bioindicadores son herramientas útiles para evaluar la funcionalidad de los ecosistemas. En este trabajo, se empleó la diversidad de aves como indicador, ya que una mayor riqueza específica refleja mejores condiciones de hábitat. Se evaluaron la riqueza y diversidad de aves, así como la composición, estructura y diversidad del arbolado urbano en tres sitios: Área Arborizada (AA), Área Incendiada (AI) y Área de Arbolado Maduro (AM). También se determinaron la abundancia y dominancia del arbolado y se calcularon los Índices de Diversidad de Shannon-Wiener y el de Dominancia de Simpson tanto para el arbolado urbano como para las aves.

El arbolado urbano registró un total de 26 especies y 10 familias, con la mayor abundancia (164.01 N ha^{-1}) y dominancia ($3123.96 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) en AI. Los valores más altos de diversidad (Simpson $D = 0.100$, Shannon $H' = 2.37$ y Diversidad Verdadera $1D = 10.772$) se presentaron en el AA.

Para las aves, se registraron 81 especies, 31 familias y 13 órdenes, siendo AA el área con mayor diversidad y abundancia (79 especies, 31 familias, 13 órdenes y 2429 avistamientos), seguido de AM (24 especies, 13 familias, 6 órdenes y 1794 avistamientos) y AI (38 especies, 21 familias, 10 órdenes y 1163 avistamientos). La familia Tyrannidae predominó en los tres sitios (348 avistamientos en AA, 163 en AM y 193 en AI). Los índices también tuvieron valores altos para el AA, registrando $1-D = 0.932$ para el complemento de Simpson, y $^1D = 23.857$ en el índice de Diversidad Verdadera.

ABSTRACT

Urban development at the expense of natural areas drastically reduces suitable habitats for wildlife and alters ecological conditions physically, chemical, and biotic. Urban green areas have become a cutting-edge strategy for the conservation of ecosystems and biodiversity in cities, although their effectiveness depends on land use and management practices.

Bioindicators are useful tools for assessing ecosystem functionality. In the present study, bird diversity was used as an indicator, since greater species richness reflects better habitat conditions. The richness and diversity of bird species were evaluated, as well as the composition, structure, and diversity of urban trees in three sites: Arborized Area (AA), Burned Area (AI), and Mature Tree Area (AM). As part of the analysis, tree abundance and dominance were determined. In addition, the Shannon-Wiener Diversity Index and Simpson Dominance Index were calculated for the urban trees and bird diversity.

In the assessment of tree composition, structure, and diversity, a total of 26 species and 10 families were recorded. The AI site showed the highest abundance (164.01 N ha^{-1}) and dominance ($3123.96 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$). In terms of diversity, AA had the highest values: Simpson $D = 0.100$, Shannon $H' = 2.37$ and True Diversity $1D = 10.772$.

Regarding bird diversity, a total of 81 species, 31 families, and 13 orders were recorded. AA showed the highest diversity and abundance, with 79 species, 31 families, 13 orders, and 2,429 sightings, followed by AM with 24 species, 13 families, 6 orders, and 1,794 sightings, and AI with 38 species, 21 families, 10 orders, and 1,163 sightings. The Tyrannidae family predominated in all three sites (348 sightings in AA, 163 in AM and 193 in AI). The indices also showed high values for AA, recording $1-D = 0.932$ for the Simpson complement and $1D = 23.857$ for the True Diversity Index.

I. INTRODUCCIÓN

La urbanización y el cambio climático representan amenazas crecientes para la estabilidad ambiental, económica y social a nivel global (Moll *et al.*, 2019). Las actividades humanas como la deforestación y los cambios en el uso del suelo han causado una reducción drástica en la capacidad de la vegetación para sostener sus servicios y funciones ecosistémicas (ONU-Habitat, 2011). La expansión de las zonas urbanas a costa de áreas naturales ha disminuido considerablemente los hábitats adecuados para la fauna, además de causar profundos cambios en las condiciones ecológicas (Chapman *et al.*, 2017; Burdine & McCluney, 2019) y, de forma muy particular, en la dinámica y riqueza de las poblaciones de vertebrados e invertebrados (National Research Council, 2007). En este contexto, las áreas verdes urbanas constituyen espacios estratégicos para la conservación de la biodiversidad y funcionalidad de los ecosistemas en las ciudades (Sokolova *et al.*, 2024). Sin embargo, los cambios en el uso del suelo y las diferentes prácticas de gestión aplicadas a estas áreas determinan su efectividad como refugios de biodiversidad (Fadigas, 2007).

La adecuada planificación y condiciones de las áreas verdes urbanas permite la existencia de hábitats para la conservación de la biodiversidad y organización de la estructura verde urbana (CBO, 2013). En efecto, las áreas verdes urbanas dan lugar a interacciones biológicas que fomentan la diversidad biológica y el establecimiento de fauna existente en el ecosistema urbano (Fadigas, 2007). Asimismo, las áreas verdes urbanas brindan servicios ecosistémicos (SE) para la conservación de la biodiversidad (Calaza-Martínez *et al.*, 2023). Estas funciones dependen de múltiples factores como el tamaño y la estructura de la vegetación del espacio verde, y características propias de cada especie como la densidad del follaje, el diámetro de copa o el color de las hojas, entre otras variables (Jiménez, 2008).

A pesar del impacto de las áreas verdes urbanas en la funcionalidad de los SE, persiste un conocimiento limitado sobre cómo los diferentes componentes de la

biodiversidad, como las aves, responden al manejo, la estructura y la diversidad vegetal de los ecosistemas urbanos (EU) (Chace & Walsh, 2006; Faeth *et al.*, 2011). Por ello, las comunidades de especies en áreas urbanas pueden emplearse como bioindicadores para evaluar los SE relacionados con el bienestar del hábitat y de la sociedad (Methorst *et al.* 2021).

Las aves, ampliamente reconocidas como bioindicadores, permiten evaluar la calidad de los hábitats urbanos y la condición de los ecosistemas antropizados (Schondube *et al.*, 2018). Su presencia y diversidad son indicadores clave de funcionalidad y, su estudio favorece la conservación de áreas verdes como refugios para otras especies (Gutián *et al.*, 1996; Berry & Gorchov, 2004). El mantenimiento y selección de especies nativas de arbolado fomentan las interacciones fauna silvestre y vegetación, enriquecen la diversidad y disminuyen la homogeneización biótica, además de generar salud y bienestar humano (Cardinale *et al.*, 2006).

Por lo anterior, el presente estudio analizó y determinó la influencia del arbolado urbano con relación a la diversidad y riqueza de aves en las áreas verdes con diferente manejo en Planta Navistar Escobedo.

II. JUSTIFICACIÓN

La expansión urbana y las modificaciones en el uso del suelo han reducido la disponibilidad y calidad de los hábitats para la fauna silvestre, comprometiendo la biodiversidad y los servicios ecosistémicos que brindan las áreas verdes urbanas (ONU-Habitat, 2011; Chapman *et al.*, 2017; Burdine & McCluney, 2019). Aunque estos espacios representan una estrategia importante para la conservación de la biodiversidad en las ciudades, su capacidad para cumplir esta función depende de la composición, estructura y manejo de la vegetación que los conforma (Fadigas, 2007; Sokolova *et al.*, 2024).

Las aves son reconocidas como bioindicadores de la calidad ambiental debido a su sensibilidad a las modificaciones del hábitat y a su estrecha relación con la estructura de la vegetación (Schondube *et al.*, 2018). Sin embargo, aún existe información limitada sobre la respuesta de las comunidades de aves a las diferentes condiciones de manejo del arbolado urbano, particularmente en áreas verdes localizadas dentro de complejos industriales (Chace & Walsh, 2006; Faeth *et al.*, 2011; Methorst *et al.*, 2021). La generación de este conocimiento permitirá fortalecer los criterios para el diseño y manejo de espacios verdes que favorezcan la conservación de la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos.

En este contexto, la presente investigación es pertinente porque evalúa la relación entre la composición, estructura y diversidad del arbolado urbano con la riqueza y diversidad de aves en tres áreas verdes con diferente manejo dentro de la Planta Navistar Escobedo, Nuevo León. Los resultados permitirán identificar las características del arbolado que favorecen una mayor diversidad de avifauna y proporcionarán evidencia científica para orientar estrategias de manejo y restauración de áreas verdes urbanas e industriales. Asimismo, contribuirán al conocimiento sobre el papel de estos espacios en la conservación de la biodiversidad y servirán como base para la toma de decisiones en materia de planificación ambiental y manejo sustentable de la infraestructura verde urbana.

III. HIPÓTESIS

Una mayor cobertura, diversidad y buen manejo del arbolado urbano garantizan una mayor diversidad, abundancia y riqueza de aves en los EU de la planta Navistar Escobedo, Nuevo León.

IV. OBJETIVOS

4.1 Objetivo general

Estimar la diversidad de especies de aves en tres sitios con diferente tipo de manejo del arbolado urbano, ubicados en la Planta NAVISTAR, en el municipio de General Escobedo, Nuevo León, México, para conocer la calidad y estado de cada uno de los hábitats.

4.2 Objetivos específicos

1. Realizar un inventario y censo de la comunidad de aves y arbolado de los sitios con diferente manejo.
2. Analizar la riqueza, abundancia y dominancia de especies de arbolado de los sitios con diferente manejo.
3. Comparar la riqueza de especies de avifauna junto con su abundancia relativa para cada uno de los sitios con diferente manejo.

V. REVISIÓN DE LITERATURA

5.1 Problemática actual sobre la biodiversidad y el desarrollo sostenible de los ecosistemas

Durante el último milenio, la superficie terrestre ha sido impactada dos terceras partes a nivel mundial por actividades antropogénicas (Intergovernmental Panel on Climate Change, 2022). Actualmente, dicho impacto provoca el calentamiento global, la urbanización, las prácticas de deforestación, la agricultura y ganadería, aumentando significativamente la demanda de recursos naturales y cambios de uso de suelo (Balatsky *et al.*, 2015). Las consecuencias de esto se muestran en la dinámica de los ecosistemas debido a la disminución o retiro total de la cobertura vegetal, lo cual afecta la variación constante del microclima, promoviendo que las ciudades se vuelvan más cálidas en los próximos años (Esperón-Rodríguez *et al.*, 2022). Además, los cambios en la composición química y física del suelo, causados por la contaminación con metales pesados provenientes de fuentes como industrias, minas, sumideros de microplásticos, vertederos de basura y aguas residuales (Chakraborty *et al.*, 2025; Tang *et al.*, 2018), contribuyen a la reducción de hábitats para la fauna silvestre, lo que genera pérdida de biodiversidad tanto de flora como de fauna (McDonald *et al.*, 2020), entre otros impactos. Por ello, resulta fundamental promover un desarrollo sostenible en áreas urbanas e industriales para mejorar tanto la calidad de vida como el estado de los ecosistemas.

Los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) 2030 propuestos por la Organización de las Naciones Unidas (United Nations, 2015) promueven el desarrollo de ciudades sostenibles (ODS 11) y gestión sostenible del hábitat, así como detener la pérdida de biodiversidad (ODS 15). Para lograr estos resultados, es necesario considerar las soluciones basadas en la naturaleza, como la recuperación y adecuada gestión de espacios verdes y desarrollo de infraestructura verde.

5.1.1 Pérdida y fragmentación del hábitat

La pérdida y fragmentación del hábitat indican cualquier tipo de modificación en el paisaje natural, provocado por el cambio antropogénico del uso de la tierra y la urbanización (FAO & UNEP, 2020), contribuyendo a la disminución de la diversidad de plantas, insectos y vertebrados, dado que altera los procesos como dispersión, intercambio de genes entre poblaciones, y reduce la conectividad y supervivencia de las poblaciones (Crooks *et al.*, 2017; Estrada *et al.*, 2017; Seibold *et al.*, 2019; Palmeirim *et al.*, 2020).

Conforme el hábitat se modifica, la disponibilidad de recursos naturales se reduce, provocando la reducción del tamaño poblacional de las especies a corto y mediano plazo (Pardini *et al.*, 2017). Si la pérdida de hábitat persiste, las poblaciones se verán obligadas a habitar en entornos modificados o fragmentados (Hansen *et al.*, 2013; Taubert *et al.*, 2018) y en algunos casos, podrían superar los llamados 'umbrales de extinción', lo que llevaría a su desaparición (Hanski & Ovaskainen, 2002; Swift & Hannon, 2010; Macchi *et al.*, 2019). Este hecho influye en la pérdida de la biodiversidad y funcionalidad de los ecosistemas (Dirzo *et al.*, 2014). Tewksbury *et al.* (2002) mencionan que en las últimas tres décadas se ha reducido la biodiversidad hasta un 75% en diferentes conjuntos de ecosistemas. Por ello, es fundamental comprender la resiliencia funcional y ecológica de los hábitats en proceso de urbanización, ya que estos proporcionan SE esenciales a las poblaciones. Además, los nuevos paisajes o hábitats resultantes de la expansión urbana pueden ser aprovechados para alcanzar un equilibrio entre la funcionalidad del ecosistema y las necesidades de la sociedad (Forman, 2019).

5.1.2 Urbanización

El proceso de urbanización es una de las actividades humanas con mayor impacto sobre la tierra (Hermanns & Li, 2018). Este fenómeno está principalmente relacionado con el desarrollo social y económico, pero también

contribuye directamente al deterioro de los SE y la degradación del hábitat. Estos efectos se reflejan en la disminución de la riqueza, la abundancia y la diversidad de especies, impulsados por patrones elevados de consumo de recursos como alimentos, materiales, energía y agua, entre otros (McDonald *et al.*, 2020; Peterson *et al.*, 2020).

Una mala planificación urbana, que no contempla la integración de las áreas urbanas con los ecosistemas naturales y da prioridad a los paisajes grises (Hernández-Santin *et al.*, 2023), plantea tanto desafíos como oportunidades para los factores ambientales, sociales y económicos de nuestra era, tanto a nivel local como regional. Por ello, es fundamental considerar una reestructuración enfocada en el desarrollo sostenible de las ciudades (Isaksson, 2018; Ren *et al.*, 2020; Wang *et al.*, 2018).

Se estima que el crecimiento de las ciudades no se detendrá (Chen *et al.*, 2020), y la expansión urbana continuará en el futuro, considerando que el área urbana global alcance entre 0,9 y 1 millón de km² en 2050. Huang *et al.* (2019) también coinciden que el crecimiento de la urbanización mundial se expandirá entre 0,6 y 1,3 millones km² en 2050. Sin embargo, las ciudades pueden formar parte de las soluciones si se consideran como un ecosistema urbano, además de implementar soluciones basadas en la naturaleza (Xie & Bulkeley, 2020), favoreciendo una disminución de la pérdida de biodiversidad a nivel global y mejora en la funcionalidad de los SE (Oke *et al.*, 2021).

5.1.3 Ecosistemas urbanos (EU)

Los EU se caracterizan por su composición demográfica, las poblaciones humanas y las estructuras y herramientas socioeconómicas que los sustentan (Mercado *et al.*, 2017). Además, su complejo físico se distingue por superficies modificadas, como las de uso habitacional, industrial, terrenos abandonados y áreas verdes, resultado de la toma de decisiones de los seres humanos (Wang *et al.*, 2018). Debido a la mala gestión de los recursos e incorrecta toma de

decisiones por la poca información o nulo interés de la sociedad, los EU pueden llegar a ser insalubres, provocando una acelerada degradación ambiental y reduciendo la salud del ecosistema (Odume *et al.*, 2022). De la misma forma, genera una mayor tendencia a un declive económico y amenaza el bienestar humano, lo cual provoca preocupación pública (Lu *et al.*, 2015; Zhang *et al.*, 2022).

La investigación de los EU es un tema relativamente nuevo en el que intervienen múltiples campos de investigación como la ecología del paisaje, la arquitectura, la ingeniería, la planificación urbana y la salud pública (Isaac, 2017). Dichos estudios consideran que, en los EU, son de gran importancia los SE, los procesos ecológicos y la biodiversidad de flora y fauna, así como el bienestar humano para lograr un sistema socioeconómico funcional (Mandle *et al.*, 2021). McDonald *et al.* (2020) sugieren que es importante el diseño de estrategias prácticas para mejorar las funciones del ecosistema y el compromiso con la naturaleza mediante proyectos que involucren a la sociedad en actividades y programas, haciéndolos sensibles sobre la problemática existente. Por otro lado, Hall *et al.* (2017) mencionan que las ciudades tienen un potencial para la conservación, por lo que es importante conocer los patrones ecológicos de biodiversidad para establecer pautas para la gestión y propuestas de manejo de los EU. Estas propuestas ayudan ampliamente a conservar los EU saludables, manteniendo activamente la provisión de SE de manera sostenible, la conservación de la biodiversidad, y el bienestar social y económico.

5.2 Servicios ecosistémicos (SE)

Los SE son una combinación de la biodiversidad, funciones bióticas y factores abióticos, los cuales brindan bienes y servicios que los seres humanos adquieren para su supervivencia de manera directa o indirecta (Costanza *et al.*, 1997; Solomon *et al.*, 2019), de modo que se ha convertido en un tema de interés para los campos de estudio de la ecología y la economía ambiental en los últimos tiempos (Huang *et al.*, 2021; Tang *et al.*, 2018). A causa de la urbanización, se

han detonado una serie de crisis ambientales y pérdidas de áreas verdes, provocando la desertificación, la fragmentación del hábitat y la reducción de la biodiversidad, provocando pérdidas importantes en los SE y variación en los procesos ecológicos (Vaezi *et al.*, 2017; Wang *et al.*, 2018). Algunos investigadores como Liu *et al.* (2013) mencionan que debido al deterioro de los SE, se redujo significativamente la producción de alimentos y energía, así como Cardinale *et al.* (2006), quien menciona que la abundancia y distribución de las especies ha tenido un impacto negativo por la disminución de provisión de los SE.

Según el informe sobre la Evaluación de Ecosistemas del Milenio de las Naciones Unidas (United Nations, 2015), los servicios ambientales se dividen en cuatro categorías: los servicios de aprovisionamiento, los cuales suministran algún recurso como alimento, producción de materias primas, etc. (Whelan *et al.*, 2015; Wood *et al.*, 2018); los servicios de soporte, los cuales proveen las bases para que otros servicios sean formados, como el reciclaje de nutrientes, hábitat para la flora y fauna, formación de suelos y la ingeniería de ecosistemas (Michel *et al.*, 2020); los servicios culturales, que incluyen eventos recreativos como actividades turísticas, educativas, científicas y políticas (Liu *et al.*, 2013); y, por último, los servicios de regulación, los cuales son obtenidos de manera indirecta de los ecosistemas con regulación climática, polinización, control de plagas, purificación del agua, regulación de la calidad del aire entre otros que son clave para la autorregulación y equilibrio en los EU (Hansen & Malmaeus, 2016; Morabito *et al.*, 2021).

En la actualidad, la sociedad está poniendo en marcha estrategias para conservar y mejorar los SE mediante proyectos ecológicos para proteger o restaurar los EU (Zhang *et al.*, 2022; Qian *et al.*, 2022). Parker & Simpson (2020) desarrollaron un marco teórico para apoyar la resiliencia urbana a través de la mejora de políticas y planificación sostenible de la ciudad mediante la infraestructura verde. De igual manera, Schröter *et al.* (2017) incorporaron los SE en un marco de desarrollo sostenible para hacer juicios normativos sobre cómo los ecosistemas pueden

mejorar el bienestar humano. Methorst *et al.* (2021) fomentan el estudio de la biodiversidad en las ciudades, pues en este sentido, afirman que cuanto más heterogénea sea la diversidad (riqueza y abundancia) de especies, mayor será la funcionalidad de la ciudad y la disponibilidad de SE.

Ancillotto *et al.* (2019) mencionan que para la correcta gestión de los SE es importante detectar cómo responden los animales a los entornos dinámicos de la ciudad. El comprender la biodiversidad y desarrollar infraestructura verde (IV) en las ciudades es de gran importancia ya que promueve el equilibrio de los EU y la calidad de los SE.

5.3 Infraestructura verde

La infraestructura verde (IV) se conforma por una amplia gama de activos. Estos incluyen árboles urbanos, parques públicos, franjas de plantación, jardines privados, techos y paredes verdes, y jardines de lluvia, entre otros activos verdes (Demuzere *et al.*, 2014; Prudencio & Null, 2018; Grabowski *et al.*, 2022). La IV ayuda a abordar los desafíos ambientales de las ciudades que se reflejan en los EU como la regulación del microclima, reducción del ruido, la producción de alimentos, almacenamiento y secuestro de carbono, provisión de hábitat, retención y filtración de agua, y purificación del aire (Leal *et al.*, 2018). Además, puede brindar ventajas sociales como bienestar físico y mental de las personas, así como la creación de oportunidades económicas mediante la producción de nuevas fuentes de trabajo para el mantenimiento y gestión profesionalizada de la IV (Grabowski *et al.*, 2022).

La infraestructura verde se considera una extraordinaria herramienta de mitigación ambiental para los países desarrollados y subdesarrollados (UN-Habitat, 2024), por lo que se han generado diversas investigaciones para conocer sus beneficios. Evans *et al.* (2022) evaluaron el impacto de los beneficios de la IV en relación con la productividad estable de los SE. Coutts (2016) menciona que la IV es una red interconectada de áreas verdes que conserva los valores y

funciones de los ecosistemas, al igual que ayuda a mantener el bienestar humano. Wang *et al.* (2018) realizaron una investigación sobre la multifuncionalidad de la IV, particularmente en el contexto de la mejora del cambio climático dado que apoya en la mitigación del aumento de las temperaturas y los fenómenos meteorológicos extremos en la ciudad. Ives *et al.* (2016) recalcan que es de gran importancia la adecuada gestión de todos los espacios verdes, como cubiertas verdes, parques públicos, jardinerías y arbolado en zonas urbanas, debido a que proveen estructura de hábitats, alimento y conservación de la fauna silvestre.

5.4 Diversidad y estructura del arbolado urbano

El arbolado urbano es la IV que se utiliza más frecuentemente, siendo predominante en el paisaje de una composición de especies vegetales (Semeraro *et al.*, 2021; Jiménez, 2008). Generalmente, se caracteriza por brindar estructura, hábitat, estética, SE y sostenibilidad en los EU, a su vez, genera beneficios económicos, como el aumento del valor de las propiedades y generación de nuevas fuentes de empleo (Kondo *et al.*, 2018; Nájera, 2021). Actualmente, las decisiones en el uso y manejo de especies para promover el arbolado son impulsadas principalmente por grupos sociales, gubernamentales y privados debido al conocimiento que se tiene de los múltiples beneficios que este genera (Andrade *et al.*, 2021). Sin embargo, por la falta de conocimiento sobre la selección y planificación para realizar una arborización, los resultados pueden ser contraproducentes puesto que algunas de las especies de árboles instalados en la ciudad se encuentran fuera de su área de distribución natural, lo cual compromete los efectos positivos que se buscan en la IV ya que éstas especies de árboles a menudo muestran asociaciones más pobres con la flora y la fauna nativa causando un desequilibrio en el ecosistema local (Castaño *et al.*, 2019; Padovani *et al.*, 2020; Tallamy *et al.*, 2021; Jensen *et al.*, 2022). Además, la incorrecta instalación, la poca diversidad de especies, el mal desarrollo y la inadecuada ubicación de ciertas especies arbóreas se han considerado focos de

riesgo representando altos costos para su gestión o incluso provocando daños en la infraestructura o vehículos (Roman *et al.*, 2020). De esta manera, a la hora de realizar una arborización se deben de considerar diversos factores para cumplir con las características de la IV, como por ejemplo el tipo de suelo, selección y distribución de arbolado nativo, así como la gestión y mantenimiento de la vegetación (Haaland & van Den Bosch, 2015; Dubois *et al.*, 2020). Scharenbroch *et al.* (2017) señalan que los sitios urbanos de mayor calidad se correlacionan con árboles de mejor condición y salud.

Con el fin de conocer la calidad, composición y la estructura vegetal del ecosistema urbano actual, se ha optado por realizar una caracterización ecológica, la cual consiste en muestreos de la vegetación en las cuales se toman en cuenta características propias de cada especie, como la densidad del follaje, el diámetro de copa o el color de las hojas, entre otras variables (Jiménez, 2008). Alanís-Rodríguez *et al.* (2020) evaluaron el arbolado debido a que permite entender diversos atributos, como el número de árboles por superficie, la altura total o de la copa, el área de la copa, el área basal o el volumen maderable. Zhao *et al.* (2023) coinciden en que es importante conocer este tipo de información, ya que contribuye al entendimiento sobre cómo se modifica la composición y estructura del arbolado a través del tiempo, además se promueven mejores estrategias de gestión. Wang *et al.* (2018) estudiaron la estructura y los SE brindados por los árboles de las calles de Dalian, China, y cuantificaron el valor económico, descubriendo que el arbolado urbano es un recurso frágil, pero que el valor económico que proporciona es mayor que los costos de gestión. Algunos estudios se han enfocado en realizar solo inventarios del arbolado cualitativo de las ciudades y otros se han centrado en aspectos más ecológicos cuantitativos como diversidad y estructura de la vegetación (Fahey *et al.*, 2012). Para obtener los datos cuantitativos se pueden utilizar algunos índices de diversidad de especies que ponderan la riqueza y la abundancia de éstas, y que proporcionan una validez científica para establecer criterios de gestión y manejo, ya que son utilizados como indicadores de la calidad del ecosistema (Magurran, 1988).

5.4.1 Arbolado urbano en México

La Organización Mundial de la Salud propone un promedio de 9 m² de área verde por habitante (Meza & Velázquez, 2020). El portal de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT, 2012) menciona que, en México, los estados de Guadalajara y Monterrey tienen 3.05 y 3.91 m² de área verde por habitante respectivamente, deduciendo que hay un déficit de IV en las ciudades. Este caso es contrario al de Europa, ya que el promedio es de 18 m² de área verde por habitante y en algunas ciudades el indicador por habitante de área verde es aún mayor, como en Praga (36 m²), Lisboa (37m²), Estocolmo (70m²) y Viena (120m²) (Taubenböck *et al.*, 2021; Cömertler, 2017). Considerando los estudios anteriores, es importante gestionar proyectos de arbolado urbano en México para mejorar el bienestar humano, al igual que promover la estabilidad y funcionamiento adecuado de los EU.

En la actualidad, México ha impulsado la IV utilizando arbolado nativo en zonas urbanas para mejorar la estructura y salud de los EU, esto se ha impulsado mediante la educación ambiental por especialistas, arboricultores y científicos, los cuales mencionan las ventajas generales del uso de especies nativas; la consolidación de los viveristas de los locales para la producción y promoción de especies nativas de la región. Además, se ha creado permanentemente la Asociación Mexicana de Arboricultura (AMA) para promover el adecuado manejo y gestión del arbolado urbano (Canizales *et al.*, 2020; Cavazos & Cavazos, 2021). Sin embargo, Guerrero (2014) menciona que en México el uso de especies exóticas o invasoras es común en zonas urbanas debido al desconocimiento del impacto negativo que éstas tienen. A pesar de ello, a lo largo del tiempo muchas de las especies que se han plantado desaparecieron por los cambios drásticos de temperatura.

Sin embargo, por el momento no existen muchos estudios en el país sobre la diversidad y caracterización de las áreas verdes y el arbolado urbano, aunque el interés por su estudio se ha incrementado notablemente, particularmente en Latinoamérica (Devisscher *et al.*, 2022). Pocos investigadores han realizado

estudios referentes a las áreas verdes en el país. Ejemplos de esto son el trabajo de Benavides & Fernandez (2012), quienes realizaron una caracterización dasométrica y determinaron la estructura del Bosque de Chapultepec ubicado en la Ciudad de México, y el trabajo de Leal *et al.* (2018), en el Noreste de México, quienes realizaron un estudio para determinar la estructura, composición y diversidad del arbolado en el municipio de Linares, Nuevo León.

5.5 Importancia de la diversidad de fauna silvestre

Actualmente, se reporta la extinción masiva de la diversidad de fauna silvestre, la cual va disminuyendo a un ritmo alarmante causado directa e indirectamente por las actividades antropogénicas. A medida que la urbanización va incrementando, se convierte en una amenaza para la gran mayoría de los organismos vivos (Ceballos *et al.*, 2020). Cada vez que una especie o población desaparece, la capacidad del planeta para soportar los SE disminuye. Sin embargo, en las próximas décadas la extinción de las especies empeorará debido principalmente a la poca variabilidad genética y a la pérdida o fragmentación del hábitat (Dirzo *et al.*, 2014).

5.5.1 Las principales funciones de la fauna silvestre

La fauna silvestre no sólo tiene importancia ecológica formando parte de sus ecosistemas y siendo un componente estructural de ello, sino que también tiene importancia social y económica. Por ejemplo, muchas especies de aves, mamíferos e insectos tienen la función ecológica de dispersar semillas, lo que contribuye al mantenimiento y ampliación del bosque. Este, a su vez, asegura la disponibilidad de agua que es usada por las empresas de acueducto y conducida a las casas de los usuarios. Esto muestra que, para que un usuario reciba agua en su casa, es necesario que esta fauna, así como todos los componentes de ese ecosistema de bosque, permanezcan allí cumpliendo su función ecológica (Ulloa, 2011).

En cuanto a la importancia social, un análisis de percepciones arroja que la fauna silvestre tiene valor porque su presencia, por ejemplo, embellece escenarios naturales, lo cual, de cierta forma, resulta en beneficio y bienestar personal. Esto se conoce ampliamente en la literatura especializada como valor estético y valor de existencia (Chardonnet *et al.*, 2002; Manfredo *et al.*, 2003). Ese bienestar personal, sin duda, es susceptible de ser apreciado económicamente. Por otro lado, la fauna silvestre tiene importancia económica representada en la generación de conocimiento e investigación científica. Empresas con negocios como el avistamiento de aves o el avistamiento de ballenas, se basan en actividades que hacen parte de la industria multimillonaria del ecoturismo y que muestran un franco crecimiento en muchas regiones del mundo (Navrud & Mungatana, 1994; Ulloa, 2011).

5.5.2 Los estudios de la fauna silvestre en la ciudad

El estado de Nuevo León, con 63 556 km², se localiza en una zona de transición entre las regiones biogeográficas Neártica y Neotropical, lo que determina la existencia de una rica y compleja biodiversidad (González *et al.*, 2018). El número y abundancia de los taxa de flora y fauna silvestre de un lugar son considerados como indicadores de biodiversidad, y sirven también como indicadores de calidad y salud de un sitio. Un indicador puede definirse como “una medida basada en datos verificables que transmite información más allá de sí misma (Alianza sobre Indicadores de Biodiversidad, 2011).

Se define como indicadores ecológicos a aquellos grupos de especies que pueden indicar características particulares en el hábitat (Niemelä, 1999), tomando en cuenta que cada una puede responder independientemente a la variación ambiental (Canterbury *et al.*, 2000) y que la presencia o ausencia de una de éstas, puede indicar condiciones ecológicas particulares (Carignan & Villard, 2002).

El uso de especies de aves como indicadoras de biodiversidad se realiza bajo el supuesto de que las respuestas de especies individuales pueden ser representativas de la respuesta de otra fauna en la comunidad (Mac Nally & Fleishman, 2004; Fleishman *et al.*, 2005). Las aves pueden indicarnos ciertas características del hábitat, su presencia o ausencia nos puede ayudar a discernir umbrales de impactos ambientales, puesto que algunas especies persisten a lo largo de gradientes de disturbio mientras que otras desaparecen (Bryce & Hughes, 2002).

Las especies restringidas espacialmente son buenas indicadoras porque representan tipos de hábitats específicos, por ejemplo, las especies de los géneros *Upucerthia* y *Leptasthenura* pueden indicar ambientes con presencia de matorral poco intervenido (Ribera, 1991).

5.6 Importancia de la diversidad de aves.

5.6.1 Aves en el contexto urbano.

Los primeros asentamientos humanos permanentes surgieron hace más de 10 000 años con la aparición de la agricultura, y fue el inicio de la coexistencia pre-urbana entre las aves y los humanos (Negro *et al.*, 2020). Muchas ciudades contemporáneas son producto de asentamientos antiguos que funcionan como un ecosistema vivo en permanente cambio.

Las zonas de uso industrial o habitacional presentan una baja abundancia de aves nativas porque la calidad del hábitat es baja debido a la estructura poco compleja y una gestión inadecuada de sus áreas verdes (Haedo *et al.*, 2017; Amaya-Espinel *et al.*, 2019). Sin embargo, algunas especies pueden ser más abundantes en sitios con una mayor densidad de edificaciones (Threlfall *et al.*, 2016; Morelli *et al.*, 2017). Además, las aves exóticas tienden a favorecer las áreas urbanas (Callaghan *et al.*, 2019).

Ciertas especies de aves se clasifican como sinantrópicas y en gran medida corresponden a especies exóticas y cosmopolitas. Su abundancia aumenta desproporcionadamente con la urbanización, desplazando a las especies nativas a medida que aumenta la superficie construida (McKinney, 2008; Chamberlain *et al.*, 2009).

5.6.2 Aves urbanas en México.

Actualmente, no existen muchos estudios que reporten las especies o familias de aves presentes en zonas urbanas, como el área metropolitana de Monterrey. La mayoría de los estudios relacionados sobre este grupo se han enfocado principalmente en ecosistemas naturales.

Uno de los estudios más amplios es el de Contreras-Balderas *et al.* (2008), quienes reportan 20 órdenes, 64 familias, 238 géneros y 419 especies, lo que representa el 39% de las especies documentadas para México. De estas, 412 son especies nativas y 7 se reconocen como especies exóticas con poblaciones silvestres para el estado. Sin embargo, el mayor esfuerzo de muestreo se ha concentrado en el Matorral Espinoso Tamaulipeco y al Matorral Submontano, tanto en la Planicie Costera Golfo como en el Piedemonte. En menor proporción, se han estudiado los bosques de coníferas y encinos de la Sierra Madre Oriental, así como los matorrales xerófilos del Altiplano Mexicano y del desierto chihuahuense.

Por su parte, Navarro-Sigüenza *et al.* (2014) explican que México alberga entre 1,123 y 1,150 especies de aves, lo que representa cerca del 11% del total citado para el mundo. De ese total, el estado de Nuevo León alberga aproximadamente 337 especies de aves residentes, lo que equivale al 30% de las aves registradas en todo el territorio nacional (González *et al.*, 2018). Asimismo, de acuerdo con Avibase – Lista de Aves del Mundo (2008), en Nuevo León se han registrado un total de 490 especies, incluyendo migratorias, veraniegas, invernales, entre otras.

VI. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1 Área de estudio

El área de estudio forma parte de la Planta NAVISTAR, ubicada en el municipio de General Escobedo, Nuevo León, México, dentro de las coordenadas 25°50'44.77" latitud norte y 100°19'16.43" longitud oeste, en la Carretera Monclova # 5000 (*Figura 1*). Prevalece la vegetación tipo Matorral Espinoso Tamaulipeco, caracterizado por la asociación de estratos arbustivos y árboles altos, que cuentan en su mayoría con espinas y hojas compuestas (Mora *et al.*, 2013; Molina *et al.*, 2019). El clima está definido como semicálido subhúmedo con dos épocas estivales de lluvias; la precipitación media anual es de 745 mm; la temperatura media anual es de 22.3 °C (García de Miranda, 1981). El suelo predominante en el área de estudio es de tipo Calcisol, los cuales son propios de zonas áridas y semiáridas (depósitos aluviales, coluviales y eólicos) (IUSS Working Group WRB, 2015).

6.2 Sitios de muestreo

Dentro del área de estudio se seleccionaron tres sitios de muestreo, cada uno representando diferentes estrategias de manejo de áreas verdes. El primero es el área arborizada (AA), el cuál es un sitio arborizado con especies nativas y naturalizadas, y cuenta una superficie de 7,606 m². El segundo es el área incendiada (AI), el cual ha sido desmontado y pasado por perturbaciones que no han permitido su regeneración, como un incendio en el 2020; este sitio tiene una superficie de 7,921 m². El tercero es el área de arbolado maduro (AM), con 7,458 m² de superficie, un sitio verde en donde se cuenta con arbolado maduro con especies nativas e introducidas; esta vegetación se estableció hace 20 años.

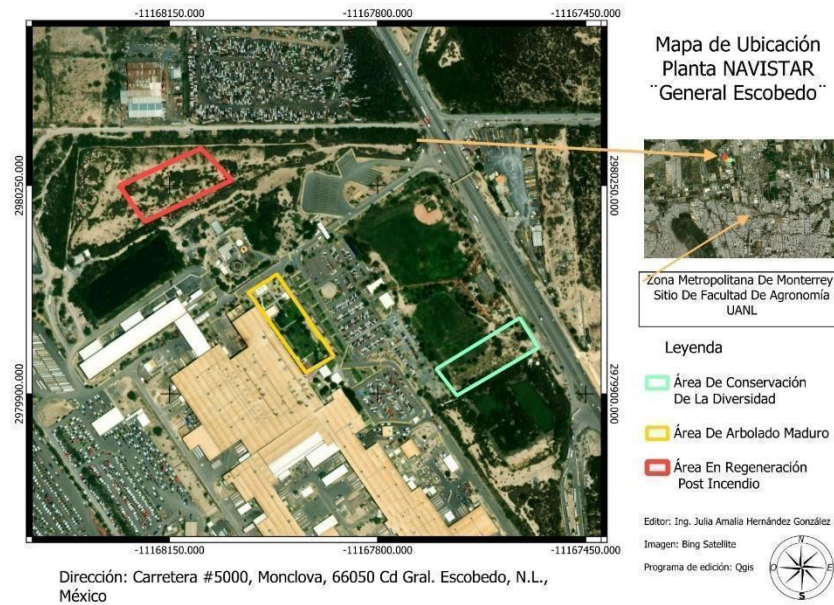


Figura 1. Mapa de ubicación del área de estudio y sitios de muestreo en la planta NAVISTAR del municipio de General Escobedo, Nuevo. León.

6.3 Diseño experimental

6.3.1 Caracterización de la vegetación en planta Navistar

Los parámetros ecológicos en relación con la estructura y diversidad de la vegetación se establecieron mediante un censo, en el cual se consideraron sólo las especies de porte arbóreo, de 1.5 pulgadas de diámetro y mayores presentes incluyendo individuos multitallo, en los sitios de muestreo. Las variables dasométricas consideradas fueron: el *diámetro de copa*, el cual se obtuvo midiendo su proyección al suelo en las direcciones norte-sur y este-oeste, la *altura total* y *diámetro normal* ($d_{1.30}$), los cuales se obtuvieron utilizando una cinta diamétrica Truper ® de 20 metros.

La identificación de la vegetación presente en las áreas de investigación se comprobó mediante la guía de árboles nativos y otras plantas nativas en la zona

metropolitana de Monterrey (Zurita & Elizondo, 2009) y la plataforma World Flora Online (2024).

6.3.2 Método de transecto y observación directa de aves

Para conocer la comunidad de aves en los tres sitios de estudio, se estableció un punto sistemático por zona y se utilizó el método de transectos y observación directa, el cual consiste en seguir una trayectoria recta y registrar las aves que se observen durante el recorrido, de acuerdo con Bibby *et al.* (1992), tomando en cuenta las especies que se encontraban en el sitio y las de paso. Se estableció que cada transecto lineal tuviera una longitud de 85 m de largo con un ancho de banda de 30 m. Los muestreos se realizaron en los tres sitios mencionados, cada uno se visitó una vez por semana 10 minutos en el periodo de mayo a noviembre de 2022, en tres horarios durante distintos: por la mañana, de 7:00 a 8:00 horas; por la tarde, de 14:00 a 15:00 horas; y antes del anochecer, de 19:00 a 20:00 horas. Para la identificación en campo, se utilizó el siguiente equipo: binoculares BARSKA®; guías de identificación (Kaufman, 2005; Dunn, 2017); una cámara Nikon D3500 con un lente (Af-nikkor 70-300mm); y la aplicación Merlin (The Cornell Lab., 2022) para confirmar la identificación y canto de las aves. Los nombres científicos de las aves se confirmaron en la lista de la Sociedad Americana de Ornitología (AOS, por sus siglas en inglés) (Chesser *et al.*, 2021).

6.4 Análisis de la información

Los datos obtenidos en campo se dividieron en dos categorías. La primera categoría corresponde a cada especie de arbolado y la segunda categoría corresponde a las especies de aves identificadas y registradas en cada uno de los periodos establecidos de observación. Para ambas categorías se determinaron la abundancia, en relación con el número total de especies, y la dominancia; en el caso de las especies de arbolado, esta última se determinó en función del área de copa. Se estimaron los siguientes índices de riqueza y diversidad: Índice de Shannon-Wiener, índice de diversidad verdadera de

Shannon, índice de dominancia de Simpson y, por último, el complemento de Simpson.

6.4.1 Abundancia

La abundancia se refiere al número de individuos por especie que se encuentran en una localidad (Lamprecht, 1990). Este valor se expresa en número de individuos por hectárea.

La abundancia se divide en dos tipos: la abundancia absoluta, la cual hace referencia al número de individuos por especie, y la abundancia relativa, que se trata de la proporción de cada especie respecto al número total de individuos.

Para el cálculo de la abundancia relativa se utilizó la siguiente expresión matemática:

$$AR_i = \left(\frac{A_i}{\sum_{i=1}^n A_i} \right) \cdot 100$$

donde:

AR_i es la abundancia relativa de la especie i con respecto a la abundancia total.

A_i es el número de individuos de la especie i .

$\sum A_i$ es la sumatoria del número de individuos de todas las especies.

Este cálculo se realizó tanto para las especies de arbolado como para las especies de aves registradas.

6.4.2 Dominancia

La dominancia se define como la extensión de área cubierta o grado de control de una comunidad, por una o más especies, determinada por el área de la copa (Granados & Tapia, 1990).

La dominancia se puede dividir en dos tipos: la dominancia absoluta, que se define como la sumatoria total del área basal individual, expresada en m², y la dominancia relativa, que es la proporción de una especie en el área basal total evaluada.

Para el cálculo de la dominancia relativa se utilizó la siguiente expresión matemática:

$$DR_i = \left(\frac{D_i}{\sum_{i=1}^n D_i} \right) \cdot 100$$

donde:

DR_i es la dominancia relativa de la especie i con respecto a la abundancia total.

D_i es la dominancia absoluta de los individuos de la especie i.

ΣD_i es la sumatoria de la dominancia de individuos de todas las especies.

6.4.3 Índice de Shannon-Wiener

El índice de Shannon-Wiener (*H'*) es una medida que cuantifica la biodiversidad de una comunidad, considerando la riqueza de especies y la uniformidad en la distribución de sus abundancias relativas, es decir, estima el grado de diversidad de especies de la muestra integrando cuántas hay y qué tan equitativamente están representadas (Shannon, 1948). Los valores de este índice para comunidades vegetales se categorizan de acuerdo con el *Cuadro 1*.

Cuadro 1. Categorías del índice de Shannon-Wiener (*H'*).

<i>índice de Shannon-Wiener (<i>H'</i>)</i>	
<i>Diversidad baja</i>	<i>H'</i> < 2.
<i>Diversidad media</i>	2 < <i>H'</i> < 5.
<i>Diversidad alta</i>	<i>H'</i> > 5.

Para determinar el índice de Shannon-Wiener se aplicó la siguiente expresión:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln(p_i)$$

En esta fórmula,

H' corresponde al valor del índice de Shannon-Wiener.

S representa la cantidad total de especies presentes (la riqueza de especies).

p_i indica la proporción que tiene cada especie **i** respecto al total de individuos, es decir, la abundancia relativa de la especie **i** , calculada como: **n_i/N** , donde **n_i** es el número de individuos de la especie **i** y **N** es el número de todos los individuos de todas las especies.

$\ln$ es el logaritmo natural.

El índice contempla la cantidad de especies presentes en el área de estudio (riqueza de especies) y la cantidad relativa de individuos de cada una de esas especies (abundancia).

6.4.4 Índice de diversidad verdadera (^1D)

También conocido como diversidad verdadera o número de especies efectivas, es una forma de expresar la diversidad biológica que interpreta el índice de Shannon como el número equivalente de especies igualmente comunes (Chao *et al.*, 2020). Este índice permite evaluar la composición de los diferentes individuos que están presentes en una comunidad, involucran en su análisis la estructura de las comunidades o riqueza de especies.

La conversión de este índice a un número efectivo de especies es la clave para una interpretación unificada e intuitiva sobre la diversidad (Jost, 2006).

$$^1D = \exp(H')$$

Donde:

¹D es el índice de diversidad verdadera.

H' es el resultado del índice de Shannon-Wiener.

6.4.5 Índice de dominancia de Simpson

El índice de dominancia de Simpson (D) es una herramienta que mide la riqueza de organismos y la biodiversidad de un hábitat. Se utiliza para cuantificar la probabilidad de que dos individuos escogidos al azar pertenezcan a la misma especie (Simpson, 1949; Moreno, 2001). Este índice se calculó de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$D = \sum_{i=1}^S \left(\frac{n_i}{N} \right)^2$$

Donde:

D es el índice de dominancia de Simpson.

S representa la cantidad total de especies presentes (la riqueza de especies).

n_i es el número de individuos de la especie i .

N es el número total de individuos.

La manera en que se interpretan los resultados es la siguiente: Un valor cercano a 1 indica que una especie domina, mientras que un valor cercano a 0 indica que la biodiversidad es alta.

6.4.6 Complemento de Simpson

Para obtener más claridad en la interpretación de los datos se considera que valores altos de probabilidad correspondan con valores altos de diversidad (Pielou, 1969). El complemento de Simpson mide la probabilidad de que dos

individuos seleccionados al azar de una comunidad pertenezcan a especies diferentes. Es una medida de la heterogeneidad de la comunidad y se expresa como:

$$1 - D = 1 - \sum_{i=1}^S \left(\frac{n_i}{N} \right)^2$$

Dónde:

D es el resultado del índice de dominancia de Simpson.

S representa la cantidad total de especies presentes (la riqueza de especies).

n_i es el número de individuos de la especie ***i***.

N es el número total de individuos.

Este índice varía entre 0 y 1, donde valores cercanos a 0 indican baja biodiversidad (alta dominancia de una o pocas especies), y valores cercanos a 1 reflejan alta biodiversidad (mayor equidad en la distribución de individuos entre especies).

VII. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

7.1 Riqueza de especies arbóreas

La comunidad de especies arbóreas de los tres sitios de estudio está conformada por 282 individuos pertenecientes a 21 especies y 13 familias, de las cuales 15 son nativas y 6 son introducidas (*Cuadro 2*). La familia Fabaceae destacó por registrar un mayor número de especies, representada por *Vachellia farnesiana* L. Wight & Arn., *Neltuma glandulosa* Torr., *Neltuma laevigata* (Willd.) M.C. Johnst., *Erythrostemon mexicanus* Gagnon & G.P. Lewis, *Parkinsonia aculeata* L. y *Senegalia greggii* Britton & Rose, lo que concuerda con los resultados de Alanís *et al.* (2014) y Leal *et al.* (2018) quienes destacaron con mayor número de especies de la familia Fabaceae (*Cuadro 3*).

Las seis especies introducidas que se registraron son *Lagerstroemia indica* L. (Lythraceae), *Quercus rubra* L. (Fagaceae), *Fraxinus americana* L. (Oleaceae), *Juglans regia* L. (Juglandaceae), *Pinus halepensis* Mill. (Pinaceae) y *Thuja occidentalis* L. (Cupresaceae). Estas especies se encuentran distribuidas sólo en los sitios AA y AM, y su ausencia en el sitio AI se debe a que la vegetación se ha regenerado de forma natural (*Cuadro 4*).

Cuadro 2. Distribución de especies y número de individuos por sitio de investigación.

<i>Sitio</i>	<i>Número de especies</i>	<i>Individuos</i>
AA	13	96
AM	10	51
AI	11	135

AA= Área arborizada, **AM**= Área de arbolado maduro, **AI**= Área incendiada.

Cuadro 3. Especies arbóreas identificadas en los sitios de investigación.

Familia	Nombre común	Nombre científico	Sitio	Origen
Boraginaceae	Anacahuita	<i>Cordia boissieri</i> A.DC.	AA, AM, AI	Nativa
Boraginaceae	Anacua	<i>Ehretia anacua</i> (Terán & Berland.) I.M. Johnst	AA, AI	Nativa
Rutaceae	Colima	<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	AI	Nativa
Rhamnaceae	Coyotillo	<i>Karwinskia humboldtiana</i> (Schult). Zucc	AI	Nativa
Lythraceae	Crespón	<i>Lagerstroemia indica</i> L.	AA	Introducida
Fagaceae	Encino	<i>Quercus virginiana</i> Mill.	AA, AM	Nativa
Fagaceae	Encino rojo	<i>Quercus rubra</i> L.	AM	Introducida
Oleaceae	Fresno	<i>Fraxinus americana</i> L.	AM	Introducida
Cannabaceae	Granjeno	<i>Celtis pallida</i> Torr.	AI	Nativa
Fabaceae	Huizache	<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn	AA, AM, AI	Nativa
Fabaceae	Mezquite gl	<i>Neltuma glandulosa</i> Torr.	AA, AI	Nativa
Fabaceae	Mezquite la	<i>Neltuma laevigata</i> (Willd.) M.C. Johnst.	AI	Nativa
Juglandaceae	Nogal	<i>Juglans regia</i> L.	AM	Introducida

Cannabaceae	Palo Blanco	<i>Celtis laevigata</i> (Kunth) Spreng.	AA	Nativa
Pináceas	Pino Halepo	<i>Pinus halepensis</i> Mill.	AA, AM	Introducida
Fabaceae	Potro	<i>Erythrostemon mexicanus</i> Gagnon & G.P. Lewis	AA, AM, AI	Nativa
Fabaceae	Retama	<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	AA, AI	Nativa
Salicaceae	Sauce Llorón	<i>Salix nigra</i> Marshall	AA	Nativa
Bignoniaceae	Tronadora	<i>Tecoma stans</i> Griseb.	AA, AM	Nativa
Cupresácea	Tuja	<i>Thuja occidentalis</i> L.	AM	Introducida
Fabaceae	Uña de Gato	<i>Senegalia greggii</i> (A. Gray) Britton & Rose	AA, AI	Nativa

AA= Área arborizada, **AM**= Área de arbolado maduro, **AI**= Área incendiada.

7.1.1 Abundancia y dominancia arbórea del área arborizada

Los datos registrados en el sitio AA revelaron 13 especies arbóreas agrupadas en 8 familias, de las cuales 2 especies son introducidas. En un estudio similar realizado por Alanís *et al.* (2014), se menciona que, de las 39 especies presentes en su área de estudio, 27 especies fueron nativas y 12 fueron especies introducidas, lo que equivale a un porcentaje mayor de especies nativas en el arbolado urbano del campus de la Facultad de Ciencias Forestales en Linares, Nuevo León.

La abundancia arbórea en el AA presentó el valor de 126.22 individuos por hectárea ($N\ ha^{-1}$), como se puede ver en el *Cuadro 4*. Las especies más abundantes fueron *Pinus halepensis* Mill. con $17.09\ N\ ha^{-1}$, *Cordia boissieri* A.DC.

(15.78 N ha⁻¹), y *Lagerstroemia indica* L. con 14.46 N ha⁻¹, que representan un 37.50%. Le siguen las especies *Parkinsonia aculeata* L. con el valor de 13.15 N ha⁻¹ y *Tecoma stans* Griseb. con 13.15 N ha⁻¹, que representan una abundancia de 10.42% cada una. El resto de las especies suman un 36.2%.

La cobertura de copa total del sitio de AA es de 2011.05 m² ha⁻¹. Las especies que obtuvieron mayor cobertura son *Pinus halepensis* (852.91 m² ha⁻¹), *Neltuma glandulosa* Torr. (320.87 m² ha⁻¹) y *Vachellia farnesiana* (L.) Wight & Arn. (160.83 m² ha⁻¹), representando en conjunto el 66.37%. Les siguen *Erythrostemon mexicanus* Gagnon & G.P. Lewis (122.55 m² ha⁻¹) y *Parkinsonia aculeata* L. (113.86 m² ha⁻¹). El resto de las especies contribuye con el 21.88% de la cobertura total.

Cuadro 4. Abundancia absoluta (N ha⁻¹) y relativa (%), dominancia absoluta (m² ha⁻¹) y relativa (%) de las especies registradas en el área arborizada.

Nombre común	Nombre científico	Individuos (n)	Abundancia		Dominancia	
			Abs.	Rel.	Abs.	Rel.
			N ha ⁻¹	(%)	m ² ha ⁻¹ copa	(%)
Anacahuíta	<i>Cordia boissieri</i> A.DC.	12	15.78	12.50	91.06	4.53
Anacua	<i>Ehretia anacua</i> (Terán & Berland.) I.M.	2	2.63	2.08	44.78	2.23
Crespón	<i>Lagerstroemia indica</i> L.	11	14.46	11.46	36.58	1.82
Encino	<i>Quercus virginiana</i> Mill.	8	10.52	8.33	26.51	1.32

	<i>Vachellia</i>					
Huizache	<i>farnesiana</i> (L.) Wight & Arn	1	1.31	1.04	160.83	8.00
Mezquite	<i>Neltuma</i> <i>glandulosa</i> Torr.	8	10.52	8.33	320.87	15.96
Palo Blanco	<i>Celtis laevigata</i> (Kunth) Spreng.	8	10.52	8.33	78.88	3.92
Pino Halepo	<i>Pinus halepensis</i> Mill.	13	17.09	13.54	852.91	42.41
Potro	<i>Erythrostemon</i> <i>mexicanus</i> Gagn on & G.P. Lewis	9	11.83	9.38	122.55	6.09
Retama	<i>Parkinsonia</i> <i>aculeata</i> L.	10	13.15	10.42	113.86	5.66
Sauce Llorón	<i>Salix nigra</i> Marshall	1	1.31	1.04	51.10	2.54
Tronadora	<i>Tecoma stans</i> Griseb.	10	13.15	10.42	15.01	0.75
Uña de Gato	<i>Senegalia greggii</i> (A. Gray) Britton & Rose	3	3.94	3.13	96.11	4.78
Total		96	126.22	100	2011.05	100

Abs= Absoluta, **Rel**= Relativa

7.1.2 Abundancia y dominancia arbórea del área de arbolado maduro

El sitio AM registró 10 especies pertenecientes a 8 familias. La abundancia presentó el valor de 59.11 individuos por hectárea ($N\ ha^{-1}$), como lo muestra el Cuadro 5. Las especies con mayor abundancia son *Quercus rubra* L. ($26.66\ N\ ha^{-1}$) y *Pinus halepensis* Mill. ($12.75\ N\ ha^{-1}$), representando un 66.67%. Les siguen *Thuja occidentalis* L., *Quercus virginiana* Mill. y *Cordia boissieri* A.DC.,

con resultados similares de 4.64 N ha⁻¹ cada uno. Las especies *Fraxinus americana* L., *Vachellia farnesiana* (L.) Wight & Arn, *Juglans regia* L., *Erythrostemon mexicanus* Gagnon & G.P. Lewis y *Tecoma stans* Griseb. obtuvieron resultados semejantes de 1.16 N ha⁻¹, sumando un 9.8% de abundancia.

El valor de dominancia que se obtuvo es de 1771.03 m² ha⁻¹ (*Cuadro 5*). Las especies más representativas son *Quercus rubra* L. (1031.59 m² ha⁻¹) y *Pinus halepensis* Mill. (509.80 m² ha⁻¹), representando un 87.04%. Les siguen las especies *Quercus virginiana* Mill. (64.04 m² ha⁻¹) y *Fraxinus americana* L. (62.41 m² ha⁻¹). Las especies *Cordia boissieri* A.DC., *Vachellia farnesiana* (L.) Wight & Arn, *Juglans regia* L., *Erythrostemon mexicanus* Gagnon & G.P. Lewis, *Tecoma stans* Griseb y *Thuja occidentalis* L. representan solo un 5.84% de cobertura.

Al comparar estos resultados con los obtenidos en el estudio hecho por Alanís-Rodríguez *et al.* (2023) en el Parque Hundido, Monterrey, Nuevo León, se observa una tendencia similar: aunque se identificaron 26 especies, la comunidad está dominada por unas cuantas, como *Fraxinus uhdei* (Wenz.) Lingelsh, *Fraxinus americana* L. y *Pinus eldarica* Medw, que en conjunto representan el 65% del total de individuos y concentran más del 76% del área de copa. En ambos casos, se observa una clara predominancia de especies introducidas.

Cuadro 5. Abundancia absoluta (N ha⁻¹) y relativa (%), dominancia absoluta (m² ha⁻¹) y relativa (%) de las especies registradas en el área de arbolado maduro.

Nombre común	Nombre científico	Individuos	Abundancia		Dominancia	
			Abs.	Rel.	Abs.	Rel.
			N ha ⁻¹	(%)	m ² ha ⁻¹ copa	(%)
Anacahuita	<i>Cordia boissieri</i> A.DC.	4	4.64	7.84	48.67	2.75

Encino	<i>Quercus virginiana</i> Mill.	4	4.64	7.84	64.06	3.62
Encino Rojo	<i>Quercus rubra</i> L.	23	26.66	45.10	1031.59	58.25
Fresno	<i>Fraxinus americana</i> L.	1	1.16	1.96	62.41	3.52
Huizache	<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn	1	1.16	1.96	11.96	0.68
Nogal	<i>Juglans regia</i> L.	1	1.16	1.96	4.53	0.26
Pino	<i>Pinus halepensis</i> Mill.	11	12.75	21.57	509.80	28.79
Halepo						
Potro	<i>Erythrostemon mexicanus</i> Gagnon & G.P. Lewis	1	1.16	1.96	3.83	0.22
Tronadora	<i>Tecoma stans</i> Griseb.	1	1.16	1.96	2.32	0.13
Tuja	<i>Thuja occidentalis</i> L.	4	4.64	7.84	31.88	1.80
Total, general		51	59.11	100	1771.03	100

Abs= Absoluta, **Rel**= Relativa

7.1.3 Abundancia y dominancia arbórea del área incendiada

En el sitio AI, se encontraron 11 especies pertenecientes a 5 familias (*Cuadro 6*). La abundancia presentó el valor de 164.01 individuos por hectárea ($N\ ha^{-1}$). Las especies que destacaron fueron *Cordia boissieri* A.DC. ($72.90\ N\ ha^{-1}$), *Zanthoxylum fagara* (L.) Sarg. ($27.94\ N\ ha^{-1}$) y *Celtis pallida* Torr. ($19.44\ N\ ha^{-1}$). Les siguen las especies *Neltuma glandulosa* Torr. ($12.15\ N\ ha^{-1}$) y *Neltuma*

laevigata (Willd.) M.C. Johnst. (9.72 N ha⁻¹), las cuales representan el 86.67%. Las especies que faltan por mencionar obtuvieron un 13.32% sobre el total de la abundancia.

La cobertura de copa obtuvo registros de 3123.96 m² ha⁻¹ (*Cuadro 6*). Las especies más representativas son: *Cordia boissieri* A.DC. (1301.49 m² ha⁻¹), *Neltuma glandulosa* Torr. (766.99 m² ha⁻¹) y *Celtis pallida* Torr. (365.05 m² ha⁻¹). Les siguen las especies *Neltuma laevigata* (Willd.) M.C. Johnst. (249.32 m² ha⁻¹) y *Zanthoxylum fagara* (L.) Sarg. (153.71 m² ha⁻¹), registrando en conjunto un 81.57% de cobertura.

Estos resultados son similares a los obtenidos por Graciano-Ávila *et al.* (2018) en el que la especie dominante más representativa fue *Cordia boissieri* A.DC., con 1062.4 m² ha⁻¹ y con una abundancia de 96 N ha⁻¹. Además de que también estuvieron presentes las especies *Celtis pallida* Torr., con un valor de dominancia de 340.6 m² ha⁻¹ y abundancia de 57 N ha⁻¹, *Zanthoxylum fagara* (L.) Sarg., con un valor de dominancia 591.6 m² ha⁻¹ y abundancia 150 N ha⁻¹.

El resto de cobertura lo conforman *Karwinskia humboldtiana* (Schult). Zucc, *Vachellia farnesiana* (L.) Wight & Arn, *Erythrostemon mexicanus* Gagnon & G.P. Lewis, *Parkinsonia aculeata* L. y *Senegalia greggii* (A. Gray) Britton & Rose.

Cuadro 6. Abundancia absoluta (N ha⁻¹) y relativa (%), dominancia absoluta (m² ha⁻¹) y relativa (%) de las especies registradas en el área incendiada.

Nombre común	Nombre científico	Individuos	Abundancia		Dominancia	
			Abs.	Rel.	Abs.	Rel.
			N ha ⁻¹	(%)	m ² ha ⁻¹ copa	(%)
Anacahuíta	<i>Cordia boissieri</i> A.DC.	60	72.90	44.44	1301.49	41.66
Anacua	<i>Ehretia</i> <i>anacua</i> (Terán	2	2.43	1.48	76.72	2.46

	& Berland.) I.M. Johnst					
Colima	<i>Zanthoxylum</i> <i>fagara</i> (L.) Sarg.	23	27.94	17.04	153.71	4.92
Coyotillo	<i>Karwinskia</i> <i>humboldtiana</i> (Schult). Zucc	1	1.21	0.74	4.21	0.13
Granjeno	<i>Celtis pallida</i> Torr.	16	19.44	11.85	365.05	11.69
Huizache	<i>Vachellia</i> <i>farnesiana</i> (L.) Wight & Arn	2	2.43	1.48	24.38	0.78
Mezquite Pg	<i>Neltuma</i> <i>glandulosa</i> Torr.	10	12.15	7.41	766.99	24.55
Mezquite PI	<i>Neltuma</i> <i>laevigata</i> (Willd.) M.C. Johnst.	8	9.72	5.93	249.32	7.98
Potro	<i>Erythrostemon</i> <i>mexicanus</i> Gag non & G.P. Lewis	6	7.29	4.44	64.11	2.05
Retama	<i>Parkinsonia</i> <i>aculeata</i> L.	1	1.21	0.74	23.95	0.77
Uña de gato	<i>Senegalia greggii</i> (A. Gray) Britton & Rose	6	7.29	4.44	94.05	3.01
Total,		135	164.0	100	3123.96	100
general			1			

Abs= Absoluta, **Rel=** Relativa

7.1.4 Índices de la diversidad de la vegetación

En cuanto al índice de dominancia de Simpson y su complemento, así como al índice de Shannon Wiener y la diversidad verdadera de Shannon Wiener, se obtuvieron resultados favorables para el sitio de Área Arborizada (*Cuadro 7*), ya que el complemento de Simpson refleja mayor equidad y riqueza de la diversidad biológica (con valor de 0.899, que es cercano a 1), y el índice de diversidad verdadera sugiere una diversidad intermedia-alta (con valor 10.772). Cabe destacar que, a pesar de que los resultados del índice de Shannon Wiener de los tres sitios indican una diversidad media para el área arborizada (con valor de 2.377), y diversidad baja para AM y AI (con valores de 1.674 y 1.749, respectivamente), estos son mayores al reportado por Hernández-Cavazos *et al.* (2024) sobre la diversidad del arbolado de la colonia Country en Monterrey, el cual fue de $H' = 1.55$.

Cuadro 7. Índices de diversidad de la vegetación para los sitios de investigación.

Índice	Sitios de investigación		
	AA	AM	AI
Dominancia de Simpson (D)	0.100	0.270	0.254
Complemento de Simpson (1-D)	0.899	0.729	0.745
Shannon Wiener (H')	2.377	1.674	1.749
Diversidad verdadera de Shannon Wiener (1D)	10.772	5.333	5.748

7.2 Riqueza de avifauna

Se registraron 81 especies, distribuidas en 31 familias pertenecientes a 13 órdenes, con un total de 5,386 avistamientos entre el mes de mayo y noviembre del año 2022 (*Cuadro 8*). Sólo 17 especies de 11 de las 31 familias se registraron en los tres sitios de investigación, las cuales son: *Caracara plancus cheriway* Jacquin, *Passer domesticus* Linnaeus, *Cynanthus latirostris* Swainson, *Spinus psaltria* Say, *Polioptila caerulea* Linnaeus, *Dendrocygna autumnalis* Linnaeus, *Troglodytes aedon* Vieillot, pertenecientes a las familias Falconidae, Passeridae, Trochilidae, Hirundinidae, Fringillidae, Polioptilidae, Anatidae y Troglodytidae respectivamente, así como, *Molothrus aeneus* Wagler y *Quiscalus mexicanus* Gmelin de la familia Icteridae; *Zenaida asiática* Linnaeus, *Columbina inca* Lesson y *Streptopelia decaocta* Frivaldszky de la familia Columbidae; y *Tyrannus couchii* Baird, *Tyrannus melancholicus* Vieillot, *Tyrannus forficatus* Gmelin y *Pitangus sulphuratus* Linnaeus de la familia Tyrannidae.

En el sitio AA se registraron 2,429 avistamientos de 79 especies, las cuales pertenecen a 31 familias y 13 órdenes. La familia Tyrannidae tuvo la mayor cantidad de especies, representadas por *Pitangus sulphuratus* Linnaeus, *Tyrannus melancholicus* Vieillot, *Tyrannus forficatus* Gmelin, *Tyrannus couchii* Baird, *Pyrocephalus rubinus* Boddaert, *Sayornis nigricans* Swainson, *Myiarchus tuberculifer* d'Orbigny & Lafresnaye, *Tyrannus verticalis* Say, *Empidonax minimus* Baird, *Empidonax hammondii* Xántus y *Sayornis phoebe* Gmelin. Les siguen especies de la familia Parulidae, representadas por *Setophaga coronata* Linnaeus, *Setophaga petechia* Linnaeus, *Leiothlypis celata* Say, *Cardellina pusilla* Wilson, *Mniotilta varia* Linnaeus y *Geothlypis trichas* Linnaeus.

Además, solo en el AA se observaron las especies *Charadrius vociferus* Linnaeus, *Megaceryle alcyon* Linnaeus, *Bombycilla cedrorum* Vieillot, *Tachybaptus dominicus* Linnaeus, *Corthylus caléndula* Linnaeus, *Sturnus vulgaris* Linnaeus y *Pachyramphus aglaiae* Lafresnaye, pertenecientes a las familias Charadriidae, Alcedinidae, Bombycillidae, Podicipedidae, Regulidae, Sturnidae y Tityridae, respectivamente. Esto sucedió también para las especies *Elanus*

leucurus Vieillot, *Parabuteo unicinctus* Temminck, *Buteo lineatus* Gmelin y *Accipiter cooperii* Bonaparte, pertenecientes a la familia Accipitridae (Figura 2).

En el sitio AM se registraron 1794 avistamientos de 24 especies, las cuales pertenecen a 13 familias y 6 órdenes. La familia Tyrannidae tuvo la mayor cantidad de especies, representadas por *Pitangus sulphuratus* Linnaeus, *Tyrannus melancholicus* Vieillot, *Tyrannus forficatus* Gmelin, *Tyrannus couchii* Baird, *Sayornis nigricans* Swainson y *Myiarchus tuberculifer* d'Orbigny & Lafresnaye. Le sigue la familia Columbidae, representada por las especies *Zenaida asiática* Linnaeus, *Columbina inca* Lesson y *Streptopelia decaocta* Frivaldszky (Cuadro 9). Las familias que registraron solo una especie son Passeridae, Hirundiidae, Anatidae, Troglodytidae, Polioptilidae, Paridae y Trochilidae, representadas por *Passer domesticus* Linnaeus, *Hirundo rustica* Linnaeus, *Dendrocygna autumnalis* Linnaeus, *Troglodytes aedon* Vieillot, *Polioptila caerulea* Linnaeus, *Baeolophus atricristatus* Cassin y *Cyananthus latirostris* Swainson, de forma respectiva (Figura 2).

El sitio Al registró 1163 avistamientos de 38 especies, pertenecientes a 21 familias y 10 órdenes. La familia Tyrannidae obtuvo el mayor número de especies, representadas por *Pitangus sulphuratus* Linnaeus, *Tyrannus forficatus* Gmelin, *Tyrannus melancholicus* Vieillot, *Tyrannus couchii* Baird, *Pyrocephalus rubinus* Boddaert, *Tyrannus verticalis* Say y *Sayornis phoebe* Gmelin. Seguido del número de especies de la familia Tyrannidae, cuatro de las familias en el sitio Al coincidieron en el número de especies, las cuales son: Icteridae, representada por las especies *Quiscalus mexicanus* Gmelin, *Icterus cucullatus* Swainson y *Molothrus aeneus* Wagler; Columbidae, representada por las especies *Zenaida asiática* Linnaeus, *Columbina inca* Lesson y *Streptopelia decaocta* Frivaldszky; Passerellidae, representada por las especies *Chondestes grammacus* Say, *Spizella passerina* Bechstein y *Pooecetes gramineus* Gmelin; y por último, la familia Parulidae, representada por *Setophaga petechia* Linnaeus, *Leiothlypis celata* Say y *Setophaga coronata* Linnaeus (Cuadro 9).

Cuadro 8. Composición de diversidad de aves en las áreas verdes de la planta NAVISTAR.

<i>Nombre científico</i>	<i>Nombre común</i>	<i>Familia</i>	<i>Orden</i>	<i>Resi- dencia mica</i>	<i>Endé- mica /exóti- ca</i>
<i>Accipiter cooperii</i> Bonaparte	Gavilán de cooper	Accipitridae	Accipitriformes	R, MI	
<i>Anas diazi</i> Ridgway	Pato mexicano	Anatidae	Anseriformes		
<i>Archilochus alexandri</i> Bourcier & Mulsant	colibrí barba negra	Trochilidae	Caprimulgiformes	MI, MV	E
<i>Arremonops rufivirgatus</i> Lawrence	Rascador oliváceo	Emberizidae	Passeriformes	R	C
<i>Auriparus flaviceps</i> Sundevall	Baloncillo	Remizidae	Passeriformes	R	
<i>Aythya collaris</i> Donovan	Pato pico anillado	Anatidae	Anseriformes	MI	
<i>Cairina moschata</i> Linnaeus	Pato real	Anatidae	Anseriformes	R	

<i>Baeolophus</i>	Carbonero	Paridae	Passeriformes	R	
<i>atricristatus</i>	cresta				
Cassin	negra				
<i>Bombycilla</i>	Chinito	Bombycilli-	Passeriformes	MI	
<i>cedrorum</i>		dae			
Vieillot					
<i>Bubulcus ibis</i>	Garza	Ardeidae	Pelecanifor-	R,	Ex
Linnaeus	ganadera		mes	MI	
<i>Buteo lineatus</i>	Aguililla	Accipitridae	Accipitriformes	R,	
Gmelin	pecho rojo			MI	
<i>Butorides</i>	Garcita	Ardeidae	Pelecanifor-	R,	
<i>virescens</i>	verde		mes	MI	
Linnaeus					
<i>Caracara</i>	Caracara	Falconidae	Falconiformes	R	
<i>plancus</i>	quebranta-				
<i>cheriway</i>	huesos				
Jacquin					
<i>Cardellina</i>	Chipe	Parulidae	Passeriformes	R,	
<i>pusilla</i> Wilson	corona			MI	
	negra				
<i>Cardinalis</i>	Cardenal	Cardinalidae	Passeriformes	R	
<i>cardinalis</i>	rojo				
Linnaeus					
<i>Cardinalis</i>	Cardenal	Cardinalidae	Passeriformes	R	
<i>sinuatus</i>	desértico				
Bonaparte					

<i>Cathartes aura</i> Linnaeus	Zopilote aura	Cathartidae	Accipitriformes	R	
<i>Catharus guttatus</i> Pallas	Zorzal cola canela	Turdidae	Passeriformes	MI	
<i>Charadrius vociferus</i> Linnaeus	Chorlo Tildo	Charadriidae	Charadriiformes	R, MI	
<i>Chondestes grammacus</i> Say	Gorrión arlequín	Emberizidae	Passeriformes	R	
<i>Columbina inca</i> Lesson	Tortolita cola larga	Columbidae	Columbiformes	R	
<i>Coragyps atratus</i> Bechstein	Zopilote común	Cathartidae	Accipitriformes	R	
<i>Corthylio calendula</i> Linnaeus	Reyezuelo matraquita	Regulidae	Passeriformes	MI	
<i>Cynanthus latirostris</i> Swainson	Colibrí pico ancho norteño	Trochilidae	Apodiformes	R	S
<i>Dendrocygna autumnalis</i> Linnaeus	Pijije alas blancas	Anatidae	Anseriformes	R	
<i>Dryobates scalaris</i> Wagler	Carpintero mexicano	Picidae	Piciformes	R	

<i>Elanus leucurus Vieillot</i>	Milano cola blanca	Accipitridae	Accipitriformes	R
<i>Empidonax hammondii Xántus</i>	Papa- moscas de Hammond	Tyrannidae	Passeriformes	MI
<i>Empidonax minimus</i> Baird	Papa- moscas chico	Tyrannidae	Passeriformes	MI
<i>Falco sparverius Linnaeus</i>	Cernícalo Americano	Falconidae	Falconiformes	R, MI
<i>Falco peregrinus Tunstall</i>	Halcón peregrino	Falconidae	Falconiformes	R, MI
<i>Geococcyx californianus Lesson</i>	Corre- caminos norteño	Cuculidae	Cuculiformes	R
<i>Geothlypis trichas Linnaeus</i>	Mascarita común	Parulidae	Passeriformes	R, MI
<i>Haemorhous mexicanus Statius Müller</i>	Pinzón mexicano	Fringillidae	Passeriformes	R
<i>Hirundo rustica Linnaeus</i>	Golondrina tijereta	Hirundinidae	Passeriformes	R, MI,

				MV, T	
<i>Icterus</i> <i>cucullatus</i> Swainson	Calandria dorso Negro Menor	Icteridae	Passeriformes	R, MI, MV	S
<i>Icterus spurius</i> Linnaeus	Calandria castaña	Icteridae	Passeriformes	MI, MV	
<i>Lanius</i> <i>ludovicianus</i> Linnaeus	Verdugo americano	Laniidae	Passeriformes	R, MI	
<i>Leiothlypis</i> <i>celata</i> Say	Chipe Oliváceo	Parulidae	Passeriformes	R, MI	
<i>Megaceryle</i> <i>alcyon</i> Linnaeus	Martín pescador norteño	Alcedinidae	Coraciiformes	MI	
<i>Melanerpes</i> <i>aurifrons</i> Wagler	Carpintero cheje	Picidae	Piciformes	R	
<i>Melospiza</i> <i>lincolnii</i> Audubon	Gorrión de lincoln	Passerelli- dae	Passeriformes	MI	
<i>Mimus</i> <i>polyglottos</i> Linnaeus	Centzontle norteño	Mimidae	Passeriformes	R, MI	
<i>Mniotilta varia</i> Linnaeus	Chipe trepador	Parulidae	Passeriformes	MI	

<i>Molothrus aeneus</i> Wagler	Tordo ojos rojos	Icteridae	Passeriformes	R, MV	
<i>Myiarchus tuberculifer</i> d'Orbigny & Lafresnaye	Papa-moscas triste	Tyrannidae	Passeriformes	R	
<i>Nycticorax nycticorax</i> Linnaeus	Garza nocturna corona negra	Ardeidae	Pelecaniformes	R, MI	
<i>Pachyramphus aglaiae</i> Lafresnaye	Cabezón degollado	Tityridae	Passeriformes	R	
<i>Parabuteo unicinctus</i> Temminck	Aguililla rojinegra	Accipitridae	Accipitriformes	R	
<i>Passer domesticus</i> Linnaeus	Chilerito	Passeridae	Passeriformes	R	Ex
<i>Passerina ciris</i> Linnaeus	Colorín siete colores	Cardinalidae	Passeriformes	MI, MV	
<i>Passerina versicolor</i> Bonaparte	Colorín morado	Cardinalidae	Passeriformes	R, MV	
<i>Piranga rubra</i> Linnaeus	Piranga roja	Cardinalidae	Passeriformes	MI, MV	

<i>Pitangus sulphuratus</i> Linnaeus	Luis bienteveo	Tyrannidae	Passeriformes	R
<i>Polioptila caerulea</i> Linnaeus	Perlita azulgris	Polioptilidae	Passeriformes	R
<i>Poocetes gramineus</i> Gmelin	Gorrión cola blanca	Passerelli- dae	Passeriformes	MI
<i>Pyrocephalus rubinus</i> Boddaert	Papa- moscas cardenalito	Tyrannidae	Passeriformes	R, MI
<i>Quiscalus mexicanus</i> Gmelin	Hurraca	Icteridae	Passeriformes	R
<i>Sayornis nigricans</i> Swainson	Papa- moscas negro	Tyrannidae	Passeriformes	R, MI
<i>Sayornis phoebe</i> Gmelin	Papa- moscas fibi	Tyrannidae	Passeriformes	MI
<i>Setophaga coronata</i> Linnaeus	Chipe rabadilla amarilla	Parulidae	Passeriformes	R, MI
<i>Setophaga petechia</i> Linnaeus	Chipe amarillo	Parulidae	Passeriformes	MI, MV, T, R

<i>Spatula discors</i> Linnaeus	Cerceta alas azules	Anatidae	Anseriformes	MI	
<i>Sphyrapicus varius</i> Linnaeus	Carpintero moteado	Picidae	Piciformes	MI	
<i>Spinus pinus</i> Wilson	Jilguerito pinero	Fringillidae	Passeriformes	R, MI	
<i>Spinus psaltria</i> Say	Jilguerito dominico	Fringillidae	Passeriformes	R	
<i>Spizella passerina</i> Bechstein	Gorrión cejas blancas	Passerelli- dae	Passeriformes	R, MI	
<i>Streptopelia decaocto</i> Frivaldszky	Paloma de collar turca	Columbidae	Columbiformes	R	
<i>Sturnella magna</i> Linnaeus	Pradero tortilla- conchile	Icteridae	Passeriformes	R	
<i>Sturnus vulgaris</i> Linnaeus	Estornino pinto	Sturnidae	Passeriformes	R	Ex
<i>Tachybaptus dominicus</i> Linnaeus	Zambullidor menor	Podicipedi- dae	Podicipedifor- mes	R	

<i>Thryothorus ludovicianus</i> Latham	Saltapared de carolina	Troglodytidae	Passeriformes	R	
<i>Toxostoma longirostre</i> Lafresnaye	Cuicacoche pico largo	Mimidae	Passeriformes	R	C
<i>Troglodytes aedon</i> Vieillot	Saltapared común	Troglodytidae	Passeriformes	R, MI, T	
<i>Turdus grayi</i> Bonaparte	Mirlo café	Turdidae	Passeriformes	R	
<i>Turdus migratorius</i> Linnaeus	Mirlo primavera	Turdidae	Passeriformes	R, MI	
<i>Tyrannus couchii</i> Baird	Tirano cuír	Tyrannidae	Passeriformes	R	
<i>Tyrannus forficatus</i> Gmelin	Tirano tijereta rosada	Tyrannidae	Passeriformes	MI, MV, T	
<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot	Tirano pirirí	Tyrannidae	Passeriformes	R, MI, MV, T	
<i>Tyrannus verticalis</i> Say	Tirano pálido	Tyrannidae	Passeriformes	MI, MV, T	

Zenaida asiática Paloma ala blanca Columbidae Columbiformes **R, MI**
Linnaeus

Residencia: **R** = Residente, **MI** = Migración de invierno, **MV** = Migración de verano, **T** = Transitorio. Endémica/ exótica: **E** = Endémico, **C** = Cuasi-endémico, **Ex** = Exótica, **S** = Semiendémica.

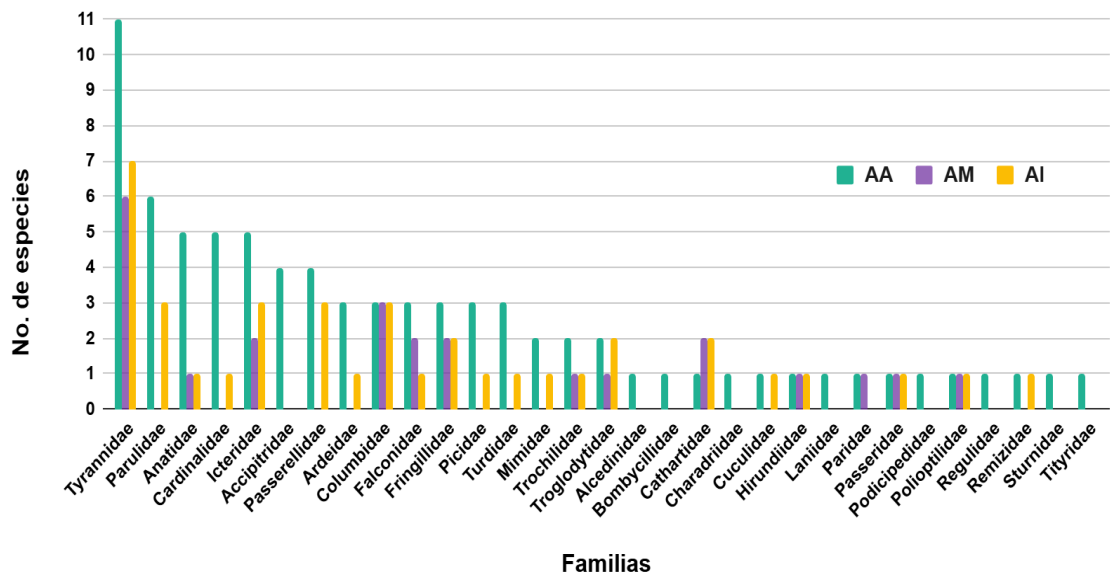


Figura 2. Número de especies de aves por familias presentes en el área arborizada (AA), área de arbolado maduro (AM) y área incendiada (AI).

La familia Tyrannidae es la que tiene mayor número de especies en los tres sitios de investigación, coincidiendo con otros estudios de comunidades de aves como el de Farías-Rivero *et al.* (2022), el cual reporta 11 especies de la familia Tyrannidae, siendo la más representativa en sitios antropizados del estado de Quintana Roo, México; y Almazán & Hinterholzer (2010), quienes realizaron una investigación en San Baltasar, parque urbano de la ciudad de Puebla, donde encontraron que las familias Passeridae e Icteridae fueron las más abundantes dentro del estudio. Esta familia es la más diversa del orden Passeriformes, ocupando diversos ecosistemas donde la mayoría se ha especializado en la

captura de insectos y otros complementan su dieta con frutos, permitiendo aprovechar diferentes recursos (Verea *et al.*, 2000; Cruz-Palacios *et al.*, 2011).

7.2.1 Abundancia relativa (A_{Rel}) de familias de aves

En el sitio AA, la familia Icteridae obtuvo 21.20% de A_{Rel} (Figura 3), siendo la más alta del sitio. De esta familia, se registraron 515 avistamientos de 5 especies, correspondientes a 358 avistamientos de *Quiscalus mexicanus* Gmelin, 150 avistamientos de *Molothrus aeneus* Wagler, 3 avistamientos de *Icterus cucullatus* Swainson, 2 avistamientos de *Icterus spurius* Linnaeus y 2 avistamientos de *Sturnella magna* Linnaeus. Le sigue la familia Columbidae, la cual obtuvo un 14.69% de A_{Rel} , siendo conformada por 357 avistamientos de 3 especies, divididas en: 308 avistamientos de *Zenaida asiática* Linnaeus, 31 avistamientos de *Columba inca* Lesson, y 18 avistamientos de *Streptopelia decaocta* Frivaldszky. Las familias con menor A_{Rel} son la familia Laniidae y la familia Charadriidae, con 0.041% cada una, debido a que solo hubo un registro de *Lanius ludovicianus* Linnaeus y *Charadrius vociferus* Linnaeus, las cuales pertenecen respectivamente a las familias mencionadas (Figura 3).

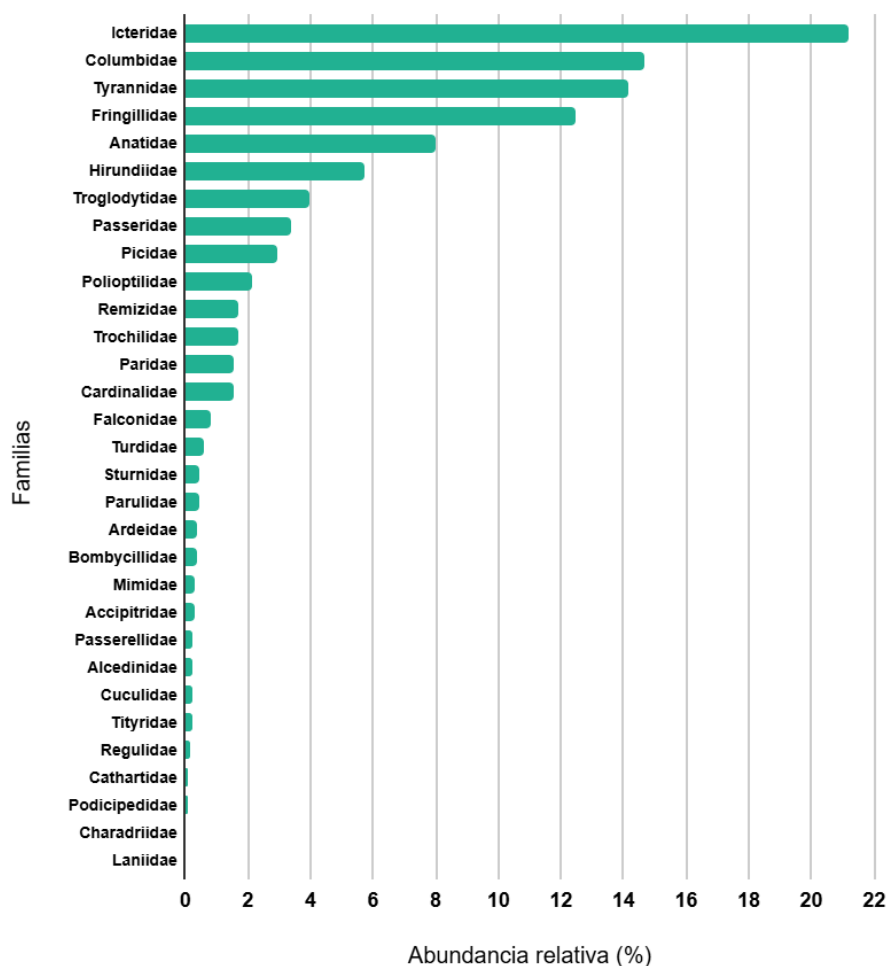


Figura 3. Abundancia relativa de familias de aves del sitio AA.

En el sitio AM, la familia Passeridae obtuvo el valor más alto (30.37%) de A_{Rel} (Figura 4), siendo conformada por 545 avistamientos solo de la especie *Passer domesticus* Linnaeus. Le sigue la familia Icteridae, la cual obtuvo un 27.42% de A_{Rel} , de la cual se registraron 492 avistamientos de 2 especies, 467 correspondientes a *Quiscalus mexicanus* Gmelin y 25 a *Molothrus aeneus* Wagler. El menor porcentaje de A_{Rel} lo presentaron las familias Cathartidae, Paridae y Trochilidae, registrando solo un 0.11% para cada una. Cathartidae está conformada por 2 avistamientos de 2 especies: *Cathartes aura* Linnaeus y *Coragyps atratus* Bechstein. Asimismo, Paridae y Trochilidae registraron 2

avistamientos de una sola especie para cada familia: *Baeolophus atricristatus* Cassin y *Cynatus latirostris* Dubois, respectivamente.

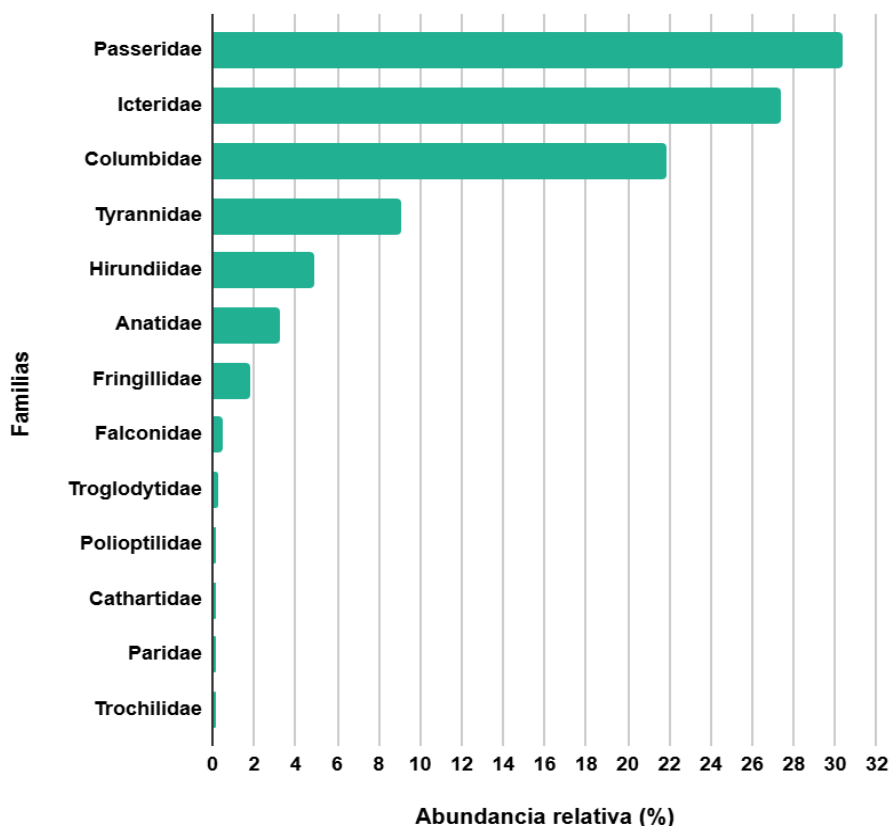


Figura 4. Abundancia relativa de familias de aves del sitio AM.

En el sitio AI, la familia Icteridae obtuvo 30.09% de A_{Rel} (Figura 5), siendo la más alta, conformada por 350 avistamientos de 3 especies: 280 correspondiendo a *Quiscalus mexicanus* Gmelin, 69 a *Molothrus aeneus* Wagler y 1 a *Icterus cucullatus* Swainson. Le sigue la familia Columbidae, la cual obtuvo un 22.01% de A_{Rel} y está conformada por 256 avistamientos de 3 especies divididas en 239 avistamientos de *Zenaida asiática* Linnaeus, 10 avistamientos de *Columba inca* Lesson y 7 avistamientos de *Streptopelia decaocta* Frivaldszky.

Las familias con una A_{Rel} de 0.085% resultan ser las menos abundantes, coincidiendo con un solo avistamiento de las especies de *Cardinalis cardinalis*

Linnaeus, *Cynanthus latirostris* Swainson, *Geococcyx californianus* Lesson, *Polioptila caerulea* Linnaeus y *Catharus guttatus* Pallas, pertenecientes a las familias Cardinalidae, Trochilidae, Cuculidae, Polioptilidae y Turdidae, respectivamente.

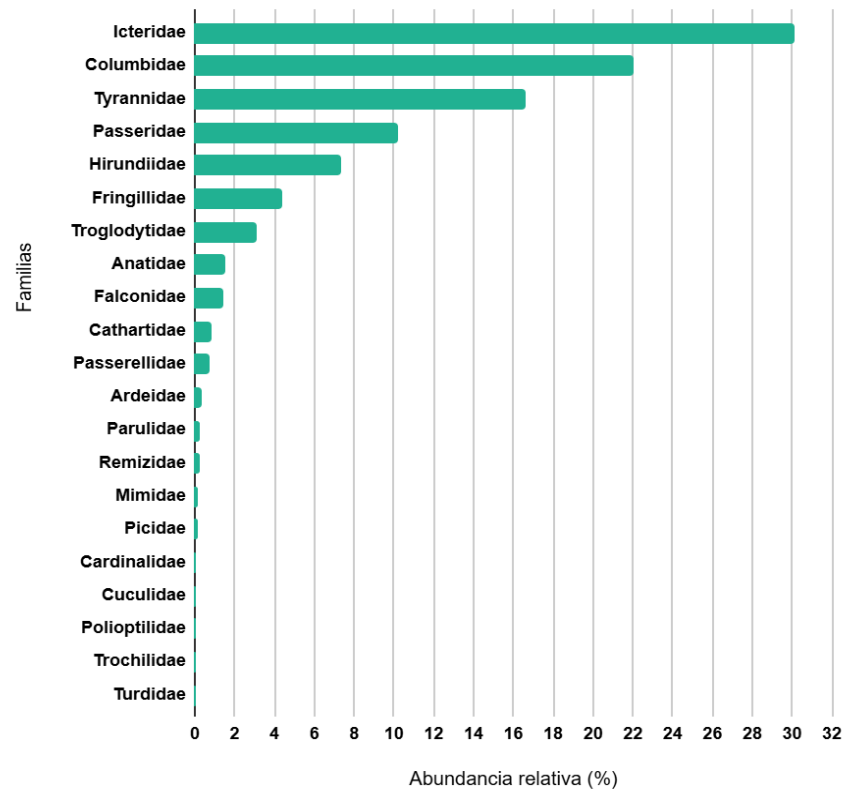


Figura 5. Abundancia relativa de familias de aves del sitio AI.

Las familias antes mencionadas funcionan como bioindicadores de perturbación urbana debido a sus hábitos gregarios y alimentación omnívora. Sin embargo, el sitio AA es un ecosistema mayormente complejo debido a la presencia de ciertas familias como Anatidae (8.02%), Cardinalidae (1.52%), Podicipedidae (0.08%), Falconidae (0.78%) y Accipitridae (0.28%), las cuales se componen en su mayoría por especies que se encuentran en la NOM-059-SEMARNAT-2010, indicando que el sitio AA genera las condiciones de hábitat para diversas especies con diferentes necesidades lo cual provee un ecosistema saludable.

7.3 Especies de aves por sitio

A continuación, se presenta el *Cuadro 9*, que resume el número de individuos registrados por especie de ave en cada una de las áreas de estudio. La información se organiza por sitio (Área arborizada, Área madura y Área incendiada), incluyendo para cada especie su nombre científico, su nombre común y el número total de individuos observados. Este cuadro permite visualizar la distribución y abundancia relativa de las especies en los distintos tipos de hábitat evaluados.

Cuadro 9. Número de individuos de cada especie de aves presentes en cada una de las áreas.

Sitio	Nombre científico	Nombre común	No. total, de individuos
AA	<i>Accipiter cooperii</i> Bonaparte	Gavilán de cooper	1
	<i>Anas diazi</i> Ridgway	Pato mexicano	10
	<i>Archilochus alexandri</i> Bourcier & Mulsant	colibrí barba negra	6
	<i>Arremonops rufivirgatus</i> Lawrence	Rascador oliváceo	1
	<i>Auriparus flaviceps</i> Sundevall	Baloncillo	41
	<i>Aythya collaris</i> Donovan	Pato pico anillado	14
	<i>Baeolophus atricristatus</i> Cassin	Carbonero cresta negra	38

<i>Bombycilla cedrorum</i> Vieillot	Chinito	9
<i>Bubulcus ibis</i> Linnaeus	Garza ganadera	1
<i>Buteo lineatus</i> Gmelin	Aguililla pecho rojo	1
<i>Butorides virescens</i> Linnaeus	Garcita verde	5
<i>Cairina moschata</i> Linnaeus	Pato real	11
<i>Caracara plancus</i> <i>cheriway</i> Jacquin	Caracara quebrantahuesos	16
<i>Cardellina pusilla</i> Wilson	Chipe corona negra	1
<i>Cardinalis cardinalis</i> Linnaeus	Cardenal rojo	29
<i>Cardinalis sinuatus</i> Bonaparte	Cardenal desértico	2
<i>Cathartes aura</i> Linnaeus	Zopilote aura	2
<i>Catharus guttatus</i> Pallas	Zorzal cola canela	4
<i>Charadrius vociferus</i> Linnaeus	Chorlo tildo	1
<i>Columbina inca</i> Lesson	Tortolita cola larga	31
<i>Corthylio calendula</i> Linnaeus	Reyezuelo matraquita	3

<i>Cynanthus latirostris</i> Swainson	Colibrí pico ancho norteño	35
<i>Dendrocygna</i> <i>autumnalis</i> Linnaeus	Pijije alas blancas	144
<i>Dryobates scalaris</i> Wagler	Carpintero mexicano	53
<i>Elanus leucurus</i> Vieillot	Milano cola blanca	3
<i>Empidonax hammondi</i> Xántus	Papamoscas de Hammond	1
<i>Empidonax minimus</i> Baird	Papamoscas chico	1
<i>Falco peregrinus</i> Tunstall	Halcón peregrino	1
<i>Falco sparverius</i> Linnaeus	Cernícalo americano	2
<i>Geococcyx</i> <i>californianus</i> Lesson	Correcaminos norteño	5
<i>Geothlypis trichas</i> Linnaeus	Mascarita común	1
<i>Haemorhous mexicanus</i> Statius Müller	Pinzón mexicano	60
<i>Hirundo rustica</i> Linnaeus	Golondrina tijereta	139
<i>Icterus cucullatus</i> Swainson	Calandria dorso Negro Menor	3

<i>Icterus spurius</i> Linnaeus	Calandria castaña	2
<i>Lanius ludovicianus</i> Linnaeus	Verdugo americano	1
<i>Leiothlypis celata</i> Say	Chipe oliváceo	2
<i>Megaceryle alcyon</i> Linnaeus	Martín pescador norteño	5
<i>Melanerpes aurifrons</i> Wagler	Carpintero cheje	16
<i>Melospiza lincolnii</i> Audubon	Gorrión de lincoln	1
<i>Mimus polyglottos</i> Linnaeus	Centzontle norteño	5
<i>Mniotilta varia</i> Linnaeus	Chipe trepador	1
<i>Molothrus aeneus</i> Wagler	Tordo ojos rojos	150
<i>Myiarchus tuberculifer</i> d'Orbigny & Lafresnaye	Papamoscas triste	9
<i>Nycticorax nycticorax</i> Linnaeus	Garza nocturna corona negra	4
<i>Pachyramphus aglaiae</i> Lafresnaye	Cabezón degollado	5
<i>Parabuteo unicinctus</i> Temminck	Aguililla rojinegra	2

<i>Passer domesticus</i> Linnaeus	Chilerito	82
<i>Passerina ciris</i> Linnaeus	Colorín siete colores	2
<i>Passerina versicolor</i> Bonaparte	Colorín morado	3
<i>Piranga rubra</i> Linnaeus	Piranga roja	1
<i>Pitangus sulphuratus</i> Linnaeus	Luis bienteveo	111
<i>Polioptila caerulea</i> Linnaeus	Perlita azulgris	52
<i>Pooecetes gramineus</i> Gmelin	Gorrión cola blanca	1
<i>Pyrocephalus rubinus</i> Boddaert	Papamoscas cardenalito	32
<i>Quiscalus mexicanus</i> Gmelin	Hurraca	358
<i>Sayornis nigricans</i> Swainson	Papamoscas negro	17
<i>Sayornis phoebe</i> Gmelin	Papamoscas fibi	1
<i>Setophaga coronata</i> Linnaeus	Chipe rabadilla amarilla	4
<i>Setophaga petechia</i> Linnaeus	Chipe amarillo	2

<i>Spatula discors</i> Linnaeus	Cerceta alas azules	16
<i>Sphyrapicus varius</i> Linnaeus	Carpintero moteado	2
<i>Spinus pinus</i> Wilson	Jilguerito pinero	3
<i>Spinus psaltria</i> Say	Jilguerito dominico	240
<i>Spizella passerina</i> Bechstein	Gorrión cejas blancas	3
<i>Sturnella magna</i> Linnaeus	Pradero tortillaconchile	2
<i>Sturnus vulgaris</i> Linnaeus	Estornino pinto	11
<i>Streptopelia decaocta</i> Frisvaldszky	Paloma de collar turca	18
<i>Tachybaptus dominicus</i> Linnaeus	Zambullidor menor	2
<i>Thryothorus ludovicianus</i> Latham	Saltapared de carolina	5
<i>Toxostoma longirostre</i> Lafresnaye	Cuicacoche pico largo	3
<i>Troglodytes aedon</i> Vieillot	Saltapared común	91
<i>Turdus grayi</i> Bonaparte	Mirlo café	7

	<i>Turdus migratorius</i> Linnaeus	Mirlo primavera	3
	<i>Tyrannus couchii</i> Baird	Tirano cuír	39
	<i>Tyrannus forficatus</i> Gmelin	Tirano tijereta rosado	42
	<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot	Tirano pirirí	86
	<i>Tyrannus verticalis</i> Say	Tirano pálido	4
	<i>Zenaida asiática</i> Linnaeus	Paloma ala blanca	308
Total, general AA			2429
AM	<i>Baeolophus atricristatus</i> Cassin	Carbonero cresta negra	2
	<i>Caracara plancus</i> cheriway Jacquin	Caracara quebrantahuesos	7
	<i>Cathartes aura</i> Linnaeus	Zopilote aura	1
	<i>Columbina inca</i> Lesson	Tortolita cola larga	6
	<i>Coragyps atratus</i> Bechstein	Zopilote común	1
	<i>Cynanthus latirostris</i> Swainson	Colibrí pico ancho norteño	2
	<i>Dendrocygna</i> autumnalis Linnaeus	Pijije alas blancas	58

<i>Falco peregrinus</i> Tunstall	Halcón peregrino	1
<i>Haemorhous mexicanus</i> Statius Müller	Pinzón mexicano	4
<i>Hirundo rustica</i> Linnaeus	Golondrina tijereta	88
<i>Molothrus aeneus</i> Wagler	Tordo ojos rojos	25
<i>Myiarchus tuberculifer</i> d'Orbigny & Lafresnaye	Papamoscas triste	1
<i>Passer domesticus</i> Linnaeus	Chilerito	545
<i>Pitangus sulphuratus</i> Linnaeus	Luis bienteveo	56
<i>Polioptila caerulea</i> Linnaeus	Perlita azulgris	3
<i>Quiscalus mexicanus</i> Gmelin	Hurraca	467
<i>Sayornis nigricans</i> Swainson	Papamoscas negro	1
<i>Spinus psaltria</i> Say	Jilguerito dominico	29
<i>Streptopelia decaocta</i> Frivaldszky	Paloma de collar turca	13
<i>Troglodytes aedon</i> Vieillot	Saltapared común	5

	<i>Tyrannus couchii</i> Baird	Tirano cuír	15
	<i>Tyrannus forficatus</i> Gmelin	Tirano tijereta rosada	56
	<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot	Tirano pirirí	34
	<i>Zenaida asiática</i> Linnaeus	Paloma ala blanca	374
	<i>Total, general AM</i>		1794
AI	<i>Auriparus flaviceps</i> Sundevall	Baloncillo	3
	<i>Bubulcus ibis</i> Linnaeus	Garza ganadera	4
	<i>Caracara plancus</i> <i>cheriway</i> Jacquin	Caracara quebrantahuesos	17
	<i>Cardinalis cardinalis</i> Linnaeus	Cardenal rojo	1
	<i>Cathartes aura</i> Linnaeus	Zopilote aura	2
	<i>Catharus guttatus</i> Pallas	Zorzal cola canela	1
	<i>Chondestes grammacus</i> Say	Gorrión arlequín	7
	<i>Columbina inca</i> Lesson	Tortolita cola larga	10
	<i>Coragyps atratus</i> Bechstein	Zopilote común	8
	<i>Cynanthus latirostris</i> Swainson	Colibrí pico ancho norteño	1

<i>Dendrocygna autumnalis</i> Linnaeus	Pijije alas blancas	18
<i>Dryobates scalaris</i> Wagler	Carpintero mexicano	2
<i>Geococcyx californianus</i> Lesson	Correcaminos norteño	1
<i>Haemorhous mexicanus</i> Statius Müller	Pinzón mexicano	6
<i>Hirundo rustica</i> Linnaeus	Golondrina tijereta	85
<i>Icterus cucullatus</i> Swainson	Calandria dorso Negro Menor	1
<i>Leiothlypis celata</i> Say	Chipe oliváceo	1
<i>Mimus polyglottos</i> Linnaeus	Centzontle norteño	2
<i>Molothrus aeneus</i> Wagler	Tordo ojos rojos	69
<i>Passer domesticus</i> Linnaeus	Chilerito	119
<i>Pitangus sulphuratus</i> Linnaeus	Luis bienteveo	64
<i>Polioptila caerulea</i> Linnaeus	Perlita azulgris	1
<i>Pooecetes gramineus</i> Gmelin	Gorrión cola blanca	1

<i>Pyrocephalus rubinus</i> <i>Boddaert</i>	Papamoscas cardenalito	14
<i>Quiscalus mexicanus</i> Gmelin	Hurraca	280
<i>Sayornis phoebe</i> Gmelin	Papamoscas fíbi	1
<i>Setophaga coronata</i> Linnaeus	Chipe rabadilla amarilla	1
<i>Setophaga petechia</i> Linnaeus	Chipe amarillo	1
<i>Spinus psaltria</i> Say	Jilguerito dominico	45
<i>Spizella passerina</i> Bechstein	Gorrión cejas blancas	1
<i>Streptopelia decaocta</i> Frivaldszky	Paloma de collar turca	7
<i>Thryothorus</i> <i>ludovicianus</i> Latham	Saltapared de carolina	2
<i>Troglodytes aedon</i> Vieillot	Saltapared común	34
<i>Tyrannus couchii</i> Baird	Tirano cuí	24
<i>Tyrannus forficatus</i> Gmelin	Tirano tijereta rosado	49
<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot	Tirano pirirí	37

<i>Tyrannus verticalis</i> Say	Tirano pálido	4
<i>Zenaida asiática</i> Linnaeus	Paloma ala blanca	239
<i>Total, general AI</i>		1163

En el sitio AA se observó que las especies con mayor frecuencia son *Quiscalus mexicanus* Gmelin (358 individuos) y *Zenaida asiática* Linnaeus (308 individuos), respectivamente (Cuadro 9). Entre las especies menos representativas del sitio se encuentran *Accipiter cooperii* Bonaparte, *Arremonops rufivirgatus* Lawrence, *Bubulcus ibis* Linnaeus y *Passerina ciris* Linnaeus con solo un avistamiento durante los monitoreos. Además, se registró que la familia Tyrannidae destaca con un total de 11 especies. Asimismo, el orden Passeriforme es representado por 51 especies, siendo la más relevante.

En el sitio AM, las especies *Passer domesticus* Linnaeus y *Quiscalus mexicanus* Gmelin son las más frecuentes con un total de 545 y 467 individuos, respectivamente. Asimismo, las especies *Cathartes aura* Linnaeus, *Coragyps atratus* Bechstein, *Falco peregrinus* Tunstall, *Myiarchus tuberculifer* d'Orbigny & Lafresnaye y *Sayornis nigricans* Swainson solo se observaron una vez durante los monitoreos, siendo las menos frecuentes del sitio. Por otra parte, la familia Tyrannidae sobresalió, siendo representada por 6 especies. De igual forma, el orden Passeriforme destacó en 15 especies.

Para el sitio AI, se registró que las especies con mayor frecuencia son *Quiscalus mexicanus* Gmelin y *Zenaida asiática* Linnaeus con un número total de 280 y 239 individuos, respectivamente. Entre las especies menos representativas del sitio se encuentran *Auriparus flaviceps* Sundevall, *Cardinalis cardinalis* Linnaeus, *Cathartes aura* Linnaeus, *Cyananthus latirostris* Swainson, *Geococcyx californianus* Lesson y *Icterus cucullatus* Swainson con solo un avistamiento durante los monitoreos. También, se registró que la familia Tyrannidae sobresalió

con un total de 7 especies. Por otro lado, el orden Passeriforme destacó siendo representado por 27 especies en el sitio.

El orden de los Passeriformes fue mayormente representado por la familia Tyrannidae, esto se debe a la alta capacidad de adaptarse a una gran variedad de ambientes, por lo que les permite ser el orden más exitoso en los ecosistemas (Guallar *et al.*, 2009).

Las especies *Quiscalus mexicanus* Gmelin y *Passer domesticus* Linnaeus, presentes en los tres sitios de las áreas verdes de la planta NAVISTAR, son consideradas como indicadoras de perturbación según Reyna *et al.* (2012), quienes realizaron un estudio de la calidad ambiental en 16 parques urbanos de Guadalajara, Jalisco, México. Estas especies indican un fuerte impacto ecológico en el hábitat, debido a que forman poblaciones densas y son capaces de beneficiarse de factores antropogénicos (Reyna *et al.*, 2012).

7.4 Índices de dominancia y diversidad

En lo que respecta a los diferentes índices, el sitio AA presentó los valores de $D=0.068$ y $1-D=0.932$ para el índice de Simpson (D) y su complemento ($1-D$), $H'=3.172$ para el índice de Shannon y $1D=23.857$ en el índice de Diversidad Verdadera de Shannon, mientras que en el sitio AM, los índices fueron $D=0.210$, $1-D=0.790$, $H'=1.909$, y $1D=6.746$. Para el sitio AI, los valores para estos índices fueron $D=0.0129$, $1-D=0.871$, $H'=2.486$, $1D=12.017$ (Cuadro 10). Se encontró que en el sitio AA la dominancia entre las especies registradas fue baja, mientras que en el sitio AM se observó mayor dominancia. Los resultados del sitio AA coinciden con lo reportado en el estudio realizado por Upadhyaya *et al.* (2022), quienes obtuvieron valores de $1-D=0.95$ en áreas urbanas, y con lo presentado por Banzon *et al.* (2022), quienes registraron $1-D=0.945$ en el área con menor dominancia entre sus especies. El sitio AA presentó valores similares al estudio en zonas urbanas realizado por Valencia-Trejo *et al.* (2014), quienes encontraron un valor de $H'=3.10$. Esto representa una mayor diversidad en comparación con los sitios AM y AI, los cuales presentan valores similares a los encontrados por Banzon *et al.* (2022) en sus áreas con mayor dominancia. Para el índice de

diversidad verdadera, los sitios AM y AI mostraron los valores más bajos, similar a los obtenidos por Upadhyaya *et al.* (2022) en zonas urbanas donde encontraron un valor de $H'=3.47$. El área AA es el sitio con mayor diversidad $H'=3.172$, similar al estudio de Valencia-Trejo *et al.* (2014) donde se encontró un valor de $H'=3.10$.

Cuadro 10. Índices de dominancia en los tres sitios de muestreo.

<i>índices de dominancia</i>	<i>AA</i>	<i>AM</i>	<i>AI</i>
<i>Dominancia de Simpson (D)</i>	0.068	0.210	0.129
<i>Complemento de Simpson (1-D)</i>	0.932	0.790	0.871
<i>Índice de Shannon Wiener (H')</i>	3.172	1.909	2.486
<i>Índice de diversidad verdadera de Shannon Wiener (1D)</i>	23.857	6.746	12.017

AA= Área Arborizada, **AM=** Área de Arbolado Maduro, **AI=** Área Incendiada

VIII. CONCLUSIÓN

Con base en los resultados de la presente investigación respecto a la diversidad del arbolado, el área arborizada refleja una alta diversidad y buena equidad, es decir, una comunidad más rica y equilibrada. En cuanto a los sitios del área de arbolado maduro y del área incendiada, los resultados reflejan una diversidad intermedia con cierta dominancia de algunas especies de aves, lo cual indica buenas condiciones de hábitat. Particularmente destaca el área arborizada, la cual presenta los mayores valores de abundancia, dominancia, y en los índices de diversidad de especies, tanto para aves como para arbolado. Aun así, en el caso del área incendiada, los valores registrados indican una buena regeneración natural. También, se concluye que los sitios de investigación se encuentran conformados en un alto porcentaje por especies nativas, lo cual también promueve el hábitat, conservación de la biodiversidad, mejora la nutrición del suelo, aumenta la belleza paisajística, entre otros múltiples beneficios. En esta investigación, se evaluaron y cuantificaron variables importantes del arbolado urbano y una comunidad post incendio de la ciudad de General Escobedo, la cual aporta información para conocer la estructura y composición de la vegetación, así como, para implementar mejores prácticas en los sitios de investigación.

Cabe resaltar que es de gran relevancia la adecuada gestión de las áreas verdes como sitios clave para la conservación de la biodiversidad. En la Planta Navistar, se ha fomentado el uso del Sitio AA como área de conservación de la biodiversidad, objetivo respaldado por la presente investigación, ya que esta es la que tiene mayor diversidad de especies debido a que se fomentó el uso adecuado de las áreas verdes. Estos resultados favorables son respaldados también debido a que en este sitio se observaron ocho especies que se encuentran en riesgo en México, de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010. Estas fueron: *Passerina ciris* Linnaeus, *Accipiter cooperii* Bonaparte, *Falco peregrinus* Tunstall, *Buteo lineatus* Gmelin, *Tachybaptus dominicus* Linnaeus, *Parabuteo unicinctus* Temminck, *Anas diazi* Ridgway y *Cairina moschata* Linnaeus.

IX. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alanís, E., Jiménez, J., Mora-Olivo, A., Canizales, P., & Rocha, L. (2014). Estructura y composición del arbolado urbano de un campus universitario del noreste de México. *Revista Iberoamericana de Ciencias*, 1(7), 93-101. https://www.researchgate.net/profile/Pamela-Velazquez/publication/271271778_Estructura_y_composicion_del_arbolado_urbano_de_un_campus_universitario_del_noreste_de_Mexico/links/54c3e42d0cf219bbe4ec9315/Estructura-y-composicion-del-arbolado-urbano-de-un-campus-universitario-del-noreste-de-Mexico.pdf
- Alanís-Rodríguez, E., Mora-Olivo, A., & Marroquín de la Fuente, J. S. (2020). Muestreo ecológico de la vegetación. Editorial Universitaria de la Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey, NL, México.
- Alanís-Rodríguez, E., Cuéllar-Rodríguez, G., Jiménez-Pérez, J., Mora-Olivo, A. & Ita-Garay, A. M. (2023). Estructura y diversidad del arbolado del Parque Hundido, Monterrey, Nuevo León. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 10(3). <https://doi.org/10.19136/era.a10n3.3576>
- Alianza sobre Indicadores de Biodiversidad. (2011). Guía para el desarrollo y el uso de indicadores de biodiversidad nacional. *PNUMA. World Conservation Monitoring Centre*. Cambridge, UK. p. 40. <https://www.cbd.int/doc/meetings/ind/ahteg-sp-ind-01/other/ahteg-sp-ind-01-bipnational-es.pdf>
- Almazán-Núñez, R. C., & Hinterholzer-Rodríguez, A. (2010). Dinámica temporal de la avifauna en un parque urbano de la ciudad de Puebla, México. *Huitzil*, 11(1), 26-32. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S1870-74592010000100007&script=sci_arttext
- Amaya-Espinel, J. D., Hostetler, M., Henríquez, C., & Bonacic, C. (2019). The influence of building density on Neotropical bird communities found in small

- urban parks. *Landscape and Urban Planning*, 190, 103578. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.05.009>
- Ancillotto, L., Bosso, L., Salinas-Ramos, V. B., & Russo, D. (2019). The importance of ponds for the conservation of bats in urban landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 190, 103607. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.103607>
- Andrade, R., Franklin, J., Larson, K. L., Swan, C. M., Lerman, S. B., Bateman, H. L., ... & York, A. (2021). Predicting the assembly of novel communities in urban ecosystems. *Landscape Ecology*, 36(1), 1-15. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01142-1>
- Avibase. (2008). Lista de aves del mundo: Nuevo León. Avibase – The World Bird Database. Recuperado el 20 de abril de 2023, de <https://avibase.bsc-eoc.org/>
- Balatsky, A. V., Balatsky, G. I., & Borysov, S. S. (2015). Resource demand growth and sustainability due to increased world consumption. *Sustainability*, 7(3), 3430–3440. <https://doi.org/10.3390/su7033430>
- Banzon, J. P. M., Pingoy, B. A., de la Rosa, V., Otero, M. C. B., Susulan, T. B., Tagoon, M. D. T. & Ibanez, J. C. (2022). Diversity of Bird Species in Urban Green Spaces of Davao City, Mindanao, Philippines. *Philippine Journal of Science*, 151(5). 1943-1952. <https://doi.org/10.56899/151.05.32>
- Benavides-Meza, H. M., & Fernández-Grandizo, D. Y. (2012). Estructura del arbolado y caracterización dasométrica de la segunda sección del Bosque de Chapultepec. *Madera y bosques*, 18(2), 51-71. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S1405-04712012000200004&script=sci_arttext
- Berry, E. & Gorchov, D. (2004). Reproductive biology of the dioecious understory palm *Chamaedora radicalis* in Mexican cloud forest: pollination vector, flowering phenology, and female fecundity. *Journal of Tropical Ecology* 20(4). 369-376. <https://doi.org/10.1017/S0266467404001397>

- Bibby, C.J., N.D. Burgess & D.A. Hill. (1992). *Bird Census Techniques*. Academic Press, Londres Burdine JD. <https://doi.org/10.1016/C2009-0-03531-4>
- Bryce, S. A. & Hughes, R. M. (2002). Development of a bird integrity index: using bird assemblages as indicators of riparian condition. *Environmental Management* 30(2), 294-310. <https://doi.org/10.1007/s00267-002-2702-y>
- Burdine, J. D. & McCluney, K. E. (2019). Interactive effects of urbanization and local habitat characteristics influence bee communities and flower visitation rates. *Oecologia*, 190(4), 715–723. <https://doi.org/10.1007/s00442-019-04416-x>
- Calaza-Martínez, P., Navarro-Cerrillo, R. M. & Gavilán, R. G. (2023). The ecosystem services supplied by urban green infrastructure: Evaluation in Zaragoza (Spain). *Urban Ecosystems*, 27(5), 1223–1238.
- Callaghan, C. T., Bino, G., Major, R. E., Martin, J. M., Lyons, M. B. & Kingsford, R. T. (2019). Heterogeneous urban green areas are bird diversity hotspots: insights using continental-scale citizen science data. *Landscape Ecol* 34, 1231–1246 (2019). <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00851-6>
- Canizales Velázquez, P. A., Alanís Rodríguez, E., Holguín Estrada, V. A., García García, S., & Chávez Costa, A. C. (2020). Caracterización del arbolado urbano de la ciudad de Montemorelos, Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 11(62), 111-135. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v11i62.768>
- Canterbury, G. E., Martin, T. E., Petit, D. R., Petit, L. J. & Bradford, D. F. (2000). Bird communities and habitats as ecological indicators of forest condition in regional monitoring. *Conservation Biology*, 14(2), 544-558. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98235.x>
- Cardinale, B. J., Srivastava, D. S., Emmett Duffy, J., Wright, J. P., Downing, A. L., Sankaran, M., & Jouseau, C. (2006). Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature*, 443(7114), 989-992. <https://doi.org/10.1038/nature05202>

- Carignan, V. & Villard, M. A. (2002). Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environmental Monitoring and Assessment* 78(1), 45-61. <https://doi.org/10.1023/A:1016136723584>
- Castañó-Villa, G. J., Estevez, J. V., Guevara, G., Bohada-Murillo, M., & Fonturbel, F. E. (2019). Differential effects of forestry plantations on bird diversity: A global assessment. *Forest ecology and management*, 440, 202-207. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.025>
- Cavazos, A., & Cavazos, A. (2021). *Árboles nativos del norte y altiplano de México*. Viveros Regionales. Allende, NL, México.
- CBO. Cities and Biodiversity Outlook. (2013). Disponible en Internet: <http://cbobook.org>
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., & Raven, P. H. (2020). Vertebrates on the brink as indicators of biological annihilation and the sixth mass extinction. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(24), 13596-13602. <https://doi.org/10.1073/pnas.1922686117>
- Chace, J. F. & Walsh, J. J. (2006). Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning*, 74(11), 46-69. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.08.007>
- Chakraborty, T. K., Nice, M. S., Rahman, M. S., Netema, B. N., Islam, K. R., Zaman, S., et al. (2025). Evaluating the impacts of microplastics on agricultural soil physical, chemical properties, and toxic metal availability: An emerging concern for sustainable agriculture. *PLoS ONE*, 20(2), e0304811. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0304811>
- Chamberlain, D. E., Cannon, A. R., Toms, M. P., Leech, D. I., Hatchwell, B. J., & Gaston, K. J. (2009). Avian productivity in urban landscapes: a review and meta-analysis. *Ibis*, 151(1), 1-18. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2008.00899.x>

- Chao, A., Chiu, C.-H., & Jost, L. (2020). Estimating and comparing biodiversity with a single universal metric. *Ecological Modelling*, 424, 109020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109020>
- Chapman, S., Watson, J.E.M., Salazar, A., Thatcher, M. & McAlpine, C.A. (2017). The impact of urbanization and climate change on urban temperatures: a systematic review. *Landscape Ecol*, 32(10), 1921-1935. <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0561-4>
- Chardonnet, P., Clers, B. D., Fischer, J., Gerhold, R., Jori, F., & Lamarque, F. (2002). The value of wildlife. *Revue scientifique et technique-Office international des épizooties*, 21(1), 15-52. <https://doi.org/10.20506/rst.21.1.1323>
- Chen, G., Li, X., Liu, X., Chen, Y., Liang, X., Leng, J., ... & Huang, K. (2020). Global projections of future urban land expansion under shared socioeconomic pathways. *Nature communications*, 11(1), 537. doi: 10.1038/s41467-020-14386-x.
- Chesser, R. T., Billerman, S. M., Burns, K. J., Cicero, C., Dunn, J. L., Hernández-Baños, B. E., Kratter, A. W., Lovette, I. J., Mason, N. A., Rasmussen, P. C., Remsen, Jr. J. V., Stotz, D. F. & Winker, K. (2021). Checklist of North American birds. *American Ornithological Society*. En: <http://checklist.aou.org/taxa>
- Cömertler, S. (2017). Greens of the European green capitals. In *IOP conference series: Materials science and engineering* (Vol. 245, No. 5, p. 052064). IOP Publishing. DOI: 10.1088/1757-899X/245/5/052064
- Contreras-Balderas, A. J., González-Rojas, J. I., García-Salas, J. A. & Ruvalcaba-Ortega, I. (2008). Nuevo León. En Ortiz-Pulido, R., Navarro-Sigüenza, A., Gómez de Silva, H., Rojas-Soto, O. y Peterson, A. T. (Eds.), *Avifaunas Estatales de México. CIPAMEX. Pachuca, Hidalgo, México*, 165-198. https://cipamex.org/wp-content/uploads/2020/04/2008_avifaunas-estatales-nuevo-lec3b3n.pdf

- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., ... & Van Den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253-260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Coutts, C. (2016). *Green infrastructure and public health*. Routledge. (pp. 13-44) <https://doi.org/10.4324/9781315647623>
- Crooks, K. R., Burdett, C. L., Theobald, D. M., King, S. R. B., Di Marco, M., Rondinini, C. & Boitani, L. (2017). Quantification of habitat fragmentation reveals extinction risk in terrestrial mammals, *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 114 (29), 7635-7640. <https://doi.org/10.1073/pnas.1705769114>
- Cruz-Palacios, M. T., Almazán-Núñez, R. C., & Bahena-Toribio, R. (2011). Distribución geográfica y ecológica de la familia Tyrannidae (Aves: Passeriformes) en Guerrero, México. *Mesoamericana*, 15, 15-24. https://www.researchgate.net/profile/Mayrene-Guimaraes/publication/332288948_Distribucion_de_la_Familia_Ruppiaceae_en_Cuba_Nuevas_Consideraciones_para_su_Actualizacion_en_la_Flora_del_Pais/links/5cabf1aa92851c64bd59e364/Distribucion-de-la-Familia-Ruppiaceae-en-Cuba-Nuevas-Consideraciones-para-su-Actualizacion-en-la-Flora-del-Pais.pdf#page=15
- Demuzere, M., Orru, K., Heidrich, O., Olazabal, E., Geneletti, D., Orru, H., ... & Faehnle, M. (2014). Mitigating and adapting to climate change: Multi-functional and multi-scale assessment of green urban infrastructure. *Journal of environmental management*, 146, 107-115. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.025>
- Devisscher, T., Ordóñez-Barona, C., Dobbs, C., Baptista, M. D., Navarro, N. M., Aguilar, L. A. O., ... & Escobedo, F. J. (2022). Urban forest management and governance in Latin America and the Caribbean: A baseline study of stakeholder views. *Urban Forestry & Urban Greening*, 67, 127441. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127441>

- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J., & Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345(6195), 401-406. <https://doi.org/10.1126/science.1251817>
- Dubois, R., Proulx, R., & Pellerin, S. (2020). Ecological uniqueness of plant communities as a conservation criterion in lake-edge wetlands. *Biological Conservation*, 243, 108491. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108491>
- Dunn, J. L. (2017). Field guide to the birds of North America. National Geographic Books. ISBN: 9781426218354
- Esperón-Rodríguez, M., Tjoelker, M. G., Lenoir, J., Baumgartner, D., Beaumont, L. J., Nipperess, D. A., Power, S. A., Richard, H. H., Rymer, P. D., & Gallagher, R. V. (2022). Using climate analogues and vulnerability metrics to inform climate-ready urban forest planning. *Landscape and Urban Planning*, 228, 104578. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2022.104578>
- Estrada, A., Garber, P. A., Rylands, A. B., Roos, C., Fernandez-Duque, E., Di Fiore, A., ... & Li, B. (2017). Impending extinction crisis of the world's primates: Why primates matter. *Science advances*, 3(1), e1600946. DOI:10.1126/sciadv.1600946
- Evans, D. L., Falagán, N., Hardman, C. A., Kourmpetli, S., Liu, L., Mead, B. R., & Davies, J. A. C. (2022). Ecosystem service delivery by urban agriculture and green infrastructure—a systematic review. *Ecosystem Services*, 54, 101405. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2022.101405>
- Fadigas, L. (2007). Fundamentos ambientais do ordenamento do território e da paisagem. Edições Sílabo. Lisboa. https://www.academia.edu/42202656/Fundamentos_ambientais_do_ordenamento_do_territ%C3%B3rio_e_da_paisagem
- Faeth, S. H., Bang, C. & Saari, S. (2011). Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223: 69-81. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05925.x>

- Fahey, R. T., Bowles, M. L., & McBride, J. L. (2012). Origins of the Chicago urban forest: composition and structure in relation to presettlement vegetation and modern land use. *Arboriculture & Urban Forestry (AUF)*, 38(5), 181-193. <https://doi.org/10.48044/jauf.2012.027>
- FAO & UNEP (2020). The State of the World's Forests 2020: Forests, biodiversity and people. FAO and UNEP
- Farías-Rivero, N. A., Ramírez-Barajas, P. J., Cedeño-Vázquez, J. R., Sánchez-Sánchez, J., Asselin-Nguyen, A., Macario-Mendoza, P. A. & Tuz-Novelo, M. (2022). Cambios en la diversidad de aves ante la perturbación de hábitats del sur de Quintana Roo, México. *Acta zoológica mexicana*, 38, e3812462. Epub 22 de agosto de 2022. <https://doi.org/10.21829/azm.2022.3812462>.
- Fleishman, E., J. R. Thompson, R. Mac Nally, D. D. Murphy & J. P. Fay. (2005). Using indicator species to predict species richness of multiple taxonomic groups. *Conservation Biology* 19(4), 1125-1137. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00168.x>
- Forman, R. T. (2019). *Towns, Ecology, and the Land*. Cambridge University Press.
- García de Miranda, E. (1981). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana.
- González Saldívar, F. N., Cantú Ayala, C. M., Uvalle Saucedo, J. I., & Herrera Fernández, B. (2018). Situación actual de la fauna silvestre en las cuencas de Nuevo León, México. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 9(50), 223-250. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i50.265>
- Grabowski, Z. J., McPhearson, T., Matsler, A. M., Groffman, P., & Pickett, S. T. (2022). What is green infrastructure? A study of definitions in US city planning. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 20(3), 152-160.

- Graciano-Ávila, G., Alanís-Rodríguez, E., Aguirre-Calderón, Ó. A., Rubio-Camacho, E. A., & González-Tagle, M. A. (2018). Estructura y diversidad postincendio en un área del matorral espinoso tamaulipeco. *Polibotánica*, (45), 89-100. <https://doi.org/10.18387/polibotanica.45.7>
- Granados, D. & Tapia, R. (1990). Comunidades vegetales. Universidad Autónoma de Chapingo. Colección de cuadernos Universitarios No. 19. pp. 27,93-94.
- Guallar, S., Santana, E., Martínez, S. C., Mungria, H. V., Galles, A., de Ciencias Naturales, M., & Instituto Botánico de Barcelona. (2009). *Paseriformes del Occidente de México: morfometría, datación y sexado* (pp. 488-488). Spain: Ajuntament de Barcelona, Institut de Cultura.
- Guerrero, A. (2014). *Heladas y nevadas en Nuevo León. De Solares y Resolanas*. <https://www.sabinashidalgo.net/articulos/de-solares-y-resolanas/9413-heladas-y-nevadas-en-nuevo-leon>
- Gutián, J., Gutián, P., & Navarro, L. (1996). Fruit set, fruit reduction, and fruiting strategy in *Cornus sanguinea* (Cornaceae). *American journal of botany*, 83(6), 744-748. <https://doi.org/10.1002/j.1537-2197.1996.tb12763.x>
- Haaland, C., & van Den Bosch, C. K. (2015). Challenges and strategies for urban green-space planning in cities undergoing densification: A review. *Urban forestry & urban greening*, 14(4), 760-771. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.07.009>
- Haedo, J., Gioia, A., Aráoz, E., Paolini, L., & Malizia, A. (2017). Primary productivity in cities and their influence over subtropical bird assemblages. *Urban Forestry & Urban Greening*, 26, 57-64. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.04.017>
- Hall, D. M., Camilo, G. R., Tonietto, R. K., Ollerton, J., Ahrné, K., Arduser, M., Ascher, J. S., Baldock, K. C., Fowler, R., Frankie, G., & Goulson, D. (2017). The city as a refuge for insect pollinators. *Conservation Biology*, 31(1), 24–29. <https://doi.org/10.1111/cobi.12840>

- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., ... & Townshend, J. R. (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 342(6160), 850-853. <https://doi.org/10.1126/science.1244693>
- Hansen, K., & Malmaeus, M. (2016). Ecosystem services in Swedish forests. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 31(6), 626-640. <https://doi.org/10.1080/02827581.2016.1164888>
- Hanski, I., & Ovaskainen, O. (2002). Extinction debt at extinction threshold. *Conservation biology*, 16(3), 666-673. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00342.x>
- Hermanns, T. & Li, Q. (2018). Sustainability impact assessment of land use changes in the Anthropocene. *The Anthropocene Debate and Political Science* (pp. 167–181). Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781351174121>
- Hernández-Cavazos, M. C., Molina-Guerra, V. M., Jiménez-Pérez, J., Aguirre-Calderón, O. A., & Cuellar-Rodríguez, L. G. (2024). Composition, structure, and diversity of the urban tree of Colonia Contry in Monterrey, Mexico. DOI: 10.18387/polibotanica.58.6
- Hernández-Santin, C., Amati, M., Bekessy, S., & Desha, C. (2023). Integrating biodiversity as a non-human stakeholder within urban development. *Landscape and Urban Planning*, 232, 104678. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2022.104678>
- Huang, Z., Du, X., & Castillo, C. S. Z. (2019). How does urbanization affect farmland protection? Evidence from China. *Resources, Conservation and Recycling*, 145, 139-147. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.12.023>
- Huang, H., Wang, F., Xiao, Y., & Kuang, J. (2021). Towards the coupling coordination relationship between economic growth quality and environmental regulation: an empirical case study of China. *Discrete*

Dynamics in Nature and Society, 2021(1), 2563335.
<https://doi.org/10.1155/2021/2563335>

Intergovernmental Panel on Climate Change. (2022). Climate Change and Land: An IPCC Special Report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems. Cambridge University Press. doi.org/10.1017/9781009157988

Isaac, B. T. (2017). Ciudades y Medio Ambiente (CATE) Gestión de Ciudades como Ecosistemas Urbanos: Fundamentos y un Marco para Los Ángeles, California Gestión de Ciudades como Ecosistemas Urbanos: Fundamentos y un Marco para Los Ángeles, California. Ciudades Entorno, 10, 1-30.

Isaksson, C. (2018). Impact of urbanization on birds. In *Bird species: how they arise, modify and vanish* (pp. 235-257). Cham: Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-91689-7>

IUSS Working Group WRB. (2015). Base referencial mundial del recurso suelo 2014, Actualización 2015. Sistema internacional de clasificación de suelos para la nomenclatura de suelos y la creación de leyendas de mapas de suelos. Informes sobre recursos mundiales de suelos 106. FAO, Roma. <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/dea292cb-370d-46c7-a44d-59a617953c3b/content>

Ives, C. D., Lentini, P. E., Threlfall, C. G., Ikin, K., Shanahan, D. F., Garrard, G. E., Bekessy, S. A., Fuller, R. A., Mumaw, L., Rayner, L., Rowe, R., Valentine, L. E. & Kendal, D. (2016). Cities are hotspots for threatened species. *Global Ecology and Biogeography*, 25(1), 117-126. DOI: <https://doi.org/10.1111/geb.12404>

Jensen, J. K., Jayousi, S., von Post, M., Isaksson, C., & Persson, A. S. (2022). Contrasting effects of tree origin and urbanization on invertebrate

- abundance and tree phenology. *Ecological Applications*, 32(2), e2491. <https://doi.org/10.1002/eap.2491>
- Jiménez, O. E. (2008). Índice de confort de la vegetación. *Nodo: Arquitectura. Ciudad. Medio Ambiente*, 3(5), 49-70.
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2), 363-375.
- Kaufman K. (2005). Guía de campo de Kaufman para las aves de América del Norte. Houghton Mifflin Co. Boston. ISBN: 978-0-618-57423-0
- Kondo, M. C., Fluehr, J. M., McKeon, T., & Branas, C. C. (2018). Urban green space and its impact on human health. *International journal of environmental research and public health*, 15(3), 445. <https://doi.org/10.3390/ijerph15030445>
- Lamprecht, H. (1990). *Silvicultura en los trópicos. Los ecosistemas forestales en los bosques tropicales y sus especies arbóreas. Posibilidades para un aprovechamiento sostenido*. Eschborn: GTZ. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit. <https://bibliotecadigital.infor.cl/handle/20.500.12220/1232>
- Leal Elizondo, C. E., Leal Elizondo, N., Alanís Rodríguez, E., Pequeño Ledezma, M. Á., Mora-Olivo, A., & Buendía Rodríguez, E. (2018). Estructura, composición y diversidad del arbolado urbano de Linares, Nuevo León. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 9(48), 252-270. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v8i48.129>
- Liu, X., Wu, P., Songer, M., Cai, Q., He, X., Zhu, Y., & Shao, X. (2013). Monitoring wildlife abundance and diversity with infra-red camera traps in Guanyinshan Nature Reserve of Shaanxi Province, China. *Ecological Indicators*, 33, 121-128. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.09.022>
- Lu, Y., Wang, R., Zhang, Y., Su, H., Wang, P., Jenkins, A., ... & Squire, G. (2015). Ecosystem health towards sustainability. *Ecosystem Health and Sustainability*, 1(1), 1-15. <https://doi.org/10.1890/EHS14-0013.1>

- Mac Nally, R. M., & Fleishman, E. (2004). A successful predictive model of species richness based on indicator species. *Conservation biology*, 18(3), 646-654. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00328_18_3.x
- Macchi, L., Baumann, M., Bluhm, H., Baker, M., Levers, C., Grau, H. R., & Kuemmerle, T. (2019). Thresholds in forest bird communities along woody vegetation gradients in the South American Dry Chaco. *Journal of Applied Ecology*, 56(3), 629-639. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13342>
- McDonald, R. I., Mansur, A. V., Ascensão, F., Colbert, M. L., Crossman, K., Elmqvist, T., ... & Ziter, C. (2020). Research gaps in knowledge of the impact of urban growth on biodiversity. *Nature Sustainability*, 3(1), 16-24. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0436-6>.
- Magurran, A. E. (1988). Ecological diversity and its measurement. C. Helm (Ed.). New Jersey, EE.UU.: Princeton University Press.
- Mandle, L., Shields-Estrada, A., Chaplin-Kramer, R., Mitchell, M. G., Bremer, L. L., Gourevitch, J. D., ... & Ricketts, T. H. (2021). Increasing decision relevance of ecosystem service science. *Nature Sustainability*, 4(2), 161-169. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-00625-y>
- Manfredo, M., Teel, T., & Bright, A. (2003). Why are public values toward wildlife changing?. *Human Dimensions of Wildlife*, 8(4), 287-306. <https://doi.org/10.1080/716100425>
- McKinney, M. L. (2008). Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban ecosystems*, 11(2), 161-176. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>
- Mercado, M., Escandon, J., Rueda, A., de la Mora, G., DeSouza, O., Souza, P. C., ... & Sosa, L. B. (2017). *Complejidad y Urbanismo: Del organismo a la ciudad*. Coplt ArXives.
- Methorst, J., Bonn, A., Marselle, M., Böhning-Gaese, K. & Rehdanz, K. (2021). Species richness is positively related to mental health—a study for

- Germany. *Landscape and Urban Planning*, 211, 104084. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.10408>
- Meza-Aguilar, M., & Velázquez-Ramírez, L. (2020). Arbolado de parques y jardines. Indicadores de vigor para la mejor contribución al aporte de servicios ambientales. *Espacios verdes públicos: estudios culturales, sociales y ambientales*, 166-260.
- Michel, N. L., Whelan, C. J. & Verutes, G. M. (2020). Ecosystem services provided by Neotropical birds. *The Condor*, 122(3). <https://doi.org/10.1093/condor/duaa022>
- Molina-Guerra, V. M., Mora-Olivo, A., Alanís-Rodríguez, E., Soto-Mata, B., & Patiño-Flores, A. M. (2019). Plantas características del matorral espinoso tamaulipeco en México. *Editorial Universitaria de la Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey, México*.
- Moll, R. J., Cepek, J. D., Lorch, P. D., Dennis, P. M., Tans, E., Robison, T., Milsaugh J. J. and Montgomery, R. A. (2019). What does urbanization mean? A framework for urban metrics in wildlife research. *Journal of Applied Ecology*, 56(6), 1289-1300. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13358>
- Mora, C. A., González, M. A., Alanís, E., Jiménez, J. & Yerena, I. (2013). Caracterización estructural de un ecosistema de referencia del matorral espinoso tamaulipeco en el noreste. *Seminario de posgrado. Universidad Autónoma de Nuevo León, México*.
- Morabito, M., Crisci, A., Guerri, G., Messeri, A., Congedo, L., & Munafò, M. (2021). Surface urban heat islands in Italian metropolitan cities: Tree cover and impervious surface influences. *Science of the Total Environment*, 751, 142334. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142334>
- Morelli, F., Benedetti, Y., Su, T., Zhou, B., Moravec, D., Šímová, P., & Liang, W. (2017). Taxonomic diversity, functional diversity and evolutionary

- uniqueness in bird communities of Beijing's urban parks: effects of land use and vegetation structure. *Urban Forestry & Urban Greening*, 23, 84-92.
- Moreno, C. E. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. *Zaragoza*, 84(922495), 2.
- Nájera, C. G. (2021). 32. Servicios ecosistémicos del bosque urbano. *En*: Miranda L. & Santinelli M. A. (Eds.), *Responsabilidad social y sostenibilidad: disrupción e innovación ante el cambio de época* (p. 513). Universidad Anáhuac.
- National Research Council. (2007). Status of Pollinators in North America. Washington, DC: The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/11761>
- Navarro-Sigüenza, A. G., Rebón-Gallardo, M. F., Gordillo-Martínez, A., Townsend Peterson, A., Berlanga-García, H., & Sánchez-González, L. A. (2014). Biodiversidad de aves en México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 85, S476-S495. <https://doi.org/10.7550/rmb.41882>
- Navrud, S., & Mungatana, E. D. (1994). Environmental valuation in developing countries: the recreational value of wildlife viewing. *Ecological economics*, 11(2), 135-151. [https://doi.org/10.1016/0921-8009\(94\)90024-8](https://doi.org/10.1016/0921-8009(94)90024-8)
- Negro, J. J., Prenda, J., Ferrero, J. J., Rodríguez, A., & Reig-Ferrer, A. (2020). A timeline for the urbanization of wild birds: the case of the lesser kestrel. *Quaternary Science Reviews*, 249, 106638. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2020.106638>
- Niemelä, J. (1999). Ecology and urban planning. *Biodiversity & Conservation*, 8(1), 119-131. <https://doi.org/10.1023/A:1008817325994>
- Odume, O. N., Onyima, B. N., Nnadozie, C. F., Omovoh, G. O., Mmachaka, T., Omovoh, B. O., ... & Arimoro, F. O. (2022). Governance and institutional drivers of ecological degradation in urban river ecosystems: Insights from

- case studies in African cities. *Sustainability*, 14(21), 14147. <https://doi.org/10.3390/su142114147>
- Oke, C., Bekessy, S. A., Frantzeskaki, N., Bush, J., Fitzsimons, J. A., Garrard, G. E., ... & Gawler, S. (2021). Cities should respond to the biodiversity extinction crisis. *Npj Urban Sustainability*, 1(1), 11. <https://doi.org/10.1038/s42949-020-00010-w>
- ONU-Habitat. (2011). Las ciudades y el cambio climático: orientaciones para políticas. Informe mundial sobre asentamientos humanos. <https://unhabitat.org/sites/default/files/download-manager-files/Las%20Ciudades%20Y%20El%20Cambio%20Clim%C3%A1tico%20Orientaciones%20Para%20Pol%C3%ADticas.pdf>.
- Padovani, R. J., Salisbury, A., Bostock, H., Roy, D. B., & Thomas, C. D. (2020). Introduced plants as novel Anthropocene habitats for insects. *Global change biology*, 26(2), 971-988. <https://doi.org/10.1111/gcb.14915>
- Palmeirim, A. F., Santos-Filho, M. & Peres, C. A. (2020). Marked decline in forest-dependent small mammals following habitat loss and fragmentation in an Amazonian deforestation frontier. *PLoS ONE* 15(3): e0230209. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0230209>
- Pardini, R., Nichols, E. & Püttker, T. (2017). Biodiversity response to habitat loss and fragmentation. *Encyclopedia of the Anthropocene*, 3, 229-239. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809665-9.09824-4>
- Parker, J., & Simpson, G. D. (2020). A theoretical framework for bolstering human-nature connections and urban resilience via green infrastructure. *Land*, 9(8), 252. <https://doi.org/10.3390/land9080252>
- Peterson, I., Selinske, M., Lenzen, M., & Moilanen, A. (2020). The ecological cost of consumption. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-46089/v1>
- Pielou, C. (1969). *An Introduction to mathematical ecology*. Wiley Interscience.

- Prudencio, L., & Null, S. E. (2018). Stormwater management and ecosystem services: a review. *Environmental Research Letters*, 13(3), 033002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaa81a>
- Qian, D., Du, Y., Li, Q., Guo, X., Fan, B., & Cao, G. (2022). Impacts of alpine shrub-meadow degradation on its ecosystem services and spatial patterns in Qinghai-Tibetan Plateau. *Ecological Indicators*, 135, 108541. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108541>
- Ren, X., Hong, N., Li, L., Kang, J., & Li, J. (2020). Effect of infiltration rate changes in urban soils on stormwater runoff process. *Geoderma*, 363, 114158. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.114158>
- Reyna, O., Cayo, L. & González, A. (2012). Los Parques Urbanos de Guadalajara y su Importancia para las Aves. *Propuestas para la Gestión de los Parques en México 2012*, 5(5), 77-90.
- Ribera, M.O. (1991). Aves. En: Baudoin, M. & E. Forno (eds). Historia Natural de un Valle en Los Andes: La Paz. *Instituto de Ecología*, Universidad Mayor de San Andrés, La Paz. 345-421.
- Roman, L. A., Conway, T. M., Eisenman, T., Koeser, A. K., Locke, D. H., Jenerette, D. G., Östberg, J., & Vogt, J. (2020). Beyond ‘trees are good’: Disservices, management costs, and trade-offs in urban forestry. *Ambio*, 50(3). pp. 615-630. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01396-8>
- Scharenbroch, B. C., Carter, D., Bialecki, M., Fahey, R., Scheberl, L., Catania, M., ... & Raciti, S. (2017). A rapid urban site index for assessing the quality of street tree planting sites. *Urban forestry & urban greening*, 27, 279-286. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.08.017>
- Schondube, J. E., Zichinelli, C. C., Lindig-Cisneros, R., López-Muñoz, E. C., MacGregorFors, I., Maya-Elizarrarás, E., Morales-Pérez, L., Salaverria, C., Quesada-Lara, J. & TapiaHarris, C. (2018). Aves en paisajes modificados por actividades humanas. *Ecología y Conservación de Fauna en*

Ambientes Antropizados. REFAMA-CONACyT-UAQ, Querétaro, México, 207-232. ISBN: 978-607-513-347-8

Schröter, M., Stumpf, K. H., Loos, J., Van Oudenhoven, A. P., Böhnke-Henrichs, A., & Abson, D. J. (2017). Refocusing ecosystem services towards sustainability. *Ecosystem services*, 25, 35-43. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.03.019>

Seibold, S., Gossner, M. M., Simons, N. K., Blüthgen, N., Müller, J., Ambarlı, D., Ammer, C., Bauhus, J., Fischer, M., Habel, J. C., Linsenmair, K. E., Nauss, T., Penone, C., Prati, D., Schall, P., Schulze, E. D., Vogt, J., Wöllauer, S., & Weisser, W. W. (2019). Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature*, 574, 671–674. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1684-3>

SEMARNAT. (2012). Iniciativa Latinoamericana y Caribeña para el Desarrollo Sostenible: Indicadores de seguimiento. México 2009. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. <https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/libros2009/C0001653.pdf>

Semeraro, T., Scarano, A., Buccolieri, R., Santino, A., & Aarrevaara, E. (2021). Planning of urban green spaces: An ecological perspective on human benefits. *Land*, 10(2), 105. <https://doi.org/10.3390/land10020105>

Shannon, C. E. (1948). A Mathematical Theory of Communication. *The Bell System Technical Journal*, 27(3), 379-423, 623-656. <https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>

Simpson, E.H. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, 163(688). <http://dx.doi.org/10.1038/163688a0>

Sokolova, M. V., Fath, B. D., Grande, U., Buonocore, E., & Franzese, P. P. (2024). The role of green infrastructure in providing urban ecosystem services: insights from a bibliometric perspective. *Land*, 13(10), 1664. <https://doi.org/10.3390/land13101664>

- Solomon, N., Segnon, A. C., & Birhane, E. (2019). Ecosystem service values changes in response to land-use/land-cover dynamics in dry afro-montane forest in northern Ethiopia. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(23), 4653. <https://doi.org/10.3390/ijerph16234653>
- Swift, T. L., & Hannon, S. J. (2010). Critical thresholds associated with habitat loss: a review of the concepts, evidence, and applications. *Biological Reviews*, 85(1), 35-53. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2009.00093.x>
- Tallamy, D. W., Narango, D. L., & Mitchell, A. B. (2021). Do non-native plants contribute to insect declines?. *Ecological Entomology*, 46(4), 729-742. <https://doi.org/10.1111/een.12973>
- Tang, Z., Li, X., Tam, N. F. Y., & Qiu, R. (2018). Root uptake and accumulation of heavy metals in plants: A review. *Plant and Soil*, 425, 1–21. <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3619-3>
- Taubenböck, H., Reiter, M., Dosch, F., Leichtle, T., Weigand, M., & Wurm, M. (2021). Which city is the greenest? A multi-dimensional deconstruction of city rankings. *Computers, Environment and Urban Systems*, 89, 101687. <https://doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2021.101687>
- Taubert, F., Fischer, R., Groeneveld, J., Lehmann, S., Müller, M. S., Rödiger, E., Wiegand, T. & Huth, A. (2018). Global patterns of tropical forest fragmentation. *Nature*, 554(7693), 519-522. <https://doi.org/10.1038/nature25508>
- Tewksbury, J. J., Levey, D. J., Haddad, N. M., Sargent, S., Orrock, J. L., Weldon, A., Danielson, B. J., Brinkerhoff, J., Damschen, E. I., Townsend, P. (2002). Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. *Proceedings of the national academy of sciences*, 99(20), 12923-12926. <https://doi.org/10.1073/pnas.202242699>
- The Cornell Lab. (2022). eBird. <https://ebird.org/home>

- Threlfall, C. G., Williams, N. S., Haahs, A. K., & Livesley, S. J. (2016). Approaches to urban vegetation management and the impacts on urban bird and bat assemblages. *Landscape and Urban Planning*, 153, 28-39.
- Ulloa, J. A. (2011). Medicina de la conservación: ¿una disciplina para médicos veterinarios? *Spei Domus*, 7(15), 43-6.
<https://revistas.ucc.edu.co/index.php/sp/article/view/608>
- UN-Habitat. (2024). *World Cities Report 2024: Cities and Climate Action*.
<https://unhabitat.org/wcr>
- United Nations. (2015). Sustainable development goals. Accessed 05 April 2023
- Upadhyaya, L. P., Pandey, N., & Khanal, L. (2022). Tribhuvan University area serves as a greenspace for birds in the Kathmandu Valley, Central Nepal. *Journal of Animal Diversity*, 4(1), 27-40.
<http://dx.doi.org/10.52547/JAD.2022.4.1.4>
- Valencia-Trejo, G. M., Ugalde-Lezama, S., Pineda-Pérez, F. E., Tarango-Arámbula, L. A., Lozano-Osornio, A., & Cruz-Miranda, Y. (2014). Diversidad de aves en el campus central de la Universidad Autónoma Chapingo, México. *Agro Productividad*, 7(5), 37-44.
<https://doi.org/10.22004/ag.econ.352333>
- Vaezi, A. R., Ahmadi, M., & Cerdà, A. (2017). Contribution of raindrop impact to the change of soil physical properties and water erosion under semi-arid rainfalls. *Science of the Total Environment*, 583, 382-392.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.078>
- Verea, C., Fernández-Badillo, A., & Solorzano, A. (2000). Variación en la composición de las comunidades de aves de sotobosque de dos bosques en el norte de Venezuela. *Ornitología neotropical*, 11(1), 4.
http://132.248.13.1/pdf/links/neo/rev11/vol_11_1/orni_11_65-80.pdf

- Wang, X., Yao, J., Yu, S., Miao, C., Chen, W., & He, X. (2018). Árboles urbanos en una ciudad forestal china: estructura, beneficios y costes. *Sustainability*, 10 (3), 674. <https://doi.org/10.3390/su10030674>
- Whelan, C. J., Sekercioglu, C. H. & Wenny, D. G. (2015). Why birds matter: from economic ornithology to ecosystem services. *Journal of Ornithology*, 156(1), 227-238. <https://doi.org/10.1007/s10336-015-1229-y>
- Wood, S. L., Jones, S. K., Johnson, J. A., Brauman, K. A., Chaplin-Kramer, R., Fremier, A., ... & DeClerck, F. A. (2018). Distilling the role of ecosystem services in the Sustainable Development Goals. *Ecosystem services*, 29, 70-82. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.10.010>
- World Flora Online. (2024). *World Flora Online*. <http://www.worldfloraonline.org/>
- Xie, L., & Bulkeley, H. (2020). Nature-based solutions for urban biodiversity governance. *Environmental Science & Policy*, 110, 77-87. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.04.002>
- Zhang, X., Jin, X., Liang, X., Ren, J., Han, B., Liu, J., ... & Zhou, Y. (2022). Implications of land sparing and sharing for maintaining regional ecosystem services: An empirical study from a suitable area for agricultural production in China. *Science of the Total Environment*, 820, 153330. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153330>
- Zhao, J., Chen, J., Chen, C., Lu, S., Song, C., Liu, S., ... & Zhuang, C. (2023). Is it sufficient? Assessment of two sampling methods for urban plant species richness investigations. *Urban Forestry & Urban Greening*, 79, 127824. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2022.127824>
- Zurita Zaragoza, O., & Elizondo Elizondo, R. (2009). *Guía de árboles y otras plantas nativas en la zona metropolitana de Monterrey*. Fondo Editorial de Nuevo León. <https://www.fondoeditorialnl.gob.mx/pdfs/guiadearboles.pdf>

X. ANEXO

10.1 Sitios de muestreo

Área Arborizada



Área de Arbolado Maduro



Área Incendiada



10.2 Trabajo en campo

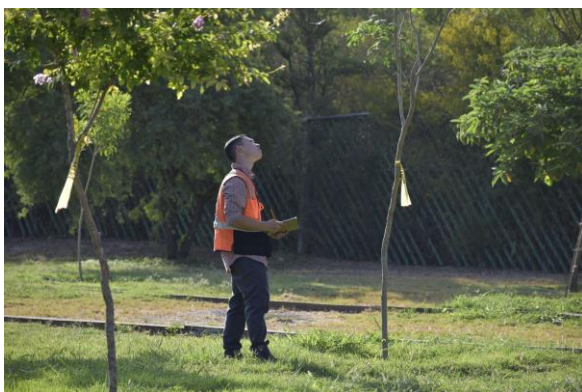
Identificación de arbolado 1



Identificación de arbolado 2



Identificación de arbolado 3



Medición de arbolado 1



Medición de arbolado 2



Medición de arbolado 2



Observación de aves 1



Observación de aves 2



Observación de aves 3



Observación de aves 4



10.3 Vegetación

Cordia boissieri A.DC.



Lagerstroemia indica L.



Vachellia farnesiana L. Wight & Arn.



Erythrostemon mexicanus Gagnon & G.P. Lewis



Tecoma stans Griseb.



10.4 Aves

Ardea Ibis



Astur cooperii



Auriparus flaviceps Sundevall



Baeolophus atricristatus Cassin



Buteo jamaicensis



Cynanthus latirostris Swainson



Dendrocygna autumnalis Linnaeus



Elanus leucurus Vieillot



Geococcyx californianus



Melanerpes aurifrons Wagler



Mimus polyglottos Linnaeus



Passer domesticus Linnaeus



Pitangus sulphuratus Linnaeus



Polioptila caerulea



Pyrocephalus rubinus Boddaert



Quiscalus mexicanus Gmelin



Sayornis phoebe Gmelin



Setophaga coronata Linnaeus



Sphyrapicus varius Linnaeus



Spinus psaltria Say



Streptopelia decaocto Frivaldszky



Troglodytes aedon Vieillot



Turdus grayi Bonaparte



Turdus migratorius Linnaeus



Tyrannus couchii Baird



Tyrannus forficatus Gmelin



Tyrannus melancholicus Vieillot



Zenaida asiática Linnaeus

