

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
SUBDIRECCIÓN DE POSGRADO



INVENTARIO BASE Y ANÁLISIS DE RIQUEZA DE LA AVIFAUNA EN EL
ÁREA NATURAL PROTEGIDA MUNICIPAL “RÍO LA SILLA” EN
MONTERREY, N.L., MÉXICO

POR:

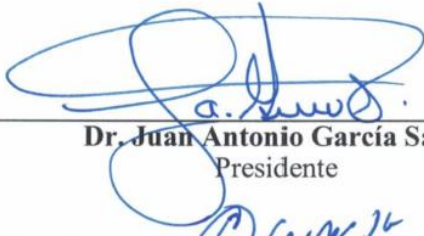
ING. OMAR ALEJANDRO ARREDONDO URIBE

COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRÍA EN
CONSERVACIÓN, FAUNA SILVESTRE Y SUSTENTABILIDAD

2025

**INVENTARIO BASE Y ANÁLISIS DE RIQUEZA DE LA AVIFAUNA EN EL ÁREA
NATURAL PROTEGIDA MUNICIPAL “RÍO LA SILLA” EN MONTERREY, N.L.,
MÉXICO**

Comité de Tesis



Dr. Juan Antonio García Salas
Presidente



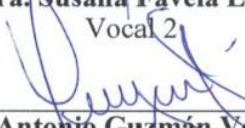
Dr. Juan Pablo Ceyca Contreras
Secretario



Dr. Erick Cristobal Oñate González
Vocal 1



Dra. Susana Favela Lara
Vocal 2



Dr. Antonio Guzmán Velasco
Vocal 3



Dra. Katiushka Arevalo
Subdirector de Posgrado



**SUBDIRECCIÓN
DE POSGRADO**

**INVENTARIO BASE Y ANÁLISIS DE RIQUEZA DE LA AVIFAUNA EN EL ÁREA
NATURAL PROTEGIDA MUNICIPAL “RÍO LA SILLA” EN MONTERREY, N.L.,
MÉXICO**

Dirección de Tesis



Dr. Juan Antonio García Salas

Director



Dr. Mario Guadalupe Francisco Manzano Camarillo

Director externo

AGRADECIMIENTOS

Al CONAHCYT, por brindar la beca para sustentar mis estudios de maestría.

Al Dr. Juan Antonio García Salas, por brindarme todo su apoyo y comprensión durante mi investigación y enseñarme todo lo que ahora se sobre aves.

Al Dr. Mario Manzano, por todos los años de mentoría y apoyo.

A mis compañeros del Laboratorio de Ornitología, por el apoyo brindado durante los muestreos en campo.

A la Universidad Autónoma de Nuevo León, por brindarme la oportunidad de continuar con mi formación.

A la Facultad de Ciencias Biológicas, por permitirme ser parte de su programa de maestría.

A mis compañeros de maestría, por su apoyo y paciencia hacía un ingeniero haciéndose pasar por biólogo.

DEDICATORIAS

Este trabajo fue, es y será siempre dedicado a mis padres que me han apoyado en cada momento de mi vida.

Para mi novia Ana que sin su ayuda este trabajo no hubiera sido posible.

Y para todos aquellos amigos, compañeros y colegas que estuvieron en el camino de este trabajo.

ÍNDICE

RESUMEN	5
ABSTRACT	6
INTRODUCCIÓN	7
ANTECEDENTES	9
JUSTIFICACIÓN	16
HIPÓTESIS	17
OBJETIVO DEL TRABAJO	18
Objetivo general:	18
Objetivos particulares:	18
MATERIAL Y MÉTODOS	19
Área de estudio	19
Método de muestreo	19
Selección de transectos	19
Trabajo de campo	23
Procesamiento de datos	24
Análisis estadístico	25
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	30
CONCLUSIONES	73
PERSPECTIVAS	75
BIBLIOGRAFÍA	76
ANEXO 1. Registro fotográfico de las especies presentes en el ANPM durante los muestreos.	83

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Coordenadas geográficas de los puntos muestreados por transecto.	23
Tabla 2. Inventario de avifauna y sus individuos registrados.	30
Tabla 3. Matriz de presencia de las especies en inventarios para el ANPM.	39
Tabla 4. Especies con estatus de protección.	46
Tabla 5. Abundancia relativa del total de especies registradas para el ANPM Río la Silla.	50
Tabla 6. Abundancia de especies registradas para el transecto RLS.	54
Tabla 7. Abundancia total de especies registradas para el transecto LE.	59
Tabla 8. Estimadores de riqueza del ANPM.	64
Tabla 9. Estimadores de riqueza de los transectos RLS y LE.	66
Tabla 9. Porcentaje de completitud del transecto RLS, LE y un análisis total.	68
Tabla 10. Índices de diversidad de Shannon y Simpson.	69
Tabla 11. Diversidad alfa, beta y gamma.	70
Tabla 12. Prueba Shapiro-Wilk.	71

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Densidad de población en un radio de influencia de 500 m en el ANPM Río la Silla.	21
Figura 2. Selección de transectos en el ANPM Río la Silla.	22
Figura 3. Registro fotográfico de especies presentes en el ANPM.	36
Figura 4. Registro fotográfico de especies con mayor número de individuos.	38
Figura 5. Registro fotográfico de especies con estatus de protección.	49
Figura 6. Abundancia total de especies registradas para el ANPM Río la Silla.	54
Figura 6. Registro fotográfico de especies presentes en el transecto RLS.	57
Figura 7. Abundancia de especies registradas para el transecto RLS.	58
Figura 8. Registro fotográfico de especies presentes en el transecto LE.	62
Figura 9. Abundancia de especies registradas para el transecto RLS.	62
Figura 10. Curva de acumulación de especies para el muestreo general.	65
Figura 11. Curva de acumulación de especies para los transectos RLS y LE.	67

LISTA DE SÍMBOLOS Y ABREVIATURAS

ANPM: Área Natural Protegida Municipal.

CONABIO: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

ETJ: Estudio Técnico Justificativo.

INEGI: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

IUCN: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza por sus siglas en ingles.

LGEEPA: Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente.

NOM: Norma Oficial Mexicana.

PNCM: Parque Nacional Cumbres de Monterrey.

SEMARNAT: Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

RESUMEN

En la ciudad de Monterrey se encuentra el área natural protegida municipal (ANPM) “Río la Silla” que protege 148.3 ha entre el caudal principal del río la Silla y 4 de sus arroyos tributarios bajo la categoría de corredor biológico ripario. Esta ANPM declarada como tal en junio de 2023, representa una gran oportunidad para la conservación de la biodiversidad para el gobierno local, sin embargo, actualmente no cuenta con un plan de manejo, el cual debe elaborarse con información actualizada de la zona.

Este trabajo tiene como objetivo el generar un inventario base detallado de la avifauna, así como un análisis de la riqueza para la zona. Para ello, se llevó a cabo un muestreo de 1 año con 2 salidas mensuales en campo en 2 transectos seleccionados (RLS y LE) según el grado de perturbación urbana. A los datos registrados se les aplicaron los siguientes análisis estadísticos: índice de Shannon e índice de Simpson; índices de similitud de Sørensen y Jaccard; estimadores de riqueza Chao 1, Jackknife 1, Jackknife 2 y Bootstrap; curvas de acumulación de especies; riqueza alfa, beta y gamma; prueba de Shapiro-Wilk y t de Student.

Los resultados revelaron un registro de 108 especies y 4633 individuos. Aunado a esto, 11 especies se encuentran bajo alguna categoría de protección nacional o internacional. Los estimadores de riqueza prevén una cantidad de entre 18 (Chao 1) y 24 (Jackknife 1) especies no detectadas y porcentajes de completitud del muestreo de entre el 77 (Jackknife2) y 90% (Bootstrap). Los índices de similitud de Sørensen y Jaccard revelaron un grado de similitud moderado entre transectos con 0.603 y 0.431 respectivamente. Los datos de riqueza detectada por salida presentaron una distribución de normalidad (RLS: $W=.958$, $p\text{-value}=0.4$; LE: $W=.976$, $p\text{-value}=.828$) y una diferencia estadísticamente significativa entre ambos transectos bajo la prueba t de Student ($t=2.585$, $p\text{-value}=0.013$).

Este inventario base y análisis de riqueza será información primordial para la administración, evaluaciones y estrategias de conservación a corto, mediano y largo plazo que se lleven a cabo en el área natural protegida.

ABSTRACT

The “Río la Silla” Nature Reserve, located in Monterrey, Nuevo León, México, encompasses 148.3 hectares along the main river channel and four creeks. Recently designated in June 2023 as a riparian corridor, this Nature Reserve represents a significant opportunity for local biodiversity conservation. However, the site currently lacks a formal management plan, which must be fed by updated ecological data.

This study aims to generate a detailed baseline of the local avian species through an inventory and a species richness analysis for the area. A year-long monitoring effort was carried out with bi-monthly visits to two transects selected based on their urban disturbance level. The recorded data were analyzed using the following statistical tools: Shannon and Simpson diversity indexes; Sørensen and Jaccard similarity indexes; richness estimators such as Chao 1, Jackknife 1, Jackknife 2, and Bootstrap; species accumulation curves; alpha, beta, and gamma richness; Shapiro-Wilk normality test; and the Student’s t-test.

A total of 108 bird species and 4,633 individuals were recorded. Of these, 11 species were listed under national or international protection statuses. Richness estimators predicted between 18 (Chao 1) and 24 (Jackknife 1) undetected species, with sampling completeness percentages ranging from 77% (Jackknife 2) to 90% (Bootstrap). The Sørensen and Jaccard indexes indicated a moderate level of similarity between transects (0.603 and 0.431, respectively). Richness data per sampling event followed a normal distribution (RLS: $W = .958$, $p = 0.4$; LE: $W = .976$, $p = .828$), and a statistically significant difference in species richness was found between transects ($t = 2.585$, $p = 0.013$).

The results from this baseline inventory and richness analysis provide essential information to guide conservation strategies for short, medium, and long-term.

INTRODUCCIÓN

En la actualidad, gran parte de las ciudades experimenta una expansión horizontal acelerada y desordenada para atender la creciente demanda poblacional. Se estima que, para el año 2050, cerca de 9,000 millones de personas habitarán en zonas urbanas (FAO, 2012). Esta expansión urbana ha propiciado la pérdida, transformación y fragmentación de hábitats, siendo uno de los principales factores que contribuyen a la pérdida de biodiversidad a nivel mundial (CONABIO, 2022).

La ciudad de Monterrey no es la excepción. Con una población de 1,142,994 habitantes y una superficie de 324.4 km² altamente urbanizada en el año 2020, representa un desafío significativo para la conservación de la fauna local, cuyos hábitats han sido deteriorados, fragmentados o eliminados (INEGI, 2020).

Los humedales son reconocidos como ecosistemas críticos para la conservación de la biodiversidad, la mitigación del cambio climático, el mantenimiento de la hidrología y la protección de la salud humana (Ramsar Convention Bureau, 2001). No obstante, han sido particularmente vulnerables a los procesos de degradación y pérdida a nivel mundial; en México, se estima que se ha perdido aproximadamente el 62% de los humedales originales (Landgrave *et al.*, 2012).

Dentro de los ambientes urbanos, los ríos ofrecen una ventaja ecológica crucial, ya que funcionan como corredores biológicos que contrarrestan los efectos de la fragmentación del hábitat inherente al desarrollo urbano. En la zona metropolitana de Monterrey, el río La Silla cumple una función fundamental al servir como corredor biológico, proporcionando conectividad entre áreas naturales protegidas. Su importancia radica en su origen en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey y su continuidad hacia el Monumento Natural Cerro de la Silla, lo que facilita el desplazamiento de flora y fauna entre estas áreas clave.

Debido a su relevancia ecológica, el Área Natural Protegida Municipal (ANPM) Río La Silla fue oficialmente decretada el 6 de junio de 2023 bajo la categoría de corredor biológico ripario, bajo jurisdicción municipal. Esta ANPM comprende una extensión de 148.3 hectáreas distribuidas a lo largo de 35 km del cauce principal del río y sus cuatro

arroyos tributarios: Los Elizondo, El Diente, La Virgen y El Calabozo (Gobierno de Monterrey, 2023). Las áreas naturales protegidas constituyen una de las principales herramientas para mitigar y contrarrestar los impactos negativos sobre la biodiversidad nativa, impactos que se ven intensificados dentro de entornos urbanos (CONANP, 2023).

Para garantizar una gestión adecuada de estas áreas, resulta indispensable contar con registros e inventarios actualizados de los recursos bióticos presentes, permitiendo así adaptar los planes de manejo a las condiciones y necesidades específicas de cada sitio (Bojorges, 2004; LGEEPA, 2000).

Entre los grupos más representativos de la fauna, se encuentran las aves, ya que han demostrado ser excelentes bioindicadores de cambios ambientales en una gran diversidad de ecosistemas, debido a su alta sensibilidad y rápida respuesta ante las perturbaciones, particularmente en contextos urbanos (Bibby *et al.*, 2000; Temple & Wiens, 1989). Los corredores ribereños, especialmente en ambientes urbanos, ofrecen a las aves hábitats esenciales para la anidación, alimentación, migración, descanso y movilidad (Carbó-Ramírez & Zuria, 2011; McKinney *et al.*, 2011).

Además de su valor ecológico, las aves representan una herramienta poderosa para fortalecer el vínculo entre la sociedad y la naturaleza. Su monitoreo es relativamente sencillo y de bajo costo en comparación con otros grupos taxonómicos, lo que facilita su incorporación en programas de educación ambiental y de ciencia ciudadana. Esta característica ofrece una oportunidad para sensibilizar a la población urbana sobre la importancia de la fauna local y de los espacios naturales para la conservación de la biodiversidad.

ANTECEDENTES

Silva *et al.* (2023) estudiaron la comunidad de aves en parques urbanos de la ciudad de João Pessoa, Brasil, evaluando la influencia de la estructura del hábitat, el nivel de urbanización y la conectividad sobre la riqueza y composición de especies. El muestreo se realizó mediante puntos de conteo durante 12 meses en 10 parques con distintos grados de cobertura vegetal y aislamiento. Se registraron 119 especies de aves, y el análisis reveló que la riqueza fue mayor en parques con mayor cobertura arbórea y menor aislamiento. Las especies generalistas fueron más comunes en parques altamente urbanizados, mientras que especies forestales se restringieron a sitios con vegetación más conservada. Los resultados indicaron que la conectividad ecológica y la complejidad estructural del hábitat son claves para mantener comunidades de aves diversas en entornos urbanos.

Fernández-Juricic *et al.* (2023) analizaron la relación entre la estructura de la comunidad de aves y los niveles de inequidad ambiental en 372 ciudades de todo el mundo, incluyendo América Latina. Utilizaron datos de eBird y variables socioambientales para modelar cómo la composición, abundancia y diversidad funcional de las aves se asocian con el ingreso económico y la cobertura verde urbana. Encontraron que las áreas con mayor ingreso presentan comunidades de aves con mayor diversidad funcional, más especies insectívoras y menos especies omnívoras generalistas, lo cual sugiere que la urbanización desigual promueve comunidades menos resilientes y funcionalmente empobrecidas en zonas marginadas. Los autores concluyen que la equidad socioambiental es fundamental no solo para la justicia social, sino también para conservar la biodiversidad urbana.

Frick *et al.* (2022) evaluaron la diversidad de aves en 48 zonas verdes urbanas de 26 ciudades de América Latina, utilizando listas de especies recolectadas por observadores comunitarios en eBird entre 2010 y 2020. El análisis incluyó variables como cobertura de vegetación, tamaño del área, conectividad urbana y nivel socioeconómico. Se registraron 1,345 especies de aves, y se encontró que la riqueza aumentaba con el tamaño del área y la cobertura vegetal, mientras que la conectividad urbana y la inequidad social tendieron a reducirla. Se concluyó que las áreas verdes urbanas desempeñan un papel clave como

refugios de biodiversidad en ciudades latinoamericanas, y que su valor ecológico depende tanto de características físicas como de factores sociales, lo que refuerza la necesidad de una planificación urbana equitativa e integradora.

Alvarado-García *et al.* (2021) evaluaron el efecto de la urbanización sobre la estructura de comunidades de aves en la ciudad de Durango, México. El estudio se realizó mediante conteos visuales en 10 sitios con distintos grados de urbanización (alto, medio y bajo), y se analizaron parámetros como riqueza, abundancia, diversidad y dominancia de especies. Se registraron 54 especies, observándose una disminución en la riqueza y equidad en los sitios más urbanizados, mientras que las especies generalistas y sinantrópicas aumentaron su abundancia. Los hallazgos indican que la urbanización genera un patrón de simplificación ecológica, promoviendo comunidades dominadas por pocas especies y con menor diversidad funcional, lo que sugiere una pérdida de resiliencia ecológica en ambientes urbanos densamente construidos.

Bonnington *et al.* (2021) analizaron cómo varía la tolerancia urbana de las aves a lo largo del ciclo anual en ciudades del este de América del Norte. Utilizaron datos del programa eBird y clasificaron las especies según su tolerancia al entorno urbano en invierno, primavera, verano y otoño. El análisis mostró que la composición de especies urbanas cambia estacionalmente: algunas especies tolerantes se retiran en ciertas estaciones y otras se incorporan, afectando la diversidad funcional y la composición de la comunidad. Los autores concluyen que los patrones de urbanización no solo filtran taxonómicamente a las comunidades de aves, sino que también lo hacen de forma estacional, por lo que la planificación de conservación urbana debe considerar la dinámica temporal de las comunidades para proteger su resiliencia y diversidad funcional durante todo el año.

Sahagún-Sánchez *et al.* (2021) realizaron un inventario de avifauna en la Reserva de la Biosfera Sierra del Abra Tanchipa, San Luis Potosí, con el objetivo de determinar la riqueza, endemismo, estatus de conservación y vulnerabilidad de las especies presentes. El muestreo se llevó a cabo mediante el método de conteo por puntos a lo largo de transectos, entre julio de 2014 y enero de 2016, complementado por un segundo esfuerzo

de muestreo entre junio de 2017 y mayo de 2018. Se registraron 279 especies de aves pertenecientes a 23 órdenes y 54 familias; de ellas, 37 especies se encuentran bajo alguna categoría de riesgo y 25 presentan algún grado de endemismo. La mayor proporción correspondió a especies residentes permanentes (64.16%). Además, el 22% de las especies mostró un nivel medio-alto de sensibilidad al disturbio humano. Los datos obtenidos actualizan la información del programa de manejo de la reserva y contribuyen a fortalecer la conservación de las aves en el área.

Fuentes-Moreno *et al.* (2020) analizaron la diversidad de aves en un paisaje antrópico del centro del estado de Veracruz, México, comparando la riqueza y composición de especies entre jardines urbanos y campos agrícolas. El muestreo se realizó entre diciembre de 2016 y julio de 2017 mediante recorridos estandarizados en ambos tipos de hábitat. Se registraron 98 especies de aves, con estimadores que proyectaron hasta 115 especies. La cobertura de muestreo fue alta (97–98%). Las curvas de acumulación no fueron completamente asintóticas, y los índices de diversidad mostraron valores elevados (Shannon ~ 3.37). Aunque ambos ambientes compartieron casi la mitad de las especies, se observaron diferencias claras en la composición y dominancia: los jardines presentaron más especies sinantrópicas, mientras que los campos albergaron más especies forestales. Los resultados sugieren que ambos ambientes cumplen funciones complementarias para la conservación de aves en paisajes altamente modificados.

González-García *et al.* (2020) analizaron la diversidad de aves en cuatro ambientes antrópicos con diferente grado de perturbación (urbano, rural, ribereño y matorral xerófilo) en una zona semiárida del centro de México. El estudio se realizó mediante puntos de conteo durante 12 meses en 20 sitios distribuidos entre los cuatro ambientes. Se registraron 97 especies de aves, con la mayor riqueza en ambientes ribereños y rurales, y la menor en zonas urbanas. Se utilizaron índices de diversidad alfa (Shannon-Wiener), similitud entre comunidades y curvas de acumulación. Los resultados mostraron que la urbanización reduce la riqueza y equidad de las comunidades, favoreciendo especies generalistas y sinantrópicas. En consecuencia, se resalta que los ambientes menos perturbados ofrecen condiciones más favorables para la conservación de la biodiversidad aviar en regiones semiáridas.

López-Gómez (2022) evaluó la influencia de variables ambientales sobre la diversidad de aves en áreas verdes urbanas de Querétaro, México, mediante muestreo por transectos lineales en 20 parques con distintos grados de vegetación, tamaño y nivel de perturbación urbana. El trabajo de campo se realizó entre octubre de 2021 y marzo de 2022. Se registraron 94 especies, con una mayor riqueza y diversidad en parques con mayor cobertura vegetal y menor perturbación. Se aplicaron estimadores de riqueza y análisis de diversidad alfa, beta y funcional, encontrando que los parques más grandes y menos aislados albergaban comunidades más diversas y funcionalmente distintas. La autora concluye que el manejo de áreas verdes urbanas debe considerar su tamaño, estructura vegetal y conectividad para conservar la diversidad aviar en ciudades.

Castañeda-Guerrero *et al.* (2021) estudiaron la diversidad ecológica de aves en un hábitat fragmentado en la región Mixteca Alta, Oaxaca, México. El muestreo se realizó durante 24 jornadas de campo mediante transectos lineales en fragmentos de bosque templado, vegetación secundaria y zonas agrícolas. Se registraron 66 especies, y los estimadores proyectaron una riqueza total cercana a 76. La cobertura de muestreo fue de aproximadamente 87%. El análisis de diversidad alfa, beta y gamma indicó que la mayor parte de la diversidad se encuentra en el recambio entre sitios. Los investigadores concluyen que, a pesar de la fragmentación del paisaje, los hábitats remanentes aún sostienen comunidades diversas de aves, y destacan la importancia de conservar los pequeños fragmentos y corredores vegetales en paisajes rurales intervenidos.

Castillo-Muñoz y Guzmán-Hernández (2018) estudiaron la estructura y composición de la comunidad de aves en el corredor ripario del río La Silla, en Guadalupe, Nuevo León. El estudio se realizó mediante censos mensuales por el método de conteo de radio variable, de febrero de 2018 a enero de 2020, en tres sitios: El Realito, Tolteca-Riberas y Cortijo. Se registraron 152 especies de aves: 85 residentes, 60 migratorias y 7 ocasionales con bajas abundancias. Las familias más representativas fueron Tyrannidae (18 especies), Parulidae (17 especies) y Accipitridae (10 especies).

Cantú *et al.* (2018) propusieron recomendaciones técnicas para el manejo y conservación del río La Silla en Monterrey, Nuevo León. Los autores realizaron muestreos

de flora, vegetación, vertebrados, condición fitosanitaria de árboles, infraestructura, riesgos y vulnerabilidades, dividiendo el cauce principal y sus arroyos en 12 zonas. En el caso del inventario avifaunístico, se aplicó un muestreo por transecto lineal sin ancho de banda en 12 transectos, con seis salidas de campo de cuatro horas cada una desde el amanecer. Se registraron 78 especies de aves, entre las que destacaron *Passer domesticus*, *Zenaida asiatica*, *Columbina inca*, *Quiscalus mexicanus* y *Cyanocorax yncas*. Estos resultados sirvieron como base para el Estudio Técnico Justificativo (ETJ) de la declaratoria del Área Natural Protegida Municipal “Río La Silla”.

Leveau & Leveau (2018) evaluaron cómo los patrones de diversidad taxonómica y funcional de aves varían a lo largo de un gradiente de urbanización en Mar del Plata, Argentina. El estudio se realizó en 45 sitios categorizados como urbanos, suburbanos y rurales, con muestreos sistemáticos en primavera y verano. Se registraron 58 especies, y los análisis revelaron que tanto la diversidad taxonómica como la funcional disminuyen con el aumento de la urbanización, mientras que la redundancia funcional aumenta, indicando una comunidad más homogénea y dominada por especies generalistas. Se concluyó que la urbanización genera filtrado ambiental que reduce la diversidad ecológica y funcional, lo que puede afectar la resiliencia de las comunidades y los servicios ecosistémicos que brindan.

Ortega-Álvarez & MacGregor-Fors (2017) examinaron cómo la urbanización afecta la composición funcional y taxonómica de las comunidades de aves en la Ciudad de México. El estudio se basó en datos de muestreo sistemático en 45 sitios distribuidos a lo largo de un gradiente de urbanización, desde zonas verdes hasta áreas altamente construidas. Se registraron 112 especies de aves, y los resultados mostraron que la riqueza funcional y taxonómica disminuye significativamente con el aumento de la urbanización. Además, se observó un incremento en la dominancia de especies generalistas en zonas más urbanas. De la investigación se concluyó que la intensificación urbana produce comunidades ecológicamente empobrecidas y menos resilientes, por lo que proponen integrar el concepto de diversidad funcional en la planificación urbana para favorecer la conservación de la biodiversidad en ciudades.

González-Jaramillo *et al.* (2015) actualizaron el inventario de avifauna del Área Natural Protegida y Área de Importancia para la Conservación de las Aves (AICA 171) en la Reserva de la Biosfera de Calakmul, Campeche. Mediante una exhaustiva revisión de bases de datos, colecciones ornitológicas y literatura especializada, documentaron 403 especies de aves, actualizando además información sobre estacionalidad, abundancia, endemismo, categorías de conservación y valores de vulnerabilidad.

Molina *et al.* (2012) estudiaron la riqueza de aves en el Área Natural Protegida Estero El Salado, en Puerto Vallarta, Jalisco. El muestreo, realizado en un entorno altamente urbanizado mediante recorridos mensuales de julio a diciembre de 2010, registró 131 especies observadas y una riqueza total estimada de 160 especies. Los autores destacaron que el sitio actúa como una "isla" de biodiversidad en medio de un paisaje urbanizado y ha contribuido a la restauración local de la fauna silvestre.

Roché *et al.* (2010), en el marco del proyecto RIPIDURABLE, utilizaron aves para caracterizar cambios ambientales y evaluar esfuerzos de restauración en ecosistemas riparios en Portugal y Francia. Aplicaron conteos en puntos sobre ocho cuerpos de agua, evaluando la complejidad de la vegetación antes y después de la rehabilitación. Concluyeron que las aves son indicadores confiables de éxito en proyectos de restauración ecológica.

Pineda-López *et al.* (2010) evaluaron el valor potencial de pequeñas zonas periurbanas para la conservación avifaunística en Mompaní, Querétaro. El estudio, basado en 23 muestreos mensuales a lo largo de dos ciclos anuales, registró 113 especies (34 acuáticas y 74 terrestres). Los autores destacaron que estas áreas periurbanas, aunque pequeñas, representan importantes refugios para la biodiversidad local.

Villa-Bonilla *et al.* (2008) actualizaron el inventario de aves del municipio de Zacapoaxtla, Puebla, analizando diversidad, endemismo y categorías de riesgo en distintos tipos de vegetación. El bosque mesófilo de montaña mostró la mayor diversidad, seguido por bosques de pino y pino-encino, así como áreas agrícolas y de pastizal cultivado. Los autores propusieron áreas prioritarias de conservación basadas en sus hallazgos.

Mistry *et al.* (2008) exploraron el uso de aves como indicadores de cambio en un sistema de humedales en Guyana. Su análisis multivariable, realizado en 31 sitios durante dos años, reveló que el tipo de hábitat a gran escala es el principal factor que afecta la distribución de las especies, proporcionando una lista de especies útiles para futuros esfuerzos de monitoreo.

Chávez-León (2007) documentó la riqueza de aves en el Parque Nacional Barranca del Cupatitzio, Michoacán, mediante observaciones visuales, auditivas y fototrampeo entre 2003 y 2005. Registró 128 especies pertenecientes a 93 géneros y 35 familias. El estudio identificó 20 especies prioritarias para su conservación y resaltó la importancia de detectar especies clave para orientar los planes de manejo del área protegida.

JUSTIFICACIÓN

Las áreas naturales protegidas (ANP) son esenciales en regiones que han experimentado un fuerte proceso de urbanización, ya que funcionan como refugios para gran parte de la biodiversidad desplazada. Aunado a esto, actúan como corredores biológicos y ofrecen sitios fundamentales de descanso, alimentación y reproducción para la fauna local (Carbó-Ramírez & Zuria, 2011; Gastezzi-Arias *et al.*, 2017; Xu *et al.*, 2018). En este contexto, el río La Silla y sus principales arroyos tributarios desempeñan, en Monterrey, todas estas funciones ecológicas, es por esto que el 6 de junio de 2023, se declaró como Área Natural Protegida bajo la categoría de corredor biológico ripario y jurisdicción del Gobierno Municipal de Monterrey (Cantú *et al.*, 2014; Gobierno de Monterrey, 2023).

El Estudio Técnico Justificativo (ETJ) que respaldó la creación del Área Natural Protegida Municipal (ANPM) Río La Silla se basaba en un estudio realizado en 2014, que incorporaba levantamientos de datos biológicos e inventarios de flora y fauna. Sin embargo, a más de diez años de su elaboración, es posible que las condiciones ecológicas del área hayan cambiado debido a factores como la dinámica urbana, la fragmentación del hábitat o procesos de regeneración natural. Para garantizar una gestión efectiva y un manejo adaptativo, es indispensable actualizar los inventarios de los recursos bióticos y abióticos presentes, así como conocer sus dinámicas (McKinney *et al.*, 2011; Goodwin & Shriver, 2014; González-Jaramillo *et al.*, 2016).

En este sentido, las aves han sido reconocidas como indicadores ecológicos confiables del estado de los ecosistemas, debido a su sensibilidad a los cambios ambientales, su amplia distribución y la facilidad relativa de su monitoreo (Roché *et al.*, 2010; Goodwin & Shriver, 2014; Mistry *et al.*, 2018; Maznikova *et al.*, 2024). Así, la elaboración de un inventario actualizado y análisis de riqueza de la avifauna del ANPM Río La Silla no sólo permitirá conocer la diversidad y composición actual de especies, sino que también constituirá una herramienta estratégica para el diseño, implementación y evaluación de medidas de conservación en el corto, mediano y largo plazo integrado a la elaboración del Plan de Manejo, instrumento esencial para su gestión adecuada y cumplimiento de sus objetivos de conservación.

HIPÓTESIS

La diversidad de aves registrada en el Área Natural Protegida Municipal “Río La Silla” es mayor que la reportada en su Estudio Técnico Justificativo previo, debido a la implementación de un esfuerzo de muestreo más sistemático, así como a los cambios tras 10 años del estudio. Se espera que la actualización del inventario revele una mayor riqueza y una representación más amplia de la avifauna presente en el ANPM.

OBJETIVO DEL TRABAJO

Objetivo general:

Desarrollar una línea base actualizada de la avifauna del Área Natural Protegida Municipal (ANPM) “Río La Silla”, en Monterrey, Nuevo León, mediante un inventario detallado y análisis de riqueza, con la finalidad de presentar los resultados al gobierno local para fortalecer las estrategias de conservación y manejo de la biodiversidad.

Objetivos particulares:

- Elaborar un inventario avifaunístico actualizado del Área Natural Protegida Municipal “Río La Silla” a través de un esfuerzo de muestreo sistemático durante un periodo anual.
- Identificar y categorizar las especies registradas de acuerdo con su estatus de conservación en la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) y en la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010.
- Calcular la abundancia total y la abundancia relativa de las especies detectadas, con el propósito de identificar las especies dominantes y la estructura de la comunidad de aves en diversas condiciones representativas del ANPM.
- Estimar la riqueza específica de la avifauna en el área de estudio utilizando métodos estadísticos de estimación de riqueza como Chao 1, Jackknife 1, Jackknife 2 y Bootstrap.
- Determinar el esfuerzo y completitud del muestreo a través de métodos estadísticos de estimación de riqueza.
- Comparar la riqueza de especies entre los dos transectos muestreados, aplicando análisis estadísticos para determinar si existen diferencias significativas en la diversidad avifaunística entre ambos sectores del Área Natural Protegida.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El Río La Silla atraviesa principalmente el municipio de Monterrey y se extiende por los municipios vecinos de Santa Catarina, San Pedro Garza García y Guadalupe, tiene su origen en las estribaciones de la Sierra Madre Oriental, específicamente dentro del Parque Nacional Cumbres de Monterrey. Además, forma parte de la Región Hidrológica Administrativa VI Río Bravo, específicamente de la Cuenca Río Bravo-San Juan. El área de estudio fue el Área Natural Protegida Municipal (ANPM) Río La Silla, la cual se ubica en el municipio de Monterrey, N.L. y abarca una extensión aproximada de 35.1 km del cauce del río con una superficie de protección de 148.3 hectáreas, incluyendo sus cuatro principales arroyos tributarios: Los Elizondo, El Diente, La Virgen y El Calabozo.

Método de muestreo

Para realizar el inventario la avifauna presente en el ANPM Río La Silla, se empleó el método de censado por transecto lineal sin ancho de banda, combinado con puntos de conteo fijos, una técnica ampliamente utilizada en estudios de monitoreo de aves por su eficiencia para detectar variaciones espaciales y temporales en la riqueza y abundancia de especies (Bibby *et al.*, 2000; Ralph *et al.*, 1995; Wunderle, 1994).

Selección de transectos

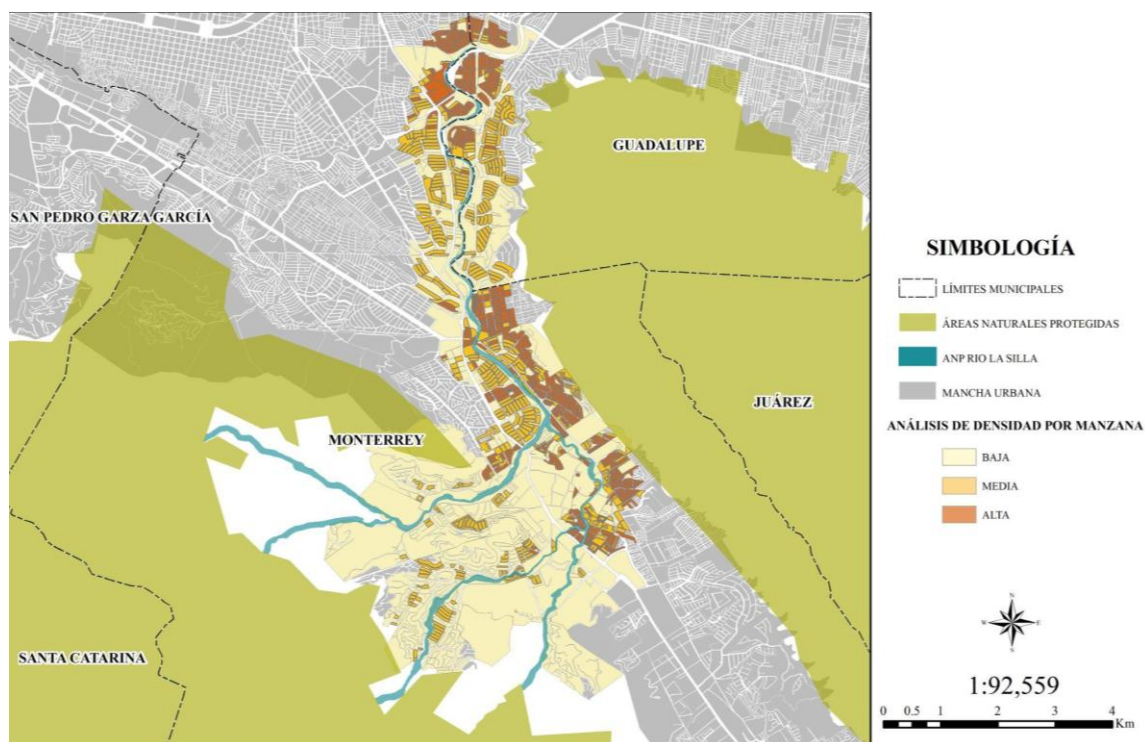
Al encontrarse sumergida en el corazón de una metrópoli, el ANPM presenta una dinámica cambiante de urbanización y presión antrópica en sus alrededores. Para la selección de los transectos se buscó contar con zonas con diferente grado de perturbación urbana para contar con una mejor representación del ensamblaje de aves presentes en el corredor ripario.

Para ello, se realizó un análisis espacial orientado a caracterizar el grado de perturbación urbana en las zonas colindantes al polígono del Área Natural Protegida Municipal (ANPM) del río La Silla. Este análisis se efectuó mediante el software ArcMap 10.8, en el cual se generó una zona de influencia (buffer) de 500 metros a partir del límite del polígono del ANPM, que es la distancia caminable promedio establecida con base en criterios de urbanismo y de accesibilidad. Esta zona delimitada constituyó el área de

análisis, dentro de la cual se identificaron las manzanas urbanas que se encontraban total o parcialmente incluidas. A cada una de estas unidades espaciales, denominadas manzanas, se les estimó su densidad de población, a partir de la información del Censo de Población y Vivienda 2020 del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2020). La densidad poblacional por manzana se calculó mediante la siguiente fórmula:

$$\text{Densidad de población} = \frac{\text{Población total}}{\text{Área (km}^2\text{)}}$$

Una vez obtenidos los valores de densidad para cada manzana, se procedió a su clasificación en tres categorías: alta, media y baja densidad, utilizando el método de cuantiles para asegurar una distribución equitativa de los datos obtenidos. Este proceso permitió identificar y delimitar un total de 1,314 manzanas dentro del área de influencia, las cuales sirvieron como base para seleccionar los transectos representativos según su grado de perturbación urbana (Figura 1).

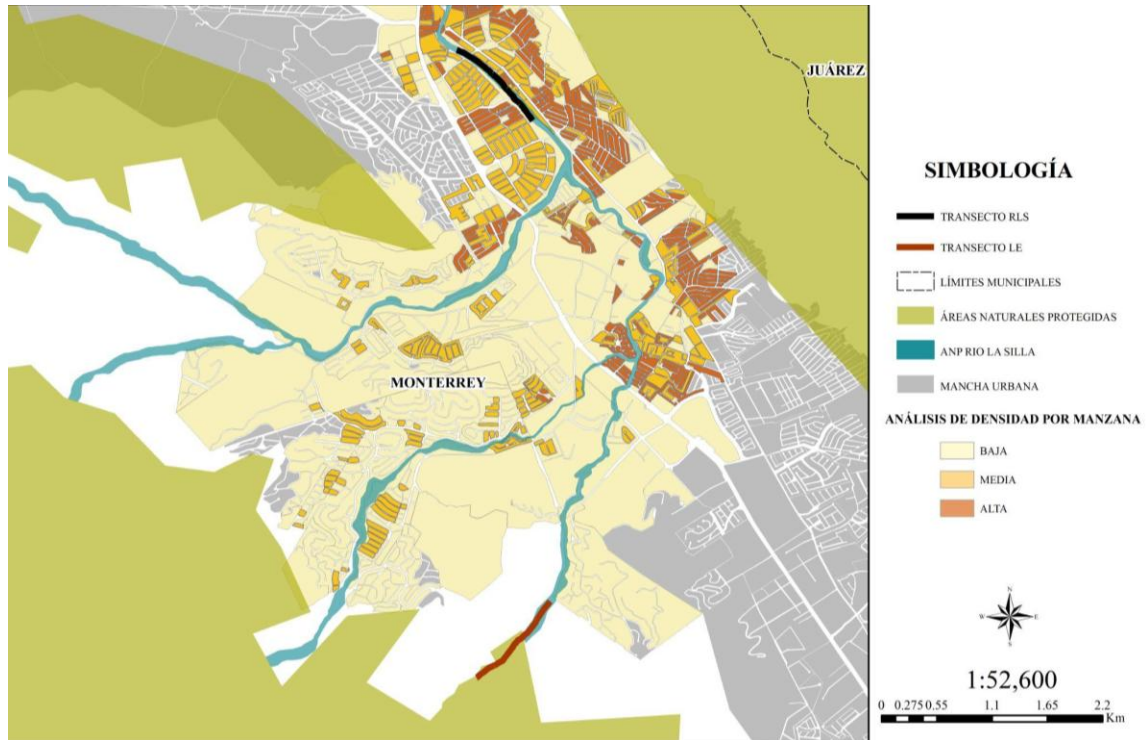


Fuente: Elaboración propia con base en el Censo de Población y Vivienda 2020 (INEGI, 2020).

Figura 1. Densidad de población en un radio de influencia de 500 m en el ANPM Río la Silla.

Posteriormente, este análisis espacial fue complementado con visitas preliminares a distintos puntos potenciales, con la finalidad de verificar condiciones físicas, de accesibilidad y representatividad ecológica. Como resultado, se seleccionaron dos transectos lineales de 1 km de longitud, ambos ubicados dentro del polígono del ANPM del río La Silla. La ubicación de los transectos siguió la sinuosidad del cauce principal del río y uno de sus afluentes, con el objetivo de representar condiciones contrastantes en el gradiente de perturbación urbana y cobertura vegetal.

El primer transecto se estableció en el cauce principal del río La Silla, dentro del Parque Natural Río La Silla, y fue denominado “RLS”. Este sitio se caracteriza por su proximidad a zonas urbanizadas y el grado de perturbación y presión antrópica que presenta, la presencia de andadores utilizados por la población y, en consecuencia, una mayor acumulación de residuos sólidos y presencia de fauna feral. El segundo transecto se ubicó sobre el arroyo El Calabozo, en un área con menor grado de urbanización y con vegetación riparia en mejor estado de conservación; fue denominado “LE”, en referencia al Parque Ecológico La Estanzuela, ubicado aguas arriba y que forma parte del mismo sistema hidroecológico (Figura 2).



Fuente: Elaboración propia con base en el Censo de Población y Vivienda 2020 (INEGI, 2020).

Figura 2. Selección de transectos en el ANPM Río la Silla.

Cada transecto fue dividido en seis puntos de conteo, espaciados a intervalos regulares de 200 metros, conforme a la recomendación metodológica para muestreos en ambientes riparios o lineales, en los que se busca un equilibrio entre independencia espacial y cobertura representativa del hábitat para aumentar las probabilidades de detección de las especies presentes en el área (Bibby *et al.*, 2000; Wunderle, 1994).

A continuación, se muestran las coordenadas geográficas de los puntos que delimitan ambos transectos (Tabla 1):

Tabla 1. Coordenadas geográficas de los puntos muestreados por transecto.

Punto	Transecto RLS	Transecto LE
1	25.6051577, - 100.2607212	25.5552553, -100.2658063
2	25.6065494, - 100.2620532	25.5565644, -100.2651783
3	25.6080058, - 100.2632361	25.5570554, -100.2632337
4	25.6093542, - 100.2644853	25.5585650, -100.2622591
5	25.6103480, - 100.2660071	25.5599466, -100.2606625
6	25.6114071, - 100.2676825	25.5612421, -100.2599031

Fuente: Elaboración propia

Trabajo de campo

Para ambos transectos, los conteos se llevaron a cabo con una frecuencia de dos veces por mes, durante los fines de semana. La duración del monitoreo fue de un año, abarcando el periodo de noviembre de 2023 a octubre de 2024, lo que permitió registrar las variaciones estacionales asociadas al ciclo anual de las aves, incluyendo periodos de residencia, migración, reproducción y muda (Ralph *et al.*, 1995; Bibby *et al.*, 2000).

Las observaciones en campo iniciaban al amanecer y se extendían durante las siguientes horas del día, esto para coincidir con el periodo de mayor actividad avifaunística, cuando las especies son más detectables tanto visual como acústicamente (Ralph *et al.*, 1995). La dirección del recorrido en ambos transectos fue río abajo, siguiendo el curso del cauce principal para mantener coherencia metodológica y minimizar sesgos por desplazamiento.

En cada transecto, el esfuerzo de monitoreo fue realizado por un equipo compuesto por un mínimo de dos personas. En cada punto de conteo se permanecía durante 10 minutos realizando registros tanto visuales como auditivos, mientras que durante los traslados entre puntos también se documentaba la presencia de aves. Al llegar a cada punto, se guardaba silencio y se limitaban los movimientos del equipo por un periodo de entre 1 y 2 minutos antes de iniciar el conteo, con el fin de permitir que las aves se reubicaran tras una posible perturbación causada por el acercamiento de los observadores.

Durante cada conteo se registró la hora, el nombre científico de cada especie detectada, el número de individuos observados y la actividad principal en la que se encontraban (canto, alimentación, percha, reproducción o vuelo). Todos los datos fueron anotados en bitácoras de campo estandarizadas, lo que facilitó su posterior procesamiento y análisis.

Para el desarrollo de las observaciones se utilizaron binoculares Pentax S-Series WP 8x40 y una cámara digital Canon EOS Rebel T7 equipada con teleobjetivo EF 75–300mm f/4–5.6 III, a fin de apoyar la identificación visual y el registro fotográfico de las especies. Asimismo, se empleó la aplicación móvil *Merlin Bird ID* (versión 3.0.5) como herramienta auxiliar en campo, así como las guías para la identificación taxonómica: *National Geographic Field Guide to the Birds of North America* (7ª edición) y la *Guía de la observación de aves de Nuevo León* (2ª edición). Para asegurar la precisión temporal de los conteos, se utilizó un cronómetro digital en cada punto de observación.

Procesamiento de datos

A partir de las bitácoras de campo recopiladas durante un año de monitoreo sistemático se creó una base de datos en el programa Microsoft Excel con la siguiente información: Transecto, Fecha, Número de salida, Punto de conteo, Hora, Especie, Número de individuos y Actividad.

Para evaluar el grado de riesgo y conservación de las especies registradas, se consultaron el Listado Rojo de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) y la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, que

clasifican a las especies de acuerdo con su nivel de amenaza y estatus de protección en el ámbito nacional e internacional.

Análisis estadístico

A partir de la base de datos, se aplicaron diversos análisis estadísticos orientados a evaluar la diversidad, similitud y estructura de las comunidades de aves observadas. Entre los análisis aplicados se encuentran los índices de diversidad de Simpson y Shannon-Wiener; los índices de similitud de Sørensen y Jaccard; los estimadores no paramétricos de riqueza Chao 1, Jackknife 1, Jackknife 2 y Bootstrap; las curvas de rarefacción; los componentes de la riqueza alfa, beta y gamma; así como pruebas estadísticas de normalidad (Shapiro-Wilk) y comparación de medias (t de Student).

El índice de Shannon-Wiener (H') mide la diversidad considerando tanto la riqueza (número de especies) como la equidad (distribución de los individuos entre las especies) a través de la siguiente fórmula:

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

Donde:

- S = número total de especies
- P_i = proporción de individuos de la especie i

El índice de Simpson (1-D) estima la probabilidad de que dos individuos elegidos aleatoriamente pertenezcan a la misma especie, y se calculó con la siguiente fórmula:

$$D = i = \sum_{i=1}^S P_i \text{ (Simpson original)}$$

$$1 - D \text{ (diversidad de Simpson)}$$

Donde:

- P_i = proporción de individuos de la especie i .

Ambos se calcularon mediante el programa RStudio, utilizando los paquetes estadísticos *vegan*, *dplyr* y *tidyr*, a través de las funciones `diversity()` y `specnumber()`.

Para analizar la similitud en la composición de especies entre transectos, se aplicaron los índices de Sørensen y Jaccard, que comparan la proporción de especies compartidas entre comunidades. El índice de Sørensen otorga mayor peso a las especies compartidas, y se calculó con la siguiente fórmula:

$$C_s = \frac{2c}{a + b}$$

Donde:

- a = número de especies en la comunidad A
- b = número de especies en la comunidad B
- c = número de especies compartidas entre A y B

El índice de Jaccard también mide similitud entre dos comunidades pero considera únicamente la proporción entre especies comunes y totales a través de la siguiente fórmula:

$$J = \frac{c}{a + b - c}$$

Donde:

- a = número de especies en la comunidad A
- b = número de especies en la comunidad B
- c = número de especies compartidas entre A y B

Para estimar la riqueza total de especies, incluyendo aquellas que probablemente no fueron detectadas durante el monitoreo, se utilizó el estimador no paramétrico Chao 1, el cual se basa en la frecuencia de especies raras dentro del conjunto de datos. Este estimador considera especialmente la presencia de especies representadas por un solo individuo y

por dos individuos, asumiendo que la proporción de especies raras refleja la cantidad de especies no observadas.

$$S_{Chao1} = S_{Obs} \frac{f_1^2}{2f_2}$$

Donde:

- S_{Obs} = número de especies observadas
- f_1 = número de especies con un solo individuo
- f_2 = especies con dos individuos

Además, se aplicaron los estimadores Jackknife 1 y Jackknife 2 para estimar la riqueza de especies, basándose en la presencia y ausencia de especies en los muestreos. Estos métodos consideran especialmente la incidencia de especies raras, es decir, aquellas registradas en una o en pocas muestras. El estimador Jackknife 1 utiliza el número de especies presentes en una sola muestra, mientras que el Jackknife 2 incorpora también las especies presentes en exactamente dos muestras, incrementando la precisión de la estimación, especialmente cuando se cuenta con un número elevado de unidades de esfuerzo de muestreo. Las fórmulas usadas fueron las siguientes:

$$\hat{S}_{Jack1} = S_{Obs} + Q_1 \left(\frac{n-1}{n} \right)$$

Donde:

- S_{Obs} = número de especies observadas
- Q_1 = número de especies que aparecen en una sola unidad de muestreo
- n = número total de unidades de muestreo (por ejemplo, salidas)

$$S_{Jack2} = S_{Obs} + Q_1 \left(\frac{2n-3}{n} \right) - \left(\frac{(n-2)^2}{n(n-1)} \right)$$

Donde:

- S_{Obs} = número de especies observadas

- Q_1 = número de especies que aparecen en una sola unidad de muestreo
- n = número total de unidades de muestreo (por ejemplo, salidas)
- Q_2 = número de especies que aparecen en exactamente 2 unidades de muestreo

Posteriormente se aplicó el estimador de Bootstrap, que calcula la riqueza esperada en base a la probabilidad de encontrar especies comunes a través de la siguiente fórmula:

$$\hat{S}_{Bootstrap} = S_{obs} + \sum_{i=1}^S (1 - P_i)^n$$

Donde:

- S_{obs} = número de especies observadas
- P_i = proporción de la especie i
- n = número total de individuos.

Para estandarizar la riqueza observada con base en el esfuerzo de muestreo, se calculó una curva de acumulación de especies permitiendo comparaciones equitativas entre transectos con diferentes niveles de abundancia o número de individuos. El cálculo se llevó a cabo mediante el programa RStudio con los paquetes estadísticos *vegan* y la función principal *specaccum* (), el cual consta de un método aleatorio con 100 permutaciones, lo cual permitió estimar la riqueza promedio acumulada a partir de ordenes aleatorios de muestreo.

Asimismo, con la finalidad de entender cómo se organizaba la biodiversidad en el espacio, se aplicó la metodología de Whittaker (1960). La diversidad alfa, representa la diversidad local, es decir, el número de especies por transecto y se calculó a partir de la siguiente fórmula:

$$\alpha = \frac{\sum S_i}{n}$$

Donde:

- S_i = número de especies en el sitio i

- n = número total de sitios (transectos)

La riqueza gamma, mide la diversidad total registrada en el conjunto de los transectos, y sirve para evaluar la riqueza de especies, y se calculó a través de la siguiente fórmula:

$$\gamma = \text{Total de especies únicas en todos los sitios}$$

La riqueza beta, indica el grado de recambio o cambio en la composición de especies entre los sitios, es decir, cuán diferentes son las comunidades entre un transecto y el otro, y se calculó a través de la siguiente fórmula:

$$\beta = \frac{\gamma}{\alpha}$$

Donde:

- γ = diversidad total (gamma)
- α = diversidad alfa promedio de los sitios

Finalmente, se aplicó la prueba de Shapiro-Wilk para determinar si el número de especies registradas por unidad de esfuerzo de muestreo (salidas a campo para este caso) seguían una distribución de normalidad, lo cual determinó la pertinencia para posteriormente aplicar una prueba *t de Student* para comparar las diferencias estadísticamente significativas entre las medias de los transectos en términos de riqueza y diversidad.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De acuerdo con los datos obtenidos, tras completar un año de muestreo, en ambos transectos se registraron en total 108 especies y 4,633 individuos. La composición del inventario avifaunístico para el ANPM Río la Silla, se presenta a continuación, (Tabla 2) mostrando las especies ordenadas de acuerdo a su jerarquía filogenética y la cantidad de individuos registrados durante los muestreos.

Tabla 2. Inventario de avifauna y sus individuos registrados.

Especie	Individuos
<i>Crypturellus cinnamomeus</i>	10
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	3
<i>Cairina moschata</i>	10
<i>Spatula discors</i>	1
<i>Ortalis vetula</i>	117
<i>Columba livia</i>	25
<i>Columbina inca</i>	4
<i>Columbina passerina</i>	12
<i>Leptotila verreauxi</i>	30
<i>Zenaida asiatica</i>	707
<i>Zenaida macroura</i>	11
<i>Coccyzus americanus</i>	9
<i>Cynanthus latirostris</i>	12
<i>Nannopterum brasilianum</i>	24
<i>Egretta tricolor</i>	7
<i>Egretta thula</i>	71
<i>Nyctanassa violacea</i>	1
<i>Nycticorax nycticorax</i>	1
<i>Butorides virescens</i>	13
<i>Ardea alba</i>	6
<i>Eudocimus albus</i>	4

<i>Coragyps atratus</i>	3
<i>Cathartes aura</i>	17
<i>Accipiter striatus</i>	1
<i>Accipiter cooperii</i>	36
<i>Buteogallus anthracinus</i>	3
<i>Buteo plagiatus</i>	9
<i>Glaucidium brasilianum</i>	11
<i>Megaceryle torquata</i>	6
<i>Megaceryle alcyon</i>	2
<i>Chloroceryle americana</i>	12
<i>Melanerpes aurifrons</i>	76
<i>Dryobates scalaris</i>	3
<i>Micrastur semitorquatus</i>	2
<i>Psittacara holochlorus</i>	303
<i>Amazona viridigenalis</i>	248
<i>Amazona autumnalis</i>	4
<i>Amazona oratrix</i>	22
<i>Pachyramphus aglaiae</i>	64
<i>Camptostoma imberbe</i>	2
<i>Myiarchus tuberculifer</i>	48
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	1
<i>Pitangus sulphuratus</i>	285
<i>Myiodynastes luteiventris</i>	11
<i>Tyrannus melancholicus</i>	33
<i>Empidonax hammondi</i>	18
<i>Sayornis nigricans</i>	31
<i>Sayornis phoebe</i>	20
<i>Vireo huttoni</i>	18
<i>Vireo olivaceus</i>	1
<i>Vireo flavoviridis</i>	37

<i>Cyanocorax morio</i>	5
<i>Cyanocorax yncas</i>	328
<i>Corvus corax</i>	5
<i>Auriparus flaviceps</i>	1
<i>Baeolophus wollweberi</i>	1
<i>Baeolophus atricristatus</i>	43
<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	3
<i>Hirundo rustica</i>	24
<i>Corthylio calendula</i>	151
<i>Bombycilla cedrorum</i>	1
<i>Polioptila caerulea</i>	70
<i>Catherpes mexicanus</i>	1
<i>Pheugopedius maculipectus</i>	11
<i>Thryothorus ludovicianus</i>	48
<i>Troglodytes aedon</i>	30
<i>Dumetella carolinensis</i>	13
<i>Toxostoma longirostre</i>	5
<i>Mimus polyglottos</i>	12
<i>Myadestes occidentalis</i>	3
<i>Catharus guttatus</i>	3
<i>Turdus grayi</i>	287
<i>Turdus migratorius</i>	2
<i>Passer domesticus</i>	75
<i>Chlorophonia elegantissima</i>	12
<i>Haemorhous mexicanus</i>	20
<i>Spinus psaltria</i>	4
<i>Spinus tristis</i>	1
<i>Arremonops rufivirgatus</i>	47
<i>Spizella passerina</i>	1
<i>Melospiza melodia</i>	1

<i>Icterus graduacauda</i>	13
<i>Agelaius phoeniceus</i>	14
<i>Euphagus cyanocephalus</i>	1
<i>Quiscalus mexicanus</i>	621
<i>Parkesia motacilla</i>	2
<i>Mniotilta varia</i>	29
<i>Leiothlypis celata</i>	23
<i>Leiothlypis ruficapilla</i>	5
<i>Geothlypis trichas</i>	20
<i>Setophaga americana</i>	7
<i>Setophaga pitaiyumi</i>	9
<i>Setophaga coronata</i>	49
<i>Setophaga virens</i>	2
<i>Basileuterus rufifrons</i>	25
<i>Basileuterus culicivorus</i>	28
<i>Cardellina pusilla</i>	18
<i>Myioborus pictus</i>	8
<i>Piranga flava</i>	4
<i>Piranga rubra</i>	4
<i>Piranga ludoviciana</i>	2
<i>Piranga bidentata</i>	3
<i>Periporphyrus celaeno</i>	108
<i>Cardinalis cardinalis</i>	11
<i>Pheucticus ludovicianus</i>	2
<i>Cyanocompsa parellina</i>	5
<i>Passerina cyanea</i>	4
<i>Sporophila morelleti</i>	3
Total	4519

Nota: Catherpes mexicanus fue registrado durante las visitas preliminares sobre el arroyo la Virgen.

Fuente: Elaboración propia con datos obtenidos en campo.

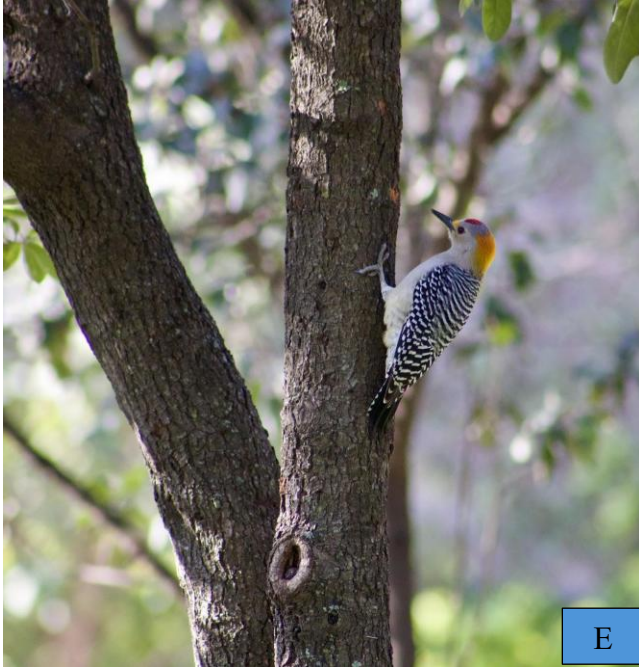




C



D



E



F



G



H

Nota: (A) Egretta tricolor y Egretta thula, (B) Nyctanassa violacea, (C) Butorides virescens juvenil, (D) Buteo plagiatus, (E) Melanerpes aurifrons, (F) Leiothlypis ruficapilla, (G) Chlorophonia elegantissima, (H) Sayornis phoebe.

Fuente: Fotografías tomadas durante los muestreos en campo propiedad del Ing. Omar Arredondo y M.C. Ana Antonio, así como el Laboratorio de Ornitología de la UANL.

Figura 3. Registro fotográfico de especies presentes en el ANPM.

Como se observa en la tabla anterior, las 10 especies con mayor número de individuos registrados fueron: *Zenaida asiatica* con 707 individuos; *Quiscalus mexicanus* con 621 individuos; *Cyanocorax yncas* con 328 individuos; *Psittacara holochlorus* con 303 individuos; *Turdus grayi* con 287 individuos; *Pitangus sulphuratus* con 285 individuos; *Amazona viridigenalis* con 248 individuos; *Corthylio calendula* con 151 individuos; *Ortalis vetula* con 117 individuos y *Periporphyrus celaeno* con 108 individuos. Cabe destacar, que estas 10 especies representan el 69.81% del total de los individuos registrados, lo que sugiere una alta dominancia por parte de una fracción pequeña de las especies.





B



C



Nota: (A) Turdus grayi, (B) Cyanocorax yncas, (C) Zenaida asiatica, (D) Pitangus sulphuratus.

Fuente: Fotografías tomadas durante los muestreos en campo propiedad del Ing. Omar Arredondo y M.C. Ana Antonio, así como el Laboratorio de Ornitología de la UANL.

Figura 4. Registro fotográfico de especies con mayor número de individuos.

Este patrón coincide con patrones reportados en diversas investigaciones como la realizada por Nava Díaz (2021) en áreas verdes urbanas de México, donde *Z. asiatica* y *Q. mexicanus* se ubicaron entre las especies más abundantes. La alta presencia y representación de estas especies es una tendencia recurrente en ambientes urbanos, donde aves generalistas tienden a dominar la comunidad presente. Este patrón, que la urbanización favorece a un grupo reducido de especies tolerantes a la presencia humana, la fragmentación de hábitats y la alteración de las condiciones ambientales, refuerza una idea ampliamente observada y analizada para las aves. Esto a su vez disminuye la equidad en la distribución de las especies (Nava Díaz, 2021; Thompson *et al.*, 2022). Así, tanto la riqueza como la composición específica en el ANPM reflejan dinámicas típicas de

comunidades sometidas a presiones antrópicas, similares a las observadas en otros contextos urbanos de México.

Por otro lado, existe un contraste con el trabajo realizado por Cantú *et al.* (2014) utilizado por el Gobierno Municipal de Monterrey como base para el Estudio Técnico Justificativo (ETJ), en el cual se registraron un total de 78 especies para el inventario de la avifauna de la zona. Los resultados de este muestreo, llevado a cabo 10 años después, se registraron un total de 108 especies. A continuación, se muestra una matriz de presencia de las especies para ambos inventarios:

Tabla 3. Matriz de presencia de las especies en inventarios para el ANPM.

Especie	Cantú et al 2014	Investigación
<i>Accipiter cooperii</i>	X	X
<i>Accipiter striatus</i>		X
<i>Agelaius phoeniceus</i>	X	X
<i>Amazona autumnalis</i>		X
<i>Amazona finschi</i>	X	
<i>Amazona oratrix</i>	X	X
<i>Amazona viridigenalis</i>	X	X
<i>Archilochus alexandri</i>	X	
<i>Archilochus colubris</i>	X	
<i>Ardea alba</i>	X	X
<i>Ardea herodias</i>	X	
<i>Arremonops rufivirgatus</i>	X	X
<i>Auriparus flaviceps</i>		X
<i>Baeolophus atricristatus</i>		X
<i>Baeolophus bicolor</i>	X	
<i>Baeolophus wollweberi</i>		X
<i>Basileuterus culicivorus</i>		X
<i>Basileuterus rufifrons</i>		X

<i>Bombycilla cedrorum</i>	X	X
<i>Buteo albonotatus</i>	X	
<i>Buteo jamaicensis</i>	X	
<i>Buteo plagiatus</i>		X
<i>Buteogallus anthracinus</i>		X
<i>Butorides virescens</i>	X	X
<i>Cairina moschata</i>		X
<i>Camptostoma imberbe</i>		X
<i>Cardellina pusilla</i>		X
<i>Cardinalis cardinalis</i>	X	X
<i>Cardinalis sinuatus</i>	X	
<i>Carpodacus mexicanus</i>	X	X
<i>Carpodacus mexicanus</i>		X
<i>Cathartes aura</i>	X	X
<i>Catharus guttatus</i>	X	X
<i>Catherpes mexicanus</i>		X
<i>Charadrius vociferus</i>	X	
<i>Chloroceryle americana</i>	X	X
<i>Chlorophonia elegantissima</i>		X
<i>Chondestes grammacus</i>	X	
<i>Coccyzus americanus</i>		X
<i>Columba livia</i>	X	X
<i>Columbia passerina</i>	X	X
<i>Columbina inca</i>	X	X
<i>Coragyps atratus</i>	X	X
<i>Corthylio calendula</i>		X
<i>Corvus corax</i>	X	X
<i>Crypturellus cinnamomeus</i>		X

<i>Cyanocompsa parellina</i>		X
<i>Cyanocorax yncas</i>	X	X
<i>Cynanthus latirostris</i>		X
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	X	X
<i>Dryobates scalaris</i>	X	X
<i>Dumetella carolinensis</i>		X
<i>Egretta garzela</i>	X	
<i>Egretta rufescens</i>	X	
<i>Egretta thula</i>	X	X
<i>Egretta tricolor</i>		X
<i>Empidonax hammondi</i>		X
<i>Empidonax minimus</i>	X	
<i>Eudocimus albus</i>		X
<i>Euphagus cyanocephalus</i>		X
<i>Falco mexicanus</i>	X	
<i>Falco sparverius</i>	X	
<i>Geothlypis trichas</i>		X
<i>Glaucidium brasilianum</i>		X
<i>Haemorhous mexicanus</i>		X
<i>Hirundo rustica</i>	X	X
<i>Icterus cucullatus</i>	X	
<i>Icterus graduacauda</i>	X	X
<i>Lamprolaima clemenciae</i>	X	
<i>Leiothlypis celata</i>		X
<i>Leiothlypis ruficapilla</i>		X
<i>Leptotila verreauxi</i>	X	X
<i>Megascops alcyon</i>	X	X
<i>Megascops torquata</i>	X	X

<i>Melanerpes aurifrons</i>	X	X
<i>Melanerpes formicivorus</i>	X	
<i>Melospitta cusundulatus</i>	X	
<i>Melospiza melodia</i>		X
<i>Micrastur semitorquatus</i>		X
<i>Mimus polyglottos</i>	X	X
<i>Mniotilta varia</i>	X	X
<i>Molothrus ater</i>	X	
<i>Myadestes occidentalis</i>		X
<i>Myiarchus tuberculifer</i>		X
<i>Myiarchus tyrannulus</i>		X
<i>Myioborus pictus</i>		X
<i>Myiodynastes luteiventris</i>		X
<i>Nannopterum brasilianum</i>		X
<i>Nyctanassa violacea</i>		X
<i>Nycticorax nycticorax</i>		X
<i>Ortalis vetula</i>		X
<i>Pachyramphus aglaiae</i>		X
<i>Parabuteo unicinctus</i>	X	
<i>Parkesia motacilla</i>		X
<i>Passer domesticus</i>	X	X
<i>Passer inaciris</i>	X	
<i>Passerina cyanea</i>		X
<i>Periporphyrus celaeno</i>		X
<i>Pheucticus ludovicianus</i>		X
<i>Pheugopedius maculipectus</i>		X
<i>Piranga bidentata</i>		X
<i>Piranga flava</i>		X

<i>Piranga ludoviciana</i>		X
<i>Piranga rubra</i>		X
<i>Pitangus sulphuratus</i>	X	X
<i>Plegadis chihi</i>	X	
<i>Polioptila caerula</i>		X
<i>Polioptila caerulea</i>	X	X
<i>Psilorhinus morio</i>		X
<i>Psittacara holochlorus</i>	X	X
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	X	
<i>Quiscalus mexicanus</i>	X	X
<i>Sayornis nigricans</i>	X	X
<i>Sayornis phoebe</i>	X	X
<i>Setophaga americana</i>		X
<i>Setophaga coronata</i>	X	X
<i>Setophaga pitiayumi</i>		X
<i>Setophaga virens</i>		X
<i>Sialia sialis</i>	X	
<i>Spatula discors</i>		X
<i>Spinus psaltria</i>	X	X
<i>Spinus tristis</i>		X
<i>Spizella pallida</i>	X	
<i>Spizella passerina</i>	X	X
<i>Sporophila morelleti</i>		X
<i>Stelgidopteryx serripennis</i>		X
<i>Thryomanes bewickii</i>	X	
<i>Thryothorus ludovicianus</i>	X	X
<i>Toxostoma curvirostre</i>	X	
<i>Toxostoma longirostre</i>		X

<i>Troglodytes aedon</i>	X	X
<i>Turdus grayi</i>	X	X
<i>Turdus migratorius</i>	X	X
<i>Tyrannus couchii</i>	X	
<i>Tyrannus melancholicus</i>		X
<i>Tyrannus vociferans</i>	X	
<i>Vireo belli</i>	X	
<i>Vireo flavoviridis</i>		X
<i>Vireo huttoni</i>	X	X
<i>Vireo olivaceus</i>		X
<i>Zenaida asiatica</i>	X	X
<i>Zenaida macroura</i>	X	X

Fuente: Cantú et al, (2014) y datos obtenidos en campo.

Entre ambos estudios se recopilieron un total de 142 especies, de las cuales 47 aparecen en ambas investigaciones resaltando especies como *A. viridigenalis*, *A. oratrix* y *P. holochlorus*, especies bajo estatus de protección (Tabla 4). Del total calculado de 142 especies, 95 difieren entre ambos estudios, 31 de ellas aparecen solamente en el inventario de Cantú (2014) y 64 exclusivas del estudio llevado a cabo. Las especies que tienen presencia en Cantú (2014) son: *Amazona finschi*, *Archilochus alexandri*, *Archilochus colubris*, *Ardea herodias*, *Baeolophus bicolor*, *Buteo albonotatus*, *Buteo jamaicensis*, *Cardinalis sinuatus*, *Charadrius vociferus*, *Chondestes grammacus*, *Egretta garzetta*, *Egretta rufescens*, *Empidonax minimus*, *Falco mexicanus*, *Falco sparverius*, *Icterus cucullatus*, *Lamprolaima clemenciae*, *Melanerpes formicivorus*, *Melospiza cusundulatus*, *Molothrus ater*, *Parabuteo unicinctus*, *Passer inachis*, *Plegadis chihi*, *Pyrocephalus rubinus*, *Sialia sialis*, *Spizella pallida*, *Thryomanes bewickii*, *Toxostoma curvirostre*, *Tyrannus couchii* y *Tyrannus vociferans* y *Vireo belli*.

Si bien existen diferencias entre ambos estudios, no se pueden determinar a profundidad las razones de estas diferencias, esto debido a que dentro de la metodología de la investigación de Cantú no se menciona el periodo de tiempo en el que se realizó el muestreo, además de que la extensión del estudio abarca una superficie que no se especifica ya que se menciona “los transectos fueron seleccionados previamente, ..., se llevó a cabo el muestreo hasta que el terreno lo permitió”. Esto a la par que se muestrearon otras especies de otros taxones en paralelo pudiendo interferir con la eficiencia del muestreo por taxón.

En comparación con el estudio realizado por Castillo-Muñoz y Guzmán-Hernández (2021), quienes registraron un total de 152 especies de aves a lo largo de tres sitios del corredor ribereño del Río La Silla entre 2018 y 2020, el presente inventario documentó 103 especies dentro del polígono del Área Natural Protegida Municipal (ANPM) “Río La Silla” en un periodo de un año. Las diferencias observadas en la riqueza de especies pueden atribuirse a factores temporales y espaciales: Castillo-Muñoz y Guzmán-Hernández utilizaron 3 transectos con longitud aproximada de 2.75 km cada uno (de 11 a 12 puntos de conteo separados por 250 m entre sí) abarcando un espacio geográfico mayor, a la par, 2 de sus 3 sitios de muestreo se encuentran río abajo de los transectos utilizados en este estudio. Aunado a lo anterior realizaron censos mensuales por un periodo de dos años, el presente estudio se limitó a dos transectos de 1 km de longitud con salidas sistemáticas quincenales. La diferencia en los resultados sugiere que la escala espacial, temporal y en la técnica de muestreo pueden influir directamente en la cantidad y tipo de especies detectadas.

Aunado a lo anterior, de las 103 especies de aves registradas en el presente estudio, 11 se encuentran bajo alguna categoría de protección conforme a la NOM-059-SEMARNAT-2010, lo que representa el 10% de la riqueza total registrada. Seis especies están catalogadas como sujetas a protección especial (PR): el Gavilán de Cooper (*Accipiter cooperii*), el Gavilán Pecho Canela (*Accipiter striatus*), la Aguililla Negra Menor (*Buteogallus anthracinus*), el Tinamú Canelo (*Crypturellus cinnamomeus*), el Halcón Selvático de Collar (*Micrastur semitorquatus*) y el Clarín Jilguero (*Myadestes occidentalis*). Dos especies se encuentran en la categoría de Amenazadas (A): el Loro

Cachetes Amarillos (*Amazona autumnalis*) y el Perico Mexicano (*Psittacara holochlorus*). Finalmente, tres especies están clasificadas como en peligro de extinción (P): el Loro Cabeza Amarilla (*Amazona oratrix*), el Loro Tamaulipeco (*Amazona viridigenalis*) y el Pato Real (*Cairina moschata*). Respecto a la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN), únicamente las especies de la familia Psittacidae, el Loro Cabeza Amarilla (*Amazona oratrix*) y el Loro Tamaulipeco (*Amazona viridigenalis*), se encuentran clasificadas en la categoría de Endangered (EN), es decir, En Peligro, por su traducción al español (Tabla 4).

Tabla 4. Especies con estatus de protección.

Especie	NOM-059-SEMARNAT-2010	Lista Roja IUCN
<i>Crypturellus cinnamomeus</i>	PR	-
<i>Cairina moschata</i>	P	-
<i>Accipiter striatus</i>	PR	-
<i>Accipiter cooperii</i>	PR	-
<i>Buteogallus anthracinus</i>	PR	-
<i>Micrastur semitorquatus</i>	PR	-
<i>Psittacara holochlorus</i>	A	-
<i>Amazona viridigenalis</i>	P	EN
<i>Amazona autumnalis</i>	A	-
<i>Amazona oratrix</i>	P	EN
<i>Myadestes occidentalis</i>	PR	-

Nota: PR=Sujeta a protección especial, A=Amenazada, P=En peligro de extinción, EN= En Peligro

Fuente: Elaboración propia con base en los listados de la NOM-059-SEMARNAT-2010 y la Lista Roja de la IUCN.







Nota: (A) *Amazona viridigenalis*, (B) *Buteogallus anthracinus*, (C) *Accipiter cooperii*, (D) *Pssitacara holochlorus*.

Fuente: Fotografías tomadas durante los muestreos en campo propiedad del Ing. Omar Arredondo y M.C. Ana Antonio, así como el Laboratorio de Ornitología de la UANL.

Figura 5. Registro fotográfico de especies con estatus de protección.

La presencia de especies de aves bajo alguna categoría de protección en el ANPM Río La Silla sugiere que, a pesar de las presiones antrópicas propias del contexto urbano, este corredor ribereño mantiene características esenciales para la supervivencia de especies vulnerables, como la disponibilidad de hábitat, alimento y sitios de anidación. Estudios como el de Carbó-Ramírez & Zuria (2011), McKinney et al. (2011), McClure *et al.* (2015) y González-Gaona *et al.* (2023) demuestran que las áreas verdes urbanas en especial los corredores ribereños fungen como sitios de gran importancia para la avifauna, proporcionando hábitats críticos donde la presión antropogénica puede resultar menos intensa o perceptible. De manera similar, investigaciones en otros sistemas urbanos señalan que los corredores riparios bien conservados permiten la persistencia de aves

residentes y migratorias debido a su heterogeneidad estructural y disponibilidad de recursos (Pineda *et al.*, 2010; Benítez-López *et al.*, 2019; Leveau, 2021).

Pese a lo anterior, estos corredores pueden deteriorarse rápidamente ante la falta de manejo adecuado, disminuyendo su funcionalidad ecológica (Mistry *et al.*, 2008; Xu *et al.*, 2018; Benítez-López *et al.*, 2019). Por ello, aunque la presencia de especies protegidas o altamente amenazadas en el área como *A. oratrix* y *A. viridigenalis* en el ANPM, no debe interpretarse como una señal de un ecosistema en estado sano, sino como una advertencia sobre la necesidad de reforzar los mecanismos y estrategias de conservación. Además, resalta la necesidad de acciones de restauración y protección continua con horizontes de corto, mediano y largo plazo.

La abundancia relativa de las especies registradas en el ANPM Río La Silla mostró una marcada dominancia de unas pocas especies. *Z. asiatica* fue la especie más abundante, representando el 15.91% de los individuos registrados, seguida por *Q. mexicanus* (13.97%) y *C. yncas* (7.38%). Otras especies destacadas por su alta representatividad fueron *P. holochlorus* (6.82%), *T. grayi* (6.46%) y *P. sulphuratus* (6.41%).

Tabla 5. Abundancia relativa del total de especies registradas para el ANPM Río la Silla.

Especie	Abundancia relativa
<i>Zenaida asiatica</i>	15.91
<i>Quiscalus mexicanus</i>	13.97
<i>Cyanocorax yncas</i>	7.38
<i>Psittacara holochlorus</i>	6.82
<i>Turdus grayi</i>	6.46
<i>Pitangus sulphuratus</i>	6.41
<i>Amazona viridigenalis</i>	5.58
<i>Corthylio calendula</i>	3.40
<i>Passer domesticus</i>	3.14
<i>Ortalis vetula</i>	2.63
<i>Periporphyrus celaeno</i>	2.43
<i>Melanerpes aurifrons</i>	1.71
<i>Egretta thula</i>	1.60
<i>Polioptila caerula</i>	1.57
<i>Pachyramphus aglaiae</i>	1.44
<i>Setophaga coronata</i>	1.10

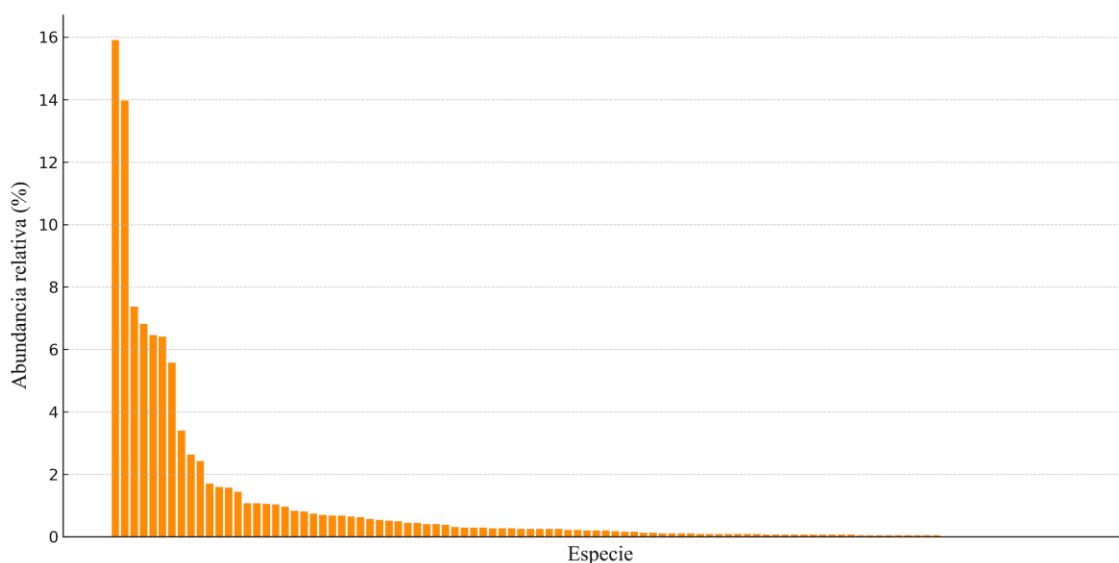
<i>Myiarchus tuberculifer</i>	1.08
<i>Thryothorus ludovicianus</i>	1.08
<i>Arremonops rufivirgatus</i>	1.06
<i>Baeolophus atricristatus</i>	0.97
<i>Vireo flavoviridis</i>	0.83
<i>Accipiter cooperii</i>	0.81
<i>Tyrannus melancholicus</i>	0.74
<i>Sayornis nigricans</i>	0.70
<i>Leptotila verreauxi</i>	0.67
<i>Troglodytes aedon</i>	0.67
<i>Mniotilta varia</i>	0.65
<i>Basileuterus culicivorus</i>	0.63
<i>Basileuterus rufifrons</i>	0.56
<i>Nannopterum brasilianum</i>	0.54
<i>Leiothlypis celata</i>	0.52
<i>Amazona oratrix</i>	0.49
<i>Geothlypis trichas</i>	0.45
<i>Sayornis phoebe</i>	0.45
<i>Cardellina pusilla</i>	0.40
<i>Empidonax hammondi</i>	0.40
<i>Cathartes aura</i>	0.38
<i>Agelaius phoeniceus</i>	0.31
<i>Butorides virescens</i>	0.29
<i>Dumetella carolinensis</i>	0.29
<i>Icterus graduacauda</i>	0.29
<i>Chloroceryle americana</i>	0.27
<i>Chlorophonia elegantissima</i>	0.27
<i>Cynanthus latirostris</i>	0.27
<i>Cardinalis cardinalis</i>	0.25
<i>Glaucidium brasilianum</i>	0.25
<i>Myiodynastes luteiventris</i>	0.25
<i>Pheugopedius maculipectus</i>	0.25
<i>Zenaida macroura</i>	0.25
<i>Cairina moschata</i>	0.22
<i>Crypturellus cinnamomeus</i>	0.22
<i>Buteo plagiatus</i>	0.20
<i>Coccyzus americanus</i>	0.20
<i>Setophaga pitiauyumi</i>	0.20
<i>Myioborus pictus</i>	0.18
<i>Egretta tricolor</i>	0.16
<i>Setophaga americana</i>	0.16

<i>Ardea alba</i>	0.13
<i>Megaceryle torquata</i>	0.13
<i>Corvus corax</i>	0.11
<i>Cyanocompsa parellina</i>	0.11
<i>Psilorhinus morio</i>	0.11
<i>Toxostoma longirostre</i>	0.11
<i>Amazona autumnalis</i>	0.09
<i>Columbina inca</i>	0.09
<i>Eudocimus albus</i>	0.09
<i>Passerina cyanea</i>	0.09
<i>Piranga flava</i>	0.09
<i>Piranga rubra</i>	0.09
<i>Spinus psaltria</i>	0.09
<i>Buteogallus anthracinus</i>	0.07
<i>Catharus guttatus</i>	0.07
<i>Coragyps atratus</i>	0.07
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	0.07
<i>Dryobates scalaris</i>	0.07
<i>Myadestes occidentalis</i>	0.07
<i>Piranga bidentata</i>	0.07
<i>Sporophila moreletii</i>	0.07
<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	0.07
<i>Camptostoma imberbe</i>	0.04
<i>Haemorhous mexicanus</i>	0.04
<i>Megaceryle alcyon</i>	0.04
<i>Micrastur semitorquatus</i>	0.04
<i>Parkesia motacilla</i>	0.04
<i>Pheucticus ludovicianus</i>	0.04
<i>Piranga ludoviciana</i>	0.04
<i>Setophaga virens</i>	0.04
<i>Turdus migratorius</i>	0.04
<i>Accipiter striatus</i>	0.02
<i>Auriparus flaviceps</i>	0.02
<i>Baeolophus wollweberi</i>	0.02
<i>Bombycilla cedrorum</i>	0.02
<i>Columba livia</i>	0.02
<i>Euphagus cyanocephalus</i>	0.02
<i>Hirundo rustica</i>	0.02
<i>Melospiza melodia</i>	0.02
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	0.02
<i>Nyctanassa violacea</i>	0.02

<i>Nycticorax nycticorax</i>	0.02
<i>Spinus tristis</i>	0.02
<i>Spizella passerina</i>	0.02
<i>Vireo olivaceus</i>	0.02

Fuente: Elaboración propia con datos obtenidos en campo.

A partir de la abundancia relativa, se observa una caída progresiva en la representación de las especies conforme la representación descende (Figura 6). Después de las primeras 30 especies, la mayoría de las aves presentan valores inferiores al 1% de la abundancia relativa, lo que indica la existencia de un componente de especies raras dentro de la comunidad. Cabe destacar que algunas especies catalogadas bajo estatus de protección, como *A. viridigenalis* (5.58% de la muestra) y *A. oratrix* (0.50%), presentaron representaciones importantes en el área de estudio. Ambas especies son consideradas en peligro de extinción debido a la pérdida de hábitat y la captura ilegal (BirdLife International, 2023; SEMARNAT, 2010). La presencia significativa de estas especies subraya la relevancia del Área Natural Protegida Municipal “Río La Silla” como un refugio crítico para la conservación de avifauna vulnerable, especialmente en contextos urbanos donde los corredores riparios pueden desempeñar un papel clave en su supervivencia (Renton, 2006; Enríquez & Rangel-Salazar, 2001)



Fuente: Elaboración propia con base en los resultados de abundancia relativa de ambos transectos.

Figura 6. Abundancia total de especies registradas para el ANPM Río la Silla.

Para el transecto correspondiente al Río La Silla (RLS), la estructura de la comunidad avifaunística también mostró una fuerte dominancia por unas pocas especies. *Z. asiatica* presentó la mayor abundancia relativa con un 22.18%, seguida de *Q. mexicanus* con 19.49% y *P. holochlorus* con 9.51%. En conjunto las diez especies con mayor abundancia relativa fueron *Z. asiatica*, *Q. mexicanus*, *P. holochlorus*, *P. sulphuratus*, *A. viridigenalis*, *T. grayi*, *C. yncas*, *O. vetula*, *M. tuberculifer* y *E. traillii* y concentraron el 88.79% de la abundancia total registrada en el RLS (Tabla 6), indicando un patrón de dominancia aún más marcado que el observado a nivel general del área protegida.

Tabla 6. Abundancia de especies registradas para el transecto RLS.

Especie	Abundancia relativa (%)
<i>Zenaida asiatica</i>	22.18
<i>Quiscalus mexicanus</i>	19.49
<i>Psittacara holochlorus</i>	9.51
<i>Pitangus sulphuratus</i>	8.50
<i>Amazona viridigenalis</i>	7.78
<i>Turdus grayi</i>	6.31
<i>Cyanocorax yncas</i>	4.69
<i>Ortalis vetula</i>	3.95
<i>Myiarchus tuberculifer</i>	2.32
<i>Empidonax traillii</i>	2.07
<i>Setophaga petechia</i>	1.76
<i>Passer domesticus</i>	1.53
<i>Corthylio calendula</i>	1.38
<i>Tyrannus melancholicus</i>	1.32
<i>Tyrannus vociferans</i>	1.10
<i>Setophaga coronata</i>	1.10
<i>Dumetella carolinensis</i>	0.94
<i>Periporphyrus celaeno</i>	0.88
<i>Setophaga fusca</i>	0.88

<i>Vireo bellii</i>	0.69
<i>Polioptila caerulea</i>	0.69
<i>Myiarchus cinerascens</i>	0.63
<i>Regulus calendula</i>	0.63
<i>Campylorhynchus brunneicapillus</i>	0.63
<i>Tyrannus verticalis</i>	0.56
<i>Polioptila nigriceps</i>	0.50
<i>Setophaga castanea</i>	0.44
<i>Vireo atricapilla</i>	0.44
<i>Tyrannus forficatus</i>	0.44
<i>Catharus guttatus</i>	0.38
<i>Mimus polyglottos</i>	0.38
<i>Tyrannus crassirostris</i>	0.38
<i>Cyanocitta cristata</i>	0.31
<i>Setophaga americana</i>	0.03
<i>Spinus psaltria</i>	0.03
<i>Spinus tristis</i>	0.03
<i>Toxostoma longirostre</i>	0.03
<i>Hirundo rustica</i>	0.03
<i>Turdus migratorius</i>	0.03

Fuente: Elaboración propia con datos obtenidos en campo.



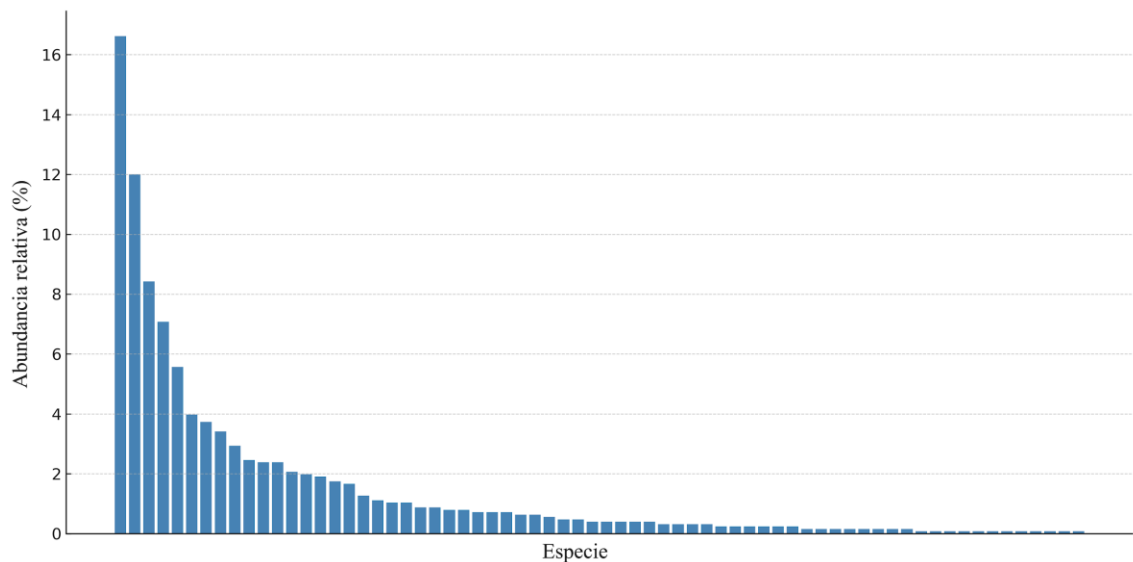


Nota: (A) Chlorophonia elegantissima, (B) Tyrannus melancholicus, (C) Spatula discors, (D) Chloroceryle americana

Fuente: Fotografías tomadas durante los muestreos en campo propiedad del Ing. Omar Arredondo y M.C. Ana Antonio, así como el Laboratorio de Ornitología de la UANL.

Figura 6. Registro fotográfico de especies presentes en el transecto RLS.

El transecto RLS fue en el cual se destaca la alta abundancia de especies en categoría de protección, como *A. viridigenalis* con un 7.78%, lo que resalta la importancia ecológica del transecto para la conservación de especies en riesgo. La mayoría del resto de las especies presentó abundancias relativas inferiores al 5%. Este patrón sugiere una comunidad simplificada donde unas pocas especies normalmente de carácter generalista dominan la comunidad de aves presentes. Esto puede ser un indicador indirecto de la salud del ecosistema ya que donde prevalecen especies altamente adaptables a ambientes urbanos o perturbados, la comunidad de aves puede perder o contar con limitadas especies claves tanto en la cadena trófica como en los nichos funcionales del ecosistema.



Fuente: Elaboración propia con base en los resultados de abundancia relativa para el transecto RLS.

Figura 7. Abundancia de especies registradas para el transecto RLS.

Para el caso del transecto denominado La Estanzuela (LE), la comunidad de aves mostró un patrón de distribución de abundancia que difiere del observado en su contraparte el transecto RLS. En este sitio, *C. yncas* fue la especie dominante con una abundancia relativa del 16.61%, seguida de *T. grayi* (12.00%) y *P. celaeno* (8.43%). Otras especies con una representación importante en la comunidad incluyeron a *C. calendula* (7.07%), *O. vetula* (5.56%) y *S. petechia* (4.14%). A su vez, entre las diez especies con mayor abundancia relativa que fueron *C. yncas*, *T. grayi*, *P. celaeno*, *C. calendula*, *O.*

vetula, *S. petechia*, *P. holochlorus*, *P. caerulea*, *E. traillii* y *A. viridigenalis*, se concentró el 66.95% de la abundancia total registrada en el transecto LE (Tabla 7), reflejando de nueva cuenta una dominancia menos acentuada por solo un número reducido de especies.

Tabla 7. Abundancia total de especies registradas para el transecto LE.

Especie	Abundancia relativa (%)
<i>Cyanocorax yncas</i>	16.61
<i>Turdus grayi</i>	12.00
<i>Periporphyrus celaeno</i>	8.43
<i>Corthylio calendula</i>	7.07
<i>Ortalis vetula</i>	5.56
<i>Setophaga petechia</i>	4.14
<i>Psittacara holochlorus</i>	3.90
<i>Polioptila caerulea</i>	3.58
<i>Empidonax traillii</i>	3.42
<i>Amazona viridigenalis</i>	2.94
<i>Myiarchus tuberculifer</i>	2.78
<i>Vireo bellii</i>	2.62
<i>Campylorhynchus brunneicapillus</i>	2.47
<i>Dumetella carolinensis</i>	2.47
<i>Regulus calendula</i>	2.47
<i>Pitangus sulphuratus</i>	2.31
<i>Setophaga coronata</i>	2.31
<i>Setophaga fusca</i>	2.31
<i>Myiarchus cinerascens</i>	1.95
<i>Tyrannus melancholicus</i>	1.79
<i>Tyrannus vociferans</i>	1.63
<i>Zenaida asiatica</i>	1.63
<i>Vireo atricapilla</i>	1.47
<i>Setophaga americana</i>	1.47
<i>Polioptila nigriceps</i>	1.47
<i>Catharus guttatus</i>	1.32
<i>Quiscalus mexicanus</i>	1.16

<i>Tyrannus verticalis</i>	1.16
<i>Cyanocitta cristata</i>	1.16
<i>Mimus polyglottos</i>	1.00
<i>Spinus psaltria</i>	0.84
<i>Setophaga castanea</i>	0.84
<i>Spinus tristis</i>	0.68
<i>Piranga olivacea</i>	0.68
<i>Hirundo rustica</i>	0.68
<i>Spizella passerina</i>	0.68
<i>Nycticorax nycticorax</i>	0.68
<i>Accipiter striatus</i>	0.68

Fuente: Elaboración propia con datos obtenidos en campo.



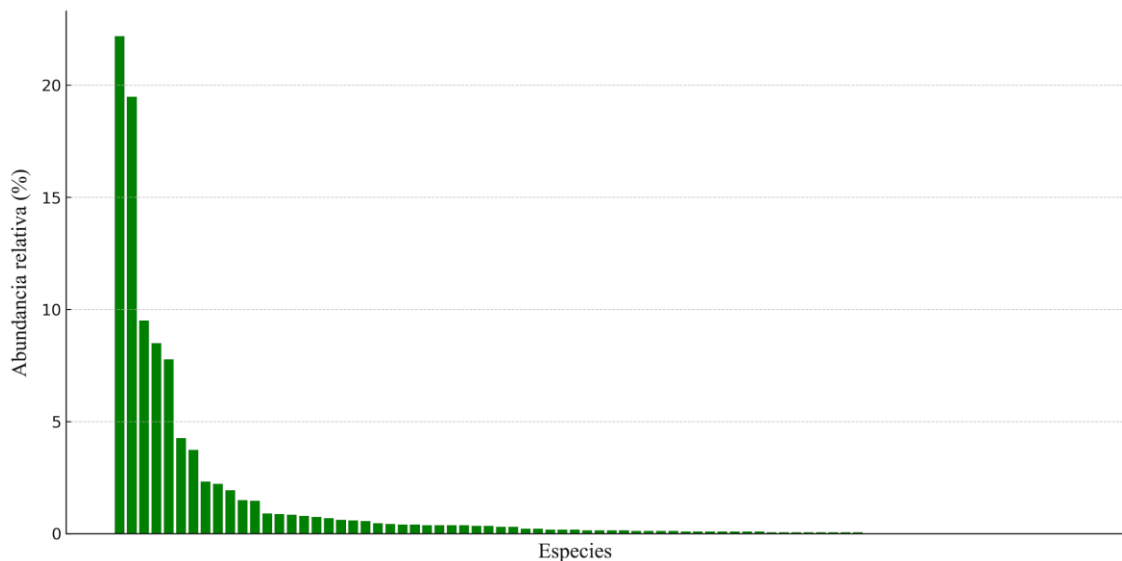


Nota: (A) *Piranga rubra*, (B) *Setophaga coronata*, (C) *Corthylio calendula*, (D) *Baeolophus atricristatus*, (E) *Polioptila caerulea*, (F) *Camptostoma imberbe*.

Fuente: Fotografías tomadas durante los muestreos en campo propiedad del Ing. Omar Arredondo y M.C. Ana Antonio, así como el Laboratorio de Ornitología de la UANL.

Figura 8. Registro fotográfico de especies presentes en el transecto LE.

El patrón observado sugiere una comunidad más equilibrada y diversa para el sitio LE, esto puede deberse a mejores condiciones de vegetación, menor presión antropogénica y urbana directa (Gráfico 3). A pesar de esta mayor equidad, algunas especies clave con estatus de protección como *P. holochlorus* y *A. viridigenalis*, no mostraron representaciones importantes dentro del transecto, lo cual puede hablar de una habituación de las especies ante la presencia de urbanización.



Fuente: Elaboración propia con base en los resultados de abundancia relativa para el transecto LE.

Figura 9. Abundancia de especies registradas para el transecto RLS.

El análisis de la abundancia relativa evidenció diferencias marcadas entre el patrón general del ANPM Río La Silla y los dos transectos evaluados (RLS y LE). A nivel general, el inventario total muestra una comunidad con dominancia moderada, donde las diez especies más abundantes concentraron aproximadamente el 69% de los registros, con *Z. asiatica* y *Q. mexicanus* como las especies más dominantes.

Esto último concuerda al analizar los transectos por separado. Para el transecto RLS, que se encuentra dentro de una zona con mayor impacto por la urbanización, una estructura comunitaria altamente dominada, donde *Z. asiatica* y *Q. mexicanus* representaron conjuntamente más del 40% de los individuos, y las diez especies principales acumularon casi el 89% de la abundancia total.

La distribución más equitativa de las abundancias en el transecto LE contrasta con el patrón de dominancia observado en RLS, lo cual infiere sobre diferencias en el nivel de disturbio y en la calidad del hábitat entre ambos sitios. El patrón observado en RLS podría indicar un proceso de habituación y simplificación de la comunidad avifaunística, fenómeno que ha sido característico de ambientes urbanos altamente perturbados tal como lo concluyen en estudios como los de Chettri *et al.*, (2005); McKinney (2006); Clavero & Brotons (2010) y Gómez & Faggi (2019). En ellos se ha demostrado que en ambientes que presentan una perturbación considerable, las especies sinantrópicas y adaptables prosperan, mientras que las especies especialistas o sensibles a la modificación del hábitat disminuyen significativamente su presencia. Esta situación afecta directamente en la resiliencia de la comunidad, no solo de aves sino del ecosistema completo, al no contar con la diversidad suficiente de especies para contrarrestar eventos de disturbios.

En contraste, el transecto LE presentó una comunidad con una distribución de abundancia más equilibrada. Aunque registró cierta dominancia de especies como *C. yncas* y *T. grayi*, la acumulación de las diez especies más abundantes representó el 67% de la muestra, un porcentaje considerablemente menor que en RLS, donde la dominancia fue aún más marcada. Este patrón sugiere mejores condiciones de hábitat, una menor presión urbana directa (Grafico 3) y una mayor complejidad estructural de la vegetación, lo que favorece la coexistencia de un mayor número de especies en abundancias más similares, en concordancia con lo descrito por Leveau (2021).

Los resultados de los estimadores de riqueza aplicados a los datos del ANPM Río La Silla, considerando el total de registros sin diferenciar por transectos, se presentan en la Tabla 8.

Tabla 8. Estimadores de riqueza del ANPM.

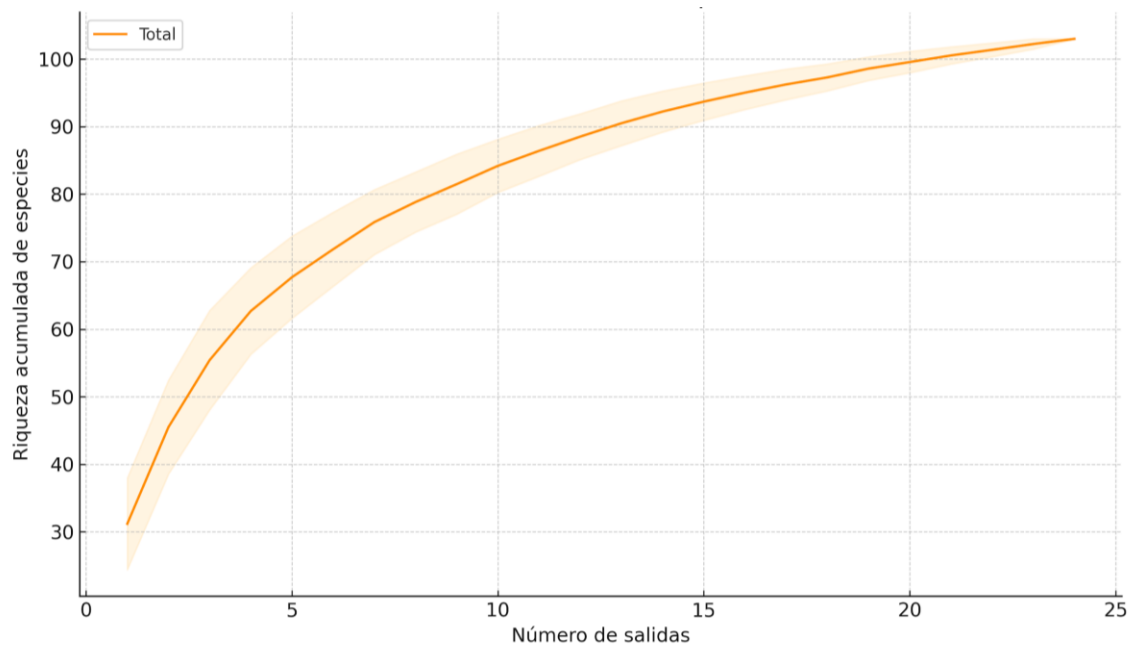
Estimador	Valor
Observadas	108
Chao1	125.5
Jackknife 1	127.2
Jackknife 2	132.3
Bootstrap	108.0

Fuente: Elaboración propia con base en los registros de riqueza tomados en campo.

Del total de 108 especies observadas durante el periodo de muestreo, los estimadores de riqueza sugieren que el número real de especies presentes en el ANPM podría ser mayor. En primera instancia, el estimador Chao1 calcula una riqueza total de 125 especies, mientras que los estimadores Jackknife 1 y Jackknife 2 proyectan valores de 127 y 132 especies, respectivamente. Para el caso del estimador Bootstrap que arroja como resultado las mismas 108 especies detectadas, esto puede deberse a la naturaleza del mismo estimador. Bootstrap calcula para cada especie la probabilidad de no ser detectada si se repitiera el muestreo y suma dichas probabilidades, al tener una frecuencia baja de especies raras, es decir los registros de las especies fueron de forma repetida a lo largo de las 48 salidas a campo en los muestreos, se estiman muy pocas o ninguna especie faltante por registrar.

Aunado a lo anterior, la curva de acumulación de especies promedio, calculada a partir de 100 permutaciones aleatorias del orden de las salidas, indica que no se alcanza una asíntota con los datos registrados. Esto sugiere que, aun con 48 unidades de esfuerzo de muestreo que para el caso de esta investigación fueron salidas a campo por transecto, es probable que existan especies adicionales no detectadas en el área de estudio (Figura 10). La falta de una asíntota clara refleja que la riqueza de especies observada no ha

llegado a su límite teórico, y que un esfuerzo de muestreo mayor o complementario podría incrementar el número de especies registradas.



Fuente: Elaboración propia con datos obtenidos en campo.

Figura 10. Curva de acumulación de especies para el muestreo general.

Los resultados obtenidos en el presente estudio coinciden con los reportados por Castillo-Muñoz y Guzmán-Hernández (2021), quienes analizaron la composición y estructura de la comunidad, pero con una extensión mayor tanto en tiempo como en superficie muestreada en el río la Silla. En su investigación, la curva de acumulación de especies no alcanzó una asíntota teórica, sugiriendo que, a pesar del esfuerzo de muestreo realizado, existía aún un potencial de registrar más especies, particularmente debido a la presencia de aves raras y migratorias asociadas a la heterogeneidad ambiental del corredor.

Este patrón refuerza la idea de que los corredores biológicos riparios urbanos, como los estudiados tanto por Castillo-Muñoz y Guzmán-Hernández (2021) como en este trabajo, mantienen una dinámica de diversidad alta y variable tanto espacial como temporalmente, relacionada con la función ecológica integral de estos ambientes que fungen como refugios, sitios de alimentación, reproducción y rutas migratorias para la avifauna. Esta similitud en los resultados destaca la necesidad de promover programas de

monitoreo a largo plazo para fortalecer la información pertinente para las estrategias de conservación de este corredor biológico ripario urbano, cuya complejidad estructural y conectividad son claves para sostener la diversidad biológica en entornos como la metrópoli de Monterrey.

Los resultados de los estimadores de riqueza de especies calculados individualmente para los transectos RLS y LE se muestran en la Tabla 9. Para el transecto RLS se registraron un total de 82 especies observadas, mientras que en el transecto LE se registró una riqueza de 71 especies. El estimador Bootstrap prevé una riqueza de 92 especies, ligeramente superior a las especies registradas en campo.

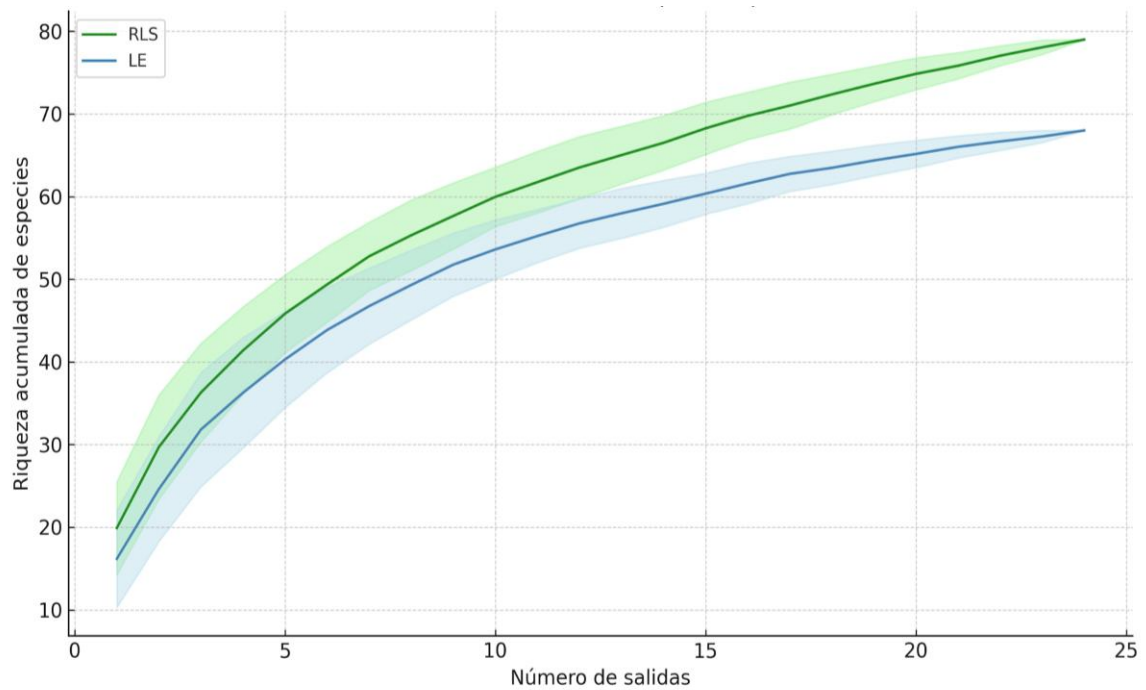
En el transecto LE, el estimador Chao1 presenta el número más bajo, sugiriendo una riqueza de 83 especies, mientras que los estimadores Jackknife 1 y Jackknife 2 estiman valores de 85 y 91 especies, respectivamente. En el caso del estimador de Bootstrap, el cálculo arroja 78 especies, también cercano al número de especies observadas. Estos resultados indican que, aunque se logró captar una porción significativa de la riqueza avifaunística en ambos transectos, todavía existe un margen de especies no detectadas, especialmente en RLS, donde las diferencias entre especies observadas y especies estimadas son mayores.

Tabla 9. Estimadores de riqueza de los transectos RLS y LE.

Estimador	RLS	LE
Especies observadas	82	71
Chao1	109.6	82.98
Jackknife 1	105	85.38
Jackknife 2	118.23	91.23
Bootstrap	92.23	77.97

Fuente: Elaboración propia con base en datos obtenidos en campo.

Estos resultados indican que, aunque se logró captar una porción significativa de la riqueza avifaunística en ambos transectos, todavía existe un margen de especies no detectadas, especialmente en RLS, donde las diferencias entre especies observadas y especies estimadas son mayores como lo demuestran las curvas de acumulación de especies en la Figura 11.



Fuente: Elaboración propia con base en datos obtenidos en campo.

Figura 11. Curva de acumulación de especies para los transectos RLS y LE.

Los porcentajes de completitud alcanzado en los muestreos de este estudio en el ANPM Río La Silla, calculado a partir de los estimadores de riqueza Chao1, Jackknife1, Jackknife2 y Bootstrap, tanto por transecto como de manera conjunta se muestra en la Tabla 9.

Tabla 9. Porcentajes de completitud del transecto RLS, LE y un análisis total.

Transecto	Chao1 (%)	Jackknife1 (%)	Jackknife2 (%)	Bootstrap (%)
RLS	85.0	82.5	77.1	90.7
LE	85.0	82.5	77.1	90.7
JUNTOS	89.2	84.3	80.9	100

Fuente: Elaboración propia con base en estimadores de riqueza y datos obtenidos en campo.

Estos resultados indican que tanto en ambos transectos como de manera individual se logró un porcentaje de completitud superior al 77% en todos los estimadores, hasta alcanzar un valor de 90.7% para el estimador Bootstrap. Tomando en cuenta ambos transectos juntos, el inventario general alcanzó un 100% de completitud en el estimador Bootstrap y valores superiores al 80% en los demás estimadores. Si bien las curvas de acumulación de especies no logran llegar a una asíntota teórica, estos resultados sugieren que el esfuerzo de muestreo fue suficiente para describir de manera robusta la composición avifaunística del área de estudio.

Aun cuando el inventario avifaunístico presenta los resultados del ANPM como un todo, resulta necesario remarcar las diferencias que existen entre ambos transectos muestreados, aun cuando se encuentran dentro del mismo corredor biológico ripario. Para el transecto RLS se registraron un total de 82 especies, mientras que el transecto LE presentó una riqueza de 71 especies. Ambos transectos comparten la presencia de 49 especies, representando un 45.3% del total del inventario general. Las especies restantes se distribuyen en 35 especies exclusivas de RLS y 24 exclusivas de LE, lo que confirma el aporte único de cada transecto a la avifauna del ANPM.

El que más del 50% de las especies del inventario sean exclusivas para algún transectos sugiere que, aunque ambos sitios forman parte del mismo corredor ripario, existen diferencias relevantes entre los sitios y dentro del ANPM que favorecen la presencia diferenciada de especies. Esto se ha visto a lo largo de amplios estudios como

los presentados por Fernández-Juricic (2000) y Leveau (2021), en los cuales se demuestra que en corredores ribereños dentro de paisajes urbanos se presentan mosaicos de hábitats que incrementan la heterogeneidad espacial y promueven patrones complejos en la distribución de especies.

Estos resultados acentúan la necesidad de considerar al ANPM no como una unidad homogénea tanto temporal como espacialmente, sino como un sistema dinámico cuya funcionalidad depende en gran medida de la conservación de su diversidad interna de hábitats y nichos biológicos (Marzluff *et al.*, 2001; Benítez-López *et al.*, 2010).

Sumado a lo anterior, para analizar la estructura de las comunidades de aves en ambos transectos, se aplicaron los índices de diversidad de Shannon (H') y Simpson (1-D), cuyos resultados se presentan en la Tabla 10:

Tabla 10. Índices de diversidad de Shannon y Simpson.

Transecto	Shannon (H')	Simpson (D)
RLS	2.31	0.838
LE	2.35	0.867

Fuente: Elaboración propia con base en datos obtenidos en campo.

Los valores obtenidos muestran diferencias sutiles entre ambos transectos. El transecto LE presentó valores ligeramente superiores en ambos índices de diversidad en comparación con RLS. Pese a que en ambos sitios se concentra una comunidad avifaunística diversa, los resultados sugieren que en LE los individuos se encuentran mejor distribuidos entre las diversas especies presentes, lo que se traduce en una estructura comunitaria más equitativa. Por el contrario, el transecto RLS presenta el patrón ya explicado con anterioridad que se encuentra dominado por unas pocas especies, fenómeno reflejado en sus valores ligeramente menores de diversidad.

Estas pautas son consistentes con la interpretación de que transectos situados en áreas de menor perturbación urbana, como LE, tienden a mantener comunidades más

balanceadas. Y en su contraparte, transectos más perturbados, muestran una pérdida de equidad comunitaria debido a la expansión de especies generalistas y sinantrópicas dominantes (Fernández-Juricic, 2000; McKinney, 2006).

Una de las principales razones que puede explicar la menor equidad en RLS podría estar vinculada a su mayor exposición a disturbios antrópicos, como tránsito peatonal, residuos sólidos y presencia de fauna feral, factores que han sido identificados como impulsores de procesos de homogenización biótica en ambientes urbanos (Leveau, 2021).

En conjunción con los resultados anteriores que evidencian diferencias estructurales en la composición de las comunidades de aves de los transectos RLS y LE, y considerando que ambos pertenecen a una misma región ecológica conectada, se analizó la diversidad regional desde un enfoque espacial, aplicando los conceptos de diversidad alfa, beta y gamma (Tabla 11).

Tabla 11. Diversidad alfa, beta y gamma.

Tipo de Diversidad	Valor
Alfa	77.85
Gamma	108
Beta	1.40

Fuente: Elaboración propia con base en datos obtenidos en campo.

La diversidad alfa promedio fue de 77.85 especies, mientras que la diversidad gamma, correspondiente a la riqueza total combinada de ambos transectos, fue de 108 especies. Los resultados obtenidos a través de los análisis de diversidad alfa, beta y gamma vuelven a reafirmar que, aunque los transectos RLS y LE se encuentran dentro de un mismo corredor biológico ripario, presentan diferencias estructurales importantes en su comunidad de aves. Un punto importante a denotar es el valor de diversidad beta de 1.40, que indica un recambio o traslape moderado de especies entre ambos sitios, reflejando la

existencia de microhábitats internos que permiten la coexistencia de conjuntos de especies distintos. Esta interpretación es consistente con Fernández-Juricic (2000); Marzluff *et al.* (2001 y Leveau (2021) los cuales señalan que los corredores ribereños urbanos, al presentar heterogeneidad ambiental, pueden sostener altos niveles de diversidad en una escala regional a pesar de las presiones antropogénicas a los que estén sometidos.

Sumado a lo anterior, la similitud en la composición de especies entre ambos transectos fue cuantificada mediante los índices de Sorensen y Jaccard, cuyos valores resultantes fueron de 0.603 y 0.431, respectivamente. Estos resultados indican un grado de similitud moderado, lo cual se ha visto en diversos estudios realizados en sitios que presentan diversos grados de perturbación urbana como el presentado por Fuentes-Moreno *et al.* (2020) en el estado de Veracruz, donde se reportó un índice de Morisita-Horn de 0.58 (48% de especies compartidas) entre jardines urbanos y campos agrícolas.

Por último, para evaluar la normalidad de los datos del número de especies registrados por salida para cada transecto, se aplicó la prueba de Shapiro-Wilk, obteniendo los resultados mostrados en la Tabla 12.

Tabla 12. Prueba Shapiro-Wilk.

Transecto	Estadístico W	p-valor	Interpretación
RLS	0.9585	0.4087	Distribución normal
LE	0.9767	0.8289	Distribución normal

Fuente: Elaboración propia con base en datos obtenidos en campo.

Los resultados muestran que los datos de riqueza de ambos transectos siguen una distribución normal ($p > 0.05$), lo cual permitió el uso de una la prueba paramétrica t de Student de comparación de medias.

La prueba t de Student arrojó un valor de $t = 2.5855$ con un $p\text{-valor} = 0.013$, lo cual es indicativo que existe una diferencia estadísticamente significativa en la riqueza de especies entre los transectos RLS y LE. Lo anterior implica que los contrastes en los

mosaicos de hábitat, presión urbana y salud general del ecosistema entre ambos transectos están generando efectos medibles en la estructura comunitaria de aves a lo largo del corredor biológico ripario. El sitio LE, al presentar mayores niveles de equidad y riqueza, parece ofrecer condiciones de hábitat más favorables, mientras que RLS muestra signos de simplificación biótica asociados a disturbios urbanos, fenómeno ampliamente reportado en estudios de homogenización ecológica (McKinney, 2006). Estos hallazgos pueden ser extrapolables para los diversos sitios con características similares a los muestreados en el ANPM “Río la Silla”.

CONCLUSIONES

El ANPM “Río la Silla” se enfrenta a retos de conservación de la biodiversidad como pocas otras áreas naturales protegidas en el país. La presión antropogénica sobre este humedal urbano es notable en muchos aspectos ya que esta misma moldea las características actuales del área, su flora y fauna presente. Al encontrarse dentro de una metrópoli que presenta cambios repentinos en las presiones sobre el ecosistema, es necesario contar con la información adecuada y actualizada para llevar a cabo un esquema de manejo adaptativo.

Los resultados de este estudio son vitales para alimentar dicho esquema del área al presentar una línea base actualizada, de la cual, los tomadores de decisiones puedan partir para determinar las acciones y dirección de las estrategias de manejo del área. Aunado a esto, el entender las dinámicas de la riqueza de las aves en diversas áreas representativas del ANPM ofrece una visión de las atenciones particulares de las zonas que comparten características a lo largo del corredor biológico ripario.

Basado en los resultados de la investigación, la riqueza y composición del ensamblaje de aves presenta diferencias marcadas en diversas zonas del ANPM, caso que puede ser extrapolado hacia los sitios que comparten características con los transectos muestreados. Aun cuando lo anterior es cierto, la investigación proporciona indirectamente una visión general de la funcionalidad del ANPM como corredor biológico ripario, esto, al dejar en entrevisto todas aquellas especies que se comparten entre ambos sitios aun cuando existe una distancia espacial considerable.

Si bien es claro el impacto que ha tenido la urbanización y la presión antropogénica a través de diversos factores sobre el área a lo largo de los años, esta investigación comprueba que la fauna local (específicamente las aves) aún hacen uso de esta área como sitio de anidación, reproducción, descanso y migración, esto se percibe en el alto grado de riqueza registrada. Esto debe tomarse como una medida de la salud del ecosistema a lo largo del ANPM al usar a las aves como bioindicadores.

No obstante, el análisis que se presenta en esta investigación no debe de ser competencia solamente de aquellos profesionistas o personas interesadas en la ecología, medio ambiente o sustentabilidad. Los datos recopilados, estimadores calculados y números analizados deben ser tomados en cuenta no solo para la creación de un plan de manejo para el ANPM, si no también, para la creación de estrategias de planeación urbana del municipio presente en los Programas de Desarrollo Urbano Municipal.

Un aspecto importante que denotar es que el ANPM aún no se percibe ni se presenta como tal ante la sociedad. Un ejemplo de ello es que aún existen zonas inaccesibles al público (incluso a investigadores) no por las condiciones físicas naturales, si no, por cuestiones sociales como colonias privadas que cortan o cercan el paso del cauce o falta de accesos universales y dignos. Esto es un elemento que el gobierno local debe trabajar a través de campañas de concientización, educación ambiental, sensibilización y apropiación del espacio siempre priorizando la gobernanza y la participación ciudadana.

Está área natural protegida debe de actuar como punta de lanza y ejemplo en el país de que los municipios, bajo la ley, cuentan con las atribuciones de proteger los espacios que se consideran de importancia ecológica y pueden generar los mecanismos necesarios para su protección, conservación y/o restauración sin atender voluntades políticas o fines monetarios.

PERSPECTIVAS

Con base en los resultados de esta investigación se sugieren los siguientes puntos:

- 1- Impulsar un modelo de manejo adaptativo con una zonificación estratégica en el plan de manejo que se adecue a las necesidades y características de los diversos sitios existentes dentro del ANPM.
- 2- Priorizar el continuo monitoreo de biodiversidad dentro del ANPM a través del etiquetado de recursos municipales por parte del H. Cabildo del municipio de Monterrey.
- 3- Incluir a los ciudadanos en los procesos participativos y de recolección de información a través de la ciencia ciudadana y gobernanza transparente.
- 4- Impulsar la apropiación del espacio público con especial énfasis en los vecinos del ANPM.

BIBLIOGRAFÍA

- Alvarado-García, M. A., Rodríguez-Soto, C., & Ruiz-Corral, A. (2021). Efecto de la urbanización sobre la estructura de las comunidades de aves en la ciudad de Durango, Durango. Trabajo de investigación, Universidad Juárez del Estado de Durango. <https://www.academia.edu/76949866>.
- Arcos, I. T., Jiménez, F., Harvey, C. A., & Casanoves, F. 2008. Riqueza y abundancia de aves en bosques ribereños de diferentes anchos en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras. *Revista de Biología Tropical*, 56(1), 355-369.
- Bibby, C. J., Burgess, N. D., Hill, D. A., & Mustoe, S. (2000). *Bird Census Techniques* (2nd ed.). Academic Press.
- Blair, R. B. (1996). Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications*, 6(2), 506-519.
- Benítez-López, A., Alkemade, R., & Verweij, P. A. (2019). *The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: A meta-analysis*. *Biological Conservation*, 143(6), 1307-1316.
- BirdLife International (2023) — Fichas de especies (*A. viridigenalis* y *A. oratrix*) en la Lista Roja de la IUCN.
- Bojorges, R. (2004). La importancia de los inventarios biológicos en áreas naturales protegidas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 75(1), 67–77.
- Bonnington, C., Rega-Brodsky, C. C., & Rodewald, A. D. (2021). Urban tolerance of birds changes throughout the full annual cycle. *Landscape and Urban Planning*, 208, 104030. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104030>
- Cantú AC, Marmolejo JG, Uvalle JI, González FN. 2014. Ordenamiento ecológico del río La Silla en Monterrey, México. Facultad de Ciencias Forestales. UANL. Linares, México.
- Cantú, A., Villarreal, A., & González, R. (2018). Recomendaciones técnicas para el manejo y conservación del río La Silla, Monterrey, Nuevo León. Informe Técnico.

- Carbó-Ramírez, P., & Zuria, I. (2011). The value of small urban greenspaces for birds in a Mexican city. *Landscape and Urban Planning*, 100(3), 213–222. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.12.008>
- Castañeda-Guerrero, L., Ramírez-Cedillo, E., & Morales-Mávil, J. E. (2021). Diversidad ecológica de aves en un hábitat fragmentado en la región Mixteca Alta, Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 92, e923398. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2021.92.3398>
- Castillo-Muñoz, M., & Guzmán-Hernández, J. L. 2021. Composición y estructura de la comunidad de aves en un corredor ribereño urbano del área metropolitana de Monterrey, Nuevo León, México. *Huitzil*, 22(2).
- Chávez-León, G. (2007). Diversidad de aves del Parque Nacional Barranca del Cupatitzio, Michoacán, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s.), 23(3), 101–132.
- Chettri, N., Deb, D. C., Sharma, E., & Jackson, R. (2005). The relationship between bird communities and habitat along a trekking corridor in the Sikkim Himalaya. *Biodiversity and Conservation* 14, 1571–1589.
- Clavero, M., & Brotons, L. (2010). Functional homogenization of bird communities along habitat gradients: Accounting for niche variability. *Journal of Biogeography* 37(4), 764–774.
- CONABIO. 2022. ¿Por qué se pierde la biodiversidad?. [Online]. Disponible en: <https://www.biodiversidad.gob.mx/biodiversidad/porque.html>
- CONANP. 2023. Áreas Naturales Protegidas. [Online]. Disponible en: <https://www.gob.mx/conanp/documentos/areas-naturales-protegidas-278226#:~:text=Las%C3%81reas%20Naturales%20Protegidas%20son,los%20efectos%20del%20cambio%20clim%C3%A1tico>
- Enríquez & Rangel-Salazar (2001) — Importancia de los corredores biológicos para aves amenazadas.
- FAO. 2012. World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision. ESA Working paper 12-03: 1-147p.

- Fernández-Juricic, E., Jokimäki, J., & Ortega-Álvarez, R. (2023). Global inequities in urban bird communities: Socioeconomic and environmental drivers. *Science of The Total Environment*, 883, 163692. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163692>
- Frick, W. F., Vallejos, M. I., Merenlender, A. M., & DeFries, R. (2022). Urban green space supports high avian diversity in Latin American cities. *Journal of Urban Ecology*, 8(1), juac017. <https://doi.org/10.1093/jue/juac017>
- Fuentes-Moreno, L., Ibarra-Manríquez, G., & Oyama, K. (2020). Diversidad de aves en un paisaje antrópico en el centro del estado de Veracruz, México. *Huitzil*, 21(1), e0101.
- Gallegos, C. M. 2002. Áreas naturales protegidas de México en el siglo XX. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Gastezzi-Arias, P., Alvarado-García, V., & Pérez-Gómez, G. 2017. La importancia de los ríos como corredores interurbanos. *Biocenosis*, 31(1-2).
- Gobierno de Monterrey. 2023. *Decreto de creación del Área Natural Protegida Municipal “Río La Silla”*. Monterrey, Nuevo León. Gaceta Municipal: Especial junio 2023. [Online]. Disponible en: https://www.monterrey.gob.mx/pdf/gacetas/2023/GACETA_ESPECIAL_JUNIO.pdf
- Gómez, V., & Faggi, A. (2019). Respuestas de las aves urbanas a la heterogeneidad ambiental en ciudades de América Latina. *Ecología Austral* 29(2), 284–293.
- González-García, F., Muñoz-Romo, M., Hernández, L. M., & Gallo-Reynoso, J. P. (2020). Diversidad de aves en ambientes antrópicos en una localidad del centro de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 91, e913212. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2020.91.3212>
- González-Jaramillo, V., López, M. A., & Escalante, P. (2015). Actualización del inventario de aves en la Reserva de la Biosfera de Calakmul, Campeche, México. *Huitzil*, 16(1), 1–19.

- González-Jaramillo, M., Martínez, E., Esparza-Olguín, L. G., & Rangel-Salazar, J. L. 2016. Actualización del inventario de la avifauna de la Reserva de la Biosfera de Calakmul, 18 península de Yucatán, México: abundancia, estacionalidad y categoría de conservación. *Huitzil*, 17(1), 54-106.
- Goodwin, S. E., & Shriver, W. G. 2014. Using a bird community index to evaluate national parks in the urbanized national capital region. *Urban ecosystems*, 17, 979-990.
- INEGI. 2020. [Online]. Disponible en: <https://www.inegi.org.mx/app/areasgeograficas/?ag=070000190039#tabMCcollapse-Indicadores>
- Landgrave, R., Moreno-Casasola, P., & Cervantes, J. (2012). Evaluación de la pérdida de humedales en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83(1), 248–258.
- Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA). (2000). *Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente*. Cámara de Diputados, H. Congreso de la Unión, México.
- Leveau, L. M., & Leveau, C. M. (2018). Urbanization and the temporal homogenization of bird communities: A case study from Argentina. *PLOS ONE*, 13(8), e0200959. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200959>
- Leveau, L. M. (2021). Urbanization homogenizes bird communities through changes in species abundance rather than species composition. *Urban Ecosystems* 24, 1109–1118.
- Leveau, L. M. (2021). *Bird diversity along a riparian corridor in a moderate urban landscape*. *Urban Ecosystems*, 24, 191–202.
- López-Gómez, J. A. (2022). Diversidad de la avifauna en áreas verdes urbanas de Querétaro: análisis multiescalar y recomendaciones para su conservación. Universidad Autónoma de Querétaro. <https://ri-ng.uaq.mx/handle/123456789/2873>

- Maznikova, V. N., Ormerod, S. J., & Gómez-Serrano, M. Á. 2024. Birds as bioindicators of river pollution and beyond: specific and general lessons from an apex predator. *Ecological Indicators*, 158, 111366.
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing.
- McKinney, M. L., Lockwood, J. L. (2001). Biotic homogenization: A sequential and selective process. *Biodiversity and Conservation*, 10(8), 1255–1275. <https://doi.org/10.1023/A:1012094514475>
- McKinney, M. L. (2002). Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience*, 52(10), 883-890.
- McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127(3), 247–260.
- McKinney, R. A., Raposa, K. B., & Cournoyer, R. M. 2011. Wetlands as habitat in urbanizing landscapes: patterns of bird abundance and occupancy. *Landscape and Urban Planning*, 100(1-2), 144-152.
- Mistry, J., Berardi, A., & Simpson, M. 2008. Birds as indicators of wetland status and change in the North Rupununi, Guyana. *Biodiversity and Conservation*, 17, 2383-2409.
- Molina, D., Torres-Guerrero, J., & Avelarde-Gómez, M. D. L. L. 2012. Riqueza de aves del Área Natural Protegida Estero El Salado, Puerto Vallarta, Jalisco, México. *Huitzil*, 13(1), 22-33.
- Ocampo, H. A. G., Calva, P. C., Dávalos, L. I. Í., & Rubio, A. O. 2014. Las áreas naturales protegidas de México. *Investigación y Ciencia de la Universidad Autónoma de Aguascalientes*, (60), 7-15.
- Ortega-Álvarez, R., & MacGregor-Fors, I. (2017). Dusting off the file: A review of urban ecology in Latin America. *Urban Ecosystems*, 20, 879–890. <https://doi.org/10.1007/s11252-017-0706-x>

- Pineda-López, R., Rodríguez-Estrella, R., & Arriaga-Weiss, S. (2010). Valor de las pequeñas zonas periurbanas para la conservación avifaunística: el caso de Mompaní, Querétaro, México. *Huitzil*, 11(2), 61–76.
- Ramsar Convention Bureau. (2001). *The Ramsar Convention Manual: A guide to the Convention on Wetlands* (3rd ed.). Ramsar Convention Bureau.
- Renton (2006) — Estudio sobre ecología y conservación de loros en México.
- Roché, J., Godinho, C., Rabaça, J. E., Frochot, B., Faivre, B., Mendes, A., & Dias, P. (2010). Birds as bio-indicators and as tools to evaluate restoration measures. In 7th SER European Conference on Ecological Restoration. T. Dutoit, E. Buisson, F. Isselin-Nondedeu, organizers. Held August (pp. 23-27).
- Roché, P., Guillemain, M., & Paulus, G. (2010). Birds as bioindicators to monitor restoration success in riparian ecosystems: lessons from the RIPIDURABLE project. *Ecological Engineering*, 36(8), 1030–1038.
- Sahagún-Sánchez, A., De la Peña-Gómez, R., & Rivera-Rodríguez, L. B. (2021). Actualización de la riqueza avifaunística de la Reserva de la Biosfera Sierra del Abra Tanchipa, San Luis Potosí, México. *Huitzil*, 22(2), a21008. <https://doi.org/10.28947/hrmo.v22i2.703>
- SEMARNAT (2010) — NOM-059-SEMARNAT-2010 (Lista de especies en riesgo en México).
- Seress, G., & Liker, A. 2015. Habitat urbanization and its effects on birds. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 61(4), 373-408.
- Sierra, C. L. J., Ramírez, J. S., Cortés-Calva, P., Cámara, A. B. S., Dávalos, L. I. Í., & Ortega-Rubio, A. 2014. México país megadiverso y la relevancia de las áreas naturales protegidas. *Investigación y ciencia*, 22(60), 16-22. 19
- Silva, W. C. da, Barbosa, J. E. de L., Soares, J. M., & Pereira, G. A. (2023). Urban parks and bird conservation: Influence of habitat structure and urbanization on avian diversity. *Heliyon*, 9(10), e14300. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e14300>

- Temple, S. A., & Wiens, J. A. 1989. Bird populations and environmental changes: can birds be bio-indicators. *American Birds*, 43(2), 260-270.
- Villa-Bonilla, J., Moreno-Contreras, I., & González-García, F. (2008). Diversidad de aves en el municipio de Zacapoaxtla, Puebla, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 79(2), 225–236.
- Whittaker, R. H. (1960). Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 30(3), 279–338.
- Whittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*.
- Watson, J. E., Whittaker, R. J., & Freudenberger, D. 2005. Bird community responses to habitat fragmentation: how consistent are they across landscapes?. *Journal of Biogeography*, 32(8), 1353-1370.
- Wunderle, J. M. 1994. Census methods for Caribbean land birds (Vol. 98). US Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station.
- Xu, X., Xie, Y., Qi, K., Luo, Z., & Wang, X. 2018. Detecting the response of bird communities and biodiversity to habitat loss and fragmentation due to urbanization. *Science of the total environment*, 624, 1561-1576.

**ANEXO 1. Registro fotográfico de las especies presentes en el ANPM
durante los muestreos.**







