



Composición y estructura de la comunidad de aves en un corredor ribereño urbano del área metropolitana de Monterrey, Nuevo León, México

Composition and structure of the bird community in an urban riparian corridor of the metropolitan area of Monterrey, Nuevo Leon, Mexico

Marilyn Castillo-Muñoz¹*  y Jorge Leonardo Guzmán-Hernández¹ 

¹ Laboratorio de Ornitología, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León, San Nicolás de los Garza, Nuevo León, México

* Autor de correspondencia: marilyn.castillom@gmail.com

Resumen

Los corredores ribereños proporcionan hábitat para muchas especies de aves en zonas urbanas, aunque han sido poco estudiadas en el noreste mexicano. En este estudio evaluamos la estructura y composición de la comunidad de aves del Río La Silla en Monterrey, Nuevo León. Entre febrero de 2018 y enero de 2020, llevamos a cabo censos mensuales, empleando 11-12 puntos de conteo de radio variable en cada uno de tres sitios: El Realito, Tolteca-Riberas y Cortijo. Registramos un total de 152 especies de aves: 85 residentes, 60 migratorias y 7 ocasionales. La mayoría de las especies tuvieron bajas abundancias, con solo 7 especies comunes o abundantes. Las familias con mayor riqueza fueron Tyrannidae (18 especies), Parulidae (17 spp) y Accipitridae (10 spp), mientras los gremios alimenticios más representados fueron insectívoros, carnívoros y piscívoros. Registramos 16 especies en riesgo, incluyendo 4 especies de psitácidos en riesgo a nivel nacional e internacional. Además, reportamos la actividad reproductiva de la garza tricolor, *Egretta tricolor*, y la garza azul, *E. caerulea*, en el área urbana. El sitio de Cortijo, en un área mayormente urbano y con actividad antropogénica, presentó significativamente menor abundancia de aves y menor similitud en avifauna comparado con los otros dos sitios del Río La Silla. Asimismo, la mayor riqueza de aves se registró en El Realito (129 spp), seguido de Tolteca-Riberas (102 spp) y Cortijo (82 spp). Nuestros resultados muestran la importancia de este corredor ribereño para las aves residentes y migratorias en esta metrópoli del noreste de México.

Palabras clave: corredor ribereño, ecología urbana, inventario avifaunístico, noreste de México, riqueza de especies.

Abstract

Riparian corridors provide habitat for many bird species in urban areas, although they have been little studied in northeastern Mexico. In this study we evaluated the structure and composition of the avian community of La Silla River in Monterrey, Nuevo León. Between February 2018 and January 2020, we performed monthly surveys,

INFORMACIÓN SOBRE EL ARTÍCULO

Recibido:

29 de julio de 2020

Aceptado:

09 de diciembre de 2021

Editor Asociado:

José Fernando Villaseñor Gómez

Contribución de cada uno de los autores:

MCM: realizó observaciones en campo, levantamiento de información en campo, diseñó la idea original del manuscrito y elaboró todas las figuras. JLGH: realizó trabajo de campo, apoyó en la identificación de las aves, realizó el mapa del área de estudio, elaboró el listado avifaunístico y contribuyó con material fotográfico. MCM y JLGH: escribieron, revisaron y aprobaron la versión final de este manuscrito.

Cómo citar este documento:

Castillo-Muñoz M y Guzmán-Hernández JL. 2021. Composición y estructura de la comunidad de aves en un corredor ribereño urbano del área metropolitana de Monterrey, Nuevo León, México. Huitzil Revista Mexicana de Ornitología 22(2):e-628. DOI: <https://doi.org/10.28947/hrmo.2021.22.2.499>



Esta obra está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento No Comercial-Sin Obra Derivada 4.0 Internacional.

employing 11-12 variable-radius point counts in each of three sites: El Realito, Tolteca-Riberas and Cortijo. We registered a total of 152 bird species: 85 residents, 60 migratory, and 7 occasional. The majority of species had low abundance, with only 7 common or abundant species. The avian families with greatest species richness were Tyrannidae (18 species), Parulidae (17 spp) and Accipitridae (10 spp), while the best represented feeding guilds were insectivores, carnivores and piscivores. We registered 16 threatened species, including 4 psittacine species at risk nationally and internationally. We also report breeding activity of Tricolored Heron, *Egretta tricolor*, and the Little Blue Heron, *E. caerulea*, in this urban riparian corridor. The Cortijo site that was mainly urban and with constant anthropogenic activity, had significantly lower bird abundance and least similarity in avian community compared with the other two sites of La Silla River. Furthermore, highest species richness was recorded in El Realito (129 spp), followed by Tolteca-Riberas (102 spp) and Cortijo (82 spp). Our results demonstrate the importance of this urban riparian corridor for resident and migratory birds in this metropolis of northeastern Mexico.

Keywords: bird inventory, northeastern Mexico, riparian corridor, species richness, urban ecology.

Introducción

Alrededor del mundo, la modificación de los hábitats naturales para el establecimiento de áreas urbanas se considera como una amenaza para la biodiversidad a diferentes escalas (Marzluff 2001, Grimm et al. 2008). En particular, la urbanización ha causado la reducción de la superficie de diferentes hábitats naturales en el mundo, y por consecuencia, una alteración en comunidades bióticas, cambios en la conectividad del paisaje, aumento en la densidad de especies invasoras, y homogeneización de la comunidad de aves (McKinney 2006, Olden 2006, Blair y Johnson 2008, Rudnick et al. 2012). Debido a la rápida transformación del paisaje en áreas urbanas, los estudios sobre ecología urbana se han convertido en una prioridad para la investigación y conservación.

En los ecosistemas urbanos, las zonas ribereñas son típicamente un componente pequeño del paisaje que representa un hábitat esencial para muchas especies nativas (Ruvalcaba-Ortega et al. 2008). Estas zonas albergan una mayor diversidad de especies con relación a los ambientes adyacentes, a pesar de su tamaño proporcionalmente más pequeño (Sabo et al. 2005). Para las aves, los corredores ribereños son de gran importancia ya que son sitios de anidación, sitios de reabastecimiento y descanso durante la migración, e incluso como corredores biológicos para movimientos locales de aves residentes (Pennington et al. 2008, Carlisle et al. 2009, Pennington y Blair 2011, Bennett et al. 2014). Pese a su importancia ecológica, las zonas ribereñas están disminuyendo a nivel global en las zonas sujetas a procesos de urbanización (Groffman et al. 2003, Jones et al. 2010).

Las aves son sistemas de estudio muy útiles para evaluar cambios ambientales y ecológicos tanto en

entornos naturales como en entornos urbanos y naturales. En general, las aves son diversas y fáciles de identificar, respondiendo diferencialmente a las perturbaciones de los ecosistemas urbanos, ya sea evitando las ciudades, adaptándose e incluso explotando los recursos que ofrecen los asentamientos humanos (Blair 1996, Bibby et al. 2000, Shochat et al. 2010). Los estudios sobre el impacto de la urbanización en la biodiversidad a lo largo de un gradiente urbano-rural han mostrado una disminución en la riqueza de especies conforme la urbanización aumenta, así como cambios en la composición de especies desde áreas naturales hasta paisajes más urbanizados (Blair 1996; Clergeau et al. 2006; McKinney 2006). Las comunidades de aves en zonas urbanas generalmente tienen una riqueza de especies menor y una abundancia alta en comparación con los hábitats naturales, y sólo unas pocas especies logran obtener y utilizar los recursos que ofrecen las condiciones urbanas, incluyendo especies exóticas como la paloma doméstica (*Columba livia*) y el gorrión doméstico (*Passer domesticus*) (Marzluff 2001, Chace y Walsh 2006, Evans et al. 2009, MacGregor-Fors et al. 2010).

La ciudad de Monterrey y su área metropolitana son reconocidas principalmente por su importante desarrollo industrial y su auge económico en el noreste de México (McKinsey y Company 2012). Sin embargo, existen muy pocos estudios de ecología urbana en el noreste mexicano comparado con otras ciudades del centro y sur de México (Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors 2009, Carbó-Ramírez y Zuria 2011, MacGregor-Fors y Schondube 2011, MacGregor-Fors et al. 2012, 2018, Malagamba-Rubio et al. 2013, Escobar-Ibáñez et al. 2020). En general, se ha encontrado que la riqueza de especies de aves aumenta en áreas urbanas con mayor cobertura veg-

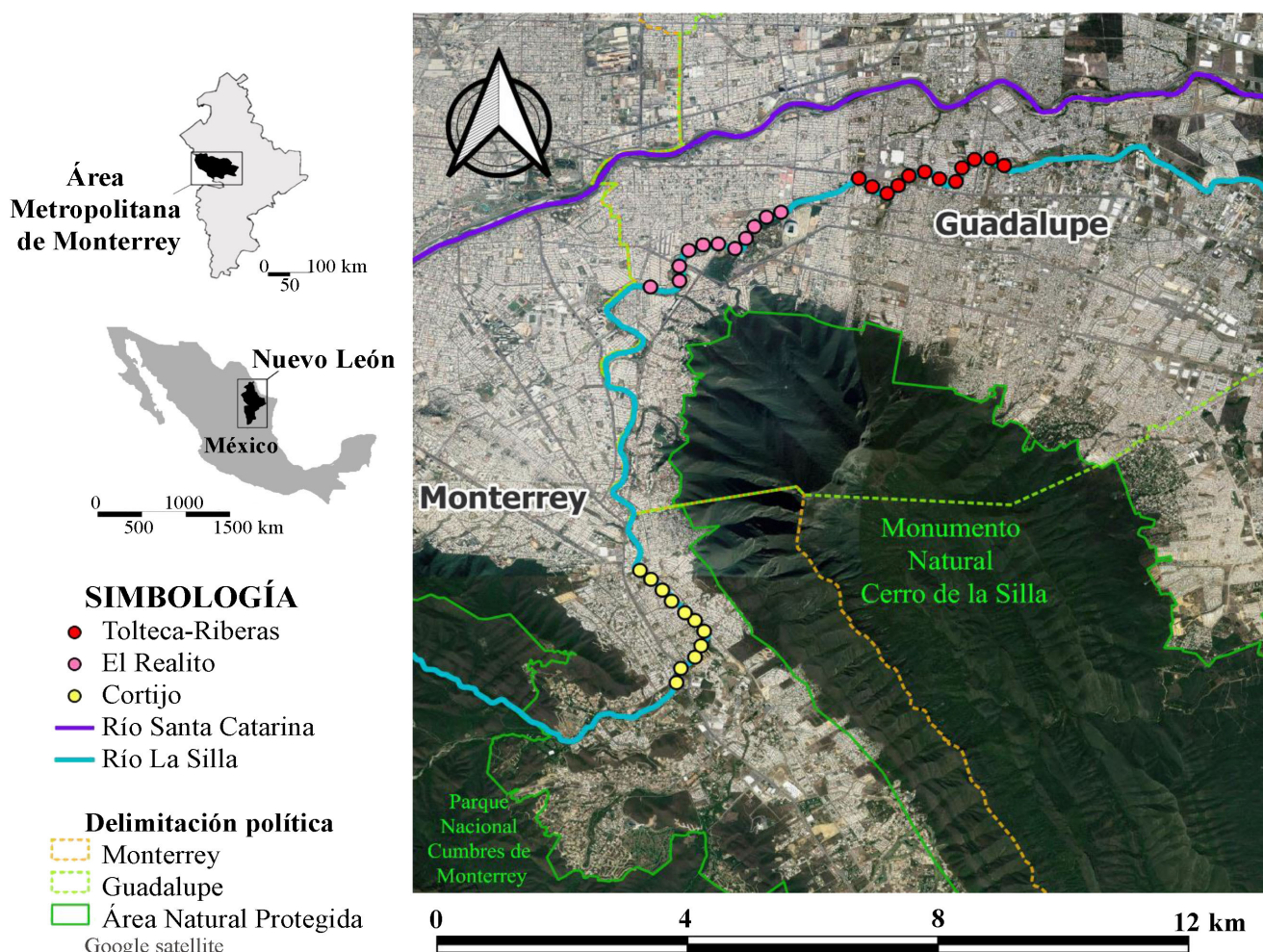


Figura 1. Ubicación de los puntos de conteo en tres sitios del Río La Silla en el área metropolitana de Monterrey, Nuevo León, México

etal (Carbó-Ramírez y Zuria 2011, MacGregor-Fors y Schondube 2011), mientras que decrece en zonas urbanas con alta densidad de edificios (Amaya-Espinel et al. 2019) e intensa actividad humana (Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors 2009, MacGregor-Fors y Schondube 2011).

En el estado de Nuevo León, se han reportado 419 especies de aves (Contreras-Balderas et al. 2008), y con la aportación de nuevos registros realizados por observadores de aves en plataformas de ciencia ciudadana como aVerAves y Naturalista, el listado se ha incrementado a 467 especies de aves para el estado (eBird 2021). Dentro del área metropolitana de Monterrey, el Río La Silla es considerado como uno de los principales ecosistemas ribereños que atraviesan la ciudad y representa un área verde emblemática para los ciudadanos; sin embargo, no se ha considerado su importancia por las especies de aves que alberga y la relevancia de su conservación (Cantú et al. 2014). Para la región

sur del Río La Silla en el municipio de Monterrey, se han reportado 77 especies de aves, siendo las especies más comunes el tordo sargento (*Agelaius phoeniceus*), la chara verde (*Cyanocorax yncas*), el pijije alas blancas (*Dendrocygna autumnalis*), el zanate mayor (*Quiscalus mexicanus*) y la paloma alas blancas (*Zenaida asiatica*) (Cantú et al. 2014). Gran parte de la extensión del Río La Silla cuenta con senderos de concreto para realizar actividades recreativas, aunque también hay áreas cercanas a zonas residenciales e industriales. Asimismo, la vegetación ribereña del Río La Silla va cambiando a lo largo de su caudal, por lo que, a mayor cantidad de disturbio en la zona, menor es la diversidad de especies arbóreas y herbáceas (López-Castillo et al. 2018).

El objetivo del presente estudio fue comparar la riqueza, estructura y composición de especies de las comunidades de aves en tres zonas recreativas de este corredor ribereño que ha sido modificado

por las actividades humanas. Esperamos encontrar una menor diversidad de aves en las zonas recreativas cercanas a áreas industriales en comparación con la zona cercana al área residencial, debido a las características de la vegetación, las estructuras antropogénicas y las actividades humanas que se realizan.

Métodos

Sitios muestreo

El Río La Silla se encuentra dentro del área metropolitana de Monterrey en Nuevo León, al noreste de México, entre las regiones fisiográficas de la Llanura Costera del Golfo y la Sierra Madre Oriental (25° 41.5' N y 100°20.8' W). El río tiene

una longitud de 31.4 km y nace en las estribaciones de la Sierra Madre Oriental, a unos 15 km al sur de la ciudad de Monterrey. Los principales tipos de vegetación a lo largo del río incluyen bosque de galería y vegetación secundaria. Las especies más abundantes del bosque de galería incluyen el gallito asiático (*Cynodon dactylon*), botón de oro (*Acmella repens*), Amapolilla (*Argemone mexicana*), zacate guineo (*Panicum máximum*), mozote (*Bidens pilosa*) y *Helenium elegans* en el estrato herbáceo. Las especies dominantes en el estrato arbóreo son Sauce (*Salix nigra*), sicómoro americano (*Platanus occidentalis*) y ciprés Moctezuma (*Taxodium mucronatum*) (López-Castillo et al. 2018). La vegetación secundaria incluye especies nativas como palo blanco (*Celtis laevigata*), ébano (*Ebenopsis ebano*), anac-

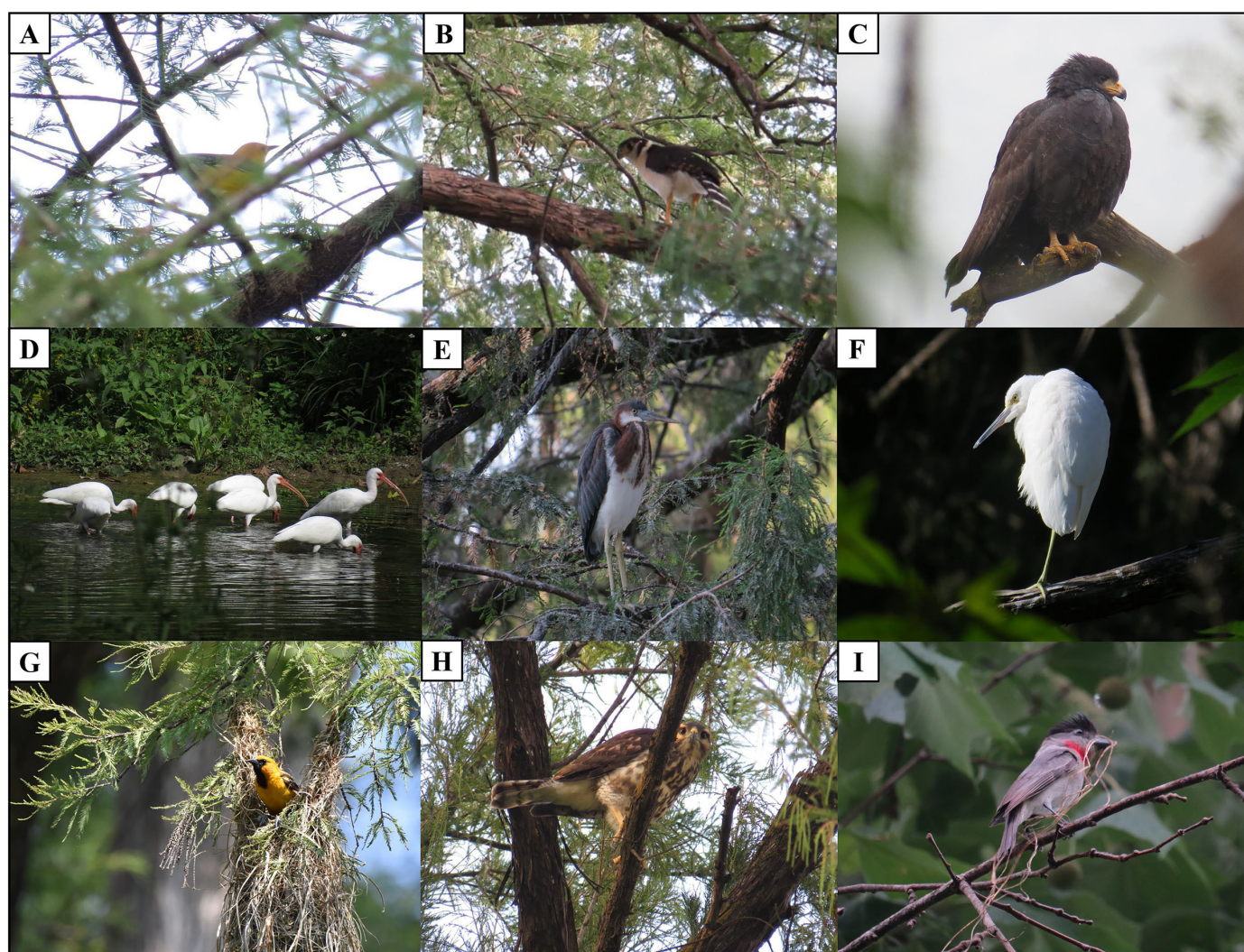


Figura 2. Registros relevantes y confirmación de actividad reproductiva de distintas especies de aves que utilizan el corredor ribereño urbano Río La Silla. (A) Chipe dorado *Protonotaria citrea* registrado en Tolteca-Riberas durante el premuestreo; (B) halcón selvático de collar *Micrastur semitorquatus*, registrado en Cortijo; (C) aguililla negra menor *Buteogallus anthracinus*, adulto registrado en El Realito; (D) ibis blanco *Eudocimus albus*, adultos y juveniles registrados en El Realito y Tolteca-Riberas; (E) garza tricolor *Egretta tricolor*, juvenil en Tolteca-Riberas; (F) garza azul *E. caerulea*, juvenil en El Realito; (G) calandria dorso negro mayor *Icterus gualris*, adulto construyendo nido en Tolteca-Riberas; (H) aguililla gris *Buteo plagiatus*, juvenil en El Realito; y (I) cabezón degollado *Pachyramphus aglaiae*, macho adulto colectando material para nido en El Realito.

ua (*Ehretia anacua*), girasol (*Helianthus annuus*), retama (*Parkinsonia aculeata*) y huizache (*Vachellia farnesiana*), y especies exóticas como fresno americano (*Fraxinus americana*), guaje (*Leucaena leucophala*), canelo (*Melia azedarach*), tabaquillo (*Nicotiana glauca*) e higuierilla (*Ricinus communis*), algunas de estas consideradas invasoras (Cantú et al. 2014, López-Castillo et al. 2018). Debido a que los bosques de galería forman franjas a lo largo de las corrientes fluviales, el Río La Silla tiene una forma lineal, aunque el ancho del corredor ribereño puede variar a lo largo de su extensión. La anchura del cauce del Río La Silla oscila entre 5.9 y 48.4 m en las distintas zonas de manejo (Cantú et al. 2014). El clima predominante en la región es seco estepario, cálido y extremoso, con una temperatura promedio anual de 23°C y una precipitación promedio anual es 591 mm (García 1973).

Llevamos a cabo el muestreo de las aves en tres zonas recreativas del Río La Silla: a) Cortijo, al sur de Monterrey, y b) El Realito y c) Tolteca-Riberas en el municipio de Guadalupe (Figura 1). A pesar de que los tres sitios de muestreo son visualmente similares en el tipo de vegetación, presentan variaciones con respecto las características de la vegetación, la actividad humana y las estructuras antropogénicas.

La zona de Tolteca-Riberas está constituida por vegetación secundaria y bosque de galería. Esta zona cuenta con un mayor número de individuos de *T. mucronatum* en mejores condiciones de salud y de mayores dimensiones con respecto a los otros sitios de muestreo (López-Castillo 2014). En esta zona existen algunos tramos canalizados, impidiendo que algunas especies arbóreas se desarrollen en su máximo esplendor (López-Castillo 2014). En esta zona se encuentran diferentes estructuras antropogénicas con fines recreativos (áreas para picnics, juegos infantiles, aparatos para ejercicio, luminarias) y representa una vía para peatones y ciclistas, y está rodeada por zonas residenciales e industriales.

El Realito está constituido por vegetación secundaria y bosque de galería, y cuenta con ejemplares de *T. mucronatum* de gran talla y buen estado. Sin embargo, algunos tramos canalizados y los andadores de concreto han ocasionado que un considerable número de ejemplares se sequen debido a la lejanía del cuerpo de agua. Esta zona está rodeada por zonas residenciales e industriales, con cercanía a edificaciones (estadio de fútbol y parque de diversiones) y un parque urbano (Bosque La Pastora).

Por último, Cortijo se compone principalmente por bosque de galería con diferentes impactos antropogénicos, destacando la remoción selectiva en ciertas áreas dejando en su mayoría individuos de *T. mucronatum*, *P. deltoides* y *S. nigra* (Cantú et al. 2014). El sitio Cortijo está rodeado en su mayoría por una zona residencial, por lo que se encuentra en constante impacto de las actividades antropogénicas principalmente por las casas habitaciones que se encuentran muy cerca del borde y por la vitapista que se encuentra a lo largo del parque. En esta zona se realizan con mayor frecuencia actividades al aire libre (caminatas, ejercicio, conciertos, pasear mascotas, festivales), en comparación con los otros dos sitios de muestreo.

Censos de aves

Desde febrero del 2018 hasta enero de 2020, realizamos salidas mensuales a los tres sitios de muestreo por el Río La Silla. Debido a que el fin de semana (sábado y domingo) hay una mayor afluencia de usuarios en estas zonas recreativas del Río La Silla, realizamos las salidas entre lunes y viernes con el fin de evitar sesgos en los datos obtenidos. Establecimos 11 puntos de conteo de radio variable para El Realito y Cortijo, y 12 para Tolteca-Riberas. El monitoreo de aves comenzaba 10 mins antes del amanecer, entre 06:00 a 10:30 h. En cada punto de conteo y durante 5 minutos, M Castillo-Muñoz registró y cuantificó todas las especies de aves observadas y escuchadas que utilizaron activamente el área muestreada. No se consideraron las especies observadas entre puntos de conteo o que sobrevolaban el área. Los puntos de conteo estaban distanciados a 250 m entre sí para evitar pseudoréplicas (Wunderle 1994). Las salidas a cada sitio de muestreo se realizaron una vez al mes durante 24 meses. La identificación de especies se realizó mediante guías de campo (Howell y Webb 1995, Sibley 2014). Para completar el inventario avifaunístico del Río La Silla, incorporamos cinco especies observadas únicamente durante el premuestreo realizado entre abril y noviembre de 2017. Para el ordenamiento de las especies de aves, consideramos la propuesta de la Sociedad Americana de Ornitología (Chesser et al. 2021a) y los cambios incorporados a través su suplemento más reciente (Chesser et al. 2021b). El listado de la avifauna incluye: orden, familia, especie, estacionalidad, gremio alimenticio, estatus de conservación, grado de endemismo y abundancia relativa.

Con base en lo que observamos durante el muestreo

treo y lo sugerido por Howell y Webb (1995), consideramos cinco categorías de estacionalidad: residentes, residente de verano, visitante de invierno, transitorias y ocasionales u accidentales. Clasificamos los gremios alimenticios de acuerdo con su dieta principal durante la época reproductiva, incluyendo diez categorías: carnívoro, carroñero, frugívoro, granívoro, herbívoro, invertebrados acuáticos, invertebrados terrestres, nectarívoro, omnívoro y piscívoro (Ehrlich et al. 1988). Debido a que en la dieta que incluye invertebrados terrestres predominan los insectos, haremos referencia a este gremio alimenticio como insectívoros. Determinamos el estatus de conservación utilizando las categorías de riesgo de la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2010) y la Lista Roja de Especies Amenazadas (IUCN 2020). Clasificamos el origen de las especies en nativas y exóticas, así como su grado de endemismo incluyendo cuatro categorías: endémica (especies que sólo habitan en México), cuasiendémica (especies que se extienden ligeramente a algún país vecino debido a la continuidad de los hábitat o sistemas orográficos), semiendémica (especies que son endémicas a un país o a una región durante una época del año) y no endémica (González-García y Gómez de Silva 2003, Berlanga et al. 2019).

Análisis estadístico

Evaluamos la completitud del esfuerzo de muestreo en cada sitio mediante estimadores no paramétricos basados en datos de incidencia: ICE, Chao2 y Bootstrap (Chao 1984, Chao y Bunge 2002). Con alrededor del 85% de completitud se considera que el muestreo es fiable y representativo (Villareal et al. 2004). La riqueza específica para cada sitio la determinamos a través de la riqueza de especies estimada (Sest) generados con el programa EstimateS v.9.1.0. (Colwell 2013) y posteriormente construimos curvas de rarefacción basada en individuos. Determinamos si la riqueza de especies estimada (Sest) es estadísticamente diferente entre sitios, utilizando los intervalos de confianza del 84% para cada sitio, ya que realiza la comparación por pares e imita las pruebas estadísticas con una α de 0.05, por lo que se consideran diferencias estadísticamente significativas cuando no se superponen las curvas (Payton et al. 2003, MacGregor-Fors y Payton 2013). Posteriormente, generamos el gráfico con las curvas de rarefacción mediante el paquete ggplot2 (Wickham 2016) del programa R (R Core Team 2016).

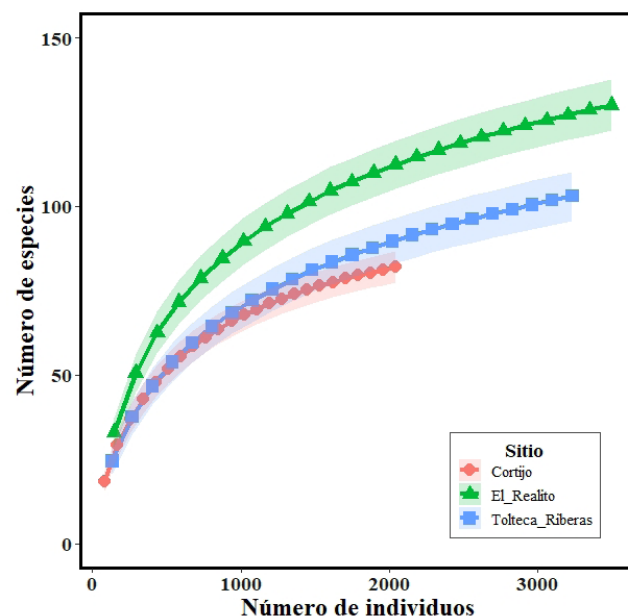


Figura 3. Curvas de rarefacción basada en individuos representando la riqueza de especies para los sitios de muestreo El Realito, Tolteca-Riberas y Cortijo en el Río La Silla. La región transparente representa el intervalo de confianza para cada sitio

Obtuvimos la abundancia relativa dividiendo el número de individuos de la especie i entre el número total de individuos, multiplicado por 100 para obtener el porcentaje de abundancia relativa. ($P1 = ns1 / \Sigma n$, donde $P1$ representa la abundancia relativa de la especie 1, $ns1$ el número de individuos de la especie 1, Σn el número total de individuos). Utilizamos el criterio de Pettingill (1969) para determinar las categorías de abundancia relativa para cada especie: 90-100% = abundante (A), 65-89% = común (C), 31-64% = moderadamente común (MC), 10-30% = poco común (PC) y 1-9% = rara (R).

Para probar las diferencias significativas en la abundancia de aves entre los sitios de muestreo, utilizamos la prueba de Kruskal-Wallis, y posteriormente la prueba de Mann-Whitney U como prueba post-hoc. Asimismo, comparamos la abundancia total de las aves registradas entre los dos años de muestreo para todos los puntos de conteo mediante la prueba de Wilcoxon para muestras relacionadas.

Comparamos la estructura (dominancia) de los ensambles de aves entre sitios y construimos curvas de rango/abundancia representando la distribución de las abundancias de las especies dentro de una comunidad (Magurran 2004). Para cada sitio, transformamos los datos de abundancia relativa (\log_{10}). Cada gráfico contiene la abundancia relativa de cada especie contra el rango de la especie, ordena-

das de la especie más abundante a la menos abundante. Por último, analizamos la composición de especies entre los tres sitios muestreados mediante agrupamiento utilizando el coeficiente de similitud de Jaccard con algoritmo de grupos pareados mediante el programa PAST v.4.0 (Hammer et al. 2001)..

Resultados

Avifauna del Río La Silla

En total, registramos 152 especies pertenecientes a 106 géneros, 40 familias y 17 órdenes. El orden Passeriformes fue el más representativo con 82 especies (53.9% de las especies). Las familias con mayor número de especies fueron Tyrannidae (18 spp), Parulidae (17 spp), Accipitridae (10 spp) y Ardeidae (9 spp). La gran mayoría de las especies eran nativas (148 spp), mientras solo cuatro fueron especies exóticas: *C. livia*, la paloma de collar turca (*Streptopelia decaocto*), la garza ganadera (*Bubulcus ibis*) y *P. domesticus*. Adicionalmente, encontramos diez especies nativas con algún grado de endemismo: el loro corona lila (*Amazona finschi*) y el loro tamaulipeco (*Amazona viridigenalis*), que son endémicas; las especies cuasiendémicas: el colibrí vientre canelo (*Amazilia yucatanensis*), el rascador dorso verde (*Arremonops rufivirgatus*), el chipe gorra canela (*Basileuterus rufifrons*), la calandria capucha negra (*Icterus graduacauda*) y el cuicacoche pico largo (*Toxostoma longirostre*); y las especies semiendémicas: el colibrí pico ancho (*Cynanthus latirostris*), la calandria dorso ne-

gro menor (*Icterus cucullatus*) y el vireo de Cassin (*Vireo cassinii*) (Anexo 1).

En cuanto a la estacionalidad, más de la mitad de las especies (85 spp, 55.8%) fueron residentes permanentes, y 23.6% fueron visitantes de invierno (36 spp), mientras las otras categorías de estacionalidad tuvieron pocas especies (Tabla 1). Con respecto a la abundancia, registramos un total de 8,735 aves durante todo el muestreo, encontrando 87 especies raras (57.2%), 38 poco comunes (25%), 20 moderadamente comunes (13.2%), mientras solo 7 especies fueron comunes o abundantes (Tabla 1). De los tres sitios, encontramos un mayor número de especies abundantes en El Realito comparado con Tolteca-Riberas y Cortijo (Tabla 1). Los gremios alimenticios más representativos para los tres sitios de muestreo fueron insectívoros con 73 especies (48.1%), carnívoros con 20 spp (13.2%) y piscívoros con 13 spp (8.6%), mientras que el resto de los gremios alimenticios fueron representados por menos especies (Tabla 1). La especie insectívora más abundante fue el luis bienteveo (*Pitangus sulphuratus*), mientras que el carnívoro más abundante fue el aguililla gris (*Buteo plagiatus*) y el piscívoro más abundante fue la garza dedos dorados (*Egretta thula*) (Anexo 1).

Registramos 16 especies que se encuentran bajo alguna categoría de protección de acuerdo con la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMAR-NAT-2010, además de 4 especies consideradas En Peligro o Vulnerable en la Lista Roja de Especies

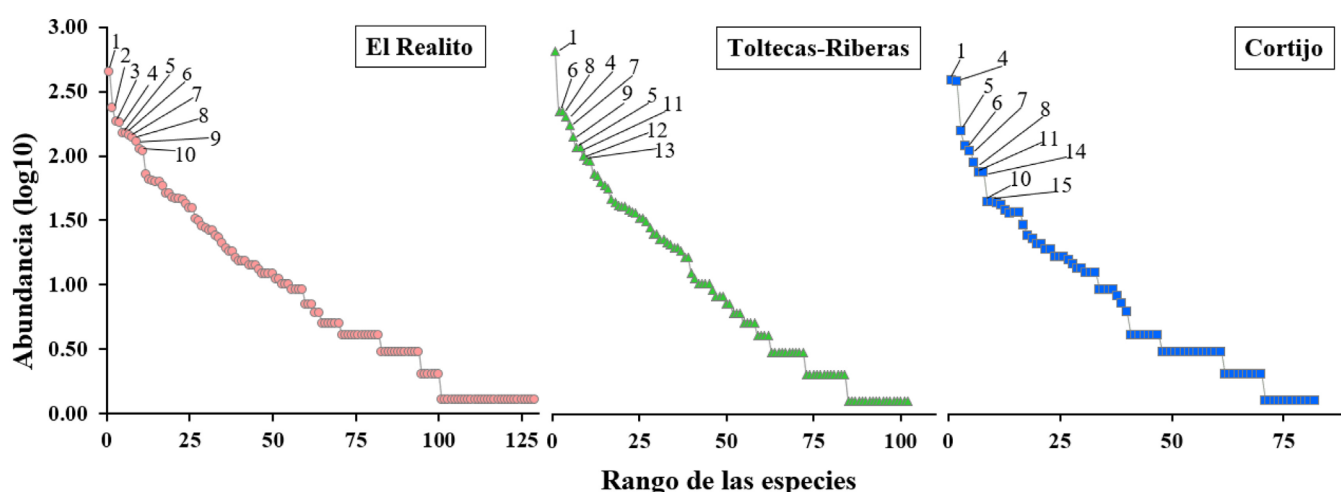


Figura 4. Curvas rango-abundancia representando la estructura de la comunidad de aves en los tres sitios de muestreo (El Realito, Tolteca-Riberas y Cortijo) en el Río La Silla. Los números representan las diez especies más abundantes para cada sitio: 1 = *Quiscalus mexicanus*; 2 = *Coragyps atratus*; 3 = *Cathartes aura*; 4 = *Psittacara holochlorus*; 5 = *Zenaida asiatica*; 6 = *Pitangus sulphuratus*; 7 = *Poliophtila caerulea*; 8 = *Melanerpes aurifrons*; 9 = *Egretta thula*; 10 = *Ortalis vetula*; 11 = *Amazona viridigenalis*; 12 = *Setophaga coronata*; 13 = *Baeolophus atricristatus*; 14 = *Cyanocorax yncas*; 15 = *Turdus grayi*.

Tabla 1. Distribución de la riqueza de especies de aves de acuerdo con las categorías de estacionalidad, gremios alimenticios y abundancia relativa para cada sitio de muestreo en el Río La Silla.

| | El Realito | Tolteca-Riberas | Cortijo | Global |
|-----------------------------|------------|-----------------|---------|--------|
| Estacionalidad | | | | |
| Residentes | 76 | 65 | 56 | 85 |
| Residentes de verano | 9 | 7 | 4 | 10 |
| Visitantes de invierno | 30 | 19 | 21 | 36 |
| Transitorias | 11 | 6 | 2 | 13 |
| Ocasionales/accidentales | 3 | 6 | 0 | 8 |
| Gremios alimenticios | | | | |
| Carnívoro | 17 | 9 | 7 | 20 |
| Carroñero | 2 | 2 | 2 | 2 |
| Frugívoro | 5 | 7 | 6 | 9 |
| Granívoro | 9 | 7 | 7 | 11 |
| Herbívoro | 3 | 2 | 1 | 3 |
| Invertebrados acuáticos | 7 | 4 | 2 | 7 |
| Invertebrados terrestres | 60 | 48 | 42 | 73 |
| Nectarívoro | 3 | 2 | 2 | 3 |
| Omnívoro | 11 | 8 | 6 | 11 |
| Piscívoro | 12 | 13 | 7 | 13 |
| Abundancia relativa | | | | |
| Abundante | 6 | 3 | 1 | 3 |
| Común | 7 | 7 | 5 | 4 |
| Moderadamente común | 31 | 17 | 16 | 20 |
| Poco común | 35 | 35 | 28 | 38 |
| Rara | 50 | 41 | 32 | 87 |

Amenazadas (IUCN 2020). Esto incluyó 4 especies de psitácidos en peligro: la guacamaya verde (*Ara militaris*), el loro cabeza amarilla (*A. oratrix*) y los loros endémicos a México (*A. viridigenalis*, y *A. finschi*), además de dos especies consideradas Vulnerables: el halcón peregrino (*Falco peregrinus*, y el perico mexicano (*Psittacara holochlorus*) (Anexo 1). Otras 10 especies se consideran de Protección Especial en la legislación mexicana (Anexo 1). Por otra parte, el papamoscas boreal (*Contopus cooperi*) es considerado casi amenazado en la Lista Roja de Especies Amenazadas (IUCN 2020). Trece de las 17 especies encontradas bajo alguna categoría de riesgo fueron registradas en El Realito, mientras que Tolteca-Riberas contó con 10 especies y Cortijo con 7 especies.

Entre los registros más relevantes para el Río La Silla se encuentran el gorrión cantor (*Melospiza*

melodia) y el chipe dorado (*Protonotaria citrea*), especies migratorias registradas únicamente durante el premuestreo en el sitio Tolteca-Riberas. *Buteogallus anthracinus*, el ibis blanco (*Eudocimus albus*) y *M. semitorquatus* fueron registradas por primera vez dentro del área metropolitana de Monterrey en los sitios El Realito y Cortijo (Figura 2A-D). También confirmamos la actividad reproductiva de la garza tricolor (*Egretta tricolor*) y la garza azul (*E. caerulea*) en los sitios El Realito y Tolteca-Riberas. Por tres años consecutivos, observamos adultos de *E. tricolor* transportando material para el nido, así como juveniles utilizando las ramas de *T. macronatum* como sitio de percha (Figura 2E), junto a otras seis especies de garzas que anidan en el sitio: garza blanca (*Ardea alba*), garza morena (*A. herodias*), *E. thula*, garza nocturna corona negra (*Nycticorax nycticorax*), garza nocturna corona clara (*Nyctanassa viola-*

cea), y *B. ibis*. Únicamente en 2017, observamos actividad reproductiva en una pareja de *E. caerulea* y un juvenil fue observado hasta octubre del mismo año (Figura 2F). Adicionalmente, observamos actividad reproductiva de diferentes grupos de aves incluyendo *B. plagiatus*, la calandria dorso negro menor (*Icterus gularis*) y *P. aglaiae* (Figura 2G-I).

Variación entre sitios

Los valores de completitud para todos los tres sitios de muestreo fueron mayores al 80%, por lo que consideramos que el muestreo en cada sitio fue representativo. Hubo diferencia significativa en la abundancia de aves entre los tres sitios de muestreo ($X^2_2, \tau_2 = 11.4, P < 0.001$). Las comparaciones de pares posthoc mostraron que el sitio Cortijo tuvo significativamente menor número de aves comparado con El Realito ($U = 161, P < 0.001$) y Tolteca-Riberas ($U = 132.5, P < 0.001$). Registramos una mayor abundancia de aves en El Realito con 3,499 aves, seguido de Tolteca-Riberas con 3,172 aves, con un número menor de 2,064 aves en Cortijo que se encuentra en un área mayormente urbano con constante actividad antropogénica. Las curvas de rarefacción también mostraron que el sitio El Realito tuvo significativamente mayor riqueza con 129 especies, comparado con los sitios de Tolteca-Riberas (103 spp) y Cortijo (82 spp; Figura

3). Por otro lado, las curvas de rango-abundancia mostraron un patrón similar en la distribución de las abundancias para los tres sitios del Río La Silla, teniendo pocas especies abundantes, algunas especies con abundancias intermedias y muchas especies raras (Figura 4). Las cinco especies de aves dominantes de acuerdo con su abundancia relativa fueron cinco residentes: *Q. mexicanus* (16.2%), *P. holochlorus* (7.9%), *P. sulphuratus* (5.8%), *M. aurifrons* (4.7 %) y *P. caerulea* (4.7%), lo que juntos representan el 39.3% de los individuos registrados en este estudio. Adicionalmente, El Realito mostró una mayor abundancia de zopilote común (*Coragyps atratus*) (2.7%) y zopilote aura (*Cathartes aura*) (2.1%) en comparación con los otros dos sitios de muestreo (Figura 4). De los tres sitios, El Realito mostró un mayor número de especies residentes permanentes (60.8%), residentes de verano (5.9%), visitantes de invierno (19.7%), transitorias (7.2%) y ocasionales (1.9%) en comparación con Tolteca-Riberas y Cortijo (Tabla 1). Dentro de este corredor ribereño, 41.2% de las aves insectívoras pertenecían a las familias Tyrannidae y Parulidae, de las cuales registramos únicamente nueve especies en el sitio El Realito durante la temporada de migración (Anexo 1).

Respecto a la similitud de especies entre sitios de muestreo, El Realito incluyó 35 especies exclusivas, mientras que Cortijo y Tolteca-Riberas sólo contaron con 7 y 6 especies exclusivas, respectivamente. Los tres sitios comparten 63 especies (41.5%). El análisis de agrupamiento mostró una mayor similitud entre los sitios El Realito y Tolteca-Riberas, que con Cortijo (Figura 5). En El Realito encontramos 86% de la avifauna del Río La Silla (73% de las aves compartidas entre los tres sitios son residentes y 23% son migratorias), incluyendo cinco aves acuáticas que sólo registramos en El Realito: pato arcoíris (*Aix sponsa*), agachona norteamericana (*Gallinago delicata*), zambullidor pico grueso (*Podilymbus podiceps*), cerceta alas azules (*Spatula discors*) y Zambullido menor (*Tachybaptus dominicus*). Por otra parte, únicamente en Tolteca-Riberas registramos *P. citrea* y *M. melodia*, especies consideradas como ocasionales para Nuevo León. Adicionalmente, sólo en el sitio Cortijo registramos al chinito (*Bombycilla cedrorum*). Por último, no encontramos una diferencia significativa en la abundancia de aves registradas entre los dos años de muestreo ($W = 445, Z = 1.759, P = 0.07$).

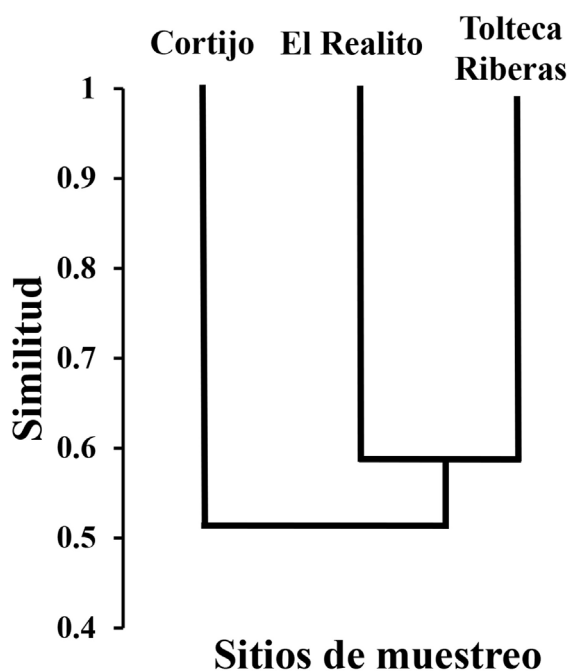


Figura 5. Análisis de agrupamiento con base en el índice de similitud de Jaccard para los tres sitios de muestreo: El Realito, Tolteca-Riberas y Cortijo.

Discusión

Las 152 especies que registramos en el río La Silla representan 36.3% de la avifauna reportada para Nuevo León de acuerdo con el último inventario avifaunístico (Contreras-Balderas et al. 2008) y 32.4% de las especies de aves registradas en la plataforma eBird.org (Sullivan et al. 2009, eBird 2021). Además, la riqueza de especies que registramos para el Río La Silla demostró ser casi dos veces mayor a los 77 especies reportado por Cantú et al. (2014), cuyo trabajo se limitó a una sección al sur de este río en Monterrey. A pesar de su ubicación dentro de la metrópoli, el Río La Silla mostró una riqueza y abundancia considerable de aves, debido tanto a las especies residentes como a las presentes durante los periodos migratorios. Monterrey y su área metropolitana se encuentran dentro de la Ruta Migratoria del Centro, por la cual viajan aves de las grandes praderas norteamericanas, pasando por México a través de la Sierra Madre Oriental y Occidental, y por el Altiplano Central (Berlanga y Rodríguez 2010). Aunado a ello, los corredores ribereños proporcionan un hábitat para descansar y alimentarse, fomentando que las especies puedan continuar su viaje migratorio (Manci 1989). Debido a su posición geográfica y su conexión con la Sierra Madre Oriental, el Río La Silla es probablemente un valioso punto de escala y tránsito para las aves migratorias mientras atraviesan la mancha urbana.

En el presente estudio mostramos que las especies introducidas de *C. livia*, *P. domesticus* y *S. decaocto* conformaron sólo 2% del total de aves registrados. La mayor abundancia corresponde a *Q. mexicanus*, una especie nativa del sur de México y cuyo rango de distribución se ha ampliado hacia el norte de América debido a su preferencia por los ambientes urbanizados (Wehtje 2003). Dentro de los paisajes urbanos, la presencia humana se asocia con una mayor densidad de especies introducidas que son favorecidas por su capacidad de explotar los recursos antropogénicos y su dieta omnívora (Chace y Walsh 2006, Aouissi et al. 2017). Asimismo, se considera que en general los omnívoros están bien representados por especies nativas y exóticas de amplia distribución (Chace y Walsh 2006). Sin embargo, nuestra área de estudio no cumple con este patrón ya que sólo registramos 11 especies omnívoras, que representaron únicamente 16.3% de la abundancia de aves registrados, siendo *Q. mexicanus* la más abundante en los tres sitios de muestreo.

El gremio alimenticio más abundante en el Río La Silla fue los insectívoros, representando casi la mitad de las especies de aves registradas. Varios estudios han encontrado que las aves insectívoras son las más vulnerables a los efectos negativos de la urbanización (Clergeau et al. 1998, Jokimäki et al. 2002), aunque algunas especies han mostrado una mejor adaptación a una amplia variedad de hábitats y nichos ecológicos (Traylor y Fitzpatrick 1982). La abundancia de las aves insectívoras en el Río La Silla pudiera estar asociado con la vegetación arbórea que se desarrolla a la orilla del río. Se ha demostrado que las áreas verdes de mayor extensión y con mayor cobertura vegetal son preferidos por las aves insectívoras dentro de los sistemas urbanos (Kark et al. 2007, Carbó-Ramírez y Zuria 2011, MacGregor-Fors y Schondube 2011), ya que estos hábitats proveen una mayor densidad y diversidad de insectos que hábitats altamente urbanizados (DeGraaf y Wentworth 1986). La abundancia y diversidad de insectívoros sugiere que el Río La Silla ofrece una fuente valiosa de alimento para las aves insectívoras, tanto residentes como migratorias, mostrando el importante papel de estos hábitats ribereños como potenciadores de la biodiversidad en zonas urbanas (Sabo et al. 2005, Oneal y Rotenberry 2008, Domínguez-López y Ortega-Álvarez 2014).

El segundo gremio alimenticio mejor representado en el Río La Silla fue los carnívoros, y se ha encontrado que las áreas urbanas albergan mayores densidades de aves y pequeños mamíferos, que representan presas potenciales para aves rapaces (Ranazzi et al. 2000, Mannan y Boal 2000, Rullman y Marzluff 2014, La Porte et al. 2020). Las aves rapaces pueden encontrar sitios para la crianza en áreas urbanizadas, siempre que haya una cobertura de vegetación adecuada que proporcione estructura para la anidación (Rullman y Marzluff 2014). Lo anterior podría explicar la presencia de nidos e individuos juveniles de *A. cooperii* y *B. plagiatas* en los tres sitios de muestreo, especies capaces de tolerar la perturbación humana (Chace y Walsh 2006) y que se ven favorecidas por la presencia de agua dentro de la ciudad (Boal y Mannan 1998). Nuestros resultados sugieren que el Río La Silla proporciona suministro suficiente de recursos alimenticios y hábitat de anidación para estas aves rapaces, como ocurre en otros hábitats ribereños de zonas urbanas y suburbanas (Newton 1979, Love y Bird 2000). En particular, en el sitio El Realito encontramos abundancia de *C. aura* y *C. atratus*, dos especies comunes en entornos urbanos y que están asociadas a la

acumulación de desechos en las ciudades (Novaes y Cintra 2015). Factores como la cobertura vegetal y la disponibilidad de sitios de descanso regulan el uso del hábitat de las aves rapaces y carroñeras (Schnell 1968, Preston 1990, Kirk y Currall 1994). Lo anterior resulta relevante para el correcto manejo del río La Silla, ya que las aves son indicadores potenciales de la salud del ecosistema en general y de la calidad del hábitat ribereño en particular (Larsen et al. 2010).

En el presente estudio, registramos siete de las doce especies de psitácidos reportados para el área metropolitana de Monterrey, cuyas poblaciones dentro de la ciudad son consideradas ferales (Valdés-Peña y González-Rojas 2006, Mori et al. 2017). Por lo general, las áreas verdes en zonas urbanas proveen árboles nativos y exóticos para psitácidos que se adaptan y hacen uso de recursos alimenticios y sitios para anidar (Santos y Ragussa-Netto 2014, Diamond y Ross 2019). Lo anterior podría explicar la abundancia de psitácidos en el Río La Silla, que utilizan los individuos de gran talla del ciprés Moctezuma (*T. mucronatum*) como sitios de percha y las cavidades en estos árboles como como sitios de anidación. Además, la presencia de árboles nativos y ornamentales dentro del área de estudio (e.g. *C. laevigata*, *E. anacua*, *M. azedarach* y *Morus rubra*) cuyos frutos son carnosos ofrecen una fuente de alimento para las aves frugívoras residentes, así como para especies de aves que ocasionalmente visitan el Río La Silla como el chinito (*B. cedrorum*), un frugívoro de presencia irregular que se mueve en migraciones nómadas e impredecibles siguiendo el suministro de alimento (Ehrlich et al. 1988).

Por primera vez, confirmamos la actividad reproductiva de *E. tricolor* dentro del área urbana y su presencia a lo largo del año en Nuevo León. Esta especie es considerada ocasional para el estado de acuerdo con Contreras-Balderas et al. (2008), ya que sus sitios de reproducción se encuentran principalmente a lo largo de la línea costera del Atlántico, el Golfo de México, el Pacífico y en el este de la Península de Yucatán (Howell y Webb 1995). Después de la época reproductiva, algunos individuos se dispersan hacia el norte a lo largo de la costa y tierras interiores (Willard 1977, Telfair 1979). Sin embargo, estudios recientes han demostrado que algunas aves acuáticas como *E. tricolor* y *E. albus* son capaces de utilizar lagos urbanizados cerca de zonas costeras durante las temporadas de verano e invierno (Traut y Hostetler 2004, McKinney et al.

2011, Oliver et al. 2011). La persistencia de *E. tricolor* en el Río La Silla sugiere que puede depender de la provisión de hábitat para forrajeo, descanso y anidación dentro de este entorno urbano.

A pesar de que en el presente estudio no trabajamos en función de un gradiente de urbanización, encontramos que la riqueza de especies cambió significativamente entre sitios, siendo mayor en el sitio El Realito. Cabe destacar que los sitios El Realito y Tolteca-Riberas presentaron un mayor número de especies raras, lo que incrementó su riqueza específica a pesar de las condiciones ambientales y las actividades recreativas que están presentes a lo largo del Río La Silla. Aunque la riqueza de especies es diferente entre localidades del Río La Silla, los tres sitios de muestreo presentaron un patrón similar en las curvas de rango-abundancia debido a la evidente dominancia de unas pocas especies. La presencia de algunas especies muy abundantes y otras con un bajo número de individuos dentro de las comunidades de aves puede ser un reflejo de la perturbación del hábitat (Pearson et al. 1983, Clergeau et al. 1998, Cháu y Velasquez 2009). Además, encontramos una mayor similitud de especies de aves entre los sitios El Realito y Tolteca-Riberas, posiblemente por los tipos de vegetación presentes en ambos sitios de muestreo, así como su cercanía y conectividad entre sí.

Nuestros resultados muestran que el Río La Silla es un corredor ribereño urbano que alberga una tercera parte de la avifauna del estado, proporcionando recursos alimenticios y sitios de anidación para las aves residentes y migratorias en esta metrópoli del noreste de México. Alentamos a las autoridades civiles y políticas a considerar lo publicado en este documento, así como la intervención de ornitólogos para tomar acciones de conservación con base en el conocimiento previo sobre la biología y ecología de las especies de aves. Del mismo modo, es necesario promover entre los regiomontanos la participación ciudadana y actividades enfocadas a la concientización y educación ambiental, utilizando herramientas como la observación de aves en el Río La Silla para consolidar el contacto con la naturaleza dentro de la ciudad.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca de doctorado otorgada a MC-M (697140) a través de la Subdirección de Posgrado de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad

Autónoma de Nuevo León. Al Dr. García-Salas por sus comentarios y apoyo hacia esta investigación. Agradecemos a J.A. Arévalo Ramírez y A. Hernández Ramírez por compartirnos la ruta El Realito. A N. Almaguer de Salvemos al Río La Silla proveyeron facilidades y apoyaron durante el monitoreo de aves. Agradecemos también a todos aquellos que han apoyado nuestro proyecto Kingfisher - Birdwatching Nuevo León, con el cual buscamos difundir el conocimiento de la avifauna y promover su conservación. Finalmente, también agradecemos a los revisores de este manuscrito por sus comentarios tan valiosos.

Literatura citada

- Amaya-Espinel JD, Hostetler M, Henríquez C, Bonacic C. 2019. The influence of building density on Neotropical bird communities found in small urban parks. *Landscape and Urban Planning* 190:1-10.
- Aouissi HA, Gasparini J, Belabed AI, Bouslama Z. 2017. Impact of greenspaces in city on avian species richness and abundance in Northern Africa. *Comptes Rendus Biologies* 340:394-400.
- Bennett AF, Nimmo DG, Radford JQ. 2014. Riparian vegetation has disproportionate benefits for landscape-scale conservation of woodland birds in highly modified environments. *Journal of Applied Ecology* 51:514-523.
- Berlanga H, Rodríguez V. 2010. Las aves migratorias: a prueba de muros. *Especies* 19:16-23.
- Berlanga H, Gómez de Silva H, Vargas-Canales VM, Rodríguez-Contreras V, Sánchez-González LA, Ortega-Álvarez R, Calderón-Parra R. 2019. Aves de México: Lista actualizada de especies y nombres comunes. CONABIO. México, D.F.
- Bibby CJ, Burgess ND, Hill DA, Mustoe SH. 2000. Bird census techniques, 2a. ed. Academic Press. Londres, Reino Unido.
- Blair RB. 1996. Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications* 6:506-519.
- Blair RB, Johnson EM. 2008. Suburban habitats and their role for birds in the urban-rural habitat network: Points of local invasion and extinction? *Landscape Ecology* 23:1157-1169.
- Boal CW, Mannan RW. 1998. Nest-site selection by Cooper's Hawks in an urban environment. *Journal of Wildlife Management* 62:864-871.
- 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.
- Carbó-Ramírez P, Zuria I. 2011. The value of small urban greenspaces for birds in a Mexican city. *Landscape and Urban Planning* 100:213-222.
- Carlisle JD, Skagen SK, Kus BE, Van Riper C, Paxtons KL, Kelly JF. 2009. Landbird migration in the American west: Recent progress and future research directions. *Condor* 111:211-225.
- Chace JF, Walsh JJ. 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning* 74:46-69.
- Chao A. 1984. Non-parametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics* 11:265-270.
- Chao A, Bunge J. 2002. Estimating the number of species in a stochastic abundance model. *Biometrics* 58:531-539.
- Cháux JTD, Velásquez A. 2009. Uso de las coberturas vegetales y movilidad de aves semilleras en un paisaje urbano de Florencia (Caquetá, Colombia). *Momentos de Ciencia* 6:70-79.
- Chesser RT, Billerman SM, Burns KJ, Cicero C, Dunn JL, Hernández-Baños BE, Kratter AW, Lovette IJ, Mason NA, Rasmussen PC, Remsen JV Jr, Stotz DF, Winker K. 2021a. Check-list of North American Birds, American Ornithological Society. <http://checklist.aou.org/taxa> (consultado el 25 de enero de 2021).
- Chesser RT, Billerman SM, Burns KJ, Cicero C, Dunn JL, Hernández-Baños BE, Kratter AW, Lovette IJ, Mason NA, Rasmussen PC, Remsen JV Jr, Stotz DF, Winker K. 2021b. Sixty-second Supplement to the American Ornithological Society's Check-list of North American Birds. *Ornithology* 138:2-18.

- Clergeau P, Savard JPL, Mennechez G, Falardeau G. 1998. Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. *Condor* 100:413-425.
- Clergeau P, Croci S, Jokimäki J, Kaisanlahti-Jokimäki ML, Dinetti M. 2006. Avifauna homogenisation by urbanisation: analysis at different European latitudes. *Biological Conservation* 127:336-344.
- Colwell RK. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versión 9.1.0. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/> (consultado el 19 de marzo de 2020).
- Contreras-Balderas AJ, González-Rojas JI, García-Salas JA, Ruvalcaba-Ortega I. 2008. Nuevo León. Pp. 165-198. En: Ortiz-Pulido R, Navarro-Sigüenza A, Gómez de Silva H, Rojas-Soto O, Peterson AT (eds). *Avifaunas Estatales de México*. CIPAMEX. Pachuca, Hidalgo, México.
- DeGraaf RM, Wentworth JM. 1986. Avian guild structure and habitat associations in suburban bird communities. *Urban Ecology* 9:399-412.
- Diamond JM, Ross MS. 2019. Exotic parrots breeding in urban tree cavities: nesting requirements, geographic distribution, and potential impacts on cavity nesting birds in southeast Florida. *Avian Research* 10:39. DOI: <https://doi.org/10.1186/s40657-019-0176-3>
- Domínguez-López ME, Ortega-Álvarez R. 2014. The importance of riparian habitats for avian communities in a highly human modified Neotropical landscape. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85:1217-1227.
- eBird. 2021. An online database of bird distribution and abundance. Cornell Lab of Ornithology, Cornell University, Ithaca, Nueva York, E.U.A. <http://www.ebird.org> (consultado el 20 de abril de 2021).
- Ehrlich P, Dobkin P, Wheye D. 1988. *The birder's handbook*. Simon and Schuster. Nueva York, Estados Unidos de América.
- Escobar-Ibáñez JF, Rueda-Hernández R, MacGregor-Fors I. 2020. The greener the better! Avian communities across a neotropical gradient of urbanization density. *Frontiers in Ecology and Evolution* 8:1-11.
- Evans KL, Newson S, Gaston KJ. 2009. Habitat influences on urban avian assemblages. *Ibis* 151:19-39.
- García E. 1973. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. Instituto de Geografía, UNAM. México, D.F.
- González-García F, Gómez de Silva H. 2003. Especies endémicas: riqueza, patrones de distribución y retos para su conservación. Pp. 150-154. En: Gómez de Silva H, Oliveras de Ita A (eds.). *Conservación de aves. Experiencias en México*. CIPAMEX, NFWF, CONABIO. México, D.F.
- Grimm NB, Feath SH, Golubiewski NE, Redman CL, Wu J, Briggs JM. 2008. Global change and the ecology of cities. *Science* 319:756-760.
- Groffman PM, Bain DJ, Band LE, Belt KT, Brush GS, Grove JM, Pouyat RV, Yesilonis IC, Zipperer WC. 2003. Down by the riverside: urban riparian ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1:315-321.
- Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 4. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- Howell SNG, Webb S. 1995. *A Guide to the Birds of Mexico and Northern Central America*. Oxford University Press. Oxford, Reino Unido.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2020. The IUCN Red List of Threatened Species. Versión 2020-2. <https://www.iucnredlist.org> (consultado el 12 de junio de 2020).
- Jokimäki J, Clergeau P, Kaisanlahti-Jokimäki ML. 2002. Winter bird communities in urban habitats: A comparative study between central and northern Europe. *Journal of Biogeography* 29:69-79.
- Jones KB, Slonecker ET, Nash MS, Neale AC, Wade TG, Hamann S. 2010. Riparian habitat changes across the continental United States (1972-2003) and potential implications for sustaining ecosystem services. *Landscape*

Ecology 25:1261-1275.

- Kark S, Iwaniuk A, Schalimtzek A, Banker E. 2007. Living in the city: can anyone become an 'urban exploiter'? *Journal of Biogeography* 34:638-651.
- Kirk DA, Currall JEP. 1994. Habitat associations of migrant and resident vultures in central Venezuela. *Journal of Avian Biology* 25:327-337.
- La Porte AM, Mannan RW, Brewer S. 2020. Riparian conservation facilitated expansion of gray hawks. *Journal of Wildlife Management* 84:910-920.
- Larsen S, Sorace A, Mancini L. 2010. Riparian bird communities as indicators of human impacts along Mediterranean streams. *Environmental Management* 45:261-273.
- López-Castillo GI. 2014. Estructura y diversidad de la vegetación riparia en un transecto del río La Silla, Monterrey-Guadalupe, Nuevo León, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Nuevo León, Nuevo León, México.
- López-Castillo GI, Alanís-Flores GJ, Favela-Lara S, Torres-Morales M. 2018. Diversidad de la vegetación riparia del río La Silla Monterrey-Guadalupe, Nuevo León. *Ciencia UANL* 21: 89-91.
- Love OP, Bird DM. 2000. Raptors in urban landscapes: A review and future concerns. Pp. 425-434. En: Chancellor RD, Meyburg BU (eds). *Raptors at risk*. Hancock House. Surrey, Canadá.
- MacGregor-Fors I, Morales-Pérez L, Schondube JE. 2010. Migrating to the city: responses of neotropical migrant bird communities to urbanization. *Condor* 112:711-717.
- MacGregor-Fors I, Schondube JE. 2011. Gray vs. green urbanization: Relative importance of urban features for urban bird communities. *Basic and Applied Ecology* 12:372-381.
- MacGregor-Fors I, Schondube JE. 2012. Urbanizing the wild: shifts in bird communities associated to small human settlements. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83:477-486.
- MacGregor-Fors I, Payton ME. 2013. Contrasting diversity values: statistical inferences based on overlapping confidence intervals. *PLoS One* 8(2):e56794. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0056794>
- MacGregor-Fors I, González-García F, Hernández-Lara C, Santiago-Alarcon D. 2018. Where are the birds in the matrix? Avian diversity in a Neotropical landscape Mosaic. *Wilson Journal of Ornithology* 130:81-93.
- Magurran AE. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing. Oxford, Reino Unido.
- Malagamba-Rubio A, MacGregor-Fors I, Rubén Pineda-López R. 2013. Comunidades de aves en áreas verdes de la ciudad de Santiago de Querétaro, México. *Ornitología Neotropical* 24:371-386.
- Manci KM. 1989. Riparian ecosystem creation and restoration: a literature summary. *Biological Report* 89(20). U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C., Estados Unidos de América.
- Mannan RW, Boal CW. 2000. Home range characteristics of male Cooper's Hawks in an urban environment. *Wilson Bulletin* 112:21-27.
- Marzluff JM. 2001. Worldwide increase in urbanization and its effects on birds. Pp. 19-47. En: Marzluff JM, Bowman R, Donnelly R (eds). *Avian ecology and conservation in an urbanizing world*. Kluwer Academic. Norwell, Estados Unidos de América.
- McKinney AL. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127:247-260.
- McKinney RA, Raposa KB, Cournoyer RM. 2011. Wetlands as habitat in urbanizing landscapes: Patterns of bird abundance and occupancy. *Landscape and Urban Planning* 100:142-152.
- McKinsey and Company. 2012. Global cities of the future: An interactive map. <http://www.mckinsey.com/featured-insights/urbanization/global-cities-of-the-future-an-interactive-map> (consultado el 14 de diciembre de 2019).
- Mori E, Grandi G, Menchetti M, Tella JL, Jackson HA, Reino L, van Kleunen A, Figueira R, Ancillotto L. 2017. Worldwide distribution of non-native Amazon parrots and temporal

- trends of their global trade. *Animal Biodiversity and Conservation* 40:49-62.
- Newton I. 1979. Population ecology of raptors. Poyser. Londres, Reino Unido.
- Novaes WG, Cintra R. 2015. Factors influencing the selection of communal roost sites by the Black Vulture *Coragyps atratus* (Aves: Cathartidae) in an urban area in Central Amazon. *Zoologia (Curitiba Impresso)* 30:607-614.
- Olden JD. 2006. Biotic homogenization: a new research agenda for conservation biogeography. *Journal of Biogeography* 33:2027-2039.
- Oliver AJ, Hong-Waa C, Devonshirec J, Olea KR, Rivas GF, Gahl MK. 2011. Avifauna richness enhanced in large, isolated urban parks. *Landscape and Urban Planning* 102:215-225.
- Oneal AS, Rotenberry JT. 2008. Riparian plant composition in an urbanizing landscape in southern California, USA. *Landscape Ecology* 23:553-567.
- Ortega-Álvarez R, MacGregor-Fors I. 2009. Living in the big city: Effects of urban land-use on bird community structure, diversity, and composition. *Landscape and Urban Planning* 90:189-195.
- Payton ME, Greenstone MH, Schenker N. 2003. Overlapping confidence intervals or standard error intervals: What do they mean in terms of statistical significance? *Journal of Insect Science* 3:34. DOI: <https://doi.org/10.1093/jis/3.1.34>
- Pearson T, Gray J, Johannessen P. 1983. Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. *Marine Ecology Progress Series* 9:237-255.
- Pennington DN, Hansel J, Blair RB. 2008. The conservation value of urban riparian areas for landbirds during spring migration: land cover, scale, and vegetation effects. *Biological Conservation* 141:1235-1248.
- Pennington DN, Blair RB. 2011. Habitat selection of breeding riparian birds in an urban environment: untangling the relative importance of biophysical elements and spatial scale. *Diversity and Distributions* 17:506-518.
- Pettingill OS Jr. 1969. Ornithology in laboratory and field, 4ª ed. Burgess, Minneapolis, Minnesota. Estados Unidos de América.
- Preston CR. 1990. Distribution of raptor foraging in relation to prey biomass and habitat structure. *Condor* 92:107-112.
- R Core Team. 2016. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria. Disponible en: <http://www.R-project.org/> (consultado el 16 de mayo de 2019).
- Ranazzi L, Manganaro A, Salvati L. 2000. The breeding success of Tawny Owls (*Strix aluco*) in a Mediterranean area: a long-term study in urban Rome. *Journal of Raptor Research* 34:322-326.
- Rudnick D, Ryan SJ, Beier P, Dieffenbach F. 2012. The role of landscape connectivity in planning and implementing conservation and restoration priorities. *Issues in Ecology* 16:1-20.
- Rullman S, Marzluff JMM. 2014. Raptor presence along an urban-wildland gradient: Influences of prey abundance and land cover. *Journal of Raptor Research* 48:257-272.
- Ruvalcaba-Ortega I, González-Rojas JI, Canales-del Castillo R. 2008. Riparian bird community from the Rio Sabinas, Coahuila, Mexico. *Texas Journal of Science* 60:243-260.
- Sabo JL, Sponseller R, Dixon M, Gade K, Harms T, Hefferman J, Welter J. 2005. Riparian zones increase regional species richness by harboring different, not more, species. *Ecology* 86:56-62.
- Santos AA, Ragusa-Netto J. 2014. Plant food resources exploited by Blue-and-Yellow Macaws (*Ara ararauna*, Linnaeus 1758) at an urban area in central Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 74:429-437.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección Ambiental – Especies nativas de México de flora y fauna silvestres – Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio – lista de es-

- pecies en riesgo. Diario Oficial de la Federación. 30 de diciembre de 2010, Segunda Sección. México, D.F.
- Schnell GD. 1968. Differential habitat utilization by wintering Rough-legged and Red-tailed Hawks. *Condor* 70:373-377.
- Shochat E, Lerman SB, Anderies JM, Warren PS, Faeth SH, Nilon CH. 2010. Invasion, competition, and biodiversity loss in urban ecosystems. *Bioscience* 60:199-208.
- Sibley DA. 2014. The Sibley guide to birds. Alfred A. Knopf, Nueva York. Estados Unidos de América.
- Sullivan BL, Wood MJ, Liff MJ, Bonney RE, Fink D, Kelling S. 2009. eBird: a citizen-based bird observation network in the biological sciences. *Biological Conservation* 142:2282-2292.
- Telfair RC II. 1979. The African Cattle Egret in Texas and its relation to the Little Blue Heron, Snowy Egret and Louisiana Heron. Tesis de Doctorado. Texas A&M University, College Station, Texas. Estados Unidos de América.
- Traut AH, Hostetler ME. 2004. Urban lakes and waterbirds: effects of shoreline development on avian distribution. *Landscape and Urban Planning* 69:69-85.
- Traylor MA, Fitzpatrick JW. 1982. A survey of the tyrant flycatchers. *Living Bird* 19:7-50.
- Valdés-Peña RA, González-Rojas JI. 2006. Feral parrots in Monterrey, Mexico: another result of the illegal bird trade. *PsittaScene* 18:8-9.
- Villareal H, Álvarez M, Córdoba S, Escobar F, Fagua G, Gast F, Mendoza H, Ospina M, Umaña AM (eds). 2004. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia.
- Wehtje W. 2003. The range expansion of the great-tailed grackle (*Quiscalus mexicanus*) in North America since 1880. *Journal of Biogeography* 30:1593-1607.
- Wickham H. 2016. ggplot2: Elegant graphics for data analysis. Springer-Verlag Nueva York, Estados Unidos de América.
- Willard DE. 1977. The feeding ecology and behavior of five species of herons in southeastern New Jersey. *Condor* 79:462-470.
- Wunderle JM. 1994. Métodos para contar aves terrestres del Caribe. Southern Forest Experiment Station, Forest Service, US Department of Agriculture. Nueva Orleans, Estados Unidos de América.

Anexo 1. Listado sistemático de las aves del Río La Silla, Nuevo León, México. Incluye orden, familia, especie, sitio (**ELRE=El Realito; TRIB=Tolteca-Riberas; CORT=Cortijo**), estacionalidad, gremio alimenticio, estatus de conservación y grado de endemismo. Las categorías de estacionalidad (**EST**) son: residente (**R**), residente de verano (**V**), visitante de invierno (**I**), transitorio (**T**), y ocasional o accidental (**O**). Los gremios alimenticios (**GRE**) son: carnívoros (**CARN**); carroñeros (**CARR**); frugívoros (**FRUG**); granívoro (**GRAN**); herbívoro (**HERB**); invertebrados acuáticos (**INAC**); invertebrados terrestres (**INSE**); nectarívoros (**NECT**); omnívoros (**OMNI**); y piscívoros (**PISC**). Los estatus de conservación de acuerdo con la **NOM-SEMARNAT-2010** como: amenazado (**A**); en peligro de extinción (**P**); y sujeta a protección especial (**Pr**); y de acuerdo con la Lista Roja de Especies Amenazadas (**IUCN**) como: en peligro de extinción (**EN**); vulnerable (**VU**); casi amenazado (**NT**); y preocupación menor (**LC**). El grado de endemismo (**GE**) de acuerdo con Berlanga *et al.* (2019) son: endémica (**ED**), cuasiendémico (**CE**), semiendémico (**SE**) y no endémico (**ne**). Las categorías de abundancia relativa son: abundante (**A**), común (**C**), moderadamente común (**MC**), poco común (**PC**) y rara (**R**). El símbolo * indica que la especie fue registrada únicamente durante el premuestreo (2017-2018); † señala que la especie es exótica para México; ¹ indica la completitud (%) del muestreo basado en el promedio de los siguientes índices: ICE, Chao2 y Bootstrap.

| ORDEN, Familia, especie | ELRE | TRIB | CORT | EST | GRE | NOM | IUCN | GE | FR |
|--|------|------|------|-----|------|-----|------|----|----|
| ANSERIFORMES | | | | | | | | | |
| Anatidae | | | | | | | | | |
| <i>Dendrocygna autumnalis</i> | 39 | 35 | 2 | R | HERB | | LC | ne | PC |
| <i>Cairina moschata</i> (doméstico) | 9 | 3 | 3 | R | OMNI | | LC | ne | R |
| <i>Aix sponsa</i> | 3 | 0 | 0 | I | HERB | | LC | ne | R |
| <i>Spatula discors</i> | 10 | 0 | 0 | I | OMNI | | LC | ne | R |
| <i>Mareca strepera</i> | 3 | 1 | 0 | I | HERB | | LC | ne | R |
| <i>Anas platyrhynchos</i> (doméstico) | 6 | 32 | 5 | R | OMNI | | LC | ne | R |
| GALLIFORMES | | | | | | | | | |
| Cracidae | | | | | | | | | |
| <i>Ortalis vetula</i> | 113 | 21 | 42 | R | FRUG | | LC | ne | MC |
| PODICIPEDIFORMES | | | | | | | | | |
| Podicipedidae | | | | | | | | | |
| <i>Tachybaptus dominicus</i> | 2 | 0 | 0 | R | INAC | Pr | LC | ne | R |
| <i>Podilymbus podiceps</i> | 13 | 0 | 0 | I | INAC | | LC | ne | PC |
| COLUMBIFORMES | | | | | | | | | |
| Columbidae | | | | | | | | | |
| <i>Columba livia</i> † | 62 | 88 | 35 | R | OMNI | | LC | ne | MC |
| <i>Patagioenas fasciata</i> | 1 | 0 | 0 | R | OMNI | | LC | ne | R |
| <i>Streptopelia decaocto</i> † | 24 | 8 | 9 | R | OMNI | | LC | ne | PC |
| <i>Columbina inca</i> | 21 | 11 | 28 | R | GRAN | | LC | ne | PC |
| <i>Zenaida asiatica</i> | 150 | 112 | 147 | R | GRAN | | LC | ne | C |
| <i>Zenaida macroura</i> | 2 | 2 | 0 | R | GRAN | | LC | ne | R |
| CUCULIFORMES | | | | | | | | | |
| Cuculidae | | | | | | | | | |
| <i>Crotophaga sulcirostris</i> | 0 | 4 | 0 | R | INSE | | LC | ne | R |
| CAPRIMULGIFORMES | | | | | | | | | |
| Caprimulgidae | | | | | | | | | |

| | | | | | | | | | |
|----------------------------------|-----|-----|----|---|------|----|----|----|----|
| <i>Nyctidromus albicollis</i> | 0 | 1 | 0 | R | INSE | | LC | ne | R |
| Trochilidae | | | | | | | | | |
| <i>Archilochus colubris</i> | 1 | 0 | 0 | T | NEC | | LC | ne | R |
| <i>Cynanthus latirostris</i> | 23 | 7 | 16 | R | NEC | | LC | SE | MC |
| <i>Amazilia yucatanensis</i> | 3 | 5 | 4 | R | NEC | | LC | CE | PC |
| CHARADRIIFORMES | | | | | | | | | |
| Scolopacidae | | | | | | | | | |
| <i>Gallinago delicata</i> | 1 | 0 | 0 | I | INAC | | LC | ne | R |
| <i>Actitis macularius</i> | 38 | 7 | 0 | R | INAC | | LC | ne | PC |
| SULIFORMES | | | | | | | | | |
| Phalacrocoracidae | | | | | | | | | |
| <i>Nannopterum brasilianus</i> | 63 | 42 | 0 | R | PISC | | LC | ne | PC |
| PELECANIFORMES | | | | | | | | | |
| Pelecanidae | | | | | | | | | |
| <i>Pelecanus erythrorhynchos</i> | 0 | 4 | 0 | I | PISC | | LC | ne | R |
| Ardeidae | | | | | | | | | |
| <i>Ardea herodias</i> | 14 | 4 | 1 | R | PISC | | LC | ne | PC |
| <i>Ardea alba</i> | 31 | 39 | 3 | R | PISC | | LC | ne | R |
| <i>Egretta thula</i> | 128 | 136 | 36 | R | PISC | | LC | ne | C |
| <i>Egretta caerulea</i> | 4 | 3 | 0 | O | PISC | | LC | ne | R |
| <i>Egretta tricolor</i> | 19 | 32 | 0 | R | PISC | | LC | ne | PC |
| <i>Bubulcus ibis</i> † | 11 | 70 | 3 | R | PISC | | LC | ne | PC |
| <i>Butorides virescens</i> | 26 | 16 | 4 | R | PISC | | LC | ne | MC |
| <i>Nycticorax nycticorax</i> | 12 | 22 | 0 | R | PISC | | LC | ne | MC |
| <i>Nyctanassa violacea</i> | 39 | 8 | 12 | R | INAC | | LC | ne | MC |
| Threskiornithidae | | | | | | | | | |
| <i>Eudocimus albus</i> | 65 | 12 | 0 | T | INAC | | LC | ne | PC |
| <i>Plegadis chihi</i> | 46 | 27 | 16 | I | INAC | | LC | ne | PC |
| CATHARTIFORMES | | | | | | | | | |
| Cathartidae | | | | | | | | | |
| <i>Coragyps atratus</i> | 235 | 39 | 1 | R | CARR | | LC | ne | PC |
| <i>Cathartes aura</i> | 179 | 54 | 13 | R | CARR | | LC | ne | MC |
| ACCIPITRIFORMES | | | | | | | | | |
| Pandionnidae | | | | | | | | | |
| <i>Pandion haliaetus</i> | 4 | 1 | 0 | R | CARN | | LC | ne | R |
| Accipitridae | | | | | | | | | |
| <i>Elanus leucurus</i> | 2 | 0 | 0 | R | CARN | | LC | ne | R |
| <i>Accipiter striatus</i> | 3 | 1 | 1 | I | CARN | Pr | LC | ne | R |
| <i>Accipiter cooperii</i> | 5 | 5 | 2 | R | CARN | Pr | LC | en | PC |
| <i>Buteogallus anthracinus</i> | 5 | 0 | 0 | R | CARN | Pr | LC | ne | R |
| <i>Geranoaetus albicaudatus</i> | 1 | 0 | 0 | R | CARN | Pr | LC | ne | R |
| <i>Buteo plagiatus</i> | 18 | 10 | 3 | R | CARN | | LC | en | PC |
| <i>Buteo lineatus</i> | 1 | 0 | 0 | R | CARN | Pr | LC | ne | R |
| <i>Buteo brachyurus</i> | 6 | 3 | 1 | R | CARN | | LC | ne | R |

| | | | | | | | | | |
|----------------------------------|-----|-----|-----|---|------|----|----|----|----|
| <i>Buteo albonotatus</i> | 3 | 2 | 0 | V | CARN | Pr | LC | ne | R |
| <i>Buteo jamaicensis</i> | 5 | 0 | 0 | R | CARN | | LC | ne | R |
| STRIGIFORMES | | | | | | | | | |
| Tytonidae | | | | | | | | | |
| <i>Tyto alba</i> | 1 | 0 | 0 | R | CARN | | LC | ne | R |
| Strigidae | | | | | | | | | |
| <i>Megascops asio</i> | 0 | 0 | 1 | R | CARN | Pr | LC | ne | R |
| <i>Glaucidium brasilianum</i> | 9 | 2 | 3 | R | CARN | | LC | ne | PC |
| CORACIIFORMES | | | | | | | | | |
| Alcedinidae | | | | | | | | | |
| <i>Megaceryle torquata</i> | 47 | 37 | 2 | R | PISC | | LC | ne | MC |
| <i>Megaceryle alcyon</i> | 10 | 6 | 0 | I | PISC | | LC | ne | PC |
| <i>Chloroceryle americana</i> | 42 | 45 | 7 | R | PISC | | LC | ne | MC |
| PICIFORMES | | | | | | | | | |
| Picidae | | | | | | | | | |
| <i>Melanerpes aurifrons</i> | 139 | 212 | 83 | R | INSE | | LC | ne | A |
| <i>Sphyrapicus varius</i> | 3 | 5 | 1 | I | INSE | | LC | ne | R |
| <i>Dryobates scalaris</i> | 9 | 2 | 0 | R | INSE | | LC | ne | PC |
| FALCONIFORMES | | | | | | | | | |
| Falconidae | | | | | | | | | |
| <i>Micrastur semitorquatus</i> | 0 | 0 | 1 | R | CARN | Pr | LC | ne | R |
| <i>Caracara cheriway</i> | 1 | 1 | 0 | R | CARN | | LC | ne | R |
| <i>Falco sparverius</i> | 1 | 0 | 0 | R | CARN | | LC | ne | R |
| <i>Falco columbarius</i> | 1 | 0 | 0 | I | CARN | | LC | ne | R |
| <i>Falco ruficularis</i> | 1 | 0 | 0 | R | CARN | | LC | ne | R |
| <i>Falco peregrinus*</i> | 0 | 1 | 0 | R | CARN | A | LC | ne | R |
| PSITTACIFORMES | | | | | | | | | |
| Psittacidae | | | | | | | | | |
| <i>Ara militaris</i> | 1 | 0 | 0 | O | FRUG | P | VU | ne | R |
| <i>Psittacara holochlorus</i> | 150 | 194 | 352 | R | FRUG | A | LC | ne | C |
| <i>Amazona albifrons</i> | 0 | 2 | 0 | O | FRUG | Pr | LC | ne | R |
| <i>Amazona viridigenalis</i> | 71 | 111 | 70 | R | FRUG | P | EN | ED | R |
| <i>Amazona finschi</i> | 0 | 20 | 0 | O | FRUG | P | EN | ED | R |
| <i>Amazona autumnalis</i> | 0 | 1 | 4 | O | FRUG | | LC | ne | R |
| <i>Amazona oratrix</i> | 0 | 2 | 9 | R | FRUG | P | EN | ne | PC |
| PASSERIFORMES | | | | | | | | | |
| Tityridae | | | | | | | | | |
| <i>Pachyrhamphus aglaiae</i> | 15 | 5 | 3 | R | INSE | | LC | ne | PC |
| Tyrannidae | | | | | | | | | |
| <i>Camptostoma imberbe</i> | 3 | 0 | 3 | R | INSE | | LC | ne | R |
| <i>Myiarchus tuberculifer</i> | 4 | 0 | 9 | R | INSE | | LC | ne | R |
| <i>Myiarchus cinerascens</i> | 3 | 1 | 0 | V | INSE | | LC | ne | R |
| <i>Myiarchus crinitus</i> | 1 | 3 | 0 | T | INSE | | LC | ne | R |
| <i>Myiarchus tyrannulus</i> | 1 | 0 | 0 | V | INSE | | LC | ne | R |
| <i>Pitangus sulphuratus</i> | 182 | 212 | 112 | R | INSE | | LC | ne | A |
| <i>Myiodynastes luteiventris</i> | 15 | 24 | 9 | V | INSE | | LC | ne | PC |

| | | | | | | | | |
|-----------------------------------|-----|-----|-----|---|------|----|----|----|
| <i>Tyrannus melancholicus</i> | 32 | 19 | 16 | R | INSE | LC | ne | MC |
| <i>Tyrannus couchii</i> | 14 | 10 | 18 | R | INSE | LC | ne | MC |
| <i>Contopus cooperi</i> | 3 | 1 | 0 | T | INSE | NT | ne | R |
| <i>Contopus virens</i> | 0 | 0 | 1 | T | INSE | LC | ne | R |
| <i>Empidonax flaviventris</i> | 5 | 0 | 0 | T | INSE | LC | ne | R |
| <i>Empidonax minimus</i> | 1 | 0 | 0 | I | INSE | LC | ne | R |
| <i>Empidonax hammondi</i> | 0 | 0 | 1 | I | INSE | LC | ne | R |
| <i>Sayornis nigricans</i> | 46 | 68 | 18 | R | INSE | LC | ne | PC |
| <i>Sayornis phoebe</i> | 1 | 2 | 3 | I | INSE | LC | ne | R |
| <i>Sayornis saya</i> | 0 | 2 | 1 | R | INSE | LC | ne | R |
| <i>Pyrocephalus rubinus</i> | 3 | 6 | 0 | R | INSE | LC | ne | R |
| Vireonidae | | | | | | | | |
| <i>Vireo griseus</i> | 3 | 3 | 3 | R | INSE | LC | ne | PC |
| <i>Vireo bellii</i> | 2 | 0 | 3 | T | INSE | LC | ne | R |
| <i>Vireo huttoni</i> | 0 | 2 | 1 | R | INSE | LC | ne | R |
| <i>Vireo cassinii</i> | 0 | 0 | 2 | I | INSE | LC | SE | R |
| <i>Vireo solitarius</i> | 5 | 8 | 3 | I | INSE | LC | ne | PC |
| Corvidae | | | | | | | | |
| <i>Cyanocorax yncas</i> | 108 | 40 | 70 | R | OMNI | LC | ne | C |
| <i>Corvus corax</i> | 1 | 0 | 0 | R | OMNI | LC | ne | R |
| Hirundinidae | | | | | | | | |
| <i>Stelgidopteryx serripennis</i> | 62 | 10 | 9 | R | INSE | LC | ne | PC |
| <i>Hirundo rustica</i> | 26 | 16 | 34 | V | INSE | LC | ne | PC |
| <i>Petrochelidon pyrrhonota</i> | 4 | 0 | 0 | V | INSE | LC | ne | R |
| <i>Petrochelidon fulva</i> | 0 | 10 | 6 | V | INSE | LC | ne | R |
| Paridae | | | | | | | | |
| <i>Baelophus atricristatus</i> | 51 | 89 | 35 | R | INSE | LC | ne | R |
| Troglodytidae | | | | | | | | |
| <i>Troglodytes aedon</i> | 14 | 9 | 3 | I | INSE | LC | ne | PC |
| <i>Thryothorus ludovicianus</i> | 4 | 1 | 12 | R | INSE | LC | ne | PC |
| <i>Thryomanes bewickii</i> | 5 | 0 | 3 | R | INSE | LC | ne | R |
| Poliophtilidae | | | | | | | | |
| <i>Poliophtila caerulea</i> | 143 | 167 | 103 | R | INSE | LC | ne | MC |
| Regulidae | | | | | | | | |
| <i>Corthylio calendula</i> | 16 | 20 | 23 | I | INSE | LC | ne | MC |
| Turdidae | | | | | | | | |
| <i>Catharus guttatus</i> | 4 | 0 | 0 | I | INSE | LC | ne | R |
| <i>Turdus grayi</i> | 58 | 57 | 42 | R | INSE | LC | ne | MC |
| <i>Turdus migratorius</i> | 0 | 1 | 0 | I | INSE | LC | ne | R |
| Mimidae | | | | | | | | |
| <i>Toxostoma longirostre</i> | 7 | 1 | 9 | R | OMNI | LC | CE | PC |
| <i>Mimus polyglottos</i> | 12 | 2 | 4 | R | INSE | LC | ne | PC |
| Bombycillidae | | | | | | | | |
| <i>Bombycilla cedrorum</i> | 0 | 0 | 40 | I | FRUG | LC | ne | R |

| | | | | | | | | |
|-----------------------------------|-----|-----|-----|---|------|----|----|----|
| Passeridae | | | | | | | | |
| <i>Passer domesticus</i> † | 12 | 19 | 20 | R | OMNI | LC | ne | PC |
| Fringillidae | | | | | | | | |
| <i>Haemorhous mexicanus</i> | 5 | 0 | 0 | R | GRAN | LC | ne | R |
| <i>Spinus psaltria</i> | 6 | 3 | 3 | R | GRAN | LC | ne | R |
| <i>Spinus tristis</i> | 0 | 0 | 4 | I | GRAN | LC | ne | R |
| Passerellidae | | | | | | | | |
| <i>Arremonops rufivirgatus</i> | 15 | 1 | 14 | R | INSE | LC | CE | PC |
| <i>Chondestes grammacus</i> | 1 | 0 | 0 | I | GRAN | LC | ne | R |
| <i>Spizella passerina</i> | 12 | 22 | 41 | I | GRAN | LC | ne | R |
| <i>Spizella pallida</i> | 1 | 0 | 12 | I | GRAN | LC | ne | PC |
| <i>Melospiza melodia</i> * | 0 | 1 | 0 | O | GRAN | LC | ne | R |
| <i>Melospiza lincolni</i> | 10 | 3 | 2 | I | GRAN | LC | ne | R |
| Icteriidae | | | | | | | | |
| <i>Icteria virens</i> | 1 | 0 | 0 | V | INSE | LC | ne | R |
| Icteridae | | | | | | | | |
| <i>Icterus cucullatus</i> | 1 | 1 | 0 | V | INSE | LC | SE | R |
| <i>Icterus gularis</i> | 1 | 0 | 0 | R | INSE | LC | ne | R |
| <i>Icterus graduacauda</i> | 1 | 1 | 0 | R | INSE | LC | CE | R |
| <i>Agelaius phoeniceus</i> | 18 | 7 | 2 | R | INSE | LC | ne | PC |
| <i>Molothrus aeneus</i> | 2 | 2 | 4 | R | INSE | LC | ne | R |
| <i>Quiscalus mexicanus</i> | 449 | 615 | 354 | R | OMNI | LC | ne | A |
| Parulidae | | | | | | | | |
| <i>Seiurus aurocapilla</i> * | 1 | 0 | 0 | I | INSE | LC | ne | R |
| <i>Parkesia noveboracensis</i> | 1 | 0 | 0 | I | INSE | LC | ne | R |
| <i>Mniotilta varia</i> | 3 | 3 | 2 | I | INSE | LC | ne | PC |
| <i>Protonotaria citrea</i> * | 0 | 1 | 0 | O | INSE | LC | ne | R |
| <i>Leiothlypis celata</i> | 45 | 36 | 15 | I | INSE | LC | ne | MC |
| <i>Leiothlypis ruficapilla</i> | 12 | 18 | 9 | I | INSE | LC | ne | PC |
| <i>Geothlypis trichas</i> | 4 | 0 | 2 | I | INSE | LC | ne | R |
| <i>Setophaga pitayumi</i> | 4 | 3 | 2 | V | INSE | LC | ne | R |
| <i>Setophaga petechia</i> | 4 | 2 | 0 | T | INSE | LC | ne | R |
| <i>Setophaga pinus</i> | 1 | 0 | 0 | O | INSE | LC | ne | R |
| <i>Setophaga coronata</i> | 51 | 97 | 22 | I | INSE | LC | ne | MC |
| <i>Setophaga dominica</i> | 1 | 0 | 0 | T | INSE | LC | ne | R |
| <i>Setophaga townsendi</i> | 1 | 0 | 0 | I | INSE | LC | ne | R |
| <i>Setophaga virens</i> | 3 | 4 | 4 | I | INSE | LC | ne | PC |
| <i>Basileuterus rufifrons</i> | 0 | 0 | 20 | R | INSE | LC | CE | PC |
| <i>Basileuterus culicivorus</i> * | 1 | 0 | 0 | R | INSE | LC | ne | R |
| <i>Cardellina pusilla</i> | 27 | 30 | 13 | I | INSE | LC | ne | MC |
| Cardinalidae | | | | | | | | |
| <i>Piranga flava</i> | 2 | 2 | 0 | R | INSE | LC | ne | R |
| <i>Piranga rubra</i> | 4 | 3 | 0 | T | INSE | LC | ne | R |
| <i>Piranga ludoviciana</i> | 0 | 1 | 0 | T | INSE | LC | ne | R |
| <i>Cardinalis cardinalis</i> | 1 | 0 | 0 | R | INSE | LC | ne | R |

| | | | | | | | | |
|--------------------------------|------|------|------|---|------|----|----|---|
| <i>Pheucticus ludovicianus</i> | 2 | 0 | 0 | T | INSE | LC | ne | R |
| <i>Passerina cyanea</i> | 7 | 0 | 0 | T | INSE | LC | ne | R |
| Abundancia total | 3499 | 3172 | 2064 | | | | | |
| Riqueza | 129 | 103 | 82 | | | | | |
| Compleitud (%) ¹ | 82.6 | 80.2 | 86.9 | | | | | |