

Ecología Cuantitativa

Producto Integrador de Aprendizaje

**DIVERSIDAD DE LA AVIFAUNA RESIDENTE TERRESTRE EN EL ENTORNO SUCESIONAL URBANO DEL RÍO
SANTA CATARINA PARA DIFERENTES TIPOS DE USO DE SUELO Y VEGETACIÓN**

Facilitadora: Dra. Irene Ruvalcaba Ortega

Grupo 181

Biólogo

Elaborado por:

Guzmán De la Garza, Marcelo - 1877393

Ciudad Universitaria, San Nicolás de los Garza, NL, México a 7 de junio de 2024

Introducción

El Río Santa Catarina (RSC) es un cuerpo lótico meandrífico de la cuenca de Río Bravo-San Juan en el estado de Nuevo León, al noreste de México. Surge desde el cañón La Purísima de la sierra de San José y desemboca en el Río San Juan con una longitud aproximada de 160 kilómetros. En el Área Metropolitana de Monterrey (AMM) atraviesa desde su afluente los municipios de Santiago, Santa Catarina, San Pedro, Monterrey, Guadalupe, Juárez y Cadereyta (INEGI, 1986).

El cauce del RSC ha sido objeto de proyectos ambiciosos por parte de los gobiernos estatales y municipales. El crecimiento del AMM hacia el siglo XX propició el abuso indiscriminado del cauce del RSC a través de numerosas obras de infraestructura urbana que potencialmente ponen en peligro la seguridad hídrica de los regiomontanos y a la biodiversidad. Los esfuerzos más graves de asimilar al RSC como un espacio de aprovechamiento urbano sucedieron entre la segunda mitad del siglo pasado y el año 2010, en donde el encauzamiento del río tenía la función de recaudar fondos al erario a través del entretenimiento y el comercio informal (Vega, 2023).

No obstante, los fenómenos meteorológicos que traen fuertes lluvias al estado en primavera y verano fueron desde entonces amenazas importantes para la adopción del RSC a la agenda de proyectos públicos estatales y municipales. Dentro de la memoria histórica de la ciudad de Monterrey, los huracanes Gilberto, Emily y Alex (de los años 1988, 2005 y 2010 respectivamente) han terminado por convertir al RSC en una bomba de tiempo. Esto es debido a que el río que es efímero en época de secas se vuelve en tiempos de grandes lluvias o de huracanes es la fuerza más destructiva para los sitios de la urbe que se encuentran en las planicies de inundación – principalmente el centro de Monterrey y Guadalupe. acuerdo al Plan de desarrollo Urbano del Municipio de Monterrey (PDUMM, 2012).

La compleja maquinaria de urbanización local ha perpetrado el atropellamiento a los derechos humanos de los regiomontanos y a los derechos de los ecosistemas. Dentro del corazón del AMM se concentran las mayores densidades demográficas e intuitivamente crece el déficit de áreas verdes per cápita. En ciudades mexicanas, incluidas la ciudad de Monterrey, existe una triste relación significativa entre el crecimiento de la mancha urbana y el bajo nivel de planificación. Esta relación se puede interpretar de la siguiente manera: la planificación urbana en las grandes ciudades mexicanas es reaccionaria, primero vienen los problemas causados por el crecimiento desmedido y después viene la planificación y normatividad. El perpetuo desfase entre crecimiento y planificación crea proporciones descontroladas de entornos construidos y áreas verdes per cápita (Estrada et al, 2020).

El principal interés de las nuevas administraciones es aprovechar el espacio como un parque urbano lineal. Sin embargo, existen argumentos válidos de la ciudadanía en contra de dicho acercamiento. El primer lugar, la privatización de los espacios públicos en la ciudad de Monterrey es un problema cada vez más latente; un ejemplo es el Parque Fundidora, cuya privatización disminuye aún más el espacio de áreas verdes per cápita de los ciudadanos. En segundo lugar y todavía más importante es que los cambios morfológicos inducidos por proyectos urbanos han disminuido la capacidad del cauce y, por ende, han imposibilitado cualquier idea de modificación hacia aun entorno construido (Medellín Mendoza, 2006; Chin, 2006).

El estado actual del ANP-RSC es polémica. Los intereses de agentes privados y los intereses políticos de las últimas gestiones estatales y municipales siguen acercándose al RSC como un espacio que espera la integración urbanística. Al paso de los años ha surgido una fuerza subversiva de ciudadanos organizados en colectivos y asociaciones civiles que buscan proteger su patrimonio natural, el derecho a la seguridad hídrica y la garantía de un medio ambiente sano.

El moméntum social del paradigma científico alternativo “One Health” (una salud) es palpable en la ciudad – las movilizaciones masivas argumentan que la salud humana y la salud ambiental son indisolubles. Por ejemplo, en primavera de 2024 se llevaron a cabo varias marchas en contra de la modificación del Parque Libertad, ubicado en una colonia de un alto déficit de áreas verdes, en un hospital; la problemática fue la imperativa de escoger entre la salud y el acceso a espacios verdes. Se optó por relocatear el hospital planeado (Zinsstag et al, 2011).

La urbanización desmedida es una de las principales causas de pérdida de biodiversidad. Un fenómeno ubicuo en las ciudades semiáridas es que éstas retienen la capacidad de sostener la biodiversidad nativa de plantas ya aves aunque sea en parámetros marginales, aunque la urbanización sea haya ocasionado un desplome drástico en la riqueza y diversidad. Potencialmente, con la aparición de nuevos esfuerzos de conservación y restauración los espacios verdes en las ciudades se pueden convertir en hotspots de la biodiversidad. Tomar esta oportunidad de transformar los espacios públicos en áreas verdes es crítico en la situación actual del planeta. América Latina y el Caribe fueron, entre 1970 y 2018, la región del mundo que tuvo una pérdida de biodiversidad más pronunciada. Aproximadamente el 94% de la biodiversidad en esta región es hoy irrecuperable (Aronson et al, 2014).

Más allá del resguardo para especies presentes en las ciudades, los proyectos de restauración en espacios urbanos tienen la capacidad de enriquecer la biodiversidad, la función ecológica y las aportaciones de la naturaleza a la sociedad. Las aves son un grupo de vertebrados que son buenos indicadores para estudios de ecología urbana; la ecología de este grupo está históricamente bien documentada y se pueden encontrar una gran diversidad de gremios. Muchas especies de aves nativas presentan una selección del hábitat no aleatorio lo cual puede ser aprovechado para medir la diversidad de diferentes comunidades en un paisaje (Suri et al, 2017; Seymour y Simmons, 2008).

Antecedentes

Estudios recientes de evaluación ecológica han demostrado que la restauración de ríos urbanos tiene impactos positivos tanto en el medio ambiente como en los asentamientos humanos aledaños. Conforme los proyectos de restauración en ríos urbanos maduran, se observan en general tres grandes efectos: la contaminación del agua disminuye, aumenta la biodiversidad y se fortalecen los servicios ecosistémicos (Suri et al, 2017).

A mayor complejidad del paisaje, la diversidad avifaunística taxonómica y funcional en corredores riparios urbanos aumenta. La presencia de espacios protegidos, bosques, y una matriz urbana heterogénea puede aumentar la complejidad de la diversidad global de los ríos urbanos. El Río Santa Catarina es un corredor que conecta a áreas naturales protegidas nacionales y estatales como el Área Natural Estatal Cerro de las Mitras, Parque Ecológico la Huasteca, el Parque Nacional Cumbres de Monterrey, entre otros (Suri et al, 2017).

Entre muchos de los desafíos ambientales que enfrenta la ZMM uno de los más perjudiciales para la biodiversidad es la presencia y continuo sustento de las especies de plantas exóticas. Existe una correlación negativa entre comunidades dominadas por especies exóticas y la diversidad de aves ocupándolas. En el RSC se presenta un estado de sucesión secundario que se encuentra arrestado por especies introducidas en todos los estratos. Las especies de mayor presencia (número de individuos establecidos) en el río son exóticas: *Leucaena leucocephala*, *Ricinus communis*, *Cypereus involucratus* y *Melinis repens* (Donnelly y Marzluff, 2004; White et al, 2005; Mata-Balderas et al, 2020).

En los últimos años, investigadores han abogado por la reforestación de corredores riparios en áreas urbanas semiáridas con árboles y pastos nativos. Se ha encontrado que los factores ambientales a nivel paisaje que afectan más positivamente a las aves son la presencia de árboles y la cobertura de pastos nativos. Las especies de árboles nativos más abundantes del RSC son el sauce negro (*Salix nigra*) y el álamo mexicano (*Populus mexicana*). El trato bajo está dominado por especies africanas que tienen la capacidad de desplazar a la vegetación nativa; se requieren más estudios de composición del estrato bajo en el RSC para identificar presencia de pastos nativos del noreste de México. Los pastos contribuyen con espacio de forrajeo importante para muchas especies de aves, especialmente para las granívoras (Guo et al, 2019; Lu et al, 2019; Mata-Balderas et al, 2020; Seymour y Simmons, 2008)

Adicionalmente, la presencia de actividad humana es otro factor que afecta la presencia de especies de aves no sintrópicas. En sitios donde la actividad de tránsito de peatones es mayor, la abundancia, riqueza y diversidad de aves es menor. Esto puede ser información crucial para aproximarse a los proyectos que buscan convertir el RSC en un parque urbano lineal (Guo et al, 2019).

Por último, descubrimientos clave sobre el comportamiento de la diversidad de aves en ríos urbanos semiáridos confirman que la diversidad, riqueza y abundancia puede ser alta y no presentar diferencias significativas con ecosistemas aledaños independientemente del nivel de fragmentación del río. En otras palabras, los ecosistemas riparios tienen una alta capacidad de albergar y atraer a la biodiversidad local a pesar de la presencia de disturbios que conviertan a la vegetación de galería en un paisaje fragmentado. Esto puede significar importantes consideraciones para el manejo y conservación del RSC, el cual ha sido expuesto a estrategias de manejo y control desmedidas y poco reguladas (Seymour y Simmons, 2008).

Objetivos

Como objetivo general, la presente investigación pretende evaluar el estado de la diversidad avifaunística en las comunidades vegetales del Río Santa Catarina. En específico se busca:

- Estimar la riqueza y biodiversidad de aves para diferentes categorías de tipos y estructura de la vegetación
- Evaluar la magnitud de las diferencias entre comunidades a partir de los índices de diversidad con la serie de números de Hill y el índice de similitud de Chao-Sorenson

Hipótesis

Los parches de bosque ripario nativos en el Río Santa Catarina causan un aumento en la diversidad de aves, ya que componen sitios de importancia ecológica para estas especies. Se espera encontrar una menor riqueza de aves en zonas de vegetación exótica y en sitios sin árboles, un bajo gado de similitud entre comunidades con un mayor porcentaje de especies exclusivas en áreas arboladas y de bosque ripario.

Metodología

Área de estudio y muestreos

El polígono de estudio se encuentra centrado ($N 25^{\circ} 40' 8.9436 E -100^{\circ} 17' 39.0984$) en una de las zonas de perturbación más importantes para el RSC. El centroide del polígono está ubicado en el centro de la ciudad de Monterrey, en donde inciden en el río ciertos puntos clave demográficos, de urbanización, y de actividades industriales; por ejemplo, proyectos inmobiliarios, construcción de infraestructura pública y tiraderos de merma industrial. El área de estudio abarca 1.27 kilómetros cuadrados y se extiende por aproximadamente 8.02 kilómetros del oriente al poniente de la ciudad (**Gráfico 1**).

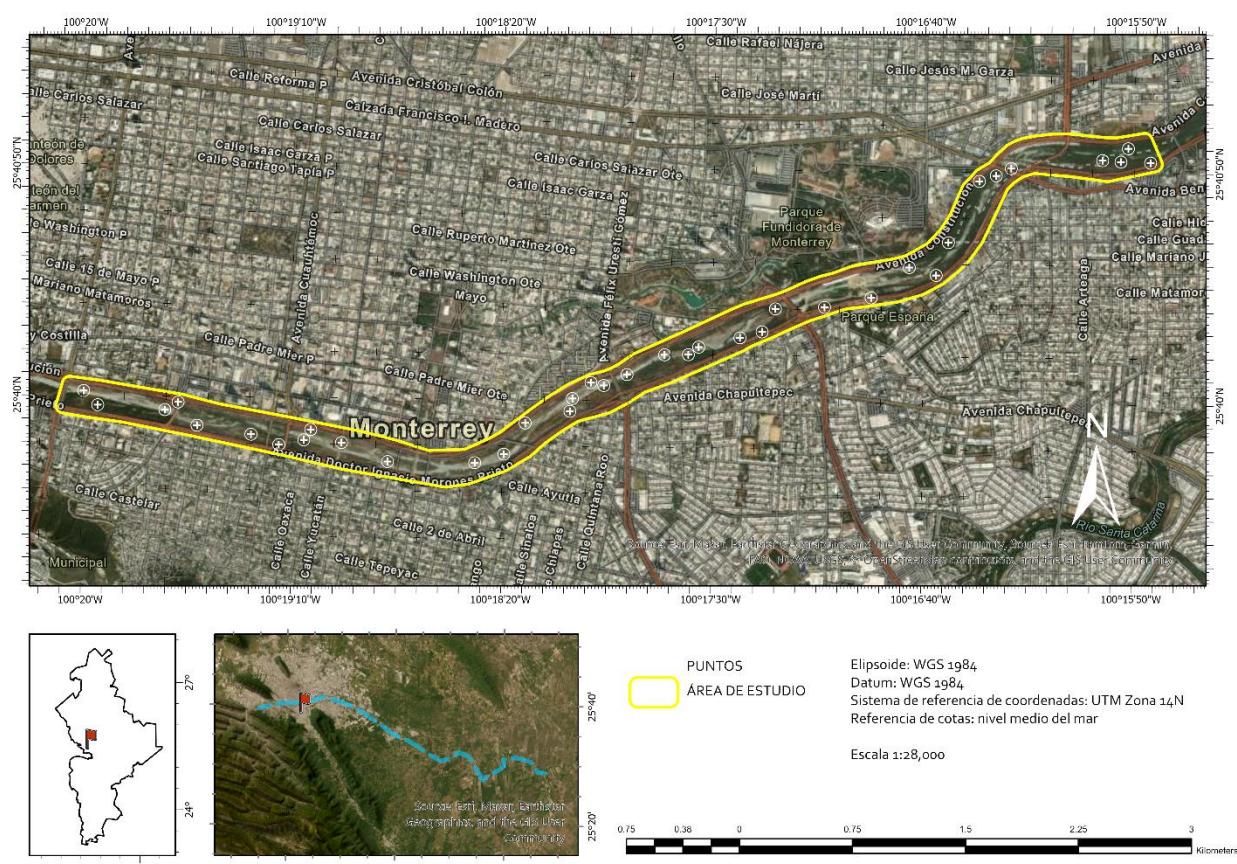


Gráfico 1. Mapa de la zona de estudio y de los 40 puntos de conteo con sus respectivos radios de 40 metros cuadrados.

El muestreo fue llevado a cabo los primeros cuatro días del mes de abril del año 2024, finalizando la partida de aves de migración invernal. Se realizaron 40 puntos de conteo aleatorizados de 40 metros de radio cada uno. Los conteos se hicieron con cuatro a seis observadores en un tiempo de cinco minutos con aproximadamente tres minutos de espera al llegar. Todas las especies registradas fueron identificadas por avistamiento y/o por canto y llamadas. Los puntos fueron enumerados conforme su posición en el eje X, el primer punto del recorrido se encuentra al oriente en el municipio de Guadalupe, NL. El número total de la muestra es de 39, ya que el punto 35 fue inaccesible debido a que se encontraba por encima de una cuerda sedimentaria de terreno positivo.

Análisis espacial y evaluación de las variables de vegetación

Para evaluar las variables de vegetación se acudió a los miembros de Sociedad Sostenible, A. C. (SOSAC) M.C. Adrián Lozano y Lic. Roberto Alviso quienes otorgaron los datos espaciales y las clasificaciones necesarias para continuar con el estudio. Los datos de clasificación conferidos fueron procesados desde un ortomosaico de una extensión representativa del RSC resultado de telemetría con drones. De las 18 clasificaciones de uso de suelo y vegetación, se colapsaron en tres grandes categorías: bosque ripario (BR), vegetación exótica (VE) y sin vegetación aparente (SVA). La primera es una comunidad vegetal conformada por los géneros de vegetación leñosa *Salix*, *Populus* y en menor medida *Platanus*; también engloban toda la vegetación secundaria, ribereña y subarbustiva nativa, compuestos principalmente por mezquite, gavia, palo verde, entre otras. La segunda clasificación se compone de pastizales inducidos de especies africanas, carizales y extensos campos de ricino, palmas y guajes. Por último, los lechos de arcilla y grava y los parches de pavimento que todavía están expuestos desde la canalización se encuentran comprendidos en la tercera clasificación.

Para cada punto se calculó la extensión interna de estas tres clasificaciones y se generó un porcentaje de cada una para los puntos individuales. Los puntos que poseen una fracción dominante de alguna clasificación eran después categorizados respectivamente. De los 39 puntos de conteo, 22 pertenecían a la vegetación exótica, 9 a sitios sin vegetación aparente y 8 a bosque ripario (**Gráfico 2**).



Gráfico 2. Composición para las tres clasificaciones de vegetación en la zona de estudio.

En la extensión del muestreo, el 46% era vegetación exótica, el 26% zonas sin vegetación aparente el 25% bosque ripario. Además, los cuerpos de agua cubrían solo el 3% de la cobertura total del muestreo.

La detectabilidad fue un inconveniente al registrar especies en zonas de vegetación densa, exótica o nativa (BR y VE) a comparación de los sitios de predominancia de suelos expuestos (SVA). Se optó por excluir del análisis comparativo a los registros y conteos de la clasificación SVA puesto que esta clasificación tiene el potencial de enmascarar la actividad de las aves que forrajean o se refugian en parches de vegetación que, aunque no dominaran en el sitio, sí estaban relacionadas a la presencia de los individuos. Por ende, las comparativas entre los tipos de vegetación se llevarán a cabo solamente entre las primeras dos clasificaciones.

Por otra parte, para ampliar el discurso de la presente investigación se han contabilizado entre los 39 puntos de conteo aquellos que tuvieran mínimo un árbol presente, con el objetivo de evaluar el impacto del arbolado *per se* en la diversidad de aves. Se ha medido la extensión de parches del bosque ripario *sensu stricto* (exclusivamente álamos, sauces y sicomoros) en todos los puntos de conteo. Fueron 26 los sitios que tenían mínimo un árbol presente y 13 los puntos desprovistos de vegetación leñosa (ausencia de bosque ripario).

Análisis y evaluación de la diversidad

La diversidad de aves se estimó usando la serie de números de Hill, la cual incluye la riqueza específica observada (q_0), el exponencial del índice de Shannon eH' (q_1) y el inverso del índice de Simpson $1/D$ (q_2). Además se estimó la riqueza utilizando Chao 1 el cual es particularmente preferible sobre otros estimadores por su dar peso a especies raras ya que se basa en el número de especies que aparecen solo una o dos veces en el muestreo (singletons y doubletons respectivamente). La riqueza observada como una fracción de la riqueza estimada otorga a la investigación una noción fiable del porcentaje de registro de especies; este índice de completitud del muestreo se aplicó globalmente y en todas las comparaciones (Hill, 1973; Chao, 1984).

La medición de estos parámetros de la diversidad se logró usando dos programas: EstimateS 9.10 y PAST4.0. Con EstimateS se aplicaron 1,000 aleatorizaciones (Bootstrap) para valorar los intervalos de confianza del 95%. Este método es ventajoso ya que permite una cuantificación sólida de la incertidumbre en torno a las estimaciones de riqueza. Por el contrario, se utilizó PAST 4.0 para calcular índices de diversidad con intervalos de confianza analíticos, debido a la naturaleza de los datos de entrada que impidió el uso de métodos de bootstrap. Por último, se estudió con EstimateS la similitud entre comunidades utilizando el estimador de Chao-Sorenson para cuantificar el porcentaje de especies compartidas. Este acercamiento está comprobado ser el de menor sesgo, especialmente en esfuerzos de muestreo pequeños (Colwell, 2013; Hammer et al, 2001; Chao et al, 2005)

Para mitigar el sesgo se ha excluido del análisis a todas las especies de hábitos acuáticos. Los avistamientos de estas especies son frecuentemente cerca de desagües y meandros del río que utilizan para buscar alimento. Son especies que aumentan el sesgo del observador por ser de actividad conspicua y de plan corporal grande (representantes como: *Arde alba*, *Egretta thula*, *Plegadis chihi*, *Butorides virescens*, etcétera). También se distribuyen de manera no aleatoria, formando grandes grupos de docenas de individuos como en el caso del cormorán neotropical (*Nannopterum brasiliense*).

Resultados

Análisis de la diversidad global y comparativa entre vegetación nativa y exótica

A continuación se presentan los resultados del análisis de riqueza y diversidad global para el muestreo realizado en el RSC y la comparativa entre las diferentes clasificaciones de uso de suelo y vegetación. Para todos los datos se consideran los límites inferior y superior del intervalo de confianza del 95% entre paréntesis) La riqueza observada (S) global fue de 32 especies (24.57, 37.43) (**Fig. 1**). La riqueza observada por tipo de vegetación extrapolada a un mismo esfuerzo de muestreo (N= 22) fue de 24.87 (11.13, 38.6) especies para el bosque ripario y 22 (14.82, 29.18) especies para la vegetación exótica.

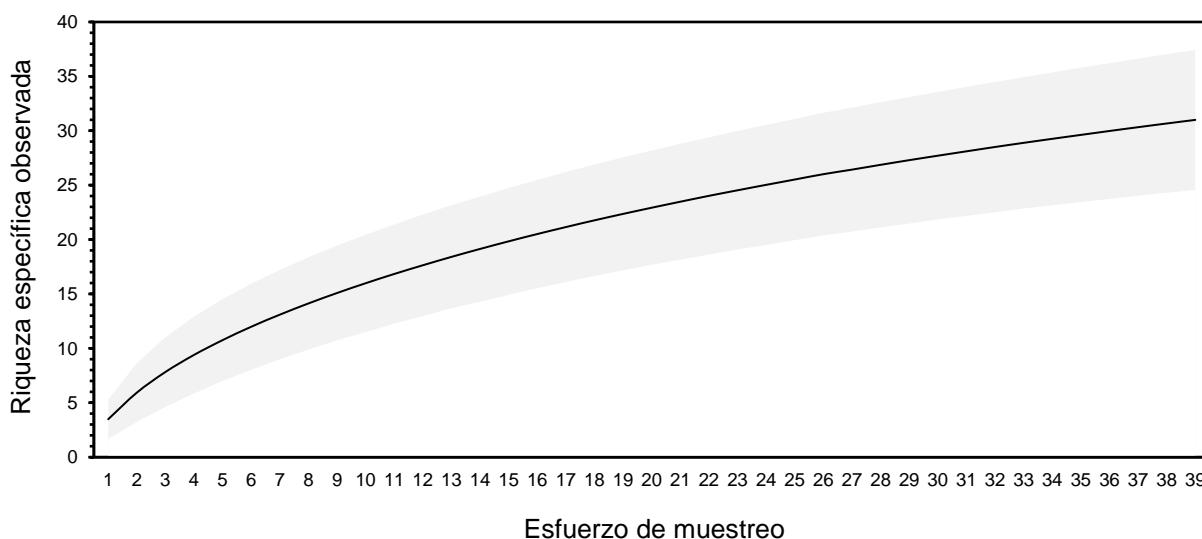


Figura 1. Curva de acumulación de especies interpolada para el esfuerzo de muestreo total (N = 39). La zona sombreada representa el intervalo de confianza del 95%.

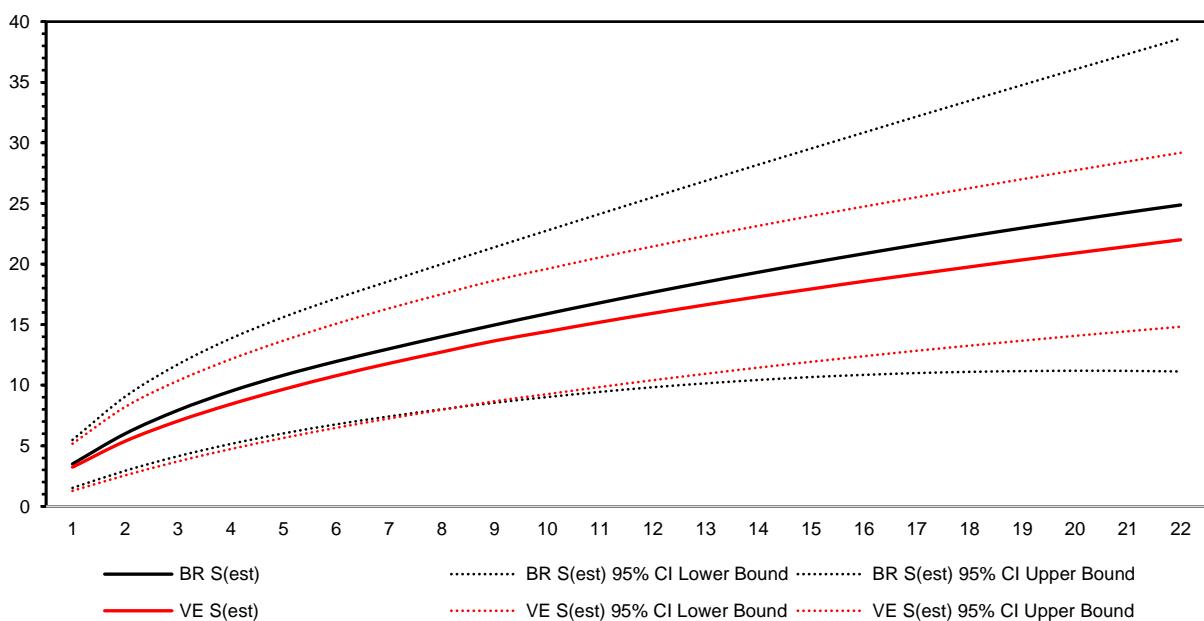


Figura 2. Curva de acumulación de especies extrapolada para un mismo esfuerzo de muestreo N = 22.

Se realizó una aproximación de la riqueza específica estimada con el método no paramétrico para estimar el número de especies en una comunidad Chao 1 globalmente (**Fig. 3**) y para los tipos de vegetación (**Fig. 4**). El esfuerzo de muestreo relativamente bajo ($N = 8$) para uno de los tipos de vegetación se compensa con Chao 1. La riqueza estimada global fue de 40.96 (33.39, 72.55) especies en 39 puntos de conteo y de 17.94 (14.55, 42.31) especies para el bosque ripario y 62.2 (28.24, 281.14) especies para la vegetación exótica.

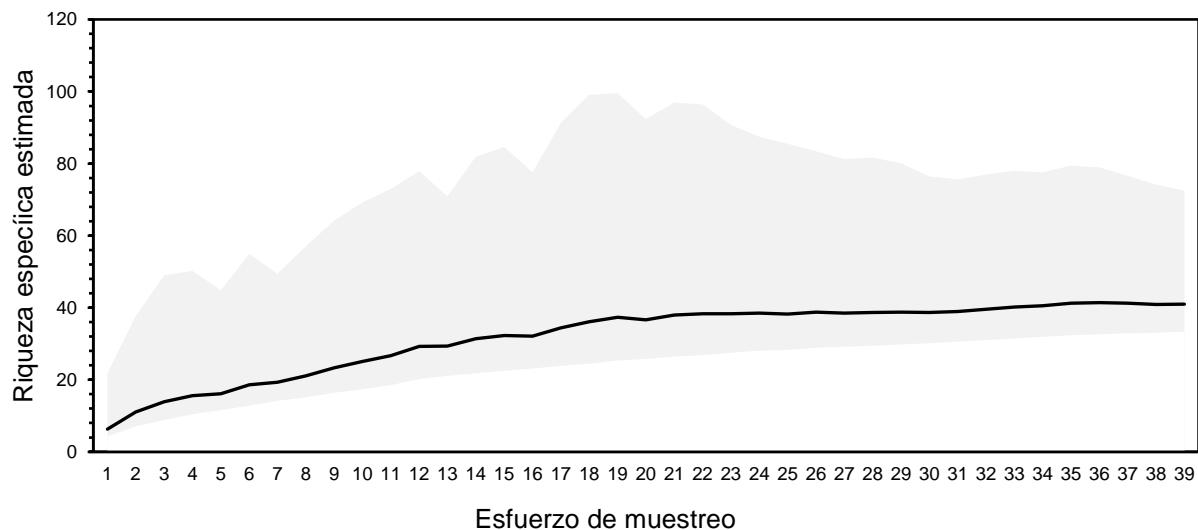


Figura 3. Curvas de rarefacción con la estimación de Chao 1 para la riqueza de especies de manera global.

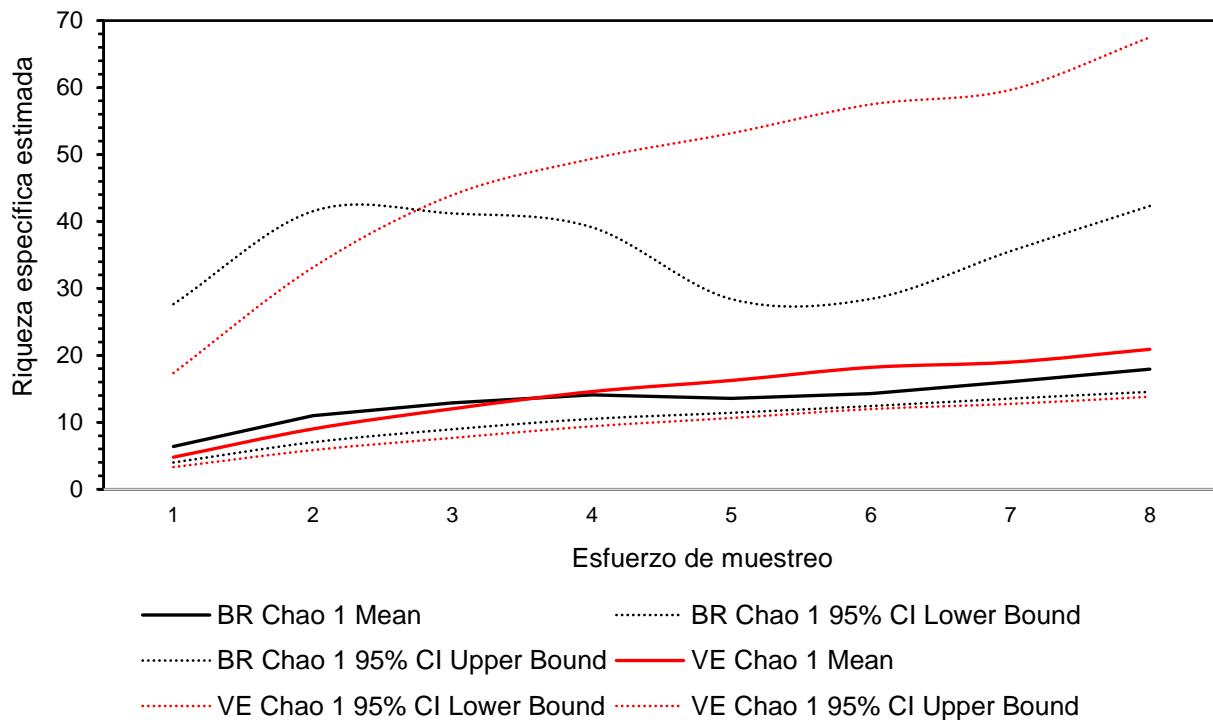


Figura 3. Curvas de rarefacción de la riqueza estimada con Chao 1 para los tipos de vegetación.

Además para evaluar la validez del muestreo se ha recurrido a la riqueza observada como una fracción de la riqueza estimada: el índice de completitud del presente muestreo fue del 75.7% (IC95% = 42.7%, 92.8%). Para los dos tipos de vegetación el muestreo registró el 78.0% (33.1%, 96.2%) de las especies de la comunidad del bosque ripario y solo el 35.4% (7.8%, 77.9%) de las especies en vegetación exótica.

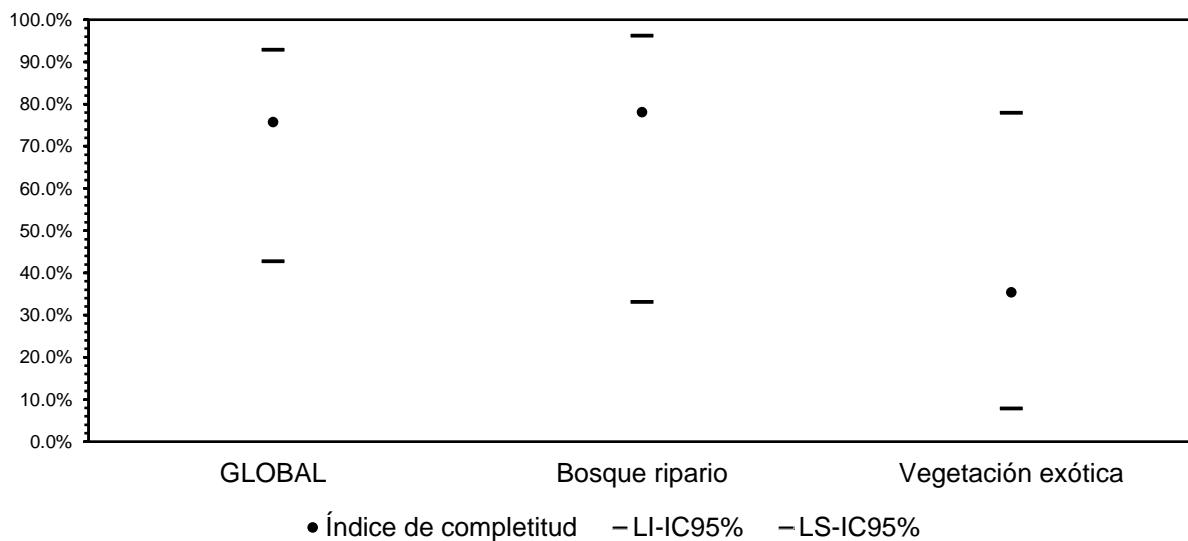


Figura 4. Porcentaje de registro de especies globalmente y para cada tipo de vegetación.

Para analizar el espectro completo de la diversidad globalmente y en ambos tipos de vegetación, se empleó la serie de números de Hill, que incluye la riqueza específica (q_0), el exponencial del índice Shannon-Weinberg eH' (q_1) y el inverso del índice de Simpson 1/D (q_2). La diversidad global se presenta en la **Tabla 1**. Además, se muestra en la **Fig. 5** el perfil completo de la diversidad global.

Tabla 1.

Resumen de la serie de números de Hill para los índices de diversidad global

Serie de Hill		LI-IC95%	LS-IC95%
q_0	31.00	24.57	37.43
q_1	13.42	12.85	15.09
q_2	8.34	7.99	8.69

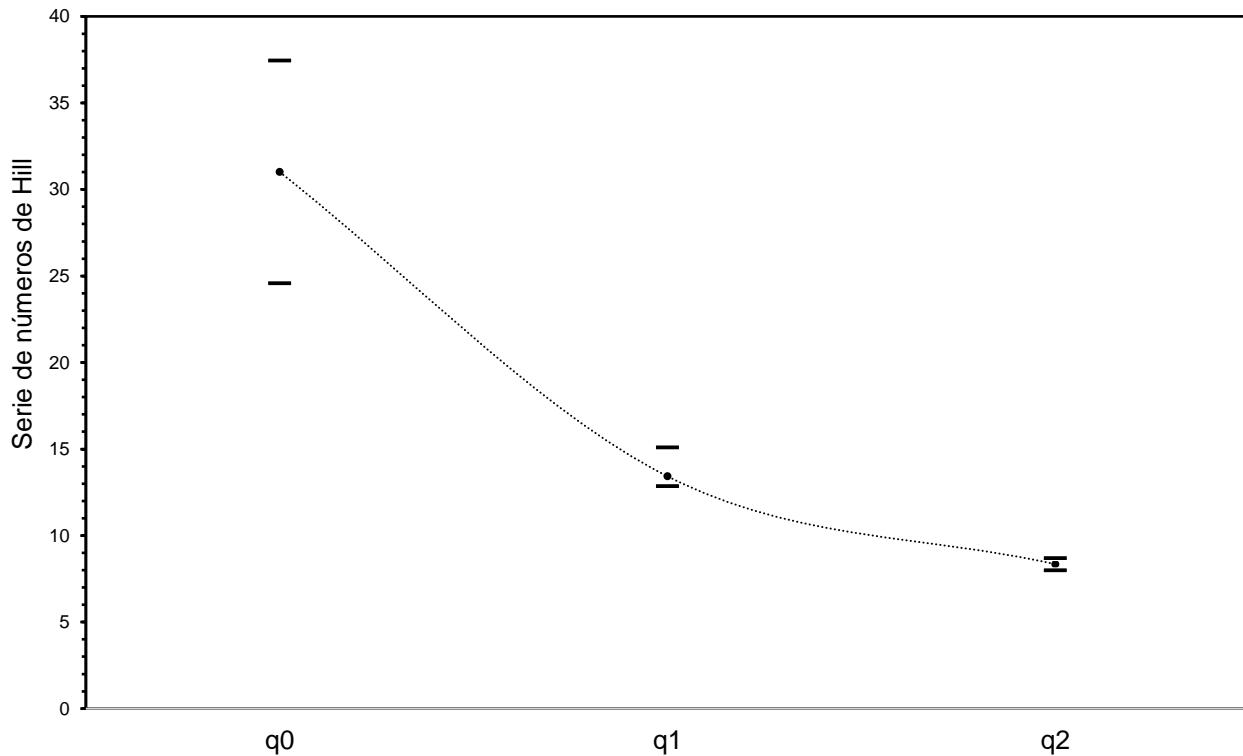


Figura 5. Perfiles de diversidad global de la serie de números de Hill en el orden q , con intervalos de confianza al 95%.

La diversidad entre tipos de vegetación para un mismo esfuerzo de muestreo ($N = 8$) se puede ver resumida en la **Tabla 2** e ilustrada en la **Figura 6**. En ninguno de los niveles de diversidad se pueden observar diferencias significativas entre ambas clasificaciones de vegetación.

Tabla 2.

Resumen de la serie de números de Hill para los índices de diversidad para los tipos de vegetación

	q0	LI- IC95%	LS- IC95%	q1	LI- IC95%	LS- IC95%	q2	LI- IC95%	LS- IC95%
<i>Bosque ripario</i>	14.00	8.01	19.99	8.05	6.31	9.79	5.43	3.84	7.02
<i>Vegetación exótica</i>	11.80	7.25	16.34	7.26	3.81	10.71	5.11	2.11	8.11

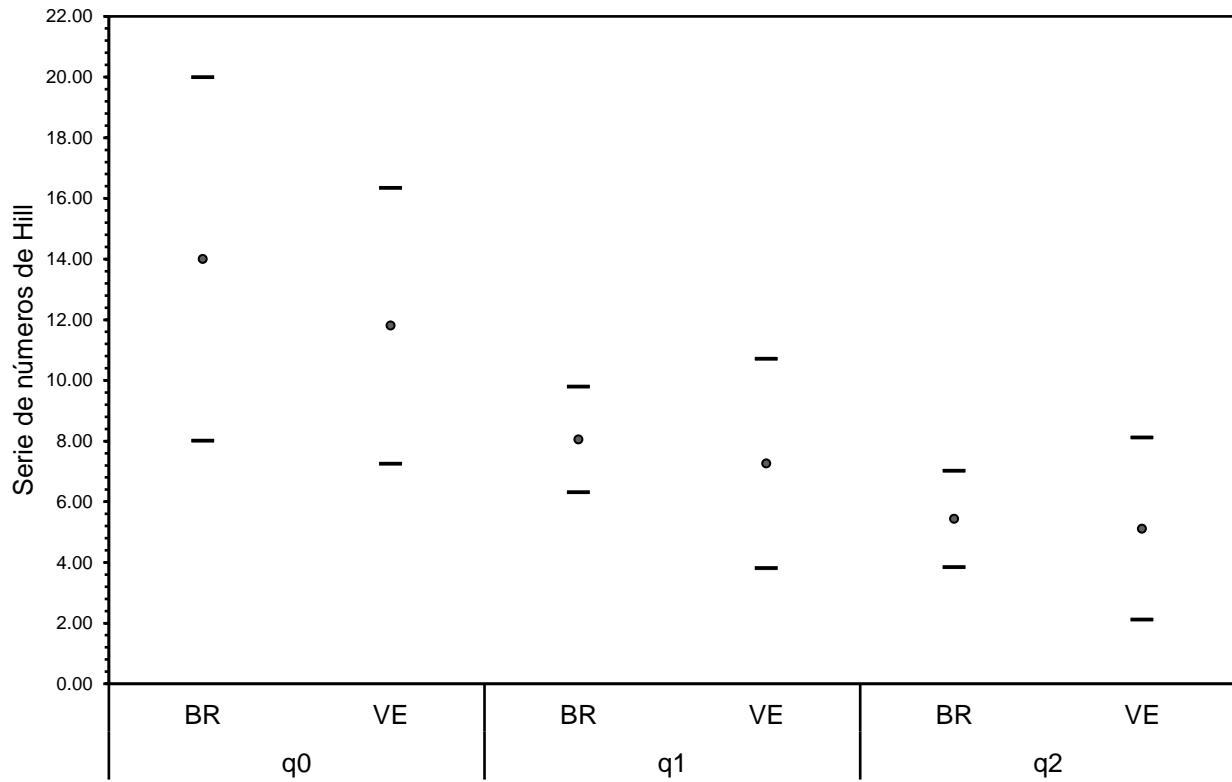


Figura 6. Perfiles de diversidad para los tipos de vegetación con base en la serie de números de Hill en el orden q , con intervalos de confianza al 95%.

Análisis de la diversidad para sitios arbolados y sin árboles

Para crear un análisis más holístico de la diversidad de la avifauna del RSC se ha ampliado el panorama con un análisis de sitios arbolados (contienen mínimo un árbol) contra sitios sin árboles. La riqueza específica observada para sitios arbolados y sin árboles extrapolada a 26 muestras fue de 26 (18.86, 33.14) especies y 24.55 (15.72, 33.38) respectivamente (**Fig. 7**).

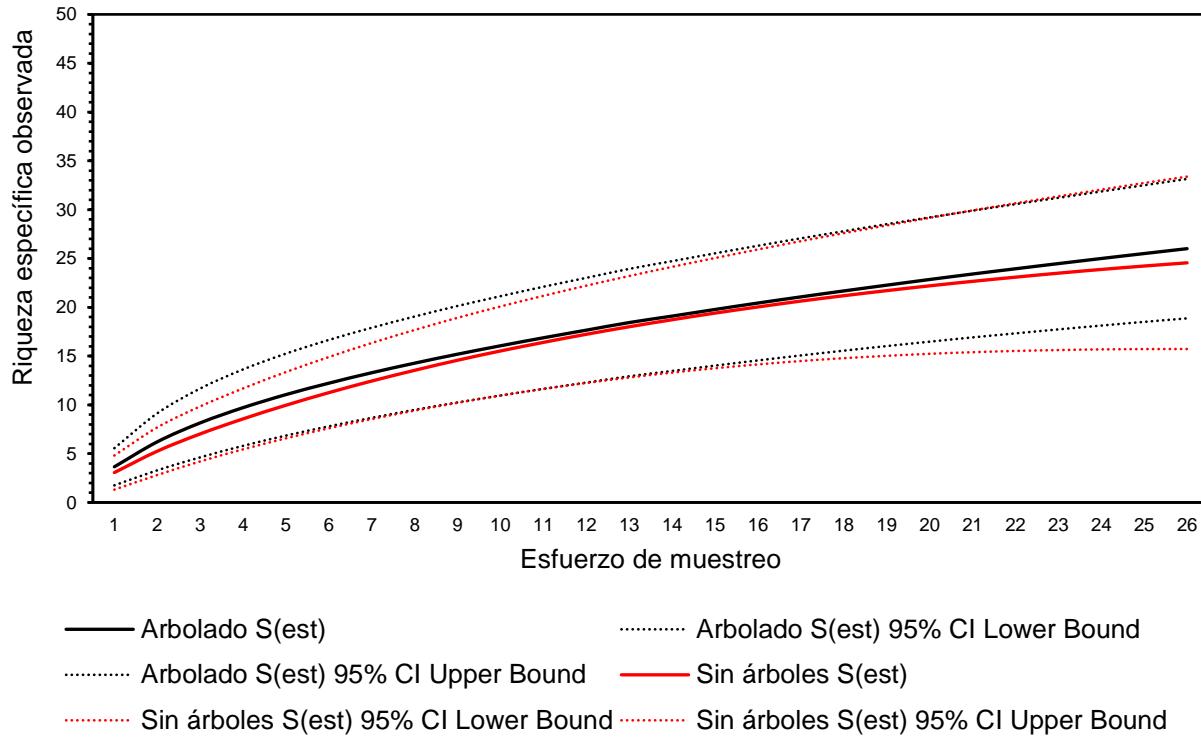


Figura 7. Curva de acumulación de especies extrapolada para un mismo esfuerzo de muestreo $N = 26$.

La riqueza estimada interpolada a un mismo esfuerzo de muestreo ($N = 13$) de ambas categorías con el estimador Chao 1 fue de 29.81 (20.5, 82.21) especies de aves para sitios arbolados y 23.93 (19.06, 51.29) para sitios sin árboles (**Fig. 8**). La completitud de los registros fue de 66.0% (29.4%, 90.0%) y de 75.2% (35.1%, 94.4%) respectivamente (**Fig. 9**).

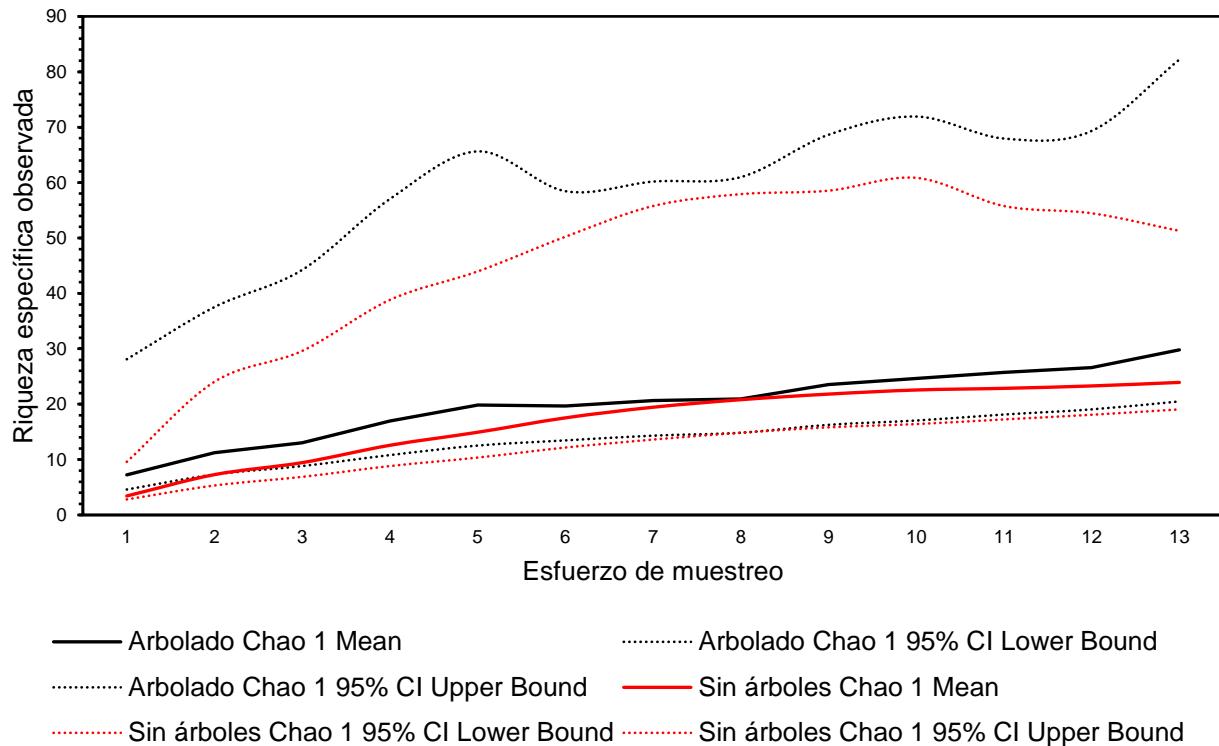


Figura 8. Curvas de rarefacción de la riqueza estimada con Chao 1 para las categorías de arbolado.

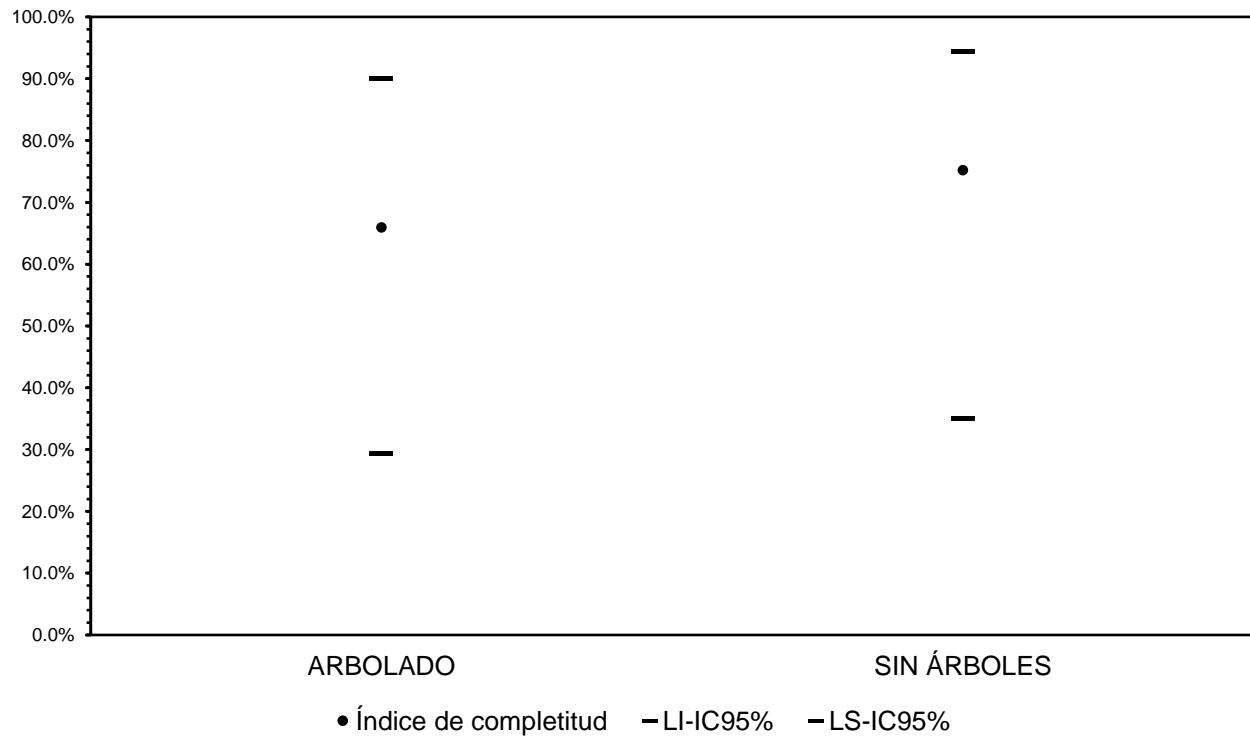


Figura 9. Porcentaje de registro de especies para ambas categorías de arbolado.

La diversidad en todos los órdenes de q (0, 1 y 2) se resumen en la **Tabla 3**. No existen claras diferencias significativas en la diversidad de ambas categorías, aunque hay diferencias marginales en el orden q_2 (**Fig. 10**).

Tabla 3.

Resumen de la serie de números de Hill para los índices de diversidad para categorías de arbolado

	q0	LI- IC95%	LS- IC95%	q1	LI- IC95%	LS- IC95%	q2	LI- IC95%	LS- IC95%
Arbolado	26.00	18.86	33.14	11.04	7.61	14.47	8.35	5.59	11.11
Sin árboles	24.55	15.72	33.38	8.54	7.05	10.03	4.94	4.10	5.78

The figure consists of three vertically stacked box plots. The y-axis is labeled 'Serie de números de Hill' and ranges from 0 to 36. The x-axis categories are ARBOLADO and SIN ÁRBOLES under q0, ARBOLADO and SIN ÁRBOLES under q1, and ARBOLADO and SIN ÁRBOLES under q2. Each category has two box plots: one for ARBOLADO (black) and one for SIN ÁRBOLES (grey). Individual data points are shown as black dots. In the q0 and q1 plots, the distributions overlap significantly. In the q2 plot, the ARBOLADO distribution is shifted towards higher values compared to SIN ÁRBOLES.

Análisis de diversidad en PAST4

El análisis en PAST permite determinar las diferencias en diversidad entre todas las comparaciones. En esta sección se presentan los perfiles de diversidad obtenidos desde este programa para la escala global, entre tipos de vegetación y entre sitios arbolados y sin árboles (**Fig. 10**).

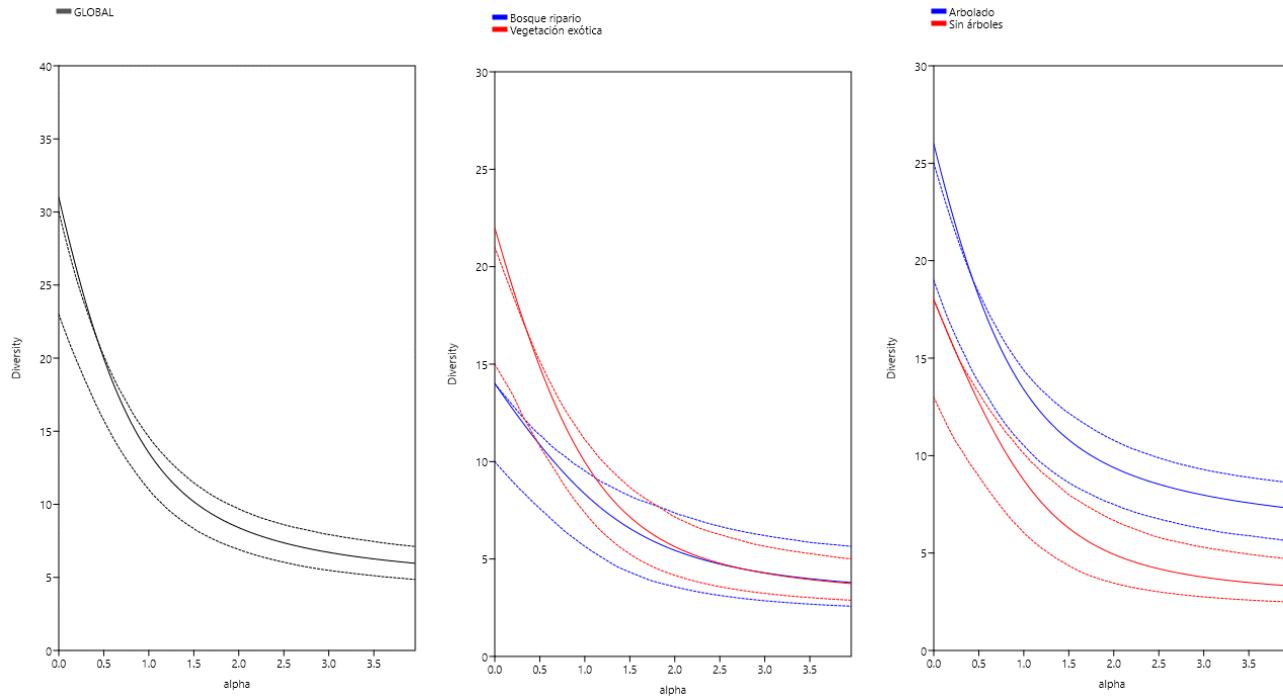


Figura 10. Perfiles de diversidad la serie de números de Hill en el orden q (izq.) a escala global, (medio) por tipo de vegetación y (der.) por categoría de arbolado.

De manera general, los perfiles de diversidad se comportan de manera similar en ambos acercamientos. Sin embargo, desde PAST los resultados son incongruentes con los resultados observados anteriormente para las categorías de arbolado en la medida que sí existen diferencias significativas en todos los niveles de diversidad en el orden q (**Tabla 4**). Existen asimismo diferencias significativas en la diversidad estimada a través de los índices de Shannon (H') y Simpson (D) ($p = 0.006; 0.012$, respectivamente).

Tabla 4.

Resumen de la serie de números de Hill para los índices de diversidad para categorías de arbolado desde PAST4.

	q0	LI- IC95%	LS- IC95%	q1	LI- IC95%	LS- IC95%	q2	LI- IC95%	LS- IC95%
<i>Arbolado</i>	26.0	26.0	26.0	14.4	12.3	16.8	9.9	12.3	8.2
<i>Sin árboles</i>	18.0	18.0	18.0	9.6	7.4	12.4	5.2	8.2	3.8

Tabla 5.
Porcentaje de especies compartidas entre comunidades

Comparación de	...contra	Estimación Chao-Sorensen	Desviación estándar
<i>Bosque ripario</i>	<i>Vegetación exótica</i>	90.2%	6.9%
<i>Arbolado</i>	<i>Sin árboles</i>	88.1%	8.5%

Tabla 5.
Composición de especies exclusivas entre comunidades

Bosque ripario	Vegetación exótica
	✓ <i>Callipepla squamata</i>
	✓ <i>Cynanthus latirostris</i>
	✓ <i>Dryobates scalaris</i>
	✓ <i>Haemorhous mexicanus</i>
✓ <i>Buteo plagiatus</i>	✓ <i>Mimus polyglottos</i>
	✓ <i>Polioptila caerulea</i>
	✓ <i>Pyrocephalus rubinus</i>
	✓ <i>Spizella passerina</i>
	✓ <i>Troglodytes aedon</i>
	✓ <i>Tyrannus melancholicus</i>
Arbolado	Sin árboles
✓ <i>Geothlypis trichas</i>	
✓ <i>Leiothlypis celata</i>	
✓ <i>Mimus polyglottos</i>	
✓ <i>Passer domesticus</i>	✓ <i>Arremonops rufivirgatus</i>
✓ <i>Pyrocephalus rubinus</i>	✓ <i>Callipepla squamata</i>
✓ <i>Sayornis nigricans</i>	✓ <i>Haemorhous mexicanus</i>
✓ <i>Setophaga coronata</i>	✓ <i>Myiopsitta monachus</i>
✓ <i>Sialia</i> spp.	✓ <i>Spizella passerina</i>
✓ <i>Troglodytes aedon</i>	
✓ <i>Tyrannus couchii</i>	
✓ <i>Vireo</i> spp.	

Discusión

Es imposible detectar todas las especies pertenecientes a una comunidad por las limitaciones prácticas de los proyectos de investigación de la biodiversidad. La completitud del muestreo sufre aún más en comunidades con una considerable presencia relativa de especies raras. En otras palabras, una porción importante de las especies queda no detectada. El presente estudio de la diversidad de aves en comunidades vegetales fue más representativo en el acomodo de sitios con o sin árboles que entre bosque ripario y vegetación exótica. El registro de especies en la comunidad de vegetación exótica fue bajo y se puede inferir que es a causa de la gran extensión del lecho del río que ha sido colonizada por higuerilla, carrizo y otras especies introducidas. En contraste, los parches de bosque ripario fueron pocos, de reducido tamaño y aislados entre sí, lo cual puede aumentar artificialmente el índice de completitud. A escala global el muestreo también fue pobre; se requiere un mayor esfuerzo de muestreo para registrar la riqueza específica completa de aves terrestres en el río. El muestreo global de las especies de aves del RSC necesita ser ampliado con urgencia para poder nutrir a las decisiones gubernamentales con información clara y consistente de la situación ambiental (Chao et al, 2020).

Adicionalmente, otro factor que reduce la viabilidad de la presente comparación entre el bosque ripario y la vegetación exótica es que se las diferencias en la diversidad de aves pueden ser mejor visibilizadas según la estructura de la vegetación y no solo el tipo de vegetación. La comparación entre niveles de arbolado puede ser un mejor acercamiento para escudriñar la riqueza, diversidad y uso de aves en este ecosistema ripario. No obstante, los estudios de diversidad de aves tienen un mejor rendimiento cuando se consideran simultáneamente tanto la composición como la estructura (Sandström, 2006; Pennington y Blair, 2011).

Se registraron 31 especies de aves terrestres y otras 9 especies de aves acuáticas (de las familias Anatidae, Ardeidae, Charadriidae, Scolopacidae y Phalacrocoracidae) (**Anexo A.**), representando el 20% de las especies de aves residentes de Nuevo León. De 25 familias registradas, las tres más abundantes fueron Columbidae (65), Icteridae (54) y Tyrannidae (36). Tyrannidae también fue la familia con mayor riqueza específica (cinco especies). Se identificaron especies pertenecientes a alguna categoría de protección o que tienen algún grado de endemismo: el perico mexicano (*Psittacara holochlorus*), enlistada en la NOM-059-SEMARNAT-2010 bajo la categoría “Amenazada” y el rascador oliváceo (*Arremonops rufivirgatus*) y el colibrí pico ancho norteño (*Cynanthus latirostris*), especies cuasiendémicas de la región (Contreras-Balderas, 2008).

En comparación con otros estudios avifaunísticos de otros entornos ribereños de la ZMM, la riqueza específica fue baja, lo cual es más un efecto del bajo esfuerzo de muestreo que de la diversidad del RSC. Por ejemplo, un recientemente se realizó un estudio en el Río La Silla, un ecosistema ripario al sur de la ciudad. El Río La Silla está cercano a dos importantes áreas naturales protegidas del estado, el Monumento Nacional Cerro de la Silla y el Parque Nacional El Sabinal y se caracteriza por su comunidad vegetal más antigüamente establecida, a comparación del entorno sucesional del RSC. En dos años de muestreo, se encontraron 152 especies. De manera similar, las especies de aves registradas para el RSC desde la plataforma de ciencia ciudadana iNaturalist son 117 (Castillo-Muñoz y Guzmán-Hernández, 2021).

Un factor que contribuye a la reducida riqueza específica observada es que por cuestiones logísticas una fracción de los puntos de conteo se realizaron con hasta seis observadores, esto tiene grandes implicaciones sobre el número de especies detectadas y registradas porque la distribución de los individuos está potencialmente influenciada por los observadores. El número recomendado de observadores en casos de estudio donde el hábitat es fragmentado es de uno a dos y se requieren herramientas para mitigar el sesgo del observador que puede estar presente

especialmente en las abundancias de cada especie. Se utilizó la aplicación Merlin para sustentar la identificación por llamadas y cantos de las aves, pero por ahora no existe la herramienta de contabilizar los individuos que están emitiendo sonido en el momento de la grabación. Esto quiere decir que las abundancias para todos las aves registradas por sonido fueron estimadas por los observadores. También, el sesgo del observador está presente en la estimación del tamaño del clúster en especies de pequeño tamaño que están siendo activas cerca de la corona de los árboles. En estos dos casos mencionados, se ha demostrado que existe variabilidad estadísticamente significativa entre los individuos que dos diferentes observadores pueden identificar (Lindenmayer et al, 2009).

Estudios muestran que los bosques riparios tienen un impacto positivo en un paisaje árido urbanizado sobre la diversidad de aves; en general, el uso del hábitat de las aves disminuye a medida que aumentan los niveles de urbanización. Más evidencia de estas deducciones se puede observar en los sitios arbolados del RSC, en donde la diversidad y la riqueza fueron significativamente mayores que en los sitios sin árboles. Además de las especies exclusivas entre comunidades (**Tabla 5**), otras especies que aprovecharon ampliamente (81-88% de los registros) sitios arbolados en el entorno del RSC fueron (de mayor a menor medida): *Pitangus sulfuratus*, *Melanerpes aurifrons* y *Spinus psaltria*. Estas especies, a diferencia de muchas presentadas en la Tabla 5, presentaron altos niveles de abundancia en todo el muestreo. También hay especies introducidas aprovechando el hábitat del RSC; los 12 registros de gorrión doméstico (*Passer domesticus*) fueron en sitios arbolados, y 10 de ellos en la comunidad de bosque ripario.

No obstante los sitios no arbolados también fueron utilizados por especies terrestres nativas. Puntualmente, los ocho registros de pinzón mexicano (*Haemorhous mexicanus*) fueron en sitios no arbolados. Esta y otras especies aprovechaban los parches extensos de asteráceas para percharse y forrajear (**Gráfico 3**). El pinzón mexicano y el jilguerito dominico (*Spinus psaltria*) están entre especies que aprovecharon en mayor porcentaje la vegetación exótica; sin embargo, el jilguerito estaba presente cuando además había árboles presentes, mientras que el pinzón lo hizo en ausencia de árboles. Esto recalca la importancia de estudiar composición y estructura vegetal relacionada a la diversidad de aves.



Gráfico 3. Pinzón mexicano (izq.) perchado sobre un árbol caído en un parche de higuerilla. Jilguerito dominico (der.) perchado en un parche de asteráceas.

Los perfiles de diversidad se mantuvieron en general similares para ambas comparaciones. Sin embargo, se observaron diferencias significativas entre sitios arbolados y sin árboles desde el análisis con PAST4. Estos resultados son similares a otros estudios en donde se ha demostrado que los sistemas riparios pueden sostener una gran diversidad de especies de aves independientemente de la fragmentación y el nivel de disturbio. La diversidad de aves en paisajes dominados por humanos alcanza su punto máximo en niveles intermedios de asentamiento, potenciada por especies de sucesión temprana que colonizan bosques riparios mediamente perturbados. Pero donde la perturbación es intermedia, coexiste una rica diversidad de especies. Esto puede verse reflejado en las diferencias significativas en el orden q0 entre bosque ripario y vegetación exótica.

En general, la diversidad de aves se correlaciona positivamente con presencia de árboles en entornos riparios. Esto concuerda con los resultados obtenidos de la comparación entre sitios arbolados y sin árboles (Fig. 10). Sin embargo, se requiere de un esfuerzo de muestreo mayor y un diseño estadístico más robusto que pueda erradicar considerablemente el sesgo del presente análisis para poder generar aseveraciones adecuadas y conclusiones bien soportadas (Marzluff, 2008; Pennington et al., 2008; Pennington et al., 2011).

Conclusiones

En síntesis, con este estudio se destaca la importancia ecológica de los árboles nativos del bosque ripario en la diversidad de aves, puesto que los sitios arbolados presentaron una mayor riqueza y diversidad de especies en algunos de los análisis. Sin embargo, el esfuerzo de muestreo fue no representativo para capturar la riqueza específica completa de aves terrestres en el RSC. Se recomienda en futuras investigaciones ampliar el muestreo para obtener información más precisa. Es necesario integrar la evaluación de la estructura y composición vegetal en mayor precisión; por ejemplo, se pueden utilizar modelos de distancias para disminuir el sesgo por detectabilidad. También se sugiere ampliar el análisis a lo largo de diferentes estaciones para capturar la totalidad de diversidad y riqueza de aves del RSC.

El RSC tiene de frente a desafíos graves derivados de la urbanización y la pobre gestión de la vegetación y uso del suelo. La preservación de su biodiversidad y la seguridad hídrica de la región requieren una planificación urbana integral y basada en evidencia científica. En el presente análisis no se puede rechazar la hipótesis de que el entorno fragmentado de parches de vegetación exótica alberga menor diversidad que parches de bosque ripario. Esto pone en tela de duda los esfuerzos de los gobiernos estatales y municipales en extirpar indiscriminadamente a la vegetación exótica con una narrativa ecológica.

Referencias y bibliografía

- Aronson, M., Sorte, F., Nilon, C., Katti, M., Goddard, M., Lepczyk, C., Warren, P., Williams, N., Cilliers, S., Clarkson, B., Dobbs, C., Dolan, R., Hedblom, M., Klotz, S., Kooijmans, J., Kühn, I., MacGregor-Fors, I., McDonnell, M., Mörtberg, U., Pyšek, P., Siebert, S., Sushinsky, J., Werner, P., & Winter, M. (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.3330>.

- Castillo-Muñoz, M., & Guzmán-Hernández, J. L. (2021). Composition and structure of the bird community in an urban riparian corridor of the metropolitan area of Monterrey, Nuevo Leon, Mexico. *Huitzil*, 22(2).
- Chao, A. (1984). Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics*, 11(4), 265-270.
- Chao, A., Chazdon, R. L., Colwell, R. K., & Shen, T. J. (2005). A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology Letters*, 8(2), 148-159.
- Chao, A., Kubota, Y., Zelený, D., Chiu, C. H., Li, C. F., Kusumoto, B., & Colwell, R. K. (2020). Quantifying sample completeness and comparing diversities among assemblages. *Ecological Research*, 35(2), 292-314.
- Chin, A. (2006). Urban transformation of river landscapes in a global context. *Geomorphology*, 79(3-4), 460-487.
- Colwell, R. K. (2013). "EstimateS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. Version 9.1.0." User's Guide and Application. Retrieved from <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/>
- 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.
- Donnelly, R., & Marzluff, J. M. (2004). Importance of reserve size and landscape context to urban bird conservation. *Conservation biology*, 18(3), 733-745.
- Estrada, F., Velasco, J. A., Martínez-Arroyo, A., & Calderón-Bustamante, O. (2020). An analysis of current sustainability of Mexican cities and their exposure to climate change. *Frontiers in Environmental Science*, 8, 25.
- Guo, S., Su, C., Saito, K., Cheng, J., & Terada, T. (2019). Bird communities in urban riparian areas: Response to the local-and landscape-scale environmental variables. *Forests*, 10(8), 683.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. (2001). "PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis." *Palaeontologia Electronica*, 4(1), 9. Retrieved from http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- Hill, M. O. (1973). "Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences." *Ecology*, 54(2), 427-432.
- INEGI (1986). *Síntesis geográfica del estado de Nuevo León*. Secretaría de Programación y Presupuesto, México, D. F.
- Lindenmayer, D. B., Wood, J. T., & MacGregor, C. (2009). Do observer differences in bird detection affect inferences from large-scale ecological studies?. *Emu-Austral Ornithology*, 109(2), 100-106.

- Lu, W., Xu, C., Wu, J., & Cheng, S. (2019). Ecological effect assessment based on the DPSIR model of a polluted urban river during restoration: A case study of the Nanfei River, China. *Ecological Indicators*, 96, 146-152.
- Marzluff, J. M. (2008). Island biogeography for an urbanizing world how extinction and colonization may determine biological diversity in human-dominated landscapes. *Urban ecology: An international perspective on the interaction between humans and nature*, 355-371.
- Mata-Balderas, J. M., Hernández-Cárdenas, S. E., Alanís-Rodríguez, E., & Mora-Olivo, A. (2020). Riqueza, composición y abundancia de especies en una comunidad vegetal ribereña en el río Santa Catarina, Monterrey, Nuevo León. *CienciaUAT*, 14(2), 6-20.
- Medellín Mendoza, L. N. (2006). La resistencia a la democracia deliberativa. Tensiones entre un gobierno de alternancia y la sociedad civil organizada. El caso del Parque Fundidora en Monterrey. *Región y sociedad*, 18(36), 71-105.
- Pennington, D. N., Hansel, J., & Blair, R. B. (2008). The conservation value of urban riparian areas for landbirds during spring migration: land cover, scale, and vegetation effects. *Biological Conservation*, 141(5), 1235-1248.
- Pennington, D.N., Blair, R.B., (2011). Habitat selection of breeding riparian birds in an urban environment: untangling the relative importance of biophysical elements and spatial scale. *Divers. Distrib.* 17, 506–518.
- Sandström, U. G., Angelstam, P., & Mikusiński, G. (2006). Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landscape and urban planning*, 77(1-2), 39-53.
- Seymour, C. L., & Simmons, R. E. (2008). Can severely fragmented patches of riparian vegetation still be important for arid-land bird diversity?. *Journal of Arid Environments*, 72(12), 2275-2281.
- Suri, J., Anderson, P., Charles-Dominique, T., Hellard, É., & Cumming, G. (2017). More than just a corridor: A suburban river catchment enhances bird functional diversity. *Landscape and Urban Planning*, 157, 331-342. <https://doi.org/10.1016/J.LANDURBPLAN.2016.07.013>.
- Vega, V. N. (2023). El río Santa Catarina y su histórico vínculo urbano con Monterrey, Nuevo León. *Academia XXII: revista semestral de investigación*, 14(28), 58-86.
- White, J. G., Antos, M. J., Fitzsimons, J. A., & Palmer, G. C. (2005). Non-uniform bird assemblages in urban environments: the influence of streetscape vegetation. *Landscape and urban planning*, 71(2-4), 123-135.
- WWF. (2022). Living planet report. Risk and resilience in a new era. Report No. 978-2-940529-40-7, (WWF, Gland, Switzerland, 2016).
- Zinsstag, J., Schelling, E., Waltner-Toews, D., & Tanner, M. (2011). From “one medicine” to “one health” and systemic approaches to health and well-being. *Preventive veterinary medicine*, 101(3-4), 148-156.

Anexos

A. Listado de especies por familia

Accipitridae

Buteo plagiatus

Anatidae

Carina moschata
Spatula discors

Ardeidae

Arde alba
Egretta thula

Cerylidae

Megacyrle torquata

Charadriidae

Charadrius vociferus

Columbidae

Zenaida asiatica

Fringillidae

Haemorhous mexicanus
Spinus psaltria

Hirundinidae

Stelgidopteryx serripennis

Icteridae

Agelaius phoeniceus
Quiscalus mexicanus

Mimidae

Mimus polyglottos

Parulidae

Geothlypis trichas
Leiothlypis celata
Setophaga coronata

Passeridae

Passer domesticus

Passerellidae

Arremonops rufivirgatus
Spizella passerina

Phalacrocoracidae

Nannopterum brasiliensis

Picidae

Dryobates scalaris
Melanerpes aurifrons

Polioptilidae

Polioptila caerulea

Psittacidae

Myiopsitta monachus (*Introducida*)
Psittacara holochlorus (*Amenazada – NOM-059-SEMARNAT-2010*)

Odontophoridae

Callipepla squamata

Scolopacidae

Actitis macularius

Threskiornithidae

Plegadis chihi

Trochilidae

Cynanthus latirostris

Troglodytidae

Troglodytes aedon

Turdidae

Sialia spp.

Tyrannidae

Pitangus sulphuratus
Pyrocephalus rubinus
Sayornis nigricans
Tyrannus couchii
Tyrannus melancholicus

Vireonidae

Vireo spp.