

## Registros de aves en entornos urbanos y áreas naturales protegidas: Diferencias en la diversidad en los Andes Centrales del Perú

DEYVIS CANO<sup>1,✉</sup>; FRANK CÁMARA<sup>2</sup>; JULIANE COELHO LENHARD<sup>2</sup>; JACK PASTRANA<sup>2</sup>; HOMER SANDOVAL<sup>3</sup>; JOSÉ GUILLERMO BERAÚN-BARRANTES<sup>4</sup> & FERNÁN CHANAMÉ<sup>5</sup>

<sup>1</sup> Programa Académico de Ingeniería Ambiental, Universidad de Huánuco. Huánuco, Perú. <sup>2</sup> Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, Brasil. <sup>3</sup> Parque Nacional Tingo María, Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado (SERNANP). Tingo María, Perú. <sup>4</sup> Programa Académico de Ingeniería de Sistemas e Informática, Universidad de Huánuco. Huánuco, Perú. <sup>5</sup> Instituto Especializado de Investigación de la Facultad de Zootecnia, Universidad Nacional del Centro del Perú. Huancaayo, Junín, Perú.

### RESUMEN

1. Las áreas naturales protegidas (ANP) suelen presentar altos índices de diversidad en comunidades de aves, mientras que los centros urbanos (CU) concentran más registros y una mayor abundancia de aves debido a la accesibilidad y la proximidad de los observadores, lo que podría generar sesgos en la estimación de la diversidad.
2. Este estudio compara los índices de diversidad de aves entre ANP y CU en los Andes Centrales del Perú, evaluando si los registros urbanos sobrestiman y afectan la representatividad de estas poblaciones. Para ello, se utilizaron registros del Sistema Global de Información sobre Biodiversidad (GBIF), la comparación de índices de diversidad mediante la prueba de Wilcoxon y el análisis de componentes principales (ACP).
3. Los resultados indican que las ANP presentan una diversidad (Shannon-Wiener) y una riqueza de especies (Chao1) significativamente mayores. En cambio, la equidad (Pielou J') fue mayor en los CU, mientras que el índice de dominancia (Simpson) no mostró diferencias.
4. No obstante, ciertos CU (Tingo María, Puerto Inca y Hermilio Valdizán) presentaron valores de diversidad similares o superiores a los de las ANP.
5. Se determinó que los registros en entornos urbanos no sobrestiman la diversidad, sino que complementan la representatividad de la avifauna regional.
6. Implicancias. Estos hallazgos podrían estar condicionados por la compleja orografía andino-amazónica de la región Huánuco, cuya configuración restringe la expansión urbana extensiva y favorece la persistencia de la biodiversidad incluso en entornos transformados. Los registros urbanos de aves, en este contexto, actúan como un complemento, y no como un sesgo, en las estimaciones de la diversidad regional.

[Palabras clave: conservación, avifauna, sistemas de información geográfica, Región Huánuco, ecosistemas andino-amazónicos]

### ABSTRACT. Bird records in urban environments and protected natural areas: Differences in diversity in the Central Andes of Perú

1. Protected natural areas (PNA) typically show high diversity indices in bird communities, whereas urban centers (UC) concentrate more records and greater bird abundance due to the accessibility and proximity of observers, which could bias diversity estimates.
2. This study compares bird diversity indices between PNA and UC in the Central Andes of Perú, evaluating whether urban records overestimate and affect the representativeness of these populations. To achieve this, records from the Global Biodiversity Information Facility (GBIF) were utilized, along with a comparison of diversity indices using the Wilcoxon test and principal component analysis (PCA).
3. The results indicate that PNA has significantly greater diversity (Shannon-Wiener index) and species richness (Chao1 index). In contrast, evenness (Pielou J') was higher in UC, while the dominance index (Simpson) showed no differences.
4. However, specific UC (Tingo María, Puerto Inca and Hermilio Valdizán) presented diversity values similar to or higher than those of PNA.
5. It was determined that records in urban environments do not overestimate diversity but rather complement the representativeness of the regional avifauna.
6. Implications. These findings may be influenced by the complex Andean-Amazonian orography of the Huánuco region, which restricts extensive urban expansion and favors the persistence of biodiversity even in transformed environments. Urban bird records, in this context, serve as a complement to, rather than a bias in, regional diversity estimates.

[Keywords: conservation, birdlife, geographic information systems, Huánuco Region, Andean-Amazonian ecosystems]

## INTRODUCCIÓN

Las áreas naturales protegidas (ANP) son reconocidas por sus altos índices de diversidad, en especial en las comunidades de aves (Fattorini et al. 2018). Estas áreas funcionan como hábitats esenciales para numerosas especies y, a menudo, presentan una mayor riqueza y diversidad de especies que los centros urbanos (CU) (Leveau et al. 2017; Ordóñez-Delgado et al. 2022). Por el contrario, los CU representan un desafío significativo para las comunidades de aves, ya que pueden causar la degradación del hábitat y la alteración de la disponibilidad de recursos. Tal proceso puede favorecer a las poblaciones de determinadas especies con mayor capacidad de adaptación, mientras que disminuye las poblaciones de aquellas más sensibles; esto podría distorsionar la representación de la biodiversidad de la avifauna en los entornos urbanos (Zhang et al. 2021; Huang et al. 2022). Sumado a ello, los entornos urbanos a menudo brindan condiciones propicias para observar aves; por lo tanto, muchos registros de presencia se concentran en áreas adyacentes a estos espacios. Este muestreo sesgado puede conducir a una percepción exagerada de la diversidad de la avifauna, en particular, en evaluaciones comparativas con ecosistemas destinados a la conservación de especies, como las ANP (Fontana et al. 2011).

El Sistema Global de Información sobre Biodiversidad (GBIF, por sus siglas en inglés) es una herramienta clave para evaluar los ecosistemas a nivel global, ya que proporciona registros de biodiversidad de todo el mundo (Gaiji et al. 2013). No obstante, a pesar de su importancia, el potencial completo de los datos de GBIF no se aprovecha de manera óptima. Esto se debe sobre todo a la falta de conocimiento y de comprensión de sus capacidades por parte de investigadores y conservacionistas (Maldonado et al. 2015; Lopez and Savickyte 2023). Los datos de GBIF, que incluyen contribuciones de diversas organizaciones y registros, mejoran su fiabilidad para la investigación ecológica y las labores de conservación (Beck et al. 2013). Sin embargo, es importante reconocer que estos datos, aunque valiosos, no están exentos de limitaciones, como los sesgos taxonómicos y las listas de especies incompletas (García-Roselló et al. 2015; Qian et al. 2018). A pesar de ello, el acceso a información filtrada por lugares y especies (e.g., los registros de aves hasta la fecha) permite realizar análisis

detallados y generar conclusiones útiles para la investigación ecológica. Además, estos datos pueden contribuir a evaluar índices de diversidad, a menudo utilizados para valorar las condiciones de los ecosistemas en ANP y CU (Berendsohn et al. 2010; Gao et al. 2011).

Por lo general, las ANP albergan una mayor diversidad de especies y mantienen índices de diversidad más altos debido a la conservación de sus ecosistemas (Callaghan et al. 2019; Patankar et al. 2021). La complejidad estructural y la diversidad de la vegetación dentro de estas áreas son factores clave que impulsan su rendimiento ecológico; es decir, la capacidad del ecosistema para mantener procesos productivos primarios, el flujo energético, el ciclo de nutrientes y el soporte de la biodiversidad, lo que sostiene su estabilidad y la provisión de servicios ecosistémicos (Hooper et al. 2005). En cambio, los parques urbanos y los espacios verdes, aunque beneficiosos, a menudo no logran replicar la integridad ecológica de los hábitats naturales, como las ANP. Esto reduce las poblaciones de especies especialistas y afecta los índices de diversidad (Irga et al. 2016; Liordos et al. 2021). No obstante, la mayor frecuencia de registros de aves en espacios urbanos, debido a su accesibilidad y a la proximidad de los observadores, puede introducir sesgos en la representatividad de los índices de diversidad en comparación con los ANP. Esto puede resultar en una sobrerrepresentación o subrepresentación de ciertas especies, así como en una sobrestimación de la biodiversidad. Además, la urbanización puede propiciar un sobremuestreo en determinadas zonas, inflando la percepción de la diversidad de aves, en especial en áreas adyacentes a reservas naturales (Ortega-Álvarez and MacGregor-Fors 2009; MacGregor-Fors and Schondube 2012; Mayorga et al. 2020; Arévalo et al. 2022). Sin embargo, este tipo de comparaciones aún no se abordó de manera exhaustiva, en particular, en los Andes Centrales del Perú, donde los registros de las ANP pueden verse sesgados por la mayor cantidad de registros de los CU, lo que plantea cuestiones sobre la precisión de los registros de aves y sus implicancias para la evaluación de la biodiversidad. En este contexto resulta relevante evaluar estas diferencias entre las ANP y los CU en estos ambientes, dado que los ecosistemas andino-amazónicos constituyen uno de los espacios de mayor importancia para conservar la avifauna a nivel global (Patterson et al. 1998; Arana et al. 2024).

Este fenómeno, observado en los Andes Centrales de Perú, donde la proximidad entre ANP y CU plantea interrogantes sobre la precisión de los registros de aves y sus implicaciones para la conservación de la biodiversidad. La relación entre la urbanización y la diversidad de aves es compleja y varía según el bioma. Algunos estudios demostraron que la urbanización reduce la riqueza de aves en áreas boscosas, mientras que en biomas de pastizales, los patrones de respuesta de la avifauna pueden ser diferentes (Tryjanowski et al. 2013). A pesar de que los CU pueden registrar un alto número de aves, a menudo carecen de la integridad ecológica de las ANP, lo que suele generar disparidades en los índices de diversidad en beneficio de las ANP (Fontana et al. 2011; Gagné et al. 2016). En el caso específico de la región de Huánuco (Perú), la alta diversidad de aves registrada en áreas urbanas cercanas podría sesgar los resultados, superar los índices de las ANP y contribuir a una posible subrepresentación de sus poblaciones.

Este estudio tiene como objetivo comparar los índices de diversidad de aves entre ANP y CU en los Andes Centrales del Perú y evaluar el posible efecto de los registros urbanos sobre la diversidad, determinando si estos sobrestiman y afectan la representatividad de dichas poblaciones. De esta manera, se pretende generar evidencia que permita contrastar los valores de diversidad, dominancia, riqueza y equidad entre estas áreas en el registro de aves y aportar insumos para el fortalecimiento de la gestión de la conservación. Además, se espera que los resultados incentiven a los investigadores locales a mejorar la calidad de los registros de aves y a ofrecer una comprensión más precisa del papel que desempeñan estos datos en la conservación y representación de la biodiversidad.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### *Área de estudio*

La región Huánuco se encuentra en la parte centrooriental del Perú, sobre los Andes Centrales y en la Amazonía peruana, y abarca una superficie de 37266 km<sup>2</sup>, lo que representa el 2.9% del territorio nacional. Su altitud oscila entre 122 m s. n. m. y 6617 m s. n. m. Huánuco es una de las regiones con el mayor número de ANP por el Estado. De las 10 ANP, 3 cuentan con administración del Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas (SERNANP); otras

4 tienen gestión privada; 2 se mantienen con el carácter de conservación regional, y una tiene dirección comunal (Figura 1). La región cuenta con 10 capitales provinciales —excluida la capital provincial de Huánuco— y 73 capitales distritales. De estos, para el estudio se seleccionaron 31 CU, que incluyen la capital, la ciudad de Huánuco, 8 provincias y 22 distritos, priorizando los más poblados e importantes de la región. También se presentan registros considerables de presencia de aves. Asimismo, se incluyeron ocho ANP, que comprenden un área de conservación regional, tres áreas de conservación privada y una zona reservada.

### *Limpieza y validación de datos de ocurrencia*

Los datos de presencia de aves registrados en la región Huánuco se obtuvieron del GBIF (GBIF.org 2024). Dentro de la plataforma de GBIF se emplearon los filtros de bases de registros, de los cuales se consideró observación por máquina (i.e., registro generado por un dispositivo automático sin intervención humana), observación humana (i.e., avistamiento realizado por una persona) y espécimen preservado (prueba física del organismo conservada en una colección científica); delimitado según área administrativa (país: Perú; Región: Huánuco); estado de ocurrencia: presente; nombres científicos: aves; años: desde 1800-2024. Los datos fueron descargados en formato Darwin Core Archive (DwC-A), un paquete de archivos de texto para compartir datos de biodiversidad. Los registros de ocurrencia de aves descargados de GBIF fueron sometidos a un proceso exhaustivo de limpieza y validación, siguiendo el protocolo de Zizka et al. (2019), utilizando el paquete CoordinateCleaner v2.0-20 en R v4.5.2. Se aplicaron pruebas automáticas para identificar y eliminar registros con coordenadas potencialmente erróneas, incluyendo: validación de rangos geográficos válidos (-90° a 90° de latitud; -180° a 180° de longitud), detección de coordenadas idénticas y de coordenadas en (0, 0) o valores nulos. Se excluyeron algunos criterios que el paquete consideraba, como registros ubicados a menos de 10 km de capitales nacionales, a menos de 5 km de centroides de países o provincias, a menos de 1 km de la sede de GBIF en Copenhague y a menos de 2 km de sedes de instituciones biológicas, debido a que estos criterios contemplan registros en espacios urbanos, que es el foco de este estudio. Asimismo, se filtraron las coordenadas marinas de especies

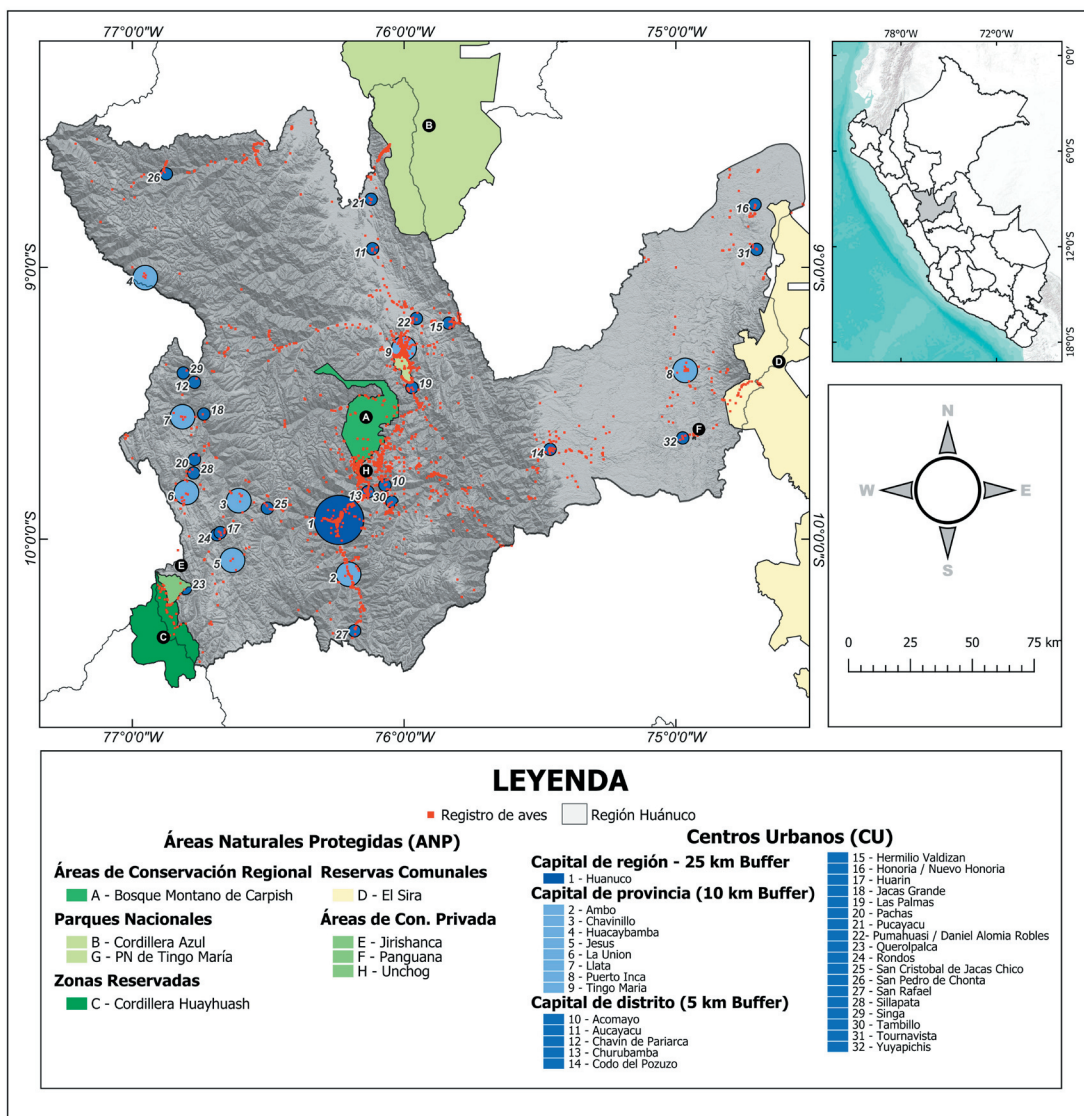


Figura 1. Distribución de las áreas naturales protegidas y de los centros urbanos en el área de estudio. Los puntos rojos representan la distribución de los registros de presencia de aves obtenidos hasta diciembre de 2024.

Figure 1. Distribution of protected natural areas and urban centers in the study area. The red points indicate the distribution of bird presence records as of December 2024.

terrestres y los outliers espaciales extremos por especie (método de cuartiles, multiplicador=5). Además, se aplicaron filtros de incertidumbre de las coordenadas ( $\leq 10$  km, cuando el dato estaba disponible), validación temporal (entre 1800 y 2024) y preferencia por coordenadas con precisión decimal en lugar de números enteros. Los registros en los que cualquiera de estas pruebas fallaron fueron marcados como problemáticos y excluidos del dataset final, lo que resultó en una reducción de 4.6% de los registros originales e incrementó la calidad espacial del dataset para análisis posteriores (Zizka et al. 2019; Maldonado et al. 2015).

*La delimitación geográfica dentro de los ANP y CU*

Para filtrar y delimitar geográficamente los datos dentro de las ANP y CU en el área de estudio se utilizó el software QGIS versión 3.34.9. Esto permitió organizar la información y extraer las variables relevantes para la investigación, tales como las coordenadas geográficas, los nombres de las especies y la fecha de registro, así como los datos de las capas vectoriales de las ANP y de los CU. Luego, utilizando MS Excel y tablas dinámicas, se organizaron los datos para calcular los

índices de diversidad mencionados en la Tabla 1.

La delimitación geográfica de las 8 ANP reconocidas por el Estado peruano en la región Huánuco se obtuvo del geoportal del SERNANP (2024) ([geo.sernanp.gob.pe/visorsernanp](http://geo.sernanp.gob.pe/visorsernanp)), en formato Shapefile. Se excluyeron varias ANP debido a que no contaban con registros de aves o tenían pocos registros, como en el caso del ACR Codo del Pozuzo y del ACP San Marcos. Los 31 puntos de ubicación de los CU, correspondientes a las capitales de distritos, provincias y regiones, se extrajeron de la plataforma del INEI del Estado peruano ([ide.inei.gob.pe](http://ide.inei.gob.pe)). Para filtrar o delimitar geográficamente cada uno de estos CU, se generó un buffer con diámetros de 5 km para las capitales de distrito, 10 km para las capitales de provincia y 25 km para la capital regional, con el objetivo de abarcar tanto el área urbana como sus alrededores. De haber traslape entre estos espacios, se colocó el de mayor jerarquía; en el caso de traslape con ANP, se priorizó el ANP, dada su delimitación legal establecida (Figura 1).

#### Análisis de índices de diversidad

A partir de los datos recopilados del GBIF —que incluyen tanto el número de registros como el de especies de aves para los CU y las ANP— se determinaron los indicadores de diversidad utilizando índices de Shannon-Wiener para evaluar la diversidad general, el índice de Simpson para evaluar la dominancia, el índice Chao1 para estimar la riqueza y el índice de Pielou ( $J'$ ) para evaluar la equidad. Todos estos indicadores fueron evaluados con el software Microsoft Excel y Past 5 ([nhm.uio.no/english/research/resources/past](http://nhm.uio.no/english/research/resources/past)).

Las ecuaciones correspondientes a cada índice figuran en la Tabla 1.

La selección de estos índices se fundamenta en garantizar una representación integral de las principales dimensiones de la estructura comunitaria, como la diversidad, la riqueza, la dominancia y la equidad. El índice de Shannon-Wiener se seleccionó como medida de diversidad general. Este índice integra de manera simultánea el número de especies presentes y la distribución de sus abundancias relativas; esto permite evaluar la variedad y el grado de uniformidad de la comunidad. Además, su amplio uso en la literatura ecológica facilita la comparación de resultados con otros estudios (Shannon 1948). El índice Simpson se incorporó como indicador de dominancia; refleja la probabilidad de que dos registros seleccionados al azar pertenezcan a la misma especie, por lo que resume la dominancia global de la comunidad. Simpson ofrece una visión más integral de la dominancia al considerar la contribución relativa de todas las especies (Simpson 1949). Del mismo modo, el índice Chao1 se eligió como estimador de la riqueza de especies, ya que corrige el sesgo de subestimación asociado a especies raras o poco registradas. Chao1 incorpora en su cálculo las especies únicas y dobles, lo que lo convierte en un indicador más robusto en contextos donde el esfuerzo de muestreo o la detectabilidad puede variar (Chao 1984). Finalmente, se empleó el índice de equidad de Pielou ( $J'$ ) para complementar los análisis de diversidad. Este permite evaluar la uniformidad en la distribución de los individuos entre las especies presentes. Resulta útil para identificar patrones de equidad en las comunidades analizadas, ya que una comunidad con alta riqueza de

**Tabla 1.** Índices de diversidad utilizados en el estudio.

**Table 1.** Alpha diversity indices used in the study.

Shannon-Wiener (diversidad)	Simpson (dominancia)
$H' = -\sum p_i \cdot \ln p_i$	$S = \sum p_i^2$
H: índice de Shannon-Wiener Pi: abundancia relativa ln: logaritmo natural	S: índice de Simpson Pi: abundancia relativa
Chao1 (riqueza)	Pielou $J'$ (equidad)
$S_{Chao1} = S_{obs} + \frac{F1^2}{2F2}$	$J' = \frac{H'}{\log(S)}$
S <sub>obs</sub> : número de especies observadas F1: número de especies observadas en una sola ocasión F2: número de especies observadas en dos ocasiones	J': índice de Pielou H': índice de diversidad de Shannon-Weaver S: número de especies en la comunidad

especies no necesariamente presenta una distribución equilibrada de sus abundancias (Pielou 1966).

La incorporación de cada uno de estos índices de diversidad aporta una visión más integral de la estructura comunitaria, lo que permite discernir si las diferencias observadas entre sitios o condiciones responden a cambios en la diversidad, la riqueza, la dominancia de ciertas especies o la equidad en la representación de las especies.

#### *Análisis estadístico*

Se aplicó la prueba no paramétrica de Wilcoxon para muestras independientes con un nivel de significancia del 95%, a fin de comparar los rangos medios entre los grupos ANP y CU. Esta prueba no exige el cumplimiento del supuesto de normalidad ni tamaños muestrales iguales. Asimismo, se realizó un análisis de componentes principales (ACP) para explorar la estructura subyacente y la interrelación entre las variables (los cuatro índices de diversidad) y su relación con las observaciones (ANP y CU). El ACP permitió sintetizar la variabilidad de los datos. Para ello, se empleó la matriz de correlación de las variables previamente estandarizadas. Todos los análisis se efectuaron en los software estadísticos MS Excel, InfoStat versión 2020 y OriginPro 2021. Asimismo, se realizó un análisis de rarefacción basado en el número de Hill para evaluar el esfuerzo de muestreo en cada área de estudio. Se interpretó de forma visual mediante la curva de integridad de muestras (sample completeness curve) para determinar la representatividad del muestreo: cuando la curva alcanza una asíntota, se considera representativo del área. El análisis se efectuó con iNEXT Online (Chao et al. 2014, 2016).

## RESULTADOS

Los resultados se dividen en tres secciones principales. La primera evalúa los datos de registros de presencia de aves en ANP y CU, enfocándose en la abundancia relativa y el número total de registros. La segunda compara los índices de diversidad entre ambos tipos de ambientes, mientras que la tercera examina su interrelación mediante el ACP. Se delimitaron espacialmente 57981 registros de aves, que sirvieron de base para todos los análisis.

Contrario a las expectativas iniciales, que anticipaban un mayor número de

registros en CU, con la posibilidad de sesgar potencialmente los índices de diversidad hacia valores elevados, las ANP mostraron superioridad en la cantidad de registros (Tablas 2 y 3).

#### *Características de los datos de registros de aves*

Las tablas 2 y 3 presentan la abundancia relativa de especies y el número de registros de aves en los CU y en las ANP, respectivamente. Se observa que los CU con mayor número de registros son Tingo María, con 493 especies (19.25%) en 12211 registros (48.68%), seguido de Hermilio Valdizán, con 275 especies (10.74%) en 3660 registros (14.59%). De manera similar, la ciudad de Codo del Pozuzo presenta 242 especies (9.45%) en 1813 registros (7.23%), mientras que la ciudad de Huánuco registra 198 especies (7.73%) en 2103 registros (8.38%) (Tabla 2).

Se destacan las ANP con mayores registros de aves: el Parque Nacional de Tingo María, con un acumulado de 490 especies (29.20%) contabilizadas en 8950 registros (27.2%), seguido por el ACP Bosque Montano de Carpish, con 405 especies (24.14%) contabilizadas en 3182 registros (9.67%). Asimismo, el ACP de Unchog registra 311 especies (18.53%) en 18732 registros (56.94%), lo que lo convierte en el que más registros presenta, mientras que la Reserva Comunal El Sira cuenta con 191 especies (11.38%) observadas en 651 registros (1.98%) (Tabla 3).

Al considerar los registros totales, las ANP acumularon 1678 especies en 32899 registros, mientras que en los CU se identificaron 2561 especies en 25082 registros. Se observó que en ocho de las ANP hay un menor número de especies y un mayor número de registros, mientras que en los 31 CU hay un mayor número de especies y un menor número de registros. En esta primera instancia no se cumple lo que el estudio propone: la posibilidad de hallar un mayor número de registros en CU. Sin embargo, este primer análisis resulta insuficiente y no permite obtener una idea clara de las diferencias entre ambos espacios.

En la Figura 2 se presenta el análisis de rarefacción con el propósito de evaluar el esfuerzo de muestreo en los distintos sitios. En los CU (Figura 2a,b), gran parte de los sitios estudiados muestran curvas que tienden a la saturación, aun cuando muchos

**Tabla 2.** Abundancia relativa de especies y número de registros en centros urbanos (CU), según la delimitación espacial.**Table 2.** Relative abundance of bird species and number of records in urban centers (UC) according to the applied spatial delimitation.

Centros urbanos (CU)	Abundancia de aves		Registros	
	N°	%	N°	%
Capital de departamento (25 km buffer)				
Huánuco	198	7.73	2103	8.38%
Capital de provincia (10 km buffer)				
Ambo	85	3.32	266	1.06
Chavinillo	22	0.86	61	0.24
Huacaybamba	15	0.59	29	0.12
Jesús	18	0.70	20	0.08
La Unión	40	1.56	132	0.53
Llata	23	0.90	37	0.15
Puerto Inca	169	6.60	602	2.40
Tingo María	493	19.25	12211	48.68
Capital de distrito (5 km buffer)				
Acomayo	104	4.06	142	0.57
Aucayacu	27	1.05	51	0.20
Chavín de Parí	27	1.05	56	0.22
Churubamba	95	3.71	1358	5.41
Codo del Pozuzo	242	9.45	1813	7.23
Hermilio Valdizan	275	10.74	3660	14.59
Honorio / Nuevo Honorio	19	0.74	27	0.11
Huarin	42	1.64	96	0.38
Jacas Grande	12	0.47	12	0.05
Las Palmas	119	4.65	329	1.31
Pachas	26	1.02	69	0.28
Pucayacu	21	0.82	57	0.23
Pumahuasi / Daniel Alomía Robles	138	5.39	1065	4.25
Rondos	29	1.13	53	0.21
San Cristóbal de Jacas Chico	25	0.98	80	0.32
San Pedro de Chonta	18	0.70	66	0.26
San Rafael	33	1.29	43	0.17
Sillapata	26	1.02	78	0.31
Singa	9	0.35	10	0.04
Tambillo	87	3.40	328	1.31
Tournavista	78	3.05	147	0.59
Yuyapichis	46	1.80	81	0.32
Total	2561	100	25082	100

no alcanzan un número elevado de registros (e.g., San Rafael y Honorio). En contraste con ello, también se muestran CU que no llegan a la saturación ni se aproximan a la asíntota, como Jacas Grande y Singa. Por esta razón se retiraron de los análisis posteriores. En

este análisis destacan especialmente Tingo María, Hermilio Valdizán, Codo de Pozuzo, Puerto Inca y Huánuco, que presentan tanto una elevada cantidad de registros como una alta riqueza de especies, lo que permite una aproximación clara a la asíntota.

**Tabla 3.** Abundancia relativa de especies y número de registros en áreas naturales protegidas según la delimitación geográfica.**Table 3.** Relative abundance of species and number of records in protected natural areas according to geographical delimitation.

Áreas naturales protegidas	Abundancia de aves		Registros	
	N°	%	N°	%
Parques nacionales				
Cordillera azul	76	4.53	487	1.48
Tingo María	490	29.20	8950	27.20
Zonas reservadas				
Cordillera Huayhuash	53	3.16	352	1.07
Áreas de conservación regional				
Bosque montano de Carpish	405	24.14	3182	9.67
Reservas comunales				
El Sira	191	11.38	651	1.98
Áreas de conservación privada				
Jirishanca	41	2.44	136	0.41
Panguana	111	6.62	409	1.24
Unchog	311	18.53	18732	56.94
Total	1678	100	32899	100

De manera similar, en las ANP (Figura 2c,d) se observa que la mayoría de los sitios alcanzan o se aproximan a la asíntota, lo que indica un muestreo representativo. Sin embargo, se aprecia una marcada diferencia entre ellas, tanto en el número de especies como en los registros. Sobresalen el Parque Nacional Tingo María y el Bosque Montano de Carpish, con alta riqueza y abundante información. Por su parte, Unchog y El Sira también destacan por su elevada riqueza específica, aunque con dinámicas distintas en el esfuerzo de muestreo. En conjunto, los resultados evidencian que las ANP concentran los mayores registros (32860) y la mayor abundancia relativa de especies de aves, lo que refuerza su rol fundamental en la conservación de la avifauna. No obstante, cabe destacar que algunos CU también presentan un enorme número de registros (e.g., Tingo María, Hermilio Valdizán, Codo de Pozuzo y Huánuco) y un sesgo correspondiente en las estimaciones de riqueza.

En la Figura 3 se presentan las veinte especies de aves con mayor número de registros en ambos tipos de espacios estudiados: CU y ANP. En los CU, las 20 especies más registradas representan el 32.27% del total de registros (Figura 3a). Sobresale *Thraupis episcopus* (777 registros; 3.10%), seguido por *Tyrannus melancholicus* (660 registros, 2.63%) y *Thraupis palmarum* (549 registros; 2.19%). En las ANP, estas 20 especies representan el 28.79% del total de registros (Figura 3b). Se destacan *Metallura theresiae* (749 registros; 2.28%), *Turdus fuscater* (642 registros; 1.95%)

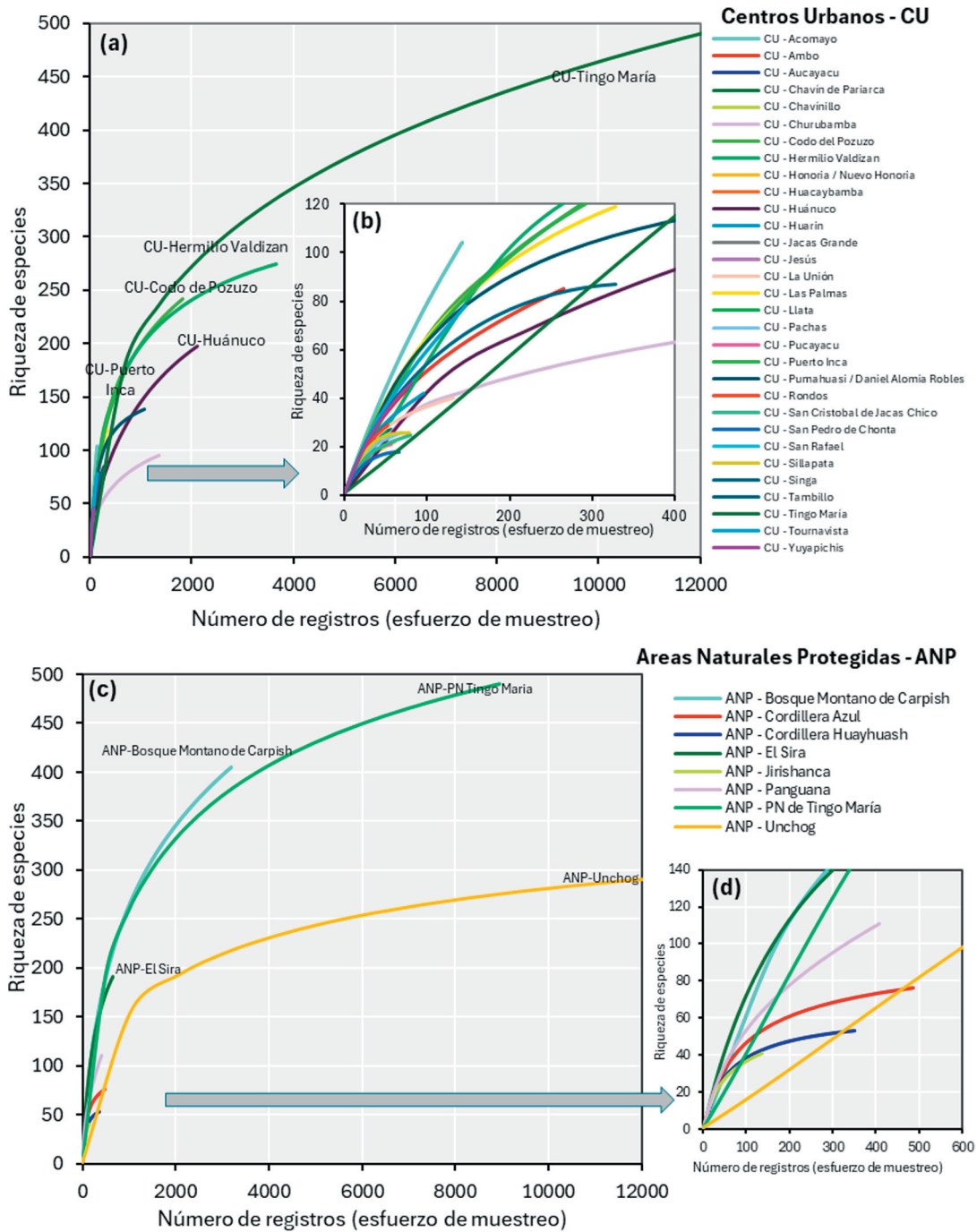
y *Anisognathus igniventris* (631 registros; 1.92%).

#### Resultados comparativos entre las ANP y CU

La Figura 4 presenta diagramas de caja y bigotes que comparan los índices de diversidad entre CU y ANP, evaluados mediante la prueba no paramétrica de Wilcoxon para muestras independientes. Se detectaron diferencias significativas ( $P < 0.05$ ) en la diversidad de Shannon-Wiener, la riqueza estimada por Chao1 y la equidad de Pielou J'. En promedio, las ANP mostraron valores superiores de diversidad (Shannon-Wiener:  $4.50 \pm 0.68$ ) y de riqueza de especies (Chao1:  $262.89 \pm 212.53$ ), mientras que los CU exhibieron mayor equidad (Pielou J':  $0.93 \pm 0.06$  vs.  $0.89 \pm 0.05$  en ANP). Por el contrario, el índice de dominancia de Simpson no reveló diferencias significativas (Figura 4b), con valores similares en CU ( $0.97 \pm 0.02$ ) y ANP ( $0.98 \pm 0.01$ ). Esto indica una dominancia equiparable en ambos hábitats.

#### Análisis de ordenamiento

En la Figura 5 se presentan los resultados del ACP, considerando los índices de Shannon-Wiener, Simpson, Chao1 y Pielou J' tanto en las ANP como en los CU. El ACP explicó 93.3% de la variabilidad total de los datos, con 68.1% en el componente 1 y 25.2% en el componente 2, lo que otorga mayor relevancia al eje horizontal para interpretar el grado de interrelación con los distintos índices de diversidad.

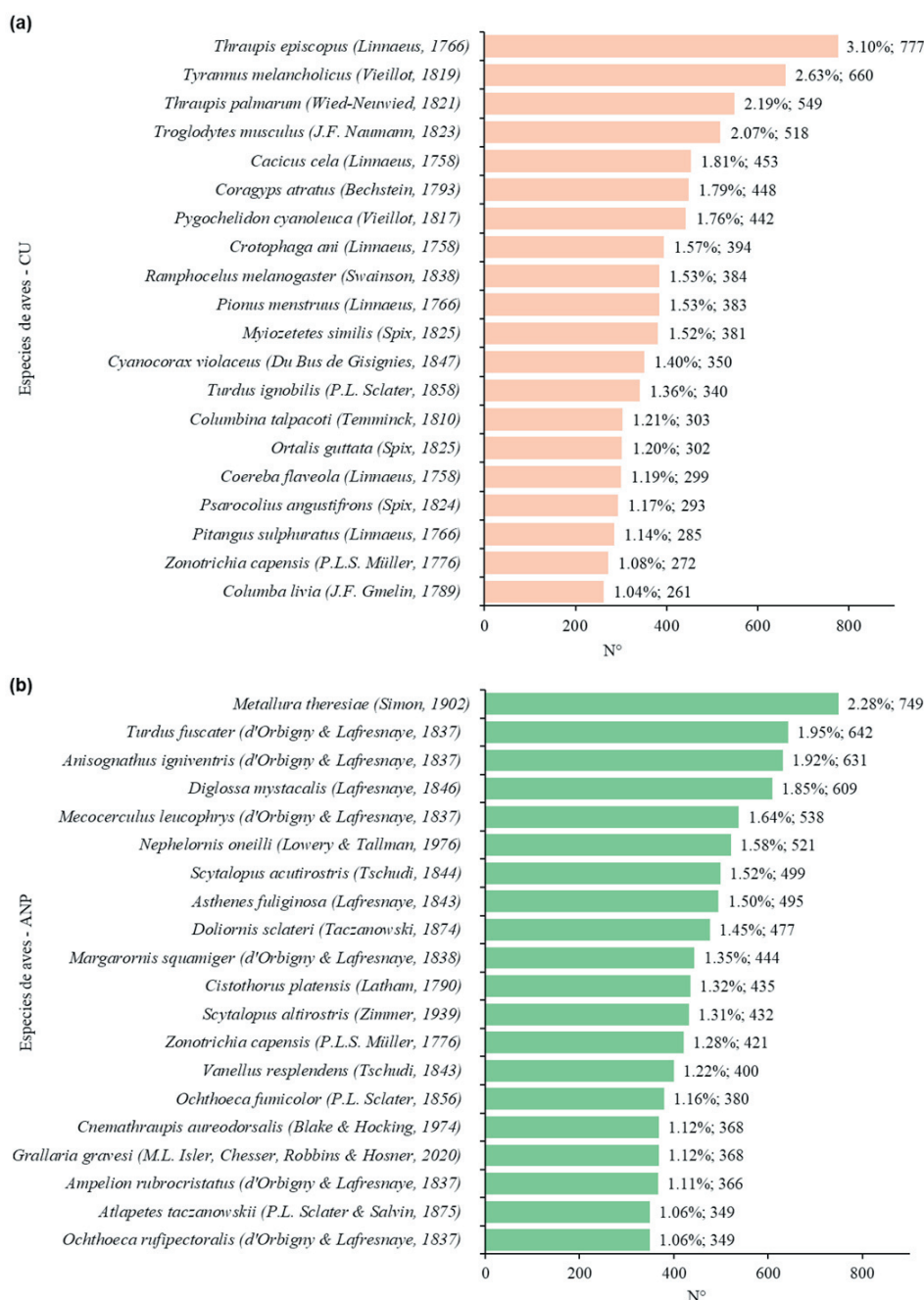


**Figura 2.** Análisis de rarefacción de los CU (a) y de las ANP (c). Las Figuras b y d corresponden a los acercamientos de la parte que no es posible ver en tamaño completo, tanto para CU como para las ANP.

**Figure 2.** Rarefaction analysis of the urban centers (a) and protected natural areas (c). Figures b and d correspond to zoomed-in sections of the parts not visible at full size for both urban centers and protected natural areas.

Se observa una relación marcada entre los puntos correspondientes a las ANP y los vectores de los índices de Shannon-Wiener (diversidad general) y de Chao1 (riqueza),

lo que evidencia una relación lineal con el componente 1. Esta tendencia es especialmente notoria en el Parque Nacional Tingo María y en el Bosque Montano de Carpish, entre



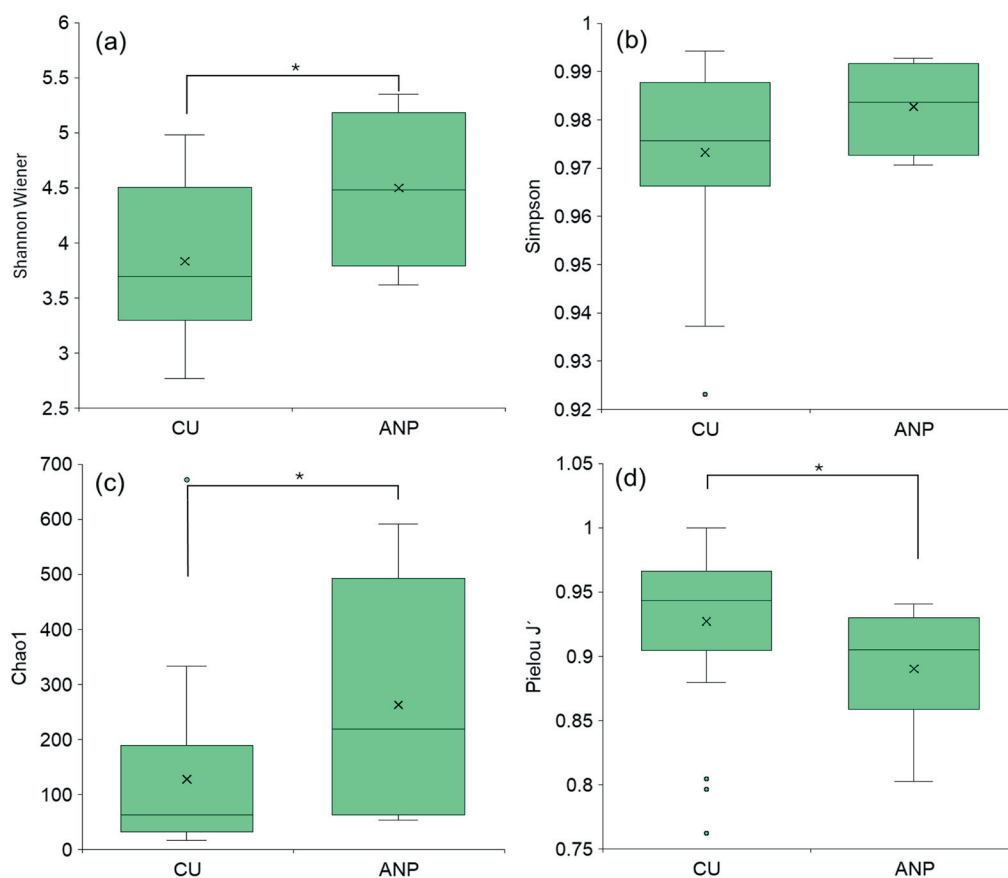
**Figura 3.** Listado de las veinte especies con el mayor registro en las CU (a) y en las ANP (b). Los valores indican la proporción (%) respecto al total de registros de aves y el número absoluto de registros por especie.

**Figure 3.** Listing of the twenty species with the highest number of records in the urban centers (a) and in the natural protected areas (b). The values indicate the proportion (%) relative to the total number of bird records and the absolute number of records per species.

otros. Asimismo, algunos CU (e.g., Tingo María, Codo de Pozuzo y Hermilio Valdizán) presentan cierta cercanía con dichos índices.

Sin embargo, el vector del índice de Simpson (dominancia) no presenta una orientación definida ni una relación lineal clara con los

componentes principales ni con los demás vectores. No obstante, se identifica una ligera relación con el CU de Tournavista, Acomayo y Puerto Inca y con el ANP de El Sira. No obstante, el índice de equidad de Pielou  $J'$  evidencia que varios de los CU presentan una clara relación con dicho índice y muestran



**Figura 4.** Diagramas de caja y bigotes de los índices de diversidad en CU y las ANP. a) Índice de diversidad de Shannon-Wiener. b) Índice de dominancia de Simpson. c) Índice de riqueza de Chao1. d) Índice de equidad de Pielou  $J'$ . Las cajas marcadas con \* indican diferencias estadísticamente significativas ( $P < 0.05$ ).

**Figure 4.** Box-and-whisker plots of diversity indices in CU and ANP. a) Shannon-Wiener diversity index. b) Simpson dominance index. c) Chao1 richness index. d) Pielou  $J'$  evenness index. The boxes marked with \* indicate statistically significant differences ( $P < 0.05$ ).

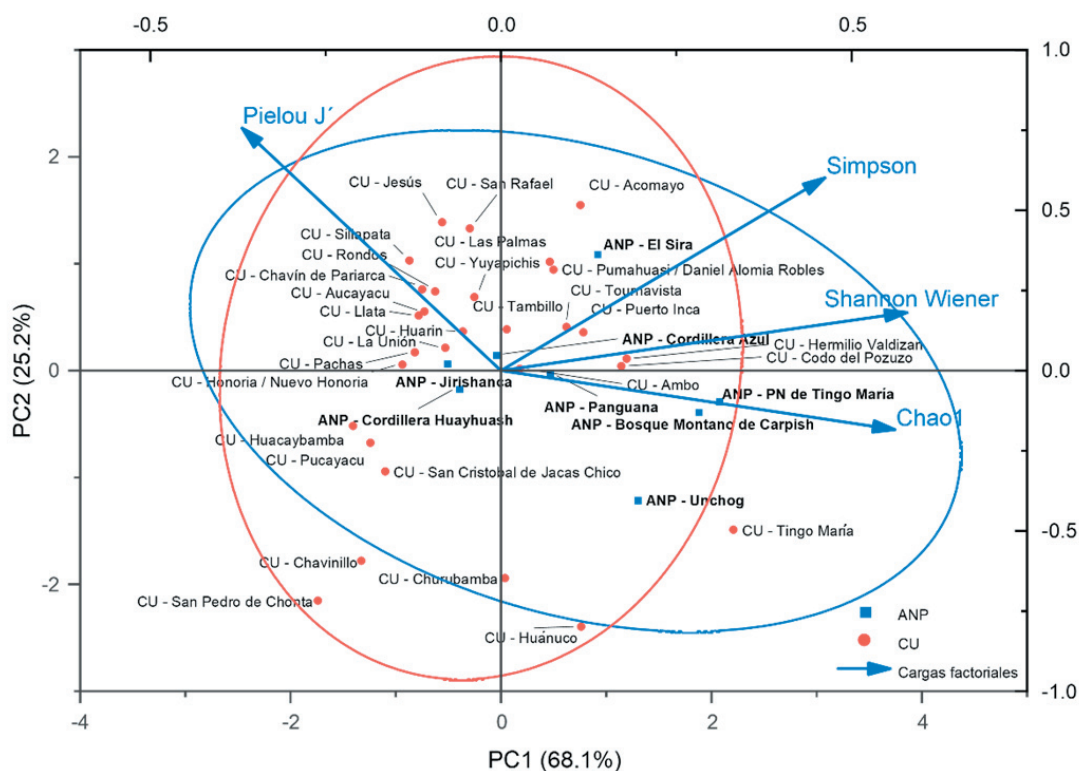
afinidad con el componente 2. Esto indica que, a pesar de no registrar un alto número de especies ni una gran riqueza, mantienen una distribución relativamente equilibrada de los individuos. Entre ellos se destacan Jesús, Sillapata y Chavín de Pariarca, entre otros.

## DISCUSIÓN

Los resultados muestran que las ANP conservan sus altos estándares en los índices de diversidad de la avifauna frente a los CU. Se observa un mayor índice de diversidad (Shannon-Wiener) y de riqueza (Chao1) en las ANP; en dominancia (Simpson) son muy similares, y en equidad (Pielou  $J'$ ), los CU son superiores. Esto podría deberse a que las ANP son espacios ideales para la conservación de especies en situación de vulnerabilidad o en peligro de extinción. Además, al proporcionar condiciones óptimas y preservar los ecosistemas en su estado prístino, se favorece

la diversidad biológica de manera natural (Aronson et al. 2014). Los análisis preliminares de este trabajo sugieren que es posible que exista una mayor riqueza de ANP, lo que fortalecería el papel fundamental de las ANP en la conservación de las aves. Esto sugiere que la mayor diversidad de aves en estas áreas se debe a que mantienen condiciones ecológicas óptimas para la supervivencia de especies de aves sensibles y especializadas (Kovářík et al. 2021).

Por otro lado, los valores de dominancia similares observados pueden deberse a la capacidad de adaptación a las condiciones generadas por la presencia humana. Muchas especies han logrado establecer poblaciones estables a pesar de los impactos antropogénicos (Marzluff 2017). Además, los entornos cercanos y adyacentes a los CU ofrecen abundantes recursos, como alimentos procedentes de cultivos, desechos



**Figura 5.** Análisis de componentes principales entre las ANP y los CU en relación con los índices de diversidad. Las elipses representan el intervalo de confianza del 95% para los puntos correspondientes a ANP (negro) y CU (rojo). La longitud y la dirección de las flechas azules indican la fuerza y la orientación (carga factorial) de la relación de cada índice con los componentes principales.

**Figure 5.** Principal component analysis between ANP and CU in relation to diversity indices. The ellipses represent the 95% confidence interval for the points corresponding to ANP (black) and CU (red). The length and direction of the blue arrows indicate the strength and orientation (factorial loading) of the relationship of each index with the principal components.

agrícolas y residuos orgánicos, lo que facilita su supervivencia (Sun et al. 2022). No obstante, esta adaptación también conlleva consecuencias. La urbanización ha favorecido la proliferación de enfermedades en las aves, beneficiando a las especies más resistentes y reduciendo la población de las más vulnerables (Perillo et al. 2017; Perkins et al. 2021). Esto sugiere que las especies de aves que habitan en áreas urbanas son en su mayoría sinantrópicas; es decir, con alta plasticidad ecológica y capacidad de adaptación a condiciones ambientales adversas. Estas especies pueden aprovechar los recursos disponibles en entornos modificados por el ser humano, lo que explica su alta presencia en los CU sin afectar de manera significativa la biodiversidad en las ANP (Kurucz et al. 2021). Del mismo modo, la dominancia de ciertas especies en las ANP se puede deber a que muchas veces las personas registran especies ya conocidas o ingresan al lugar de manera premeditada para hallar una especie de ave determinada, olvidando, tal vez, a aves

que aún no se han registrado o que cuentan con pocos registros.

Los valores más altos y la estrecha relación entre los CU y el índice de equidad sugieren que los entornos urbanos pueden favorecer una distribución equilibrada de las especies de aves. Este hallazgo cuestiona la visión tradicional que concibe las áreas urbanas solo como sumideros de biodiversidad; esto indica que dichos espacios poseen características que pueden contribuir a mantener las poblaciones de aves (Aronson et al. 2014). En particular, ello podría explicarse por las condiciones orográficas y topográficas propias de los ecosistemas andino-amazónicos, donde rara vez se desarrollan extensas manchas urbanas. Por el contrario, predominan pequeños parches urbanos adaptados a la topografía, lo que permite un contacto constante con los ecosistemas circundantes y evita un aislamiento completo del entorno natural. Esta interacción puede favorecer la conservación de la salud del ecosistema y, en

consecuencia, promover una mayor equidad en las comunidades de aves (Iñiguez-Armijos et al. 2016).

Nuestros resultados indican que las ANP de la región Huánuco presentan índices de diversidad superiores a los observados en los CU. Entre estas áreas, el Parque Nacional Tingo María, el Bosque Montano de Carpish, Unchog y la Reserva del Sira destacan por conservar la mayor biodiversidad de aves de la región. No en tanto, CU, como Tingo María y Codo del Pozuzo, también presentan índices de diversidad sobresalientes. Es importante señalar que los índices de diversidad de algunos CU presentan una gran similitud con los de ciertas ANP, lo que puede deberse a la cercanía entre la CU y las ANP. Un ejemplo de ello es la ciudad de Tingo María, que se encuentra a tan solo 6 kilómetros del Parque Nacional Tingo María, que alberga una gran diversidad biológica propia de los ecosistemas amazónicos o de selva alta, situados en las cercanías de cadenas montañosas (Cossios and Ricra Zevallos 2019; Briceño et al. 2025). Además, su ubicación geográfica en las yungas, una zona de transición entre el clima templado de las tierras altas y la selva baja, puede favorecer índices de diversidad más altos (Cervantes et al. 2024). Esta proximidad e interacción entre las ANP y los CU pueden influir de forma positiva en la biodiversidad de aves, ya que las primeras ofrecen hábitats y refugios valiosos para la fauna, mientras que las zonas urbanas proporcionan recursos como alimento y lugares de nidificación (Luque Fernández et al. 2018).

Otra situación local a resaltar es la cercanía entre el Bosque Montano de Carpish y Unchog, con una separación de ~90 m a 100 m entre los polígonos delimitadores. Ambas ANP, situadas en los Andes tropicales de Huánuco, albergan bosques de mayor altitud (bosques achaparrados) y presentan una gran diversidad de aves y un gran número de registros, destacándose especialmente el grupo de aves nectarívoras (González 2016). Ambas áreas reportan altos índices de diversidad en este estudio, debido a su proximidad y a sus características climáticas, además de ser un destino bastante conocido por los amantes de la avifauna, lo que los convierte en un lugar donde se practica el aviturismo, razón por la cual sus registros son bastante elevados (Omonte Trujillo and Bonilla Natividad 2015). En cuanto a la zona urbana de Codo del Pozuzo y el ANP de El Sira, Codo del Pozuzo abarca una mayor extensión territorial y se

ubica en la zona de selva alta de la provincia de Puerto Inca. No se reportaron estudios específicos sobre los índices de diversidad de aves en la capital del distrito. Sin embargo, El Sira presenta una gran variedad de pisos altitudinales. Dentro de esta área natural se encuentra el Transecto Altitudinal Yuyapichis, que estableció un Sistema de Monitoreo de la Biodiversidad y el Cambio Climático, lo que permitió la recopilación de datos sobre una amplia diversidad de aves a lo largo de un gradiente de cinco pisos altitudinales (Quijandría et al. 2014), un factor que puede ayudar a explicar la alta diversidad de especies de aves en estos ecosistemas.

Por otro lado, el trabajo de Amano et al. (2016) analiza las posibilidades y limitaciones de los programas de ciencia ciudadana basados en observaciones de aves para reducir los vacíos espaciales en la información sobre biodiversidad, y muestra que iniciativas como eBird aceleraron de manera notable la acumulación de datos de ocurrencia, incluso en regiones biológicamente ricas, pero pobres en información, aunque con importantes sesgos taxonómicos, geográficos y de esfuerzo de muestreo. Esto sugiere que los registros compilados en GBIF — como los utilizados en este estudio — podrían estar sobrerrepresentados en los CU. Nuestros resultados indican que aunque el número de especies registradas es mayor en los CU, las ANP preservan niveles elevados de riqueza y biodiversidad característicos de estos entornos, con una proporción de registros superior tanto en términos relativos como absolutos (Valdez et al. 2023).

Finalmente, este estudio comparó los ANP con los CU mediante distintos índices, lo que evidenció el papel fundamental de los ANP en la conservación de la biodiversidad. No obstante, su efectividad puede verse afectada por el tipo de paisaje que los rodea. Asimismo, los sesgos temporales, no atendidos en esta investigación, se deberían abordar de manera explícita en futuros estudios (e.g., mediante análisis por décadas, por períodos recientes o mediante el control del esfuerzo de muestreo en el tiempo). Este aspecto resulta especialmente relevante en el caso del registro de aves, ya que su observación depende en gran medida del esfuerzo humano y puede verse afectada por factores socioeconómicos y por transformaciones antropogénicas temporales (e.g., el cambio de uso del suelo) que podrían modificar la movilidad de las especies dentro de un mismo

entorno y aumentar la accesibilidad de los observadores (Duckworth and Altwegg 2018; Marcacci et al. 2021). Asimismo, es necesario reconocer las limitaciones de los GBIF en este contexto, que se pueden ver afectadas por sesgos espaciales de muestreo. Beck et al. (2014) señalan que estos datos pueden presentar sesgos espaciales de muestreo que distorsionen los patrones de biodiversidad, incluso tras aplicar filtros de calidad, como en nuestro caso, por lo que los resultados deben interpretarse con cautela y futuros estudios deberían cuantificar el esfuerzo de muestreo y considerar correcciones espaciales. Del mismo modo, se reconoce y subraya la importancia de trabajos de campo que permitan obtener registros de presencia (y ausencia) de especies en regiones como la estudiada, siguiendo protocolos estandarizados y claramente definidos. Estos datos aportarían una base empírica más sólida para validar los patrones observados a partir de los registros disponibles en GBIF (Gormley et al. 2011). No obstante, también es importante aprovechar los datos de acceso público y realizar estudios similares a nivel nacional o en otras regiones, así como en distintas especies, para evaluar el estado de las ANP y el impacto de los CU.

## CONCLUSIONES

Los resultados muestran que, aunque las ANP registran un número menor de especies de aves que los CU, pese a un mayor volumen de registros, la diversidad (Shannon-Wiener) y la riqueza de especies (Chao1) son significativamente mayores en las ANP. Por su parte, los CU se asocian con niveles significativamente más altos de equidad (Pielou  $J'$ ), mientras que la dominancia (Simpson) es similar en ambos tipos de ambiente. Tales diferencias podrían estar influidas por los elevados registros en determinadas ANP, como Unchog y el Parque Nacional Tingo María, así como por algunos CU; entre ellos, Tingo María, Puerto Inca y Codo de Pozuzo, que alcanzan índices de diversidad comparables a los de las ANP. En conjunto, estos hallazgos indican que, aunque las ANP albergan una mayor diversidad de aves, los registros de los CU no afectan la representatividad de las poblaciones de aves y que esta diferencia podría mantenerse a lo largo del tiempo. Esta distinción probablemente se mantenga en el tiempo, lo que evidencia tanto la importancia y el buen estado funcional de los

ecosistemas protegidos como la relevancia de obtener registros equilibrados que reflejen las características ambientales del área de estudio. Por lo tanto, estos patrones se podrían explicar y estar condicionados por las particularidades de la región Huánuco en los Andes Centrales, donde la interacción dinámica y la marcada variabilidad orográfica y topográfica de los ecosistemas andino-amazónicos limitan el desarrollo de extensas manchas urbanas y favorecen la persistencia de la biodiversidad incluso en entornos antropizados.

Este estudio resalta que, en términos de diversidad y riqueza de aves según los registros de GBIF, la efectividad de las ANP en la conservación de especies de aves evidencia la necesidad de mantener y fortalecer estos espacios de conservación en la región. No obstante, es fundamental afinar la discusión de las limitaciones del trabajo, distinguiendo claramente entre sesgos de datos —propios de GBIF, del esfuerzo de muestreo, de la dimensión temporal y de la cobertura taxonómica— y sesgos de diseño espacial, asociados a la delimitación de ANP y CU y a la distribución desigual de los sitios muestreados. Entre estos, resultan especialmente críticos para la interpretación de nuestras conclusiones el posible submuestreo en determinadas ANP y la concentración de observadores en las ciudades, que pueden inflar la riqueza registrada en algunos CU y subestimar la diversidad en áreas menos visitadas. Aun así, los resultados ofrecen una aproximación valiosa a las condiciones actuales de la biodiversidad de las aves. Se recomienda aprovechar los datos de acceso público para promover estudios similares a escala nacional, en otras regiones o con distintos grupos taxonómicos. Estos análisis podrían incorporar la evaluación de las especies de aves amenazadas según la UICN, lo que permitiría una valoración más integral de las condiciones en las ANP y de sus diferencias con los CU.

**AGRADECIMIENTOS.** Los autores expresan su agradecimiento al Vicerrectorado de Investigación de la Universidad de Huánuco por el apoyo logístico y el fomento a la investigación a través del proyecto “Efecto del cambio de uso del suelo en la distribución potencial de especies de mamíferos en el Área de Conservación Regional (ACR) Bosque Montano de Carpish.

## REFERENCIAS

- Amano, T., J. D. L. Lamming, and W. J. Sutherland. 2016. Spatial Gaps in Global Biodiversity Information and the Role of Citizen Science. *BioScience* 66:393-400. <https://doi.org/10.1093/biosci/biw022>.
- Arana, A., C. Arana, M. Watsa, M. W. Tobler, V. Pacheco, J. Esteves, J. L. Mena, L. Salinas, and J. L. Ramírez. 2024. Lack of local genetic representation in one of the regions with the highest bird species richness, the Peruvian Amazonia. *PLoS ONE* 19:e0296305. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0296305>.
- Arévalo, C., J. D. Amaya-Espinel, C. Henríquez, J. T. Ibarra, and C. Bonacic. 2022. Urban noise and surrounding city morphology influence green space occupancy by native birds in a Mediterranean-type South American metropolis. *Scientific Reports* 12:4471. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-08654-7>.
- Aronson, M. F. J., F. A. La Sorte, C. H. Nilon, M. Katti, M. A. Goddard, C. A. Lepczyk, P. S. Warren, et al. 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>.
- Beck, J., M. Böller, A. Erhardt, and W. Schwanghart. 2014. Spatial bias in the GBIF database and its effect on modeling species' geographic distributions. *Ecological Informatics* 19:10-15. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2013.11.002>.
- Beck, J., L. Ballesteros-Mejia, P. Nagel, and I. J. Kitching. 2013. Online solutions and the 'Wallacean shortfall': what does GBIF contribute to our knowledge of species' ranges? *Diversity and Distributions* 19:1043-1050. <https://doi.org/10.1111/ddi.12083>.
- Berendsohn, W. G., V. Chavan, and J. Macklin. 2010. Summary of Recommendations of the GBIF Task Group on the Global Strategy and Action Plan for the Digitisation of Natural History Collections. *Biodiversity Informatics* 7. <https://doi.org/10.17161/bi.v7i2.3989>.
- Briceño, N., D. Cano, F. Cámara, B. Campos, H. Sandoval, A. Ricra, and N. Rojas-Briceño. 2025. Potential distribution of the oncilla *Leopardus tigrinus* (Carnivora: Felidae) based on high-resolution spatial data and camera traps in a national park in Peru. *Journal of Animal Behaviour and Biometeorology* 13:2025006-2025006. <https://doi.org/10.31893/jabb.2025006>.
- Callaghan, C. T., R. E. Major, J. H. Wilshire, J. M. Martin, R. T. Kingsford, and W. K. Cornwell. 2019. Generalists are the most urban-tolerant of birds: a phylogenetically controlled analysis of ecological and life history traits using a novel continuous measure of bird responses to urbanization. *Oikos* 128:845-858. <https://doi.org/10.1111/oik.06158>.
- Cervantes, K., E. Arias, A. Aguilar, C. Larico, and V. Pacheco. 2024. Non-volant mammals in the central Andes Yungas: the Pampa Hermosa National Sanctuary. *THERYA* 15:152. <https://doi.org/10.12933/therya-24-4971>.
- Chao, A. 1984. Nonparametric Estimation of the Number of Classes in a Population. *Scandinavian Journal of Statistics* 11:265-270.
- Chao, A., N. J. Gotelli, T. C. Hsieh, E. L. Sander, K. H. Ma, R. K. Colwell, and A. M. Ellison. 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs* 84:45-67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>.
- Chao, A., K. H. Ma, and T. C. Hsieh. 2016. iNEXT Online: Software for Interpolation and Extrapolation of Species Diversity. URL: [tinyurl.com/4t7yftmf](http://tinyurl.com/4t7yftmf).
- Cossios, D., and A. Ricra Zevallos. 2019. Diversidad y actividad horaria de mamíferos medianos y grandes registrados con cámaras trampa en el Parque Nacional Tingo María, Huánuco, Perú. *Revista Peruana de Biología* 26:325-332. <https://doi.org/10.15381/rpb.v26i3.16776>.
- Duckworth, G. D., and R. Altwegg. 2018. Effectiveness of protected areas for bird conservation depends on guild. *Diversity and Distributions* 24:1083-1091. <https://doi.org/10.1111/ddi.12756>.
- Fattorini, S., G. Lin, and C. Mantoni. 2018. Avian species-area relationships indicate that towns are not different from natural areas. *Environmental Conservation* 45:419-424. <https://doi.org/10.1017/S0376892918000048>.
- Fontana, S., T. Sattler, F. Bontadina, and M. Moretti. 2011. How to manage the urban green to improve bird diversity and community structure. *Landscape and Urban Planning* 101:278-285. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.02.033>.
- Gagné, S. A., P. J. Sherman, K. K. Singh, and R. K. Meentemeyer. 2016. The effect of human population size on the breeding bird diversity of urban regions. *Biodiversity and Conservation* 25:653-671. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1080-3>.
- Gaiji, S., V. Chavan, A. H. Ariño, J. Otegui, D. Hobern, R. Sood, and E. Robles. 2013. Content assessment of the primary biodiversity data published through GBIF network: Status, challenges and potentials. *Biodiversity Informatics* 8: 94-172. <https://doi.org/10.17161/bi.v8i2.4124>.
- Gao, Y., J. Gao, J. Chen, Y. Xu, and J. Zhao. 2011. Regionalizing Aquatic Ecosystems Based on the River Subbasin Taxonomy Concept and Spatial Clustering Techniques. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 8:4367-4385. <https://doi.org/10.3390/ijerph8114367>.
- García-Roselló, E., C. Guisande, A. Manjarrés-Hernández, J. González-Dacosta, J. Heine, et al. 2015. Can we derive macroecological patterns from primary Global Biodiversity Information Facility data? *Global Ecology and Biogeography* 24:335-347. <https://doi.org/10.1111/geb.12260>.
- GBIF.Org User. 2024. Occurrence Download. The Global Biodiversity Information Facility. <https://doi.org/10.15468/dl.f9cczt>.
- González, O. 2016. ¿Son las aves indicadores de cambio climático en los andes tropicales de Huánuco, Perú? URL: [tinyurl.com/3wbczpj5](http://tinyurl.com/3wbczpj5).
- Gormley, A. M., D. M. Forsyth, P. Griffioen, M. Lindeman, D. S. Ramsey, M. P. Scroggie, and L. Woodford. 2011. Using

- presence-only and presence-absence data to estimate the current and potential distributions of established invasive species. *The Journal of Applied Ecology* 48:25-34. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01911.x>.
- Hooper, D. U., F. S. Chapin, J. J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel, J. H. Lawton, D. M. Lodge, et al. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. <https://doi.org/10.1890/04-0922>.
- Huang, P., D. Zheng, Y. Yan, W. Xu, Y. Zhao, Z. Huang, Y. Ding, Y. Lin, Z. Zhu, Z. Chen, and W. Fu. 2022. Effects of Landscape Features on Bird Community in Winter Urban Parks. *Animals* 12:3442. <https://doi.org/10.3390/ani12233442>.
- Iñiguez-Armijos, C., S. Rausche, A. Cueva, A. Sánchez-Rodríguez, C. Espinosa, and L. Breuer. 2016. Shifts in leaf litter breakdown along a forest-pasture-urban gradient in Andean streams. *Ecology and Evolution* 6:4849-4865. <https://doi.org/10.1002/ece3.2257>.
- Irga, P. J., B. Armstrong, W. L. King, M. Burchett, and F. R. Torpy. 2016. Correspondence Between Urban Bird Roosts and the Presence of Aerosolised Fungal Pathogens. *Mycopathologia* 181:689-699. <https://doi.org/10.1007/s11046-016-0013-8>.
- Kovářík, P., V. Pechanec, I. Machar, J. Harmáček, and T. Grim. 2021. Are birds reliable indicators of most valuable natural areas? Evaluation of special protection areas in the context of habitat protection. *Ecological Indicators* 132: 108298. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108298>.
- Kurucz, K., J. J. Purger, and P. Batáry. 2021. Urbanization shapes bird communities and nest survival, but not their food quantity. *Global Ecology and Conservation* 26:e01475. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01475>.
- Leveau, L. M., C. M. Leveau, M. Villegas, J. A. Cursach, and C. G. Suazo. 2017. Bird communities along urbanization gradients: a comparative analysis among three neotropical cities. *Ornitología Neotropical* 28:77-87. <https://doi.org/10.58843/ornneo.v28i0.125>.
- Liordos, V., J. Jokimäki, M.-L. Kaisanlahti-Jokimäki, E. Valsamidis, and V. J. Kotsiotis. 2021. Niche Analysis and Conservation of Bird Species Using Urban Core Areas. *Sustainability* 13:6327. <https://doi.org/10.3390/su13116327>.
- Lopez, C. X. G., and G. Savickyte. 2023. Biodiversity in cities: the impact of biodiversity data across spatial scales on diversity estimates. *Folia Oecologica* 50:134-146. <https://doi.org/10.2478/foecol-2023-0012>.
- Luque Fernández, C. R., L. G. C. Sanz, and Y. A. P. Domínguez. 2018. Richness and abundance of birds in an urban gradient of Arequipa, southwest of Perú. *Arnaldoa* 25:1095-1106. <https://doi.org/10.22497/arnaldoa.253.25317>.
- MacGregor-Fors, I., and J. E. Schondube. 2012. Urbanizing the wild: shifts in bird communities associated to small human settlements. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2012.2.982>.
- Maldonado, C., C. I. Molina, A. Zizka, C. Persson, C. M. Taylor, J. Albán, E. Chilquillo, N. Rønsted, and A. Antonelli. 2015. Estimating species diversity and distribution in the era of Big Data: To what extent can we trust public databases? *Global Ecology and Biogeography* 24:973-984. <https://doi.org/10.1111/geb.12326>.
- Marcacci, G., C. Westphal, A. Wenzel, V. Raj, N. Nölke, T. Tschardtke, and I. Grass. 2021. Taxonomic and functional homogenization of farmland birds along an urbanization gradient in a tropical megacity. *Global Change Biology* 27: 4980-4994. <https://doi.org/10.1111/gcb.15755>.
- Marzluff, J. M. 2017. A decadal review of urban ornithology and a prospectus for the future. *Ibis* 159:1-13. <https://doi.org/10.1111/ibi.12430>.
- Mayorga, I., P. Bichier, and S. M. Philpott. 2020. Local and landscape drivers of bird abundance, species richness, and trait composition in urban agroecosystems. *Urban Ecosystems* 23:495-505. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1243/1/012009>.
- Omonte Trujillo, D. L., and O. R. Bonilla Natividad. 2015. El aviturismo en el bosque de Unchog y su incidencia en el desarrollo sostenible del centro poblado de Cochabamba, distrito de Churubamba- Huánuco 2015. Tesis de grado, Universidad Nacional Hermilio Valdizán, Huánuco. URL: [tinyurl.com/4v7f67m2](http://tinyurl.com/4v7f67m2).
- Ordóñez-Delgado, L., C. Iñiguez-Armijos, M. Díaz, A. Escudero, E. Gosselin, L. P. Waits, and C. I. Espinosa. 2022. The Good, the Bad, and the Ugly of Urbanization: Response of a Bird Community in the Neotropical Andes. *Frontiers in Ecology and Evolution* 10. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.844944>.
- Ortega-Álvarez, R., and I. MacGregor-Fors. 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. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.11.003>.
- Patankar, S., R. Jambhekar, K. R. Suryawanshi, and H. Nagendra. 2021. Which Traits Influence Bird Survival in the City? A Review. *Land* 10:92. <https://doi.org/10.3390/land10020092>.
- Patterson, B. D., D. F. Stotz, S. Solari, J. W. Fitzpatrick, and V. Pacheco. 1998. Contrasting patterns of elevational zonation for birds and mammals in the Andes of southeastern Peru. *Journal of Biogeography* 25:593-607. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.1998.2530593.x>.
- Perillo, A., L. G. Mazzoni, L. F. Passos, V. D. L. R. Goulart, C. Duca, and R. J. Young. 2017. Anthropogenic noise reduces bird species richness and diversity in urban parks. *Ibis* 159:638-646. <https://doi.org/10.1111/ibi.12481>.
- Perkins, G. C., A. E. Martin, A. C. Smith, and L. Fahrig. 2021. Weak Effects of Owned Outdoor Cat Density on Urban Bird Richness and Abundance. *Land* 10:507. <https://doi.org/10.3390/land10050507>.
- Pielou, E. C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology* 13:131-144. <https://doi.org/10.3390/land10050507>.
- Qian, H., T. Deng, J. Beck, H. Sun, C. Xiao, Y. Jin, and K. Ma. 2018. Incomplete species lists derived from global and regional specimen-record databases affect macroecological analyses: A case study on the vascular plants of China. *Journal of Biogeography* 45:2718-2729. <https://doi.org/10.1111/jbi.13462>.

- Quijandría, G., A. Kohler, A. Kohler, K. Toepfer, F. Kohler, R. Zimmermann, V. Horna, A. Neyra, et al. 2014. Transecto Altitudinal Yuyapichis: Monitoreo de la Biodiversidad y del Cambio Climático-Resultados preliminares. URL: [z-lib.io/book/14170063](http://z-lib.io/book/14170063).
- Shannon, C. E. 1948. A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal* 27:379-423. <https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>.
- Simpson, E. H. 1949. Measurement of Diversity. *Nature* 163:688. <https://doi.org/10.1038/163688a0>.
- Sun, B., Y. Lu, Y. Yang, M. Yu, J. Yuan, R. Yu, J. M. Bullock, N. C. Stenseth, X. Li, Z. Cao, H. Lei, and J. Li. 2022. Urbanization affects spatial variation and species similarity of bird diversity distribution. *Science Advances* 8. <https://doi.org/10.1126/sciadv.ade3061>.
- Tryjanowski, P., T. H. Sparks, S. Kuźniak, P. Czechowski, and L. Jerzak. 2013. Bird Migration Advances More Strongly in Urban Environments. *PloS ONE* 8:e63482. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0063482>.
- Valdez, J. W., C. T. Callaghan, J. Junker, A. Purvis, S. L. L. Hill, and H. M. Pereira. 2023. The undetectability of global biodiversity trends using local species richness. *Ecography* 2023:e06604. <https://doi.org/10.1111/ecog.06604>.
- Zhang, Y., C. Jiang, S. Chen, Y. Zhang, H. Shi, B. Chen, and L. Mao. 2021. Effects of landscape attributes on campuses bird species richness and diversity, implications for eco-friendly urban planning. *Sustainability (Switzerland)* 13: 5558. <https://doi.org/10.3390/su13105558>.
- Zizka, A., D. Silvestro, T. Andermann, J. Azevedo, C. Duarte Ritter, D. Edler, H. Farooq, et al. 2019. CoordinateCleaner: Standardized cleaning of occurrence records from biological collection databases. *Methods in Ecology and Evolution* 10:744-751. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13152>.