



UNL

Universidad
Nacional
de Loja

Universidad Nacional de Loja

**Facultad Agropecuaria y de Recursos Naturales Renovables
Carrera de Ingeniería Ambiental**

**Diversidad temporal de aves urbanas en los márgenes de los ríos
Malacatos y Zamora de la ciudad de Loja**

Trabajo de Integración
Curricular previo a la obtención
del título de Ingeniero
Ambiental

AUTOR:

Wilmer Freddy Tituana Medina

DIRECTOR:

Ing. Christian Alberto Mendoza León Mg. Sc.

Loja – Ecuador

2023

Certificación

Loja, 22 de febrero de 2023

Ing. Christian Alberto Mendoza León Mg. Sc
DIRECTOR DE TRABAJO DE INTEGRACIÓN CURRICULAR

CERTIFICO:

Que he revisado y orientado todo el proceso de elaboración del Trabajo de Integración Curricular denominado: **Diversidad temporal de aves urbanas en los márgenes de los ríos Malacatos y Zamora de la ciudad de Loja**, previo a la obtención del título de **Ingeniero Ambiental**, de la autoría del estudiante **Wilmer Freddy Tituana Medina**, con **cédula de identidad** Nro. **0150272375**, una vez que el trabajo cumple con todos los requisitos exigidos por la Universidad Nacional de Loja, para el efecto autorizo la presentación del mismo para su respectiva sustentación y defensa.

Ing. Christian Alberto Mendoza León Mg. Sc
DIRECTOR DE TRABAJO DE INTEGRACIÓN CURRICULAR

Autoría

Yo, **Wilmer Freddy Tituana Medina**, declaro ser autor del presente Trabajo de Integración Curricular y eximo expresamente a la Universidad Nacional de Loja y a sus representantes jurídicos de posibles reclamos y acciones legales por el contenido del mismo. Adicionalmente acepto y autorizo a la Universidad Nacional de Loja, la publicación de Mi Trabajo de Integración Curricular en el Repositorio Institucional – Biblioteca Virtual.



Firma:

Cédula de identidad: 0150272375

Fecha: 11 de septiembre de 2023

Correo electrónico: wilmer.tituanna@unl.edu.ec

Celular: 0981302593

Carta de autorización por parte de la autora, para consulta, reproducción parcial o total y/o publicación electrónica del texto completo, del Trabajo de Integración Curricular.

Yo, **Wilmer Freddy Tituana Medina**, declaro ser autor del Trabajo de Integración Curricular denominado: **Diversidad temporal de aves urbanas en los márgenes de los ríos Malacatos y Zamora de la ciudad de Loja**, como requisito para optar el título de **Ingeniero Ambiental**, autorizo al Sistema Bibliotecario de la Universidad Nacional de Loja para que con fines académicos muestre la producción intelectual de la Universidad, a través de la visibilidad de su contenido de la siguiente manera en el Repositorio Institucional.

Los usuarios pueden consultar el contenido de este trabajo en el Repositorio Institucional, en las redes de información del país y del exterior con las cuales tenga convenio la Universidad.

La Universidad Nacional de Loja no se responsabiliza por el plagio o copia del Trabajo de Integración Curricular que realice un tercero.

Para constancia de esta autorización, en la ciudad de Loja, a los once días del mes de septiembre del dos mil veintitrés.



Firma:

Autor: Wilmer Freddy Tituana Medina

Cédula de identidad: 0150272375

Dirección: Sector Cely Román

Correo electrónico: wilmer.tituanna@unl.edu.ec

Celular: 0981302593

DATOS COMPLEMENTARIOS:

Director del Trabajo de Integración Curricular:
Ing. Christian Alberto Mendoza León Mg. Sc

Dedicatoria

A mi padre Alfonso, si he llegado hasta aquí es por tu iniciativa y apoyo. A mi madre Carmita, por ser mi compañera, amiga, la persona que me guía y me motiva para ser mejor.

A mis hermanos y hermanas, gracias por sus consejos y apoyo.

Wilmer Freddy Tituana Medina

Agradecimiento

A Dios.

A mi padre Alfonso Tituana, a mi madre Carmita Medina por su apoyo incondicional, cariño, confianza. Gracias por darme la fuerza para enfrentar de mejor manera todas y cada una de las dificultades académicas y personales que se me presentan día a día. Son lo máspreciado que tengo en esta vida.

A la Universidad Nacional de Loja, a la planta docente de la carrera de Ingeniería Ambiental, gracias por sus enseñanzas. Al museo de Zoología de la Universidad Nacional de Loja (LOUNAZ), por facilitarme equipos para la toma de datos en campo. De manera especial agradezco a mi director el Ing. Christian Alberto Mendoza León por su apoyo constante en cada una de las facetas de este trabajo. Por su paciencia y enseñanzas que me han permitido crecer de manera profesional, gracias.

Wilmer Freddy Tituana Medina

Índice de contenidos

Portada	i
Certificación	ii
Autoría	iii
Dedicatoria	v
Agradecimiento	vi
Índice de contenidos	vii
Índice de tablas:	viii
Índice de figuras:	viii
Índice de anexos:	ix
1. Título	1
2. Resumen	2
2.1. Abstract	3
3. Introducción	4
4. Marco teórico	6
4.1. La urbanización y su efecto en las comunidades de aves	6
4.2. Avifauna homogénea.....	6
4.3. Grupos funcionales de la avifauna urbana.....	7
4.4. Aves urbanas	8
4.5. Importancia de las zonas ribereñas urbanas como hábitat para aves.....	9
5. Metodología	10
5.1. Área de estudio	10
5.2. Diseño experimental.....	10
5.3. Censos de aves.....	11
5.4. Análisis de datos	11
5.4.1. Riqueza.....	11
5.4.2. Abundancia	12
5.4.3. Diversidad de especies	12
5.4.4. Análisis estadístico.....	12
6. Resultados	13
6.1. Riqueza de aves urbanas.....	13
6.2. Abundancia de aves urbanas	15
6.3. Diversidad de aves urbanas	16
6.4. Dinámica temporal de las comunidades de aves.....	18
7. Discusión	19
8. Conclusiones	23

9. Recomendaciones.....	24
10. Bibliografía.....	25
11. Anexos	34

Índice de tablas:

Tabla 1. Resumen del test de Tukey HSD sobre la riqueza por mes de muestreo	15
Tabla 2. Diversidad de aves urbanas durante el periodo agosto – diciembre 2022	17
Tabla 3. Resumen del test de Tukey HSD sobre la diversidad por mes de muestreo	18

Índice de figuras:

Figura 1. Ubicación de la zona urbana de la ciudad de Loja.....	10
Figura 2. Localización de tramos y puntos de conteo de radio fijo.	11
Figura 3. Curva de rarefacción de los tramos basada en los tramos T1 (Río Malacatos) y T2 (Río Zamora). La línea continua indica interpolación y la línea punteada indica extrapolación. La sombra muestra el intervalo de confianza del 95% para cada tramo, además, estos no presentan diferencias significativas de riqueza específica.	14
Figura 4. Curva de rarefacción y extrapolación basada en los meses de muestreo (agosto – diciembre) en los tramos T1 y T2.	14
Figura 5. Medias e intervalo de confianza (IC 95%) de la riqueza por mes de muestreo.	15
Figura 6. Curvas de rango abundancia de especies en los tramos T1 y T2.	16
Figura 7. Medias e intervalo de confianza (IC 95%) de la abundancia por mes de muestreo.	16
Figura 8. Mapa de calor de la diversidad de aves urbanas en los márgenes de los ríos Malacatos y Zamora de la ciudad de Loja.	17
Figura 9. Medias e intervalo de confianza (IC 95%) de la diversidad durante el periodo agosto - diciembre 2022.	18

Figura 10. Composición de las comunidades de aves durante el periodo de muestreo (agosto – diciembre) mediante el NMDS basado en el índice de Bray –Curtis.19

Índice de anexos:

Anexo 1. Hoja de campo34

Anexo 2. Certificación de traducción del resumen.35

1. Título

Diversidad temporal de aves urbanas en los márgenes de los ríos Malacatos y Zamora de la ciudad de Loja

2. Resumen

La urbanización afecta negativamente a la biodiversidad mundial y conduce a la homogeneización de su biota. Se ha documentado los efectos de la urbanización sobre la avifauna urbana y las respuestas de las comunidades de aves a lo largo de gradientes urbanos, sin embargo, se conoce poco sobre la diversidad y variabilidad temporal de las comunidades de aves en zonas urbanas. Las zonas verdes urbanas como las riberas de los ríos dada su heterogeneidad física, química y biótica se encuentran entre los ecosistemas terrestres más diversos y representan espacios de interés para la conservación de especies migratorias neotropicales. Se evaluó la diversidad y distribución temporal de las aves a lo largo de los márgenes de los ríos Malacatos y Zamora dentro del área urbana de la ciudad de Loja. Mediante 36 puntos de conteo (18 en el río Malacatos y en el 18 río Zamora) se identificaron un total de 1237 individuos correspondientes a 26 especies y 19 familias. Las especies sinantrópicas más registradas fueron *Zenaida auriculata* (Tórtola Orejuda), *Furnarius leucopus* (Hornero patipálido), *Pygochelidon cyanoleuca* (Golondrina Azuliblanca) y *Columba livia* (Paloma Doméstica). El test de Kruskal-Wallis indicó que no se presentaron cambios de la abundancia en los cinco meses de muestreo, sin embargo, sí se evidenciaron diferencias significativas en la riqueza y diversidad. No hubo cambios en las composiciones de especies de acuerdo con el análisis de similitud (ANOSIM) esto puede deberse a dos factores: (1) las aves en temporada reproductiva utilizan su hábitat de una forma más especializada y restrictiva por su comportamiento; (2) la presencia de especies altamente persistentes (especies núcleo) que proporcionan cierta estabilidad temporal a la estructura de una comunidad de aves. Esta información nos ayuda a comprender los patrones y procesos ecológicos que experimenta la biodiversidad en las ciudades necesarios para establecer estrategias de conservación adecuadas.

Palabras clave: *diversidad temporal, avifauna urbana, hábitat para aves.*

2.1. Abstract

As a result of urbanization, global biodiversity is negatively affected and its biota is homogenized. Despite the evidence of urbanization's effects on urban avifauna and the responses of bird communities along urban gradients, little is known about the diversity and variability of bird communities in urban areas. Given their physical, chemical, and biotic heterogeneity, urban green spaces such as riverbanks are among the most diverse terrestrial ecosystems for the conservation of neotropical migratory species. The diversity and temporal distribution of birds along the banks of the Malacatos and Zamora rivers within the urban area of the city of Loja were evaluated. A total of 1237 individuals corresponding to 26 species and 19 families were identified through 36 counting points (18 on the Malacatos River and 18 on the Zamora River). The most recorded synanthropic species were *Zenaida auriculata* (Eared Dove), *Furnarius leucopus* (Pale-legged Hornero), *Pygochelidon cyanoleuca* (Blue-and-white Swallow) and *Columba livia* (Domestic Pigeon). The Kruskal-Wallis test indicated that there were no changes in abundance over the five months of sampling; however, there were significant differences in richness and diversity. There were no changes in species composition according to the analysis of similarity (ANOSIM). This may be due to two factors: (1) birds in the breeding season use their habitat in a more specialized and restrictive way due to their behavior; (2) the presence of highly persistent species (core species) that provide some temporal stability to the structure of a bird community. Using this information, helped gain a better understanding of the patterns and processes that biodiversity experiences in cities, which are crucial to the development of appropriate conservation measures.

Keywords: *temporal diversity, urban avifauna, habitat for birds.*

3. Introducción

La urbanización es una de las formas más extremas de alteración del medio ambiente (Banville et al., 2017), constituyéndose en una gran amenaza para la biodiversidad alterando los servicios de los ecosistemas de los que depende la población humana (Aronson et al., 2014). El cambio del uso del suelo global, modifica sustancialmente los patrones de biodiversidad (Dallimer et al., 2012). Las especies nativas disminuyen con la urbanización debido a la escasez de zonas naturales, al incremento de depredadores o parásitos, a la competencia o a la intolerancia de la actividad humana (Marzluff y Ewing, 2008). Al cambiar los recursos y condiciones por efectos de la urbanización las especies nativas son sustituidas por un conjunto de unas pocas especies adaptadas (generalistas) al entorno urbano (Rodrigues et al., 2018a), como resultado de esto se presenta una homogeneización biótica en todas las zonas urbanizadas (Aronson et al., 2014; Keten et al., 2020; Suri et al., 2017).

Las ciudades suelen construirse alrededor de los ríos, debido a los beneficios que proporcionan, como el transporte, los alimentos y el agua (Groffman et al., 2003). Sin embargo, los corredores biológicos de ríos y arroyos se ven severamente afectados por los asentamientos humanos (Rottenborn, 1999). La degradación de los cauces naturales de los ríos de las zonas naturales, la contaminación de las aguas receptoras y el deterioro del sistema de drenaje hacen necesarios nuevos enfoques de evaluación ecológica (Rottenborn, 1999). Las zonas ribereñas desempeñan un papel importante en las ciudades (Xiang et al., 2016), ya que sustentan a la biodiversidad que alberga, equilibran la temperatura del hábitat acuático, proporcionan restos de madera y crean espacios verdes en las zonas urbanas (Dallimer et al., 2012). También actúan como corredores ecológicos que compensan los efectos de la fragmentación del paisaje conectando parches de hábitat que de otro modo estarían aislados (como tierras de cultivo, jardines, parques) (Bryant, 2006).

Las aves son un grupo diverso que responde significativamente a los cambios ecológicos (Canterbury et al., 2000) y a la urbanización (Gagné y Fahrig, 2011). Son consideradas como indicadores biológicos o especies paraguas de los impactos de la urbanización en los ecosistemas porque su ecología es bien conocida (Fontana et al., 2011), son fáciles de observar e identificar (O'Connell et al., 2000), responden rápidamente a los cambios en la estructura del hábitat (Vandewalle et al., 2010), y algunas ocupan niveles tróficos superiores lo que posibilita evaluar perturbaciones a niveles inferiores (Morante-filho y Faria, 2017).

La composición de las comunidades de aves es sensible a la calidad del hábitat porque estas son muy móviles y selectivas en cuanto al hábitat (Hostetler, 1999). Uno de los patrones que se ha generalizado en cuanto a las aves urbanas es que su diversidad no es constante a lo largo de un gradiente urbano (Aronson et al., 2014; Batáry et al., 2017). La riqueza tiende a aumentar en las zonas periurbanas y rurales mientras que la abundancia aumenta a medida que se intensifican los asentamientos humanos (Blair, 1996; Fischer et al., 2015).

En la actualidad, la literatura científica sobre la urbanización y sus efectos en las comunidades de aves está dominada por estudios de Europa y Estados Unidos donde la urbanización está más desarrollada, existiendo un vacío en Sudamérica, África y Asia (Murgui y Hedblom, 2017). La mayor diversidad de aves se concentra en la región Neotropical (Centroamérica, Suramérica y el Caribe), con 4000 especies aproximadamente, donde Ecuador cuenta con el mayor número de especies entre los países neotropicales, solo detrás de Colombia, Brasil y Perú (Freile y Poveda, 2019). Pese a ello, se ha trabajado e investigado muy poco en la conservación de aves, esto debido a la deficiencia o negligencia por parte de las autoridades ambientales, falta de áreas de conservación, tráfico ilegal, educación ambiental entre otros problemas socioambientales e institucionales (Freile, 2008). Y, más aún existe un vacío sobre los factores y procesos de la urbanización que alteran las comunidades de la avifauna urbana (Ordóñez-Delgado et al., 2022; Leiva y Salazar, 2023).

Es un reto conciliar el desarrollo urbano con la conservación de la biodiversidad de acuerdo con las Naciones Unidas en su "*Informe de Ciudades Mundiales*" (UN-HABITA, 2016). De hecho, esta conciliación es uno de los 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible (Objetivo 11: Conseguir que las ciudades y los asentamientos humanos sean inclusivos, seguros, resilientes y sostenibles) (Naciones Unidas, 2018). La preocupación por la disminución de las aves urbanas se relaciona además con la pérdida potencial de los servicios proporcionados por las aves a la sociedad (Cox y Gaston, 2018). Dado que es relevante el efecto positivo del acceso a espacios verdes y contacto con la avifauna urbana, desde un inicio asociado a los beneficios físicos, pero ligado cada vez más claramente a los efectos psicológicos de las zonas verdes y fauna presente (Jokimäki et al., 2020).

Este trabajo tuvo como objetivo general determinar la diversidad y distribución de las aves a lo largo de los márgenes de los ríos Malacatos y Zamora dentro del área urbana de la ciudad de Loja. Para ello se plantearon dos objetivos específicos: i) estimar la riqueza y abundancia de aves en los márgenes de los ríos Malacatos y Zamora; ii) conocer la dinámica

temporal de las comunidades de aves en los márgenes de los ríos Malacatos y Zamora en el área urbana de Loja. Buscando contribuir a la conservación de la avifauna urbana, al manejo del sistema verde urbano y la planificación urbana sensible con la biodiversidad, aportando al conocimiento sobre la ecología urbana local de la ciudad de Loja.

4. Marco teórico

4.1. La urbanización y su efecto en las comunidades de aves

La expansión de las zonas urbanas provoca graves cambios en el uso del suelo, afectado a la biodiversidad y a las funciones de los ecosistemas mediante la degradación o destrucción del hábitat, el calentamiento urbano y la contaminación (Grimm et al., 2008; McKinney, 2008). Los ecosistemas urbanos son complejos, heterogéneos y dinámicos, comprenden zonas que dependen del tipo de actividad y que a la vez condicionan la distribución de aves en los hábitats locales (Rodrigues et al., 2018).

Las estructuras y comunidades de aves urbanas están correlacionados con el grado de urbanización (Marcacci et al., 2021). Aspectos como la disponibilidad de zonas verdes y el nivel de ruido son dos de las características más importantes que afectan a los conjuntos de especies de aves urbanas (Fontana et al., 2011; Njoroge et al., 2013). Las altas densidades demográficas y los altos niveles de ruido se asocian a bajos niveles de diversidad de aves (Evans et al., 2009; Fontana et al., 2011), con mayor abundancia de aves (Evans et al., 2009), y una reducción de la riqueza a medida que se intensifican los asentamientos humanos (Batáry et al., 2017).

4.2. Avifauna homogénea

La biota mundial se está homogeneizando a un ritmo nunca visto (Vermeij, 1991; McKinney, 1998), afirmaciones que reflejan una creciente preocupación en el campo de la biología de la conservación (Blair, 2008). Las actividades antropogénicas provocan la dispersión y expansión del área de distribución de decenas de miles de especies (Lodge, 1993), y a la vez crean hábitats homogéneos con características y condiciones solo para aquellas especies que logran adaptarse (Marzluff et al., 2001).

Este fenómeno de la homogeneización se ha centrado en identificar las características comunes a las especies invasoras o a los hábitats invadidos (Reichard et al., 2001). Estas especies invasoras presentan rasgos que incluyen altas tasas de dispersión, reproducción monoparental, alta variabilidad genética, plasticidad fenotípica, amplia área de distribución

nativa, polifagia y comensalismo humano (Lodge, 1993). Además, de que comparten la similitud climática con el hábitat nativo de la especie invasora, el estado de sucesión temprana, la baja diversidad de especies, la baja riqueza de depredadores y las perturbaciones recientes (Lodge, 1993).

Case (1996) por su parte adoptó una perspectiva global sobre el establecimiento de especies de aves invasoras, examinando las extinciones de especies autóctonas como un reflejo de los efectos directos e indirectos de la actividad humana, incluida la destrucción del hábitat y la invasión de organismos nocivos como depredadores, herbívoros y parásitos exóticos. También supuso que la correlación entre las introducciones (también llamadas invasiones) y las extinciones se debía a que las aves nativas suelen ser más comunes en los hábitats autóctonos, mientras que las introducidas ocupan hábitats abiertos y perturbados (Case, 1996). Y sugirió que la conversión del suelo a usos urbanos y agrícolas disminuye la disponibilidad de hábitat para las especies autóctonas y aumenta para las introducidas (Case, 1996).

De acuerdo con Marzluff et al., (2001) el establecimiento de especies de aves no autóctonas está peculiarmente ligado al ser humano. Durante el siglo XIX, los colonos europeos occidentales introdujeron muchas especies en todo el mundo porque querían tener aves de sus países de origen en sus nuevos entornos (Reichard et al., 2001). Debido a la similitud de algunas estructuras urbanas en diferentes países, se podría sugerir que algunas limitaciones urbanas suelen ser bastante similares en todas partes y que las respuestas de las especies de aves a estas limitaciones dependen de su capacidad para tolerarlas (Clergeau et al., 2006).

4.3. Grupos funcionales de la avifauna urbana

Algunos grupos funcionales son más comunes en las ciudades que otros, como los omnívoros, que son más comunes en los centros urbanos que en los sectores rurales/naturales (Clergeau et al., 1998; Jokimäki y Suhonen, 1998). Lim y Sodhi (2004), llegaron a la conclusión de que, en la zona urbana tropical de Singapur, los insectívoros y los carnívoros se veían afectados por el aumento de la urbanización. Sin embargo, algunos científicos subrayan las dificultades para generalizar las relaciones entre la dieta y los gremios del hábitat a lo largo de los gradientes de urbanización en ciudades de Francia, Finlandia y Canadá, excepto en ciertos casos en los que la alimentación artificial puede cambiar la

densidad y la composición de los conjuntos de aves (Jokimäki y Suhonen, 1998; Morneau et al., 1999).

De acuerdo con Clergeau et al., (2006), el hábito de reproducción de las especies parece ser el rasgo biológico más importante que influye en las comunidades de aves urbanas. Dado que las especies que anidan en el suelo son menos abundantes en el centro que en las zonas periurbanas, al igual que las especies que se alimentan en hábitats de arbustos que disminuyen en los centros urbanos (Clergeau et al., 2006). Por otro lado, las necesidades o exigencias de algunas especies parecen ser desfavorables para su asentamiento en las ciudades, debido a que las limitaciones vinculadas al paisaje urbano parecen actuar como un filtro tanto para las especies que invaden/colonizan la ciudad como para las que ya están presentes cuando se produce el proceso de urbanización (Aronson et al., 2014).

4.4. Aves urbanas

Møller (2009), planteó la hipótesis de que las especies con altas tasas de dispersión, alto índice de innovación, alto nivel de asunción de riesgos y rápido crecimiento tendrían una ventaja selectiva en hábitats influenciados por humanos. Además, las especies urbanas tienen una resistencia al parasitismo, depredación y un alto éxito ecológico general como lo indican sus variaciones, tamaño y alta densidad de la población, características que ha facilitado su invasión en los entornos urbanos (Tryjanowski et al., 2021).

De acuerdo con Murgui y Hedblom (2017), las aves responden de manera distinta a la urbanización, por lo que suelen clasificarse en las siguientes categorías:

- **Evitadores urbanos.** Son especies que “*alcanzan sus densidades más altas en los sitios más naturales*” (Blair, 1996). Este grupo está conformado por especies que evitan estrictamente las zonas urbanizadas, las cuales están condicionadas por su percepción de que éstas no son adecuadas, ya sea porque estas zonas son inadecuadas o porque las perciben erróneamente como inadecuadas (Patten y Kelly, 2010). Y, a especies con abundancias menores que se dan en zonas desarrolladas en comparación con las naturales, las cuales están controladas por factores que limitan el tamaño de la población como la competencia, aunque también puede estar limitada por la percepción errónea de que la calidad del hábitat es pobre (Patten y Kelly, 2010).
- **Adaptadores urbanos.** Son más abundantes en zonas moderadamente desarrolladas (denominados adaptables suburbanos) (Blair, 2008; McKinney, 2002). Aunque esta definición es problemática debido a que es difícil cuantificar el nivel de

desarrollo de urbanización y los patrones de densidad entre los gradientes urbanos (Fischer et al., 2015).

- **Exploradores urbanos.** De acuerdo con Blair, (1996) son especies que se reproducen y persisten en áreas urbanas, mismas que dependen de factores antropogénicos que a menudo abundan en las ciudades.

4.5. Importancia de las zonas ribereñas urbanas como hábitat para aves

Las zonas ribereñas son definidas como ecosistemas bióticos situados en las riberas de ríos y lagos (Naiman y Décamps, 1997). De acuerdo con su posición geomórfica a lo largo de los corredores fluviales, tienden a ser elementos paisajísticos lineales y estrechos (Ehrenfeld y Stander, 2015). Estos ecosistemas son producto de inundaciones, sequías, erosión, abrasión y congelación que desvían los canales de los arroyos y del drenaje, acumulan nuevas riberas y crean llanuras de inundación (Flite et al., 2001).

La fauna y flora han logrado adaptarse a diversas condiciones dinámicas de las zonas ribereñas, prosperando gracias a la ayuda de los recursos de los sistemas vecinos de tierras altas como de los acuático terrestres y sobreviviendo a las condiciones de estrés mejor que las especies no adaptadas (Naiman y Décamps, 1997). Estas características les confieren un alto grado de heterogeneidad física, química y biótica, que a su vez genera densidades de especies muy elevadas y hace que se encuentren entre los ecosistemas terrestres más biodiversos (Naiman y Décamps, 1997).

La riqueza, abundancia y composición de las comunidades de aves están influenciadas por la calidad de las zonas ribereñas (disponibilidad de recursos, preservación) (Brummelhaus et al., 2012) que, dependiendo de la estructura vegetal (sotobosque, dosel) que albergue puede mejorar la segregación de microhábitats y espacios de anidación para aves reproductoras (Domínguez-López y Ortega-Álvarez, 2014). Además, este sistema ripario proporciona un hábitat importante para las aves migratorias durante la primavera y el otoño (Skagen et al., 2005; Yong et al., 1998). Siendo de especial interés para la conservación debido a la reciente disminución de algunas especies, especialmente las migratorias neotropicales (Robbins et al., 1989; Peterjohn et al., 1995).

Se ha discutido que en zonas perturbadas, las franjas boscosas de 2 m albergan sólo una porción de las poblaciones de aves; mientras que anchos de más de 25 m son necesarios para mantener la presencia de especies sensibles en corredores ribereños (Lussier et al.,

2006). Y que la probabilidad de ocurrencia de especies aumenta en corredores de 25 a 100 m de ancho (Naiman y Décamps, 1997).

5. Metodología

5.1. Área de estudio

Este estudio se desarrolló en la ciudad de Loja que se encuentra ubicada al sur de la región interandina de la República del Ecuador, tiene un área urbana de 5.732,51 hectáreas (Valarezo et al., 2022). Se sitúa en dirección Norte-Sur en la subcuenca hidrográfica formada por los ríos Malacatos y Zamora, los cuales se unen en el centro de la ciudad (Figura 1). Loja cuenta con una temperatura media anual es de 16.2 ° C con una oscilación anual de 1.5 ° C; además, presenta una precipitación anual de 900 mm y una humedad relativa media del aire de 75%, con fluctuaciones extremas entre 69% y 83% (PNUMA, 2007).

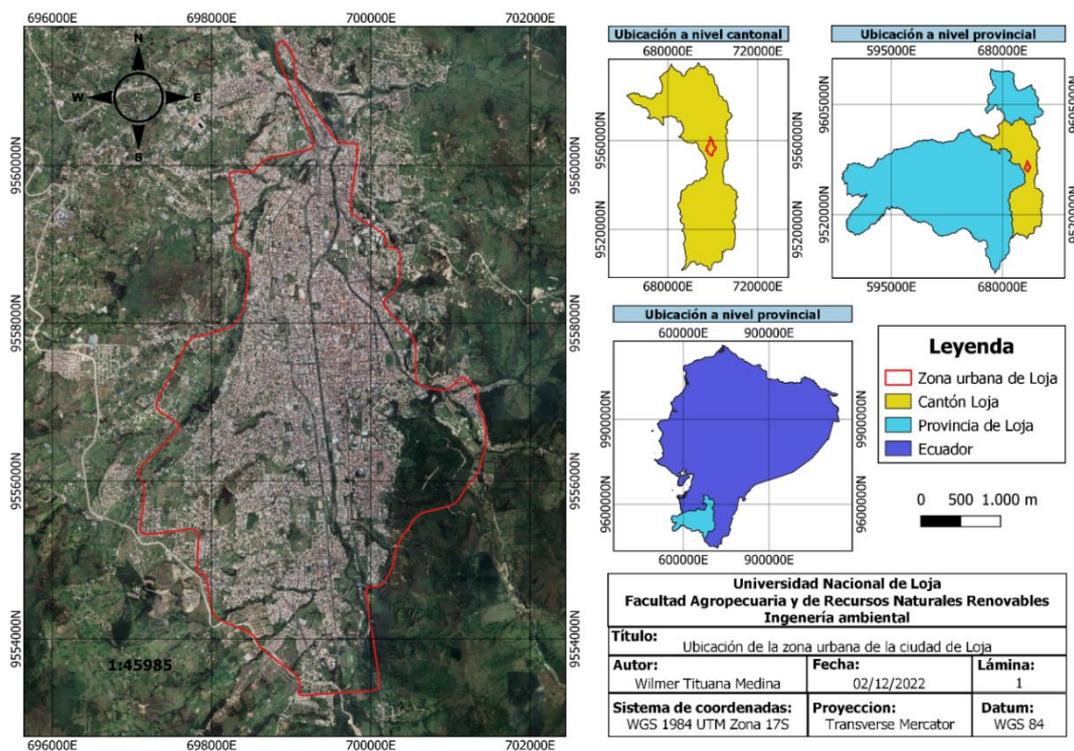


Figura 1. Ubicación de la zona urbana de la ciudad de Loja.

5.2. Diseño experimental

La presente investigación tiene un enfoque cuantitativo de tipo descriptivo, enfocado en el método deductivo. El diseño del muestreo de la investigación es de tipo estratificado al azar de tipo no experimental, donde el área de estudio fue dividida en dos tramos de los ríos Malacatos y Zamora con la finalidad de medir y comparar la riqueza y abundancia de aves.

Para la recolección de datos los tramos se establecieron de la siguiente manera: Tramo 1 (T1) Río Malacatos; Tramo 2 (T2) Río Zamora (Figura 2). Para el registro de aves se ubicaron 36 puntos a lo largo de los márgenes de los ríos. Esto permitió cubrir toda el área de estudio para así evaluar los datos obtenidos en el periodo agosto - diciembre de 2022.

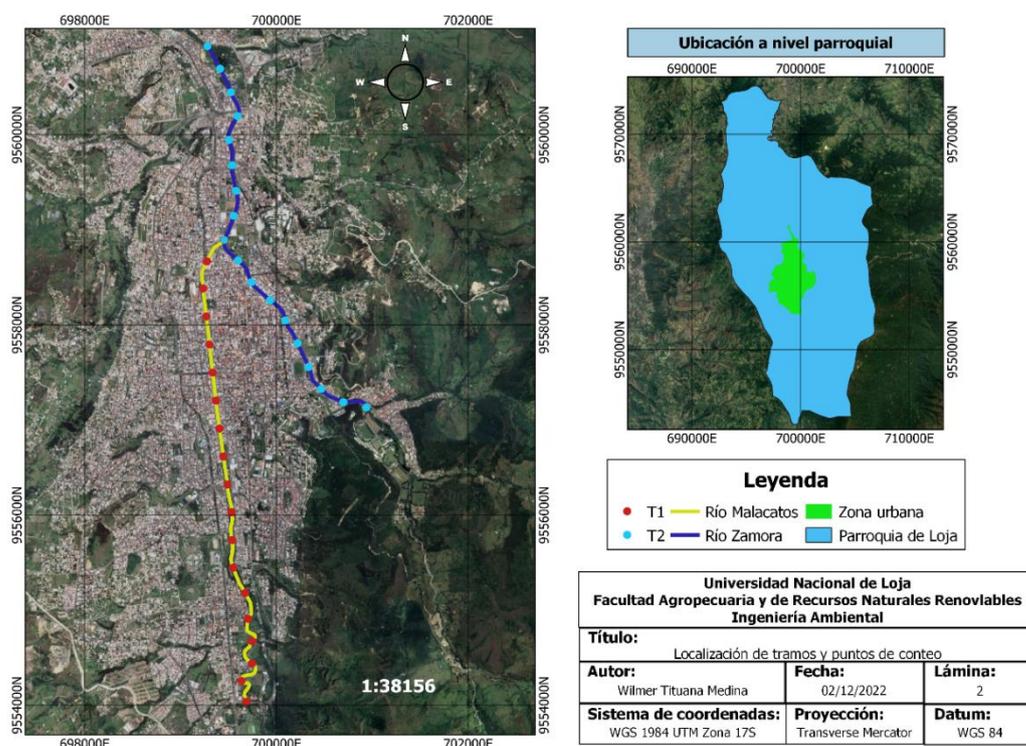


Figura 2. Localización de tramos y puntos de conteo de radio fijo.

5.3. Censos de aves

Los censos se realizaron en 5 meses (un muestreo por mes), durante las primeras 4 horas después del amanecer en días sin lluvia o viento fuerte. Se establecieron 36 puntos de conteo de radio fijo de 25 m (18 puntos en cada tramo) (Figura 2), con una distancia entre puntos de 300 m para asegurar la independencia entre puntos (Jones y Marsden, 2000), donde se registraron todas las aves vistas o escuchadas con la ayuda de binoculares 8 x 40, obteniendo información de riqueza y abundancia durante 10 minutos en cada punto. Para la identificación de las especies observadas se utilizaron las guías de Ridgely y Greenfield (2007) y la aplicación Merlin Bird ID (Cornell Lab of Ornithology, 2022).

5.4. Análisis de datos

5.4.1. Riqueza

La riqueza se expresó como el número de especies presentes en cada tramo de los márgenes de los ríos. Para analizar la riqueza de especies entre los tramos de los ríos se usó

la rarefacción y la extrapolación, metodología propuesta por Chao y Jost (2012) que se basa en comparar la riqueza entre comunidades basadas en muestras de igual completitud (medida por la cobertura de la muestra). Se define como cobertura de la muestra a la proporción del número total de individuos en una comunidad que pertenece a las especies representadas en la muestra (Chao y Jost, 2012). Para esto se utilizó el análisis de la rarefacción por cobertura de la muestra mediante el paquete iNEXT en el software R versión 4.2.2 (R Core Team, 2022).

5.4.2. Abundancia

Se calculó la abundancia relativa (AR) como la relación porcentual del número de individuos de la especie registrada en cada uno de los tramos de los ríos y por cada mes con relación al total de individuos de todas las especies observadas. Además, se graficó las curvas de rango - abundancia (curva de Whittaker) para cada tramo de los ríos, estas curvas indican la abundancia, y equidad de las especies (Villa et al., 2018).

5.4.3. Diversidad de especies

Se determinó la diversidad mediante la riqueza y abundancia de las comunidades de aves registradas en los 36 puntos de conteo de los dos tramos. Se calculó el índice de Shannon - Wiener para evaluar la diversidad urbana en los ríos de la ciudad de Loja mediante el software R versión 4.2.2 (R Core Team, 2022) de acuerdo con la siguiente expresión:

$$H' = -\sum p_i \ln p_i$$

donde:

H' : índice de Shannon-Wiener

p_i : abundancia proporcional de la especie i

\ln : logaritmo natural

5.4.4. Análisis estadístico

Para evaluar si los datos obtenidos en campo se ajustan o no a una distribución normal se realizó la prueba de bondad de ajuste para normalidad Kolmogórov-Smirnov (Romero, 2016). Además, se usó estadística descriptiva para comparar los datos recolectados en cuanto a riqueza y abundancia en los márgenes de los ríos evaluados.

Para evaluar la composición taxonómica entre los meses de muestreo se realizó un escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) (Legendre y Legendre 1988) que utiliza datos de disimilitud para ordenar lugares y especies en múltiples dimensiones. El NMDS se realizó mediante el índice de disimilitud de Bray-Curtis que tiene en cuenta la abundancia de especies (Bray y Curtis 1957). Además, para comprobar las diferencias en la composición de especies entre los meses de muestreo se realizó un análisis de similitud (ANOSIM). Para ambos análisis la abundancia se transformó $\log(x + 1)$, para evitar errores en la ordenación

por el efecto de las especies abundantes, raras o su ausencia (Digby y Kempton, 1987) en los tramos evaluados. Estos análisis (NMDS y ANOSIM) fueron realizados mediante el paquete vegan del software R versión 4.2.2 (R Core Team, 2022).

6. Resultados

6.1. Riqueza de aves urbanas

Se registró un total de 1237 individuos correspondientes a 26 especies, pertenecientes a 10 órdenes y a 19 familias en los márgenes de los ríos Malacatos (T1) y Zamora (T2) durante el periodo agosto – diciembre. El orden más numeroso fue Passeriformes con 10 familias registradas, mientras que las familias que tuvieron mayor número de especies fueron Tyrannidae con 3 especies, familias como Columbidae, Fringillidae, Icteridae, Thraupidae presentaron 2 especies y las familias restantes como Alcedinidae, Ardeidae, Cardinalidae, Cathartidae, Cuculidae, Furnariidae, Hirundinidae, Picidae, Psittacidae, Scolopacidae, Trochilidae y Troglodytidae solo se observó una especie.

En el Tramo T1 se observaron 23 especies de aves. En este tramo se registró una especie rara, el *Chloroceryle americana* (Martín Pescador Verde), además, presentó dos especies exclusivas, *Spinus olivaceus* (Jilguero Oliváceo) y *Serpophaga cinérea* (Tiranolete Guardarríos). Por otro lado, en el Tramo 2 se registraron 24 especies, de las cuales *Chloroceryle americana* (Martín Pescador Verde), *Tringa solitaria* (Andarríos Solitario) y *Dives waczewiczi* (Negro Matorralero) fueron especies raras, mientras que las especies exclusivas de este tramo son *Zonotrichia capensis* (Gorrión criollo), *Coragyps atratus* (Gallinazo negro) y *Crotophaga ani* (Garrapatero piquiliso).

Las curvas de rarefacción-extrapolación muestran que los tramos T1 y T2 no presentan diferencias en cuanto a la riqueza de especies dado que sus intervalos de confianza del 95% se superponen (Figura 3). Mientras que en las curvas de rarefacción-extrapolación por mes de muestreo, noviembre se comporta de manera distinta a los demás meses que comprende periodo evaluado (Figura 4), presentando cambios en la riqueza. Por otro lado, en el T1 (23 spp. encontradas) se tuvo una eficiencia de muestreo del 98.92% de acuerdo con el estimador Chao 1 (23.25), mientras que para el T2 (24 spp. encontradas) se tuvo una eficiencia del 94.15% según el mismo estimador (Chao 1: 25.49).

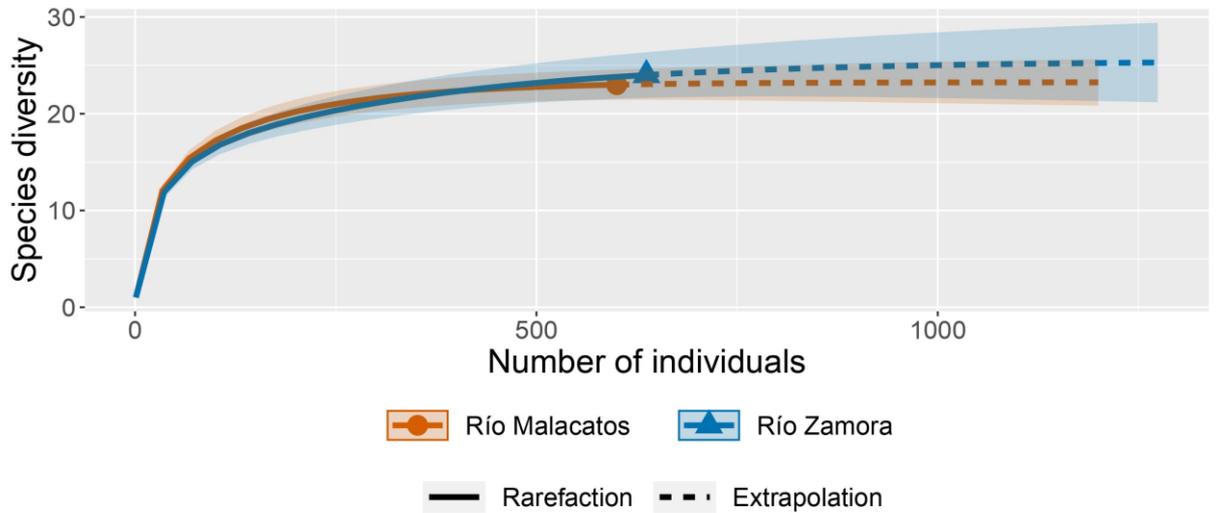


Figura 3. Curva de rarefacción de los tramos basada en los tramos T1 (Río Malacatos) y T2 (Río Zamora). La línea continua indica interpolación y la línea punteada indica extrapolación. La sombra muestra el intervalo de confianza del 95% para cada tramo, además, estos no presentan diferencias significativas de riqueza específica.

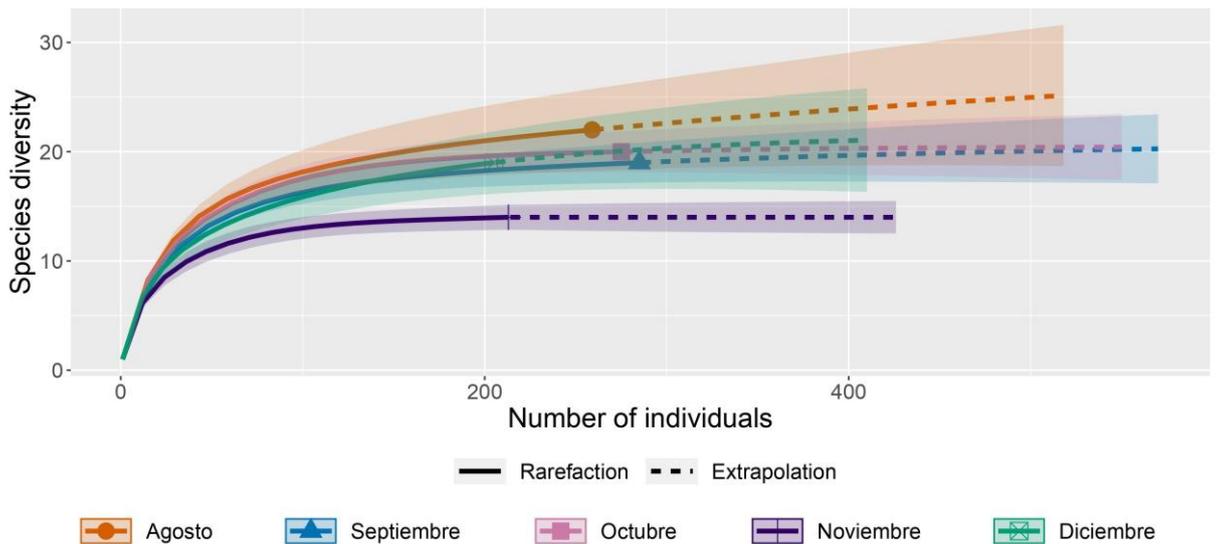


Figura 4. Curva de rarefacción y extrapolación basada en los meses de muestreo (agosto – diciembre) en los tramos T1 y T2.

La riqueza de aves urbanas cambió durante los meses de muestreos como se muestra en la Figura 5, esto se comprobó con la prueba de Kruskal-Wallis ($p = 0.002$), y se verificó mediante la prueba de Tukey que hubo diferencias entre los meses Agosto - Diciembre, Septiembre – Diciembre y Octubre – Diciembre (Tabla 1).

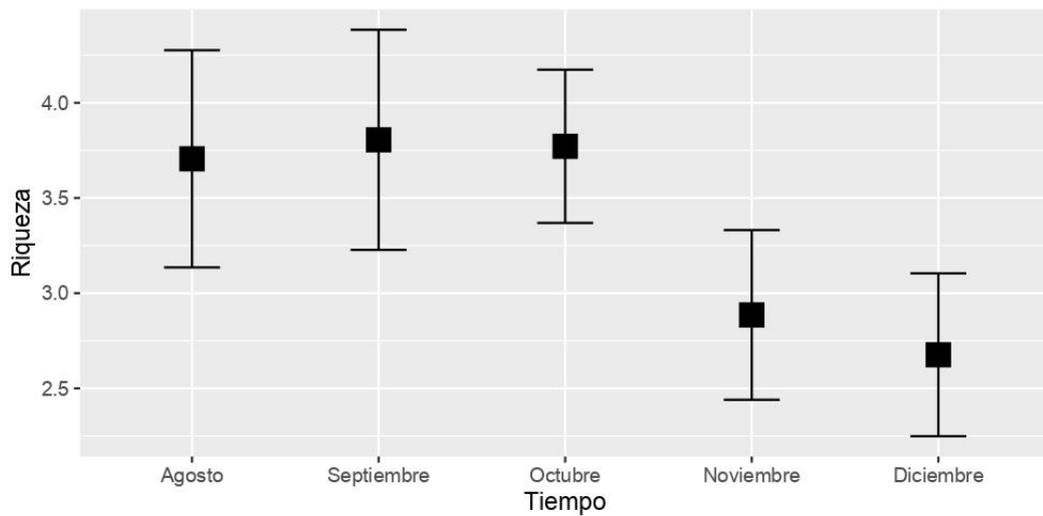


Figura 5. Medias e intervalo de confianza (IC 95%) de la riqueza por mes de muestreo.

Tabla 1. Resumen del test de Tukey HSD sobre la riqueza por mes de muestreo

Meses	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre
Agosto	***	1.00	1.00	0.15	0.04
Septiembre	***	***	1.00	0.07	0.01
Octubre	***	***	***	0.09	0.02
Noviembre	***	***	***	***	0.98
Diciembre	***	***	***	***	***

6.2. Abundancia de aves urbanas

En el margen del río Malacatos (T1) se registraron 600 individuos, mientras que en el margen del río Zamora se registraron 637 individuos. Las familias con el mayor número de individuos fueron Columbidae (431 registros), Furnariidae (203), Hirundinidae (131) y Thraupidae (107). Las especies con mayor número de individuos fueron *Zenaida auriculata* (Tórtola Orejuda) (304 registros), *Furnarius leucopus* (Hornero patipálido) (203), *Pygochelidon cyanoleuca* (Golondrina Azuliblanca) (131) y *Columba livia* (Paloma Doméstica) (127), estas 4 especies representan el 61.84% del total de individuos registrados durante el periodo evaluado (agosto - diciembre). La curva de rango abundancia, además de representar las especies dominantes antes descritas nos muestra que claramente no existe equitatividad en las comunidades de aves urbanas en los dos tramos de los ríos que atraviesan la ciudad de Loja (Figura 6).

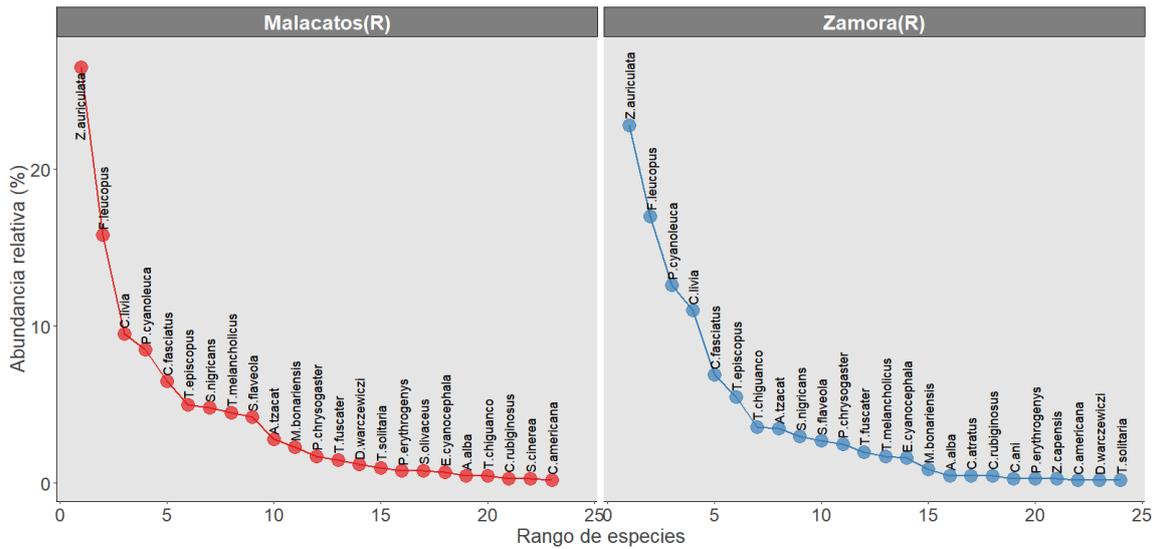


Figura 6. Curvas de rango abundancia de especies en los tramos T1 y T2.

La Figura 7 muestra que no existen cambios en las abundancias de aves urbanas durante el periodo de muestreo. Esto se corroboró mediante el test de Kruskal-Wallis ($p = 0.301$) donde efectivamente no se evidenciaron cambios en la abundancia durante el periodo agosto a diciembre de 2022.

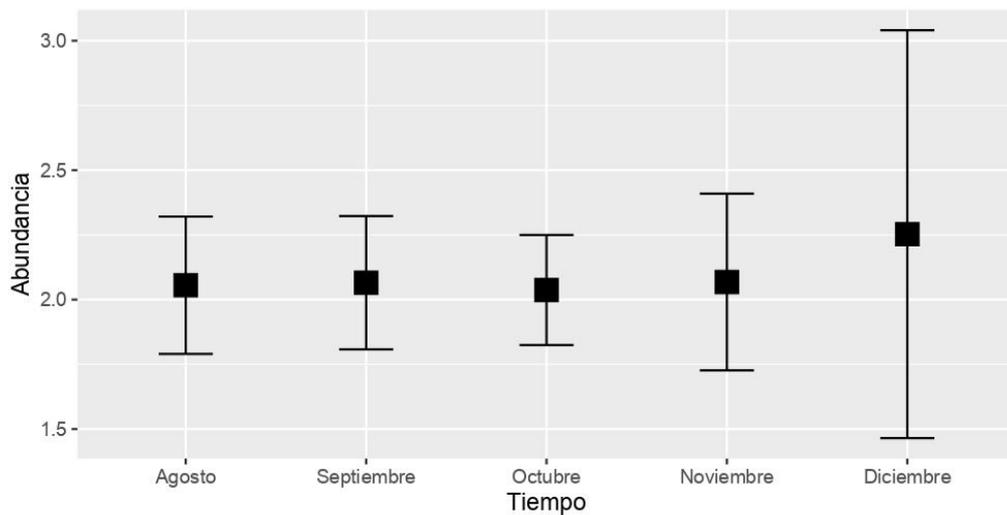


Figura 7. Medias e intervalo de confianza (IC 95%) de la abundancia por mes de muestreo.

6.3. Diversidad de aves urbanas

Los 36 puntos de conteo de los dos tramos evaluados presentaron una diversidad (H') entre baja (<2) y media ($2 - 3.5$) (Figura 8). Los márgenes de los ríos Malacatos (T1) y Zamora (T2) presentan una diversidad media, el T1 registró un valor de 2.45 y el T2 un 2.43 según el índice de Shannon. Además, como se observa en la Tabla 2, durante los 5 meses de muestreo se presentó una diversidad media.

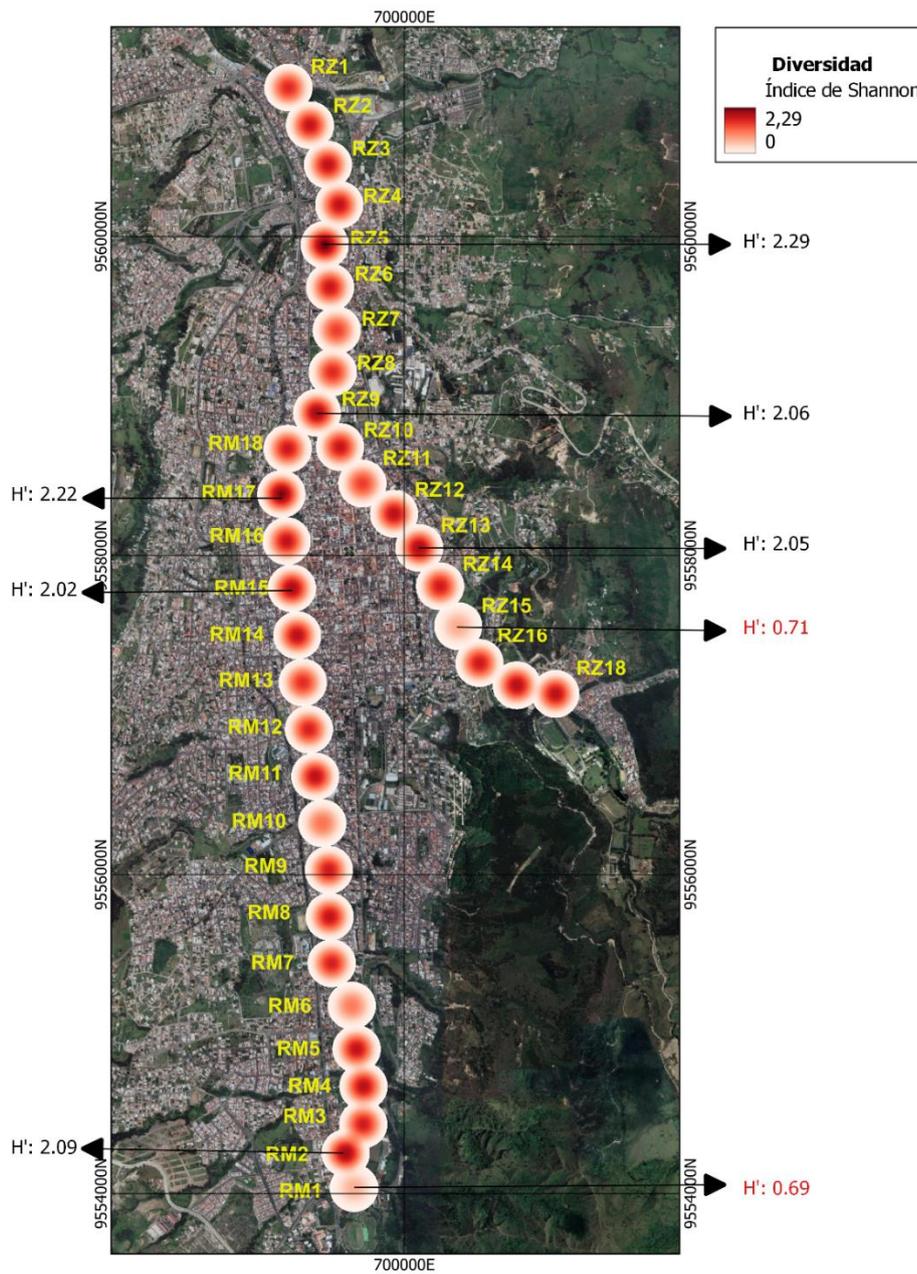


Figura 8. Mapa de calor de la diversidad de aves urbanas en los márgenes de los ríos Malacatos y Zamora de la ciudad de Loja.

Tabla 2. Diversidad de aves urbanas durante el periodo agosto – diciembre 2022

Mes	Índice de Shannon (H')
Agosto	2.45
Septiembre	2.38
Octubre	2.45
Noviembre	2.09
Diciembre	2.28

Como se puede evidenciar en la Figura 9, existe una variación temporal de la diversidad de aves registradas en los márgenes de los ríos estudiados (Malacatos y Zamora), esto se comprobó con el test de Kruskal-Wallis ($p = 0.001$). Y se verificó mediante el test Tukey podemos decir que hubo una diferencia significativa entre los meses de Octubre – Noviembre, Septiembre – Diciembre y Octubre – Diciembre (Tabla 3).

Tabla 3. Resumen del test de Tukey HSD sobre la diversidad por mes de muestreo

Meses	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre
Agosto	***	0.99	0.74	0.35	0.12
Septiembre	***	***	0.92	0.15	0.04
Octubre	***	***	***	0.02	0.00
Noviembre	***	***	***	***	0.98
Diciembre	***	***	***	***	***

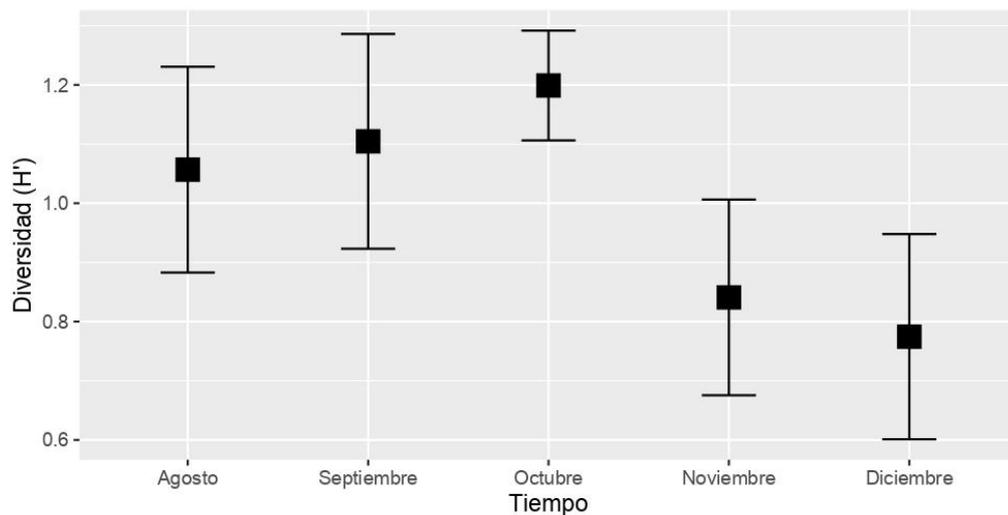


Figura 9. Medias e intervalo de confianza (IC 95%) de la diversidad durante el periodo agosto - diciembre 2022.

6.4. Dinámica temporal de las comunidades de aves

El escalamiento multidimensional no métrico (NMDs) realizado mediante el índice de similitud de Bray-Curtis (Figura 10), mostró que la composición de las aves registradas no difería en los cinco meses de muestreo. Esto se comprobó por medio del análisis de similitud (ANOSIM) con el índice de similitud de Bray-Curtis, el cual mostró que no existen cambios en la composición de aves durante el periodo agosto - diciembre ($R = 0.23$; $p = 0.144$).

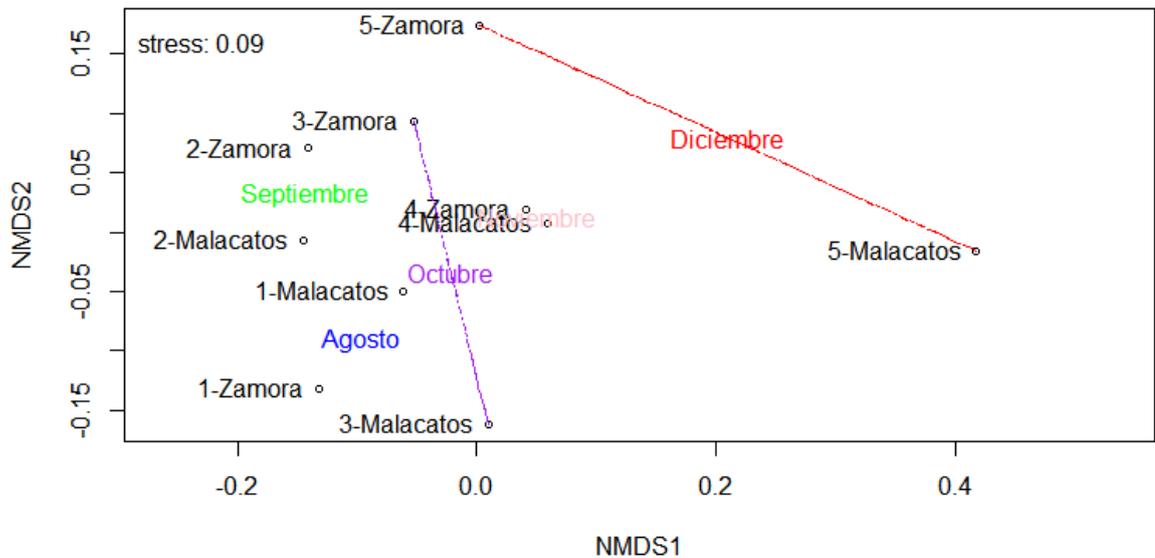


Figura 10. Composición de las comunidades de aves durante el periodo de muestreo (agosto – diciembre) mediante el NMDS basado en el índice de Bray –Curtis.

7. Discusión

La diversidad de aves varía entre agosto – diciembre en los márgenes de los ríos Malacatos y Zamora de la ciudad de Loja, esto puede deberse a que también se redujo la riqueza, siendo el mes de noviembre donde menos especies se registraron (14 spp). Se ha descrito que la variabilidad interanual de las especies de aves puede variar en función de la estación (invierno o verano) del año en la que se realice los muestreos (Hurlbert y Haskell, 2003). De acuerdo Leveau y Leveau (2011), en Argentina la riqueza y abundancia de aves aumenta en primavera y verano como consecuencia de la llegada de migratorias; mientras que en temporada de invierno factores como los sitios de anidación, alimentación artificial y condiciones del microclima pueden solo ser favorables para especies altamente urbanizadas (Suhonen et al., 2009). En Ecuador la estación lluviosa comprende los meses de octubre a mayo (Varela y Ron, 2018), factor no evaluado que podría haber influido en la reducción de la riqueza de aves.

Además de la influencia de la temporalidad, la variación de la riqueza en nuestro estudio puede deberse a factores antropogénicos propios de las ciudades como el ruido (Kociolek et al., 2011), y flujo peatonal (Xie et al., 2016). Dos factores que se observaron (no se midieron) en el mes de noviembre como resultado de trabajos realizados en las riberas del río Zamora por parte del Municipio de Loja. El ruido puede interferir la comunicación acústica de aves (Brumm y Slabbekoorn, 2005), afectando la presencia y riqueza de aves en zonas urbanas (Rodrigues et al., 2018). Por otro lado, el tráfico peatonal en áreas verdes urbanas

también afecta negativamente la presencia de aves (Chang y Lee, 2016). Se han registrado la presencia de *Zenaida auriculata* (Tórtola Orejuda) y *Columba livia* (Paloma Doméstica) (dos de las 4 especies más abundantes en nuestro estudio) en sitios altamente urbanizados, con una alta densidad de viviendas y personas, y con altos niveles de ruido en Brasil (Rodrigues et al., 2018). Dado que la ocurrencia de aves en zonas verdes urbanas depende del nivel de perturbación y la capacidad individual de cada especie para tolerar la presencia de personas (Juricic, 2000). El análisis del comportamiento y la respuesta de la avifauna urbana a la urbanización es de vital importancia para construir ciudades sostenibles y resilientes.

Las curvas de rarefacción no mostraron diferencias significativas en la riqueza de especies en los dos transectos de los ríos Malacatos y Zamora. Se ha descrito que la riqueza tiende a disminuir a medida que se intensifica un gradiente urbano (rural – urbano) (Brummelhaus et al., 2012; Groffman et al., 2003). Sin embargo, debido a la degradación del hábitat natural como consecuencia de expansión de las ciudades (la simplificación de paisaje) la riqueza de aves en zonas verdes urbanas está determinada por factores como el tamaño del área, diversidad de hábitats, estructura de la vegetación (Nielsen y Bosch, 2013), variables no evaluadas en este estudio.

Las especies más frecuentes en este trabajo fueron *Zenaida auriculata* (Tórtola Orejuda), *Furnarius leucopus* (Hornero patipálido), *Pygochelidon cyanoleuca* (Golondrina Azuliblanca) y *Columba livia* (Paloma Doméstica), especies que son consideradas generalistas debido a que no requieren hábitats específicos (Jácome-Negrete et al., 2019) y que se benefician de los centros urbanos por los recursos alimenticios, percha o sitios para anidar (Curzel y Leveau, 2021). Además, estas especies abundantes (*Zenaida auriculata* y *Columba livia*) coinciden con estudios desarrollados en áreas verdes urbanas en ciudades de América latina (por ejemplo: en La Paz y El Alto en Bolivia por Garitano-zavala y Gismondi, (2003), y por Curzel y Leveau, (2021) en Argentina).

Las especies exploradoras urbanas (generalistas) encontradas (*Zenaida auriculata*, *Furnarius leucopus*, *Pygochelidon cyanoleuca* y *Columba livia*) cuyas poblaciones superan (61%) a las demás especies registradas. Son capaces de optimizar la asignación de energía entre supervivencia y reproducción (Lailvaux y Husak, 2014), estas compensaciones optimizadas dependen de la capacidad individual para explotar los recursos y su disponibilidad (McNamara y Houston, 1966). Algunos individuos tienden a ser más eficaces tanto en la obtención de recursos, como en la asignación de energía a la reproducción como al

mantenimiento somático, garantizándoles un éxito reproductivo y supervivencia (Sudyka, 2019). El entorno urbano, debido a su drástica perturbación biótica y abiótica representa un reto para las aves urbanas (Biard et al., 2017; Vaugoyeau et al., 2016), esto debido a la fragmentación del hábitat, aumento de la iluminación artificial y del ruido, incremento de la temperatura local, presencia de químicos tóxicos (Gil y Brumm, 2013). Por tanto, solo unas especies tolerantes y que comparten rasgos funcionales similares (alimentación, nidificación, menor depredación) pueden sobrevivir en estos entornos (Kurucz et al., 2021).

Por otro lado, las especies raras encontradas en los dos tramos estudiados como el *Chloroceryle americana* (Martín Pescador Verde), que presenta un extenso rango exploratorio habitando en ríos, riachuelos y arroyos (BirdLife Internacional, 2020). Otra especie rara registrada es *Tringa solitaria* (Andarríos Solitario), especie que se reproduce en Alaska y Canadá y emigra a América del Sur en invierno (Bird Colombia, 2018), se alimenta de insectos, peces, moluscos o crustáceos que encuentra en el fango de zonas ribereñas de lagos y ríos (Lewis, 1973). Y, *Dives warczewiczi* (Negro Matorralero), especie presente en Colombia, Ecuador y Perú (Birds Colombia, 2020). Son especies cuyos rasgos funcionales o requerimientos ecológicos son más específicas a diferencia de las especies comunes (Ricklefs, 1990).

Pese a que se conoce que la urbanización provoca una homogeneización biótica (Blair, 2008; Case, 1996), y actúa como un filtro ambiental sobre la presencia e interacción con la flora en las que solo unas pocas especies pueden desarrollarse (generalistas), disminuyendo considerablemente las especies especialistas en hábitat (Leveau, 2019), no hay que dejar de lado el papel fundamental que juegan los exploradores urbanos en las redes de frugivoría en entornos urbanos (González et al., 2010). Así como también, en los procesos ecológicos como la dispersión de semillas (Richmond et al., 2005) y regeneración forestal (Schneiberg et al., 2020).

En la presente investigación las comunidades de aves no variaron en los meses evaluados (agosto - diciembre), resultados que concuerdan con Leveau et al., (2016) en una investigación realizada en Argentina, en donde hubo menos variabilidad interanual en temporada reproductiva (noviembre - marzo) pese a que se encontraron más especies migratorias que en temporada no reproductiva (julio - septiembre). De acuerdo con Delgado y Moreira (2000), este patrón puede deberse al uso más especializado y restricciones espaciales relacionadas con el comportamiento reproductivo de aves, como la necesidad de

encontrar pareja y sitios de anidación (Sagario y Cueto, 2014). Leveau et al., (2022) también afirman que uno de los factores que promueven los cambios en las comunidades de aves son las temporadas de reproducción y no reproducción, que se dan en Latinoamérica entre los meses de octubre a diciembre. Si bien, la presente investigación se desarrolló en temporada reproductiva pero no se evaluó el estado reproductivo de las comunidades de aves, dado que solo se realizaron observaciones que bastaron para cumplir con el objetivo general de la investigación.

Estudios han demostrado que las comunidades de aves en zonas urbanas tienen mayores similitudes en la composición de especies en relación con las no urbanas (Clergeau et al., 2006; McKinney, 2006). La estabilidad de la composición de la comunidad parece estar positivamente relacionada con el nivel de urbanización (Leveau y Leveau, 2012). Esto debido a la mayor proporción de especies altamente persistentes (generalistas) o especies núcleo (Collins, 2000). Un mecanismo que produce la variabilidad temporal de las comunidades es la aparición o desaparición de una especie (recambio), por lo que la presencia de especies temporalmente comunes proporciona cierto elemento de estabilidad temporal en la estructura de la comunidad de aves (Collins, 2000). Por lo tanto, en zonas urbanas la estabilidad de las comunidades de aves se correlaciona positivamente con la abundancia de especies dominantes en entornos urbanos (generalistas) (Suhonen et al., 2009), por factores como la disponibilidad de recursos alimenticios, sitios para anidar y microclima (Leveau y Leveau, 2012).

Se ha analizado la diversidad de las comunidades de aves con métricas regularmente utilizados como la riqueza de especies e índice de Shannon (Leveau et al., 2022). Sin embargo, existen factores aún más críticos que determinan la diversidad de aves en zonas verdes urbanas como el tamaño del área y diversidad de hábitats (Roswell et al., 2021), tráfico de peatones (Xie et al., 2016), ruido (Rodrigues et al., 2018), luz artificial (Jiang et al., 2020; Lao et al., 2020), entre otros factores que deberían considerarse para evaluar y comprender a profundidad los patrones y procesos ecológicos que experimentan la biodiversidad en las ciudades.

8. Conclusiones

La diversidad de aves urbanas en los márgenes de los ríos Malacatos y Zamora varió durante el periodo de muestreo (agosto – diciembre). Esto debido a que también se redujo la riqueza, exactamente para el mes de noviembre. Esto pudo deberse a la estación en la que se realizó el muestro (invierno); y también, a factores antropogénicos como el ruido y flujo peatonal por el acondicionamiento de las riberas del río Zamora, por parte de los trabajadores del Municipio de Loja cuando se realizaban los muestreos en este mes.

La composición de especies no varió en los 5 meses de muestreo. La estacionalidad temporal de las comunidades de aves en época reproductiva se puede deber a dos factores. El primero, es que las aves en temporada reproductiva hacen un uso del hábitat más especializado y restrictivo por su comportamiento y necesidades. El segundo, es la presencia de especies altamente persistentes (especies núcleo) que proporcionan cierta estabilidad temporal a la estructura de una comunidad de aves.

Es importante el estudio y evaluación tanto de avifauna como también las áreas verdes urbanas para la conservación de especies en las ciudades. Esta investigación aporta al conocimiento sobre patrones y procesos ecológicos que experimenta la biodiversidad y que surgen como consecuencia de la urbanización. Entender que las complejas interacciones entre los procesos de urbanización, la organización del espacio urbano junto con el cambio ambiental que se produce, es fundamental para mantener los servicios ecosistémicos y bienestar humano (Alberti, 2010).

9. Recomendaciones

- Complementar el análisis de la diversidad temporal de aves urbanas con el estudio de la dieta e interacción planta - aves, con el fin de evaluar cómo fluctúan los gremios tróficos.
- Ampliar el tiempo de estudio para evaluar de mejor manera cómo fluctúan las comunidades de aves tanto en época reproductiva como no reproductiva.
- Extender el gradiente urbano estudiado. Es decir, evaluar la diversidad temporal de aves a lo largo de un gradiente urbano rural. Y analizar los cambios que experimentan las comunidades de aves en cada gradiente.
- Estudiar otros factores que determinan la diversidad de aves áreas verdes como extensión del parche, diversidad de hábitat.
- Analizar otros factores antrópicos que afectan a las aves como el ruido, luz artificial, densidad de personas, densidad de alturas y edificios, flujo peatonal entre otros.
- Proponer alternativas que promuevan la conservación y protección de la avifauna urbana.

10. Bibliográfia

- Alberti, M. (2010). Maintaining ecological integrity and sustaining ecosystem function in urban areas. *Environmental Sustainability*, 2, 178–184. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2010.07.002>
- Aronson, M. F. J., La Sorte, F. A., Nilon, C. H., Katti, M., Goddard, M. A., Lepczyk, C. A., Warren, P. S., Williams, N. S. G., Cilliers, S., Clarkson, B., Dobbs, C., Dolan, R., Hedblom, M., Klotz, S., Kooijmans, J. L., Kühn, I., Macgregor-Fors, I., McDonnell, M., Mörtberg, U., ... 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(1780). <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.3330>
- Banville, M. J., Bateman, H. L., Earl, S. R., Warren, P. S. (2017). Decadal declines in bird abundance and diversity in urban riparian zones. *Landscape and Urban Planning*, 159, 48–61. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.09.026>
- Batáry, P., Kurucz, K., Suarez, M., Chamberlain, D. (2017). Non-linearities in bird responses across urbanization gradients: a meta-analysis Running. *Global Change Biology*, 24, 1–19. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/gcb.13964>
- Biard, C., Brischoux, F., Meillère, A., Michaud, B., Nivière, M., Ruault, S., Vaugoyeau, M., Angelier, F. (2017). Growing in cities: An urban penalty for wild birds? A study of phenotypic differences between urban and rural great tit chicks (*Parus major*). *Frontiers in Ecology and Evolution*, 5(JUL), 1–14. <https://doi.org/10.3389/fevo.2017.00079>
- Blair, R. B. (1996). Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications*, 6(2), 506–519. <https://doi.org/10.2307/2269387>
- Blair, R. B. (2008). Creating a homogeneous avifauna. In: , Et Al. *Urban Ecology*. Springer, Boston, MA, 459–486. https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-0-387-73412-5_27
- Brumm, H., Slabbekoorn, H. (2005). Acoustic Communication in Noise. *Advances in the Study of Behavior*, 35(05), 151–209. [https://doi.org/10.1016/S0065-3454\(05\)35004-2](https://doi.org/10.1016/S0065-3454(05)35004-2)
- Brummelhaus, J., Bohn, M. S., Petry, M. V. (2012). Effect of urbanization on bird community in riparian environments in Caí River, Rio Grande do Sul, Brazil. *Biotemas*, 25(2), 81–96. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2012v25n2p81>
- Bryant, M. M. (2006). Urban landscape conservation and the role of ecological greenways at local and metropolitan scales. *Landscape and Urban Planning*, 76(1–4), 23–44. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.09.029>
- Budd, W. W., Cohen, P. L., Saunders, P. R., Steiner, F. R. (1987). Stream corridor management in the Pacific Northwest: I. Determination of stream-corridor widths. *Environmental Management*, 11(5), 587–597. <https://doi.org/10.1007/BF01880157>

- Canterbury, G. E., Martin, T. E., Petit, D. R., Petit, L. J., Bradford, D. F., Petit, L., Bradford, D. F. (2000). *Bird Communities and Habitat as Ecological Indicators of Forest Condition in Regional Monitoring* Linked references are available on JSTOR for this article : *Bird Communities and Habitat as Ecological Indicators of Forest Condition in Regional Monitoring*. *14*(2), 544–558.
- Carrascal, L. M., Potti, J., Sanchez-Aguado, F. J. (1987). Spatio-temporal organization of the bird communities in two Mediterranean montane forests. *Holarctic Ecology*, *10*(3), 185–192. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1987.tb00757.x>
- Case, T. J. (1996). Global patterns in the establishment and distribution of exotic birds. *Biological Conservation*, *78*(1–2), 69–96. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(96\)00019-5](https://doi.org/10.1016/0006-3207(96)00019-5)
- Chang, H. Y., Lee, Y. F. (2016). Effects of area size, heterogeneity, isolation, and disturbances on urban park avifauna in a highly populated tropical city. *Urban Ecosystems*, *19*(1), 257–274. <https://doi.org/10.1007/s11252-015-0481-5>
- Chao, A., Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, *93*(12), 2533–2547.
- Clergeau, P., Croci, S., Jokimäki, J., Kaisanlahti-Jokimäki, M. L., Dinetti, M. (2006). Avifauna homogenisation by urbanisation: Analysis at different European latitudes. *Biological Conservation*, *127*(3), 336–344. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.06.035>
- Clergeau, P., Jokimäki, J., Savard, J. P. L. (2001). Blackwell Science Ltd Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes? *Applied Ecology*, *38*, 1122–1134.
- Clergeau, P., Savard, J. P. L., Mennechez, G., Falardeau, G. (1998). Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: A comparative study between two cities on different continents. *Condor*, *100*(3), 413–425. <https://doi.org/10.2307/1369707>
- Collins, S. L. (2000). Disturbance frequency and community stability in native tallgrass prairie. *American Naturalist*, *155*(3), 311–325. <https://doi.org/10.1086/303326>
- Cox, D. T. C., Gaston, K. J. (2018). Human–nature interactions and the consequences and drivers of provisioning wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *373*(1745). <https://doi.org/10.1098/rstb.2017.0092>
- Curzel, F. E., Leveau, L. M. (2021). Bird Taxonomic and Functional Diversity in Three Habitats in Buenos Aires City, Argentina. *Birds*, *2*(2), 217–229. <https://doi.org/10.3390/birds2020016>
- Dallimer, M., Rouquette, J. R., Skinner, A. M. J., Armsworth, P. R., Maltby, L. M., Warren, P. H., Gaston, K. J. (2012). Contrasting patterns in species richness of birds, butterflies and plants along riparian corridors in an urban landscape. *Diversity and Distributions*, *18*(8),

- 742–753. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2012.00891.x>
- Delgado, A., Moreira, F. (2000). Bird assemblages of an Iberian cereal steppe. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 78, 65–76.
- Digby, P., Kempton, R. (1987). *Multivariate Analysis of Ecological Communities*. <https://doi.org/10.1007/978-94-009-3135-0>
- Domínguez-López, M. E., & Ortega-Álvarez, R. (2014). The importance of riparian habitats for avian communities in a highly human-modified Neotropical landscape. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(4), 1217–1227. <https://doi.org/10.7550/rmb.43849>
- Evans, K. L., Newson, S. E., Gaston, K. J. (2009). Habitat influences on urban avian assemblages. *Ibis*, 151(1), 19–39. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2008.00898.x>
- Fischer, J., Schneider, S., Ahlers, A., Miller, J. (2015). Categorizing wildlife responses to urbanization and conservation implications of terminology. *Conservation Biology*, 29(4), 1246–1248. <https://doi.org/10.1111/cobi.12451>
- Flite, O. P., Shannon, R. D., Schnabel, R. R., & Parizek, R. R. (2001). Nitrate Removal in a Riparian Wetland of the Appalachian Valley and Ridge Physiographic Province. *Journal of Environmental Quality*, 30(1), 254–261. <https://doi.org/10.2134/jeq2001.301254x>
- Fontana, C. S., Burger, M. I., Magnusson, W. E. (2011). Bird diversity in a subtropical South-American City: Effects of noise levels, arborisation and human population density. *Urban Ecosystems*, 14(3), 341–360. <https://doi.org/10.1007/s11252-011-0156-9>
- Freile, J. (2008). *Conservación de aves en Ecuador: ¿ cómo estamos y qué necesitamos hacer ? December 2007*, 48–55.
- Gagné, S. A., Fahrig, L. (2011). Do birds and beetles show similar responses to urbanization? *Ecological Applications*, 21(6), 2297–2312. <https://doi.org/10.1890/09-1905.1>
- Garitano-zavala, Á., Gismondi, P. (2003). Variación de la riqueza y diversidad de la ornitofauna en áreas verdes urbanas de las ciudades de La Paz y El Alto (Bolivia) Variation of the richness and diversity of the birds in urban green areas of the La Paz and El Alto cities (Bolivia). *Ecología En Bolivia*, 38(1), 65–78.
- González, A., Dalsgaard, B., Olesen, J. (2010). Centrality measures and the importance of generalist species in pollination networks. *Ecological Complexity*, 7(1), 36–43. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.03.008>
- Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X., Briggs, J. M. (2008). Global change and the ecology of cities. *Science*, 319(5864), 756–760. <https://doi.org/10.1126/science.1150195>
- Groffman, P. M., Bain, D. J., Band, L. E., Belt, K. T., Brush, G. S., Grove, J. M., Pouyat, R. V., Yesilonis, I. C., Zipperer, W. C. (2003). Down by the riverside: Urban riparian ecology.

- Frontiers in Ecology and the Environment*, 1(6), 315–321. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2003\)001\[0315:DBTRUR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2003)001[0315:DBTRUR]2.0.CO;2)
- Hurlbert, A., Haskell, P. (2003). The effect of energy and seasonality on avian species richness and community composition. *Am Nat* 161:83–97
- Hostetler, M. (1999). Scale, birds, and human decisions: A potential for integrative research in urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning*, 45(1), 15–19. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(99\)00025-0](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(99)00025-0)
- Jiang, J., He, Y., Kou, H., Ju, Z., Gao, X., Zhao, H. (2020). The effects of artificial light at night on Eurasian tree sparrow (*Passer montanus*): Behavioral rhythm disruption, melatonin suppression and intestinal microbiota alterations. *Ecological Indicators*, 108(August 2019). <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105702>
- Jokimäki, J., Suhonen, J. (1998). Distribution and habitat selection of wintering birds in urban environments. *Landscape and Urban Planning*, 39(4), 253–263. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(97\)00089-3](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(97)00089-3)
- Jokimäki, J., Suhonen, J., Benedetti, Y., Diaz, M., Kaisanlahti-Jokimäki, M. L., Morelli, F., Pérez-Contreras, T., Rubio, E., Sprau, P., Tryjanowski, P., Ibáñez-Álamo, J. D. (2020). Land-sharing vs. land-sparing urban development modulate predator–prey interactions in Europe. *Ecological Applications*, 30(3), 1–14. <https://doi.org/10.1002/eap.2049>
- Jones, C., Marsden, S. (2000). Bird surveys. In *BirdLife International*. http://www.iwcoffice.org/_documents/sci_com/SC58docs/SC-58-IA16.pdf%5Cnhttp://jjbs.hu.edu.jo/files/v2n2/5.pdf%5Cnhttp://www.conservationleadershipprogramme.org/UserDataWEB/ProjectManuals/Bird_Surveying_Manual.pdf%5Cnwww.econ.upf.edu/~michael/stanford/maeb
- Juricic, E. (2000). Local and regional effects of pedestrians on forest birds in a fragmented landscape. *The Condor*, 102, 247–255. <https://doi.org/https://doi.org/10.1093/condor/102.2.247>
- Keten, A., Eroglu, E., Kaya, S., Anderson, J. T. (2020). Bird diversity along a riparian corridor in a moderate urban landscape. *Ecological Indicators*, 118(May 2019), 106751. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106751>
- Kociolek, A. V., Clevenger, A. P., St. Clair, C. C., Proppe, D. S. (2011). Efectos de las Redes de Caminos sobre Poblaciones de Aves. *Conservation Biology*, 25(2), 241–249. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01635.x>
- Kurucz, K., Purger, J. J., Batáry, P. (2021). Urbanization shapes bird communities and nest survival, but not their food quantity. *Global Ecology and Conservation*, 26. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01475>

- Lailvaux, S. P., Husak, J. F. (2014). The life history of whole-organism performance. *Quarterly Review of Biology*, 89(4), 285–318. <https://doi.org/10.1086/678567>
- Lao, S., Robertson, B. A., Anderson, A. W., Blair, R. B., Eckles, J. W., Turner, R. J., Loss, S. R. (2020). The influence of artificial night at night and polarized light on bird-building collisions. *Biological Conservation*, 241(November 2019), 108358. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108358>
- Leiva, d., Salazar, d. (2023) Revisión de estudios sobre la evolución y ecología de organismos presentes en América Latina. Universidad Tecnológica Indoamericana. Quito, Ecuador. <https://repositorio.uti.edu.ec/bitstream/123456789/5498/1/LEIVA%20JIMENEZ%20DOMENICA%20ESTEFANIA.pdf>
- Leveau, L. M. (2019). Urbanization induces bird color homogenization. *Landscape and Urban Planning*, 192(July), 103645. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.103645>
- Leveau, L. M., Bocelli, M. L., Quesada-acuña, S. G., González-lagos, C., Tapia, P. G., Dri, G. F., & Delgado-v, C. A. (2022). Bird diversity-environment relationships in urban parks and cemeteries of the Neotropics during breeding and non-breeding seasons. *PeerJ*, 1–19. <https://doi.org/10.7717/peerj.14496>
- Leveau, L. M., Isla, F. I., Bellocq, M. I. (2015). Urbanization and the temporal homogenization of bird communities: a case study in central Argentina. *Urban Ecosystems*, 18(4), 1461–1476. <https://doi.org/10.1007/s11252-015-0469-1>
- Leveau, L. M., Leveau, C. M. (2012). The role of urbanization and seasonality on the temporal variability of bird communities. *Landscape and Urban Planning*, 106(3), 271–276. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.03.008>
- Leveau, L., Leveau, C. (2011). Uso de bordes de cultivo por aves durante invierno y primavera en la Pampa Austral. *Hornero* 26:149–157
- Lewis, W. (1973). Solitary sandpiper early reproductive behavior. *The Auk*, July, 652–663.
- Lim, H. C., Sodhi, N. S. (2004). Responses of avian guilds to urbanisation in a tropical city. *Landscape and Urban Planning*, 66(4), 199–215. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(03\)00111-7](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00111-7)
- Lodge, D. (1993). Biological Invasions: Lessons for Ecology. *TREE*, 8(4), 133–137. [https://doi.org/10.1016/0031-9384\(74\)90281-9](https://doi.org/10.1016/0031-9384(74)90281-9)
- Lussier, S. M., Enser, R. W., Dasilva, S. N., Charpentier, M. (2006). Effects of habitat disturbance from residential development on breeding bird communities in riparian corridors. *Environmental Management*, 38(3), 504–521. <https://doi.org/10.1007/s00267-005-0088-3>
- Marcacci, G., Westphal, C., Wenzel, A., Raj, V., Nölke, N., Tschardtke, T., & Grass, I. (2021).

- Taxonomic and functional homogenization of farmland birds along an urbanization gradient in a tropical megacity. *Global Change Biology*, 27(20), 4980–4994. <https://doi.org/10.1111/gcb.15755>
- Marzluff, J., Bowman, R., Donnelly, R. (2001). Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World. In *Springer New York, NY* (Issue 3). <https://doi.org/10.2307/4090001>
- Marzluff, John, Ewing, K. (2008). Restoration of fragmented landscapes for the conservation of birds: A general framework and specific recommendations for urbanizing landscapes. *Urban Ecology: An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*, 9(3), 739–755. https://doi.org/10.1007/978-0-387-73412-5_48
- Mbiba, M., Mazhude, C., Fabricius, C., Muvengwi, J. (2021). *Landscape and Urban Planning Bird species assemblages differ , while functional richness is maintained across an urban landscape*. 212(August 2020). <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104094>
- McKinney, M. L. (1998). On predicting biotic homogenization: Species-area patterns in marine biota. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7(4), 297–301. <https://doi.org/10.2307/2997604>
- McKinney, M. L. (2002). Urbanization, Biodiversity, and Conservation. *BioScience*, 52(10), 883–890.
- McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127(3), 247–260. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>
- McKinney, M. L. (2008). Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, 11(2), 161–176. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>
- McNamara, J., Houston, L. (1966). State-dependent life histories. *Nature*, 380, 215–221. <https://doi.org/10.2173/bow.yebtit4.01>
- Møller, A. P. (2009). Successful city dwellers: A comparative study of the ecological characteristics of urban birds in the Western Palearctic. *Oecologia*, 159(4), 849–858. <https://doi.org/10.1007/s00442-008-1259-8>
- Morante-filho, C., Faria, D. (2017). An Appraisal of Bird-Mediated Ecological Functions in a Changing World. *Tropical Conservation Science*, 10, 1–12. <https://doi.org/10.1177/1940082917703339>
- Morneau, F., Décarie, R., Pelletier, R., Lambert, D., DesGranges, J. L., Savard, J. P. (1999). Changes in breeding bird richness and abundance in Montreal parks over a period of 15 years. *Landscape and Urban Planning*, 44(2–3), 111–121. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(99\)00002-X](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(99)00002-X)
- Murgui, E., Hedblom, M. (2017). Ecology and conservation of birds in urban environments. In

- Ecology and Conservation of Birds in Urban Environments*. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-43314-1>
- Naiman, R. J., Décamps, H. (1997). The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28(October 1997), 621–658. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621>
- Nielsen, A. B., Bosch, M. Van Den. (2013). Species richness in urban parks and its drivers : A review of empirical evidence. *Urban Ecosystems*. <https://doi.org/10.1007/s11252-013-0316-1>
- Njoroge, J. B., NdaNg'ang'a, P. K., Natuhara, Y. (2013). The pattern of distribution and diversity of avifauna over an urbanizing tropical landscape. *Urban Ecosystems*, 17(1), 61–75. <https://doi.org/10.1007/s11252-013-0296-1>
- O'Connell, T., Jackson, L., Brooks, R. (2000). Birds guilds as indicators of ecological condition in the central appalachians. *Ecological Applications*, 10(6), 1706–1721.
- Ordóñez-delgado, L., Iñiguez-armijos, C., Díaz, M., Escudero, A., Gosselin, E., Waits, L. P., Espinosa, C. I., Sherry, T. W. (2022). *The Good , the Bad , and the Ugly of Urbanization : Response of a Bird Community in the Neotropical Andes*. 10(March), 1–11. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.844944>
- Patten, M. A., Kelly, J. F. (2010). Habitat selection and the perceptual trap. *Ecological Applications*, 20(8), 2148–2156. <https://doi.org/10.1890/09-2370.1>
- Reichard, S., Chalker-Scott, L., Buchanan, S. (2001). Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World. In J. M. Marzluff, R. Bowman, and R. Donnelly [EDS.], *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*, p. 179-223. Kluwer Academic, Norwell, MA., January 2001. <https://doi.org/10.1007/978-1-4615-1531-9>
- Richmond, C. E., Breitburg, D. L., Rose, K. A. (2005). The role of environmental generalist species in ecosystem function. *Ecological Modelling*, 188(2–4), 279–295. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.002>
- Robbins, C. S., Sauer, J. R., Greenberg, R. S., Droege, S. (1989). Population declines in North American birds that migrate to the neotropics. *Proceedings - National Academy of Sciences, USA*, 86(19), 7658–7662. <https://doi.org/10.1073/pnas.86.19.7658>
- Rodrigues, A. G., Borges-Martins, M., Zilio, F. (2018). Bird diversity in an urban ecosystem: The role of local habitats in understanding the effects of urbanization. *Iheringia - Serie Zoologia*, 108(June). <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2018017>
- Roswell, M., Dushoff, J., Winfree, R. (2021). A conceptual guide to measuring species diversity. *Oikos*, 130, 321–328. <https://doi.org/10.1111/oik.07202>
- Rottenborn, S. C. (1999). Predicting the impacts of urbanization on riparian bird communities.

Biological Conservation, 88(3), 289–299. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(98\)00128-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00128-1)

- Sagario, M. C., Cueto, V. R. (2014). Seasonal space use and territory size of resident sparrows in the central monte desert, Argentina. *Ardeola*, 61(1), 153–159. <https://doi.org/10.13157/arla.61.1.2014.153>
- Schneiberg, I., Boscolo, D., Devoto, M., Marcilio-Silva, V., Dalmaso, C. A., Ribeiro, J. W., Ribeiro, M. C., de Camargo Guaraldo, A., Niebuhr, B. B., Varassin, I. G. (2020). Urbanization homogenizes the interactions of plant-frugivore bird networks. *Urban Ecosystems*, 23(3), 457–470. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-00927-1>
- Skagen, S. K., Kelly, J. F., Van Riper, C., Hutto, R. L., Finch, D. M., Krueper, D. J., Melcher, C. P. (2005). Geography of spring landbird migration through riparian habitats in southwestern North America. *Condor*, 107(2), 212–227. <https://doi.org/10.1650/7807>
- Sudyka, J. (2019). Does Reproduction Shorten Telomeres? Towards Integrating Individual Quality with Life-History Strategies in Telomere Biology. *BioEssays*, 1–12. <https://doi.org/10.1002/bies.201900095>
- Suhonen, J., Jokimäki, J., Hakkarainen, H., Inki, K., Suorsa, P. (2009). Urbanization and stability of a bird community. *Ecoscience*, 16(4), 502–507. <https://doi.org/10.2980/16-4-3280>
- Suri, J., Anderson, P. M., Charles-Dominique, T., Hellard, E., Cumming, G. S. (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>
- Tryjanowski, P., Morelli, F., Møller, A. P. (2021). Urban birds: Urban avoiders, urban adapters and urban exploiters. *The Routledge Handbook of Urban Ecology - 2nd Edition, March 2021*, 399–411. <https://www.routledge.com/The-Routledge-Handbook-of-Urban-Ecology/Douglas-Anderson-Goode-Houck-Maddox-Nagendra-Tan/p/book/9781138581357>
- Valarezo, S., Castillo, M., Alvarado, L. (2022). El verde urbano público: Dotación, distribución, y accesibilidad. Caso de estudio. Loja - Ecuador. *Revista Pensun*, 8(July), 55–71. <https://revistas.unc.edu.ar/index.php/pensu/article/view/34668/37813>
- Vandewalle, M., de Bello, F., Berg, M. P., Bolger, T., Dolédec, S., Dubs, F., Feld, C. K., Harrington, R., Harrison, P. A., Lavorel, S., da Silva, P. M., Moretti, M., Niemelä, J., Santos, P., Sattler, T., Sousa, J. P., Sykes, M. T., Vanbergen, A. J., Woodcock, B. A. (2010). Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. *Biodiversity and Conservation*, 19(10), 2921–2947.

<https://doi.org/10.1007/s10531-010-9798-9>

- Varela, L., Ron, S. (2018). Geografía y clima del Ecuador. BIOWEB. Pontificia Universidad Católica del Ecuador. Disponible en <<https://bioweb.bio/geografiaClima.html/>> Consulta: 31 de enero 2019.
- Vaugoyeau, M., Adriaensen, F., Artemyev, A., Bañbura, J., Barba, E., Biard, C., Blondel, J., Bouslama, Z., Bouvier, J. C., Camprodon, J., Cecere, F., Charmantier, A., Charter, M., Cichoń, M., Cusimano, C., Czeszczewik, D., Demeyrier, V., Doligez, B., Doutrelant, C., ... Møller, A. P. (2016). Interspecific variation in the relationship between clutch size, laying date and intensity of urbanization in four species of hole-nesting birds. *Ecology and Evolution*, 6(16), 5907–5920. <https://doi.org/10.1002/ece3.2335>
- Vermeij, G. J. (1991). When Biotas Meet: Understanding Biotic Interchange. *Science*, 253(5024), 1099–1104. <https://doi.org/10.1126/science.253.5024.1099>
- Xiang, H., Zhang, Y., Richardson, J. S. (2016). Importance of Riparian Zone: Effects of Resource Availability at Land-water Interface. *Riparian Ecology and Conservation*, 3(1). <https://doi.org/10.1515/REMC-2016-0001>
- Xie, S., Lu, F., Cao, L., Zhou, W., Ouyang, Z. (2016). Multi-scale factors influencing the characteristics of avian communities in urban parks across Beijing during the breeding season. *Scientific Reports*, 6(June), 1–9. <https://doi.org/10.1038/srep29350>
- Yong, W., Finch, D. M., Moore, F. R., Kelly, J. F. (1998). Stopover ecology and habitat use of migratory Wilson's Warblers. *Auk*, 115(4), 829–842. <https://doi.org/10.2307/4089502>

Anexo 2. Certificación de traducción del resumen



Mg. Yanina Quizhpe Espinoza
Licenciada en Ciencias de Educación mención Inglés
Magister en Traducción y mediación cultural

Celular: 0989805087
Email: yaniges@icloud.com
Loja, Ecuador 110104

Loja, 5 de septiembre 2023

Yo, Lic. Yanina Quizhpe Espinoza, con cédula de identidad 1104337553, docente del Instituto de Idiomas de la Universidad Nacional de Loja, y certificada como traductora e interprete en la Senescyt y en el Ministerio de trabajo del Ecuador con registro **MDT-3104-CCL-252640**, certifico:

Que tengo el conocimiento y dominio de los idiomas español e inglés y que la traducción del resumen del Trabajo de Integración Curricular **Diversidad temporal de aves urbanas en los márgenes de los ríos Malacatos y Zamora de la ciudad de Loja**, cuya autoría del estudiante Wilmer Freddy Tituana Medina, con cédula 0150272375, es verdadero y correcto a mi mejor saber y entender.

Atentamente

Firmado digitalmente por
YANINA BELEN QUIZHPE
ESPINOZA
Fecha: 2023.09.05
19:00:30 -05'00'

Yanina Quizhpe Espinoza.

Traductora freelance