

INFLUENCIA DEL TIPO DE COBERTURA SOBRE LA OCUPACIÓN Y  
DETECTABILIDAD DE TRES ESPECIES DE AVES EN ÁREAS VERDES DE LA CIUDAD  
DE BOGOTÁ, COLOMBIA

Estudiante:

Carolina Rangel Molano

Tutor:

Manuel Spínola Parrallada, Ph.D.

Asesor:

Juan David Amaya Espinel, Ph.D.

UNIVERSIDAD NACIONAL DE COSTA RICA  
FACULTAD DE CIENCIAS LA TIERRA Y EL MAR  
INSTITUTO INTERNACIONAL EN CONSERVACIÓN Y MANEJO DE VIDA SILVESTRE

MAESTRÍA PROFESIONAL EN CONSERVACIÓN DE VIDA SILVESTRE Y  
BIODIVERSIDAD

Noviembre de 2024

## **Cuadro de Contenido**

<b>1. Resumen</b> .....	<b>3</b>
<b>2. Introducción</b> .....	<b>3</b>
<b>2.1. Objetivo general</b> .....	<b>6</b>
<b>2.2. Objetivos específicos</b> .....	<b>6</b>
<b>3. Metodología</b> .....	<b>7</b>
<b>3.1. Área de estudio</b> .....	<b>7</b>
<b>3.2. Diseño del estudio</b> .....	<b>8</b>
<b>3.3. Análisis de datos</b> .....	<b>9</b>
<b>4. Resultados</b> .....	<b>11</b>
<b>5. Discusión</b> .....	<b>16</b>
<b>6. Conclusiones</b> .....	<b>20</b>
<b>7. Limitaciones del estudio</b> .....	<b>21</b>
<b>8. Recomendaciones</b> .....	<b>21</b>
<b>9. Referencias Bibliográficas</b> .....	<b>22</b>
<b>10. Anexos</b> .....	<b>29</b>

## 1. Resumen

La rápida urbanización registrada a escala global está transformando paisajes naturales y planteando desafíos críticos para los ecosistemas y su biodiversidad, particularmente en regiones megadiversas como el Neotrópico. Este estudio investiga patrones de ocupación y la probabilidad de detección de tres especies de aves, *Colibri coruscans*, *Thraupis episcopus* y *Turdus fuscater*, en 15 áreas de la ciudad de Bogotá, Colombia, así como la influencia que sus coberturas del suelo pueden estar teniendo en estos parámetros. Para tal fin, se emplearon datos de conteos de aves recopilados en Conteos Navideños de Aves (CBC) realizados en la ciudad entre 2015 y 2018, los cuales fueron analizados mediante modelos de ocupación de una sola estación. Los resultados indican que el aumento de áreas construidas impacta negativamente la ocupación de *C. coruscans* y *T. episcopus*, mientras que *T. fuscater* demostró ser altamente adaptable, con una probabilidad de ocupación del 99.9% en todos los sitios estudiados. Este hallazgo resalta la sensibilidad de *T. episcopus* a la fragmentación del hábitat, en contraste con la capacidad de *C. coruscans* para aprovechar coberturas con vegetación circundante en entornos urbanos. El estudio concluye que la conservación de áreas verdes urbanas es fundamental para la persistencia de estas especies en la ciudad, destacando la necesidad de implementar estrategias para incrementar su extensión y conectividad, incluyendo corredores ecológicos y un manejo que mejore la diversidad de la vegetación urbana. Los resultados de este estudio amplían la comprensión sobre las respuestas de avifauna neotropical a los procesos de transformación urbana, proporcionando insumos para procesos de planificación urbana orientada a promover la biodiversidad.

## 2. Introducción

El crecimiento urbano global desempeña un papel fundamental en la presente crisis de pérdida y transformación de la biodiversidad, constituyendo un tema de creciente preocupación en el ámbito internacional (Sanderson, Walston & Robinson, 2018; Kowarik, Fischer, Kendal, 2020). Para 2050, se estima que casi el 66% de la población mundial vivirá en ciudades (Naciones Unidas, 2014) lo cual implica que la urbanización seguirá creciendo en todo el planeta. Esto será especialmente crítico en regiones tropicales megadiversas, donde las áreas urbanas están expandiéndose rápidamente (Andersson, 2006; Naciones Unidas, 2019). Este fenómeno inducirá cambios significativos en la cobertura terrestre, y en la fragmentación del hábitat natural de múltiples formas de vida, conduciendo a una significativa pérdida de biodiversidad nativa a escala local y regional, y alterando así su diversidad y distribución (Aronson et al., 2014; Grimm et al., 2008). Estos cambios podrán también afectar de este modo la cantidad y calidad de diversos servicios ecosistémicos que son de gran importancia para la calidad de vida de las áreas urbanas (Chace y Walsh, 2006; Seto, Güneralp y Hutyra, 2012).

La disminución y transformación de la diversidad biológica como resultado de los procesos de urbanización, está relacionada usualmente con la incapacidad evolutiva que algunas especies nativas tienen para adaptarse a las nuevas y cambiantes condiciones urbanas, lo que puede llevarlas a desaparecer o persistir en condiciones que no garantizan su supervivencia a largo plazo. No obstante, el desarrollo urbano también tiende a aumentar la abundancia de un grupo limitado de especies que encuentran una ventaja adaptativa al habitar estos espacios,

encontrándose ecológicamente asociadas con los seres humanos (especies sinantrópicas), beneficiándose de la infraestructura urbana y de las actividades humanas (McKinney, 2006; Faeth, Bang & Saari, 2011).

Las aves son uno de los grupos taxonómicos que muestran verse más afectados por la expansión urbana (Seress & Liker, 2015). Sin embargo, se estima que aproximadamente el 20% de las especies de aves en el mundo (2041 especies de 10052) aún se encuentran habitando en áreas urbanas, lo que ha generado un interés por comprender y manejar las condiciones urbanas necesarias para su conservación (De la Fuente- Díaz-Ordaz 2003, Clucas & Marzluff 2015). A medida que la urbanización avanza, su impacto sobre las aves se intensifica, generando comunidades en las que dominan unas pocas especies generalistas adaptadas al entorno urbano (explotadoras urbanas), mientras que las especies especializadas en hábitat y sensibles a los cambios en el hábitat (adaptables y evitadoras urbanas) tienden a desaparecer o ser menos abundantes (Chace y Walsh, 2006; Marzluff, Bowman y Donnelly, 2001a).

La urbanización también influye en los comportamientos de reproducción y alimentación de varias especies de aves, aumentando las tasas de depredación y parasitismo de nidos (Borgmann y Rodewald, 2004; Jokimäki y Huhta, 2000). Sin embargo, las presiones urbanas sobre las comunidades de aves varían según las características del hábitat disponible y la matriz urbana. Factores como el tamaño o la distancia de los espacios verdes (Donnelly & Marzluff, 2004; MacGregor-Fors et al., 2011), la diversidad y estructura de la vegetación (Fontana et al., 2011), las características que describen la forma urbana (Gagné & Fahrig, 2010; Ikin, Beaty, et al., 2013; Lenth et al., 2006) o la perturbación antrópica en aspectos como el ruido, tienen un efecto positivo o negativo sobre las comunidades que habitan ciudades.

Aunque el rápido crecimiento urbano podría significar un futuro difícil para muchas especies de aves, en la mayoría de las ciudades del mundo aún existen hábitats que albergan una diversidad de aves importante (Aronson et al., 2014; Hostetler y Holling, 2000). Diversos estudios han encontrado que las comunidades de aves urbanas tienden a mostrar mayor riqueza en áreas con diversos usos del suelo como son los bosques urbanos, zonas de humedal, parques metropolitanos, cementerios y campos de golf (MacGregor-Fors et al. 2016). Estos espacios abiertos no solo brindan sitios de reproducción, refugio y fuentes de alimento, sino que también, son sitios de invernada y de parada durante la migración para varias especies (Hostetler y Knowles-Yanez, 2003; Ikin et al., 2013; MacGregor-Fors et al., 2016).

No obstante, la mayoría de las investigaciones de aves en áreas urbanas se han centrado en países desarrollados del hemisferio norte, mientras que en ciudades en regiones altamente diversas como el neotrópico, ésta es aún incipiente e involucra estudios desarrollados en cortos periodos (1-2 años) que presentan principalmente listas de especies, descripciones sobre la distribución de aves e impactos potenciales de algunas características del paisaje urbano (MacGregor-Fors, 2008; Villegas & Garitano-Zavala, 2010, Marzluff, 2016; MacGregor-Fors & Escobar-Ibanez, 2017).

Aunque estos estudios a corto plazo proporcionan una visión preliminar de la diversidad de la comunidad de aves y su distribución espacial en algunas ciudades neotropicales de esta región, es posible que estos se encuentren concentrados en especies más conspicuas y abundantes debido a su mayor probabilidad de ser detectadas. Este sesgo podría restringir la identificación de especies raras, poco visibles o con patrones específicos de ocupación, las cuales solo podrían ser

registradas en momentos específicos. (p. ej., especies de aves migratorias con movimientos estacionales o altitudinales).

Los estudios de ocupación de especies se presentan para casos como el de las áreas urbanas de regiones neotropicales donde hay un déficit de información, como una herramienta valiosa, especialmente cuando se busca comprender las dinámicas poblacionales en entornos sujetos a cambios rápidos, como las áreas urbanas. Estos estudios permiten evaluar la presencia y ausencia de especies a lo largo del tiempo y en diferentes localidades, proporcionando información crítica sobre cómo los cambios en el hábitat afectan la distribución y persistencia de las especies.

Además, los análisis de ocupación son particularmente útiles para detectar variaciones en el uso del hábitat, identificar áreas de alta biodiversidad, y evaluar la efectividad de las medidas de conservación. A través de estos estudios, es posible no solo identificar patrones temporales de ocupación, sino también inferir cómo factores ambientales y antrópicos, como la estructura del paisaje urbano y la calidad del hábitat, están modulando la distribución de la biodiversidad, lo cual es esencial para el desarrollo de estrategias de conservación eficaces en las ciudades.

En países en desarrollo como Colombia, la urbanización viene avanzando de manera aún más acelerada. En 1938, la población urbana representaba únicamente el 30% del total nacional, alcanzando el 76% en 2010 (Murad, 2003; Departamento Nacional de Planeación, 2014). Bogotá, como capital, concentra alrededor del 14% de esta población urbana, resultando en significativas transformaciones de sus ecosistemas y pérdidas en biodiversidad debido a la deforestación y el cambio de uso del suelo (CAR, 2007; Secretaría Distrital de Ambiente, 2010). No obstante, la biodiversidad y múltiples procesos ecológicos siguen subsistiendo gracias a procesos de planificación y ordenamiento del territorio, que buscan mantener la biodiversidad y los flujos y procesos de los ecosistemas (p. ej. Estructura Ecológica Principal (EEP) (Andrade et al. 2014)).

Actualmente, son pocos los estudios de la avifauna en Bogotá y la influencia de la urbanización; algunos de los estudios desarrollados se han concentrado en el contexto de la EEP de la ciudad de Bogotá, mediante la caracterización de la avifauna asociada a corredores ecológicos de ronda principalmente (Agudelo, 2007; Andrade, 2018; Chaparro, Sergio & Camargo, 2017; Clavijo, 2017; Pardo, 2018). Por lo cual, persisten importantes vacíos de conocimiento alrededor de la forma en que estas especies y comunidades de aves pueden haber venido cambiando o respondiendo en el tiempo a los procesos de urbanización de Bogotá.

Este proyecto busca abordar algunos de estos vacíos de información, aprovechando la información que han recopilado los conteos navideños de aves en Bogotá desde el año 2000, permitiendo responder a preguntas clave para comprender las respuestas de las aves en el tiempo como lo es ¿cómo está influyendo la urbanización de Bogotá en la ocupación que exhiben algunas especies de aves en la ciudad Bogotá?, y ¿Qué factores de la urbanización pueden estar modulando dicha ocupación?

Se espera que además de desarrollar un análisis sobre la ocupación de estas tres especies de aves con características y hábitos contrastantes, esto permita entender la influencia que algunas características del paisaje urbano pueden estar teniendo en su presencia y distribución. El estudio de estos patrones de ocupación es útil en la ecología urbana, donde la presencia de aves puede ser afectada por múltiples factores como la fragmentación del hábitat, la disponibilidad de recursos, y la heterogeneidad del paisaje urbano. Este estudio contribuirá a comprender la

respuesta de las aves a condiciones locales de la ciudad que podrán ser consideradas a futuro en procesos de planificación urbana.

## Objetivos

### 2.1. Objetivo general

Analizar la relación entre coberturas de la tierra y los patrones de ocupación de las especies de aves Colibrí chillón (*Colibri coruscans*), Azulejo (*Thraupis episcopus*) y Mirla patinaranja (*Turdus fuscater*) en áreas verdes del norte de la ciudad de Bogotá.

### 2.2. Objetivos específicos

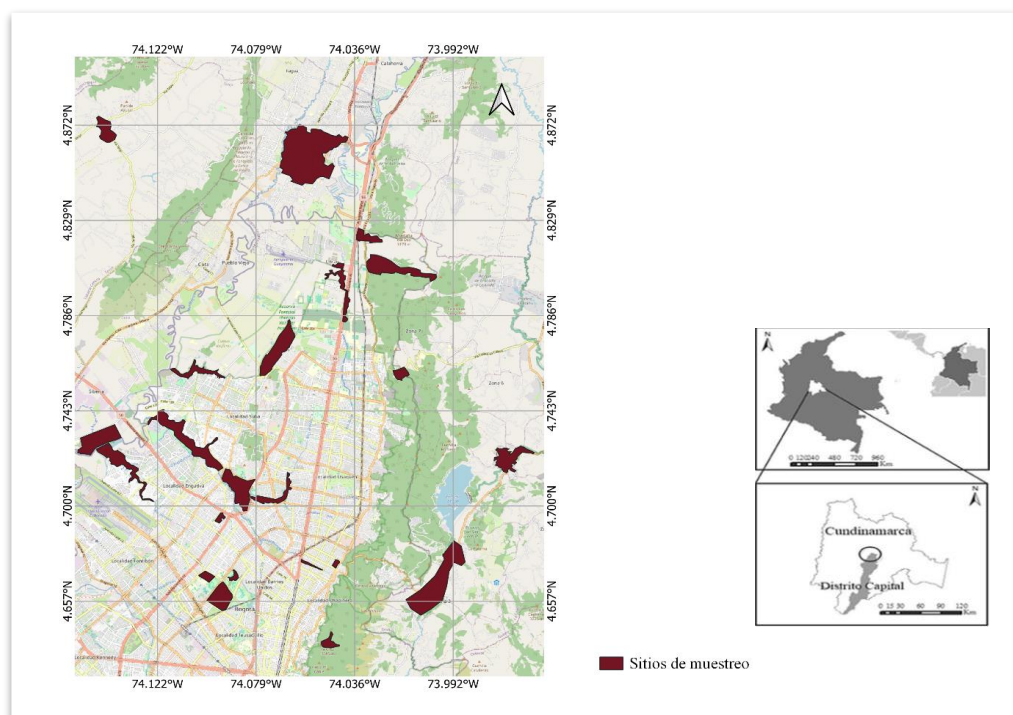
- Determinar la tasa de ocupación de las especies *Colibri coruscans*, *Thraupis episcopus*, y *Turdus fuscater* en relación con las coberturas de la tierra registradas 15 localidades urbanas y periurbanas en Bogotá.
- Analizar la relación entre la probabilidad de detección en función del esfuerzo de muestreo de las especies *Colibri coruscans*, *Thraupis episcopus*, y *Turdus fuscater* en las localidades estudiadas en Bogotá.
- Elaborar un mapa probabilístico de la ocupación para *Colibri coruscans*, *Thraupis episcopus*, y *Turdus fuscater* en las localidades estudiadas en Bogotá.

## 3. Metodología

### 3.1. Área de estudio

Este estudio utilizó los datos de las especies de aves *Turdus fuscater*, *Colibri coruscans* y *Thraupis episcopus* recopilados por la Asociación Bogotana de Ornitología—ABO durante los Conteos Navideños de Aves (CBC) (2001-2018) desarrollados en 30 localidades en el Círculo de Conteo de Aves de Navidad de la Sabana de Bogotá—ABO (Figura 1). Estas localidades comprenden una variedad de coberturas vegetales y espacios verdes como parques, humedales, corredores verdes, bosques, entre otros. En Bogotá, los CBC vienen realizándose desde finales de la década de los 80 y se desarrollan en un área que comprende un círculo de 24 km de diámetro.

El círculo ABO cubre áreas urbanas y rurales en el sector noroccidental de Bogotá (centro: 4°48'00.00" N, 73°10'59.91" O), ciudad ubicada en la Cordillera Oriental de Colombia a 2650 m y habitada por alrededor de 8 millones de personas en un área urbana de aproximadamente 380 km<sup>2</sup>. Bogotá tiene una temperatura promedio entre 12°C y 16°C y una precipitación anual de 824 mm (Alcaldía Mayor de Bogotá, 2023). Como centro urbano y capital de Colombia, Bogotá ha sido centro de importantes procesos de crecimiento demográfico e inmigración, impulsando extensos procesos de urbanización en todo el altiplano andino donde se ubica la ciudad, y generando significativos cambios en sus coberturas naturales y usos del suelo (Hurtado-M et al.,



2021).

**Figura 1.** Ubicación de las áreas verdes de los conteos navideños de aves en la ciudad de Bogotá entre el 2015 y el 2018.

## 3.2. Diseño del estudio

El estudio utilizó los datos recopilados durante los conteos navideños de aves realizados en Bogotá a lo largo de un periodo de cuatro años, de 2015 a 2018. Estos conteos forman parte de una iniciativa de ciencia ciudadana y se realizan una vez al año, en la tercera semana de diciembre.

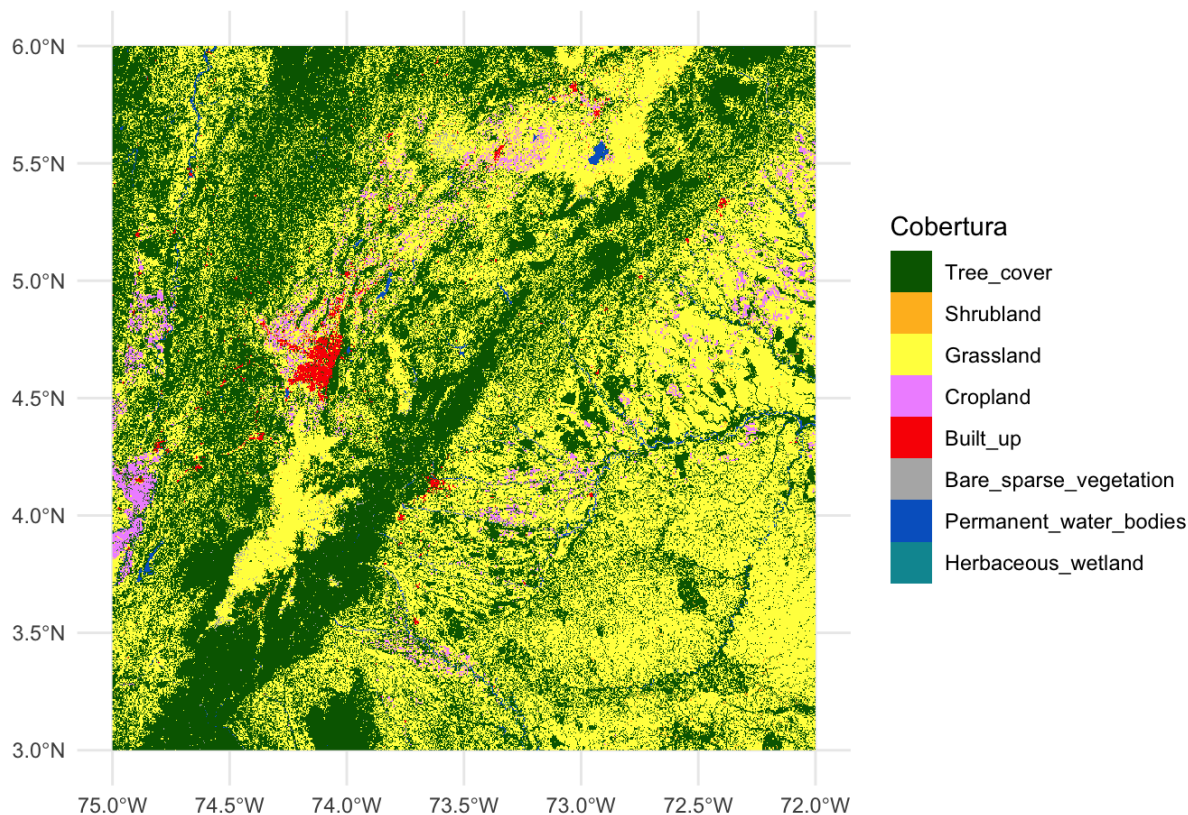
Los conteos se realizan en un recorrido libre, generalmente siguiendo un camino, durante un máximo de 24 horas. En este periodo se contabilizan todas las especies observadas o escuchadas dentro del área que comprende cada localidad. Igualmente, se registra la información sobre el esfuerzo de muestreo (número de observadores, distancia recorrida, duración de cada conteo) y las condiciones climáticas predominantes (nubosidad, temperatura y precipitación) (Echeverry-Galvis, Lozano-Ramírez & Amaya-Espinel, 2023).

Los datos para los años analizados en este estudio fueron obtenidos de la base de datos en línea de Audubon Society (cf. <https://netapp.audubon.org/cbcobservation/>), que coordina estos conteos a escala global. Posteriormente, estos datos fueron verificados a detalle (tanto anual como por sitio) con las bases de datos recopilados por la Asociación Bogotana de Ornitología -ABO.

Para analizar los patrones espaciales de ocupación que exhiben algunas de las aves registradas en estos conteos, el estudio se centró en tres especies con diferentes grados de adaptación a las condiciones urbanas: el colibrí chillón (*Colibri coruscans*), considerada como una especie adaptable dada su distribución discontinua y una frecuencia de observación ocasional; el azulejo (*Thraupis episcopus*), una especie considerada como evitadora dada su distribución relictual, baja abundancia y una rara frecuencia de observación en la ciudad y la mirra patinaranja (*Turdus fuscater*), considerada una especie explotadora dada su amplia distribución, abundancia y frecuencia de observación.

Para identificar los tipos de coberturas presentes en las localidades en las que se analizó la ocupación de las tres especies estudiadas, se categorizaron y extrajeron ocho (8) categorías: cobertura arbórea, matorral, pastizal, áreas construidas, vegetación desnuda o escasa, cuerpos de agua permanentes y humedal herbáceo. Esto se realizó empleando la base de datos de Copernicus Land Cover 2021 con una resolución espacial de  $10 \times 10$  m. Esta base de datos brinda una alta resolución y una precisión estimada entre el 75% y 77%, proporcionando información detallada de la cobertura terrestre a nivel global (Zanaga et al., 2021), posteriormente se obtuvo el área que ocupa cada categoría de cobertura en cada uno de los sitios de muestreo y luego se calculó el porcentaje de ésta dividiendo el área de cada una entre el área total de cada uno de los sitios (Figura 2).

Finalmente, se organizó una matriz en Excel con los historiales de detección para los cuatro años de muestreo del CBC (2015 a 2018) utilizando el valor de 1 para detección y 0 para no detección para cada especie en los 15 sitios evaluados.



**Figura 2.** Área de estudio y uso del suelo para el año 2021.

### 3.3. Análisis de datos

Para estimar las probabilidades de ocupación y detección de las tres especies de aves (*Colibri coruscans*, *Thraupis episcopus* y *Turdus fuscater*) en las localidades analizadas en el círculo de Bogotá, se utilizó un modelo de ocupación de una sola temporada (*single season*) empleando el paquete “unmarked” (Fiske y Chandler, 2011) del software estadístico R (R Core Team, 2024). Este modelo está diseñado para analizar datos de ocupación en relación con variables predictoras (de ocupación y detección), aplicando un enfoque de máxima verosimilitud. Esta información es de gran valor, ya que permite identificar variaciones espaciales en los patrones de ocupación entre diferentes localidades, establecer cuáles variables (en este caso relacionadas con la cobertura de la tierra) pueden estar asociadas con la detección o no detección de las especies, así como la influencia que en estos resultados puede tener la capacidad que tiene el o los observadores de detectarlas (MacKenzie et al., 2006).

El modelo de ocupación de una sola temporada sigue los siguientes supuestos: 1. Los sitios están cerrados a cambios en el estado de ocupación, es decir, están siempre ocupados o siempre desocupados durante el periodo de muestreo; 2. Las especies están correctamente identificadas; 3. Las detecciones son independientes; y 4. La heterogeneidad en la ocupación o la probabilidad de detección se modela mediante el uso de variables (MacKenzie et al., 2006). Se incluyeron en el modelo variables ambientales relacionadas con la cobertura del suelo (áreas construidas,

cobertura arbórea y cobertura de pastizales), así como variables relacionadas con el esfuerzo de muestreo (número de observadores y kilómetros recorridos) (Cuadro 1).

Todos los datos se estandarizaron con media 0 y varianza 1 para las variables predictoras, lo que facilita la interpretación de los coeficientes del modelo al permitir la evaluación del efecto de un aumento o disminución de una unidad estándar en la variable predictora sobre la probabilidad de ocupación o detección.

El análisis de ocupación se realizó de forma individual para cada una de las especies, considerando el efecto individual de las variables ambientales y de muestreo en la probabilidad de ocupación y detección. Se evaluaron modelos con diferentes combinaciones de variables predictoras, eligiendo los modelos más parsimoniosos con el menor valor de AIC (Criterio de Información de Akaike) y escogiendo aquellos modelos con un delta menor a 2 ( $\Delta AIC < 2$ ) como el modelo más apropiado para explicar la ocupación de la especie en las localidades (Burnham y Anderson 2002).

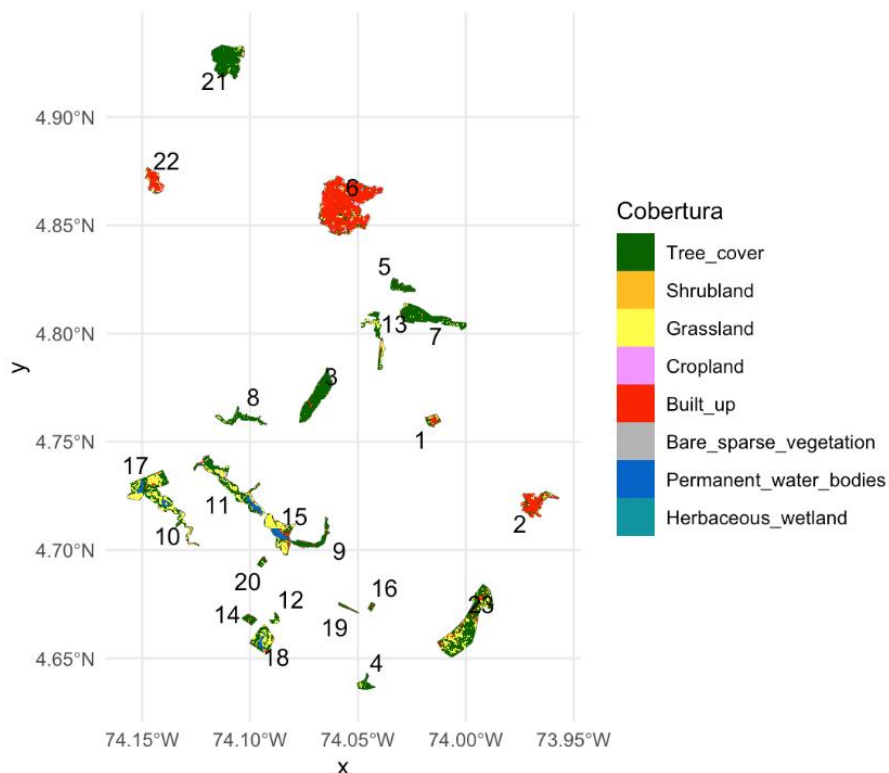
**Cuadro 1.** Covariables utilizadas para modelar la ocupación ( $\psi$ ) y la probabilidad de detección ( $p$ ) de las tres especies de aves estudiadas.

Variable	Abreviación	Unidad	Descripción
<b>Cobertura de árboles</b>	<i>ca</i>	%	Porcentaje del paisaje cubierto por árboles estimado para cada uno de los sitios.
<b>Cobertura de áreas construidas</b>	<i>ac</i>	%	Porcentaje del paisaje cubierto por edificaciones estimado para cada uno de los sitios.
<b>Cobertura de pastos</b>	<i>cp</i>	%	Porcentaje del paisaje cubierto por pastos estimado para cada uno de los sitios.
<b>Número de observadores</b>	<i>obs</i>	#	Número de personas que participan en el conteo de aves en cada uno de los sitios.
<b>Kilómetros recorridos</b>	<i>km</i>	km	Distancia recorrida en el área que comprende un círculo de 24 km de diámetro.

## 4. Resultados

### • Tipos de cobertura

Se analizó un total de 8 coberturas terrestres para los 15 sitios de muestreo, de las cuales el mayor porcentaje correspondió a la cobertura arbórea (63,12%), seguido de las áreas construidas (16,58%) y pastizales (16,32%), las coberturas que menos representación tuvieron fueron los cuerpos de agua permanente (2,32%), cultivos (1%), matorral (0,38%), vegetación escasa o desnuda (0,24%) y humedal herbáceo (0,03%) (Anexo 1). (Figura 3).



**Figura 3.** Sitios de muestreo y tipos de cobertura.

### • Probabilidad de ocupación y detección

Se obtuvieron un total de 102 observaciones por temporada para las 3 especies evaluadas de las cuales 39 fueron para *Colibri coruscans*, 13 para *Thraupis episcopus* y 50 para *Turdus fuscater* en los 15 sitios visitados (Anexo 2). Los resultados del análisis de ocupación para *Colibri coruscans* mostraron que la presencia de áreas construidas (*ac*) tuvo un efecto negativo significativo en la probabilidad de ocupación de la especie (coeficiente: -1.14,  $p < 0.05$ ). No se encontraron efectos significativos de la cobertura arbórea (*ca*) o de la cobertura de pastizales (*cp*) en la probabilidad de ocupación de esta especie (Cuadro 2).

Para *Thraupis episcopus*, no se encontraron relaciones significativas con las variables de coberturas de la tierra que influyeran en la probabilidad de ocupación para el mejor modelo. Sin embargo, para el segundo modelo las áreas construidas (*ac*) tuvo un efecto negativo significativo

en la probabilidad de ocupación de la especie (coeficiente: -0.78,  $p < 0.05$ ), por el contrario, la cobertura arbórea (*ca*) mostró una relación positiva (coeficiente 0.48,  $p < 0.05$ ) con la ocupación para el modelo número 5 (Anexo 4), lo que sugiere que los sitios con mayor proporción de árboles son más propensos a ser ocupados por esta especie (Cuadro 2).

El análisis de ocupación para *Turdus fuscater* no reveló efectos significativos de las variables de coberturas de la tierra o de esfuerzo muestreo en su probabilidad de ocupación. Así mismo, la probabilidad de detección de *Turdus fuscater* no se vio afectada por ninguna de las variables consideradas en el modelo (Cuadro 2) (Anexo 5).

Para las 3 especies evaluadas, la cobertura de pastizales (*cp*) no mostró un efecto significativo en la probabilidad de ocupación ( $p > 0.05$ ), lo que muestra una menor influencia en comparación con las otras coberturas evaluadas (Anexo 3, 4 y 5).

**Cuadro 2.** Selección del modelo de ocupación para las tres especies de aves estudiadas con base en AIC. Todos los modelos incluyeron el año de ocupación, el número de observadores y los kilómetros recorridos como variables de detección en áreas verdes en Bogotá desde 2015 hasta 2018.

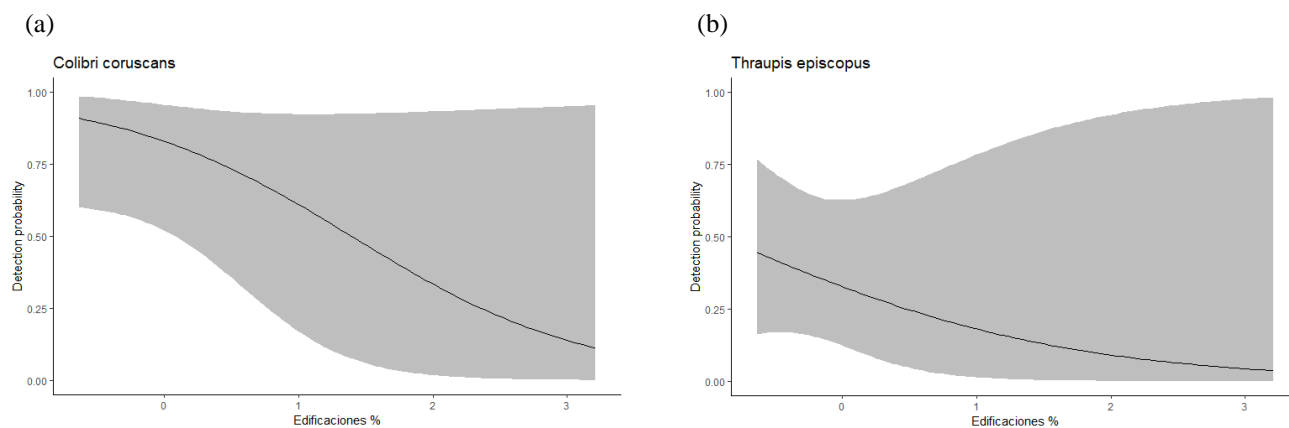
Especie	# Modelo	Modelos <sup>a</sup>	#Pars <sup>b</sup>	AIC <sup>c</sup>	$\Delta$ AIC <sup>d</sup>	AICwt <sup>d</sup>
<b>Colibrí chillón</b> ( <i>Colibri coruscans</i> )	10	$p(obs) \psi(ac)$	4	39.11	0.00	0.22
<b>Azulejo</b> ( <i>Thraupis episcopus</i> )	2	$p(.) \psi(ac)$	3	45	1.06	0.18
	5	$p(.) \psi(ca)$	3	45.28	1.34	0.15
	9	$p(km) \psi(.)$	3	45.43	1.49	0.14
<b>Mirra patinaranja</b> ( <i>Turdus fuscater</i> )	17	$p(obs) \psi(.)$	3	20.28	0.00	0.46

<sup>a</sup> Predictores en los modelos incluyeron observadores (*obs*), kilómetros recorridos (*km*) y coberturas (*ac*, *ca*, *cp*).

<sup>b</sup> Número de parámetros en el modelo, incluidos los interceptos para detección y ocupación.

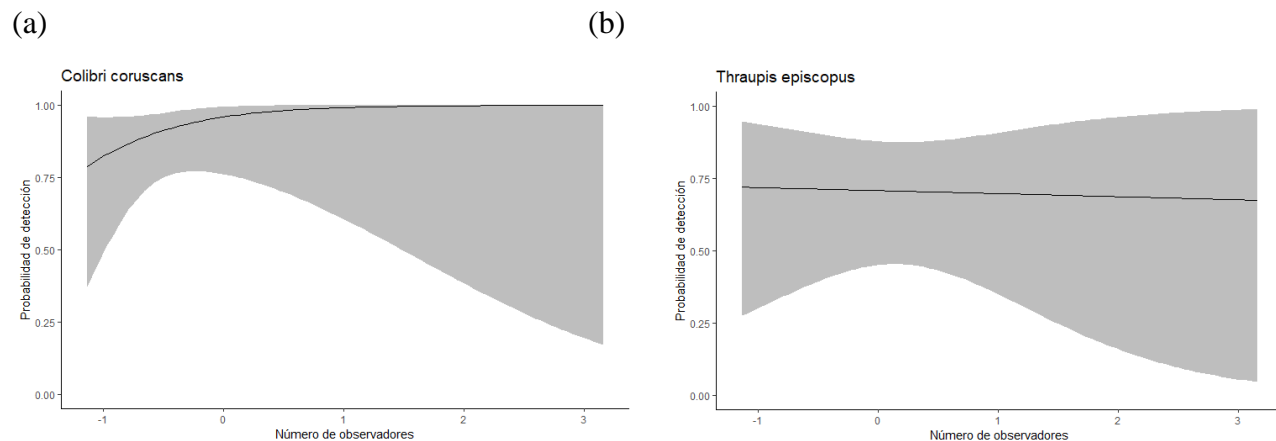
<sup>c</sup> Criterio de información de Akaike (AIC) utilizado para modelos de detección y ocupación.

<sup>d</sup> Delta de AIC y pesos de AIC (wt) <0.02.

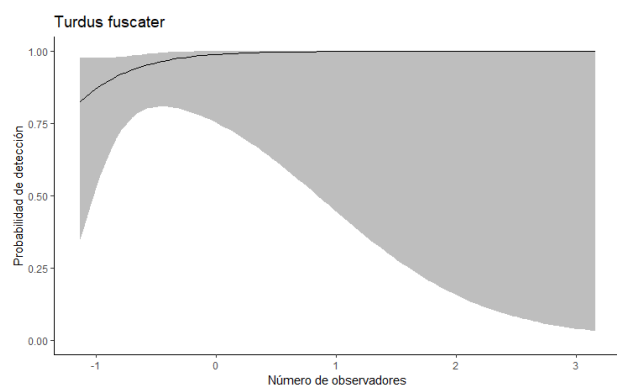


**Figura 4.** Efecto de la variable edificaciones (%) en la probabilidad de detección ( $p$ ) de dos especies de aves que habitan en áreas verdes en Bogotá desde 2015 hasta 2018. (a) *Colibri coruscans*, y (b) *Thraupis episcopus*. La parte sombreada en gris representan intervalos de confianza (IC) a un nivel de confianza del 95%.

Como se observa en la Figura 4a, la probabilidad de detección disminuye considerablemente a medida que aumenta el porcentaje de las edificaciones, lo cual también se refleja en *Thraupis episcopus* (Figura 4b). Sin embargo, para *Turdus fuscater*, esta variable no presenta una influencia negativa.



(c)



**Figura 5.** Efecto de la variable de detección ( $p$ ) número de observadores ( $obs$ ) en la probabilidad de detección ( $p$ ) de tres especies de aves que habitan en áreas verdes en Bogotá durante los años 2015 a 2018 de diciembre a enero. (a) *Colibri coruscans*, (b) *Thraupis episcopus* y (c) *Turdus fuscater*. La parte sombreada en gris representan intervalos de confianza (IC) a un nivel de confianza del 95%.

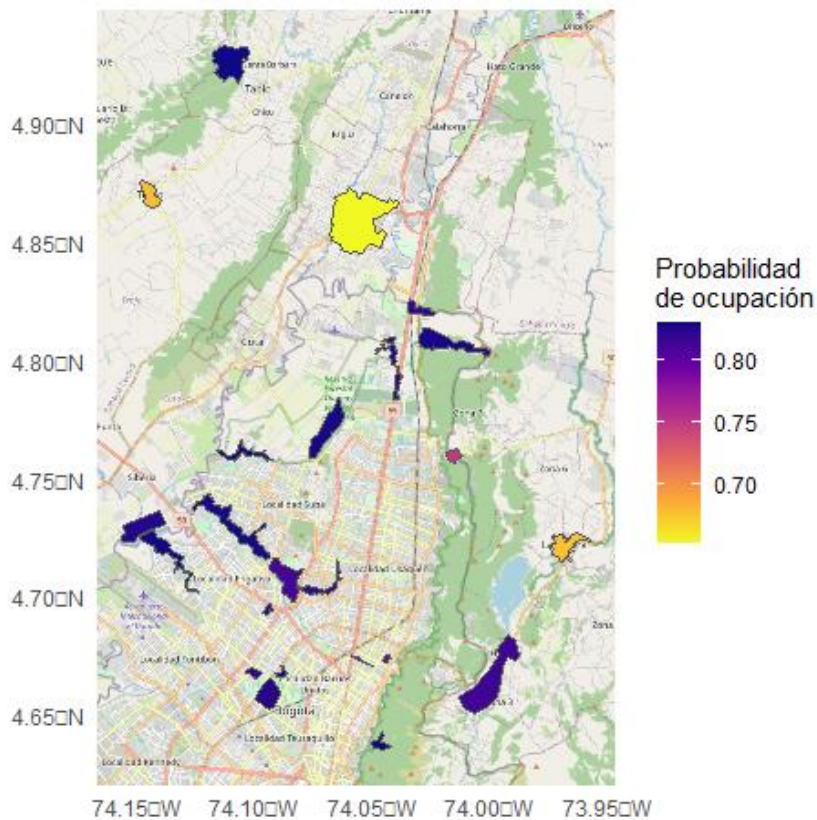
Respecto a la detección, los mejores modelos indican que la variable número de observadores ( $obs$ ) afecta positivamente la probabilidad de detección de *Colibri coruscans* (coeficiente: 1.62,  $p < 0.05$ ) y *Turdus fuscater* (coeficiente: 2.59,  $p < 0.05$ ). A medida que aumenta el número de observadores, la probabilidad de detección incrementa, alcanzando un valor máximo cercano a 1 (100%) cuando hay más de un observador presente (figura 5a y 5c).

Con respecto a la probabilidad de detección de la especie *Thraupis episcopus* la variable número de observadores ( $obs$ ) no afectó la probabilidad de detectarla (Figura 5b), por el contrario, se evidenció un efecto positivo por los kilómetros recorridos ( $km$ ) (coeficiente: 1.03,  $p < 0.05$ ) en el modelo número 9 (Cuadro 2). Esto indica que es más probable detectar a *Thraupis episcopus* cuando se realiza un mayor esfuerzo de muestreo.

- **Mapa de probabilidad de ocupación para las tres especies de aves evaluadas en las diferentes áreas verdes de Bogotá**

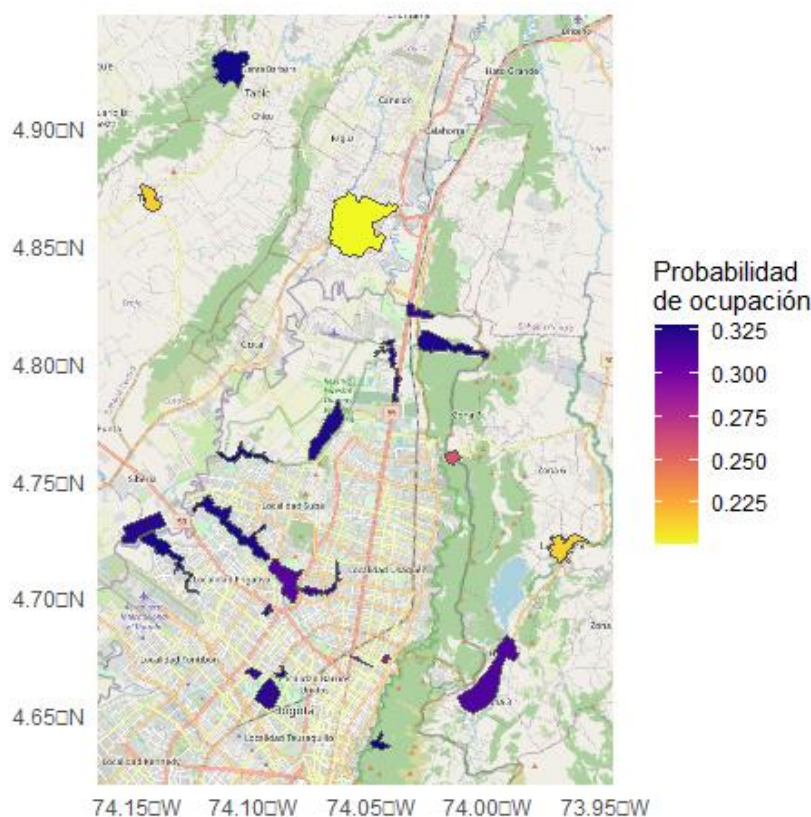
Utilizando el mejor modelo, se generó un mapa de probabilidad de ocupación de la especie *Colibri coruscans* encontrando que la probabilidad varía entre los diferentes sitios estudiados en Bogotá, con valores que oscilan entre el 74,9% (Aurora alta) y el 82,90 y 82,96% (Humedal la conejera y Tabio, respectivamente) (Figura 6). En los sitios con menor densidad de urbanización y una mayor cobertura arbórea, la probabilidad de ocupación tiende a ser más alta.

Por el contrario, en los sitios más urbanizados, donde predominan áreas construidas y las coberturas vegetales son reducidas, la probabilidad de ocupación disminuye hasta un 67,8%. A pesar de esta reducción, la presencia de la especie en estas áreas indica cierta tolerancia a la urbanización, aunque en menor medida comparada con otros sitios más verdes.



**Figura 6.** Mapa de probabilidad de ocupación para *Colibri coruscans* en función del porcentaje de cobertura de áreas construidas en los sitios estudiados en Bogotá durante los años 2015 a 2018.

Para la especie *Thraupis episcopus* los análisis indican que la probabilidad de ocupación varía entre los sitios evaluados, fluctuando entre un 20% (Chía) y un 33% (Tabio), es decir, que en los sitios con una mayor proporción de cobertura arbórea y menor área construida la probabilidad de ocupación alcanza valores cercanos al 33%, en contraste, en las áreas más urbanizadas y con menor vegetación, la probabilidad de ocupación disminuye alrededor del 20% (Figura 7). Por el contrario, para la especie *Turdus fuscater* indica que la probabilidad de ocupación es del 99,9%, independientemente de las variaciones en las características de los sitios estudiados.



**Figura 7.** Mapa de probabilidad de ocupación para *Thraupis episcopus* en función del porcentaje de cobertura de áreas construidas en los sitios estudiados en Bogotá durante los años 2015 a 2018.

## 5. Discusión

Este estudio empleó conteos de aves que se vienen desarrollando periódicamente en áreas urbanas y periurbanas de una ciudad neotropical como Bogotá, para investigar las tasas de ocupación y la probabilidad de detección de 3 especies registradas en diferentes localidades, así como la influencia que estos parámetros pueden tener las coberturas de la tierra que en ellas se encuentran. Los resultados muestran menores probabilidades de ocupación en especies menos tolerantes a la urbanización como *Colibri coruscans* y *Thraupis episcopus* en la medida que la proporción de coberturas edificadas se incrementa. En el caso de una especie altamente abundante en la ciudad como *Turdus fuscater*, las probabilidades de ocupación se muestran consistentemente altas en todos los sitios, independientemente del tipo de cobertura que predomine en ellos. Estos patrones resaltan las respuestas negativas de algunas especies de aves a las presiones de la urbanización y subrayan la importancia de considerar los factores involucrados, como requisitos para la provisión de hábitat en la planificación urbana.

- **Probabilidad de ocupación**

Este estudio revela que el aumento de áreas construidas en Bogotá parece influenciar negativamente en la tasa de ocupación de especies como *Colibri coruscans* y *Thraupis*

*episcopus*. La reducción de coberturas vegetales como resultado de tal fenómeno, provocada por la urbanización, pueden estar limitando los hábitats disponibles necesarios para la alimentación, refugio y reproducción de estas especies (Moreno, 2020). Además, estos cambios no solo disminuyen los recursos esenciales, sino que también podrían crear barreras físicas, como edificios o vías vehiculares, incrementando riesgos como colisiones y electrocuciones que pueden estar afectando la supervivencia de estas y otras especies, explicando su menor tasa de ocupación en lugares donde hay una mayor proporción de este tipo de coberturas construidas (Hager, 2009; Klem et al., 2009; Hager et al., 2012; Isaacs et al., 2013; Maphalala et al., 2021). Estos hallazgos son consistentes con investigaciones realizadas en ciudades de América Latina y otros continentes, que destacan la sensibilidad de ciertas especies de aves a la pérdida de hábitat (Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors, 2017; McKinney, 2008) y corroboran la influencia negativa de la urbanización en la abundancia y distribución de especies de aves (Borgmann y Rodewald, 2004; Jokimäki y Huhta, 2000).

En Bogotá, la expansión de infraestructuras urbanas en los últimos 25 años ha reemplazado coberturas vegetales naturales por proyectos viales y de vivienda, una tendencia que se observa globalmente y que raramente prioriza la conservación de la biodiversidad nativa (Garavito, 2017; ABO, 2000; Andrade et al., 2013). Esta transformación del paisaje urbano contribuye significativamente a la disminución de hábitats críticos para la supervivencia y reproducción de algunas especies de aves, afectando a la biodiversidad debido a la sensibilidad de estas a la pérdida de ese hábitat (Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors, 2017; McKinney, 2008) o a la proliferación de hábitats verdes con un grado bajo de naturalidad y poblados solo por arbustos y césped ornamental o especies exóticas (Aronson et al., 2014).

Por ejemplo, *C. coruscans* se conoce que depende de bordes de bosque y corredores verdes que ofrecen recursos vitales para su alimentación y reproducción (Osorio y Molina, 2009). Aunque se considera una especie adaptadora, el desplazamiento en zonas de escasa conectividad vegetal supone un costo energético elevado, comprometiendo su resiliencia (Moreno, 2020; Del Risco et al., 2021). Estos hallazgos son congruentes con investigaciones en Nueva Delhi y el bosque atlántico brasileño, donde las aves nativas disminuyen su ocupación al aumentar las áreas construidas (Tiwari y Urfi, 2016; Morante-Filho et al., 2020). No obstante, la presencia de jardines y la conservación de plantas nativas en parques urbanos, como Santa María del Lago y el Jardín Botánico, han resultado beneficiosas para la ocupación de especies como este colibrí, resaltando la necesidad para esta y otras especies que requieren de una matriz vegetal con mayor conectividad y diversidad (Tovar, 2019; Stiles et al., 2017).

Este patrón de respuesta fue el mismo que mostró tener *Thraupis episcopus*, aunque en este caso, con una relación significativamente positiva con la proporción de coberturas verdes que pueden encontrarse en un lugar. Este es un hallazgo similar al documentado previamente por Osorio y Molina (2009), el cual parece indicar que corresponde a especies no solo sensible a la transformación que implica el crecimiento de las áreas construidas, sino también a la pérdida y fragmentación de hábitats que podrían requerir mayor nivel de diversidad y estructura vegetal o la presencia de algunas especies de plantas o insectos asociados que pueden ser fundamentales para su persistencia. Esto podría explicar su presencia especialmente en jardines, parques y humedales, donde utiliza una variedad de vegetación para su dieta frugívora (Tovar, 2019). Su

preferencia por ambientes arborizados se ha observado también en estudios realizados en Nueva Delhi y México, donde las áreas verdes densas favorecen su anidación y alimentación (Tiwari y Urfi, 2016; Zuñiga-Vega et al., 2019). La urbanización, al reducir estas coberturas, podría limitar su distribución, sugiriendo que preservar y fomentar áreas verdes con cierto nivel de complejidad en su vegetación es crucial para su continuidad en entornos urbanos (Osorio y Molina, 2009; Zuñiga-Vega et al., 2019). En el trabajo de Moreno (2020), esta especie presentó costos acumulados altos en el movimiento, indicando que la matriz urbana podría estar influyendo en su capacidad de movimiento entre algunos humedales, afectando así su potencial de movilidad.

En contraste, *T. fuscater* demuestra una notable tolerancia a la urbanización. Su adaptabilidad puede atribuirse a su dieta generalista y la capacidad de ocupar diversos hábitats. Este resultado refleja su habilidad como especie explotadora de aprovechar una diversidad de recursos, incluso en áreas significativamente urbanizadas. Sin embargo, su comportamiento territorial podría influir en la distribución de otras aves, lo que requiere un manejo cuidadoso para evitar impactos negativos en las comunidades aviarias (Marzluff, 2017; Zuniga-Vega et al., 2019). Además, los programas de arborización que incluyen plantas exóticas con frutos carnosos han favorecido a *T. fuscater* en áreas urbanas en los últimos 20 años, aunque en hábitats naturales su presencia ha sido menos exitosa (Stiles et al., 2017). Por tanto, es crucial gestionar adecuadamente los recursos alimenticios para equilibrar las interacciones entre especies y fomentar la coexistencia en entornos urbanos.

En resumen, estos resultados subrayan la importancia de mantener un mosaico diversificado de áreas verdes en Bogotá, que no solo ofrecen recursos vitales, sino que también pueden mitigar los efectos adversos de la urbanización y fomentar una mayor diversidad de especies en el entorno urbano (Zuñiga-Vega et al., 2019). La creación de corredores ecológicos y la plantación de especies nativas son estrategias clave para asegurar que tanto *Colibri coruscans* como *Thraupis episcopus* sigan prosperando en un área urbana en transformación.

El uso de mapas de distribución de especies, derivados de estimaciones de ocupación, tiene un inmenso potencial en el monitoreo de la conservación, estableciendo un equilibrio entre la biodiversidad y las áreas construidas. Estos mapas pueden comunicar información sobre la distribución de aves a observadores y a personas que colaboran en programas populares de censos de aves. Además, existe un amplio margen para que los observadores de aves voluntarios contribuyan a estos esfuerzos de seguimiento de la conservación. Finalmente, utilizamos los mapas predictivos para demostrar cómo un diseño de muestreo estricto, combinado con el modelado de ocupación, puede ser una herramienta valiosa para priorizar la conservación de la biodiversidad en la planificación del uso de la tierra.

- ***Probabilidad de detección***

La detección de aves en entornos urbanos es un componente crucial en los estudios de ocupación, pero está influenciada por múltiples factores (van Heezik & Seddon, 2012). Una de las complicaciones en la detección es que raramente es perfecta o constante. Factores como el error del observador, las condiciones ambientales y la rareza de las especies a menudo conducen a variaciones en la detectabilidad (Banks-Leite et al., 2014). Esta variabilidad puede resultar en sesgos en las relaciones estimadas entre la presencia o abundancia de una especie, con

covariables ecológicas, lo que provoca estimaciones inexactas de la distribución de especies que no reflejan las verdaderas tendencias de su persistencia o población (Kellner y Swihart, 2014; Zuberogoitia et al., 2020).

Es esencial considerar que la no detección de una especie significa su ausencia un hábitat donde está presente (detección imperfecta) es una fuente común de error en la capacidad predictiva de los modelos, lo que puede tener implicaciones significativas en el uso de esta información como indicador de sus tendencias en espacio y tiempo (Lahoz-Monfort et al., 2014; Zuberogoitia et al., 2020). Aunque se han desarrollado técnicas de modelado para abordar este problema, comprender completamente la variación natural en la detectabilidad sigue siendo un desafío (Zwarts & Bijlsma, 2015).

A medida que aumenta el número de observadores, se observa una mejora en la cobertura visual y auditiva, lo que facilita la identificación de especies más inconspicuas (Kéry y Royle, 2016; Kelling et al., 2015; Zuberogoitia et al., 2020). En este estudio, se comprobó que el número de observadores tuvo un impacto significativo en la probabilidad de detección de *Colibri coruscans* y *Turdus fuscater*. Para *Thraupis episcopus*, la probabilidad de detección aumenta a medida que se recorren distancias mayores durante el muestreo. Este hallazgo sugiere que los trayectos más largos permiten explorar una mayor diversidad de hábitats, reduciendo sesgos asociados a la proximidad de los puntos de muestreo y aumentando la detección en paisajes urbanos heterogéneos (Efford & Dawson, 2012).

La ampliación del esfuerzo de muestreo es, por tanto, esencial para obtener estimaciones más precisas, especialmente en el caso de especies que pueden estar distribuidas de forma fragmentada o en áreas de difícil acceso. Se recomienda diseñar estrategias de muestreo que consideren tanto la cantidad de observadores como la distancia recorrida para mejorar las estimaciones de ocupación y detección, especialmente dado que la cobertura arbórea favorece a esta especie, requiriendo esfuerzos de muestreo intensificados para lograr detecciones fiables (Tiwari y Urfi, 2016).

Además, deben considerarse las variables climáticas y temporales, como la hora del día, el ruido ambiental y las condiciones climáticas, que influyen en la actividad de las aves y su detectabilidad (Cunningham et al., 2016; Zuberogoitia et al., 2020). Aunque no se evaluaron en este estudio, son factores críticos que pueden alterar las tasas de observación. Por lo tanto, futuros estudios deberían integrar estas variables en su desarrollo, en busca de una comprensión más profunda de los factores que afectan la detectabilidad de las aves en entornos urbanos.

Los modelos de ocupación también sugieren que la probabilidad de detección varía según las características de las coberturas vegetales y el esfuerzo de muestreo. Se observó que en sitios con mayor cobertura urbana y menor número de observadores, los valores de detección fueron más bajos. Esto subraya la importancia de considerar tanto las características del hábitat como la metodología de muestreo para obtener estimaciones más precisas. Este enfoque es fundamental, no solo para mejorar la precisión de las estimaciones de ocupación de las especies en entornos urbanos, sino también para ajustar las metodologías en estudios que enfrentan la complejidad de la diversidad paisajística (Morelli et al., 2022).

Finalmente, los Conteos Navideños de Aves (CBC), que han estado en marcha durante casi 20 años en Colombia y otras partes del mundo, proporcionan un histórico de datos difícil de igualar a nivel global, lo que contribuye significativamente al seguimiento de las comunidades de aves. Su importancia se acentúa aún más debido a su relevancia en la evaluación de programas de monitoreo ecológico a largo plazo, que son costosos y difíciles de implementar (Thompson, 2013; Zuberogoitia et al., 2020). Los datos obtenidos de los CBC refuerzan la necesidad de incluir variables de detectabilidad en los análisis de ocupación.

Si bien los datos del CBC son valiosos por su alcance y continuidad, es crucial estandarizar los procesos de muestreo y mejorar la recolección de metadatos asociados a estos conteos (Echeverry-Galvis et al., 2023). Este esfuerzo permitirá una mejor comprensión de las fluctuaciones en las poblaciones de aves y su correlación con variables ambientales (van Heezik y Seddon, 2012). Un enfoque metódico en la recopilación de datos no solo contribuirá a la evolución de las metodologías de estudio, sino que también fortalecerá la efectividad de las estrategias de conservación dirigidas a las aves en áreas urbanas.

Además, el entendimiento del ciclo biológico y del comportamiento de cada especie podría ser otra covariable que influya en la probabilidad de su detección. Autores como Zuberogoitia et al. (2020) han documentado diferencias en la probabilidad de detección para muchas especies a lo largo de las estaciones, lo que podría estar relacionado con los ciclos reproductivos específicos. Considerar estos factores podría mejorar aún más la precisión de los estudios de ocupación y contribuir a la formulación de estrategias de conservación más efectivas.

## 6. Conclusiones

Este estudio destaca algunas relaciones entre aves y coberturas del suelo en áreas urbanas, ofreciendo consideraciones para el manejo y conservación de las aves en estos lugares, y evidenciando cómo las áreas construidas pueden afectar negativamente la ocupación de ciertas especies, mientras que otras, como la mirla patinaranja (*Turdus fuscater*), demuestran una mayor tolerancia a estos cambios. Estos resultados sugieren que las estrategias de conservación deben priorizar la creación de corredores ecológicos que conecten hábitats naturales fragmentados, así como la implementación de prácticas de construcción sostenibles que minimicen el impacto sobre la biodiversidad con menor tolerancia a estos procesos de transformación.

Es crucial gestionar áreas verdes urbanas para apoyar tanto a especies adaptadoras como evitadoras. Esto incluye fomentar la presencia de vegetación diversa y coberturas verdes que aumenten la cobertura y conectividad de los hábitats que pueden requerir algunas especies en ambientes urbanos. Las políticas de planificación urbana deben integrar consideraciones de conservación, enriqueciendo la matriz urbana con jardines, huertas y árboles, lo que no solo beneficiará a las especies que dependen de hábitats estructurados, sino que también promoverá una mayor diversidad aviar en ciudades en constante crecimiento como Bogotá.

Cabe destacar que el enfoque de este estudio es geográficamente específico, y los resultados pueden variar en otras regiones con distintas condiciones ambientales y grados de urbanización. No obstante, esta investigación proporciona un modelo valioso para examinar otras especies afectadas por la urbanización, contribuyendo a un debate más amplio sobre la conservación de la

vida silvestre en paisajes en rápida transformación. La posibilidad de comparar enfoques y resultados en diferentes contextos ayudará a moldear mejor las estrategias de conservación en diversas áreas urbanas.

## 7. Limitaciones del estudio

Una limitación importante de este estudio fue la falta de datos de detección en algunos sitios, lo que puede afectar la precisión de las estimaciones de ocupación y detección. En particular, la ausencia de variables climáticas y otras condiciones ambientales puede haber influido en la interpretabilidad de los resultados. Por ello, se sugiere que futuros estudios consideren incluir una mayor variedad de covariables ambientales y antropogénicas que puedan ofrecer una visión más holística de los factores que impactan a las especies.

Adicionalmente, es relevante destacar que las covariables seleccionadas en este estudio pueden no ser los únicos factores que contribuyan a la ocupación y la probabilidad de detección de las especies estudiadas en el norte de Bogotá. Hay una posibilidad de que existan variables no contempladas que influyan en los patrones de ocupación, lo que podría ayudar a explicar ciertas variaciones observadas en los datos.

Otro aspecto limitante fue la selección de la base de datos de Copernicus Land Cover 2021, que tiene una resolución espacial de 10 x 10 m. Esta resolución puede no haber sido suficiente para detectar con precisión tipos de cobertura más finos, especialmente dentro de entornos con alta heterogeneidad, como jardines, parques y las áreas donde se encuentran árboles dispersos que son relevantes para la vegetación del Colibrí chillón (*C. coruscans*). Esta falta de detalle en la cobertura del suelo puede subestimar las dinámicas de ocupación de algunas especies que dependen de microhábitats específicos.

Finalmente, el tamaño de la muestra se consideró otro limitante. Al incluir una variedad de variables de interés, la muestra se torna reducida, lo que resultó en un error estándar elevado y una alta variación de los datos. Este pequeño tamaño de muestra puede haber llevado a que algunos efectos no se observaran con la claridad necesaria, y subraya la necesidad de incluir más localidades y períodos de muestreo en estudios futuros para obtener estimaciones más robustas y generalizables.

## 8. Recomendaciones

1. **Análisis multitemporal:** Se recomienda llevar a cabo un análisis multitemporal utilizando la base de datos de los conteos navideños de aves de los últimos 18 años. Esto permitirá monitorear cambios temporales en la ocupación y la riqueza de especies, generando análisis más robustos y proporcionando una mayor comprensión de las tendencias a lo largo del tiempo. La continuidad de estos datos resulta invaluable para evaluar la dinámica de las poblaciones de aves y la efectividad de las intervenciones de conservación.
2. **Consideración de coberturas adicionales:** En futuros análisis es fundamental explorar la incidencia de otros tipos de cobertura terrestre, como vegetación herbácea y

matorrales. La literatura sugiere que algunas especies pueden utilizar estos tipos de vegetación, lo que influiría en su ocupación. Evaluar la influencia de este tipo de coberturas en la biodiversidad proporcionaría una visión más completa sobre los hábitos de las aves urbanas y su relación con diferentes tipos de hábitat, enriqueciendo así nuestra comprensión de su ecología en entornos urbanos.

3. **Análisis paisajístico específico:** Es crucial realizar análisis complementarios que consideren las características paisajísticas específicas de los sitios de muestreo. Cada sitio podría estar influenciado por diferentes hábitats, como zonas de montaña, pastizales y humedales. Una evaluación adaptada a estas particularidades ayudará a entender mejor las dinámicas de ocupación y permitirá formular estrategias de conservación más efectivas para cada tipo de hábitat.
4. **Corredores verdes y restauración de hábitats:** La planificación urbana debe integrar la creación de corredores verdes que mejoren la conectividad entre hábitats y faciliten el movimiento de especies. Adicionalmente, restaurar hábitats degradados y mantener un monitoreo continuo de la avifauna permitirán evaluar la efectividad de las acciones de conservación implementadas, garantizando que dichos corredores cumplan su función ecológica. Este enfoque es fundamental para la resiliencia de las comunidades de aves ante los cambios ambientales.
5. **Arborización estratégica:** En Bogotá, es esencial seguir los lineamientos para el manejo de la cobertura arbórea, considerando la extensión y ubicación de las áreas para constituir parches que favorezcan la conectividad de espacios verdes. Especies como el azulejo común (*Thraupis episcopus*) presentan grandes oportunidades de recolonización en la ciudad. Por lo tanto, es crucial que los diseños de arborización incluyan aquellas especies vegetales que satisfacen las necesidades específicas de estas aves, garantizando así un entorno favorable para su regeneración y supervivencia.

## 9. Referencias Bibliográficas

- Agudelo, L. (2007). Evaluación del Canal Molinos como un corredor para las aves en la ciudad de Bogotá. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia.
- Alcaldía Mayor de Bogotá. 2023. Información General de Bogotá. <https://bogota.gov.co/informacion-general-de-bogota>
- Andersson, E. (2006). Urban Landscapes and Sustainable Cities. *Landscape and Urban Planning*, 11(1), 34. <http://doi.org/34>
- Andrade GI, Remolina F, Wiesner D. Assembling the pieces: a framework for the integration of multifunctional ecological main structure in the emerging urban region of Bogotá, Colombia. *Urban ecosystems*. 2013 Dec; 16(4):723–39. <https://doi.org/10.1007/s11252-013-0292-5>
- Andrade G, Remolina F, Wiesner D (2014) La Estructura Ecológica Principal en lo local. Propuesta de aplicación en la renovación urbana de Fenicia, Las Aguas, Bogotá. *Rev nodo* 8:42–54.

- Andrade Lagos, M. L. (2018). Estudio preliminar de las plantas que usan las aves nectarívoras para su alimentación en tres áreas verdes de Bogotá.
- Aronson, M. F. J., Sorte, F. A. La, Nilon, C. H., Katti, M., Goddard, M. A., Lepczyk, C. A Pys, P. (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proc. R. Soc.*, 281.
- Asociación Bogotana de Ornitología ABO: [https://www.avesbogota.org/ abo@avesbogota.org](https://www.avesbogota.org/abo@avesbogota.org)
- Burnham K.P. & Anderson D.R. (2002). *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*, 2da Edición Springer-Verlag New York, 488 pg.
- Borgmann, Kathi and Rodewald, A. (2004). Nest Predation in an urbanizing landscape: The role of exotic shrubs. *Ecological Applications*, 14(6), 1757–1765.
- Cunningham, M.A., Johnson, D.H., 2006. Proximate and landscape factors influence grassland bird distributions. *Ecol. Appl.* 16, 1062–1075. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[1062:palfig\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[1062:palfig]2.0.co;2).
- Chace, J. F., & Walsh, J. J. (2006). Urban effects on native avifauna: A review. *Landscape and Urban Planning*, 74(1), 46–69. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.08.007>
- Chaparro, S., & Camargo, P. (2018). Avifauna a lo largo del río Fucha en la ciudad de Bogotá, Colombia. *Biota Colombiana*, 18(2), 212–227. <https://doi.org/10.21068/c2017.v18n02a14>
- Clavijo, A. (2017). Contribución y complementariedad de diferentes tipos de áreas verdes urbanas a la riqueza y abundancia de la comunidad de aves en la ciudad de Bogotá, Colombia. Recuperado de: <http://hdl.handle.net/10554/34421>.
- Clucas B, Marzluff JM. 2015. A cross-continental look at the patterns of avian species diversity and composition across an urbanization gradient. *Wildlife Research* 42(7): 554-562. <https://doi.org/10.1071/WR15007>
- Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR) (2007) Reserva Forestal Protectora Bosque Oriental De Bogotá, Inventario de Fauna. Reserv For Prot Bosque Orient Bogotá 133.
- De la Fuente-Díaz-Ordaz AA. 2003. Estudio de la estructura de las comunidades de aves en los parques urbanos de Puebla y su entorno. Tesis de Maestría. Universidad de las Américas, Puebla, Puebla.
- Del Risco, A.A., Montoya, Á.M., García, V. et al. Data synthesis and dynamic visualization converge into a comprehensive biotic interaction network: a case study of the urban and rural areas of Bogotá D.C. *Urban Ecosyst* 25, 75–86 (2022). <https://doi.org/10.1007/s11252-021-01133-3>
- Echeverry-Galvis, M. A., Lozano Ramírez, P., & Amaya-Espinel, J. D. (2023). Long-term Christmas Bird Counts describe neotropical urban bird diversity. *Plos one*, 18(2), e0272754.
- Efford, Murray G., and Deanna K. Dawson. 2012. Occupancy in continuous habitat. *Ecosphere* 3 (4): article 32 <https://doi.org/10.1890/ES11-00308.1>.
- Faeth, S. H., Bang, C., & Saari, S. (2011). Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223(1), 69-81.

- Fiske, I., & Chandler, R. (2011). unmarked: An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance. *Journal of Statistical Software*, 43(10), 1–23. <https://doi.org/10.18637/jss.v043.i10>
- Fontana, S., Sattler, T., Bontadina, F., & Moretti, M. (2011). How to manage the urban green to improve bird diversity and community structure. *Landscape and Urban Planning*, 101(3), 278–285. <http://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.02.033>
- Gagné, S., & Fahrig, L. (2010). The trade-off between housing density and sprawl area: Minimizing impacts to forest breeding birds. *Basic and Applied Ecology*, 11(8), 723–733. <http://doi.org/10.1016/j.baae.2010.09.001>
- 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 (New York, N.Y.)*, 319(5864), 756–60. <http://doi.org/10.1126/science.1150195>
- Güneralp, B., & Seto, K. C. (2013). Futures of global urban expansion: uncertainties and implications for biodiversity conservation. *Environmental Research Letters*, 8(1), 14025. <http://doi.org/10.1088/1748-9326/8/1/014025>
- Hager, S.B., 2009. Human-related threats to urban raptors. *J. Raptor Res* 43, 210–226. <https://doi.org/10.3356/JRR-08-63.1>.
- Hager, S.B., Cosentino, B.J., McKay, K.J., 2012. Scavenging affects persistence of avian carcasses resulting from window collisions in an urban landscape. *J. Field Ornithol.* 83, 203–211. <https://doi.org/10.1111/j.1557-9263.2012.00370.x>.
- Hurtado-M AB, Echeverry-Galvis MA´ , Salgado-Negret B, Muñoz JC, Posada JM, Norden N. Little trace of floristic homogenization in peri-urban Andean secondary forests despite high anthropogenic transformation. *Journal of Ecology*. 2021 Mar; 109(3):1468–1478. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13570>
- Hostetler, & Holling, C. (2000). Detecting the scales at which birds respond to structure in urban landscapes. *Urban Ecosystems*, 4, 25–54. <http://doi.org/10.1023/A:1009587719462>
- Hostetler, & Knowles-Yanez, K. (2003). Land use, scale, and bird distributions in the Phoenix metropolitan area. *Landscape and Urban Planning*, 62(2), 55–68. [http://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00096-8](http://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00096-8)
- Ikin, K., Knight, E., Lindenmayer, D., Fischer, J., & Manning, A. (2013). The influence of native versus exotic streetscape vegetation on the spatial distribution of birds in suburbs and reserves. *Diversity and Distributions*, 19(3), 294–306. <http://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2012.00937.x>
- Ikin, K., Beaty, M., Lindenmayer, D., Knight, E., Fischer, J., & Manning, A. (2013). Pocket parks in a compact city: How do birds respond to increasing residential density? *Landscape Ecology*, 28(1), 45–56. <http://doi.org/10.1007/s10980-012-9811-7>
- Isaac, B., White, J., Ierodiaconou, D., Cooke, R., 2013. Response of a cryptic apex predator to a complete urban to forest gradient. *Wildl. Res.* 40, 427–436. <https://doi.org/10.1071/WR13087>.
- Jokimäki J, Huhta E (2000) Artificial nest predation and abundance of birds along an urban gradient. *Condor* 102: 838-847.

- Jukka Jokimäki, Esa Huhta, Artificial Nest Predation and Abundance of Birds Along an Urban Gradient, *The Condor*, Volume 102, Issue 4, 1 November 2000, Pages 838–847, <https://doi.org/10.1093/condor/102.4.838>
- Kelling, S., Johnston, A., Fink, D., Ruiz-Gutierrez, V., Bonney, R., Bonn, A., ... & Guralnick, R. (2018). Finding the signal in the noise of Citizen Science Observations. *bioRxiv*, 326314.
- Kellner, K. F., & Swihart, R. K. (2014). Accounting for imperfect detection in ecology: A quantitative review. *PLoS ONE*, 9(10), e111436.
- Kéry, M. y Royle, J. A. (2016). Applied hierarchical modeling in ecology: analysis of distribution, abundance and species richness in R and BUGS. Vol.1 Prelude and Static Models. Academic Press, London, UK.
- Klem, D., Farmer, C.J., Delacretaz, N., Gelb, Y., Saenger, P.G., 2009. Architectural and landscape risk factors associated with bird–glass collisions in an urban environment. *Wilson J. Ornith.* 121, 126–134. <https://www.jstor.org/stable/20616863?seq=1&cid=pdf-reference>.
- Kowarik I, Fischer LK, Kendal D. Biodiversity conservation and sustainable urban development. *Sustainability*. 2020 Jun 18; 12(12):4964. <https://doi.org/10.3390/su12124964>.
- Lahoz-Monfort, J. J., Guillera-Arroita, G., & Wintle, B. A. (2014). Imperfect detection impacts the performance of species distribution models. *Global Ecology and Biogeography*, 23, 504–515. <https://doi.org/10.1111/geb.12138>
- Lenth, B., Knight, R., & Gilgert, W. (2006). Conservation value of clustered housing developments. *Conservation Biology : The Journal of the Society for Conservation Biology*, 20(5), 1445–56. <http://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00491.x>
- MacGregor-Fors, I., & Escobar-Ibáñez, J. F. (2017). Birds from urban Latin America, where economic inequality and urbanization meet biodiversity. *Avian ecology in Latin American cityscapes*, 1-10.
- MacKenzie D.I., Nichols J.D., Royle J.A., Pollock K.H., Bailey L. & Hines J.E. (2006). *Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. Academic Press.
- Maphalala, M., Monadjem, A., Bildstein, K., Hoffman, B., Downs, C.T., 2020. Ranging behaviour of long-crested eagles in human-modified landscapes of KwaZulu-Natal, South Africa. *Ostrich* 91, 221–227. <https://doi.org/10.2989/00306525.2020.1770888>.
- Marzluff, J. M. (2017). A decadal review of urban ornithology and a prospectus for the future. *Ibis*, 159(1), 1-13.
- McKinney, M.L., 2002. Urbanization, biodiversity, and conservation. *Bioscience* 52, 883–890. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0883:UBAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0883:UBAC]2.0.CO;2).
- McKinney, M.L., 2008. Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban Ecosyst.* 11, 161–176. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>.
- Morante-Filho, J. C., Benchimol, M., & Faria, D. (2021). Landscape composition is the strongest determinant of bird occupancy patterns in tropical forest patches. *Landscape Ecology*, 36(1), 105–117. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01121-6>

- Morelli F, Brlík V, Benedetti Y, Bussière R, Moudrá L, Reif J and Svitok M (2022) Detection Rate of Bird Species and What It Depends on: Tips for Field Surveys. *Front. Ecol. Evol.* 9:671492. doi: 10.3389/fevo.2021.671492
- MacGregor-Fors, I., Morales-Pérez, L., & Schondube, J. (2011). Does size really matter? Species-area relationships in human settlements. *Diversity and Distributions*, 17(1), 112–121. <http://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00714.x>
- MacGregor-Fors I, Escobar F, Rueda-Hernández R, et al. 2016. City "Green" Contributions: The Role of Urban Greenspaces as Reservoirs for Biodiversity. *Forests* 7(12): 146. <https://doi.org/10.3390/f7070146>
- MacGregor-Fors, I. (2008). Relation between habitat attributes and bird richness in a western Mexico suburb. *Landscape and Urban Planning*, 84(1), 92–98. <http://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.06.010>
- MacGregor-Fors, I., Escobar-Ibáñez, J.F. (2017). Birds from Urban Latin America, Where Economic Inequality and Urbanization Meet Biodiversity. In: MacGregor-Fors, I., Escobar-Ibáñez, J. (eds) *Avian Ecology in Latin American Cityscapes*. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-63475-3\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-319-63475-3_1)
- Marzluff, J. M. A decadal review of urban ornithology and a prospectus for the future. *Ibis*. 2016 Jan; 159 (1):1–3. <https://doi.org/10.1111/ibi.12430>
- Marzluff, J. M., Bowman, R., & Donnelly, R. (2001a). A historical perspective on urban bird research: trends, terms, and approaches. *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*, 1–17. [http://doi.org/10.1007/978-1-4615-1531-9\\_1](http://doi.org/10.1007/978-1-4615-1531-9_1)
- McKinney ML. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological conservation*. 2006 Jan 1; 127(3):247–260. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>
- Morelli F, Brlík V, Benedetti Y, Bussière R, Moudrá L, Reif J and Svitok M (2022) Detection Rate of Bird Species and What It Depends on: Tips for Field Surveys. *Front. Ecol. Evol.* 9:671492. doi: 10.3389/fevo.2021.671492
- Moreno, D. F. (2020). Permeabilidad de la matriz urbana al movimiento de las aves con diferente prioridad de conservación entre los parques ecológicos distritales de humedal de la ciudad de Bogotá. Recuperado de: <http://hdl.handle.net/10554/52601>.
- Murad Rivera, R. *Estudio sobre la distribución espacial de la población de Colombia*, CEPAL, Serie Población y Desarrollo No. 48, 2003.
- National Audubon Society. 2010. The Christmas Bird Count Historical Results. [cited 27 June 2022]. [Internet]. Available from: <http://www.christmasbirdcount.org>.
- Organización de las Naciones Unidas (2014). La situación demográfica en el mundo, 2014. Informe conciso. Dep Asuntos Económicos y Soc 1–38.
- Ortega-Álvarez, R., & MacGregor-Fors, I. (2011). Dusting-off the file: A review of knowledge on urban ornithology in Latin America. *Landscape and Urban Planning*, 101(1), 1–10. <http://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.12.020>

- Osorio Olarte, J. ., & Molina, L. (2009). A vuelo de pájaro: Las ciudades como refugio para las aves. *REVISTA NODO*, 4(7), 47–58. Recuperado a partir de <https://revistas.uan.edu.co/index.php/nodo/article/view/376>
- Pardo Rincón, S. D., & Cely Fajardo, J. E. (2018). Influencia de la urbanización sobre la diversidad de aves de tres zonas en la ciudad de Bogotá, Colombia.
- R Core Team. (2024). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <https://www.R-project.org/>
- Red de Interacciones Bióticas de Bogotá D.C. – Jardín Botánico José Celestino Mutis. Disponible en <http://jbb.gov.vo/redbiotica/>. Consultado en 2024-10-30.
- Sanderson EW, Walston J, Robinson JG. From bottleneck to breakthrough: Urbanization and the future of biodiversity conservation. *Bioscience*. 2018 Jun 1; 68(6):412–426. <https://doi.org/10.1093/biosci/biy039> PMID: 29867252
- Secretaría Distrital de Ambiente y Conservación Internacional (2010) Política para la Gestión de la conservación de la Biodiversidad en el Distrito Capital. Panamericana, Bogotá, Colombia
- Seress G, Liker A. Habitat urbanization and its effects on birds. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*. 2015; 61(4):373–408. <https://doi.org/10.17109/AZH.61.4.373.2015>
- Spínola, Manuel. 2024. “Untitled.” September 6, 2024.
- Stiles FG, Rosselli L, De La Zerda S. Changes over 26 years in the avifauna of the Bogota region, Colombia: Has climate change become important? *Frontiers in Ecology and Evolution*. 2017 Jun 19; 5:58. <https://doi.org/10.3389/fevo.2017.00058>.
- Thompson, W. (2013). *Sampling rare or elusive species: Concepts, designs, and techniques for estimating population parameters*. Washington: Island Press.
- Tiwary, N. K., & Urfi, A. J. (2016). Spatial variations of bird occupancy in Delhi: The significance of woodland habitat patches in urban centres. *Urban Forestry and Urban Greening*, 20, 338–347. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.10.002>.
- Tovar, G. (2019). Manejo de la avifauna como parte de la gestión del arbolado urbano en Bogotá D. C. *Territorios* (40), 83-117. Doi: <http://dx.doi.org/10.12804/revistas.urosario.edu.co/territorios/a.6253>.
- United Nations and Department of Economic and Social Affairs. (2019). *World population prospects: the 2019 revision, key findings, and advance tables*.
- van Heezik, Y., & Seddon, P. J. (2012). Accounting for detectability when estimating avian abundance in an urban area. *New Zealand Journal of Ecology*, 36(3), 1.
- Villegas, Mariana & Garitano-Zavala, Alvaro. (2010). Bird community responses to different urban conditions in La Paz, Bolivia. *Urban Ecosystems*. 13. 375-391. 10.1007/s11252-010-0126-7.
- Zanaga, D., Van De Kerchove, R., De Keersmaecker, W., Souverijns, N., Brockmann, C., Quast, R., Wevers, J., Grosu, A., Paccini, A., Vergnaud, S., Cartus, O., Santoro, M., Fritz, S.,

- Georgieva, I., Lesiv, M., Carter, S., Herold, M., Li, L., Tsendbazar, N.-E., Ramoino, F., & Arino, O., 2021. ESA WorldCover 10 m 2020 v100. In: Zenodo.
- Zúñiga-Vega, J. J., Solano-Zavaleta, I., Sáenz-Escobar, M. F., & Ramírez-Cruz, G. A. (2019). Habitat traits that increase the probability of occupancy of migratory birds in an urban ecological reserve. *Acta Oecologica*, 101. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2019.103480>.
- Zuberogoitia, I., Martínez, J. E., González-Oreja, J. A., de Buitrago, C. G., Belamendia, G., Zabala, J., ... & Jiménez-Franco, M. V. (2020). Maximizing detection probability for effective large-scale nocturnal bird monitoring. *Diversity and Distributions*, 26(8), 1034-1050.
- Zwarts, L., & Bijlsma, R. G. (2015). Detection probabilities and absolute densities of birds in trees. *Ardea*, 103(2), 99-122.

## 10. Anexos

**Anexo 1.** Covariables de ocupación (% cobertura) de cada uno de los sitios estudiados.

ID	sitio	Tree_	Shrubland	Grassland	Cropland	Built_up	Bare_sparse _vegetation	Permanent_ water_bodie s	Herbaceous _wetland
1	aurora alta	38.51%	0.00%	17.79%	0.03%	43.12%	0.55%	0.00%	0.00%
2	calera	14.65%	0.00%	8.57%	1.01%	74.82%	0.96%	0.00%	0.00%
3	cerro de la conejera	96.92%	0.06%	1.28%	0.00%	1.74%	0.00%	0.00%	0.00%
4	cerro de la cruz	83.89%	8.48%	7.63%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
5	cerro de torca	91.44%	0.00%	2.67%	0.02%	5.87%	0.00%	0.00%	0.00%
6	chia	6.72%	0.00%	4.93%	3.80%	83.99%	0.56%	0.00%	0.00%
7	floresta la sabana	92.51%	0.00%	6.11%	0.00%	1.38%	0.01%	0.00%	0.00%
8	humedal de la conejera	88.57%	0.00%	10.45%	0.43%	0.02%	0.00%	0.00%	0.53%
9	humedal cordoba	90.23%	0.00%	2.02%	0.00%	6.29%	0.00%	1.47%	0.00%
10	humedal jaboque	42.85%	0.02%	46.45%	2.16%	0.86%	0.02%	7.51%	0.13%
11	juan amarillo	55.08%	0.11%	27.02%	4.89%	1.41%	1.07%	10.36%	0.07%
12	humedal salitre	77.94%	0.00%	21.28%	0.00%	0.78%	0.00%	0.00%	0.00%
13	humedal torca guaymaral	63.64%	0.00%	32.99%	0.16%	3.17%	0.00%	0.04%	0.00%
14	jardin botanico	91.45%	0.00%	2.42%	0.00%	6.00%	0.12%	0.00%	0.00%
15	los lagartos	23.23%	0.00%	48.44%	0.79%	10.76%	0.18%	16.60%	0.01%
16	parque el chico	76.43%	0.00%	0.11%	0.00%	23.46%	0.00%	0.00%	0.00%
17	parque la florida	45.27%	0.00%	43.48%	1.01%	3.14%	0.85%	6.23%	0.02%
18	parque simon bolivar	47.28%	0.00%	36.65%	0.32%	3.92%	1.01%	10.81%	0.00%
19	parque el virrey	79.58%	0.00%	0.20%	0.00%	20.22%	0.00%	0.00%	0.00%
20	santa maria del lago	82.20%	0.00%	10.85%	0.00%	6.61%	0.00%	0.35%	0.00%
21	tabio	93.85%	0.15%	5.62%	0.00%	0.38%	0.00%	0.00%	0.00%
22	tenjo	7.04%	0.00%	10.80%	8.20%	73.70%	0.25%	0.00%	0.00%
23	valle de teusaca	62.54%	0.01%	27.58%	0.16%	9.70%	0.01%	0.00%	0.00%

**Anexo 2.** Ubicación de los sitios de muestreo, observaciones totales por temporada y detección de las tres especies estudiadas en áreas verdes la ciudad de Bogotá-Colombia

ID	sitio	Latitud (N)	Longitud (W)	Especie	Detección			
					2015	2016	2017	2018
1	aurora alta	4.75812	-74.01586	<i>Colibri coruscans</i>	0	0	0	0
				<i>Thraupis episcopus</i>	0	0	0	0
				<i>Turdus fuscater</i>	0	1	1	1
7	foresta la sabana	4.8041	-74.00115	<i>Colibri coruscans</i>	0	0	0	0
				<i>Thraupis episcopus</i>	0	0	0	0
				<i>Turdus fuscater</i>	1	1	1	1
8	humedal de la conejera	4.760731	74.106683	<i>Colibri coruscans</i>	1	1	1	1
				<i>Thraupis episcopus</i>	1	1	1	0
				<i>Turdus fuscater</i>	1	1	1	1
9	humedal cordoba	4.702975	-74.07444167	<i>Colibri coruscans</i>	1	1	1	1
				<i>Thraupis episcopus</i>	1	1	1	1
				<i>Turdus fuscater</i>	1	1	1	1
10	humedal jaboque	4.737811111	-74.14883056	<i>Colibri coruscans</i>	1	1	1	1
				<i>Thraupis episcopus</i>	0	0	0	0
				<i>Turdus fuscater</i>	1	1	1	1
11	juan amarillo	4.73614	-74.1238	<i>Colibri coruscans</i>				1
				<i>Thraupis episcopus</i>				0
				<i>Turdus fuscater</i>				1
12	humedal salitre	4.667222222	-74.0875	<i>Colibri coruscans</i>	1	1	1	0
				<i>Thraupis episcopus</i>	0	0	0	0
				<i>Turdus fuscater</i>	1	1	1	1
13	humedal torca guaymaral	4.806547222	-74.36200556	<i>Colibri coruscans</i>	1	1	1	0
				<i>Thraupis episcopus</i>	0	1	0	1
				<i>Turdus fuscater</i>	1	1	1	1
14	jardin botanico	4.66801	-74.09994	<i>Colibri coruscans</i>	1	1		1
				<i>Thraupis episcopus</i>	1	0		1
				<i>Turdus fuscater</i>	1	1		1
17	parque la florida	4.716111111	-74.13611111	<i>Colibri coruscans</i>	1	1	1	1
				<i>Thraupis episcopus</i>	0	0	0	0
				<i>Turdus fuscater</i>	1	1	1	1
18	parque simon bolivar	4.758222222	-74.10902778	<i>Colibri coruscans</i>		1	1	0
				<i>Thraupis episcopus</i>		1	1	0
				<i>Turdus fuscater</i>		1	1	0
19	parque el virrey	4.67434	-74.05568	<i>Colibri coruscans</i>	1	1	1	1
				<i>Thraupis episcopus</i>	0	0	0	0
				<i>Turdus fuscater</i>	1	1	1	1

ID	sitio	Latitud (N)	Longitud (W)	Especie	Detección			
					2015	2016	2017	2018
20	santa maria del lago	4.69452	-74.09268	<i>Colibri coruscans</i>		1	1	1
				<i>Thraupis episcopus</i>		0	0	0
				<i>Turdus fuscater</i>		1	1	1
21	tabio	4.928911111	-74.106425	<i>Colibri coruscans</i>	1	1	1	1
				<i>Thraupis episcopus</i>	0	0	0	0
				<i>Turdus fuscater</i>	1	1	1	1
23	valle de teusaca	4.63037	-74.0115	<i>Colibri coruscans</i>	0	0		
				<i>Thraupis episcopus</i>	0	0		
				<i>Turdus fuscater</i>	1	1		
Total, observaciones por temporada <i>Colibri coruscans</i>					31			
Total, observaciones por temporada <i>Thraupis episcopus</i>					13			
Total, observaciones por temporada <i>Turdus fuscater</i>					50			
Total, observaciones por temporada					102			

### Anexo 3. Modelo de ocupación para *Colibri coruscans*

# Modelo	Modelos	psi(Int)	psi(Built_up)	psi(Grassland)	psi(Tree_)	p(Int)	p(obs)	df	logLik	AIC	delta	weight
10	$p(\text{obs}) \psi(\text{Built\_up})$	1.58	-1.14	NA	NA	3.16	1.62	4.00	-15.56	39.11	0.00	0.22
2	$p(.) \psi(\text{Built\_up})$	1.58	-1.14	NA	NA	2.55	NA	3.00	-16.74	39.47	0.36	0.19
9	$p(\text{obs}) \psi(.)$	1.40	NA	NA	NA	3.16	1.62	3.00	-17.11	40.22	1.11	0.13
1	$p(.) \psi(.)$	1.40	NA	NA	NA	2.55	NA	2.00	-18.29	40.59	1.47	0.11
16	$p(\text{obs}) \psi(\text{Built\_up} + \text{Grassland} + \text{Tree}_)$	9.12	-30.26	-41.45	-52.68	3.18	1.62	6.00	-14.30	40.60	1.49	0.11
8	$p(.) \psi(\text{Built\_up} + \text{Grassland} + \text{Tree}_)$	8.27	-27.25	-37.30	-47.29	2.54	NA	5.00	-15.47	40.94	1.83	0.09
14	$p(.) \psi(\text{Built\_up} + \text{Tree}_)$	1.61	-1.18	NA	-0.17	3.16	1.62	5.00	-15.54	41.08	1.96	0.08
12	$p(\text{obs}) \psi(\text{Built\_up} + \text{Grassland})$	1.58	-1.15	-0.04	NA	3.16	1.62	5.00	-15.56	41.11	2.00	0.08

**Anexo 4.** Modelo de ocupación para *Thraupis episcopus*

# Modelo	Modelos	psi(Int)	psi(Built_up)	psi(Grassland)	psi(Tree_)	p(Int)	p(km)	p(obs)	df	logLik	AIC	delta	weight
1	$p(.) \psi(.)$	-0.63	NA	NA	NA	0.88	NA	NA	2.00	-19.97	43.94	0.00	0.30
2	$p(.) \psi(\text{Built\_up})$	-0.72	-0.78	NA	NA	0.88	NA	NA	3.00	-19.50	45.00	1.06	0.18
5	$p(.) \psi(\text{Tree\_})$	-0.68	NA	NA	0.48	0.89	NA	NA	3.00	-19.64	45.28	1.34	0.15
9	$p(\text{km}) \psi(.)$	-0.65	NA	NA	NA	1.33	0.93	NA	3.00	-19.75	45.51	1.57	0.14
3	$p(.) \psi(\text{Grassland\_})$	-0.64	NA	-0.24	NA	0.89	NA	NA	3.00	-19.89	45.77	1.83	0.12
17	$p(\text{obs}) \psi(.)$	-0.63	NA	NA	NA	0.89	NA	-0.01	3.00	-19.97	45.94	2.00	0.11

**Anexo 5.** Modelo de ocupación para *Turdus fuscater*

# Modelo	Modelos	psi(Int)	psi(Built_up)	psi(Grassland)	psi(Tree_)	p(Int)	p(km)	p(obs)	df	logLik	AIC	delta	weight
17	$p(\text{obs}) \psi(.)$	10.56	NA	NA	NA	4.50	NA	2.59	3.00	-7.14	20.28	0.00	0.46
1	$p(.) \psi(.)$	10.83	NA	NA	NA	3.22	NA	NA	2.00	-8.48	20.96	0.67	0.33
25	$p(\text{km}+\text{obs}) \psi(.)$	12.13	NA	NA	NA	4.86	-0.77	3.30	4.00	-6.92	21.84	1.55	0.21