

**BANDADAS MIXTAS DE AVES EN BOSQUES NATURALES DEL MUNICIPIO  
DE SANTA ROSA, CAUCA**

**VALENTINA SÁNCHEZ MOLANO**

**UNIVERSIDAD DEL CAUCA**

**FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES, EXACTAS Y DE LA EDUCACIÓN**

**PROGRAMA DE BIOLOGÍA**

**POPAYÁN**

**2023**

**BANDADAS MIXTAS DE AVES EN BOSQUES NATURALES DEL MUNICIPIO  
DE SANTA ROSA, CAUCA**

**VALENTINA SÁNCHEZ MOLANO**

**DIRECTOR**

**Cristian Camilo Vidal Maldonado**

**CODIRECTOR**

**María Cristina Gallego Roperó**

**UNIVERSIDAD DEL CAUCA**

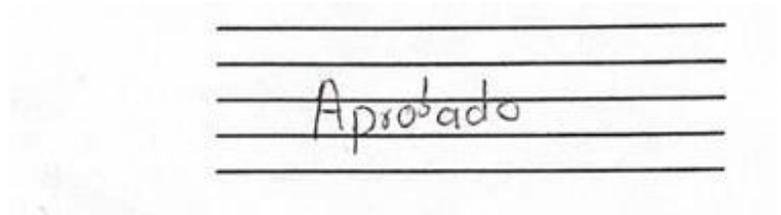
**FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES, EXACTAS Y DE LA EDUCACIÓN**

**PROGRAMA DE BIOLOGÍA**

**POPAYÁN**

**2023**

Nota de Aceptación



Director *Cristian C. Vidal M.*

Msc. Cristian Camilo Vidal Maldonado

Codirectora *MC*

PhD. María Cristina Gallego Roperó

Jurado *Giovanni Cárdenas C.*

MSc. Giovanni Cárdenas C.

Jurado *Leonardo Rivera Pedroza*

PhD. Leonardo Rivera Pedroza

Fecha de Sustentación, agosto de 2023

## TABLA DE CONTENIDO

|  |    |
|--|----|
| RESUMEN  |    |
| 1. INTRODUCCIÓN  | 8  |
| 2. JUSTIFICACIÓN   | 12 |
| 3. OBJETIVOS   | 13 |
| 3.1. OBJETIVO GENERAL  | 13 |
| 3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS                                       | 13 |
| 4. MARCO TEÓRICO Y ANTECEDENTES                                  | 14 |
| 4.1. MARCO TEÓRICO   | 14 |
| 4.1.1. Bandadas mixtas   | 14 |
| 4.1.2. Roles sociales  | 16 |
| 4.2. COBERTURAS VEGETALES  | 17 |
| 5. ANTECEDENTES  | 18 |
| 6. MARCO METODOLÓGICO  | 26 |
| 6.1. ÁREA DE ESTUDIO   | 26 |
| 6.1.1. DESCRIPCIÓN DE LOS SECTORES DE ESTUDIO ELEGIDOS:          | 25 |
| 6.1.2. CARACTERIZACIÓN DE LA AVIFAUNA                            | 29 |
| 6.1.3. ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN                                | 30 |
| 7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN  | 36 |
| Bandadas mixtas: Riqueza, abundancia relativa y composición      | 36 |
| Bandadas mixtas registradas por franja altitudinal               | 41 |
| Bandadas mixtas registradas por cobertura vegetal                | 44 |
| Variación de la composición entre los meses de muestreo          | 47 |
| Grupos tróficos, estratos y sustratos utilizados por la avifauna | 44 |
| Roles sociales dentro de bandadas mixtas                         | 50 |
| 8. CONCLUSIONES  | 66 |
| 9. RECOMENDACIONES   | 68 |
| 10. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS                                   | 60 |
| 11. ANEXOS   | 79 |

## ÍNDICE DE FIGURAS

|  |     |
|--|-----|
| Figura 1. Ubicación del área de estudio en el municipio de Santa Rosa, Cauca (Fuente: ArcGis. Elaborado: V. Sánchez-Molano) .....  | 23  |
| Figura 2. Cobertura de pastos arbolados en los sectores de Agencia- Brisas del Caquetá. ....   | 28  |
| Figura 3. Cobertura de bosque fragmentado en los sectores de: a. San Andrés; b. Serranía La Vieja; c. Curiaco. ....  | 28  |
| Figura 4. Cobertura de bosque denso en los sectores de: a. PNR El Aletón; b. El Placer; c. La Cocha.....   | 28  |
| Figura 5. Número de bandadas mixtas y de especies de aves participantes registradas por sector. ....   | 31  |
| Figura 6. Número de familias y de especies registradas en las 118 bandadas mixtas identificadas .....  | 32  |
| Figura 7. Número de bandadas mixtas y de especies registradas por franja altitudinal y cobertura vegetal .....   | 36  |
| Figura 8. Número de bandadas mixtas y de especies reportadas por mes de muestreo.....  | 41  |
| Figura 9. Abundancia relativa para siete especies de los géneros Diglossa, Setophaga, Stilpnia y Tangara. La abundancia relativa reportada entre meses presentó diferencias significativas entre los meses de muestreo ( $p < 0.05$ ). ..... | 482 |
| Figura 10. Número de registros y número de especies con mayor abundancia relativa por grupo trófico. n: Riqueza de especies; FR: Frugívoro-Insectívoro; IN: Insectívoro; FR: Frugívoro; NE: Nectarívoro; GR: Granívoro.....                  | 45  |

## ÍNDICE DE TABLAS

|   |    |
|---|----|
| Tabla 1. Cobertura vegetal: BD: Bosque denso; BF: Bosque fragmentado; PA: Pastos arbolados. Franja altitudinal: SU: Superior (2580-2980m); IN: Intermedia (1876-2175m); INF: Inferior (1836-1730m) identificada por sector de muestreo. ...   | 33 |
| Tabla 2. Sustratos de alimentación en los que se encontró a la avifauna perteneciente a bandadas mixtas en el área de estudio y su descripción.....   | 34 |
| Tabla 3. Especies de aves que presentaron diferencias significativas entre las abundancias relativas registradas entre sectores ( $p < 0.05$ ).....   | 40 |
| Tabla 4. Especies exclusivas reportadas por franja altitudinal (superior, intermedia e inferior) y por cobertura vegetal (bosque denso, bosque fragmentado y pastos arbolados). Para cada especie se presenta la frecuencia de ocurrencia obtenida.....   | 42 |
| Tabla 5. Especies asociadas a las bandadas mixtas, con abundancias relativas significativamente distintas entre meses de muestreo.....  | 50 |
| Tabla 6. Número de especies reportadas por sustrato, grupo trófico y familia, para el estrato de dosel.....   | 53 |
| Tabla 7. Número de especies reportadas por sustrato, grupo trófico y familia, para el estrato de sotobosque.....  | 55 |
| Tabla 8. Número de especies reportadas por sustrato, grupo trófico y familia, para el estrato herbáceo.....   | 56 |
| Tabla 9. Especies clasificadas como nucleares activas, pasivas y accidentales (12). Las 98 especies restantes se clasificaron como acompañantes y se presentan en el ANEXO 1. n: Número de registros; #BM (%): Número de bandadas mixtas en las que se registraron y porcentaje de ocurrencia; Rol Social: AC: Accidental, NP: Nuclear Pasiva, NA: Nuclear Activa; Franja altitudinal: S: Superior, I: Intermedia, IN: Inferior. Sectores: AL: PNR El Aletón, SA: San Andrés, PL: El Placer; Serranía la Vieja, CU: Curiaco; AG-BR: Agencia Brisas del Caquetá; CO: La Cocha..... | 60 |

## ÍNDICE DE ANEXOS

|  |    |
|--|----|
| Anexo 1. Especies de aves reportadas participando en las bandadas mixtas registradas en tres coberturas vegetales del municipio de Santa Rosa, Cauca. FR-IN: Frugívoro-insectívoro; FR: Frugívoro; IN: Insectívoro; NE: Nectarívoro; GRA: Granívoro. Rol Social: A: Acompañante; AC: Accidental; NA: Nuclear Activa; NP: Nuclear pasiva. n: número de registros. Cobertura vegetal: BD: Bosque denso; BF: Bosque fragmentado; PA: Pastos arbolados. Sectores: 1: PNR El Aletón; 2: San Andrés; 3: El Placer; 4: Serranía la Vieja; 5: Curiaco; 6: Agencia-Brisas del Caquetá; 7: La Cocha..... | 89 |
| Anexo 2. Abundancia relativa registrada para las especies participantes en bandadas mixtas, en los siete sectores muestreados: A. PNR El Aletón; B. San Andrés; C. El Placer; D. Serranía la Vieja; E. Curiaco; F. Agencia-Brisas del Caquetá; G. La Cocha. ....   | 81 |

## RESUMEN

Las bandadas mixtas de aves representan asociaciones entre dos o más especies que se benefician conjuntamente, al incrementar la capacidad y la eficiencia en la búsqueda de alimento, y reducir los riesgos de depredación (Sridhar *et al.*, 2009; Harrison y Whitehouse, 2011; Suzuki, 2011). Diversos estudios han demostrado que las bandadas mixtas de aves podrían presentar variaciones en la composición de especies y en la frecuencia de ocurrencia, como respuesta a las alteraciones del hábitat (Knowlton y Graham, 2011; Mokross *et al.*, 2014), bien sea por la diversidad de gradientes ambientales y/o la intensidad de las perturbaciones antropogénicas (Lee *et al.*, 2005; Zou *et al.*, 2018). En consecuencia, las grandes perturbaciones en los gradientes ambientales disminuyen la probabilidad de que algunas especies se unan a las bandadas mixtas (Wey *et al.*, 2008; Goodale *et al.*, 2015), lo que podría llevar a la desintegración de las bandadas (Goodale *et al.*, 2015; Mammides *et al.*, 2015), reducir las tasas de supervivencia de la avifauna y los beneficios ecológicos (Goodale *et al.*, 2015; Vásquez Ávila, 2019; Richardson *et al.*, 2022).

En ese contexto, el objetivo de esta investigación fue identificar los cambios en la composición de las bandadas mixtas de aves registradas a lo largo de un gradiente altitudinal (1636-2980 m), representado por tres franjas de elevación: superior (2580-2980 m), intermedia (1876-2130 m) e inferior (1636-1730 m), en tres coberturas vegetales: bosque denso, bosque fragmentado y pastos arbolados. Para tal fin, se realizaron 350 puntos de conteo durante cinco meses de muestreo, entre octubre de 2019 y febrero de 2020, en el municipio de Santa Rosa, Cauca. Para cada bandada se identificaron las especies de aves asociadas, el número de individuos observados por especie y el sustrato y estrato de la vegetación de cada registro; se diferenciaron los grupos tróficos y se evaluaron los posibles roles sociales dentro de las bandadas.

Por medio de Modelos Lineales Generalizados (MLG) con distribución binomial, se evaluaron las abundancias relativas registradas para las especies de aves reportadas en las bandadas, tanto entre sectores de estudio como entre meses de muestreo. Se observaron 118 bandadas mixtas de 18 familias y 110 especies; así, 20 especies presentaron diferencias significativas entre sectores y meses de muestreo ( $p < 0.05$ ), 22 exhibieron diferencias significativas entre sectores, y siete especies presentaron diferencias entre meses. Thraupidae fue la familia con mayor riqueza de especies participantes con 38, seguida por Tyrannidae con 21 y Furnariidae con 11. Las especies con mayor frecuencia de ocurrencia fueron *Setophaga fusca* (Müller, 1776) con 117 registros, seguida por *Myioborus miniatus* (Swainson, 1827) con 69, *Basileuterus tristriatus* (Tschudi, 1844) con 62 y *Tangara xanthocephala* (Tschudi, 1844) con 57.

El mayor número de bandadas mixtas se registró en la franja altitudinal Intermedia con 55 bandadas mixtas y 73 especies y la menor cantidad de bandadas se reportó en la franja Superior con 24 bandadas mixtas y 56 especies. En la cobertura de bosque fragmentado se encontró el mayor número de bandadas mixtas con 54 y el menor número se registró en pastos arbolados con 13 bandadas. *Setophaga fusca* fue la única especie que estuvo presente en más del 60% de las bandadas mixtas (73 bandadas de 118), por lo que se clasificó como especie nuclear activa, mientras que *Myioborus miniatus* estuvo presente en el 47% de las bandadas mixtas (56 bandadas de 118), por lo que se clasificó como nuclear pasiva.

Por otra parte, el estrato más utilizado por los integrantes de las bandadas mixtas fue el de dosel con 51 registros, seguido por el de sotobosque con 49 y el herbáceo con 10; en cuanto a sustratos, el más frecuentado fue el de follaje con 88 reportes, seguido por el de epífitas con 28 y el de corteza arbórea con 15. Los resultados obtenidos permitieron obtener datos importantes para contribuir al entendimiento de este tipo de interacciones ecológicas específicas, en zonas poco exploradas del

territorio colombiano, a fin de promover la conservación de las coberturas boscosas y las especies asociadas.

## 1. INTRODUCCIÓN

Las bandadas mixtas de aves representan asociaciones entre dos o más especies que se desplazan juntas e interactúan por medio de señales auditivas y visuales, a fin de beneficiarse conjuntamente (Greenberg, 2000; Suzuki, 2011), incrementar la capacidad y la eficiencia de búsqueda de alimento, y alertar ante posibles depredadores (Moynihan, 1962; Sridhar *et al.*, 2009). Este tipo de asociaciones pueden encontrarse desde ecosistemas templados, donde los recursos son limitados y las aves se unen únicamente en época no reproductiva (invierno) (Harrison y Whitehouse, 2011; Kajiki *et al.*, 2018), hasta ecosistemas tropicales, donde prevalecen a lo largo de todo el año (Goodale *et al.*, 2009).

Actualmente, existen dos hipótesis que intentan explicar la existencia de las bandadas mixtas en aves: 1) El mejoramiento de la eficiencia en la búsqueda de alimento y 2) La disminución de la probabilidad de ser depredadas (Colorado-Zuluaga, 2013); sin embargo, se cree que estas dos hipótesis no son mutuamente excluyentes (Sridhar *et al.*, 2009). Por lo anterior, se podría pensar que la participación de las especies dentro de bandadas mixtas tiene implicaciones para su supervivencia, lo cual explicaría la formación de estas interacciones ecológicas en diversos ecosistemas (Cordeiro *et al.*, 2015).

La mayoría de especies que participan en bandadas mixtas son de hábitos insectívoros, debido a que se facilita la captura de insectos al moverse agitadamente por la vegetación, y en segunda medida, omnívoros, frugívoros y/o granívoros, los cuales requieren una búsqueda más pausada y específica de los recursos (Hino, 2000; Colorado y Rodewald, 2015). Las bandadas mixtas se consideran un

componente fundamental en la estructura de las comunidades de aves en ecosistemas tropicales, principalmente, en áreas boscosas; sin embargo, debido al tipo de condiciones ecológicas y ambientales, suelen tener distintos comportamientos. Por ejemplo, Acosta (2016), señala que las bandadas registradas en tierras bajas se caracterizan por moverse en los estratos de dosel o de sotobosque, reuniéndose de manera poco habitual en un mismo estrato para forrajear juntas (Newell *et al.*, 2014), mientras que en bosques de tierras altas, las aves se reúnen en todo tipo de estratos, siendo aparentemente más dinámicas que las de tierras bajas (Gómez-Rodríguez, 2021).

Estas asociaciones han sido estudiadas en la mayoría de continentes y ecosistemas (Borah *et al.*, 2018; Contreras y Sieving, 2011; Tarbox *et al.*, 2018). Por ejemplo, en el Neotrópico, se han evaluado aspectos como estructura, composición y roles sociales (Martínez, 2003; Amaral y Ragusa-Netto, 2008; Fanjul y Echevarria, 2015), a lo largo de diferentes épocas climáticas (Mangini y Areta, 2018), gradientes de perturbación (Knowlton y Graham, 2011; Mokross *et al.*, 2014; Vásquez-Ávila, 2019) y gradientes altitudinales (Cockburn, 2012; Marín-Gómez y Arbeláez-Cortés, 2015; Montaña-Centellas y Garitano-Zavala, 2015).

Los estudios realizados en bosques tropicales han evidenciado que las características de estas asociaciones varían en relación con los gradientes altitudinales y coberturas vegetales, debido a que los factores asociados al paisaje determinan la estructura, frecuencia de interacción y tamaño de las bandadas (Brandt *et al.*, 2009; Montaña-Centellas y Garitano-Zavala, 2015), por lo que resulta importante documentar, cómo responden las especies de aves a los diferentes gradientes ambientales, teniendo en consideración que las características ecológicas de las bandadas mixtas, dependen en gran medida del hábitat en el que se mueven.

De acuerdo a lo anterior, el objetivo de este trabajo fue caracterizar las bandadas mixtas de aves asociadas a tres coberturas vegetales en un gradiente altitudinal en Santa Rosa, Cauca, a fin de identificar los cambios en la riqueza, abundancia relativa y composición de la avifauna en tres franjas altitudinales diferentes, a partir de las preferencias de sustratos, estratos de forrajeo y los potenciales roles sociales de los integrantes de las bandadas mixtas.

## **2. JUSTIFICACIÓN**

En el Neotrópico, la mayoría de estudios realizados en torno a la ecología de bandadas mixtas, se han realizado en ecosistemas de tierras bajas como por ejemplo, la selva Amazónica, donde las bandadas mixtas parecen ser más estables en tiempo y espacio, y están dominadas prácticamente por las mismas especies (Martínez y Robinson, 2016). Por el contrario, en bosques subandinos, andinos y de alta montaña, existe una menor cantidad de estudios; aun así, los reportes disponibles indican que las bandadas mixtas exhiben un comportamiento mucho más dinámico, moviéndose por los diferentes estratos de la vegetación y con representantes de distintos grupos tróficos (Kajiki *et al.*, 2018).

Teniendo en cuenta las variaciones conductuales reportadas para las bandadas mixtas presentes a lo largo de gradientes altitudinales, existen pocos estudios enfocados en conocer la variación que experimentan las bandadas mixtas de aves a través de gradientes ambientales andinos, representados por coberturas vegetales de diferentes elevaciones (Montaño-Centellas, 2020). Con base en lo anterior, se identificaron los cambios en la composición, estructura, roles, sustratos y estratos utilizados por las bandadas mixtas reportadas a lo largo de tres coberturas vegetales, en un gradiente altitudinal integrado por franjas de bosque subandino, andino, altoandino y de subpáramo, a fin de generar información ecológica relevante

para la conservación de este tipo de interacciones y de las especies asociadas, en zonas poco exploradas del territorio nacional.

Históricamente, el departamento del Cauca ha sido uno de los territorios nacionales más afectados por el conflicto armado (Negret-Mosquera *et al.*, 2018), situación que imposibilitó el progreso de investigaciones científicas durante más de 30 años (Arbeláez-Méndez, 2018); no obstante, en el marco del posconflicto, se facilitó la exploración de sitios de difícil acceso en el municipio de Santa Rosa, Cauca, un lugar de alta diversidad biológica, riqueza hídrica, climática y geológica (Barrera *et al.*, 2007). En este sentido, documentar los vacíos de información sobre la avifauna en zonas inexploradas, resulta primordial para entender los desafíos de conservación que enfrenta este grupo de organismos y su entorno.

### **3. OBJETIVOS**

#### **OBJETIVO GENERAL**

Caracterizar las bandadas mixtas de aves asociadas a tres coberturas vegetales en un gradiente altitudinal en el municipio de Santa Rosa, Cauca.

#### **OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Identificar cambios en la composición de bandadas mixtas a lo largo de un gradiente altitudinal en tres coberturas vegetales en el municipio de Santa Rosa, Cauca.
- Describir la preferencia de sustratos, estratos de forrajeo y grupos tróficos de los integrantes de las bandadas mixtas.

- Determinar el potencial rol social de las especies integrantes de las bandadas mixtas.

#### **4. MARCO TEÓRICO Y ANTECEDENTES**

##### **MARCO TEÓRICO**

###### **4.1.1. Bandadas mixtas**

Las bandadas mixtas de especies se presentan en una gran variedad de vertebrados, entre ellos, cardúmenes de peces y cetáceos, ungulados, primates y aves (Sridhar *et al.*, 2009; Goodale *et al.*, 2017); sin embargo, las aves sobresalen como el grupo con mayor cantidad de estudios sobre este tipo de asociaciones (Colorado-Zuluaga, 2013; Zou *et al.*, 2018). En general, las bandadas mixtas de aves representan agrupaciones resultantes de numerosas relaciones coevolutivas (Greenberg, 2000), en las que los participantes se buscan mutuamente y mantienen esa unión por medio de diversas interacciones ecológicas (Harrison y Whitehouse, 2011). Las bandadas mixtas suelen estar compuestas por al menos dos especies y hasta una docena o más (Terborgh, 1990).

Los grupos taxonómicos con más registros en bandadas mixtas a lo largo de distintos hábitats terrestres en el planeta son los hormigueros (Thamnophilidae), atrapamoscas (Tyrannidae), tángaras (Thraupidae) y reinitas (Parulidae), entre muchos otros (Sridhar *et al.*, 2009; Colorado-Zuluaga, 2013) y se han propuesto distintas teorías que intentan explicar la asociación entre ellas, el rol que desempeñan, las señales visuales emitidas a través de las coloraciones brillantes del plumaje (Botero, 2002), y las vocalizaciones y llamados específicos que podrían resultar atractivos para otras especies (Goodale y Kotagama, 2006; Murdoch,

2012). Los individuos y las especies que hacen parte de las bandadas tienen diversos roles y comportamientos sociales, entre los que figuran especies nucleares (activas y pasivas) y especies accidentales o acompañantes (Amaral y Ragusa-Netto, 2008; Mangini y Fanjul, 2013).

Existen diferentes interacciones bióticas como la depredación, competencia, parásito-huésped y facilitación, las cuales moldean y estructuran las comunidades (Muñoz, 2016). Las bandadas mixtas representan una interacción de facilitación, en la que se beneficia al menos a una de las especies sin afectar negativamente a las demás (Stachowicz, 2001; Sridhar *et al.*, 2012; Palmer *et al.*, 2015). La facilitación podría ser de tipo mutualista (+, +), donde ambas especies sacan provecho al disminuir su riesgo de depredación, o podría ser comensalista (+,0), donde una de las especies se beneficia sin afectar a otra (Jullien y Clobert, 2000; Jullien y Thiollay, 2001). Así, se ha documentado que estas interacciones son dinámicas en tiempo y espacio y pueden verse afectadas por actividades antropogénicas y por fenómenos ambientales como el cambio climático (Gilman *et al.*, 2010).

#### ✓ **Beneficios de las bandadas mixtas**

De acuerdo con Sridhar *et al.*, (2009), los beneficios de las bandadas mixtas se resumen en dos aspectos generales: mejorar la eficiencia de la búsqueda de alimento y reducir el riesgo de depredación.

#### ✓ **Beneficios de la búsqueda de alimento (forrajeo)**

Durante el proceso de forrajeo, los miembros de la bandada podrían llegar a conseguir una mayor cantidad de alimento en comparación a una búsqueda individual (Colorado-Zuluaga, 2013). También, dentro de las bandadas, las aves

evitan parches de alimento previamente utilizados por otras aves, a fin de lograr una búsqueda eficiente de los recursos (Beauchamp, 2005). Algunos estudios han evidenciado que a través del aprendizaje social, los miembros de la bandada logran ubicar sitios con alta oferta alimenticia, haciendo más productiva la búsqueda de alimento (Greenberg, 2000; Richardson *et al.*, 2022).

#### ✓ **Beneficios de reducir el riesgo de depredación**

En algunas ocasiones, el riesgo de depredación disminuye a través de la figura del “rebaño egoísta”, en la medida que se interpone un individuo generalmente joven entre la bandada y el depredador (Murdoch, 2012). En otros casos, se presenta el “efecto de confusión o dilución”, en el cual el depredador no es capaz de elegir presas individuales en un grupo, debido a la complejidad de seguir, detectar y atrapar un individuo que se mueve entre otras presas similares (Sridhar y Shanker, 2013). Finalmente, la teoría de “muchos ojos”, plantea que los grupos grandes son más efectivos en detectar depredadores, debido a que varios ojos ven mejor que uno (Colorado-Zuluaga, 2013).

Además de evitar depredadores y encontrar alimento, existen otros beneficios potenciales de las agrupaciones entre múltiples especies, como la posibilidad de encontrar una pareja, la protección contra adversidades climáticas, el aumento en la eficiencia del movimiento o la combinación de dos o más de estos factores (Krause y Ruxton, 2002; Zoratto *et al.*, 2009).

#### **4.1.2. Roles sociales**

Dentro de las bandadas mixtas, los miembros integrantes logran desarrollar comportamientos sociales complejos y desempeñar diferentes roles (Mangini y

Fanjul, 2013); algunas de las categorías propuestas son: especies nucleares (activas y pasivas), acompañantes y accidentales (Goodale y Beauchamp, 2010). Estos roles son asumidos según las características propias de cada especie, a fin de cumplir con tareas específicas (Farley *et al.*, 2008):

- ✓ **Especies nucleares activas:** tienen un comportamiento particular que estimula la formación de bandadas y mantiene la cohesión (Amaral y Ragusa-Netto, 2008). Generalmente, cuentan con características conspicuas en su plumaje, vocalizaciones y movimientos activos, lo que comúnmente atrae a otras especies y favorece su seguimiento (Contreras y Sieving, 2011).
- ✓ **Especies nucleares pasivas o centinelas:** Son aquellas que perchan en lugares generalmente expuestos y altos (Bednekoff *et al.*, 2008; Bell *et al.*, 2009), a fin de logran detectar y evaluar señales de posibles depredadores, produciendo si es el caso, continuos llamados de alerta (Hollén *et al.*, 2008).
- ✓ **Acompañantes o accidentales:** su función principal dentro de las bandadas es aumentar el número de individuos y, por consiguiente, la eficiencia de forrajeo del grupo, contribuyendo a reducir las probabilidades de depredación (Farley *et al.*, 2008); en algunos casos, no tendrían ningún efecto, pero sí podrían obtener algún beneficio (Ragusa-Netto, 2002; Sridhar *et al.*, 2009).

## 4.2. Coberturas Vegetales

El catálogo de patrones de usos del suelo compilado por IDEAM (2012), describe las diferentes coberturas vegetales presentes en el territorio colombiano, a partir de información recolectada por medio de salidas de campo y fotografías satelitales Landsat 7 ETM +. El catálogo divide a las coberturas en cinco niveles generales: territorios artificiales, agrícolas, bosques y áreas seminaturales, áreas húmedas y

superficies de agua; algunas coberturas presentan subdivisiones, por lo que se pueden identificar hasta 46 coberturas vegetales, entre ellas:

- **Bosque denso:** Esta cobertura está dominada por elementos arbóreos cuyo dosel tiene alturas superiores a los cinco metros y abarca un continuo arbóreo de al menos el 70% del área total. La intervención suele ser selectiva y no presenta una alteración en la estructura original y las funciones asociadas.
- **Bosque fragmentado:** Son territorios cubiertos por bosques naturales densos o de dosel abierto, cuya continuidad ha sido interrumpida por otras coberturas como pastos, cultivos u otro tipo de vegetación; en general, las áreas intervenidas representan entre el 5 y 30% del área total.
- **Pastos arbolados:** Abarca pastizales y potreros con presencia de árboles dispersos con un dosel superior a cinco metros. La matriz de árboles tiene un porcentaje superior al 30% y menor al 50% del área arbolada.

## 5. ANTECEDENTES

Los estudios en bandadas mixtas se han abordado a lo largo de distintos continentes, a partir de temáticas como: composición, estructura, roles sociales, beneficios obtenidos por la avifauna y efectos de los gradientes latitudinales, altitudinales y de perturbación antropogénica sobre las bandadas.

### **A escala Mundial:**

Con el fin de comprobar la hipótesis sobre los beneficios obtenidos dentro de las bandadas mixtas contra el riesgo de depredación, Powell (1974), llevó a cabo un experimento en California, Estados Unidos, con dos especies de aves en cautiverio:

*Agelaius tricolor* (Audubon, 1837) y *Sturnus vulgaris* (Linnaeus, 1758), y un gavilán disecado de *Accipiter cooperii* (Bonaparte, 1828). Powell (1974) simuló el vuelo del halcón por encima de la jaula y con un micrófono grabó la reacción de los individuos en cautiverio; también, midió el tiempo en el que tardaron en detectar al depredador. El experimento se hizo con un individuo por especie, luego con grupos de la misma especie y finalmente, formó bandadas mixtas con las dos especies. Los resultados demostraron que hubo una detección más rápida del depredador por parte de los individuos que hacían parte de la bandada mixta, sugiriendo que las especies adquieren ventajas en términos de vigilancia.

A lo largo de un gradiente antropogénico en Malasia, Lee *et al.* (2005) estudiaron durante cuatro meses, los efectos de la perturbación del hábitat sobre las bandadas mixtas de aves, comparando la riqueza y composición de especies por bandada, en tres tipos de hábitat (interior del bosque, borde del bosque y zona urbana). Los autores encontraron una mayor riqueza en las bandadas mixtas de interior de bosque y borde de bosque, respecto a las bandadas de la zona urbana. Lo anterior, debido a que la vegetación al interior del bosque fue más compleja y tuvo una mayor cantidad de microhábitats, lo que favoreció la conformación y estabilidad de un mayor número de bandadas mixtas.

En Sri Lanka y al sur de la India, en Asia, Goodale *et al.* (2014) estudiaron durante tres años el efecto de la degradación del hábitat sobre las bandadas mixtas, a lo largo de un gradiente altitudinal (90-2180 m) en tres parques naturales. Al interior de los sitios y por medio de transectos de aproximadamente 2 km, compararon la abundancia relativa y composición de las bandadas mixtas de aves, respecto a zonas de amortiguamiento, bosques degradados y bosques con plantaciones de maderas comerciales no nativas. Los resultados demostraron que el número de bandadas mixtas fue escaso en las zonas degradadas y de plantaciones madereras, mientras que, en los sitios de amortiguamiento, las bandadas mixtas se observaron

en igual medida que en los bosques, con la diferencia de que contenían menos especies y menos individuos.

En Tanzania, Cordeiro *et al.* (2015), evaluaron por medio de transectos establecidos en dos ambientes: bosque continuo (seis sitios) y bosque fragmentado (cinco sitios), las consecuencias de la fragmentación de bosque sobre la composición de bandadas mixtas, a partir de la presencia y ausencia de la especie nuclear *Dicrurus ludwigii* (Smith, 1834). Para evaluar la eficacia de *D. ludwigii* como especie nuclear, realizaron experimentos de playback durante cinco meses en todos los sitios a través de la amplificación de los llamados de la especie, y registraron todas las respuestas de las aves que se acercaban y/o respondían a los llamados. En total, detectaron 66 bandadas mixtas (36 en bosques continuos y 30 en bosques fragmentados), 4597 individuos (3361 en bosques continuos y 1236 en bosques fragmentados) y 49 especies (41 en bosques continuos y 39 en bosques fragmentados) y encontraron que, en los bosques fragmentados, las bandadas mixtas fueron más pequeñas y tuvieron menos individuos y menos especies.

Así mismo, en los bosques fragmentados, las bandadas presentaron una mayor proporción de especies generalistas, una disminución de especies insectívoras y un incremento de especies omnívoras. El experimento de playback demostró que *D. ludwigii* se comportó como especie nuclear, ya que se encontró en el 86% de las bandadas mixtas en los dos ambientes. Las bandadas mixtas que incluyeron esta especie fueron significativamente más grandes que aquellas donde estuvo ausente, especialmente en bosques continuos. Estos resultados indicaron que la pérdida o disminución de la abundancia de especies nucleares por perturbación, podría ser un factor importante en la conformación de las bandadas mixtas.

## **Neotrópico**

A fin de conocer los comportamientos responsables de la formación y mantenimiento de las bandadas mixtas, Moynihan (1962) realizó observaciones durante tres años en Panamá. Los resultados brindaron una descripción generalizada de las características más relevantes a nivel morfológico: plumaje y tamaño, ecológico: grupo trófico y preferencia de hábitat y de comportamiento: patrones de distribución y actividad diaria. A partir de las observaciones realizadas, propuso las primeras definiciones para roles sociales dentro de las bandadas y planteó la hipótesis de beneficios, haciendo referencia a una mayor eficiencia en la búsqueda de alimento y a una detección más rápida de depredadores.

Maldonado-Coelho y Marini (2000) evaluaron los efectos de la fragmentación de bosque sobre las bandadas mixtas en Brasil durante tres años y analizaron la riqueza y composición de aves respecto al tamaño de un fragmento y su etapa sucesional, durante la estación seca y lluviosa. Utilizando puntos de conteo, demostraron que el tamaño del fragmento, la forma y el clima afectaron significativamente la composición y riqueza de las bandadas, a partir de factores como disponibilidad de recursos y épocas de reproducción.

Los mismos autores a través de la misma metodología de puntos de conteo, ampliaron la zona de estudio a nueve fragmentos, haciendo énfasis en la estación seca y lluviosa a lo largo de un año. Los resultados demostraron que el área del fragmento tiene un efecto significativo en la estabilidad de las bandadas mixtas, dado que las bandadas que se observaron forrajeando juntas por al menos una hora, fueron más estables, mientras que aquellas que se desintegraron en menos de una hora fueron más inestables. En cuanto a la riqueza, encontraron que el tamaño de la bandada es directamente proporcional al tamaño del fragmento, tanto en la estación lluviosa como en la seca y que la riqueza de aves fue mayor durante la estación seca (Maldonado-Coelho y Marini, 2003).

En un bosque nublado en La Paz, Bolivia, Martínez (2003) evaluó durante seis meses la composición, uso de sustratos y estratos, y posibles roles sociales de las bandadas mixtas por medio de puntos de conteo, captura y anillamiento de aves. En total, registró 25 bandadas mixtas y observó un total de 33 especies de nueve familias, en las que Thraupidae y Tyrannidae fueron las más abundantes dentro de las bandadas; adicionalmente, el dosel fue el estrato más usado y el sustrato de ramas-hojas fue el más frecuentado.

Matthysen (2008) evaluó el comportamiento de búsqueda de alimento de especies insectívoras asociadas a bandadas mixtas en dos bosques altoandinos con diferente nivel de perturbación antropogénica en Cochabamba, Bolivia. Los muestreos se realizaron durante tres meses por medio de observaciones sistemáticas y para cada individuo registró el sustrato, maniobra y altura de forrajeo. Encontró que, en los dos bosques, tanto las maniobras de forrajeo como los sitios utilizados para conseguir alimento, variaron significativamente, evidenciando que en el sitio menos perturbado las bandadas eran más grandes y estaban compuestas por una mayor cantidad de especies especialistas. Por el contrario, en el bosque perturbado solo registró una especie especialista y una menor cantidad de individuos.

En la Selva Montana de Yungas, Argentina, Fanjul y Echevarría (2015) evaluaron la estructura, organización social y composición de bandadas mixtas a lo largo de un gradiente latitudinal en tres localidades: Parque Sierra de San Javier, Parque Nacional Campo de los Alisos y finca Higuerrilla. Los muestreos se realizaron durante tres años por medio de observaciones y registraron la riqueza, abundancia relativa, uso de estrato y sustrato de la avifauna. Los autores registraron un mayor número de bandadas mixtas en el Parque Sierra de San Javier con 51, seguido de la finca Higuerrilla con 46 y, por último, el Parque Nacional Campo de los Alisos con 27. Las bandadas estuvieron compuestas por tres a cinco especies en promedio, las cuales variaron a lo largo del gradiente latitudinal. El estrato más utilizado fue el

de dosel medio, seguido por el de dosel bajo, sotobosque y por último el de dosel alto. El sustrato más utilizado fue el de follaje, seguido por el de corteza, hojarasca y epífitas. Finalmente, reportaron cuatro especies nucleares, 21 especies acompañantes y 20 ocasionales.

En Ecuador, Vásquez-Ávila (2019) evaluó durante seis meses la variación de la composición, estructura y estabilidad de las redes de interacción de bandadas mixtas, en tres sitios de muestreo con diferente tipo de cobertura vegetal, dentro del Parque Nacional Cajas. Los sitios estuvieron representados por un área de protección y conservación natural que se clasificó como bosque nativo, una zona de pastizales y matorrales con fuerte presencia de actividades agropecuarias y una zona que limitó con un área urbana que se clasificó como cercas vivas. La avifauna se caracterizó por medio de transectos y las redes de interacción se elaboraron con base en la co-ocurrencia de especies por transecto individual en los sitios de muestreo.

Vásquez-Ávila encontró un mayor número de bandadas mixtas en el bosque nativo con 126, seguido de los matorrales con 116 y finalmente las cercas vivas con 114. Los análisis demostraron que no hubo diferencias significativas en la composición de bandadas mixtas a lo largo de las distintas coberturas vegetales, debido a que la riqueza de especies fue similar entre los tres tipos de cobertura. Finalmente, en las redes de interacción, encontró diferencias significativas entre los tipos de vegetación respecto al número de interacciones, en las frecuencias de las bandadas y el agrupamiento. El bosque nativo figuró como aquel con mayor variación, evidenciando redes más estables; en las zonas perturbadas, las redes fueron inestables y podrían haber generado la desintegración de las bandadas mixtas.

## **Colombia**

Para Colombia, Bohórquez (2003) determinó por medio de observaciones y vocalizaciones el patrón anual, la frecuencia de ocurrencia de aves, y composición y tamaño de las bandadas mixtas en un bosque de niebla en la Reserva Natural La Planada, al suroccidente del país. Los resultados mostraron un total de 71 especies en 184 bandadas mixtas, las cuales fueron más frecuentes y de mayor tamaño durante la época no reproductiva. También, identificó un patrón de actividad que se redujo al inicio del día y al final de la tarde, lo que sugiere que las aves se unieron a las bandadas durante un tiempo determinado; además, encontró que la mayoría de bandadas mixtas contenían sólo uno o dos individuos por especie.

En el departamento del Quindío, Arbeláez-Cortés *et al.* (2011) evaluaron durante seis meses la composición de especies y los patrones de actividad de las bandadas mixtas de aves en tres hábitats: bosque maduro, bosque secundario y plantaciones forestales de pino y eucalipto. Por medio de observaciones directas identificaron las especies integrantes, número de individuos, comportamientos hostiles y ataques de depredadores. Observaron un total de 104 bandadas mixtas que variaron entre cuatro y 21 individuos y evidenciaron 16 comportamientos hostiles en 10 bandadas; también, reportaron dos ataques por parte de depredadores y la respuesta de los individuos emitiendo sonidos de alarma simultáneos a fin de confundir al depredador. Encontraron que el número de especies por bandada no varió significativamente entre los tres hábitats; sin embargo, el número de bandadas sí cambió, debido a que en el área de estudio la vegetación estaba en diferentes etapas de crecimiento.

Con el fin de identificar las variables ecológicas influyentes en la prevalencia de hemoparásitos, González *et al.*, (2014) capturaron y tomaron muestras de sangre de 2183 aves en nueve lugares de Colombia, entre los que se incluyeron áreas urbanas y reservas naturales con diferentes tipos de vegetación. Los resultados obtenidos indicaron que las especies de aves que regularmente participan en bandadas mixtas, tienden a presentar una mayor prevalencia de parásitos como

*Haemoproetus* sp. y *Leucocytozoon* sp. Dentro de las capturas, *Anisognathus igniventris* (D'Orbigny y Lafresnaye, 1837), *Anisognathus somptuosus* (Lesson, 1831), *Atlapetes albinucha* (Lafresnaye y D'Orbigny, 1838), *Atlapetes pallidinucha* (Boissonneau, 1840) y otras especies que por lo general cumplen con el rol de nucleares, estuvieron infectadas por los dos hemoparásitos. En consecuencia, se puede deducir que la participación de la avifauna en bandadas mixtas, además de traer beneficios ecológicos, podría traer consigo altas tasas de infección parasitaria.

Marín-Gómez y Arbeláez-Cortés (2015) evaluaron durante un año el cambio en la composición de especies asociadas a bandadas mixtas por medio de observaciones a lo largo de senderos ubicados en siete localidades de los Andes Centrales de Colombia: El Ocaso (1000 m), El Silencio (1700 m), Barbas-Bremen (1900 m), Las Torres (2300 m), La Patasola (2600 m), Acaime (3000 m) y Alto Quindío (3300 m). Encontraron un total de 212 bandadas mixtas representadas por 164 especies y 1684 individuos. Los resultados sugirieron que es posible detectar variaciones en la composición de bandadas mixtas, cuando los sitios que se comparan están separados por al menos 500 metros de altitud; además, encontraron que la variación en cuanto a composición, no sólo está relacionada con la altitud, sino también con la presencia de barreras geográficas.

En el Parque Nacional Natural Chingaza, Acosta (2016) determinó la composición, estructura y roles de las bandadas mixtas de aves, a partir de observaciones realizadas durante cuatro meses y aproximadamente 10 horas diarias. Clasificó las especies según el estrato de forrajeo y de acuerdo a la frecuencia de aparición dentro de las bandadas mixtas, las catalogó como regulares, comunes, poco comunes y raras. Encontró un total de 104 bandadas mixtas y 24 especies, de las cuales 17 se asociaron al dosel; también, detectó siete especies que, según su frecuencia, cumplieron el rol de regulares, seis tuvieron el rol de comunes, cinco fueron poco comunes y seis fueron consideradas raras.

En el departamento de Caldas, Gómez-Rodríguez (2021) describió la composición de bandadas mixtas y su variación en estructura en tres coberturas vegetales: bosque intervenido, bosque secundario y bosque maduro. Por medio de transectos, registró el número de individuos, uso de la estratificación vertical y comportamientos que podrían indicar potenciales roles sociales dentro de las bandadas mixtas. También, tuvo en cuenta datos como masa, dieta y grado de sensibilidad a las perturbaciones, a fin de realizar análisis de diversidad funcional. Encontró 58 especies de 15 familias, de las cuales 13 estuvieron en el bosque intervenido, 25 en el bosque secundario y 22 en el bosque maduro. Así mismo, encontró que algunas especies fueron generalistas y utilizaron todo tipo de estratos y coberturas vegetales, y que otras especies fueron especialistas, debido a que se encontraron únicamente en el bosque maduro. Finalmente, encontró que en el bosque intervenido se presentaron menos interacciones, a diferencia del bosque maduro y el bosque secundario.

## **6. MARCO METODOLÓGICO**

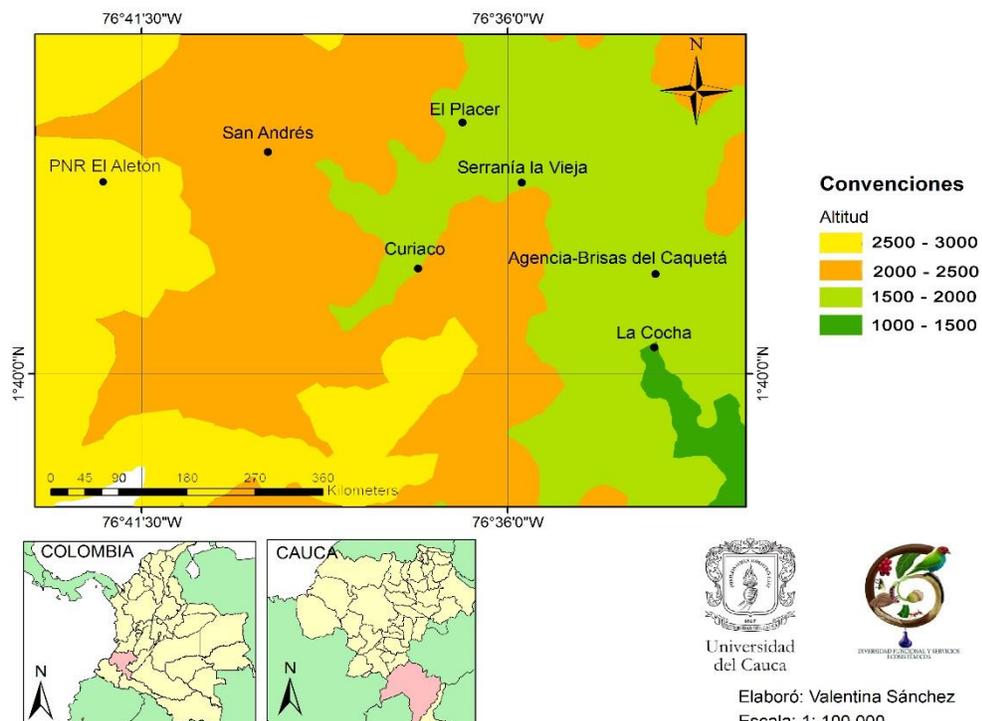
### **ÁREA DE ESTUDIO**

El estudio se llevó a cabo en el municipio de Santa Rosa, al suroccidente del departamento del Cauca, dentro de la denominada Bota Caucana, en el Macizo colombiano (Figura 1). Políticamente, el municipio de Santa Rosa cuenta con una extensión de 3.198 km<sup>2</sup> y se encuentra dividido en dos zonas: alta, con un área de 1.926 km<sup>2</sup> y media con 1.272 km<sup>2</sup> (EOT, 2004). Al norte, limita con el municipio de San Sebastián (Cauca), al sur con los municipios de Piamonte (Cauca) y el departamento de Putumayo, al oriente con los departamentos del Huila y Caquetá, y al occidente, con el municipio de Bolívar (Cauca) y los departamentos de Nariño

y Putumayo (Alcaldía Municipal de Santa Rosa, 2012). El municipio de Santa Rosa se encuentra dividido en cuatro corregimientos: San Juan de Villalobos, Descanse, Santa Marta y la cabecera municipal (Alcaldía Municipal de Santa Rosa, 2020).

Según el Departamento Administrativo Nacional de Estadística (DANE), para el 2020, el municipio de Santa Rosa contaba con 5.383 habitantes de los que 674 se encontraban en la cabecera municipal y 4709 en las zonas rurales. Estos habitantes se dedican a la producción agropecuaria de cultivos de caña de azúcar, maíz, granadilla, café, entre otros, tanto para consumo doméstico como para comercialización entre comunidades cercanas (Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2015). En Santa Rosa habitan comunidades indígenas pertenecientes a las etnias Inga y Yanacona, establecidas en los resguardos de Mandiyaco, Santa Marta y San José de Descanse (Alcaldía Municipal de Santa Rosa, 2020), los cuales representan el 20% de la población del municipio (PNUD, 2018).

El municipio de Santa Rosa se encuentra entre los 600-3700 m y presenta una gran variedad de relieves y climas que varían desde cálido a muy húmedo, precipitaciones anuales entre 2800-3000 mm y dos épocas climáticas marcadas, una de lluvias continuas que inician en mayo y finalizan en octubre y otra de lluvias interrumpidas en lo que resta del año. Las zonas de vida que se encuentran en el área de estudio son bosque subandino, bosque andino, bosque altoandino y subpáramo (Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2015). De igual manera, Santa Rosa cuenta con áreas protegidas como los Parques Nacionales Naturales Complejo Volcánico Doña Juana-Cascabel y la Serranía de los Churumbelos, y otras figuras de protección como el Parque Natural Regional (PNR) El Aletón y las reservas forestales de serranía La Vieja y Oxígeno-Verdeyaco (Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2015; Alcaldía Municipal de Santa Rosa, 2020).



**Figura 1.** Ubicación del área de estudio en el municipio de Santa Rosa, Cauca (Fuente: ArcGis. Elaborado: V. Sánchez-Molano).

El municipio de Santa Rosa se encuentra dentro del Piedemonte Andino-Amazónico junto con otros 26 municipios de cuatro departamentos: Cauca, Caquetá, Putumayo y Nariño. Esta zona de piedemonte se ubica en la cordillera Oriental de Colombia, Ecuador y el norte de Perú y abarca aproximadamente 9.500.000 ha, incluyendo dos ecorregiones terrestres principales: los páramos de los Andes del Norte y los bosques montanos de Sudamérica (Hernández-Manrique y Naranjo, 2007). Dentro del piedemonte Andino-Amazónico colombiano, se encuentran áreas de interés para la conservación como la Laguna de la Cocha, un sitio Ramsar elegido desde el año 2000 y adicionalmente es un Área Importante para la Conservación de las Aves (IBA) (Important Bird Area, por sus siglas en inglés), (CO166) (BirdLife International, 2023), el corredor Biológico PNN Puracé-PNN Cueva de los Guácharos, la Serranía de los Churumbelos, que también es un IBA (CO066) (BirdLife International, 2023) y el Complejo Volcánico Doña Juana-Cascabel (Barrera *et al.*, 2007). Debido a su historia biogeográfica, riqueza hídrica, climática y geológica, este municipio representa un punto de convergencia entre los ecosistemas andinos, subandinos y amazónicos, lo que explica su alta diversidad biológica y lo convierte en un sitio de interés para la conservación de la biodiversidad y la investigación científica (Barrera *et al.*, 2007).

#### **6.1.1. DESCRIPCIÓN DE LOS SECTORES DE ESTUDIO ELEGIDOS:**

Para facilitar la interpretación de los patrones ecológicos identificados durante el registro de las bandadas mixtas, los sectores de estudio se clasificaron según el tipo de cobertura vegetal dominante y la franja altitudinal asociada (Tabla 1). Así, el área de estudio estuvo representada por siete sectores, tres coberturas vegetales: bosque denso, bosque fragmentado y pastos arbolados y tres franjas de elevación: Superior (2580-2980 m), Intermedia (1876-2175 m) e Inferior (1836-1730 m), distribuidas a lo largo de un gradiente altitudinal localizado entre 1636-2980 m. A continuación, se presenta una descripción de los siete sectores de estudio elegidos, en función de las coberturas vegetales dominantes, identificadas a partir de los

criterios propuestos en el catálogo de patrones de uso del suelo del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM, 2012) y las observaciones realizadas en campo.

**Pastos Arbolados:** Dentro de esta cobertura vegetal se clasificó un solo sector: Agencia-Brisas del Caquetá ( $76^{\circ}57'80.05''$  N;  $1^{\circ}71'07.17''$  W), localizado a dos kilómetros al sur de la cabecera municipal y con elevaciones entre 1636-1730 m. Este sector se caracterizó por la presencia de asentamientos humanos, actividades de ganadería intensiva y presencia de cultivos agrícolas. Los continuos de bosque tuvieron un dosel abierto con alturas inferiores a diez metros y estuvieron inmersos en matrices de pastizales arbolados (Figura 2). La temperatura promedio fue de  $22^{\circ}\text{C}$  y de acuerdo a las clasificaciones propuestas por Holdridge (1967) y Cuatrecasas (1989), Agencia-Brisas del Caquetá se clasificó como bosque húmedo tropical (bmh-T) y como bosque subandino, respectivamente. De acuerdo a la altitud reportada (1636-1730 m), este sector se localizó en la franja inferior del gradiente altitudinal estudiado.

**Bosque fragmentado:** Esta cobertura estuvo presente en tres sectores: 1. Serranía la Vieja ( $1^{\circ}43'17.92''$  N;  $76^{\circ}35'49.98''$  W), ubicada a cinco km al norte de la cabecera municipal entre 1876-2175 m., 2. Curiaco ( $76^{\circ}62'18.45''$  N;  $1^{\circ}70'16.49''$  O), localizado a 10 kilómetros al norte de la cabecera municipal y con elevaciones entre 1910-2031m., y 3. San Andrés ( $76^{\circ}65'82.24''$  N;  $1^{\circ}71'70.92''$  O) ubicado a 18 kilómetros al norte de la cabecera municipal y con altitudes entre 2580-2603 m. La cobertura de bosque fragmentado estuvo representada por continuos de dosel abierto y cerrado, con alturas entre los 15 y 25 m, y en algunos puntos de conteo específicos, hubo presencia de pastos arbolados con potreros destinados a la ganadería y al pan coger para el consumo local (Figura 3). En Serranía La Vieja, Curiaco y San Andrés, los bordes entre la vegetación arbórea y abierta fueron abruptos y con continua presencia de actividades de tala. La temperatura ambiental osciló entre  $17-19^{\circ}\text{C}$  para los tres sectores; sin embargo, en San Andrés, el

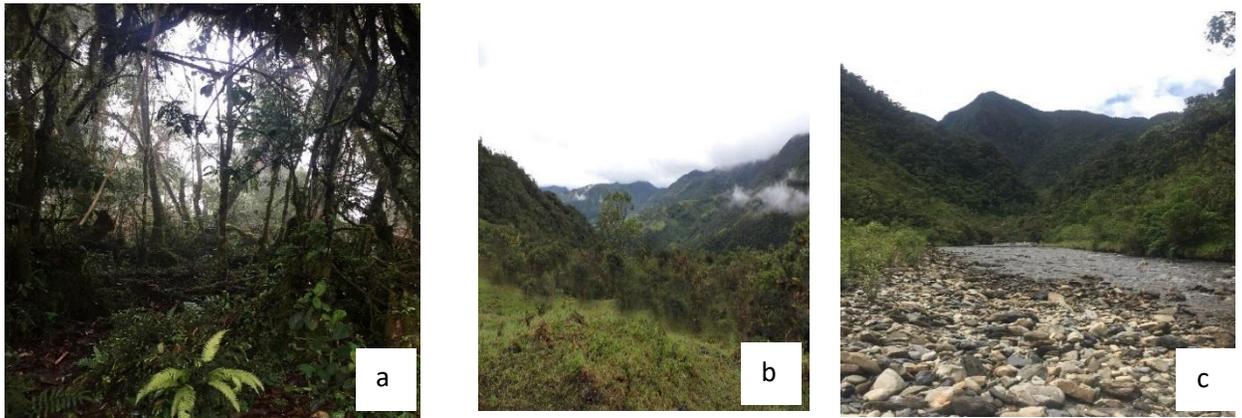
ambiente fue predominantemente húmedo y con elevada frecuencia de lluvias y niebla densa, mientras que, en Curiaco y Serranía La Vieja, el entorno fue más soleado y con pocas lluvias. De acuerdo a Holdridge (1967), los sectores se clasificaron como bosque húmedo tropical (bmh-T) y según Cuatrecasas (1989), Curiaco y Serranía La Vieja se clasificaron como bosques andinos y San Andrés como bosque altoandino. De acuerdo a la altitud promedio reportada, los sectores de Curiaco y Serranía La Vieja se clasificaron en la franja altitudinal intermedia (1876-2175m), en tanto que, San Andrés hizo parte de la franja altitudinal superior (2580-2980m).

**Bosque denso:** Dentro de esta cobertura vegetal se clasificaron tres sectores: 1. La Cocha (1°67'99.34" N; 76°56'86.02" W), ubicado aproximadamente a cinco kilómetros hacia el sur de la cabecera municipal, con altitudes entre 1643-1667 m., 2. El Placer (76°60'94.86" N; 1°73'15.97" O), localizado a 10 kilómetros al norte de la cabecera municipal con elevaciones entre 2021-2130 m., y 3. PNR El Aletón (76°70'33.48" N; 1°72'88.41" O), ubicado a 25 kilómetros al norte de la cabecera municipal, con altitudes entre 2728-2980 m. La cobertura bosque denso estuvo representada por vegetación espesa, epífitas abundantes y un dosel continuo y cerrado con alturas superiores a 20 m (Figura 4). En el PNR El Aletón, la vegetación tuvo una transición entre bosque altoandino, subpáramo y páramo, con abundantes arbustos y árboles de pequeño porte (15 m), el clima fue frío, con elevada humedad, nubosidad y neblina constantes. La temperatura promedio fue de 17°C. Para los sectores de La Cocha y El Placer, el clima fue lluvioso y predominantemente húmedo, con temperaturas cercanas a 19°C. De acuerdo a Holdridge (1967), los tres sectores se clasificaron como bosque húmedo tropical (bmh-T) y de acuerdo a Cuatrecasas (1989). De acuerdo al gradiente altitudinal estudiado, La Cocha se clasificó como bosque subandino y se ubicó en la Franja altitudinal inferior, El Placer se clasificó como bosque andino y se localizó en la Franja altitudinal intermedia, y

el PNR El Aletón se clasificó como subpáramo y se ubicó en la franja altitudinal superior.



**Figura 2.** Cobertura de pastos arbolados en los sectores de Agencia- Brisas del Caquetá.



**Figura 3.** Cobertura de bosque fragmentado en los sectores de: a. San Andrés, b. Serranía La Vieja y c. Curiaco.



**Figura 4.** Cobertura de bosque denso en los sectores de: a. PNR El Aletón, b. El Placer y c. La Cocha.

**Tabla 1.** Cobertura vegetal BD: Bosque denso; BF: Bosque fragmentado; PA: Pastos arbolados y franja altitudinal SU: Superior (2580-2980m); IN: Intermedia (1876-2175m); INF: Inferior (1836-1730m) identificada por sector de muestreo.

| Sector                     | Cobertura vegetal |    |    | Franja altitudinal |    |     |
|----------------------------|-------------------|----|----|--------------------|----|-----|
|                            | BD                | BF | PA | SU                 | IN | INF |
| PNR El Aletón              | •                 |    |    | •                  |    |     |
| San Andrés                 |                   | •  |    | •                  |    |     |
| El Placer                  | •                 |    |    |                    | •  |     |
| Serranía la Vieja          |                   | •  |    |                    | •  |     |
| Curiaco                    |                   | •  |    |                    | •  |     |
| Agencia-Brisas del Caquetá |                   |    | •  |                    |    | •   |
| La Cocha                   | •                 |    |    |                    |    | •   |

### 6.1.2. CARACTERIZACIÓN DE LA AVIFAUNA

#### Puntos de conteo

En cada uno de los siete sectores de estudio elegidos se ubicaron 10 puntos de conteo separados cada 200 m entre sí, a lo largo de un transecto de 2 km. Cada punto de conteo tuvo una duración de 30 minutos y un radio de observación de 25 metros (Hutto *et al.*, 1986; Ralph *et al.*, 1993), y por punto, se registraron todas las especies de aves detectadas por observación y audición. Los muestreos se realizaron desde las 6:00 a.m. hasta las 12:00 m durante siete días consecutivos por mes, destinando un día de muestreo por sector. Los muestreos se realizaron entre octubre, noviembre y diciembre de 2019, y enero y febrero de 2020. Por punto de conteo se registró la presencia de una bandada mixta cuando se observaron dos o más especies juntas y se evidenció cohesión entre ellas, es decir, desplazándose juntas hacia una misma dirección y con vocalizaciones continuas (Arbeláez-Cortés *et al.*, 2011; Suzuki, 2011). A partir de lo anterior, para cada bandada mixta se registraron las especies asociadas, el número de individuos por especie, estrato de la vegetación en el que se encontraron: herbáceo (<1.5 m), sotobosque (1.5-5 m) y dosel (>5 m), y el sustrato que utilizaron: corteza arbórea y follaje (hojas y ramas), epífitas (bromelias, musgos, líquenes), flores, suelo o aire (Tabla 2) (Remsen, 1985; Martínez, 2003). Para determinar el posible rol social, se registró la frecuencia de ocurrencia de cada especie dentro de las bandadas y de acuerdo a la clasificación propuesta por Martínez (2003), se identificaron las especies como nucleares activas, pasivas y acompañantes (Farley *et al.*, 2008; Goodale y Beauchamp, 2010; Zou *et al.*, 2018). Así mismo, las especies se clasificaron en grupos tróficos: Insectívoros, Frugívoros, Granívoros, Frugívoros-Insectívoros y Nectarívoros, de acuerdo a Billerman *et al.*, (2022). Para la taxonomía y ordenamiento filogenético se siguió a Remsen *et al.* (2022).

**Tabla 2.** Sustratos de alimentación en los que se encontró a la avifauna perteneciente a bandadas mixtas en el área de estudio y su descripción

| Sustrato | Descripción   |
|----------|---|
| Aire     | Se posan en lugares específicos y atrapan presas al vuelo |

|                 |  |
|-----------------|--|
| Corteza arbórea | Picotean fuertemente la corteza de los árboles para extraer alimento                           |
| Follaje         | Se mueven por la vegetación haciendo vuelos cortos y saltando entre ramas                      |
| Epífitas        | Buscan insectos, anfibios y reptiles en las estructuras almacenadoras de agua de estas plantas |
| Flores          | Obtienen néctar de las flores  |
| Suelo           | Buscan insectos y frutos entre la vegetación del suelo   |

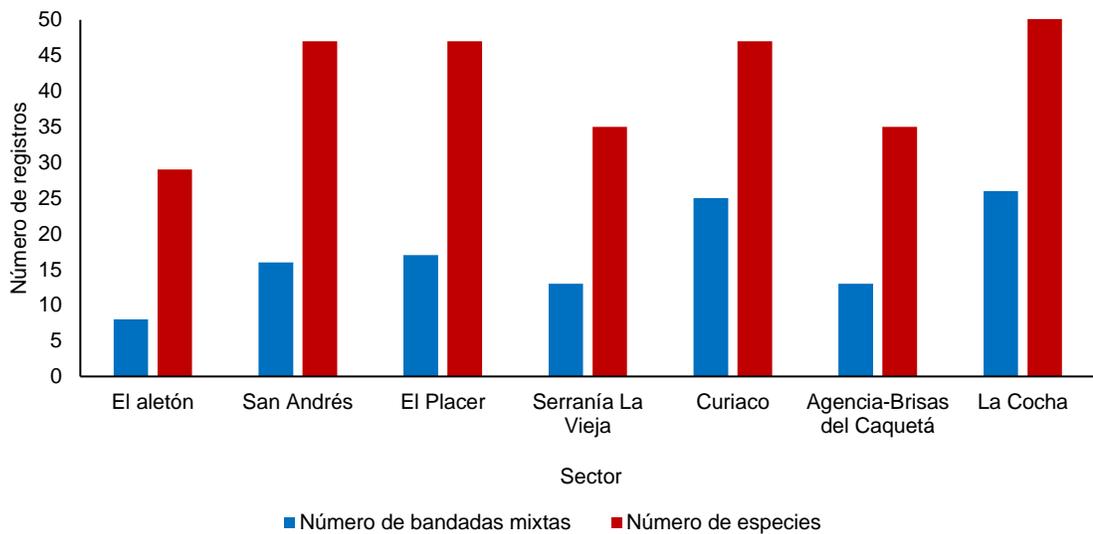
### 6.1.3. ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN

- Por medio de Modelos Lineales Generalizados (MLG) con distribución binomial (presencia/ausencia), se evaluaron las diferencias cuantitativas entre las abundancias relativas registradas para las especies de aves reportadas en las bandadas, tanto entre sectores de estudio, coberturas vegetales y meses de muestreo. En los MLG se consideraron como variables fijas el sector, tipo de cobertura y altitud, mientras que se consideraron como variables aleatorias, la riqueza, abundancia relativa y mes de muestreo. Los MLG se construyeron utilizando el software R de libre acceso, versión 3.2.2.
- Para determinar el rol social de las especies que participaron en las bandadas mixtas, se tuvo en cuenta la frecuencia de ocurrencia registrada por especie y las características conductuales observadas en campo. Para establecer los roles se consideraron como especies nucleares activas, aquellas que presentaron frecuencias de ocurrencia superiores al 60%, como nucleares pasivas, aquellas con una frecuencia de ocurrencia entre 30-60%, y como acompañantes o accidentales, una frecuencia de ocurrencia inferior al 30% en las bandadas registradas (Greenberg, 2000; Martínez, 2003).

## 7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

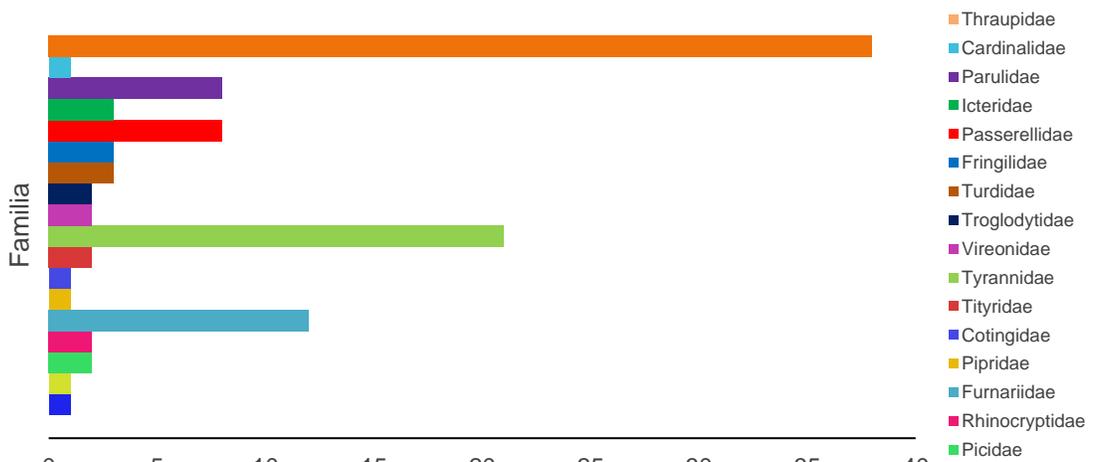
### Riqueza, abundancia relativa y composición de las bandadas mixtas

En los siete sectores muestreados se registraron 118 bandadas mixtas conformadas por 110 especies de aves, de 18 familias y dos órdenes (Anexo 1). De este total, cuatro especies son migratorias boreales: *Cardellina canadensis* (Linneo, 1766), *Piranga rubra* (Linneo, 1758), *Setophaga fusca* y *S. cerulea* (Wilson, 1810); esta última, es un ave de interés para la conservación, debido a que se encuentra amenazada de extinción en la categoría Vulnerable, tanto a nivel nacional como global (Ayerbe-Quiñones, 2018; IUCN, 2022). En promedio, cada bandada estuvo compuesta por seis especies y nueve individuos, y se evidenció que el incremento del tamaño de las bandadas fue por la adición de nuevas especies, más no por el ingreso de individuos de especies ya participantes. En cuanto a los sectores, el mayor número de bandadas mixtas y de especies asociadas se registró en La Cocha, con 26 bandadas mixtas y 54 especies, mientras que la menor cantidad de bandadas se reportó en el PNR El Aletón, con ocho bandadas y 29 especies (Figura 5).



**Figura 5.** Número de bandadas mixtas y de especies de aves participantes registradas por sector.

Las familias con mayor cantidad de aves asociadas a las bandadas mixtas fueron Thraupidae con 38 y Tyrannidae con 21 especies; para las 16 familias restantes, se registraron menos de 11 especies (Figura 6). Las aves con mayor abundancia



**Figura 6.** Número de familias y de especies identificadas en las 118 bandadas mixtas registradas.

relativa fueron *Setophaga fusca* con 117 registros, seguida por *Myioborus miniatus* con 69, *Basileuterus tristriatus* con 62 y *Tangara xanthocephala* con 57 (Anexo 1).

Los resultados obtenidos fueron similares a los encontrados por Cockburn (2012) en el Parque Nacional Natural Yasuní, en Ecuador (2350-3550 m), donde registraron 93 bandadas mixtas y las familias con mayor cantidad de especies fueron Thraupidae con 13 y Tyrannidae (7). Por otra parte, las familias con menor cantidad de integrantes fueron Icteridae y Picidae, con una especie cada una. En las Yungas Argentinas, Fanjul *et al.* (2021) registraron 325 bandadas mixtas donde las familias Tyrannidae con 12 especies, Furnariidae con 10 especies y Thraupidae con nueve, fueron las familias con mayor riqueza. Así mismo, en un bosque submontano al sur de Brasil, da Luz *et al.* (2022) registraron 152 bandadas mixtas integradas por 24 familias donde las que presentaron mayor riqueza de especies fueron Thraupidae con 15 especies, Tyrannidae con ocho y Furnariidae con seis, fueron aquellas con la mayor cantidad de especies.

En un estudio realizado desde el Norte de Colombia hasta el Norte de Perú, Colorado y Rodewald (2015) encontraron 186 bandadas mixtas integradas por 220 especies y 27 familias. Thraupidae tuvo la mayor riqueza con 46 especies, seguida por Tyrannidae con 35 y Furnariidae con 24. Para las familias Cuculidae, Trogonidae, Capitonidae, Corvidae, Mimidae y Cotingidae se registró una sola especie.

A nivel nacional, en un bosque nublado en la reserva natural La Planada, Nariño, Bohórquez (2003) reportó 184 bandadas mixtas y 17 familias, siendo Thraupidae con 22 especies, Furnariidae con 12 y Tyrannidae con 10 las que presentaron la mayor riqueza; por el contrario, para Pipridae, Turdidae y Trogonidae solo se registró una especie. Así mismo, en la reserva natural La Patasola en el municipio de Salento, Quindío, Arbeláez-Cortés *et al.* (2011) identificaron 104 bandadas

mixtas y 17 familias, siendo Thraupidae con 18 especies, Furnariidae con 13 y Tyrannidae con 12, las que tuvieron la mayor riqueza, mientras que las 14 familias restantes tuvieron menos de 10 especies. Por otra parte, en los municipios de Norcasia y Samaná en el departamento de Caldas, Gómez-Rodríguez (2021) encontró 60 bandadas mixtas con 58 especies y 15 familias. Al igual que en los estudios anteriores, las tres familias con la mayor cantidad de especies fueron Thraupidae con 20 Furnariidae y Tyrannidae con cinco especies cada una.

La frecuente ocurrencia de la familia Thraupidae en las bandadas mixtas podría explicarse por su alta dominancia en los bosques del Neotrópico y, particularmente, en la región Andina (Sedano y Burns, 2010; McDermott y Rodewald, 2014), debido a que su distribución en diferentes gradientes altitudinales, les permite abarcar diferentes tipos de hábitats que se extienden desde tierras bajas hasta zonas de alta montaña (Burns y Naoki, 2004). En general, la mayoría de traúpidos se alimentan de frutos y complementan su dieta con néctar, insectos y otros artrópodos (Acevedo y Gonzáles, 2019; Ayala-Navarro, 2019), por lo que su abundancia relativa podría estar relacionada a una alta disponibilidad de recursos, usualmente presentes en bosques conservados.

Thraupidae se ha descrito como una de las familias más llamativas y vistosas del mundo, con plumajes que varían desde colores brillantes hasta tonos oscuros o grises, o una combinación de estos (Londoño-Zapata, 2006); lo anterior, sumado a sus hábitos gregarios, podrían explicar su ocurrencia en bandadas mixtas (Naoki, 2003; Sridhar *et al.*, 2009). Generalmente, los traúpidos se mueven en compañía, no solo con individuos de su misma especie o especies de su misma familia, sino también con representantes de diferentes grupos taxonómicos (Guevara *et al.*, 2011; Hilty, 2021). Se ha sugerido que la asociación de los traúpidos a las bandadas mixtas se da por la variedad de técnicas de forrajeo que utilizan, lo que genera una baja competencia interespecífica y facilita el movimiento y la interacción con otras especies (Winkler *et al.*, 2020b).

A lo largo del gradiente altitudinal estudiado, la riqueza y la abundancia relativa de las especies que integraron las bandadas mixtas presentaron diferencias entre los sectores de estudio ( $p < 0.05$ ). De acuerdo a los resultados obtenidos a través de los MLG con distribución binomial, 20 especies del total reportado dentro de las bandadas (Anexo 2), presentaron diferencias significativas en la abundancia relativa registrada entre sectores y entre meses de muestreo, 22 solamente entre sectores y siete presentaron diferencias entre meses (Tablas 3 y 4).

**Tabla 3.** Especies de aves que presentaron diferencias significativas entre las abundancias relativas registradas entre sectores ( $p < 0.05$ ).

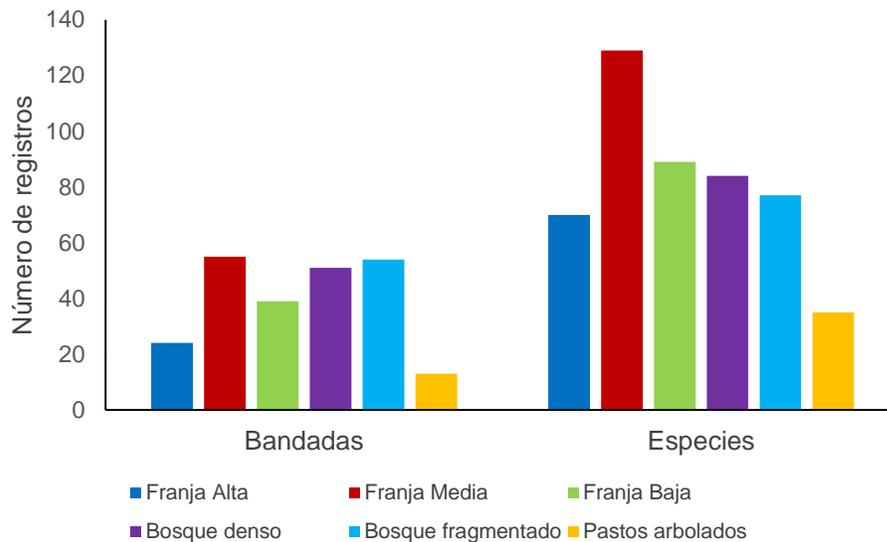
| <b>Especie</b>                    | <b>Covariable</b> | <b>Estadístico<br/>X<sup>2</sup></b> | <b>Significancia<br/>(p)</b> |
|-----------------------------------|-------------------|--------------------------------------|------------------------------|
| <i>Myioborus miniatus</i>         | Sector            | 17.58                                | 0.01**                       |
|                                   | Mes               | 5.21                                 | 0.27                         |
| <i>Chlorospingus parvirostris</i> | Sector            | 59.45                                | 5.83x10 <sup>-11***</sup>    |
|                                   | Mes               | 2.98                                 | 0.56                         |
| <i>Xiphorhynchus triangularis</i> | Sector            | 20.01                                | 2.7x10 <sup>-3**</sup>       |
|                                   | Mes               | 2.35                                 | 0.67                         |
| <i>Tangara parzudakii</i>         | Sector            | 22.92                                | 8.2x10 <sup>-4***</sup>      |
|                                   | Mes               | 1.59                                 | 0.81                         |
| <i>Chlorochrysa calliparaea</i>   | Sector            | 12.44                                | 0.05                         |
|                                   | Mes               | 7.37                                 | 0.12                         |
| <i>Tangara vassorii</i>           | Sector            | 32.16                                | 1.52x10 <sup>-5***</sup>     |
|                                   | Mes               | 4.65                                 | 0.32                         |
| <i>Stilpnia cyanicollis</i>       | Sector            | 16.68                                | 0.01*                        |
|                                   | Mes               | 7.73                                 | 0.10                         |
| <i>Chlorospingus flavopectus</i>  | Sector            | 16.81                                | 0.01*                        |
|                                   | Mes               | 2.92                                 | 0.57                         |
| <i>Iridophanes pulcherrimus</i>   | Sector            | 14.89                                | 0.02*                        |
|                                   | Mes               | 6.08                                 | 0.19                         |
| <i>Phyllomyias nigrocapillus</i>  | Sector            | 25.48                                | 3.0x10 <sup>-4***</sup>      |
|                                   | Mes               | 2.31                                 | 0.68                         |
| <i>Chalcothraupis ruficervix</i>  | Sector            | 19.32                                | 0.004**                      |
|                                   | Mes               | 6.25                                 | 0.18                         |
| <i>Eubucco bourcierii</i>         | Sector            | 17.78                                | 0.007**                      |
|                                   | Mes               | 0.49                                 | 0.97                         |
| <i>Conirostrum albifrons</i>      | Sector            | 15.09                                | 0.02*                        |

|                                   |        |       |         |
|-----------------------------------|--------|-------|---------|
|                                   | Mes    | 6.28  | 0.18    |
| <b><i>Cissopis leverianus</i></b> | Sector | 17.11 | 0.008** |
|                                   | Mes    | 6.66  | 0.15    |
| <b><i>Thraupis episcopus</i></b>  | Sector | 15.31 | 0.02*   |
|                                   | Mes    | 3.88  | 0.42    |

### **Bandadas mixtas registradas por franja altitudinal**

El mayor número de aves se reportó en la franja altitudinal intermedia (1876-2175 m) con 55 bandadas mixtas y 73 especies, seguido por la franja inferior (1636-1732 m) con 39 bandadas mixtas y 66 especies, y la franja altitudinal superior (2580-2980 m) con 24 bandadas mixtas y 56 especies (Figura 7). Los resultados obtenidos fueron similares a los encontrados en otros ecosistemas andinos, sugiriendo que la riqueza y composición de las bandadas mixtas varía a lo largo de gradientes altitudinales. Según Marín-Gómez y Arbeláez-Cortés (2015), las especies de aves suelen presentar una mayor frecuencia de ocurrencia a elevaciones intermedias (2300 m) (Arbeláez-Cortés y Marín-Gomez, 2012; Montaña-Centellas y Jones, 2021).

Este patrón ha sido comúnmente descrito en ecología, ya que la composición de la biota varía de manera predecible, disminuyendo a mayores elevaciones (McCain y Grytnes, 2010); lo anterior se debe a que las condiciones de temperatura, precipitación y oxígeno son más hostiles y no todas las especies presentan adaptaciones a dichas condiciones (Harrison y Whitehouse, 2011; Cintra y Naka, 2012; Kajiki *et al.*, 2018). Por otro lado, se hipotetiza que como a mayores altitudes el dosel disminuye se genera una simplificación de la estructura vegetal (Jankowski *et al.*, 2013, Kattan y Franco, 2004); teniendo en cuenta que las bandadas mixtas tienden a ser más comunes y numerosas en hábitats con vegetación compleja (McDermott y Rodewald, 2014; Zhang *et al.*, 2013), se esperaría una disminución en la composición y riqueza a elevaciones mayores.



**Figura 7.** Número de bandadas mixtas y de especies registradas por franja altitudinal y cobertura vegetal.

Algunas especies solo se registraron en una determinada franja altitudinal y cobertura vegetal (Tabla 4). En la franja altitudinal superior, representada por los sectores de PNR El Aletón y San Andrés (2580-2980 m), la frecuencia de ocurrencia reportada para *Chlorornis riefferii* (Boissonneau, 1840) presentó diferencias significativas entre sectores ( $\chi^2= 28.41$ ;  $p=7.87 \times 10^{-5}$ ). Los resultados obtenidos indicaron que esta especie solo estuvo presente en las bandadas mixtas de los sectores de PNR El Aletón y San Andrés, es decir, en zonas de bosque altoandino y subpáramo. Teniendo en cuenta el rango de distribución altitudinal señalado por Ayerbe (2018), *C. riefferii* (2200-2700m) suele asociarse más frecuentemente a bosques y bordes de bosque andinos, especialmente altoandinos, con elevada humedad y abundante presencia de musgo (Russell *et al.*, 2020; Hilty, 2021).

**Tabla 4.** Especies que solo fueron reportadas en una franja altitudinal (superior, intermedia e inferior) y cobertura vegetal (bosque denso, bosque fragmentado y pastos arbolados). Para cada especie se presenta la frecuencia de ocurrencia obtenida.

| Franja altitudinal |                                  |   | Cobertura vegetal                  |                             |                                    |
|--------------------|----------------------------------|---|------------------------------------|-----------------------------|------------------------------------|
| Franja             | Especie                          | X <sup>2</sup> (p)                                  | Cobertura                          | Especie                     | X <sup>2</sup> (p)                 |
| <b>Superior</b>    | <i>Chlorornis riefferii</i>      | x <sup>2</sup> =28.41;<br>p=7.87x10 <sup>-5</sup>   | <b>Bosque denso</b>                | <i>Sphenopsis frontalis</i> | X <sup>2</sup> = 14.79;<br>p= 0.02 |
|                    | <i>Cnemoscopus rubrirostris</i>  | x <sup>2</sup> = 93.62;<br>p= 2.2x10 <sup>-16</sup> |                                    | <b>Pastos arbolados</b>     | <i>Tangara arthus</i>              |
|                    | <i>Anisognathus lacrymosus</i>   | x <sup>2</sup> = 74.31<br>p= 5.31x10 <sup>-14</sup> | <i>Thraupis episcopus</i>          |                             | X <sup>2</sup> = 15.31;<br>p= 0.02 |
|                    | <b>Intermedia</b>                | <i>Chlorophonia cyanocephala</i>                    | x <sup>2</sup> = 14.43;<br>p= 0.02 |                             |                                    |
| <b>Inferior</b>    | <i>Eubucco bourcierii</i>        | x <sup>2</sup> = 17.78;<br>p= 0.007                 |                                    |                             |                                    |
|                    | <i>Chalcothraupis ruficervix</i> | x <sup>2</sup> =19.32;<br>p=0.004                   |                                    |                             |                                    |
|                    | <i>Thraupis episcopus</i>        | x <sup>2</sup> =15.31;<br>p= 0.02                   |                                    |                             |                                    |
|                    |                                  |   |                                    |                             |                                    |

Así mismo, los resultados obtenidos revelaron que la abundancia relativa registrada para *Cnemoscopus rubrirostris* (Lafresnaye, 1840) presentó diferencias significativas entre sectores (x<sup>2</sup>= 93.62; p= 2.2x10<sup>-16</sup>), debido a que esta especie estuvo presente únicamente en la franja altitudinal superior, es decir, en los sectores del PNR El Aletón y San Andrés. En Colombia, esta especie se distribuye desde los 2000 hasta los 3000 m (Ayerbe-Quiñones, 2018), y presenta una preferencia por bosques andinos, bosques altoandinos y subpáramo (Greeney *et al.*, 2022).

De igual manera, *Anisognathus lacrymosus* (Du Bus de Gisignies, 1846) se reportó únicamente en la franja altitudinal superior, por lo que los resultados obtenidos a través de los MLG, indicaron diferencias significativas respecto a los otros sectores

( $\chi^2= 74.31$   $p= 5.31 \times 10^{-14}$ ). En Colombia, esta especie se distribuye entre los 2000-3600 m (Ayerbe-Quiñones, 2018) y tiene preferencia por los bosques húmedos montanos y bordes de bosques (Hilty, 2021).

Por otra parte, *Chlorophonia cyanocephala* (Thunberg, 1822) fue reportada exclusivamente en la franja altitudinal intermedia, representada por los sectores de El Placer, Serranía La Vieja y Curiaco (1876-2175 m); y su abundancia relativa presentó diferencias significativas entre Curiaco (1876-2175 m) y los sectores ubicados en otras franjas ( $\chi^2= 14.43$ ;  $p= 0.02$ ). En Colombia, esta especie se ha documentado entre 600-3000 m en zonas de bosque subandino, andino y altoandino (Ayerbe, 2018).

Para la franja altitudinal inferior, representada por los sectores de Agencia-Brisas del Caquetá (1636-1730m) y La Cocha (1643-1667m), *Eubucco bourcierii* (Lafresnaye, 1845) presentó diferencias significativas ( $\chi^2= 17.78$ ;  $p= 0.007$ ), debido a que solo se registró en las bandadas mixtas en La Cocha. En Colombia, esta especie se ha reportado entre 900-2500 m, evidenciando su preferencia por franjas de bosque subandino (Hilty, 2021).

Las especies *Chalcothraupis ruficervix* (Prévost y Des Murs, 1846) y *Thraupis episcopus* (Linnaeus, 1766) se han reportado en franjas de bosque subandino y andino entre 1300 y 2600 m (Ayerbe, 2018). Los resultados obtenidos a través de los MLG evidenciaron diferencias significativas para la abundancia relativa reportada entre sectores (*C. ruficervix*:  $\chi^2= 19.32$ ;  $p=0.004$ , *T. episcopus*:  $\chi^2= 15.31$ ;  $p= 0.02$ ), lo que reveló una posible preferencia de ambas especies por bosques subandinos de baja elevación.

### **Bandadas mixtas registradas por cobertura vegetal**

En cuanto al número de bandadas y especies registradas por tipo de cobertura vegetal, en el bosque fragmentado se reportaron 51 bandadas y 84 especies, y en los pastos arbolados se registraron 13 bandadas y 35 especies (Figura 7). Los resultados obtenidos fueron similares a los publicados por Lee *et al.* (2005), dado que las coberturas de bosque denso y bosque fragmentado, albergaron la mayor cantidad de especies y, por lo tanto, de bandadas mixtas. Posiblemente, el dosel continuo de las coberturas vegetales ofreció una mayor cantidad de recursos y variedad de microhábitats, y fueron más atractivos para las diferentes especies de aves.

Estudios realizados en el Neotrópico han registrado resultados similares en cuanto a riqueza de bandadas mixtas en diferentes coberturas vegetales. Por ejemplo, en un bosque altoandino al sur de Ecuador, Vásquez-Ávila (2019) encontró que la riqueza de bandadas mixtas varió de acuerdo al tipo de vegetación; y registró la mayor cantidad de bandadas en el bosque nativo con 126 y 34 especies, y la menor cantidad en la cobertura de cercas vivas con 114 bandadas mixtas y 28 especies.

De igual forma, en el departamento de Caldas, Gómez-Rodríguez (2021) encontró un mayor número de especies asociadas a bandadas mixtas en las coberturas de bosque maduro y bosque secundario con 22 y 25 especies, respectivamente, a diferencia del bosque intervenido donde solo reportó 13 especies. Lo anterior demuestra que una mayor complejidad estructural favorece una alta disponibilidad de recursos, un mayor número de especies y de bandadas mixtas (Schleuter *et al.*, 2010).

La altura de la vegetación podría representar un factor limitante en el número de especies participantes en las bandadas, especialmente en la cobertura de pastos arbolados, debido a que la estructura de la vegetación suele relacionarse con la partición vertical de los recursos alimenticios y de albergue temporal. Generalmente, la variedad de recursos suele ser reducida en ambientes donde la altura del dosel

es inferior a los 10 metros (Montaño-Centellas y Garitano-Zavala, 2015; Zarco *et al.*, 2019; Gómez-Rodríguez, 2021).

Por lo tanto, la remoción y reemplazo de bosques nativos por cultivos o pastizales para ganadería intensiva, reduce la conectividad boscosa, incrementa la pérdida de dosel cerrado, aumenta la temperatura y las tasas de desecación, disminuye los recursos alimenticios para la avifauna y favorece una mayor presencia de depredadores (Mokross *et al.*, 2013; Montaño-Centellas, 2020), por lo que se limitaría el número de especies que podrían hacer uso de ese tipo de cobertura y reducir la probabilidad de conformar bandadas mixtas (Díaz-Bohórquez *et al.*, 2015).

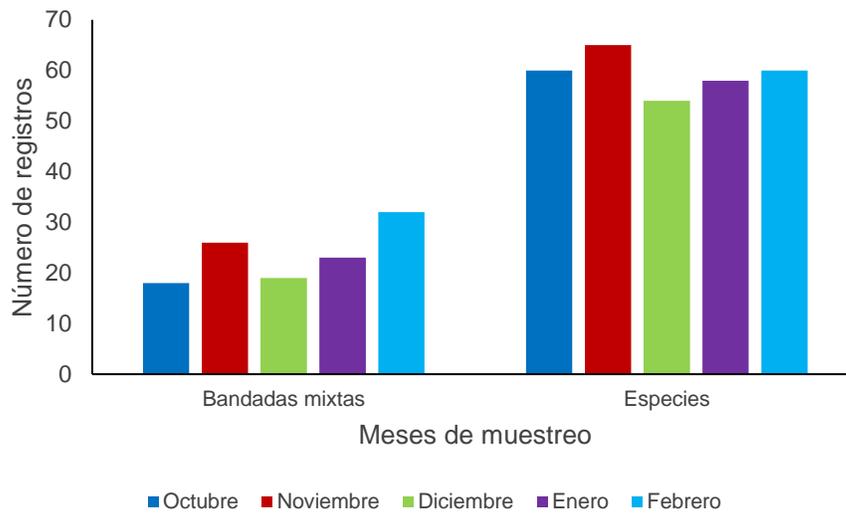
Algunas especies de aves se identificaron exclusivamente por tipo de cobertura vegetal (Tabla 4). Por ejemplo, *Sphenopsis frontalis* (Tschudi, 1844) se reportó únicamente en bandadas mixtas en el PNR El Aletón y El Placer, dos sectores con presencia de bosque denso; las abundancias relativas reportadas para esta especie presentaron diferencias significativas respecto a otros sectores ( $X^2= 14.79$ ;  $p= 0.02$ ). *S. frontalis* es una especie de interior de bosques húmedos, vegetación espesa y arbustos densos (Ayerbe-Quiñones, 2018; Hilty, 2020c). La especie *Tangara arthus* (Lesson, 1832) es una especie asociada a bordes de bosque y bosques secundarios con preferencia hacia interiores de bosque (Cameron y Burns, 2020), se reportó exclusivamente en los sectores de El Placer y La Cocha, evidenciando una preferencia por coberturas de bosque denso.

Los resultados obtenidos indicaron que la abundancia relativa registrada en esa cobertura fue significativamente distinta respecto a otros sectores ( $X^2= 18.98$ ;  $p= 0.004$ ). La especie *Thraupis episcopus* se reportó únicamente en bandadas mixtas del sector Brisas del Caquetá-Agencia, donde hubo predominancia de pastos arbolados, presentando diferencias significativas su abundancia relativa respecto a otros sectores con coberturas boscosas ( $X^2= 15.31$ ;  $p= 0.02$ ). En Colombia, esta

especie se ha reportado en bordes de bosque, vegetación secundaria, matorrales, zonas arboladas, cultivos, pastizales y áreas arboladas (Ayerbe-Quiñones, 2018; Hilty, 2020c), lo que coincidió con lo observado durante los muestreos.

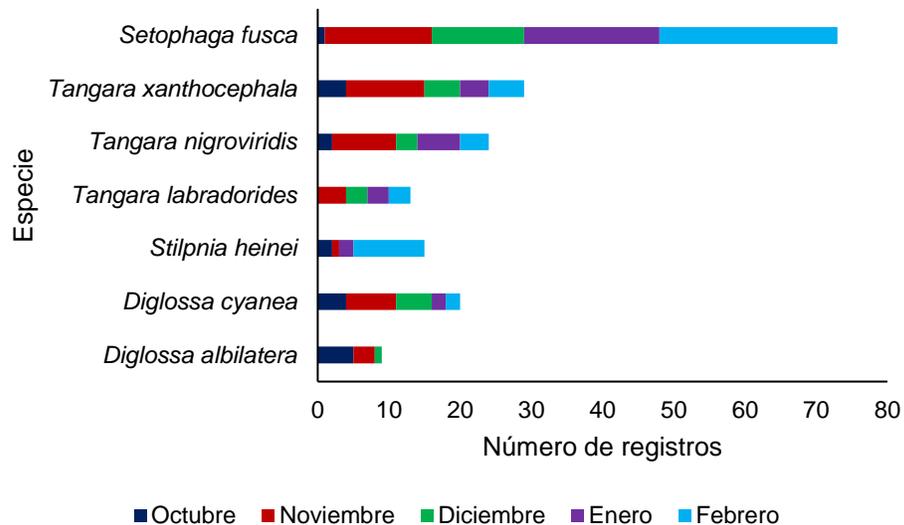
### **Variación de la composición de las bandadas mixtas entre los meses de muestreo**

El mayor número de bandadas mixtas se reportó en febrero de 2020 con 32 y el menor número en octubre de 2019 con 18; de igual forma, el mayor número de especies se reportó en noviembre de 2019 con 65 y el menor número en diciembre de 2020 con 54 (Figura 8). Develey y Peres (2000) estudiaron la variación estacional de las bandadas mixtas a partir de la disponibilidad de frutos y artrópodos en el estado de São Paulo, Brasil, y encontraron que la composición y estructura de las bandadas resultó afectada por la disponibilidad de recursos alimenticios, debido a que la mayoría de bandadas se conformaron en épocas donde la cantidad de artrópodos y frutos disminuía, es decir, en septiembre y marzo, las épocas más secas del año. Otro estudio en un bosque subtropical en la provincia de Salta, Argentina, registró que las especies conformaban bandadas mixtas durante las estaciones secas y frías, entre abril y septiembre, mientras que en las estaciones más lluviosas, entre octubre y marzo, las bandadas eran escasas (Mangini y Areta, 2018).



**Figura 8.** Número de bandadas mixtas y de especies reportadas por mes de muestreo.

En bosques tropicales de Colombia, se ha registrado que las bandadas mixtas están presentes a lo largo de todo el año, sin mostrar variaciones en tamaño o en número (Arbeláez-Cortés *et al.*, 2011; Bohórquez, 2003). Aunque las condiciones ambientales en los bosques tropicales son relativamente constantes, se cree que las épocas lluviosas o secas podrían generar cambios en la oferta alimenticia, haciendo que la composición de las bandadas mixtas varíe (Greenberg, 2000; Mangini, 2017). Algunas especies presentaron abundancias relativas significativamente diferentes entre los meses de muestreo (Tabla 5). Por ejemplo, *Setophaga fusca*, estuvo presente en bandadas mixtas durante todos los meses de estudio, pero se registró con mayor frecuencia entre noviembre y febrero. De igual forma, las especies del género *Diglossa* tuvieron una mayor participación en bandadas mixtas entre octubre y diciembre, y especies del género *Tangara*, tuvieron una mayor abundancia en el mes de noviembre (Figura 9).



**Figura 9.** Abundancia relativa para siete especies de los géneros *Diglossa*, *Setophaga*, *Stilpnia* y *Tangara*. La abundancia relativa reportada entre meses presentó diferencias significativas entre los meses de muestreo ( $p < 0.05$ ).

De acuerdo a los resultados obtenidos a partir de los MLG, las abundancias relativas registradas para *Setophaga fusca* presentaron diferencias significativas entre meses ( $\chi^2 = 33.30$ ;  $p = 1.03 \times 10^{-6}$ ). Por ejemplo, en octubre, *S. fusca* solamente se reportó en una bandada, mientras que entre noviembre y febrero tuvo más de 10 registros por mes (Figura 9). Debido a los costos energéticos que las aves migratorias invierten durante sus desplazamientos, la avifauna boreal suele asociarse a las bandadas mixtas conformadas por aves residentes, a fin de incrementar sus probabilidades de supervivencia, realizar una búsqueda de alimento más eficiente, evitar competencia directa con otras especies y evadir posibles depredadores (Muñoz y Colorado, 2021).

**Tabla 5.** Especies asociadas a las bandadas mixtas, con abundancias relativas significativamente distintas entre meses de muestreo.

| <b>Especie</b>                           | <b>Covariable</b> | <b>Estadístico<br/>X<sup>2</sup></b> | <b>Significancia<br/>(p)</b> |
|--|-------------------|--------------------------------------|------------------------------|
| <b><i>Colaptes rubiginosus</i></b>       | Sector            | 5.63                                 | 0.46                         |
|  | Mes               | 11.07                                | 0.02*                        |
| <b><i>Pachyramphus polychopterus</i></b> | Sector            | 4.41                                 | 0.62                         |
|  | Mes               | 11.34                                | 0.02*                        |
| <b><i>Henicorhina leucophrys</i></b>     | Sector            | 4.18                                 | 0.65                         |
|  | Mes               | 9.38                                 | 0.05                         |
| <b><i>Phylloscartes ophthalmicus</i></b> | Sector            | 2.68                                 | 0.85                         |
|  | Mes               | 9.79                                 | 0.04*                        |
| <b><i>Vireo leucophrys</i></b>           | Sector            | 8.88                                 | 0.18                         |
|  | Mes               | 14.47                                | 5.92x10 <sup>-3**</sup>      |
| <b><i>Setophaga fusca</i></b>            | Sector            | 13.43                                | 0.04*                        |
|  | Mes               | 33.30                                | 1.03x10 <sup>-6***</sup>     |
| <b><i>Tangara xanthocephala</i></b>      | Sector            | 47.26                                | 1.66x10 <sup>-8***</sup>     |
|  | Mes               | 27.64                                | 1.47x10 <sup>-5***</sup>     |
| <b><i>Tangara nigroviridis</i></b>       | Sector            | 48.32                                | 1.02x10 <sup>-8***</sup>     |
|  | Mes               | 28.82                                | 1.09x10 <sup>-5***</sup>     |
| <b><i>Tangara labradorides</i></b>       | Sector            | 31.79                                | 1.79x10 <sup>-5***</sup>     |
|  | Mes               | 10.9                                 | 0.03*                        |
| <b><i>Stilpnia heinei</i></b>            | Sector            | 18.95                                | 4.26x10 <sup>-3**</sup>      |
|  | Mes               | 10.23                                | 0.04*                        |
| <b><i>Diglossa cyanea</i></b>            | Sector            | 20.05                                | 2.71x10 <sup>-3**</sup>      |
|  | Mes               | 8.09                                 | 0.09                         |
| <b><i>Diglossa albilatera</i></b>        | Sector            | 8.02                                 | 0.24                         |
|  | Mes               | 12.24                                | 0.01*                        |

En cuanto a las especies residentes, *Diglossa albilatera* (Lafresnaye, 1843) ( $x^2=12.24$ ;  $p=0.01$ ) y *Diglossa cyanea* (Lafresnaye, 1840) ( $x^2=8.09$ ;  $p=0.09$ ), tuvieron una participación más activa durante los meses de octubre, noviembre y diciembre (Figura 9). Estas aves llamadas comúnmente “ladrones de néctar” o “pinchaflores”, tienen requerimientos alimenticios ligados a la presencia de flores (Hilty, 2020b), por

lo tanto, la frecuencia de ocurrencia de estas especies del género *Diglossa* podría estar relacionada a la época de floración de la vegetación en el área de estudio (Ordóñez-Delgado, 2016; Acevedo y Gonzáles, 2019). Se cree que algunas especies responden a las variaciones estacionales y a la disponibilidad de alimento, uniéndose con más frecuencia a bandadas mixtas, cuando la probabilidad de encontrar alimento es menor y las condiciones ambientales o del paisaje son más hostiles (Kajiki *et al.*, 2018; Richardson *et al.*, 2022).

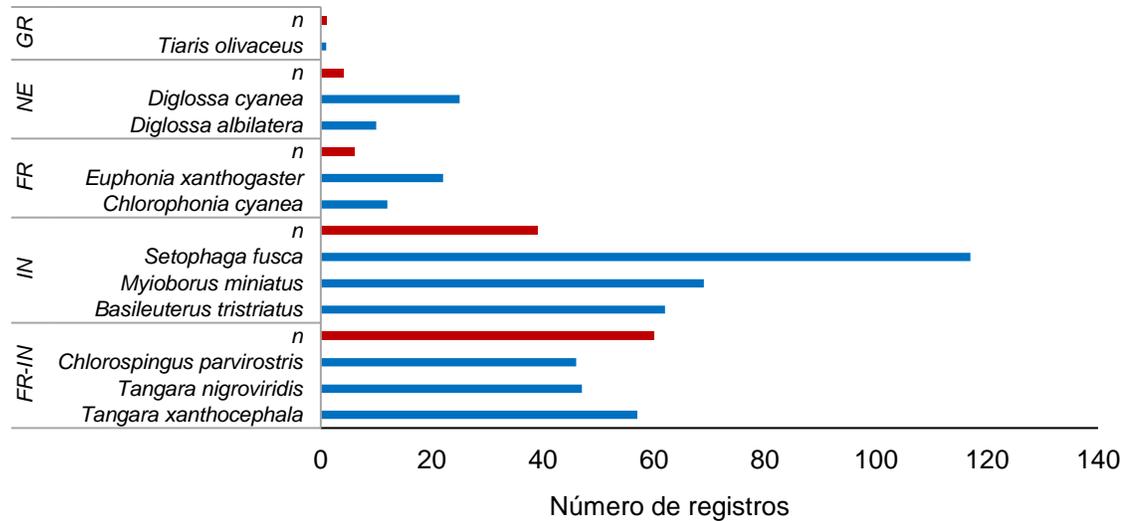
Finalmente, *Tangara labradorides* (Boissonneau, 1840) ( $\chi^2= 10.09$ ;  $p= 0.03$ ), *Tangara nigroviridis* (Lafresnaye, 1843) ( $\chi^2= 28.82$ ;  $p= 1.09 \times 10^{-5}$ ) y *Tangara xanthocephala* ( $\chi^2= 27.64$ ;  $p= 1.47 \times 10^{-5}$ ), fueron tres especies que se reportaron a lo largo de todos los meses de muestreo; sin embargo, presentaron una frecuencia de ocurrencia significativamente mayor en el mes de noviembre (Figura 9). Estas tres especies presentan comportamiento social con tendencia a la conformación de grupos, debido a que en nueve de 10 ocasiones, se asociaron a bandadas mixtas, bien sea con otras tángaras (*Tangara* sp.), traúpidos (Thraupidae) o con especies de otras familias, formando grupos de más de 20 individuos (House y Burns, 2020; Iddings y Burns, 2020; Ruiz y Burns, 2020).

### **Grupo tróficos, estratos y sustratos utilizados por la avifauna reportada en las bandadas mixtas**

#### **Grupos tróficos**

Las especies identificadas en las bandadas mixtas se clasificaron en cinco categorías tróficas: Frugívoro, Frugívoro-Insectívoro, Insectívoro, Nectarívoro y Granívoro, siendo los Frugívoros-Insectívoros los que presentaron mayor riqueza de especies (60), seguido por Insectívoros (39); por el contrario, para los Granívoros

solo se registró una especie. En los Frugívoros-Insectívoros, las especies con la mayor abundancia relativa fueron *Tangara xanthocephala* con 57 registros, *T. nigroviridis* con 47 y *Chlorospingus parvirostris* (Chapman, 1901) con 46 (Figura 10).



**Figura 10.** Número de registros y número de especies con mayor abundancia relativa por grupo trófico. n: Riqueza de especies; FR: Frugívoro-Insectívoro; IN: Insectívoro; FR: Frugívoro; NE: Nectarívoro; GR: Granívoro.

El patrón encontrado para los grupos tróficos fue similar al reportado para otras bandadas mixtas en el Neotrópico, debido a que las especies Frugívoras-Insectívoras fueron las de mayor abundancia relativa, seguidas por las especies de hábitos Insectívoros (Colorado y Rodewald, 2015; Gómez-Rodríguez, 2021). Usualmente, las aves de hábitos Insectívoros son más propensas a unirse a bandadas mixtas en comparación a otros grupos tróficos, tanto en zonas templadas como en el trópico (Kotagama y Goodale, 2004; Matthysen et al., 2008; Montaña-Centellas y Jones, 2021). Posiblemente, esto se debe a que el movimiento constante y agitado de las bandadas a través de la vegetación, altera y provoca la huida de insectos y otros artrópodos, convirtiéndolos en presas fáciles de capturar; en consecuencia, esto podría favorecer el acompañamiento de las aves insectívoras

a las bandadas, dado que facilita y diversifica la búsqueda conjunta de alimento (Goodale et al., 2015; Martínez y Robinson, 2016).

Especies con otros hábitos alimenticios como los frugívoros, granívoros o nectarívoros, posiblemente requieren una búsqueda de recursos más específicos, por lo que podrían preferir movimientos más pausados (Guevara et al., 2011; Saracco et al., 2004). De esta forma, las bandadas mixtas generalmente están compuestas por especies con comportamientos de forrajeo y hábitos alimenticios similares (Mammides et al., 2015), por lo que se puede inferir que la mayoría de aves que integran e integraron las bandadas reportadas, tuvieron hábitos alimenticios tanto Insectívoros como Frugívoros-Insectívoros (mixtos).

### **Estratos**

**Dosel:** Dentro de las 110 especies asociadas a bandadas mixtas, 51 (47%) fueron reportadas utilizando el estrato de dosel, de las cuales 41 se asociaron al sustrato de follaje, siendo el más frecuentado, seguido del sustrato de corteza arbórea con 6 especies. El grupo trófico más abundante fue Frugívoro-Insectívoros con 31 especies y el menos abundante Nectarívoros con dos especies. Las familias Thraupidae y Tyrannidae tuvieron la mayor abundancia relativa en el estrato de dosel con 29 y cinco especies, respectivamente (Tabla 6). Las especies más abundantes fueron *Setophaga fusca* con 117 registros, *Tangara xanthocephala* con 57 y *Tangara nigroviridis* con 47.

**Tabla 6.** Número de especies reportadas por sustrato, grupo trófico y familia, para el estrato de dosel.

| Gremio trófico/Familia | Sustrato |         |          |        |         |       |
|------------------------|----------|---------|----------|--------|---------|-------|
|                        | Aire     | Corteza | Epífitas | Flores | Follaje | Suelo |
| <b>FRUGÍVORO</b>       |          |         |          |        |         |       |

|                                   |   |   |   |   |    |  |
|-----------------------------------|---|---|---|---|----|--|
| Cotingidae                        |   |   |   |   | 1  |  |
| Fringillidae                      |   |   |   |   | 2  |  |
| Ramphastidae                      |   |   |   |   | 1  |  |
| <b>FRUGÍVORO-<br/>INSECTÍVORO</b> |   |   |   |   |    |  |
| Capitonidae                       |   |   |   |   | 1  |  |
| Cardinalidae                      |   |   |   |   | 1  |  |
| Icteridae                         |   |   |   |   | 3  |  |
| Parulidae                         |   |   |   |   | 1  |  |
| Thraupidae                        |   | 1 | 1 |   | 20 |  |
| Tityridae                         |   |   |   |   | 1  |  |
| Tyrannidae                        | 1 |   |   |   | 1  |  |
| <b>INSECTÍVORO</b>                |   |   |   |   |    |  |
| Furnariidae                       |   | 4 |   |   |    |  |
| Parulidae                         |   |   |   |   | 1  |  |
| Picidae                           |   | 1 |   |   |    |  |
| Thraupidae                        |   |   |   |   | 5  |  |
| Tyrannidae                        |   |   |   |   | 3  |  |
| <b>NECTARÍVORO</b>                |   |   |   |   |    |  |
| Thraupidae                        |   |   |   | 2 |    |  |

**Estrato de sotobosque:** En el estrato medio de la vegetación se reportaron 49 especies (44%), de las cuales 31 se asociaron al sustrato del follaje y nueve especies al sustrato corteza arbórea. Las bandadas mixtas estuvieron integradas en su mayoría por especies Frugívoro-Insectívoras con 23 especies, seguido por Insectívoras con 22 especies. Las familias más abundantes en el estrato medio fueron Tyrannidae y Thraupidae con 16 y ocho especies, respectivamente (Tabla 7). Las especies con mayor abundancia relativa fueron *Myioborus miniatus* con 69

registros, seguida por *Basileuterus tristriatus* con 62 y *Chlorospingus parvirostris* con 46.

**Tabla 7.** Número de especies reportadas por sustrato, grupo trófico y familia, para el estrato de sotobosque.

| Gremio trófico/Familia            | Sustrato |         |          |        |         |       |
|-----------------------------------|----------|---------|----------|--------|---------|-------|
|                                   | Aire     | Corteza | Epífitas | Flores | Follaje | Suelo |
| <b>FRUGÍVORO</b>                  |          |         |          |        |         |       |
| Fringillidae                      |          |         |          |        | 1       |       |
| Pipridae                          |          |         |          |        | 1       |       |
| <b>FRUGÍVORO-<br/>INSECTÍVORO</b> |          |         |          |        |         |       |
| Passerellidae                     |          |         |          |        | 3       |       |
| Thraupidae                        |          |         | 1        |        | 5       |       |
| Tityridae                         |          |         |          |        | 1       |       |
| Troglodytidae                     |          |         | 1        |        |         |       |
| Turdidae                          |          |         |          |        | 1       |       |
| Tyrannidae                        | 3        |         | 1        |        | 5       |       |
| Vireonidae                        |          |         |          |        | 2       |       |
| <b>INSECTÍVORO</b>                |          |         |          |        |         |       |
| Furnariidae                       |          | 8       |          |        |         |       |
| Parulidae                         |          |         |          |        | 6       |       |
| Picidae                           |          | 1       |          |        |         |       |
| Tyrannidae                        | 1        |         |          |        | 6       |       |
| <b>NECTARÍVORO</b>                |          |         |          |        |         |       |
| Thraupidae                        |          |         |          | 2      |         |       |

**Estrato herbáceo:** En este estrato solo se reportaron 10 especies (9%) de 110 pertenecientes a bandadas mixtas. En cuanto a sustratos, nueve especies utilizaron el follaje y una el suelo, y se reportaron tres grupos tróficos: Frugívoro-Insectívoros con cinco especies, Insectívoros con tres y Thraupidae con una (Tabla 8). Las familias con mayor número de especies fueron Passerellidae con cinco especies y Rhinocryptidae con dos.

**Tabla 8.** Número de especies reportadas por sustrato, grupo trófico y familia, para el estrato herbáceo.

| Gremio trófico/Familia | Sustrato |         |          |        |         |       |
|------------------------|----------|---------|----------|--------|---------|-------|
|                        | Aire     | Corteza | Epífitas | Flores | Follaje | Suelo |
| <b>FRUGÍVORO</b>       |          |         |          |        |         |       |
| Passerellidae          |          |         |          |        | 5       |       |
| Turdidae               |          |         |          |        | 1       |       |
| <b>INSECTÍVORO</b>     |          |         |          |        |         |       |
| Rhinocryptidae         |          |         |          |        | 2       |       |
| Troglodytidae          |          |         |          |        | 2       |       |
| <b>GRANÍVORO</b>       |          |         |          |        |         |       |
| Thraupidae             |          |         |          |        |         | 1     |

Los resultados obtenidos coincidieron con el patrón documentado para el Neotrópico, evidenciando una mayor frecuencia de ocurrencia de la avifauna en los estratos más altos de la vegetación (Buitrón-Jurado, 2008). Acosta (2016) encontró una tendencia de las bandadas mixtas a frecuentar los estratos vegetales más elevados en el PNN Chingaza, en Colombia, posiblemente, como una estrategia para evitar potenciales depredadores. Por otra parte, el estrato herbáceo fue el menos utilizado, posiblemente, porque la vegetación con altura inferior a 1.5 metros,

no suele facilitar el paso de un gran número de aves (Newell *et al.*, 2014; Vásquez-Ávila *et al.*, 2021).

En los tres estratos vegetales, los Frugívoros-Insectívoros presentaron el mayor número de especies, seguido por los Insectívoros. Este resultado coincidió con lo reportado por Tjitte de Vries *et al.* (2017) en la Amazonía ecuatoriana, donde los frugívoros e insectívoros representaron los grupos tróficos más frecuentes en los estratos de dosel y de sotobosque. Posiblemente, los resultados obtenidos se debieron tanto a la presencia de árboles frutales, que favorecieron la ocurrencia de aves de hábitos frugívoros (Mangini, 2017), como de microhábitats, representados por bromelias, líquenes, musgos, ramas y hojas, que propiciaron la existencia de artrópodos e insectos (Gasca-Alvarez y Higuera, 2008).

El sustrato más utilizado en el dosel y sotobosque fue el follaje (Tablas 6 y 7). Este resultado fue similar a lo reportado en otros estudios; por ejemplo, en Bolivia, Martínez (2003), encontró que las bandadas mixtas tuvieron preferencia por el sustrato de hojas-ramas y en segunda medida, por plantas epífitas. Así mismo, en Brasil, Da Luz *et al.* (2022), encontró que 76 especies asociadas a bandadas mixtas presentaron preferencia por troncos delgados, hojas y ramas, en busca de artrópodos, semillas, insectos y larvas pequeñas. En los estratos de dosel y sotobosque, las familias más abundantes fueron Thraupidae y Tyrannidae, evidenciando una amplia oferta de recursos alimenticios como frutos, insectos y otros artrópodos en el sustrato del follaje (hojas y ramas) (Espinosa-Méndez *et al.*, 2020).

En el estrato herbáceo, las familias con mayor cantidad de especies fueron Passerellidae y Troglodytidae, y las especies con mayor cantidad de registros fueron *Atlapetes pallidinucha* y *Henicorhina leucophrys*; en general, ambas utilizaron los sustratos de follaje y suelo, posiblemente, por su preferencia por los estratos más

bajos del bosque, debido a que siempre se registraron forrajeando en arbustos y pastos (Jaramillo, 2020; Kroodsma *et al.*, 2020).

Los resultados obtenidos a partir del número de bandadas mixtas y especies registradas, podrían indicar que los sectores estudiados presentaron estratos verticales de dosel y sotobosque propicios para el paso y establecimiento de un importante número de bandadas mixtas; sin embargo, las bandadas reportadas en el área de estudio no se limitaron a un único estrato vegetal, ni a un único sustrato, sugiriendo que este tipo de asociaciones son bastante dinámicas (Gómez-Rodríguez, 2021).

### **Roles sociales dentro de las bandadas mixtas**

De acuerdo con los resultados las especies con mayor frecuencia de ocurrencia son: *Setophaga fusca*, *Myioborus miniatus*, *Basileuterus tristriatus*, *Chlorospingus parvirostris* y *Tangara xanthocephala*, y cumplieron con el rol de “nucleares” dentro de las bandadas mixtas; del resto de especies reportadas (105), siete se clasificaron como accidentales por su baja frecuencia de aparición (<3%) y por tener pocos o ningún reporte en otros estudios (Tabla 9). Por otra parte, 98 de las 110 especies fueron clasificadas como acompañantes (Anexo 1). Los resultados obtenidos fueron similares a los encontrados en otros lugares del Neotrópico, por ejemplo, en el Parque Nacional del Manu en Perú (Muñoz, 2016), *M. miniatus* fue catalogada como especie nuclear, en la Reserva Natural La Planada, Nariño y en siete reservas naturales del departamento del Quindío, Colombia (Barbas-Bremen, La Patasola, Alto Quindío, El Silencio, El Ocaso, Acaime y Las Torres), *B. tristriatus*, *S. fusca* y *T. xanthocephala*, también se clasificaron como nucleares (Bohórquez, 2003; Marín-Gómez y Arbeláez-Cortés, 2015).

Las especies que se denominaron nucleares se caracterizaron por ser gregarias, activas, ruidosas, tener plumajes y/o comportamientos conspicuos y por ser residentes permanentes (Kotagama y Goodale, 2004; Amaral y Ragusa-Netto, 2008; Cockburn, 2012). Se cree que estas características morfológicas y de comportamiento son atractivas para otras especies, lo que favorece la creación y cohesión de la bandada, y reduce el riesgo de depredación (Dolby y Grubb, 2000; Goodale y Kotagama, 2005; Contreras y Sieving, 2011). Estas características, sumadas a su elevada frecuencia de ocurrencia, les permite sobresalir como líderes conductuales de las agrupaciones.

**Tabla 9.** Especies clasificadas como nucleares activas, pasivas y accidentales (12). Las 98 especies restantes se clasificaron como acompañantes y se presentan en el ANEXO 1. n: Número de registros; #BM (%): Número de bandadas mixtas en las que se registraron y porcentaje de ocurrencia; Rol Social: AC: Accidental, NP: Nuclear Pasiva, NA: Nuclear Activa; Franja altitudinal: S: Superior, I: Intermedia, IN: Inferior. Sectores: AL: PNR El Aletón, SA: San Andrés, PL: El Placer; Serranía la Vieja, CU: Curiaco; AG-BR: Agencia Brisas del Caquetá; CO: La Cocha.

| Especie                           | n   | #BM (%) | Rol social | Sector |    |    |     |    |       |    | Franja altitudinal |    |    | Cobertura vegetal |    |    |
|-----------------------------------|-----|---------|------------|--------|----|----|-----|----|-------|----|--------------------|----|----|-------------------|----|----|
|                                   |     |         |            | AL     | SA | PL | SLV | CU | AG-BR | CO | S                  | I  | IN | BD                | BF | PA |
| <i>Setophaga fusca</i>            | 117 | 73(62%) | NA         | x      | x  | x  | x   | x  | x     | x  | 30                 | 57 | 30 | 38                | 69 | 10 |
| <i>Myiobors miniatus</i>          | 69  | 56(47%) | NP         | -      | x  | x  | x   | x  | x     | x  | 3                  | 44 | 22 | 29                | 34 | 6  |
| <i>Basileuterus tristriatus</i>   | 62  | 34(30%) | NA         | -      | -  | x  | x   | x  | x     | x  | 0                  | 36 | 26 | 34                | 22 | 6  |
| <i>Tangara xanthocephala</i>      | 57  | 29(25%) | NA         | -      | -  | x  | x   | x  | x     | x  | 0                  | 49 | 8  | 31                | 25 | 1  |
| <i>Chlorospingus parvirostris</i> | 46  | 24(23%) | NA         | -      | -  | x  | x   | x  | x     | x  | 0                  | 41 | 5  | 15                | 29 | 2  |
| <i>Hypopyrrhus pyrohypogaster</i> | 29  | 4(3%)   | AC         | -      | -  | -  | -   | x  | x     | -  | 0                  | 14 | 15 | 0                 | 14 | 15 |
| <i>Psarocolius angustifrons</i>   | 20  | 3(2.5%) | AC         | -      | -  | -  | -   | x  | x     | -  | 0                  | 17 | 3  | 0                 | 17 | 3  |
| <i>Masius chrysopterus</i>        | 3   | 2(2%)   | AC         | -      | -  | x  | -   | -  | -     | -  | 0                  | 3  | 0  | 3                 | 0  | 0  |
| <i>Aulacorhynchus prasinus</i>    | 2   | 1(0.8%) | AC         | -      | -  | -  | -   | x  | -     | -  | 0                  | 2  | 0  | 0                 | 2  | 0  |
| <i>Cacicus chrysonotus</i>        | 2   | 1(0.8%) | AC         | -      | -  | -  | -   | x  | -     | -  | 0                  | 2  | 0  | 0                 | 2  | 0  |
| <i>Campylorhynchus turdinus</i>   | 1   | 1(0.8%) | AC         | -      | -  | -  | -   | -  | x     | -  | 0                  | 0  | 1  | 0                 | 0  | 1  |
| <i>Turdus fuscater</i>            | 1   | 1(0.8%) | AC         | -      | -  | -  | -   | -  | -     | x  | 0                  | 0  | 1  | 1                 | 0  | 0  |

## **Especies nucleares**

- ***Setophaga fusca***

Fue la única especie que estuvo presente en más del 60% de las bandadas mixtas registradas (73 de 118), por lo que siguiendo la propuesta metodológica de Martínez (2003) (Ver métodos), se clasificó como nuclear activa. Además, fue la única especie que estuvo presente en los siete sectores de estudio y tuvo la mayor cantidad de registros (117). Respecto a las franjas altitudinales, *S. fusca* estuvo presente en las tres franjas (superior, intermedia e inferior), siendo más abundante en la franja intermedia con 57 registros. De igual forma, se reportó en las tres coberturas vegetales (bosque denso, fragmentado y pastos arbolados), con una mayor cantidad de registros en el bosque fragmentado con 69 observaciones (Tabla 9).

Muñoz y Colorado (2012), Newell *et al.* (2014) y Morse (2020), han clasificado a *Setophaga fusca* como una especie usualmente frecuente dentro de las bandadas mixtas Neotropicales, especialmente, en la región andina, ya sea como acompañante u ocasional, o como especie central o nuclear (Colorado y Rodewald, 2015; Guerra-Solana, 2015; Marín-Gómez y Arbeláez-Cortés, 2015). *S. fusca* se observó vocalizando y buscando insectos activamente entre las hojas, ramas, musgos, bromelias y haciendo vuelos cortos para obtener presas. El color anaranjado intenso de su garganta y las barras alares blancas hacen parte de las características llamativas y distintivas que la catalogan como una especie nuclear activa, lo que atrae constantemente a otras especies a la bandada y favorece su mantenimiento y cohesión (Morse, 2020).

- ***Myioborus miniatus***

Estuvo presente en el 47% de las bandadas mixtas (56 de 118), por lo que se clasificó como una especie nuclear pasiva. *M. miniatus* se reportó en seis sectores (excepto en PNR El Aletón), tuvo la segunda mayor cantidad de registros con 69; estuvo presente en las tres franjas altitudinales, presentó la mayor cantidad de registros en la franja intermedia con 44, estuvo presente en las tres coberturas vegetales, siendo más abundante en el bosque fragmentado con 34 registros (Tabla 9). Durante los muestreos, se destacó como una especie conspicua y activa, saltando y revoloteando a través del follaje y las epífitas, exhibiendo un comportamiento típico de una especie nuclear, al exponer las plumas de su cola en forma de abanico. Posiblemente, esto contribuyó a la formación y cohesión de las bandadas en las que participó (Cockburn, 2012). Harrod y Mumme (2022) la describen como una especie común dentro de las bandadas mixtas Neotropicales. Otros autores como Bohórquez (2003), Arbeláez-Cortés *et al.* (2011) y Acosta (2016), señalan que las diferentes especies del género *Myioborus* actúan como participantes frecuentes de las bandadas mixtas, desempeñando el rol de especies nucleares.

- ***Chlorospingus parvirostris***

Esta especie siempre se observó activa e inquieta, moviéndose a largo de las ramas, buscando frutos, bayas, insectos y otros artrópodos, vocalizando constantemente y aparentemente, guiando las bandadas en ciertas direcciones. Aunque solo se reportó en 24 bandadas mixtas de 118 (20%), y a pesar de no cumplir con el porcentaje de frecuencia propuesto por Martínez (2003), el comportamiento observado fue el típico de una especie nuclear activa. Las características como el color amarillo en garganta y rabadilla resultaron atractivos y llamativos para otras especies (Farley *et al.*, 2008 Sridhar, 2009). Según Hilty (2020a), *C. parvirostris* se ha descrito como una especie típicamente asociada a bandadas mixtas. En Argentina y Colombia, las especies del género se han

clasificado como nucleares activas dentro de las bandadas mixtas observadas (Bohórquez, 2003; Mangini y Fanjul, 2013; Marín-Gómez y Arbeláez-Cortés, 2015).

- ***Basileuterus tristriatus***

Se observó moviéndose activamente por la vegetación en búsqueda de alimento y vocalizando de forma continua y ruidosa. Sus características distintivas en el plumaje, sobre todo en la cabeza, donde posee rayas blancas contrastantes, son características potencialmente llamativas para otras especies que posiblemente terminan siguiéndola (Curson *et al.*, 2022). La especie se reportó en 34 bandadas mixtas de 118 (29%), y a pesar de no cumplir con la frecuencia necesaria para ser una especie nuclear, se podría definir como potencialmente nuclear por su comportamiento y características morfológicas específicas. Curson *et al.* (2022) consideran a *B. tristriatus* como un participante frecuente en las bandadas mixtas Neotropicales. Autores como Bohórquez (2003), Guevara *et al.* (2011), Marín-Gómez y Arbeláez-Cortés (2015), han reportado a las especies del género *Basileuterus* como participantes frecuentes, no sólo bajo el rol de acompañantes, sino también como especies nucleares.

- ***Tangara xanthocephala***

Se observó como una especie activa y conspicua, vocalizando constantemente y moviéndose enérgicamente por la vegetación en búsqueda de frutos o pequeños artrópodos, evidenciando un posible liderazgo y aparentemente, guiando el paso de las bandadas. La morfología y coloración verde azulado, con cabeza de color amarillo brillante y una máscara negra (Hilty, 2021), son características que probablemente inciden en el rol de líder de bandadas. *T. xanthocephala* se observó en 29 bandadas mixtas (25%) y a pesar de no cumplir con el porcentaje necesario para ser considerada como especie nuclear, de acuerdo a lo propuesto por Martínez (2003), se clasificó como una especie nuclear, debido a las observaciones

realizadas en campo. Iddings y Burns (2020) consideran a *T. xanthocephala* como una especie sociable, que se mueve en grupos monoespecíficos o en bandadas mixtas, generalmente, con otras especies de tángaras. De acuerdo a lo reportado por Bohórquez (2003), Marín-Gómez y Arbeláez-Cortés (2015) y Montaña-Centellas y Garitano-Zavala (2015), *T. xanthocephala* se ha reportado participando en bandadas mixtas en el Parque Nacional y el área natural Cotapata, en la Paz, Bolivia, en la Reserva Natural La Planada, Nariño y en siete reservas naturales al norte del departamento de Quindío, en Colombia.

### **Especies accidentales**

Las especies accidentales generalmente forman agrupaciones familiares y usualmente cuentan con pocos reportes o no se han registrado haciendo parte de bandadas mixtas (Sridhar *et al.*, 2009). Para el caso de estudio, las especies accidentales fueron menos del 3% de registros (Tabla 9). *Aulacorhynchus prasinus* (Boissonneau, 1840), por ejemplo, sólo se registró en el sector Curiaco donde se observaron dos individuos buscando frutos en medio de la vegetación, poco activos y silenciosos dentro de la bandada. Schulenberg *et al.* (2020) señalan a *A. prasinus* como una especie que puede unirse a grupos familiares en el dosel. En la Reserva Natural La Patasola, en Salento, Quindío, Arbeláez-Cortés *et al.* (2011) describieron a *A. prasinus* y *Andigena nigrirostris* (Waterhouse, 1839) como especies raras y poco comunes dentro de bandadas mixtas. De hecho, en el Neotrópico, muy pocas especies de la familia Ramphastidae se han documentado participando en bandadas mixtas (ej. *Ramphastos dicolorus*) (Martínez, 2003; Machado, 2005).

La especie *Masius chrysopterus* (Lafresnaye, 1843) se registró en dos ocasiones haciendo parte de las bandadas mixtas observadas en el sector El Placer. Según Taylor *et al.* (2020), *M. chrysopterus* se une con poca frecuencia u ocasionalmente a otras especies y bandadas mixtas, y dado que consume principalmente frutos y

bayas, se sugiere que podría complementar los niveles proteicos de su dieta, con insectos y otros artrópodos, que serían más fáciles de capturar en las búsquedas conjuntas en las bandadas (Buitrón-Jurado, 2008; Goodale *et al.*, 2015; Taylor *et al.*, 2020).

*Campylorhynchus turdinus* (Wied-Neuwied, 1821) se reportó una sola vez en el sector de Agencia-Brisas del Caquetá, siguiendo una bandada mixta liderada por *Setophaga fusca* y *Myioborus miniatus* en los estratos altos y medios de la vegetación. Este cucarachero forrajea en pequeños grupos, por lo general familiares, en búsqueda de insectos o pequeños artrópodos (Kroodsma *et al.*, 2020; Hilty, 2021). No obstante, no se tienen registros de esta especie dentro de las bandadas mixtas reportadas en el Neotrópico.

*Turdus fuscater* (Lafresnaye y D'Orbigny, 1837) fue una especie accidental debido a que se observó una única vez, participando en una bandada mixta en el sector La Cocha. Según Hilty (2021), esta especie suele moverse en solitario, en parejas o en grupos de numerosos individuos, haciendo búsqueda de insectos o pequeños frutos en zonas de pastizales o arbustos. Esta especie se había reportado anteriormente en Ecuador, haciendo parte de una bandada mixta (Vázquez-Ávila, 2019).

*Hypopyrrhus pyrohypogaster* (De Tarragon, 1847) se reportó en el sector de Curiaco participando en cuatro bandadas mixtas. Esta especie se encuentra clasificada como Vulnerable a nivel global (IUCN, 2022), y se ha reportado con individuos de su misma especie o con otras aves de gran tamaño, emitiendo vocalizaciones y buscando frutos, insectos y otros artrópodos entre la vegetación (Fraga y Sharpe, 2020). Se cree que las especies que participan en bandadas mixtas suelen unirse a otras aves con tamaños corporales similares (Mammides *et al.*, 2015), lo que podría explicar por qué en este caso, participó con otras especies de Ictéridos: *Cacicus chrysonotus* (Lafresnaye y D'Orbigny, 1838) y *Psarocolius angustifrons* (Spix, 1824) y tángaras de porte similar como *Cissopis leverianus* (Gmalin, 1788);

no obstante, no se tienen registros de esta especie participando en las bandadas mixtas Neotropicales.

*Psarocolius angustifrons* participó en tres bandadas mixtas en los sectores de Agencia-Brisas del Caquetá y Curiaco, en compañía de *Hypopyrrhus pyrohypogaster* y *Cacicus chrysonotus*, dos especies de la misma familia Icteridae. Esta especie se ha descrito como una especie gregaria que se mueve siempre en bandadas, usualmente monoespecíficas (Hilty, 2021). En el Neotrópico, las especies del género *Psarocolius* se han reportado uniéndose a bandadas mixtas en Brasil (Tubelis *et al.*, 2006).

Finalmente, *Cacicus chrysonotus* tuvo un único registro en Curiaco, haciendo parte de una bandada conformada por *H. pyrohypogaster* y *P. angustifrons* de la familia Icteridae. En el Neotrópico se tienen registros de esta especie uniéndose a bandadas mixtas con otros Passeriformes; en Perú y en Colombia se ha reportado como una especie ocasional (Arbeláez-Cortés y Marín-Gomez, 2012; Cockburn, 2012; Marín-Gómez y Arbeláez-Cortés, 2015; Fraga, 2022).

## 8. CONCLUSIONES

- Las bandadas mixtas reportadas en las diferentes coberturas en el municipio de Santa Rosa, Cauca, estuvieron compuestas en promedio por seis especies y nueve individuos. El aumento del tamaño de las bandadas ocurrió por la adición de nuevas especies, en su mayoría de las familias Thraupidae, Tyrannidae y Fringillidae. Posiblemente, esto ocurrió por la alta dominancia de esas familias en la región andina y la naturaleza generalmente gregaria.
- Las bandadas mixtas estuvieron en su mayoría compuestas por especies de hábitos Frugívoro-Insectívoros, posiblemente, por la facilidad de encontrar presas en la vegetación agitada por el paso de las bandadas.

- La mayor diversidad de bandadas mixtas y especies asociadas se encontraron en la franja altitudinal Intermedia, representada por los sectores de El Placer, Serranía La Vieja y Curiaco, seguida por la franja altitudinal Inferior (Brisas del Caquetá-La Cocha) y finalmente, por la franja altitudinal Superior (PNR El Aletón y San Andrés), patrón semejante al encontrado en otros ecosistemas andinos con condiciones climáticas y de vegetación similares.
- El mayor número de bandadas mixtas y de especies se registró en la cobertura de bosque fragmentado, seguida por la de bosque denso y pastos arbolados, por diferencias en cuanto a vegetación más diversificada y compleja en las coberturas de bosque fragmentado y bosque denso, con doseles más altos, continuos y densos, y posiblemente con una mayor cantidad de recursos y variedad de microhábitats.
- La avifauna asociada a las bandadas mixtas tuvo preferencia por los estratos más altos de la vegetación (dosel y sotobosque), posiblemente como una estrategia para disminuir encuentros con potenciales depredadores. Por el contrario, el estrato menos frecuentado fue el herbáceo, probablemente, debido a que una baja altura de la vegetación, no suele permitir el paso de un gran número de aves simultáneamente, y el sustrato más utilizado fue el de follaje, lo que posiblemente se asoció a la oferta de recursos alimenticios como insectos, otros artrópodos y frutos.
- Las especies clasificadas como nucleares fueron: *Setophaga fusca*, *Myioborus miniatus*, *Basileuterus tristriatus*, *Chlorospingus parvirostris* y *Tangara xanthocephala*. En general, todas exhibieron comportamientos típicos de especies nucleares al ser gregarias, activas, ruidosas y contar con plumajes vistosos.
- *Setophaga fusca* fue la única especie presente en todos los sectores, coberturas y franjas altitudinales. Se clasificó como especie nuclear activa

por su comportamiento enérgico, coloración brillante, vocalización y movimiento continuo en medio de la vegetación.

- De un total de 110 especies reportadas, 105 tuvieron menos del 30% de registros dentro de las bandadas mixtas, por lo que se clasificaron como acompañantes, accidentales u ocasionales.
- Este trabajo demuestra la necesidad e importancia de estudiar bandadas mixtas en bosques altoandinos, con el fin de desarrollar planes de conservación eficientes para las especies participantes, teniendo en cuenta cómo se ven afectadas de manera distinta en respuesta a una gran variedad de factores ambientales o antropogénicos.
- Se espera que este estudio sea de utilidad en futuras investigaciones sobre bandadas mixtas y pueda ser usado como referencia y punto de comparación con resultados obtenidos en otros sitios de Colombia y del Neotrópico.

## **9. RECOMENDACIONES**

Para investigaciones futuras se sugiere recopilar información sobre los períodos climáticos húmedos y secos, así como de la fenología y estacionalidad de las plantas, a fin de confirmar si las distintas especies de aves que se unen a las bandadas mixtas lo hacen en períodos climáticos específicos, de disminución o escases de recursos (flores y frutos, insectos y otros artrópodos). Lo anterior permitiría obtener información adicional para un mejor entendimiento de la ecología de este tipo de interacciones.

Para investigaciones futuras se podrían tomar datos de las interacciones bandada mixta-planta, incluyendo datos del tipo de interacción (alimentación o percha) e identificación de las especies (ave y planta), para que por medio de redes de interacción se determinen las especies vegetales más frecuentadas y de mayor importancia para la prevalencia de este tipo de interacciones ecológicas.

También sería importante construir redes de interacción, a fin de cuantificar cómo las bandadas mixtas de aves pueden verse afectadas por perturbaciones en el hábitat, a través de la medición de la estabilidad de las redes frente a perturbaciones antropogénicas. Así, se podrían realizar estudios en áreas con diferentes niveles de perturbación facilitando comparaciones contrastantes que favorezcan la conservación de las bandadas mixtas de aves.

## 10. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acevedo, M., y González, J. (2019). Red de interacciones entre plantas y aves del género *Tangara* (Passeriformes: Thraupidae) presentes en el parque natural Los Tunos, San Antonio del Tequendama, Cundinamarca-Colombia. 53(9), 1689–1699.
- Acosta, J. M. (2016). Composición y estructura de bandadas mixtas de aves en bosque altoandino en la región de Palacio, Chingaza. Pontificia Universidad Javeriana.
- Alayón Tarquino, Y. A. (2006). Caracterización de la Estructura y Composición del Ensamblaje de Aves de Hábitos Diurnos Terrestres, Asociado a un Agroecosistema de Cafetal con Sombrío. Pontificia Universidad Javeriana.
- Alcaldía municipal de Santa Rosa. (2012). Plan de Desarrollo Municipal Santa Rosa Cauca 2012-2015, “Caminando hacia el Progreso.”
- Alcaldía municipal de Santa Rosa. (2020). Plan de Desarrollo Santa Rosa 2020-2023, “Más futuro que pasado.”
- Amaral, P. P. P., y Ragusa-Netto, J. (2008). Bird mixed-flocks and nuclear species in a tecoma savanna in the Pantanal. *Brazilian Journal of Biology*, 68(3), 511–518.

- Arbeláez-Cortés, E., y Marín-Gomez, O. H. (2012). The composition of mixed-species bird flocks in alto Quindío, Colombia. *Wilson Journal of Ornithology*, 124(3), 572–580.
- Arbeláez-Cortés, E., Rodríguez-Correa, H. A., y Restrepo-Chica, M. (2011). Mixed bird flocks: Patterns of activity and species composition in a region of the Central Andes of Colombia. *Revista Mex*, 82(2), 639–651.
- Arbeláez-Méndez, M. F. (2018). La exploración y las medidas de protección de los Parques Nacionales Naturales de Colombia desde la firma del Acuerdo Final con las FARC, en 2016. Universidad Jorge Tadeo Lozano.
- Ayala Navarro, Jose Joel. (2019). Avifauna de los bosques montanos de las localidades de Toccate y Cajadela durante dos épocas del año en el distrito de Anco.
- Ayala Navarro, José Joel. (2019). Avifauna de los bosques montanos de las localidades de Toccate y Cajadela durante dos épocas del año en el distrito de Anco, La Mar-Ayacucho. 2017-2018 (Issue April). Universidad Nacional de San Cristóbal de Huamanga.
- Ayerbe-Quiñones, F. (2018). Guía Ilustrada de la Avifauna Colombiana. Wildlife Conservation Society, Bogotá, Colombia, 212.
- Barrera, X., Constántino, E., Espinosa, J. C., Hernández M., O. L., Naranjo, L. G., Niño, I., Polanco, R., Restrepo, J. H., Revelo-Salazar, J. V., Salazar, C., y Yépes, F. (2007). Escenarios de conservación en el piedemonte Andino-Amazónico de Colombia. In *Geografía del piedemonte andino-amazónico*.
- Beauchamp, G. (2005). Does group foraging promote efficient exploitation of resources? *Oikos*, 111(2), 403–407.
- Bednekoff, P. A., Bowman, R., y Woolfenden, G. E. (2008). Do conversational

- gutturals help Florida scrub-jays coordinate their sentinel behavior? *Ethology*, 114(4), 313–317.
- Bell, G. P. (1990). Birds and mammals on an insect diet: A primer on diet composition analysis in relation to ecological energetics. *Studies in Avian Biology*, 13, 416–422.
- Bell, M., Radford, A., Rose, R., Wade, H., y Ridley, A. (2009). The value of constant surveillance in a risky environment. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276(1669), 2997–3005.
- Billerman, B. K. Keeney, P. G. Rodewald, and T. S. Schulenberg (Editors) (2022). *Birds of the World*. Cornell Laboratory of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Birdlife International (2023) Important Bird Area factsheet: Laguna de la Cocha. Downloaded from <http://datazone.birdlife.org/site/factsheet/19079>
- BirdLife International (2023) Important Bird Area factsheet: Serranía de los Churumbelos. Downloaded from <http://datazone.birdlife.org/site/factsheet/14452>
- Bohórquez, C. I. (2003). Mixed-species bird flocks in a montane cloud forest of Colombia. *Ornitología Neotropical*, 14(Powell 1985), 67–78.
- Borah, B., Quader, S., y Srinivasan, U. (2018). Responses of interspecific associations in mixed-species bird flocks to selective logging. *Journal of Applied Ecology*, 55(4), 1637–1646.
- Botero, C. A. (2002). Is the White-flanked Antwren (Formicariidae: *Myrmotherula axillaris*) a nuclear species in mixed-species flocks? A field experiments. *Journal of Field Ornithology*, 73(1), 74–81.
- Brandt, C. S., Hasenack, H., Laps, R. R., y Hartz, S. M. (2009). Composition of

- mixed-species bird flocks in forest fragments of Southern Brazil. *Zoologia*, 26(3), 488–498.
- Buitrón-Jurado, G. (2008). Foraging behavior of two species of manakins (Pipridae) in mixed-species flocks in Yasuní, Ecuador. *Ornitología Neotropical*, 19(February), 243–253.
- Burns, K. J., y Naoki, K. (2004). Molecular phylogenetics and biogeography of Neotropical tanagers in the genus *Tangara*. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 32(3), 838–854.
- Cameron, J. L., y Burns, K. J. (2020). Golden Tanager (*Tangara arthus*). *Birds of the World*.
- Cintra, R., y Naka, L. N. (2012). Spatial variation in bird community composition in relation to topographic gradient and forest heterogeneity in a central amazonian rainforest.
- Cockburn, U. C. (2012). Composición de bandadas mixtas durante la estación seca en el bosque nublado montano tropical de la Estación Biológica Wayqecha, Cusco. Universidad Nacional Agraria La Molina.
- Colorado-Zuluaga, G. J. (2013). Why Animals Come Together, With the Special Case of Mixed-Species Bird Flocks. *Escuela de Ingeniería de Antioquia*, 10(19), 49–66.
- Colorado, G. (2011). Ecology and Conservation of Neotropical-Nearctic Migratory Birds and Mixed-Species Flocks in the Andes. The Ohio State University.
- Colorado, G. J., y Rodewald, A. D. (2015). Assembly patterns of mixed-species avian flocks in the Andes. *Journal of Animal Ecology*, 84(2), 386–395. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12300>

- Contreras, T. A., y Sieving, K. E. (2011). Leadership of Winter Mixed-Species Flocks by Tufted Titmice (*Baeolophus bicolor*): Are Titmice Passive Nuclear Species? *International Journal of Zoology*, 2011, 1–11.
- Cordeiro, N. J., Borghesio, L., Joho, M. P., Monoski, T. J., Mkongewa, V. J., y Dampf, C. J. (2015). Forest fragmentation in an African biodiversity hotspot impacts mixed-species bird flocks. *Biological Conservation*, 188, 61–71.
- Cuatrecasas, J. (1989). Aspectos de la vegetación natural de Colombia.
- Curson, J., Boesman, P. F. D., y de Juana, E. (2022). Three-striped Warbler (*Basileuterus tristriatus*), version 1.1. *Birds of the World*.
- da Luz, G. S., Carvalho, F., y Zocche, J. J. (2022). Composition and dynamics of mixed flocks of birds in a remnant of Submontane Atlantic Rain Forest in southern Brazil. *Papeis Avulsos de Zoologia*, 62.
- Develey, P., y Peres, C. A. (2000). Resource seasonality and the structure of mixed species bird flocks in a coastal Atlantic Forest of southeastern Brazil. In *Journal of Tropical Ecology* (Vol. 16).
- Díaz-Bohórquez, A. M., Bayly, N. J., Botero, J. E., y Gómez, C. (2015). Aves migratorias en agroecosistemas del norte de Latinoamérica, con énfasis en Colombia. *Ornitología Colombiana*.
- Dolby, A. S., y Grubb, T. C. (2000). Social context affects risk taking by a satellite species in a mixed-species foraging group. *Behavioral Ecology*, 11(1), 110–114.
- Duncan, P. (1983). Determinants of the Use of Habitat by Horses in a Mediterranean Wetland. *The Journal of Animal Ecology*, 52(1), 93.
- Escobar Riomalo, M. P., Gongora, E., y Arsitizabal Leost, S. (2020). Great Thrush (*Turdus fuscater*), version 1.0. *Birds of the World*.
- Esquema De Ordenamiento Territorial Santa Rosa Cauca. (2004).

- Espinosa-Méndez, S. E., Enríquez, P. L., Pineda Diez de Bonilla, E., y Vandame, R. (2020). Diversidad y composición de aves del Parque Nacional Lagunas de Montebello, Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana* (N.S.), 1–16.
- Fanjul, M. E., y Echevarria, A. L. (2015). Composición, estructura y rol social de las bandadas mixtas de aves de la selva montana de Yungas, provincia de Tucumán, Argentina. *Acta Zoológica Lilloana*, 59(December), 141–154.
- Farley, E. A., Sieving, K. E., y Contreras, T. A. (2008). Characterizing complex mixed-species bird flocks using an objective method for determining species participation. *Journal of Ornithology*, 149(3), 451–468.
- Fitzpatrick, J. W. (2020). White-tailed Tyrannulet (*Mecocerculus poecilocercus*), version 1.0. Birds of the World.
- Foote, D. (2020). Red-headed Barbet (*Eubucco bourcierii*), version 1.0. Birds of the World.
- Fraga, R. (2022). Mountain Cacique (*Cacicus chrysonotus*), version 1.1. Birds of the World.
- Fraga, R., y Sharpe, C. J. (2020). Red-bellied Grackle (*Hypopyrrhus pyrohypogaster*), version 1.0. Birds of the World.
- Gasca-Alvarez, H. J., y Higuera, D. (2008). Artrópodos asociados al dosel de un robleal de *Quercus humboldtii* Bonpl. (Fagaceae) de la reserva Bosque Macanal (Bojacá, Colombia). *Boletín de La Sociedad Entomológica Aragonesa*, 43, 173–185.
- Gilman, S. E., Urban, M. C., Tewksbury, J., Gilchrist, G. W., y Holt, R. D. (2010). A framework for community interactions under climate change. *Trends in Ecology y Evolution*, 25(6), 325–331.

- Gómez Rodríguez, D. (2021). Cambios en la estructura de bandadas mixtas de aves en un gradiente de degradación de hábitat del Magdalena Medio Caldense. Universidad de Caldas.
- González, A. D., Matta, N. E., Ellis, V. A., Miller, E. T., Ricklefs, R. E., y Gutiérrez, H. R. (2014). Mixed species flock, nest height, and elevation partially explain avian haemoparasite prevalence in Colombia. *PLoS ONE*, 9(6).
- Goodale, E., y Beauchamp, G. (2010). The relationship between leadership and gregariousness in mixed-species bird flocks. *Journal of Avian Biology*, 41(1), 99–103.
- Goodale, E., Beauchamp, G., y Ruxton, G. D. (2017). Chapter 1: INTRODUCTION. What is a mixed-species group? defining the scope of the book. In Academic Press (Ed.), *Mixed-Species Groups of Animals: Behavior, Community Structure, and Conservation* (pp. 1–9).
- Goodale, E., Ding, P., Liu, X., Martínez, A., Si, X., Walters, M., y Robinson, S. K. (2015). The structure of mixed-species bird flocks, and their response to anthropogenic disturbance, with special reference to East Asia. *Avian Research*, 6(1), 0–11.
- Goodale, E., y Kotagama, S. W. (2005). Testing the roles of species in mixed-species bird flocks of a Sri Lankan rain forest. *Journal of Tropical Ecology*, 21(October 2005), 669–676.
- Goodale, E., y Kotagama, S. W. (2006). Vocal mimicry by a passerine bird attracts other species involved in mixed-species flocks. *Animal Behaviour*, 72(2), 471–477.
- Goodale, E., Kotagama, S. W., Shankar Raman, T. R., Sidhu, S., Goodale, U., Parker, S., Chen, J., Raman, T. R. S., Sidhu, S., Goodale, U., Parker, S., y

- Chen, J. (2014). The response of birds and mixed-species bird flocks to human-modified landscapes in Sri Lanka and southern India. *Forest Ecology and Management*, 329, 384–392.
- Goodale, E., Nizam, B. Z., Robin, V. V., Sridhar, H., Trivedi, P., Kotagama, S. W., Padmalal, U. K. G. K., Perera, R., Pramod, P., y Vijayan, L. (2009). Regional variation in the composition and structure of mixed-species bird flocks in the Western Ghats and Sri Lanka. *Current Science*, 97(5), 648–663.
- Greenberg, R. (2000). Birds of many feathers: The formation and structure of mixed-species flocks of forest birds. In *On the move: How and why animals travel in groups* (pp. 523–558).
- Greeney, H. F., Spencer, A. J., Hilty, S., del Hoyo, J., Collar, N., y Kirwan, G. M. (2022). Gray-hooded Bush Tanager (*Cnemoscopus rubrirostris*). *Birds of the World*.
- Guerra-Solana, J. L. (2015). Composición y estructura de los bandos mixtos de aves de la Sierra del Rosario, Artemisa, Cuba. *Revista Cubana de Ciencias Biológicas*, 84(2), 1–11.
- Guevara, E. A., Valarezo, J. C., Onofa, A., y Cupuerán, F. (2011). Mixed-species flock composition in a northwestern ecuadorian cloud forest. *Ornitología Neotropical*, 22(3), 379–386.
- Hamilton, W. D. (1971). Geometry for the selfish herd. *Journal of Theoretical Biology*, 31(2), 295–311.
- Harrison, N. M., y Whitehouse, M. J. (2011). Mixed-species flocks: An example of niche construction? *Animal Behaviour*, 81(4), 675–682.
- Harrod, W. D., y Mumme, R. L. (2022). Slate-throated Redstart (*Myioborus miniatus*), version 2.0. *Birds of the World*.

- Hernandez-Manrique, O. L., y Naranjo, L. G. (2007). Geografía del Piedemonte Andino-Amazónico. In Escenarios de conservación en el Piedemonte Andino-Amazónico de Colombia.
- Higuera Díaz, D., Gasca, H., y de las Casas, J. C. (2016). Caracterización de la Biodiversidad del Dosel de un Bosque de Niebla del Trópico y Estrategias para su Conservación.
- Hilty, S. (2021). Birds of Colombia. Linx and BirdLife International Field Guides.
- Hilty, S. (2020a). Short-billed Chlorospingus (*Chlorospingus parvirostris*), version 1.0. Birds of the World.
- Hilty, S. (2020b). Tangara Azulgris (*Thraupis episcopus*), version 1.0. Birds of the World.
- Hilty, S. (2020c). Hemispingo Oleaginoso (*Sphenopsis frontalis*), version 1.0. Birds of the World.
- Hino, T. (2000). Intraspecific differences in benefits from feeding in mixed-species flocks. *Journal of Avian Biology*, 31(4), 441–446.
- Holdridge, L. R. (1967). Life zone ecology. *Life Zone Ecology*.
- Hollén, L. I., Bell, M. B. V., y Radford, A. N. (2008). Cooperative Sentinel Calling? Foragers Gain Increased Biomass Intake. *Current Biology*, 18(8), 576–579.
- House, R., y Burns, K. J. (2020). Metallic-green Tanager (*Tangara labradorides*). Birds of the World.
- Hsieh, F., y Chen, C. C. (2011). Does niche-overlap facilitate mixed-species flocking in birds? *Journal of Ornithology*, 152(4), 955–963.
- Hutto, R. (1994). Mixed-Species Flocks in a Tropical Deciduous Forest in Western Mexico'. *The Condor*, 96, 105–118.

- Hutto, R. L., Pletschet, S. M., y Hendricks, P. (1986). A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding season use. *Auk*, 103(3), 593–602.
- Iddings, R., y Burns, K. J. (2020). Saffron-crowned Tanager (*Tangara xanthocephala*), version 1.0. Birds of the World.
- IDEAM. (2012). Catálogo De Patrones De Coberturas De La Tierra Colombia. In Ministerio de ambiente, vivienda y desarrollo territorial.
- Idrobo, J. C., y Gallo-Cajiao, E. (2008). Oak catkins and Blackburnian Warblers: Opportunistic flower consumption by an insectivorous bird. *Ornitología Colombiana*, 6, 78–81.
- Informe Anual 2018 | Programa De Las Naciones Unidas Para El Desarrollo. (2018).
- Ippi, S., y Trejo, A. (2003). Dinámica y estructura de bandadas mixtas de aves en un bosque de lenga (*Nothofagus pumilio*) del noroeste de la Patagonia argentina. *Ornitología Neotropical*, 14(October), 353–362.
- Jankowski, J. E., Merkord, C. L., Rios, W. F., Cabrera, K. G., Revilla, N. S., y Silman, M. R. (2013). The relationship of tropical bird communities to tree species composition and vegetation structure along an Andean elevational gradient. *Journal of Biogeography*, 40(5), 950–962.
- Jaramillo, A. (2020). Atlapetes Nuquipálido (*Atlapetes pallidinucha*), version 1.0. Birds of the World.
- Jaramillo, A., del Hoyo, J., Collar, N., Sharpe, C. J., Kirwan, G. M., Greeney, H. F., y Spencer, A. J. (2020). Yellow-breasted Brushfinch (*Atlapetes latinuchus*), version 1.1. Birds of the World.
- Jullien, M., y Clobert, J. (2000). The survival value of flocking in Neotropical birds: Reality or fiction? *Ecology*, 81(12), 3416–3430.

- Jullien, M., y Thiollay, J.-M. (2001). The Adaptive Significance of Flocking in Tropical Understorey Forest Birds: The Field Evidence. *Nouragues*, 143–160.
- Jullien, M., y Thiollay, J.-M. M. (1998). Multi-species territoriality and dynamic of neotropical forest understorey bird flocks. *Journal of Animal Ecology*, 67(2), 227–252.
- Kajiki, L. N., Montaña-centellas, F., Mangini, G., Z, G. J. C., y Fanjul, M. E. (2018). Ecology of mixed-species flocks of birds across gradients in the Neotropics. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 26(June), 82–89.
- Kattan, G. H., y Franco, P. (2004). Bird diversity along elevation gradients in the Andes of Colombia: area and mass effects. *Global Ecology and Biogeography*. Volume 13, Issue 5.
- Knowlton, J. L., y Graham, C. H. (2011). Species interactions are disrupted by habitat degradation in the highly threatened Tumbesian region of Ecuador. *Ecological Applications*, 21(8), 2974–2986.
- Kotagama, S. W., y Goodale, E. (2004). The composition and spatial organisation of mixed- species flocks in a Sri Lankan rainforest. *Forktail*, 20, 63–70.
- Krause, J., y Ruxton, G. D. (2002). *Living in groups*. Oxford University Press.
- Krebs, J. R. (1973). Social learning and the significance of mixed-species flocks of chickadees (*Parus spp.*). *Canadian Journal of Zoology*, 51(12), 1275–1288.
- Kroodsma, D. E., Brewer, D., y Kirwan, G. M. (2020). Saltapared Pecho Gris (*Henicorhina leucophrys*), version 1.0. *Birds of the World*.
- Kroodsma, D. E., Brewer, D., y Kirwan, G. M. (2020). Thrush-like Wren (*Campylorhynchus turdinus*), version 1.0. *Birds of the World*.
- Lee, T. M., Soh, M. C. K., Sodhi, N., Koh, L. P., Lim, S. L. H., Tien, M. L., Soh, M. C.

- K., Sodhi, N., Lian, P. K., y Lim, S. L. H. (2005). Effects of habitat disturbance on mixed species bird flocks in a tropical sub-montane rainforest. *Biological Conservation*, 122(2), 193–204.
- Lentijo, G. M. y Kattan, G.H. (2005). Estratificación vertical de las aves en una plantación monoespecífica y en bosque nativo en la Cordillera Central de Colombia. *Ornitología Colombiana* N3.
- Linares Romero, L. G. (2009). Estructura y Composición del Ensamblaje de Aves Asociadas a Fragmentos de Bosque Altoandino en la Reserva Natural “La Reserva” (Cundinamarca-Colombia). Pontificia Universidad Javeriana.
- Londoño Zapata, C. F. (2006). Avifauna de la Universidad de Antioquia: aves y pájaros de Ciudad Universitaria. 124.
- Machado, C. G. (2005). A composição dos bandos mistos de aves na Mata Atlântica da Serra de Paranapiacaba, no sudeste brasileiro. *Revista Brasileira de Biologia*, 59(1), 75–85.
- Maldonado-Coelho, M., y Marini, M. A. (2003). Composição de bandos mistos de aves em fragmentos de mata Atlântica no sudeste do Brasil. *Papeis Avulsos de Zoologia*, 43(3), 31–54.
- Maldonado-Coelho, M., y Marini, M. Â. (2000). Effects of Forest Fragment Size and Successional Stage on Mixed-Species Bird Flocks in Southeastern Brazil. *The Condor*, 102(3), 585–594.
- Mammides, C., Chen, J., Goodale, U. M., Kotagama, S. W., Sidhu, S., y Goodale, E. (2015). Does mixed-species flocking influence how birds respond to a gradient of land-use intensity? *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1811).
- Mangini, G., y Fanjul, E. (2013). Conociendo las bandadas mixtas de aves y los

- efectos de la fragmentación en bosques y selvas de la provincia de Salta. *Temas de Biología y Geología*, 3, 68–76.
- Mangini, G. (2017). Las bandadas mixtas de aves como estrategia: comportamiento y estacionalidad en la Selva Pedemontana de las Yungas Australes. Universidad Nacional de Tucumán.
- Mangini, G. G., y Areta, J. I. (2018). Bird mixed-species flock formation is driven by low temperatures between and within seasons in a Subtropical Andean-foothill Forest. *Biotropica*, 50(5), 816–825.
- Marín-Gómez, O. H., y Arbeláez-Cortés, E. (2015). Variation on species composition and richness in mixed bird flocks along an altitudinal gradient in the Central Andes of Colombia. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 50(2), 113–129.
- Martínez, A. E., y Robinson, S. K. (2016). Using foraging ecology to elucidate the role of species interactions in two contrasting mixed-species flock systems in northeastern Peru. *Wilson Journal of Ornithology*, 128(2), 378–390. <https://doi.org/10.1676/wils-128-02-378-390.1>
- Martínez, O. (2003). Composición por especies y uso de sustratos por las bandadas mixtas de aves en un bosque nublado andino de Bolivia. *Ecología en Bolivia*, 38(2)(2), 99–119.
- Matthysen, E. (2008). Mixed flock composition and foraging behavior of insectivorous birds in undisturbed and disturbed fragments of high-Andean *Polylepis* woodland. *Ornitología Neotropical*, 19(August), 403–416.
- Matthysen, E., Collet, F., y Cahill, J. (2008). Mixed flock composition and foraging behavior of insectivorous birds in undisturbed and disturbed fragments of high-Andean *Polylepis* woodland. *Ornitología Neotropical*, 19(3), 403–416.

- McCain, C. M., y Grytnes, J. (2010). Elevational Gradients in Species Richness. In eLS. Wiley.
- McCain, C. M. (2009). Global analysis of bird elevational diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 18(3), 346–360.
- McDermott, M. E., y Rodewald, A. D. (2014). Conservation value of silvopastures to neotropical migrants in andean forest flocks. *Biological Conservation*, 175, 140–147.
- McMullan, M. (2018). *Field Guide to the Birds of Colombia*. Rey Naranjo, 390.
- Mokross, K., Ryder, T. B., Côrrea Côrtes, M., Wolfe, J. D., y Stouffer, P. C. (2014). Decay of interspecific avian flock networks along a disturbance gradient in Amazonia. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1776).
- Montaño-Centellas, F. A. (2020). Interaction networks of avian mixed-species flocks along elevation in the tropical Andes. *Ecography*, 43(6), 930–942.
- Montaño-Centellas, F. A., y Garitano-Zavala, Á. (2015). Andean bird responses to human disturbances along an elevational gradient. *Acta Oecologica*, 65–66, 51–60.
- Montenegro, J. A., Acosta, A., y Reimer, J. D. (2014). Havistat© v2.2: Application to estimate preference for habitat and resources. *Universitas Scientiarum*, 19(3), 333–337.
- Morse, D. H. (2020). Blackburnian Warbler (*Setophaga fusca*), version 1.0. *Birds of the World*.
- Moynihan, M. (1962). The organization and probable evolution of some mixed species flocks of Neotropical birds. In *Smithsonian Miscellaneous Collections* (Vol. 143, Issue 7).

- Munoz Z., J., y Colorado Z., G. J. (2021). Importance of tropical mixed-species flocks for migratory birds in shade-grown coffee: implications of foraging together. *Journal of Field Ornithology*, 92(3), 212–230.
- Muñoz, J. M., y Colorado, G. J. (2012). Foraging Ecology of the Cerulean Warbler (*Setophaga cerulea*) in Andean Agroforestry Ecosystems. In *Ornitología Neotropical* (Vol. 23).
- Munoz, J. (2016). The role of facilitation in the structure of tropical bird communities: A case study of mixed-species flocks. May.
- Murdoch, H. (2012). Mixed-species flock size affects contact call frequencies of the crested tit, *Lophophanes cristatus*. University of Jyväskylä.
- Naoki, K. (2003). Evolution of Ecological Diversity in the Neotropical Tanagers of the Genus *Tangara* (Aves: Thraupidae). Dissertation from LSU, NA(August), 1–179.
- Negret Mosquera, C. A., Calero Chacón, J. E., y Gómez Vásquez, M. (2018). Situación de los derechos humanos en el departamento de Cauca: Informe Ejecutivo.
- Neill, S. R. J., y Cullen, J. M. (1974). Experiments on whether schooling by their prey affects the hunting behaviour of cephalopods and fish predators. *Journal of Zoology*, 172(4), 549–569.
- Newell, F. L., Beachy, T. A., Rodewald, A. D., Rengifo, C. G., Ausprey, I. J., y Rodewald, P. G. (2014). Foraging behavior of migrant warblers in mixed-species flocks in venezuelan shade coffee: Interspecific differences, tree species selection, and effects of drought. *Journal of Field Ornithology*, 85(2), 134–151.
- O'Donnell, S. (2017). Evidence for facilitation among avian army-ant attendants:

- specialization and species associations across elevations. *Biotropica*, 49(5), 665–674.
- Ordóñez-Delgado, L. (2016). Primera descripción del nido del pinchaflor satinado (*Diglossa lafresnayii*) en el Parque Nacional Podocarpus, Andes del Sur de Ecuador. *Ornitología Neotropical*, 27(March), 121–124.
- Palmer, T. M., Pringle, E. G., Stier, A., y Holt, R. D. (2015). Mutualism in a community context. In *Mutualism* (Issue 1, pp. 583–605).
- Parques Nacionales Naturales de Colombia. (2015). Proceso de Integración de áreas protegidas al ordenamiento territorial. Cuatro áreas protegidas en Santa Rosa Cauca: una oportunidad para el desarrollo territorial. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, 125.
- Pomara, L. Y., Cooper, R. J., y Petit, L. J. (2003). Mixed-Species Flocking and Foraging Behavior of Four Neotropical Warblers in Panamanian Shade Coffee Fields and Forests. *The Auk*, 120(4), 1000–1012.
- Poulsen, B. O. (1996). Structure, dynamics, home range and activity pattern of mixed-species bird flocks in a montane alder-dominated secondary forest in Ecuador. *Journal of Tropical Ecology*, 12(3), 333–343.
- Powell, G. V. N. (1974). Experimental analysis of the social value of flocking by starlings (*Sturnus vulgaris*) in relation to predation and foraging. *Animal Behaviour*, 22(2), 501–505.
- Ragusa-Netto, J. (2002). Vigilance toward raptors by nuclear species in bird mixed flocks in a Brazilian savannah. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 37(3), 219–226.
- Ralph, C., Droege, S., y Sauer, J. R. (2003). *Managing and Monitoring Birds Using Point Counts*.

- Remsen, J. V., Jr., J. I. Areta, E. Bonaccorso, S. Claramunt, A. Jaramillo, D. F. Lane, J. F. Pacheco, M. B. Robbins, F. G. Stiles, and K. J. Zimmer. Version [2022]. A classification of the bird species of South America. American Ornithological Society.
- Remsen, J. V. (1985). Community Organization and Ecology of Birds of High Elevation Humid Forest of the Bolivian Andes. *Ornithological Monographs*, 36(36), 733–756.
- Richardson, K. E., Roche, D. P., Mugel, S. G., Lancaster, N. D., Sieving, K. E., Freeberg, T. M., y Lucas, J. R. (2022). Social dynamics of core members in mixed-species bird flocks change across a gradient of foraging habitat quality. *PLoS ONE*, 17(2 February).
- Rising, J. D. (2020). White-naped Brushfinch (*Atlapetes albinucha*), version 1.0. *Birds of the World*.
- Ruiz, D. R., y Burns, K. J. (2020). Beryl-spangled Tanager (*Tangara nigroviridis*). *Birds of the World*.
- Russell, T., Richart, C. H., y Burns, K. J. (2020). Grass-green Tanager (*Chlorornis riefferii*). *Birds of the World*.
- Saracco, J. F., Collazo, J. A., y Groom, M. J. (2004). How do frugivores track resources? Insights from spatial analyses of bird foraging in a tropical forest. *Oecologia*, 139(2), 235–245.
- Schulenberg, T. S., Contreras-González, A. M., Rodríguez-Flores, C. I., Soberanes-González, C. A., Arizmendi, M. del C., y Powell, K. (2020). Northern Emerald-Toucanet (*Aulacorhynchus prasinus*), version 1.0. *Birds of the World*.
- Schleuter, D., Daufresne, M., Massol, F., y Argillier, C. (2010). A user's guide to functional diversity indices. In *Ecological Monographs* (Vol. 80, Issue 3).

- Sedano, R. E., y Burns, K. J. (2010). Are the Northern Andes a species pump for Neotropical birds? Phylogenetics and biogeography of a clade of Neotropical tanagers (Aves: Thraupini). *Journal of Biogeography*, 37(2), 325–343.
- Sridhar, H., Beauchamp, G., y Shanker, K. (2009). Why do birds participate in mixed-species foraging flocks? A large-scale synthesis. *Animal Behaviour*, 78(2), 337–347.
- Sridhar, H., Srinivasan, U., Askins, R. A., Canales-delgadillo, J. C., Chen, C. C., Ewert, D. N., Gale, G. A., Goodale, E., Gram, W. K., Hart, P. J., Hobson, K. A., Hutto, R. L., Kotagama, S. W., Knowlton, J. L., Lee, T. M., Munn, C. A., Nimnuan, S., Nizam, B. Z., Péron, G., ... Kotagama, S. W. (2012). Positive Relationships between Association Strength and Phenotypic Similarity Characterize the Assembly of Mixed-Species Bird Flocks Worldwide. *The American Naturalist*, 180(6), 777–790.
- Stachowicz, J. J. (2001). Mutualism, facilitation, and the structure of ecological communities. *BioScience*, 51(3), 235–246.
- Suhonen, J., Halonen, M., y Mappes, T. (1993). Predation Risk and the Organization of the Parus Guild. *Oikos*, 66(1), 94.
- Suzuki, T. N. (2011). Long-Distance Calling by the Willow Tit, *Poecile montanus*, Facilitates Formation of Mixed-Species Foraging Flocks. *Ethology*, 118(1), 10–16.
- Tarbox, B. C., Robinson, S. K., Loiselle, B., y Flory, S. L. (2018). Foraging ecology and flocking behavior of insectivorous forest birds inform management of Andean silvopastures for conservation. *The Condor*, 120(4), 787–802.
- Taylor, L., Oakley, N., y McDonald, D. (2020). Golden-winged Manakin (*Masius chrysopterus*), version 1.0. *Birds of the World*.

- Terborgh, J. (1990). Mixed flocks and polyspecific associations: Costs and Benefits of Mixed Groups to Birds and Monkeys. *American Journal of Primatology*, 100, 87–100.
- Thomson, R. L., y Ferguson, J. W. H. (2007). Composition and foraging behaviour of mixed-species flocks in two adjacent African woodland habitats: A spatial and temporal perspective. *Ostrich*, 78(1), 65–73.
- Tjitte de Vries, T., Buitrón, G., Tobar, M., Piedrahita, P., Iglesias, A., Serrano, A., Erazo, M. J., Ojeda, I., Baquero, L., y Sánchez, P. (2017). Composición, estructura, densidad y aspectos socio-ecológicos de bandadas mixtas de aves de sotobosque y dosel en una parcela de 100 ha, Parque Nacional Yasuní, Amazonia Ecuatoriana. *Revista Ecuatoriana de Medicina y Ciencias Biológicas*, 33(1–2), 88–123.
- Tubelis, D. P., Cowling, A., y Donnelly, C. (2006). Role of mixed-species flocks in the use of adjacent savannas by forest birds in the central Cerrado, Brazil. *Austral Ecology*, 31(1), 38–45.
- Vásquez Ávila, B. E. (2019). Variación en bandadas mixtas de aves en un paisaje altoandino del sur del Ecuador. Universidad del Azuay.
- Wey, T., Blumstein, D. T., Shen, W., y Jordán, F. (2008). Social network analysis of animal behaviour: a promising tool for the study of sociality. *Animal Behaviour*, 75(2), 333–344.
- Winkler, D. W., Billerman, S. M., y Lovette, I. J. (2020). Tanagers and Allies (Thraupidae). *Birds of the World*.
- Zarco, A., Cueto, V. R., Sagario, M. C., y Marone, L. (2019). Effects of livestock grazing on flocks of seed-eating birds in the central monte desert, Argentina. *Canadian Journal of Zoology*, 97(7), 606–611.

- Zhang, Q., Han, R., Huang, Z., y Zou, F. (2013). Linking vegetation structure and bird organization: Response of mixed-species bird flocks to forest succession in subtropical China. *Biodiversity and Conservation*, 22(9), 1965–1989.
- Zoratto, F., Santucci, D., y Alleva, E. (2009). Theories commonly adopted to explain the antipredatory benefits of the group life: The case of starling (*Sturnus vulgaris*). *Rendiconti Lincei*, 20(2), 163–176.
- Zotz, G., y Andrade, J. (2002). La ecología y la fisiología de las epífitas y las hemiepífitas. Libro Universitario Regional Del Instituto Tecnológico de Costa Rica.  
[https://www.researchgate.net/publication/263411225\\_La\\_ecologia\\_y\\_la\\_fisiologia\\_de\\_las\\_epifitas\\_y\\_las\\_hemiepifitas](https://www.researchgate.net/publication/263411225_La_ecologia_y_la_fisiologia_de_las_epifitas_y_las_hemiepifitas)
- Zou, F., Jones, H., Colorado Z., G. J., Jiang, D., Lee, T. M., Martínez, A., Sieving, K., Zhang, M., Zhang, Q., y Goodale, E. (2018). The conservation implications of mixed-species flocking in terrestrial birds, a globally-distributed species interaction network. *Biological Conservation*, 224(December 2017), 267–276.
- Zou, F., Jones, H. H., Colorado Z., G. J., Jiang, D., Lee, T. M., Martínez, A. E., Sieving, K. E., Zhang, M., Zhang, Q., Goodale, E. B., Zoratto, F., Santucci, D., Alleva, E., Zhang, Q., Han, R., Huang, Z., Zou, F., Zannette, L., Doyle, P., ... Acosta, J. M. (2015). Assembly patterns of mixed-species avian flocks in the Andes. *The Condor*, 81(2), 1–11

## 11. ANEXOS

**Anexo 1.** Especies de aves reportadas participando en las bandadas mixtas registradas en tres coberturas vegetales en municipio de Santa Rosa, Cauca. FR-IN: Frugívoro-insectívoro; FR: Frugívoro; IN: Insectívoro; NE: Nectarívoro; GRA: Granívoro. Rol Social: A: Acompañante; AC: Accidental; NA: Nuclear Activa; NP: Nuclear pasiva. n: número de registros. Cobertura vegetal: BD: Bosque denso; BF: Bosque fragmentado; PA: Pastos arbolados. Sectores: 1: PNR El Aletón; 2: San Andrés; 3: El Placer; 4: Serranía la Vieja; 5: Curiaco; 6: Agencia-Brisas del Caquetá; 7: La Cocha.

| Especie                              | Familia        | Grupo Trófico | Rol social | n  | COBERTURA VEGETAL |   |   |    |   |   |    |   |
|--------------------------------------|----------------|---------------|------------|----|-------------------|---|---|----|---|---|----|---|
|                                      |                |               |            |    | BD                |   |   | BF |   |   | PA |   |
|                                      |                |               |            |    | 1                 | 3 | 7 | 2  | 4 | 5 | 6  |   |
| <i>Eubucco bourcierii</i>            | Capitonidae    | FR-IN         | A          | 6  |                   |   | x |    |   |   |    |   |
| <i>Aulacorhynchus prasinus</i>       | Ramphastidae   | FR            | AC         | 2  |                   |   |   |    |   |   | x  |   |
| <i>Colaptes rivolii</i>              | Picidae        | IN            | A          | 3  |                   |   |   | x  |   |   | x  |   |
| <i>Colaptes rubiginosus</i>          | Picidae        | IN            | A          | 5  |                   | x | x | x  |   |   |    |   |
| <i>Scytalopus latrans</i>            | Rhinocryptidae | IN            | A          | 2  |                   |   | x | x  |   |   |    |   |
| <i>Scytalopus micropterus</i>        | Rhinocryptidae | IN            | A          | 2  |                   |   | x |    | x |   |    |   |
| <i>Anabacerthia striaticollis</i>    | Furnariidae    | IN            | A          | 1  |                   |   | x |    |   |   |    |   |
| <i>Dendrocicla tyrannina</i>         | Furnariidae    | IN            | A          | 1  |                   |   | x |    |   |   |    |   |
| <i>Lepidocolaptes lacrymiger</i>     | Furnariidae    | IN            | A          | 20 | x                 | x | x | x  | x | x | x  | x |
| <i>Lochmias nematura</i>             | Furnariidae    | IN            | A          | 2  |                   | x |   |    |   |   |    |   |
| <i>Margarornis squamiger</i>         | Furnariidae    | IN            | A          | 13 | x                 | x |   | x  |   |   |    |   |
| <i>Premnornis guttuliger</i>         | Furnariidae    | IN            | A          | 1  |                   |   |   | x  |   |   |    |   |
| <i>Pseudocolaptes boissonneautii</i> | Furnariidae    | IN            | A          | 1  | x                 |   |   |    |   |   |    |   |
| <i>Siptornis striaticollis</i>       | Furnariidae    | IN            | A          | 1  |                   | x |   |    |   |   |    |   |
| <i>Thripadectes flammulatus</i>      | Furnariidae    | IN            | A          | 1  |                   |   |   | x  |   |   |    |   |
| <i>Xenops rutilans</i>               | Furnariidae    | IN            | A          | 13 | x                 |   | x | x  | x | x | x  | x |
| <i>Xiphorhynchus triangularis</i>    | Furnariidae    | IN            | A          | 17 |                   | x | x | x  | x |   |    |   |
| <i>Masius chrysopterus</i>           | Pipridae       | FR            | AC         | 3  |                   | x |   |    |   |   |    |   |
| <i>Pipreola riefferii</i>            | Cotingidae     | FR            | A          | 7  | x                 | x |   | x  | x |   |    |   |
| <i>Pachyrampus polychropterus</i>    | Tityridae      | FR-IN         | A          | 4  |                   |   | x |    |   |   | x  |   |
| <i>Pachyrampus versicolor</i>        | Tityridae      | FR-IN         | A          | 1  |                   |   | x |    |   |   |    |   |
| <i>Contopus fumigatus</i>            | Tyrannidae     | IN            | A          | 1  |                   |   |   | x  |   |   |    |   |
| <i>Elaenia frantzii</i>              | Tyrannidae     | FR-IN         | A          | 4  |                   |   |   | x  | x |   | x  |   |
| <i>Elaenia pallatangae</i>           | Tyrannidae     | FR-IN         | A          | 2  |                   | x |   |    |   |   | x  |   |
| <i>Leptopogon rufipectus</i>         | Tyrannidae     | IN            | A          | 20 |                   | x | x | x  |   |   | x  | x |

|                                    |               |       |    |     |   |   |   |   |   |   |   |
|------------------------------------|---------------|-------|----|-----|---|---|---|---|---|---|---|
| <i>Leptopogon superciliaris</i>    | Tyrannidae    | FR-IN | A  | 3   |   | x | x |   |   |   |   |
| <i>Mecocerculus leucophrys</i>     | Tyrannidae    | IN    | A  | 2   |   |   |   | x |   | x |   |
| <i>Mecocerculus poecilocercus</i>  | Tyrannidae    | IN    | A  | 2   |   |   |   |   | x | x |   |
| <i>Mecocerculus stictopterus</i>   | Tyrannidae    | IN    | A  | 1   | x |   |   |   |   |   |   |
| <i>Mionectes oleagineus</i>        | Tyrannidae    | FR-IN | A  | 1   |   |   | x |   |   |   |   |
| <i>Mionectes striaticollis</i>     | Tyrannidae    | FR-IN | A  | 14  |   | x | x | x |   | x | x |
| <i>Myiarchus cephalotes</i>        | Tyrannidae    | FR-IN | A  | 4   | x |   | x |   |   | x |   |
| <i>Myiodynastes chrysocephalus</i> | Tyrannidae    | FR-IN | A  | 1   |   |   | x |   |   |   |   |
| <i>Ochthoeca cinnamomeiventris</i> | Tyrannidae    | IN    | A  | 1   |   |   |   |   |   | x |   |
| <i>Phylomyias nigrocapillus</i>    | Tyrannidae    | FR-IN | A  | 10  | x |   |   | x |   | x |   |
| <i>Phylloscartes ophthalmicus</i>  | Tyrannidae    | IN    | A  | 4   |   | x | x |   |   | x | x |
| <i>Phylloscartes poecilotis</i>    | Tyrannidae    | IN    | A  | 10  |   | x | x |   |   | x | x |
| <i>Poecilotriccus ruficeps</i>     | Tyrannidae    | IN    | A  | 4   |   |   |   | x |   | x | x |
| <i>Pseudotriccus ruficeps</i>      | Tyrannidae    | IN    | A  | 4   |   | x | x | x |   |   |   |
| <i>Pyrrhomyias cinnamomeus</i>     | Tyrannidae    | FR-IN | A  | 17  | x | x | x | x | x | x |   |
| <i>Tyrannus melancholicus</i>      | Tyrannidae    | FR-IN | A  | 1   |   |   |   |   |   |   | x |
| <i>Zimmerius chrysops</i>          | Tyrannidae    | FR-IN | A  | 7   |   | x | x |   |   |   | x |
| <i>Vireo leucophrys</i>            | Vireonidae    | FR-IN | A  | 24  | x | x |   | x | x | x | x |
| <i>Vireo olivaceus</i>             | Vireonidae    | FR-IN | A  | 1   |   |   |   |   | x |   |   |
| <i>Campylorhynchus turdinus</i>    | Troglodytidae | FR-IN | AC | 1   |   |   |   |   |   |   | x |
| <i>Cinnycerthia unirufa</i>        | Troglodytidae | IN    | A  | 4   | x |   |   | x |   |   |   |
| <i>Henicorhina leucophrys</i>      | Troglodytidae | IN    | A  | 5   |   | x | x |   |   | x |   |
| <i>Myadestes ralloides</i>         | Turdidae      | FR-IN | A  | 14  |   | x | x |   | x | x | x |
| <i>Turdus fuscater</i>             | Turdidae      | FR-IN | AC | 1   |   |   | x |   |   |   |   |
| <i>Chlorophonia cyanea</i>         | Fringillidae  | FR    | A  | 12  |   | x |   |   | x | x | x |
| <i>Chlorophonia cyanocephala</i>   | Fringillidae  | FR    | A  | 2   |   |   |   |   |   | x |   |
| <i>Euphonia xanthogaster</i>       | Fringillidae  | FR    | A  | 22  |   | x | x |   | x | x | x |
| <i>Arremon brunneinucha</i>        | Passerellidae | FR-IN | A  | 2   |   |   |   | x | x |   |   |
| <i>Atlapetes albinucha</i>         | Passerellidae | FR-IN | A  | 5   |   |   |   |   | x |   | x |
| <i>Atlapetes latinuchus</i>        | Passerellidae | FR-IN | A  | 6   | x |   |   | x |   |   |   |
| <i>Atlapetes leucopis</i>          | Passerellidae | FR-IN | A  | 2   | x |   |   |   |   |   |   |
| <i>Atlapetes pallidinucha</i>      | Passerellidae | FR-IN | A  | 3   | x |   |   | x |   |   |   |
| <i>Atlapetes schistaceus</i>       | Passerellidae | FR-IN | A  | 2   |   |   |   |   | x | x |   |
| <i>Chlorospingus flavopectus</i>   | Passerellidae | FR-IN | A  | 11  |   | x |   | x | x | x |   |
| <i>Chlorospingus parvirostris</i>  | Passerellidae | FR-IN | NA | 46  |   | x | x |   | x | x | x |
| <i>Cacicus chrysonotus</i>         | Icteridae     | FR-IN | AC | 2   |   |   |   |   |   | x |   |
| <i>Hypopyrrhus pyrohypogaster</i>  | Icteridae     | FR-IN | AC | 29  |   |   |   |   |   | x | x |
| <i>Psarocolius angustifrons</i>    | Icteridae     | FR-IN | AC | 20  |   |   |   |   |   | x | x |
| <i>Basileuterus tristriatus</i>    | Parulidae     | IN    | NA | 62  |   | x | x |   | x | x | x |
| <i>Cardellina canadensis</i>       | Parulidae     | IN    | A  | 12  |   |   | x |   | x |   | x |
| <i>Myioborus miniatus</i>          | Parulidae     | IN    | NP | 69  |   | x | x | x | x | x | x |
| <i>Myioborus ornatus</i>           | Parulidae     | IN    | A  | 20  | x |   | x | x | x |   |   |
| <i>Myiothlypis coronata</i>        | Parulidae     | IN    | A  | 8   |   | x | x | x |   |   |   |
| <i>Setophaga cerulea</i>           | Parulidae     | IN    | A  | 3   |   |   | x |   |   |   | x |
| <i>Setophaga fusca</i>             | Parulidae     | IN    | NA | 117 | x | x | x | x | x | x | x |
| <i>Setophaga pitiayumi</i>         | Parulidae     | FR-IN | A  | 2   |   |   | x |   |   | x |   |
| <i>Piranga rubra</i>               | Cardinalidae  | FR-IN | A  | 3   |   | x | x |   |   | x |   |
| <i>Anisognathus lacrymosus</i>     | Thraupidae    | FR-IN | A  | 18  | x |   |   | x |   |   |   |

|                                   |            |        |    |    |   |   |   |   |   |   |   |
|-----------------------------------|------------|--------|----|----|---|---|---|---|---|---|---|
| <i>Anisognathus somptuosus</i>    | Thraupidae | FR-IN  | A  | 7  |   | x | x |   | x |   |   |
| <i>Buthraupis montana</i>         | Thraupidae | FR-IN  | A  | 1  | x |   |   |   |   |   |   |
| <i>Chalcothraupis ruficervix</i>  | Thraupidae | FR- IN | A  | 9  |   |   | x |   |   |   | x |
| <i>Chlorochrysa calliparaea</i>   | Thraupidae | FR- IN | A  | 16 |   | x | x |   |   | x | x |
| <i>Chlorornis riefferi</i>        | Thraupidae | FR- IN | A  | 9  | x |   |   | x |   |   |   |
| <i>Cissopis leverianus</i>        | Thraupidae | FR- IN | A  | 4  |   |   |   |   |   |   | x |
| <i>Cnemoscopus rubrirostris</i>   | Thraupidae | FR-IN  | A  | 28 | x |   |   | x |   |   |   |
| <i>Conirostrum albifrons</i>      | Thraupidae | IN     | A  | 5  | x |   |   | x |   |   |   |
| <i>Conirostrum sitticolor</i>     | Thraupidae | IN     | A  | 1  | x |   |   |   |   |   |   |
| <i>Creurgops verticalis</i>       | Thraupidae | FR-IN  | A  | 1  |   | x |   |   |   |   |   |
| <i>Diglossa albilatera</i>        | Thraupidae | NE     | A  | 10 | x | x |   | x | x | x |   |
| <i>Diglossa cyanea</i>            | Thraupidae | NE     | A  | 25 | x | x | x | x | x | x |   |
| <i>Diglossa glauca</i>            | Thraupidae | NE     | A  | 4  |   |   | x |   |   | x |   |
| <i>Diglossa sittoides</i>         | Thraupidae | NE     | A  | 4  |   |   | x | x |   | x |   |
| <i>Iridophanes pulcherrimus</i>   | Thraupidae | FR-IN  | A  | 11 |   | x | x |   | x |   | x |
| <i>Iridosornis rufivertex</i>     | Thraupidae | FR-IN  | A  | 2  | x |   |   | x |   |   |   |
| <i>Kleinothraupis atropileus</i>  | Thraupidae | IN     | A  | 3  | x |   |   |   |   |   |   |
| <i>Pipraeidea melanonota</i>      | Thraupidae | FR- IN | A  | 2  |   | x |   |   |   |   | x |
| <i>Pseudospingus verticalis</i>   | Thraupidae | FR- IN | A  | 1  |   |   |   | x |   |   |   |
| <i>Sphenopsis frontalis</i>       | Thraupidae | IN     | A  | 5  | x | x |   |   |   |   |   |
| <i>Sporathraupis cyanocephala</i> | Thraupidae | FR- IN | A  | 1  | x |   |   |   |   |   |   |
| <i>Stilpnia cyanicollis</i>       | Thraupidae | FR- IN | A  | 12 |   | x | x |   | x | x | x |
| <i>Stilpnia heinei</i>            | Thraupidae | FR- IN | A  | 19 |   | x | x |   | x | x | x |
| <i>Tachyphonus rufus</i>          | Thraupidae | FR- IN | A  | 2  |   |   | x |   | x |   |   |
| <i>Tangara arthus</i>             | Thraupidae | FR- IN | A  | 9  |   | x | x |   |   |   |   |
| <i>Tangara chrysotis</i>          | Thraupidae | FR- IN | A  | 1  |   | x |   |   |   |   |   |
| <i>Tangara cyanotis</i>           | Thraupidae | FR- IN | A  | 3  |   | x | x |   |   |   |   |
| <i>Tangara gyrola</i>             | Thraupidae | FR- IN | A  | 1  |   |   | x |   |   |   |   |
| <i>Tangara labradorides</i>       | Thraupidae | FR- IN | A  | 18 |   | x | x |   | x | x |   |
| <i>Tangara nigroviridis</i>       | Thraupidae | FR- IN | A  | 47 |   | x | x | x | x | x |   |
| <i>Tangara parzudakii</i>         | Thraupidae | FR- IN | A  | 18 |   | x | x |   | x | x | x |
| <i>Tangara vassorii</i>           | Thraupidae | FR- IN | A  | 16 | x | x |   | x | x |   | x |
| <i>Tangara xanthocephala</i>      | Thraupidae | FR- IN | NA | 57 |   | x | x |   |   | x | x |
| <i>Thlypopsis superciliaris</i>   | Thraupidae | IN     | A  | 1  |   |   |   | x |   |   |   |
| <i>Thraupis episcopus</i>         | Thraupidae | FR- IN | A  | 4  |   |   |   |   |   |   | x |
| <i>Thraupis palmarum</i>          | Thraupidae | FR- IN | A  | 1  |   |   |   |   |   |   | x |
| <i>Tiaris olivaceus</i>           | Thraupidae | GRA    | A  | 1  |   |   |   |   |   |   | x |

**Anexo 2.** Abundancia relativa registrada para las especies participantes en bandadas mixtas, en los siete sectores muestreados en el municipio de Santa Rosa, Cauca. A. PNR El Aletón; B. San Andrés; C. El Placer; D. Serranía la Vieja; E. Curiaco; F. Agencia-Brisas del Caquetá; G. La Cocha.

| Especie | Covariable | Estadístico $\chi^2$ | Significancia ( $p$ ) | Abundancia relativa por sector<br>(Media + Desviación estándar) |   |   |   |   |   |   |
|---------|------------|----------------------|-----------------------|---|---|---|---|---|---|---|
|         |            |                      |                       | A   | B | C | D | E | F | G |

|                                   |        |       |                            |             |             |             |             |             |             |             |
|-----------------------------------|--------|-------|----------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| <i>Setophaga fusca</i>            | Sector | 13.43 | 0.04*                      | 0.37 ± 0.74 | 1.68 ± 2.47 | 0.88 ± 1.11 | 1.31 ± 1.03 | 1.00 ± 1.38 | 0.77 ± 0.60 | 0.77 ± 0.71 |
|                                   | Mes    | 33.30 | 1.03e-06***                |             |             |             |             |             |             |             |
| <i>Myioborus miniatus</i>         | Sector | 17.58 | 0.01 <sup>ns</sup>         | 0           | 0.25±0.45   | 0.76±0.75   | 0.69±0.85   | 0.88±0.97   | 0.46±0.66   | 0.61±0.57   |
|                                   | Mes    | 5.21  | 0.27                       |             |             |             |             |             |             |             |
| <i>Basileuterus tristriatus</i>   | Sector | 36.78 | 1.94x10 <sup>-6</sup> ***  | 0           | 0           | 0.82±1.33   | 0.31±0.85   | 0.72±1.02   | 0.46±0.97   | 0.77±1.14   |
|                                   | Mes    | 44.28 | 5.60x10 <sup>-9</sup> ***  |             |             |             |             |             |             |             |
| <i>Tangara xanthocephala</i>      | Sector | 47.26 | 1.66x10 <sup>-8</sup> ***  | 0           | 0           | 1.41±1.90   | 0.92±1.25   | 0.52±0.96   | 0.08±0.28   | 0.27±0.72   |
|                                   | Mes    | 27.64 | 1.47x10 <sup>-5</sup> ***  |             |             |             |             |             |             |             |
| <i>Tangara nigroviridis</i>       | Sector | 48.32 | 1.02x10 <sup>-8</sup> ***  | 0           | 0.31±0.48   | 1.12±1.61   | 1.15±2.19   | 0.28±0.74   | 0           | 0.04±0.20   |
|                                   | Mes    | 28.82 | 1.09x10 <sup>-5</sup> ***  |             |             |             |             |             |             |             |
| <i>Chlorospingus parvirostris</i> | Sector | 59.45 | 5.83x10 <sup>-11</sup> *** | 0           | 0           | 0.70±1.21   | 0.08±0.28   | 1.12±1.69   | 0.15±0.37   | 0.11±0.32   |
|                                   | Mes    | 2.98  | 0.56                       |             |             |             |             |             |             |             |
| <i>Hypopyrrhus pyrohypogaster</i> | Sector | 70.12 | 3.86x10 <sup>-13</sup> *** | 0           | 0           | 0           | 0           | 0.56±2.42   | 1.15±2.99   | 0           |
|                                   | Mes    | 44.01 | 6.19x10 <sup>-9</sup> ***  |             |             |             |             |             |             |             |
| <i>Cnemoscopus rubrirostris</i>   | Sector | 93.62 | 2.2x10 <sup>-16</sup> ***  | 0.12±0.35   | 1.69±3.91   | 0           | 0           | 0           | 0           | 0           |
|                                   | Mes    | 50.26 | 3.18x10 <sup>-10</sup> *** |             |             |             |             |             |             |             |
| <i>Diglossa cyanea</i>            | Sector | 20.05 | 0.002715**                 | 0.87±1.36   | 0.25±0.45   | 0.41±0.79   | 0.23±0.44   | 0.08±0.28   | 0           | 0.08±0.27   |
|                                   | Mes    | 8.09  | 0.09                       |             |             |             |             |             |             |             |
| <i>Vireo leucophrys</i>           | Sector | 8.88  | 0.18                       | 0.12±0.35   | 0.12±0.34   | 0.12±0.33   | 0.31±0.63   | 0.08±0.28   | 0.23±0.44   | 0.38±0.64   |
|                                   | Mes    | 14.47 | 0.005924**                 |             |             |             |             |             |             |             |
| <i>Euphonia xanthogaster</i>      | Sector | 9.76  | 0.13                       | 0           | 0           | 0.29±0.59   | 0.23±0.60   | 0.24±0.43   | 0.23±0.44   | 0.15±0.37   |
|                                   | Mes    | 3.77  | 0.44                       |             |             |             |             |             |             |             |
| <i>Lepidocolaptes lacrymiger</i>  | Sector | 6.02  | 0.42                       | 0.37±0.52   | 0.19±0.40   | 0.23±0.56   | 0.08±0.28   | 0.24±0.52   | 0.08±0.28   | 0.08±0.27   |
|                                   | Mes    | 5.41  | 0.25                       |             |             |             |             |             |             |             |
| <i>Leptopogon rufipectus</i>      | Sector | 11.29 | 0.08                       | 0           | 0.12±0.34   | 0.18±0.39   | 0           | 0.40±0.58   | 0.08±0.28   | 0.15±0.37   |
|                                   | Mes    | 4.58  | 0.33                       |             |             |             |             |             |             |             |
| <i>Psarocolius angustifrons</i>   | Sector | 46.87 | 1.99x10 <sup>-8</sup> ***  | 0           | 0           | 0           | 0           | 0.68±3.01   | 0.23±0.83   | 0           |
|                                   | Mes    | 29.56 | 6.01x10 <sup>-6</sup> ***  |             |             |             |             |             |             |             |
| <i>Myioborus ornatus</i>          | Sector | 48.01 | 1.18x10 <sup>-8</sup> ***  | 0.87±1.36   | 0.56±1.26   | 0           | 0.15±0.55   | 0           | 0           | 0.04±0.20   |
|                                   | Mes    | 11.78 | 0.02*                      |             |             |             |             |             |             |             |
| <i>Stilpnia heinei</i>            | Sector | 18.95 | 0.004256**                 | 0           | 0           | 0.23±0.56   | 0.15±0.37   | 0.16±0.37   | 0.61±0.87   | 0.04±0.20   |
|                                   | Mes    | 10.23 | 0.04*                      |             |             |             |             |             |             |             |
| <i>Anisognathus lacrymosus</i>    | Sector | 74.31 | 5.31x10 <sup>-14</sup> *** | 2.12±4.05   | 0.06±0.25   | 0           | 0           | 0           | 0           | 0           |
|                                   | Mes    | 18.81 | 0.0008566***               |             |             |             |             |             |             |             |
| <i>Tangara labradorides</i>       | Sector | 31.79 | 1.79x10 <sup>-5</sup> ***  | 0           | 0           | 0.65±0.93   | 0.31±0.63   | 0.04±0.20   | 0           | 0.08±0.27   |
|                                   | Mes    | 10.9  | 0.03*                      |             |             |             |             |             |             |             |
| <i>Xiphorhynchus triangularis</i> | Sector | 20.01 | 0.0027**                   | 0           | 0.31±0.48   | 0.35±0.61   | 0.08±0.28   | 0           | 0           | 0.19±0.40   |
|                                   | Mes    | 2.35  | 0.67                       |             |             |             |             |             |             |             |
| <i>Pyrrhomyias cinnamomeus</i>    | Sector | 9.05  | 0.17                       | 0.37±0.52   | 0.06±0.25   | 0.29±0.68   | 0.23±0.44   | 0.04±0.20   | 0           | 0.15±0.46   |
|                                   | Mes    | 11.62 | 0.02*                      |             |             |             |             |             |             |             |
| <i>Tangara parzudakii</i>         | Sector | 22.92 | 0.00082***                 | 0           | 0           | 0.59±1.17   | 0.23±0.44   | 0.04±0.20   | 0.77±0.28   | 0.08±0.27   |
|                                   | Mes    | 1.59  | 0.81                       |             |             |             |             |             |             |             |
| <i>Chlorochrysa calliparaea</i>   | Sector | 12.44 | 0.05                       | 0           | 0           | 0.29±0.59   | 0           | 0.20±0.50   | 0.08±0.28   | 0.19±0.40   |
|                                   | Mes    | 7.37  | 0.12                       |             |             |             |             |             |             |             |
| <i>Tangara vassorii</i>           | Sector | 32.16 | 1.52x10 <sup>-5</sup> ***  | 0.50±0.75   | 0.56±0.63   | 0.06±0.24   | 0.08±0.28   | 0           | 0.08±0.28   | 0           |
|                                   | Mes    | 4.65  | 0.32                       |             |             |             |             |             |             |             |
| <i>Mionectes striaticollis</i>    | Sector | 6.79  | 0.34                       | 0           | 0.12±0.34   | 0.18±0.53   | 0           | 0.08±0.28   | 0.15±0.37   | 0.19±0.49   |
|                                   | Mes    | 9.22  | 0.05                       |             |             |             |             |             |             |             |

|                                  |        |       |                          |           |           |           |           |           |           |           |
|----------------------------------|--------|-------|--------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| <i>Myadestes ralloides</i>       | Sector | 6,53  | 0,37                     | 0         | 0         | 0.12±0.33 | 0.15±0.37 | 0.20±0.50 | 0.08±0.28 | 0.15±0.54 |
|                                  | Mes    | 6,07  | 0,19                     |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Margarornis squamiger</i>     | Sector | 32,01 | 1.58x <sup>5***</sup>    | 0.37±0.52 | 0.50±0.63 | 0.12±0.48 | 0         | 0         | 0         | 0         |
|                                  | Mes    | 0,43  | 0,98                     |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Xenops rutilans</i>           | Sector | 8,93  | 0,18                     | 0.12±0.35 | 0.06±0.25 | 0         | 0.08±0.28 | 0.04±0.20 | 0.38±0.87 | 0.15±0.46 |
|                                  | Mes    | 7,14  | 0,13                     |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Chlorophonia cyanea</i>       | Sector | 14,43 | 0.02*                    | 0         | 0         | 0.06±0.24 | 0.15±0.37 | 0.20±0.41 | 0.31±0.85 | 0         |
|                                  | Mes    | 14,72 | 0.005**                  |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Cardellina canadensis</i>     | Sector | 23,84 | 0.0005***                | 0         | 0         | 0         | 0.08±0.28 | 0         | 0.15±0.37 | 0.35±0.63 |
|                                  | Mes    | 5,17  | 0,27                     |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Stelpnia cyanicollis</i>      | Sector | 16,68 | 0.01*                    | 0         | 0         | 0.12±0.33 | 0.08±0.28 | 0.04±0.20 | 0.46±0.52 | 0.08±0.39 |
|                                  | Mes    | 7,73  | 0,1                      |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Chlorospingus flavopectus</i> | Sector | 16,81 | 0.01*                    | 0         | 0.31±0.48 | 0.23±0.56 | 0.08±0.28 | 0.04±0.2  | 0         | 0         |
|                                  | Mes    | 2,92  | 0,57                     |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Iridophanes pulcherrimus</i>  | Sector | 14,89 | 0.02*                    | 0         | 0         | 0.06±0.24 | 0.08±0.28 | 0         | 0.15±0.37 | 0.27±0.53 |
|                                  | Mes    | 6,08  | 0,19                     |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Phyllomyias nigrocapillus</i> | Sector | 25,48 | 0.0003***                | 0.5±0.75  | 0.31±0.48 | 0         | 0         | 0.04±0.20 | 0         | 0         |
|                                  | Mes    | 2,31  | 0,68                     |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Phylloscartes poecilotis</i>  | Sector | 10,62 | 0,1                      | 0         | 0         | 0.18±0.39 | 0         | 0.04±0.20 | 0.08±0.28 | 0.19±0.40 |
|                                  | Mes    | 4,39  | 0,35                     |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Diglossa albilatera</i>       | Sector | 8,02  | 0,24                     | 0.25±0.46 | 0.06±0.25 | 0.23±0.56 | 0.08±0.28 | 0.08±0.28 | 0         | 0         |
|                                  | Mes    | 12,24 | 0.01*                    |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Chalcothraupis ruficervix</i> | Sector | 19,32 | 0.004**                  | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         | 0.15±0.55 | 0.27±0.53 |
|                                  | Mes    | 6,25  | 0,18                     |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Chlorornis riefferii</i>      | Sector | 28,41 | 7.87x10 <sup>-5***</sup> | 0.37±0.74 | 0.37±0.81 | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         |
|                                  | Mes    | 9,64  | 0.05*                    |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Tangara arthus</i>            | Sector | 18,98 | 0.004**                  | 0         | 0         | 0.06±0.24 | 0         | 0         | 0         | 0.31±0.68 |
|                                  | Mes    | 10,28 | 0.03*                    |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Myiothlypis coronata</i>      | Sector | 14,52 | 0.02*                    | 0         | 0.12±0.34 | 0.23±0.75 | 0         | 0         | 0         | 0.08±0.39 |
|                                  | Mes    | 9,2   | 0.06*                    |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Pipreola riefferii</i>        | Sector | 12,71 | 0.05*                    | 0.12±0.35 | 0.06±0.25 | 0.23±0.66 | 0.08±0.28 | 0         | 0         | 0         |
|                                  | Mes    | 5,04  | 0,28                     |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Zimmerius chrysops</i>        | Sector | 10,41 | 0,11                     | 0         | 0         | 0.06±0.24 | 0         | 0         | 0.15±0.37 | 0.15±0.37 |
|                                  | Mes    | 5,94  | 0,2                      |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Anisognathus somptuosus</i>   | Sector | 16,39 | 0.01*                    | 0         | 0         | 0.23±0.75 | 0.15±0.37 | 0         | 0         | 0.04±0.20 |
|                                  | Mes    | 5,59  | 0,23                     |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Eubucco bourcierii</i>        | Sector | 17,78 | 0.007**                  | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         | 0.23±0.43 |
|                                  | Mes    | 0,49  | 0,97                     |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Atlapetes latinuchus</i>      | Sector | 21,1  | 0.002***                 | 0.25±0.71 | 0.25±1.00 | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         |
|                                  | Mes    | 15,01 | 0.005**                  |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Colaptes rubiginosus</i>      | Sector | 5,63  | 0,46                     | 0         | 0.06±0.25 | 0.06±0.24 | 0         | 0         | 0         | 0.11±0.32 |
|                                  | Mes    | 11,07 | 0.02*                    |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Henicorhina leucophrys</i>    | Sector | 4,18  | 0,65                     | 0         | 0         | 0.06±0.24 | 0         | 0.04±0.20 | 0         | 0.11±0.32 |
|                                  | Mes    | 9,38  | 0,05                     |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Atlapetes albinucha</i>       | Sector | 15,79 | 0.01*                    | 0         | 0         | 0         | 0.31±1.11 | 0         | 0.08±0.28 | 0         |
|                                  | Mes    | 11,79 | 0.02*                    |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Conirostrum albifrons</i>     | Sector | 15,09 | 0.02*                    | 0.12±0.35 | 0.25±0.45 | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         |
|                                  | Mes    | 6,28  | 0,18                     |           |           |           |           |           |           |           |

|                                   |        |       |         |           |           |           |           |           |           |           |
|-----------------------------------|--------|-------|---------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| <i>Sphenopsis frontalis</i>       | Sector | 14,79 | 0.02*   | 0.12±0.35 | 0         | 0.23±0.56 | 0         | 0         | 0         | 0         |
|                                   | Mes    | 9,28  | 0.05    |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Pachyramphus polychopterus</i> | Sector | 4,41  | 0,62    | 0         | 0         | 0         | 0         | 0.04±0.20 | 0         | 0.11±0.32 |
|                                   | Mes    | 11,34 | 0.02*   |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Elaenia frantzii</i>           | Sector | 5,28  | 0,51    | 0         | 0.06±0.25 | 0         | 0.08±0.28 | 0.08±0.28 | 0         | 0         |
|                                   | Mes    | 3,61  | 0,46    |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Myiarchus cephalotes</i>       | Sector | 6,48  | 0,37    | 0.12±0.35 | 0         | 0         | 0         | 0.08±0.28 | 0         | 0.04±0.20 |
|                                   | Mes    | 5,02  | 0,28    |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Phylloscartes ophthalmicus</i> | Sector | 2,68  | 0,85    | 0         | 0         | 0.06±0.24 | 0         | 0.04±0.20 | 0.08±0.28 | 0.04±0.20 |
|                                   | Mes    | 9,79  | 0.04*   |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Poecilotriccus ruficeps</i>    | Sector | 5,39  | 0,49    | 0         | 0.06±0.25 | 0         | 0         | 0.08±0.28 | 0.08±0.28 | 0         |
|                                   | Mes    | 6,07  | 0,19    |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Pseudotriccus ruficeps</i>     | Sector | 4,4   | 0,62    | 0         | 0.06±0.25 | 0.06±0.24 | 0         | 0         | 0         | 0.08±0.27 |
|                                   | Mes    | 4,15  | 0,38    |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Cinnycerthia unirufa</i>       | Sector | 13,74 | 0.03*   | 0.37±0.74 | 0.06±0.25 | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         |
|                                   | Mes    | 2,85  | 0,58    |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Cissopis leverianus</i>        | Sector | 17,11 | 0.008** | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         | 0.31±0.85 | 0         |
|                                   | Mes    | 6,66  | 0,15    |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Diglossa glauca</i>            | Sector | 8,54  | 0,2     | 0         | 0         | 0         | 0         | 0.04±0.20 | 0         | 0.11±0.32 |
|                                   | Mes    | 6,36  | 0,17    |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Diglossa sittoides</i>         | Sector | 6,91  | 0,33    | 0         | 0.06±0.25 | 0         | 0         | 0.04±0.20 | 0         | 0.08±0.27 |
|                                   | Mes    | 7,8   | 0,09    |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Thraupis episcopus</i>         | Sector | 15,31 | 0.02*   | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         | 0.31±0.63 | 0         |
|                                   | Mes    | 3,88  | 0,42    |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Colaptes rivoli</i>            | Sector | 5,06  | 0,53    | 0         | 0.12±0.34 | 0         | 0         | 0.04±0.20 | 0         | 0         |
|                                   | Mes    | 3,88  | 0,42    |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Masius chrysopterus</i>        | Sector | 9,16  | 0,16    | 0         | 0         | 0.18±0.53 | 0         | 0         | 0         | 0         |
|                                   | Mes    | 3,52  | 0,47    |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Leptopogon superciliaris</i>   | Sector | 6,93  | 0,33    | 0         | 0         | 0.06±0.24 | 0         | 0         | 0         | 0.08±0.27 |
|                                   | Mes    | 6,57  | 0,16    |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Atlapetes pallidinucha</i>     | Sector | 9,58  | 0,14    | 0.12±0.35 | 0.12±0.34 | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         |
|                                   | Mes    | 4,7   | 0,32    |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Setophaga cerulea</i>          | Sector | 6,37  | 0,38    | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         | 0.08±0.28 | 0.08±0.27 |
|                                   | Mes    | 4,4   | 0,35    |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Piranga rubra</i>              | Sector | 3,92  | 0,69    | 0         | 0         | 0.06±0.24 | 0         | 0.04±0.20 | 0         | 0.04±0.20 |
|                                   | Mes    | 3,45  | 0,48    |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Kleinothera atropileus</i>     | Sector | 13,52 | 0.03*   | 0.37±0.74 | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         |
|                                   | Mes    | 2,88  | 0,58    |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Tangara cyanotis</i>           | Sector | 6,2   | 0,4     | 0         | 0         | 0.06±0.24 | 0         | 0         | 0         | 0.08±0.27 |
|                                   | Mes    | 2,89  | 0,57    |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Aulacorhynchus prasinus</i>    | Sector | 3,99  | 0,68    | 0         | 0         | 0         | 0         | 0.08±0.4  | 0         | 0         |
|                                   | Mes    | 5,09  | 0,28    |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Scytalopus latrans</i>         | Sector | 3,84  | 0,7     | 0         | 0.06±0.25 | 0         | 0         | 0         | 0         | 0.04±0.20 |
|                                   | Mes    | 2,7   | 0,61    |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Scytalopus micropterus</i>     | Sector | 3,99  | 0,68    | 0         | 0         | 0         | 0.08±0.28 | 0         | 0         | 0.04±0.20 |
|                                   | Mes    | 5,86  | 0,21    |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Lochmias nematura</i>          | Sector | 5,86  | 0,44    | 0         | 0         | 0.12±0.33 | 0         | 0         | 0         | 0         |
|                                   | Mes    | 2,12  | 0,71    |           |           |           |           |           |           |           |

|                                      |        |       |         |           |           |           |           |            |           |           |
|--------------------------------------|--------|-------|---------|-----------|-----------|-----------|-----------|------------|-----------|-----------|
| <i>Elaenia pallatangae</i>           | Sector | 3,73  | 0,71    | 0         | 0         | 0,06±0.24 | 0         | 0,04±0.20  | 0         | 0         |
|                                      | Mes    | 3,43  | 0,49    |           |           |           |           |            |           |           |
| <i>Mecocerculus leucophrys</i>       | Sector | 5,2   | 0,52    | 0         | 0,06±0.25 | 0         | 0         | 0,040±0.20 | 0         | 0         |
|                                      | Mes    | 8,4   | 0,08    |           |           |           |           |            |           |           |
| <i>Mecocerculus poecilocercus</i>    | Sector | 3,9   | 0,69    | 0         | 0         | 0         | 0,08±0.28 | 0,04±0.20  | 0         | 0         |
|                                      | Mes    | 5,21  | 0,27    |           |           |           |           |            |           |           |
| <i>Chlorophonia cyanocephala</i>     | Sector | 14,43 | 0,02*   | 0         | 0         | 0         | 0         | 0,08±0.4   | 0         | 0         |
|                                      | Mes    | 14,72 | 0,005** |           |           |           |           |            |           |           |
| <i>Arremon brunneinucha</i>          | Sector | 4,8   | 0,57    | 0         | 0,06±0.25 | 0         | 0,08±0.28 | 0          | 0         | 0         |
|                                      | Mes    | 5,7   | 0,22    |           |           |           |           |            |           |           |
| <i>Atlapetes leucopis</i>            | Sector | 8,64  | 0,19    | 0,25±0.71 | 0         | 0         | 0         | 0          | 0         | 0         |
|                                      | Mes    | 3,92  | 0,42    |           |           |           |           |            |           |           |
| <i>Atlapetes schistaceus</i>         | Sector | 6,07  | 0,41    | 0         | 0         | 0         | 0,08±0.28 | 0,04±0.20  | 0         | 0         |
|                                      | Mes    | 5,48  | 0,24    |           |           |           |           |            |           |           |
| <i>Cacicus chrysonotus</i>           | Sector | 7,49  | 0,28    | 0         | 0         | 0         | 0         | 0,08±0.4   | 0         | 0         |
|                                      | Mes    | 7,33  | 0,12    |           |           |           |           |            |           |           |
| <i>Setophaga pitiayumi</i>           | Sector | 3,12  | 0,79    | 0         | 0         | 0         | 0         | 0,04±0.20  | 0         | 0,04±0.20 |
|                                      | Mes    | 3,67  | 0,45    |           |           |           |           |            |           |           |
| <i>Iridosornis rufivertex</i>        | Sector | 14,89 | 0,02*   | 0         | 0         | 0,06±0.24 | 0,08±0.28 | 0          | 0,15±0.37 | 0,27±0.53 |
|                                      | Mes    | 6,08  | 0,19    |           |           |           |           |            |           |           |
| <i>Pipraeidea melanonota</i>         | Sector | 3,17  | 0,79    | 0         | 0         | 0,06±0.24 | 0         | 0,04±0.20  | 0         | 0         |
|                                      | Mes    | 3,61  | 0,46    |           |           |           |           |            |           |           |
| <i>Tachyphonus rufus</i>             | Sector | 4,35  | 0,63    | 0         | 0         | 0         | 0,08±0.28 | 0          | 0         | 0,04±0.20 |
|                                      | Mes    | 2,79  | 0,59    |           |           |           |           |            |           |           |
| <i>Tiaris olivaceus</i>              | Sector | 8,55  | 0,2     | 0         | 0         | 0         | 0         | 0          | 0,15±0.37 | 0         |
|                                      | Mes    | 3,33  | 0,5     |           |           |           |           |            |           |           |
| <i>Anabacerthia striaticollis</i>    | Sector | 2,3   | 0,89    | 0         | 0         | 0         | 0         | 0          | 0         | 0,04±0.20 |
|                                      | Mes    | 2,93  | 0,57    |           |           |           |           |            |           |           |
| <i>Dendrocincla tyrannina</i>        | Sector | 2,3   | 0,89    | 0         | 0         | 0         | 0         | 0          | 0         | 0,04±0.20 |
|                                      | Mes    | 2,93  | 0,57    |           |           |           |           |            |           |           |
| <i>Premnornis guttulliger</i>        | Sector | 3,5   | 0,74    | 0         | 0,06±0.25 | 0         | 0         | 0          | 0         | 0         |
|                                      | Mes    | 2,77  | 0,6     |           |           |           |           |            |           |           |
| <i>Pseudocolaptes boissonneautii</i> | Sector | 6,93  | 0,33    | 0,12±0.35 | 0         | 0         | 0         | 0          | 0         | 0         |
|                                      | Mes    | 4,16  | 0,38    |           |           |           |           |            |           |           |
| <i>Siptornis striaticollis</i>       | Sector | 3,3   | 0,77    | 0         | 0         | 0,06±0.24 | 0         | 0          | 0         | 0         |
|                                      | Mes    | 2,45  | 0,65    |           |           |           |           |            |           |           |
| <i>Thripadectes flammulatus</i>      | Sector | 3,71  | 0,71    | 0         | 0,06±0.25 | 0         | 0         | 0          | 0         | 0         |
|                                      | Mes    | 2,33  | 0,68    |           |           |           |           |            |           |           |
| <i>Pachyramphus versicolor</i>       | Sector | 3,74  | 0,71    | 0         | 0         | 0         | 0         | 0          | 0         | 0,04±0.20 |
|                                      | Mes    | 3,74  | 0,44    |           |           |           |           |            |           |           |
| <i>Contopus fumigatus</i>            | Sector | 3,5   | 0,74    | 0         | 0,06±0.25 | 0         | 0         | 0          | 0         | 0         |
|                                      | Mes    | 2,77  | 0,6     |           |           |           |           |            |           |           |
| <i>Mecocerculus stictopterus</i>     | Sector | 4,32  | 0,63    | 0,12±0.35 | 0,00±00   | 0         | 0         | 0          | 0         | 0         |
|                                      | Mes    | 1,96  | 0,74    |           |           |           |           |            |           |           |
| <i>Mionectes oleagineus</i>          | Sector | 3,45  | 0,76    | 0         | 0         | 0         | 0         | 0          | 0         | 0,04±0.20 |
|                                      | Mes    | 2,93  | 0,57    |           |           |           |           |            |           |           |
| <i>Myiodynastes chrysocephalus</i>   | Sector | 2,3   | 0,89    | 0         | 0         | 0         | 0         | 0          | 0         | 0,04±0.20 |
|                                      | Mes    | 2,93  | 0,57    |           |           |           |           |            |           |           |

|                                    |        |      |      |           |           |           |           |           |           |           |
|------------------------------------|--------|------|------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| <i>Ochthoeca cinnamomeiventris</i> | Sector | 2    | 0,92 | 0         | 0         | 0         | 0         | 0,04±0,20 | 0         | 0         |
|                                    | Mes    | 2,54 | 0,64 |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Tyrannus melancholicus</i>      | Sector | 4,39 | 0,62 | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         | 0,08±0,28 | 0         |
|                                    | Mes    | 3,74 | 0,44 |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Vireo olivaceus</i>             | Sector | 2,93 | 0,82 | 0         | 0         | 0         | 0,08±0,28 | 0         | 0         | 0         |
|                                    | Mes    | 1,55 | 0,82 |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Campylorhynchus turdinus</i>    | Sector | 4,16 | 0,65 | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         | 0,08±0,28 | 0         |
|                                    | Mes    | 2,36 | 0,67 |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Turdus fuscater</i>             | Sector | 3,74 | 0,71 | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         | 0,38±0,20 |
|                                    | Mes    | 3,74 | 0,44 |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Buthraupis montana</i>          | Sector | 4,32 | 0,63 | 0,12±0,35 | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         |
|                                    | Mes    | 1,96 | 0,74 |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Conirostrum sitticolor</i>      | Sector | 4,88 | 0,56 | 0,12±0,35 | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         |
|                                    | Mes    | 2,77 | 0,6  |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Creurgops verticalis</i>        | Sector | 3,3  | 0,77 | 0         | 0         | 0,06±0,24 | 0         | 0         | 0         | 0         |
|                                    | Mes    | 2,45 | 0,65 |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Pseudospingus verticalis</i>    | Sector | 4,39 | 0,62 | 0         | 0,06±0,25 | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         |
|                                    | Mes    | 4,16 | 0,68 |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Sporathraupis cyanocephala</i>  | Sector | 4,39 | 0,62 | 0,12±0,35 | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         |
|                                    | Mes    | 2,77 | 0,6  |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Tangara chrysotis</i>           | Sector | 3,3  | 0,77 | 0         | 0         | 0,06±0,24 | 0         | 0         | 0         | 0         |
|                                    | Mes    | 2,45 | 0,65 |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Tangara gyrola</i>              | Sector | 2,69 | 0,85 | /         | 7         | 0         | 0         | 0         | 0         | 0,04±0,20 |
|                                    | Mes    | 2,93 | 0,57 |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Thlypopsis superciliaris</i>    | Sector | 3,11 | 0,79 | 0         | 0,06±0,25 | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         |
|                                    | Mes    | 2,77 | 0,6  |           |           |           |           |           |           |           |
| <i>Thraupis palmarum</i>           | Sector | 4,16 | 0,65 | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         | 0,08±0,28 | 0         |
|                                    | Mes    | 2,36 | 0,67 |           |           |           |           |           |           |           |