

**Evaluación de la trayectoria de la restauración a través de las aves: Análisis de la recuperación de la composición y las interacciones en un bosque andino.**

Maestría en Manejo, Uso y Conservación del Bosque

Universidad Distrital Francisco José de Caldas

Astrid Viviana Ramírez Castro

Directora

Ángela Parrado Roselli

Año 2019

## Tabla de contenido

|   |    |
|---|----|
| INTRODUCCIÓN GENERAL .....  | 8  |
| 1. Capítulo I .....   | 10 |
| Cambios en la diversidad y abundancia de las aves entre un bosque andino restaurado y el bosque de referencia.....                        | 10 |
| RESUMEN.....  | 10 |
| 1.1. INTRODUCCIÓN.....  | 12 |
| 1.2. MÉTODOS .....  | 13 |
| 1.2.1. Área de estudio .....  | 13 |
| 1.2.2. Toma de Datos .....  | 15 |
| 1.2.3. Análisis de Datos .....  | 16 |
| 1.3. RESULTADOS .....   | 17 |
| 1.4. DISCUSIÓN.....   | 22 |
| 1.5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....   | 25 |
| 2 Capítulo II.....  | 29 |
| Estructura de la red mutualista de plantas ornitócoras y aves frugívoras entre un bosque andino restaurado y el bosque de referencia..... | 29 |
| RESUMEN.....  | 29 |
| 2.1. INTRODUCCIÓN.....  | 31 |

|                                       |    |
|---------------------------------------|----|
| 2.2. MÉTODOS .....                    | 35 |
| 2.2.1. Área de estudio .....          | 35 |
| 2.2.2 Toma de Datos.....              | 36 |
| 2.2.3 Análisis de datos.....          | 37 |
| 2.2.3.1 Red mutualista .....          | 38 |
| 2.3. RESULTADOS .....                 | 41 |
| 2.4. DISCUSIÓN .....                  | 49 |
| 2.5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS ..... | 54 |
| 2. CONCLUSIONES GENERALES .....       | 63 |
| AGRADECIMIENTOS .....                 | 64 |
| ANEXOS .....                          | 65 |

**LISTA DE TABLAS**

|  |    |
|--|----|
| Tabla 1. Abundancia de las aves registradas de un bosque Andino restaurado y el ecosistema de referencia. ....   | 17 |
| Tabla 2. Índices de diversidad y abundancia de la comunidad de aves entre el ecosistema restaurado y el ecosistema de referencia de un bosque Andino. ....   | 19 |
| Tabla 3. Abundancia, riqueza y diversidad de plantas ornitócoras en fruto y aves frugívoras entre marzo y diciembre de 2018. ....  | 41 |
| Tabla 4. Tipología de la red simulada de dispersión de semillas del bosque andino restaurado y el bosque de referencia. PO indica las especies de plantas ornitócoras en fruto y AF representa las especies de aves frugívoras. .... | 43 |

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Curva de acumulación de especies a lo largo de diez visitas en el bosque de referencia (izquierda) y el bosque restaurado (derecha). Los dos sitios con estimadores Chao 1, observados y ACE. En el bosque restaurado el estimador ACE tienen un 82,45%, mientras que en el bosque de referencia ACE tiene un 79,7 % ..... 20
- Figura 2. Número de individuos (A) y número de especies (B) por grupo trófico de aves, Carr: Carroñero, Frug: Frugívoro, Invert P: Invertebrados pequeños, Vert: Vertebrados, Nect: Nectarívoro, Sem: Semilleros y Vert. G: Vertebrados grandes. .... 21
- Figura 3. Abundancia y riqueza de aves frugívoras y plantas ornitócoras en fruto entre marzo y diciembre de 2018. .... 43
- Figura 4. Redes cuantitativas de interacción entre plantas ornitócoras y aves frugívoras del bosque de referencia (izquierda) y del bosque restaurado hace 22 años (derecha) en el Parque Ecológico La Poma. Los círculos rojos representan las especies de aves frugívoras, los círculos verdes las especies de plantas ornitócoras en fruto y los enlaces representan las interacciones. . 45
- Figura 5. Frecuencia o preferencia de interacción entre plantas ornitócoras (círculo azul oscuro) y aves frugívoras (círculo azul claro) en la red del bosque de referencia (a mayor grosor de la línea mayor frecuencia de interacción). A la derecha se muestra la especie *Diglossa cyanea* (Sp4), como la especie más conectada y con mayor frecuencia de interacción con las plantas ornitócoras y a la izquierda muestra mayor frecuencia de sp8 (*Patagonia fasciata*) con *Macleania rupertris* con respecto a las demás aves. .... 46
- Figura 6. Frecuencia o preferencia de interacción entre plantas ornitócoras (círculo azul oscuro) y aves frugívoras (círculo azul claro) del bosque restaurado (mayor grosor de la línea,

mayor frecuencia de interacción). A la izquierda mayor frecuencia de interacción de plantas ornitócoras con sp3 (*Diglossa cyanea*) y sp7(*Pipraeidea melanota*), mientras que ala derecha se muestra una mayor frecuencia de interacción de *Macleania rupestre* con *Patagonia fasciata*..... 47

Figura 7. Variación de la red cualitativa de marzo a diciembre del bosque restaurado y de referencia. A) número de interacciones y B) número medio de especies de plantas ornitócoras y aves frugívoras. .... 48

**ANEXOS**

Anexo 1. Clasificación de las aves por grupos tróficos con sus respectivas referencias y fuentes de información..... 65

Anexo 2. Fuentes de información de alimentación de las aves, referencias que catalogan las especies de plantas como ornitócoras, referencia de registro de consumo de especies de plantas por aves, así como también registro de observación personal (OP), coincidencia morfológica del tamaño del pico y del fruto (CM) y contenido estomacal de pieles (C.E). ..... 67

Anexo 3. Abundancias de plantas ornitócoras registradas en un bosque Andino restaurado y de referencia. .... 77

Anexo 4. Abundancia de aves frugívoras registradas en un bosque Andino restaurado y de referencia..... 77

## INTRODUCCIÓN GENERAL

En los trópicos, la restauración ecológica ha aumentado considerablemente en los últimos 20 años y ha sido considerada una actividad fundamental para revertir la degradación de los ecosistemas (Meli, 2003; Vargas, 2011). A pesar de la cantidad de proyectos de restauración existentes, son pocos los que después de su implementación realizan monitoreo (Murcia & Guariguata, 2014). Los bosques andinos, debido a su alto grado de pérdida de cobertura y fragmentación, han sido objeto reciente de procesos de restauración ecológica (Castaño, 2010).

En Colombia se han desarrollado varios proyectos de restauración, tanto en humedales como en bosques, como un intento por recuperar los ecosistemas degradados por la expansión urbana y los cambios de uso del suelo (Castaño, 2010; Rojas, 2017; Vargas, 2011). Una de estas experiencias ocurrió en el Parque Ecológico La Poma, una reserva perteneciente a la Cámara de Comercio de Bogotá y que constituye uno de los primeros sitios en Colombia en donde se ha trabajado por la recuperación del bosque andino (Castillo, 2006). En este Parque Ecológico, la Corporación Ambiental Empresarial que depende de la Cámara de Comercio de Bogotá ha venido desarrollando un proceso de restauración durante 22 años a través del proyecto hojas verdes que continúa en funcionamiento. Sin embargo, no se ha hecho seguimiento sobre hasta qué punto se ha logrado recuperar tanto en la composición como en la función de este ecosistema.

Por lo tanto, el propósito de la presente investigación fue evaluar, a través de las aves, la trayectoria de la restauración de un bosque andino seco premontano en el Parque Ecológico La Poma. Así, en el primer capítulo se presenta cómo, 22 años después del proceso de restauración, la comunidad de aves se ha recuperado en términos de la composición. Para ello, se caracterizó la comunidad de aves, la abundancia y riqueza, así como también los grupos tróficos presentes en los



dos bosques. En el segundo capítulo, se evaluó la recuperación del bosque en función del potencial restablecimiento de las interacciones de dispersión de semillas, lo cual se realizó a partir de la comparación de las interacciones potenciales que establecen únicamente las aves frugívoras y las plantas ornitócoras, desde el enfoque de redes mutualistas, y se analizaron las diferencias de dichas redes entre el bosque restaurado y el bosque de referencia. Estos dos capítulos nos permitirán tener una visión más integral de las aves como indicadores de la recuperación de un bosque andino seco después de un proceso de restauración y las limitaciones o no de evaluar desde sólo un atributo de la biodiversidad (composición, estructura o función) dicha recuperación.

## 1. Capítulo I

### **Cambios en la diversidad y abundancia de las aves entre un bosque andino restaurado y el bosque de referencia**

#### **RESUMEN**

Los bosques andinos, debido a su alto grado de pérdida de cobertura y nivel de endemismos, han sido objeto reciente de procesos de restauración ecológica. Las aves han sido consideradas como indicadores del estado de conservación de los ecosistemas, por lo que pueden ser fundamentales para evaluar la trayectoria de la restauración y analizar los efectos que ha tenido el proceso de restauración sobre la avifauna. Por tal motivo, el objetivo de esta investigación fue comparar la comunidad de aves (abundancia, riqueza y grupos tróficos) entre un bosque andino restaurado hace 22 años y el bosque de referencia. Para ello, se realizaron censos mensuales de la comunidad de aves en los dos bosques (restaurado y referencia), donde se invirtieron 23 horas y 33 minutos por sitio y se determinó el grupo trófico de las aves censadas a través de información primaria y secundaria. Los resultados indicaron que la diversidad y la abundancia de las especies fue ligeramente mayor en el bosque de referencia que en el bosque restaurado. A pesar de lo anterior, se encontraron una gran cantidad de especies compartidas entre los dos sitios, así como también el grado de igualdad de distribución de la abundancia de las especies. Al comparar los grupos tróficos entre los bosques, se encontraron diferencias significativas en la abundancia de aves que consumen néctar e invertebrados pequeños y aves que consumen semillas e invertebrados pequeños. Los resultados encontrados permiten concluir que, aunque el bosque de referencia es un bosque secundario, en el bosque restaurado la comunidad de aves se ha recuperado, no obstante, presenta diferencias en algunos grupos tróficos.



## 1.1.INTRODUCCIÓN

Ante la degradación y pérdida de ecosistemas, la restauración ecológica se ha convertido en un pilar fundamental de la conservación biológica, principalmente en los últimos 20 años (Camargo & Vargas, 2006; Meli, 2003). El monitoreo y seguimiento a procesos de restauración son fundamentales para evaluar si los objetivos de la restauración se han conseguido (Meli, 2003; Camargo & Vargas, 2006). No obstante, pocos son los proyectos en Colombia que después de su implementación realizan monitoreo en el largo plazo (Murcia & Guariguata, 2014).

Los bosques andinos, debido a su alto grado de pérdida de cobertura y nivel de endemismos, han sido objeto reciente de procesos de restauración ecológica (Castaño, 2010). Para hacer seguimiento a los procesos de restauración se ha sugerido monitorear la composición de diferentes elementos de la biodiversidad con el fin de evaluar si se asemejan cada vez más al ecosistema de referencia (Clewel, Aronson, & Winterhalder, 2004; Vargas, 2011). Dentro de los grupos de fauna, las aves han sido sugeridos como indicadores del estado de los ecosistemas y por ende de la trayectoria del proceso de restauración (Ahumada & Stiles, 2001; Barlow, Haugaasen, & Peres, 2002; Jones, Demarais, & Ezell, 2012; Pearman, 2002; Vogel, Campos, & Bechara, 2015). Esto se debe a que la mayoría de sus especies tienen una biología y taxonomía bien definida, son de fácil observación e identificación en campo, además, tienen una gran capacidad de colonizar nuevos ambientes y aumentar la formación del banco de semillas en el suelo. Más aun, debido a que presentan una alta diversidad taxonómica y ecológica su ocurrencia y abundancia está influenciada por las características del hábitat que les rodea lo que las hace sensibles e indicadoras de cambios en los ecosistemas (Ahumada 2001, Barlow et al. 2002, Pearman 2002, Jones et al. 2012, Vogel, Campos, & Bechara, 2015).

En los bosques andinos secos de los alrededores de Bogotá, Colombia, específicamente en el Parque Ecológico La Poma, desde hace más de 20 años, se viene realizando un proceso de restauración ecológica de algunas áreas de dicho parque. Para este proceso de restauración, se utilizó como bosque de referencia las zonas de bosques secundarios aledañas, que según Salazar (2003) tienen más de 70 años. A partir de este bosque se obtuvo la información y las especies vegetales a usar en el proceso de restauración. Por lo tanto, es de esperarse que las especies de aves del bosque restaurado sean similares en términos de composición al bosque referencia. Esto incluye que en el bosque restaurado se encuentren especies que han sido reportadas en fragmentos de bosques andinos como la aguililla ala ancha (*Buteo platypterus*), la pava andina (*Penelope montagnii*), el colibrí de calzones (*Eriocnemis vestita*), el tororoí rufo (*Grallaria rufula*), la reinita crestinegra (*Myiothlypis nigrocristatus*), entre otras (Stiles & Rosselli, 1998).

Se espera que los procesos de restauración que se han desarrollado en el bosque andino al compararlo con el bosque de referencia tengan una composición similar de las especies de aves, lo que mostraría el éxito del proceso de restauración. En ese sentido, el objetivo de esta investigación fue comparar la comunidad de aves entre un bosque andino restaurado hace 22 años y el bosque de referencia. Para ello se caracterizó la abundancia y riqueza de las especies de aves registradas en los dos sitios, y se determinó la riqueza y abundancia por grupos tróficos. De esta manera, se busca evaluar la trayectoria de la restauración y analizar los efectos que ha tenido el proceso de restauración sobre la avifauna.

## **1.2.MÉTODOS**

### **1.2.1. Área de estudio**

El estudio se realizó en el Parque ecológico La Poma, que cuenta con un área de 140 ha y se encuentra ubicado en el municipio de Soacha, departamento de Cundinamarca Colombia, en la

cordillera oriental de los Andes, entre los 2600 y 2800 m de altitud. Esta zona corresponde a un Bosque Seco Montano según Holdridge (1966), con vegetación característica de los bosques andinos de la cordillera oriental de Colombia (Riveros, 2005). Según el plan de investigaciones del Parque (2003), hay tres tipos de coberturas que corresponden a los bosques de eucalipto (16.4 ha), bosque andino secundario (21.5 ha), en donde hayuelo (*Dodonaea viscosa*), es la especie más frecuente junto con la uva de anís (*Cavendishia bracteata*). La tercera cobertura corresponde a 102.1 ha del denominado “ecosistema de pradera” que originalmente consistía en pastos y es, en donde, desde 1996 hasta la fecha, se ha venido realizando el proceso de restauración ecológica. En este último ecosistema, después de la restauración, la especie dominante es el hayuelo (*Dodonaea viscosa*), seguido del salvio (*Eupatorium amplum*) y el chilco (*Baccharis latifolia*).

El bosque de referencia es un bosque secundario con un área aproximada de 42,51 ha que fue dominado por pastos hasta que fue abandonado hace aproximadamente 70 años (Salazar L., 2003). Este bosque está distribuido en la zona oriental y occidental de la reserva y se caracteriza por conformar áreas homogéneas y compactas donde predominan especies heliófitas efímeras y durables, asociadas con arvenses, bromelias y orquídeas (Salazar L., 2003). Las especies de árboles más comunes en este sitio son el tuno esmeraldero (*Miconia squamulosa*), uva de anís (*Cavendishia bracteata*) y el arrayán (*Myrcianthes leucoxylla*) (Salazar L., 2003). Según funcionarios de la Corporación Ambiental Empresarial, este bosque se seleccionó hace 22 años como el ecosistema de referencia pues era el bosque más antiguo de la región (Rojas F., 1999).

El bosque restaurado abarca un área de 40,39 ha. Allí, el Programa de Hojas Verdes que viene desarrollando la restauración desde 1996 dividió el proceso en dos etapas principalmente (Salazar L., 2003). La primera etapa se caracterizó por plantaciones de arreglos de especies nativas de diferentes gremios y estadios sucesionales. Este primer proceso ocurrió desde 1996 hasta el 2000

y se realizó en zonas de pendiente media y alta del parque. La segunda etapa se realizó del año 2001 al 2003 en zonas de pendiente media ubicadas hacia la zona sur occidental del parque. Algunas de las especies más utilizadas fueron el hayuelo (*Dodonaea viscosa*), el roble (*Quercus humboldtii*), el arrayán (*Myrcianthes leucoxylla*), el mano de oso (*Oreopanax incisus*), el corono (*Xylosma spiculifera*), el mortiño (*Hesperomeles goudotiana*) y el tibar (*Escallonia paniculata*) (Castellanos, 2001 Salazar L., 2003).

Respecto a la avifauna del Parque La Poma, estudios previos han registrado 23 especies de aves, pertenecientes a 11 familias, entre las que se destacan Trochilidae, Thraupidae, Formicariidae, Icteridae, Turdidae, Cathartidae y Accipitridae (Arias, 2004; Riveros, 2005). Las especies más frecuentes en las diferentes coberturas del parque son la chinga coliblanca (*Catamenia analis*), el clarinero (*Anisognathus igniventris*), el picogruoso pechiroso (*Pheucticus ludovicianus*), la mirla común (*Turdus fuscater*) y el copetón (*Zonotrichia capensis*) (Arias, 2004).

### **1.2.2. Toma de Datos**

En cada bosque se instalaron de forma aleatoria cinco puntos de radio fijo de 25 m, cada uno separado a una distancia mínima de 200 m, para un total de 0,5 ha por sitio (Vázquez, Chacoff, & Cagnolo, 2009). En cada uno de estos puntos se realizaron, de forma mensual y por 10 meses consecutivos, censos de aves. Los censos tuvieron lugar entre las 6 a.m y las 11 a.m. durante 20 minutos por punto de observación, lo que corresponde dos horas y 20 minutos por mes, para un total de 23 horas y 33 minutos por sitio y 46.6 horas en los dos bosques (Ralph, 1996). Adicionalmente, dentro de este tiempo se incluyeron observaciones *ad libitum* en transectos lineales de un punto de muestreo a otro, con el propósito de incluir en el censo a las aves que no se registraron dentro de los puntos de radio fijo y que hacen parte de cada uno de los dos bosques. Estas observaciones se

registraron en el mismo horario y se anotaron todas las aves que pasaron en dichos recorridos. La identificación de las aves se realizó a través de la guía de aves de Colombia (Hilty 1989) y la guía de campo de las aves de la sabana de Bogotá (Asociación Bogotana de Ornitología, 2000).

### **1.2.3. Análisis de Datos**

La abundancia relativa de aves se obtuvo a través del número de individuos detectados por unidad de esfuerzo de muestreo (Tessaro & González, 2011). Se calculó la riqueza de especies y la diversidad a través del índice de diversidad de Shannon y el índice de Simpson. Este último permite determinar si hay dominancia de una especie dentro del bosque (Umaña et al., 2004). También se calculó el índice de similitud de Jaccard para comparar la avifauna entre los dos tipos de bosques evaluados (Rosselli, De La Zerda, & Candil, 2017). Las diferencias entre la abundancia y diversidad entre el bosque restaurado y el bosque de referencia se obtuvieron por medio de un análisis de varianza simple, posterior a pruebas de normalidad de Shapiro.

El grupo trófico de las aves se obtuvo a través de información primaria y secundaria (Hilty, Brown, & Brown, 1986; Ortega-Álvarez & Lindig-Cisneros, 2012; Restall, Rodner, & Lentino, 2006; Rosselli et al., 2017; Stiles & Rosselli, 1998), así como también de consulta con expertos. Las aves regularmente consumen más de un tipo de alimento, por consiguiente se clasificaron en 12 grupos tróficos a saber: 1) carroñeros, aves que se alimentan de animales muertos ; 2) consumidores de frutos e invertebrados pequeños, que son las aves que consumen diferentes frutos (bayas, drupas, poma etc.) e insectos, arañas, miriápodos; 3) consumidores de frutos, invertebrados pequeños y néctar, aves que además de lo anterior, incluyen en su dieta néctar de las flores; 4) aves consumidoras de frutos, invertebrados y vertebrados pequeños, aves que no sólo incluyen variedad de frutos, sino también insectos, arañas, miriápodos, lombrices, caracoles y vertebrados pequeños como roedores pequeños, lagartijas, ranas etc; 5) consumidores de



invertebrados pequeños, aves que consumen lo anteriormente dicho; 6) aves que consumen néctar e invertebrados pequeños, en su dieta hay una combinación del néctar de diferentes flores e insectos, arañas etc.; 7) aves consumidoras de semillas, donde su dieta principalmente se compone de frutos secos; 8) consumidores de semillas y frutos, aves que combinan ambos alimentos dentro de su dieta; 9) aves que consumen semillas e invertebrados pequeños; 10) aves que consumen frutos, semillas e invertebrados pequeños; 11) aves que consumen vertebrados pequeños, como roedores, lagartijas, serpientes etc. y 12) consumidores vertebrados grandes como roedores y aves de mayor tamaño. Las diferencias en la abundancia y riqueza de aves por grupo trófico se obtuvieron por medio de análisis de varianza simple. Todos los análisis se realizaron con el programa PAST 3.21, STIMATES 9 y el software R 6.3.0.

### 1.3. RESULTADOS

Se registró un total de 48 especies de aves en el área de estudio. En el bosque restaurado se encontraron 34 especies pertenecientes a 17 familias, mientras que en el bosque de referencia se registraron 39 especies pertenecientes a 19 familias (Tabla 1). En los dos sitios la familia con mayor número de especies fue Thraupidae (restaurado 9, referencia 9), seguida de la familia Trochilidae (restaurado 4, referencia 7). De las especies de aves registradas (48), la mitad fueron compartidas entre los dos bosques, tal y como lo muestra el índice de similaridad de Jaccard con un 51,06 % (Tabla 2).

*Tabla 1. Abundancia de las aves registradas de un bosque Andino restaurado y el ecosistema de referencia.*

| Familia      | Especie                  | No.                                    | No.                                    |
|--------------|--------------------------|--|--|
|              |                          | individuos<br>Ecosistema<br>referencia | individuos<br>Ecosistema<br>restaurado |
| Accipitridae | <i>Buteo platypterus</i> | -                                      | 1                                      |

|               |                                   |    |    |
|---------------|-----------------------------------|----|----|
|               | <i>Rupornis magnirostris</i>      | 4  | 4  |
| Cardinalidae  | <i>Pheucticus aureoventris</i>    | 1  | 2  |
| Cathartidae   | <i>Coragyps atratus</i>           | 13 | 9  |
| Columbidae    | <i>Patagioenas fasciata</i>       | 22 | 8  |
|               | <i>Zenaida auriculata</i>         | 5  | -  |
| Cracidae      | <i>Penelope montagnii</i>         | 12 | -  |
| Cuculidae     | <i>Piaya cayana</i>               | 1  | 1  |
| Emberizidae   | <i>Atlapetes pallidinuca</i>      | 6  | 22 |
|               | <i>Catamenia analis</i>           | -  | 4  |
|               | <i>sporophila minuta</i>          | 6  | -  |
|               | <i>Zonotrichia capensis</i>       | 1  | 10 |
| Formicariidae | <i>Grallaria ruficapilla</i>      | 5  | 4  |
| Fringillidae  | <i>Spinus spinescens</i>          | 2  | 1  |
| Furnariidae   | <i>Synallaxis azarae</i>          | 1  | -  |
|               | <i>Synallaxis subpudica</i>       | 10 | 28 |
| Hirundinidae  | <i>Orochelidon murina</i>         | 24 | -  |
| Icteridae     | <i>Icterus chrysater</i>          | 1  | 7  |
|               | <i>Sturnella magna</i>            | -  | 2  |
| Mimidae       | <i>Mimus gilvus</i>               | 1  | -  |
| Parulidae     | <i>Myioborus ornatus</i>          | -  | 7  |
|               | <i>Myiothlypis nigrocristatus</i> | 6  | 9  |
| Psittacidae   | <i>Eupsittula pertinax</i>        | -  | 3  |
| Thraupidae    | <i>Anisognathus igniventris</i>   | 36 | 18 |
|               | <i>Chlorornis riefferii</i>       | 1  | -  |
|               | <i>Conirostrum rufum</i>          | 3  | 1  |
|               | <i>Conirostrum sitticolor</i>     | -  | 2  |
|               | <i>Diglossa albilatera</i>        | 2  | -  |
|               | <i>Diglossa cyanea</i>            | 15 | 2  |
|               | <i>Diglossa humeralis</i>         | 26 | 13 |
|               | <i>Hemispingus superciliaris</i>  | 2  | 6  |
|               | <i>Pipraeidea melanota</i>        | -  | 1  |
|               | <i>Thraupis cyanocephala</i>      | 22 | 1  |
|               | <i>Thraupis palmarum</i>          | 3  | 1  |
| Trochilidae   | <i>Chaetocercus mulsant</i>       | 4  | -  |
|               | <i>Colibri coruscans</i>          | 37 | 20 |
|               | <i>Colibri thalassinus</i>        | 1  | 1  |
|               | <i>Eriocnemis vestita</i>         | 11 | -  |

|               |                                |     |     |
|---------------|--------------------------------|-----|-----|
|               | <i>Heliangelus exortis</i>     | -   | 1   |
|               | <i>Lesbia nuna</i>             | 5   | -   |
|               | <i>Lesbia victoriae</i>        | 5   | 4   |
|               | <i>Metallura tyrianthina</i>   | 1   | -   |
| Troglodytidae | <i>Troglodytes aedon</i>       | 24  | 17  |
| Turdidae      | <i>Turdus fuscater</i>         | 36  | 30  |
| Tyrannidae    | <i>Elaenia sp.</i>             | -   | 1   |
|               | <i>Mecocerculus leucophrys</i> | 18  | 46  |
|               | <i>Ochthoeca sp.</i>           | 1   | -   |
|               | <i>Tyranus tyrannus</i>        | 3   | -   |
| Total         |                                | 380 | 287 |

En cuanto a la diversidad se encontró que según el índice de Shannon el bosque de referencia fue ligeramente más diverso ( $H=3.13$ ) que el bosque restaurado ( $H= 2.93$ ; Tabla 1.2). Esto coincide con la curva de acumulación de especies, en donde para el bosque de referencia la eficacia de muestreo fue del 79,7 % (ACE), mientras que en el restaurado la eficacia fue del 82,45% (Figura 1). Asimismo, la dominancia de especies en el bosque de referencia fue ligeramente menor (0,057) que en el bosque restaurado (0,073; Tabla 2).

A pesar de lo anterior, el índice de Simpson muestra que para ambos sitios la diversidad de especies fue similar, donde el bosque de referencia presentó un valor de 0,94 y el restaurado 0,92; ambos, valores cercanos a 1. En cuanto a la abundancia de especies, se encontró que a pesar de que en el bosque de referencia la abundancia fue mayor que en el bosque restaurado, no presentaron diferencias significativas (Análisis de varianza simple de una vía  $F= 2,13$  y  $p= 0,175$ ).

Tabla 2. Índices de diversidad y abundancia de la comunidad de aves entre el ecosistema restaurado y el ecosistema de referencia de un bosque Andino.

| Medida de diversidad  | Ecosistema |            |
|-----------------------|------------|------------|
|                       | referencia | restaurado |
| Riqueza               | 39,0       | 34,0       |
| Índice de Shannon (H) | 3,13       | 2,93       |

|                       |       |       |
|-----------------------|-------|-------|
| Índice de Simpson (D) | 0,94  | 0,92  |
| Índice de Jaccard     | 0,520 | 0,52  |
| Dominancia            | 0,057 | 0,073 |
| Equitatividad (J)     | 0,86  | 0,83  |

Por otro lado, las especies más abundantes en el sitio restaurado fueron *Mecocerculus leucophrys*, *Colibri coruscans* y *Synallaxis subpudica*, mientras que en el bosque de referencia fueron *Anisognathus igniventris*, *Colibri coruscans* y *Orochelidon murina*, todas especies muy comunes en la sabana de Bogotá (Tabla 1). Dentro de las especies compartidas, nueve especies fueron significativamente más abundantes en el bosque de referencia (Análisis de varianza simple una sola vía  $F=5,44$ ,  $p=0,033$ ) dentro de las que se incluyen *Patagioenas fasciata*, *Anisognathus igniventris* y *Diglossa humeralis*, mientras que *Zonotrichia capensis* y *Mecocerculus leucophrys* fueron significativamente más abundantes en el bosque restaurado (Anova  $F= 5.122$ ,  $p= 0.0471$ ).

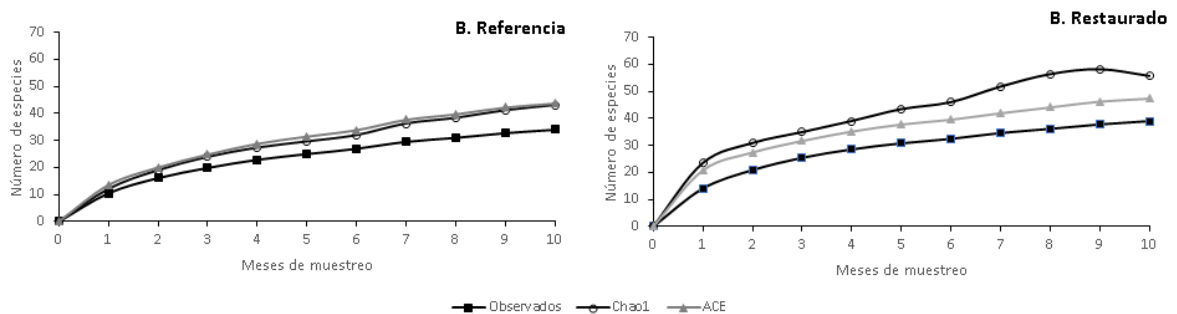


Figura 1. Curva de acumulación de especies a lo largo de diez visitas en el bosque de referencia (izquierda) y el bosque restaurado (derecha). Los dos sitios con estimadores Chao 1, observados y ACE. En el bosque restaurado el estimador ACE tienen un 82,45%, mientras que en el bosque de referencia ACE tiene un 79,7 %

Por otro lado, de las 23 especies no compartidas, 13 se encontraron en el bosque referencia en donde las más abundantes fueron *Eriocnemis vestita*, *Chaetocercus mulsant* y *Orochelidon murina*, mientras que diez especies se registraron exclusivamente en el bosque restaurado con pocos individuos observados (Tabla 1). Así mismo, sólo las familias Hirundinidae y principalmente Cracidae fueron registradas en el bosque de referencia, mientras que la familia Psittacidae se encontró únicamente en el bosque restaurado.

Por otra parte, al examinar los grupos tróficos (Anexo 1) se encuentra que los consumidores de invertebrados pequeños, tanto los estrictos como los que combinan con néctar o frutos, fueron los más abundantes en los dos tipos de bosque (Figura 2). Las aves que consumen néctar e invertebrados pequeños y las que consumen semillas e invertebrados pequeños fueron significativamente más abundantes en el bosque de referencia que en el restaurado (Análisis de varianza simple de una vía  $F= 12,14$  y  $p=0,0051$ ;  $f= 11,68$   $p=0,0058$ , respectivamente). En contraste, los semilleros exclusivos y los semilleros frugívoros estuvieron casi ausentes del bosque de referencia (Figura 2). Por otra parte, algo interesante es que en el ecosistema restaurado se encontraron depredadores de vertebrados grandes como *Buteo platypterus*, específicamente en las zonas con pastos arbolados.

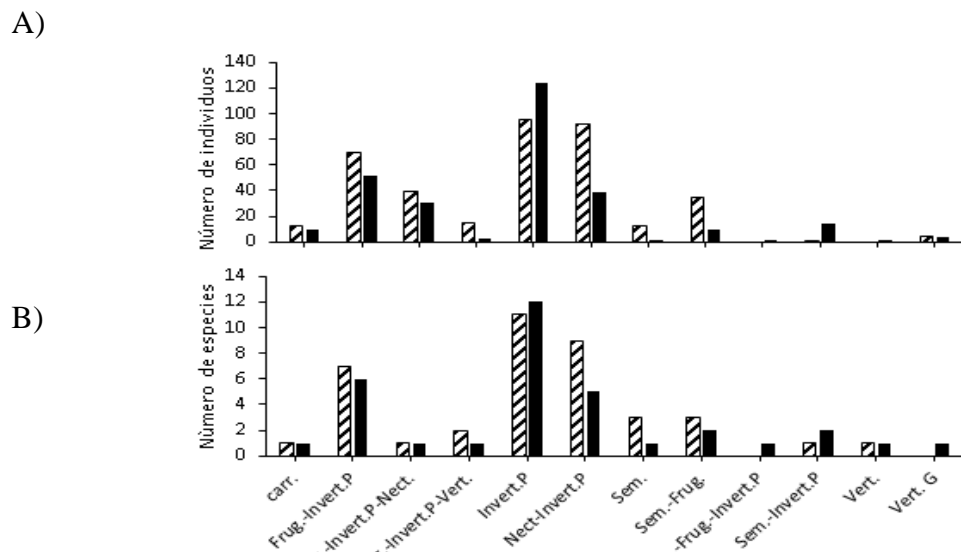


Figura 2. Número de individuos (A) y número de especies (B) por grupo trófico de aves, Carr: Carroñero, Frug: Frugívoro, Invert P: Invertebrados pequeños, Vert: Vertebrados, Nect: Nectarívoro, Sem: Semilleros y Vert. G: Vertebrados grandes.

#### 1.4. DISCUSIÓN

Las aves han sido sugeridas como importantes elementos indicadores de la efectividad de las estrategias de restauración debido a su facilidad de identificación, taxonomía definida, especificidad ecológica y sensibilidad a los cambios. Además de la capacidad que tienen las aves de colonizar nuevos ambientes, estimular el flujo genético entre poblaciones y acelerar la restauración a través de la dispersión de semillas que realizan (Ahumada 2001, Barlow et al. 2002, Pearman 2002, Jones et al. 2012, Vogel, Campos, & Bechara, 2015). En el caso particular del bosque andino seco estudiado, los resultados encontrados muestran que después de 22 años del proceso de restauración realizado se evidencia una importante similitud en términos de la abundancia y diversidad de la comunidad de aves entre el bosque restaurado y el de referencia. Estos resultados se ven respaldados además por el esfuerzo de muestreo que fue representativo en los dos tipos de bosque (bosque de referencia ACE = 82,45%; Bosque restaurado ACE= 79,7 %).

Así, en primer lugar, ambos bosques presentan valores similares con el índice de Simpson, la dominancia y el grado de igualdad de distribución de la abundancia de especies es similar tal y como lo indica el índice de equitatividad. En segundo lugar, se encontraron una gran cantidad de especies, características de los bosques andinos, compartidas entre los dos sitios como lo muestra el índice de similaridad de Jaccard, tales como *Anisognathus igniventris*, *Atlapetes pallidinucha*, *Mecocerculus leucophrys* y *Diglossa humeralis*. Esto podría ser un indicio de que la trayectoria de la restauración es positiva.

Los bosques andinos al igual que muchas zonas tropicales, han sido focos de procesos de restauración y reforestación debido a su degradación (Meli, 2003; Vargas, 2011). En Colombia, al comparar la diversidad y abundancia de mamíferos como indicadores a procesos de restauración, se encontró que la riqueza de mamíferos es mayor en el bosque nativo que el bosque restaurado

(Sánchez, Sanchez-Palomino, & Cadena, 2008). Asimismo, al comparar las aves como indicadores de procesos de recuperación en un relicto de bosque Andino, se encontró que después de 13 años hubo un aumento en el número de especies pasando de 27 a 30 especies (Rosselli et al., 2017). En este estudio, 22 años después de la restauración que la diversidad y riqueza sea aun ligeramente mayor en el bosque de referencia sugiere que los procesos de restauración y rehabilitación son lentos y complejos. En efecto, el sitio en general ha aumentado su diversidad, pues al comparar la riqueza de aves en el 2005 (Riveros) con el presente estudio se evidenció un aumento importante en las mismas, pasando de 23 especies registradas pertenecientes a 11 familias (Riveros, 2005) a 48 especies distribuidas en 18 familias, lo que indica una ganancia de especies para este ecosistema, de ahí la importancia de realizar censos actuales como monitoreo de la restauración. De este modo, la restauración sí ha servido para mejorar la conectividad y aumentar el área núcleo de la reserva a pesar de que la diversidad es baja en comparación con otros boques andinos (Stiles & Rosselli, 1998).

A pesar de que la trayectoria de recuperación de las especies de aves es positiva, es claro que no se ha alcanzado el estado del bosque de referencia, pues se registran especies como *Penelope montagnii*, *Eriocnemis vestita* y *Diglossa albilatera* que fueron exclusivas del bosque de referencia. Estas especies exclusivas se caracterizan por ser arborícolas y estar principalmente asociadas a bosques secundarios y bordes de bosque (Restall, 2006). En contraste, en el bosque restaurado aún se encuentran especies típicas de áreas abiertas, matorrales, campos con arbustos dispersos como es el caso de *Mecocerculus leucophrys*, *Synallaxis subpudica* y *Zonotrichia capensis* estas dos últimas especies significativamente más abundantes en este bosque ( $F=11.91$  y  $p=0.00621$ ;  $F=31.15$  y  $p=0.000234$  respectivamente) (Hilty & Brown, 1986; Restall, 2006).

En términos de los grupos tróficos, es donde más diferencias se encuentran. Así las aves que consumen néctar e invertebrados pequeños y aves que consumen semillas e invertebrados pequeños son aún muy escasas en el bosque restaurado. Por ejemplo, los colibríes como *Eriocnemis vestita*, *Colibri coruscans* y *Chaetocercus mulsant* fueron más diversos y abundantes en el bosque referencia (9 especies). En contraste, los granívoros, que son característicos de áreas abiertas y consumen frutos como *Icterus chrysater* y *Zonotrichia capensis* (Hilty & Brown, 1986; Restall, 2006), fueron dominantes en el bosque restaurado, donde se encuentran zonas con pastos arbolados y en zonas dominadas por *Dodonaea viscosa* (Salazar, 2002).

En este sentido, es importante tener en cuenta la composición vegetal no solo en términos de estructura sino también en su función, plantas que faciliten procesos como la polinización y la dispersión de semillas. Por su parte, en el bosque de referencia hay un mayor número de ericáceas y plantas ornitócoras que ofrecen una mayor oferta de alimento para las aves, como es el caso de los colibríes y aves frugívoras que son mayores en este bosque, por lo que la presencia de ciertas plantas junto con periodos floración y fructificación influye en atraer ciertos grupos tróficos. Esto mismo ocurrió en un bosque alto andino ubicado en Chingaza, donde gran parte de una especie de planta (*chusquea sp*) que floreció y fructificó aparecieron gran número de aves como *Haplospiza rustica* y *Bolborhynchus lineola* y una vez que terminó la cosecha estas aves desaparecieron (Stiles & Rosselli, 1998). En contraste con la vegetación del bosque restaurado, encontramos pastos arbolados, dominio de robles y en menor proporción ericáceas, lo que concuerda con grupos tróficos de aves como semilleros e insectos pequeños.

En este sentido, con el fin de continuar la recuperación de la integridad ecológica del bosque, es importante comenzar a incluir especies que mejoren la estructura del bosque, generando diferentes estratos como sotobosque, bosque bajo, subdosel y de esta manera complejizar los



diferentes requerimientos de hábitats para las aves, así como especies de plantas que sean atractivas para las aves frugívoras y nectarívoras que fueron las principales ausentes del bosque de restaurado. Todo esto con el fin de mejorar los procesos de dispersión de semillas e intercambio de especies.

De igual forma se debe hacer monitoreo e involucrar aspectos funcionales que vayan más allá de la diversidad y composición de especies en procesos de restauración ecológica. Así, en el caso particular de este estudio y para continuar mejorando la comunidad de aves, se recomienda procesos de enriquecimiento del bosque a través de especies vegetales que atraigan grupos tróficos que estuvieron ausentes y que ayuden en la restauración activa. Asimismo, por una parte, sembrar plantas que promuevan procesos como la polinización y la dispersión de semillas y por otra la sustracción de especies exóticas.

Por último, se observa que restaurar es un proceso complejo que requiere bastante tiempo, y que a pesar de que la composición de aves es similar en los dos sitios, presentan diferencias importantes en los grupos tróficos de aves. Probablemente esto se debe a que los procesos de restauración solo implementan unas especies iniciales y en menor proporción se ejecutan actividades para fomentar la recolonización de la fauna (Murcia & Guariguata, 2014). Por lo tanto, se necesita un enriquecimiento continuo y restauración activa durante varios años siguientes con el fin de lograr recuperar estructuralmente y funcionalmente los bosques (Clewell, Rieger, & Munro, 2000).

## **1.5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

Ahumada, A. J., & Stiles, F. G. (2001). Impacto de la fragmentación sobre la reproducción, estructura y comportamiento de una comunidad de colibríes de bosque altoandino. Informe Final.

Fundación Para La Promoción de La Investigación y La Tecnología. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, 284.

Arias J. G. (2001). Aportes al conocimiento integral de la biodiversidad florística, faunística y del manejo tecnológico del germoplasma de algunas especies arbóreas y arbustivas nativas, en el parque ecológico la Poma.

Barlow, J., Haugaasen, T., & Peres, C. A. (2002). Effects of ground fires on understory bird assemblages in Amazonian forests. *Biological Conservation*, 105(2), 157–169.

Camargo, C., & Vargas, S. (2006). La relación dispersor-planta de aves frugívoras en zonas sucesionales tempranas como parte de la restauración natural del bosque subandino. *Memorias Del I Seminario Internacional de Roble y Ecosistemas Asociados*. Bogotá: Fundación Natura Colombia.

Castaño. (2010). Banco de semillas en el suelo y su papel en la recuperación de los bosques tropicales.

Castellanos, N. (2001). Programa piloto de adaptación de especies nativas para la restauración de ecosistemas de bosque andino de la cordillera oriental, Parque Ecológico la Poma. P 76.

Clewell, A., Rieger, J., & Munro, J. (2000). Guidelines for developing and managing ecological restoration projects.

Gallina–Tessaro, S. y C. López–González (2012). Manual de técnicas para el estudio de la fauna. Instituto de Ecología, A.C., Universidad Autónoma de Querétaro.

Hilty, S. L., Brown, W. L., & Brown, B. (1986). A guide to the birds of Colombia. Princeton University Press.

Husté, A., Selmi, S., & Boulinier, T. (2006). Bird communities in suburban patches near Paris: determinants of local richness in a highly fragmented landscape. *Ecoscience*, 13(2), 249–257.

Jones, P. D., Demarais, S., & Ezell, A. W. (2012). Successional trajectory of loblolly pine (*Pinus taeda*) plantations established using intensive management in Southern Mississippi, USA. *Forest Ecology and Management*, 265, 116–123.

Kattan, G. H., Alvarez-López, H., & Giraldo, M. (1994). Forest fragmentation and bird extinctions: San Antonio eighty years later. *Conservation Biology*, 8(1), 138–146.

Meli, P. (2003). Restauración ecológica de bosques tropicales: veinte años de investigación académica. *Interciencia*, 28(10), 581–589.

Murcia, C., & Guariguata, M. R. (2014). La restauración ecológica en Colombia: tendencias, necesidades y oportunidades (Vol. 107).

Ortega-Álvarez, R., & Lindig-Cisneros, R. (2012). Feathering the scene: The effects of ecological restoration on birds and the role birds play in evaluating restoration outcomes. *Ecological Restoration*, 30(2), 116–127.

Pearman, P. B. (2002). The scale of community structure: habitat variation and avian guilds in tropical forest understory. *Ecological Monographs*, 72(1), 19–39.

Ralph, C. John; Geupel, Geoffrey R.; Pyle, Peter; Martin, Thomas E.; DeSante, David F; Milá, Borja. (1996). *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*.

Renjifo, L. M. (1999). Composition changes in a subandean avifauna after long-term forest fragmentation. *Conservation Biology*, 13(5), 1124–1139.

Restall, R. L., Rodner, C., & Lentino, R. (2006). *Birds of northern South America*. Christopher Helm.

Riveros Darlin. (2005). Aporte al conocimiento de la biodiversidad florística y faunística, manejo tecnológico de germoplasma y regeneración natural de especies nativas en el parque ecológico La Poma.

Rosselli, L., De La Zerda, S., & Candil, J. (2017). Cambios en la avifauna de un relicto de bosque en la franja periurbana de Bogotá a lo largo de catorce años. *Acta Biológica Colombiana*, 22(2), 181–190.

Salazar Luis. (2003). Aproximación a la diversidad florística y análisis sucesional de las coberturas vegetales para el periodo de 1943 a 2002 en el parque ecológico La poma.

Sánchez, F., Sanchez-Palomino, P., & Cadena, A. (2008). Species richness and indices of abundance of medium-sized mammals in Andean forest and reforestations with Andean Alder: a preliminary analysis. *Caldasia*, 30(1), 197–208.

Stiles, F. G., & Rosselli, L. (1998). Inventario de las aves de un bosque altoandino: comparación de dos métodos. *Caldasia*, 29–43.

Vázquez, D. P., Chacoff, N. P., & Cagnolo, L. (2009). Evaluating multiple determinants of the structure of plant–animal mutualistic networks. *Ecology*, 90(8), 2039–2046.

Villareal H, Álvarez S, Escobar G, Fagua F, Gast H, Mendoza F, Ospina y Umaña (2004). Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de inventarios de biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt. Bogotá

Vogel, H. F., Campos, J. B., & Bechara, F. C. (2015). Early bird assemblages under different subtropical forest restoration strategies in Brazil: passive, nucleation and high diversity plantation. *Tropical Conservation Science*, 8(4), 912–939.

## 2 Capítulo II

### **Estructura de la red mutualista de plantas ornitócoras y aves frugívoras entre un bosque andino restaurado y el bosque de referencia**

#### **RESUMEN**

Uno de los fines de la restauración es recuperar la estructura y funcionalidad de los ecosistemas. Por tal motivo, para evaluar si los objetivos de la restauración se han conseguido, el monitoreo es fundamental; sin embargo, la mayoría de las experiencias de seguimiento a los procesos de restauración se han centrado en evaluar los cambios en la riqueza y diversidad de especies, y algunos aspectos funcionales como la disminución de la erosión del suelo. No obstante, son escasos los estudios que han evaluado el restablecimiento de las interacciones entre las especies. La ventaja de evaluar el restablecimiento de las interacciones mutualistas de dispersión entre plantas y aves es que estas favorecen la restauración pasiva y por ende repercuten en menores costos de la restauración. Por lo tanto, a través del enfoque de redes de interacción mutualista, comparamos las potenciales interacciones de dispersión de semillas por aves frugívoras entre un bosque andino restaurado y su bosque de referencia como una forma de evaluar la restauración. Para el logro de este objetivo se caracterizó la variación mensual de la abundancia y riqueza de la comunidad de aves frugívoras y plantas ornitócoras en los dos bosques. En segundo lugar, se generaron matrices de interacción a partir de observaciones de consumo de frutos, reportes en la literatura y solapamiento morfológico entre el tamaño de los frutos y de la comisura de las aves, obtenido a través de la medición de especímenes de museos y muestras de frutos. La estructura de las redes se comparó por medio de las siguientes métricas: la conectividad, el anidamiento, el número de enlaces y la especialización. Los resultados muestran que la abundancia de plantas ornitócoras (Anova de

medidas repetidas  $F=3,255$  y  $P=0,0032$ ) y la oferta de frutos (Anova de medidas repetidas  $DF= 9$  y  $p=3,22*10^{-11}$ ) fue mayor en el bosque de referencia, al igual que el número de enlaces y la especialización. Por el contrario, la red del bosque restaurado presentó mayor variación mensual en el número de interacciones por especie y número medio de especies. Estos resultados sugieren que después de 22 años de un proceso de restauración en un bosque andino, a pesar de haberse restablecido una gran cantidad de interacciones de dispersión, los dos bosques presentan diferencias. Se encuentra además que, aunque las redes entre los bosques presentan algunas diferencias, tanto el bosque de referencia como el restaurado muestran bajo anidamiento, baja especialización y poca modularidad lo que sugiere que el bosque de referencia ha sido bastante intervenido, y por ende es importante hacer manejo forestal que conduzca a mejorar los dos bosques a un estado de recuperación mucho mayor.

Palabras claves: interacciones mutualistas, plantas ornitócoras, aves frugívoras, restauración y bosque andino.

## 2.1. INTRODUCCIÓN

Uno de los fines de la restauración ecológica es recuperar la estructura y funcionalidad de los ecosistemas. Para tal fin y, con el propósito de evaluar si los objetivos de la restauración se han conseguido, el seguimiento continuo es fundamental. Por lo general, el monitoreo de la restauración se ha centrado en evaluar y comparar aspectos composicionales como la riqueza y la abundancia de especies vegetales entre el sitio restaurado con el ecosistema de referencia, pero muy poco en aspectos funcionales (Alanís-Rodríguez et al., 2008; Durigan et al., 2015; Murcia & Guariguata, 2014). Sólo de forma reciente se ha hecho énfasis en la necesidad de monitorear aspectos funcionales de los ecosistemas (Chazdon et al., 2016; Durigan et al., 2015).

Uno de los aspectos funcionales que se ha sugerido monitorear son las interacciones mutualistas (Kaiser-Bunbury, Traveset, & Hansen, 2010; Ribeiro da Silva et al., 2015). Por ejemplo, la dispersión de semillas por aves es una interacción mutualista clave en el mantenimiento de los ecosistemas e incide en el mediano plazo en la composición y estructura de los bosques. Además, la dispersión es de gran importancia en la aceleración de los procesos de restauración, pues contribuye a enriquecer el banco de semillas en el suelo, a la colonización de nuevos sitios y a la regeneración, distribución y abundancia de las especies de plantas (Howe & Smallwood, 1982; Wunderle, 1997). En los bosques tropicales, donde más del 70 % de las especies de plantas están adaptadas para la dispersión de sus semillas por animales (Arbeláez & Parrado-Rosselli, 2005; Link & Stevenson, 2004; Roxana & Cavelier, 1998), el restablecimiento temprano de las relaciones de dispersión entre plantas y animales favorecería la restauración pasiva y por ende repercutiría en menores costos de los proyectos de restauración.

En los últimos años, las interacciones entre plantas y animales, principalmente de dispersión y polinización, se han analizado a través de redes mutualistas. Estas redes permiten

entender los efectos de la aparición o desaparición de determinada especie en el funcionamiento de la red y por ende pueden proporcionar indicadores útiles para guiar y evaluar los objetivos de la restauración, además de dar información acerca de la estabilidad y resiliencia de los ecosistemas (Fontaine, Dajoz, Meriguet, & Loreau, 2005; García, 2016).

Una de las más recientes aplicaciones de redes mutualistas en la evaluación de proyectos de restauración fue el trabajo realizado por Ribeiro da Silva et al. (2015). En dicho trabajo, en tres bosques restaurados de la Mata Atlántica con diferentes años de antigüedad se comparó la estructura y configuración de las redes de dispersión de semillas por aves y se encontró que a medida que avanzaba el tiempo desde la restauración, aumentaban las interacciones y aumentaba la modularidad, lo que significa que las especies formaron grupos de interacción que tendían a interactuar entre sí. De igual manera, Forup et al. (2008) y Williams et al. (2011), encontraron que las redes de interacción de plantas y polinizadores en bosques restaurados fueron significativamente menos complejas y con una menor conectividad en comparación con lo que los autores denominaron como bosque de referencia.

A pesar de lo anterior, la mayoría de estos estudios han sido desarrollados en el mediterráneo y en Norte América (e.g. Cusser & Goodell, 2013; Kaiser-Bunbury et al., 2010; Nogales et al., 2015; Williams, 2011). En contraste, en ecosistemas tropicales y particularmente en los bosques andinos, es escasa la información sobre redes mutualistas (pero ver Bender et al., 2018; Burgos, Villota, & Fernández, 2003; Palacio Arce & others, 2014), menos aún su uso como herramienta de monitoreo de la restauración. En los bosques andinos colombianos los pocos estudios existentes han encontrado que, en situaciones no perturbadas, las redes de dispersión planta-ave son anidadas, asimétricas y heterogéneas (Burgos et al. 2003; Palacio et al. 2014) lo que coincide con los estudios realizados no sólo en Brasil sino en otras partes del mundo (Bascompte,



2009; García, 2016; Kaiser-Bunbury et al., 2010; Nogales et al., 2015; Ribeiro da Silva et al., 2015; Vázquez et al., 2009). Por ende, sería de esperarse que, en el caso particular de bosques restaurados, debido a la ausencia de ciertas especies de plantas y animales que aún no se han logrado establecer en el ecosistema, las redes de dispersión de semillas sean menos anidadas, sean simétricas, con un bajo número de interacciones en comparación con sus sistemas de referencia.

En los bosques andinos secos de los alrededores de Bogotá, Colombia, la Corporación Ambiental Empresarial adscrita a la Cámara de Comercio de Bogotá, viene desarrollando desde hace más de 20 años en el Parque Ecológico La Poma un proceso de restauración. Allí, tal y como se describió en el Capítulo I de esta tesis, se encontró que producto de un proceso de restauración, se ha recuperado parcialmente la comunidad de aves, y que ciertos grupos tróficos, particularmente aves que consumen néctar y frutos, aún no han logrado reestablecerse y son bastante escasos. Esto podría repercutir en procesos ecológicos como la polinización y dispersión de semillas. Por lo tanto, no hay claridad sobre la recuperación y el restablecimiento de interacciones ecológicas claves que facilitarían la restauración y la continuación del bosque, más aun, en zonas donde los procesos de restauración son muy lentos en términos de biodiversidad y funciones ecológicas (Groenendijk, 2005).

Para la construcción de las redes de interacción, además de las observaciones directas sobre visitas a las especies en flor o en fruto por parte de la fauna, Donoso, Schleuning, García, & Fründ, (2017) han propuesto también la utilización de determinantes como el tamaño de los elementos que interactúan. Por ejemplo, la estructura de las redes entre plantas y animales está altamente influenciada por el tamaño del fruto y el pico de las aves debido a que aves pequeñas por lo general no pueden alimentarse ni dispersar frutos/semillas de gran tamaño (Dehling, Jordano, Schaefer, Böhning-Gaese, & Schleuning, 2016; Kelly et al., 2010). Por lo tanto, los rasgos fenotípicos pueden

prever las interacciones entre las especies (Bender et al., 2018; Dehling et al., 2016). Así, cuando los rasgos coinciden se promueven/aceptan interacciones en la red, mientras que cuando los rasgos no coinciden se generan los llamados enlaces prohibidos, que corresponden a restricciones de interacción impuestas por la falta complementariedad de rasgos, la asincronía fenológica, diferencias en la distribución espacial de las especies y las relaciones filogenéticas (Rezende, Lavabre, Guimarães, Jordano, & Bascompte, 2007; Santamaría & Rodríguez-Gironés, 2007; Stang, Klinkhamer, & Van der Meijden, 2007). De igual forma, la abundancia es un factor determinante en la aceptación o prohibición de las interacciones, debido a que los patrones de la red resultan de la presunción de que los individuos interactúan al azar, y por lo tanto se asume que las especies más abundantes interactúan con mayor frecuencia que las especies raras (Dupont, Hansen, & Olesen, 2003; Ollerton, Johnson, Cranmer, & Kellie, 2003; Vázquez et al., 2007).

Por lo tanto, el objetivo de esta investigación fue comparar la estructura de la red mutualista entre plantas ornitócoras y aves frugívoras en un bosque andino restaurado hace 22 años y el bosque de referencia como una forma de evaluar, desde la función, la trayectoria de la restauración. Para tal fin, se caracterizó la variación mensual de la abundancia y riqueza de la comunidad de aves frugívoras y plantas ornitócoras en fruto. En segundo lugar, con base en observaciones y reportes de literatura de consumo de frutos, sumado a los rasgos de tamaño de aves (el tamaño del pico, comisura, longitud del culmen, altura del pico) y frutos (longitud ecuatorial y longitudinal) y sus abundancias mes a mes se construyeron dos redes para cada bosque, una cuantitativa y otra cualitativa de las relaciones potenciales de dispersión de semillas. Entre estas redes se compararon las métricas como el anidamiento, que es la tendencia de las especies especialistas a interactuar con especies generalistas (especies que establecen mayor número de interacciones), la conectividad que es el número de interacciones que involucra cada especie en la

red (Tylianakis, Laliberté, Nielsen, & Bascompte, 2010), la modularidad que es la tendencia de grupos de especies a interactuar entre sí y la especialización que es la tendencia de ciertas especies (especialistas) a interactuar preferentemente con otra especie y la variación mensual de las interacciones.

## **2.2. MÉTODOS**

### **2.2.1. Área de estudio**

El estudio se realizó en el Parque ecológico La Poma, ubicado entre los 2600 y 2800 m de altitud en el municipio de Soacha, departamento de Cundinamarca, Colombia. El Parque cuenta con un área de 140 ha en la zona de vida de Bosque Seco Montano según Holdridge (1966) con vegetación característica de los bosques andinos de la cordillera oriental de Colombia (Riveros, 2005). El parque presenta tres tipos de coberturas, la primera corresponde a un bosque andino secundario (21.5 ha), la segunda, a los bosques de eucalipto (16.4 ha) y la tercera cobertura corresponde a zonas disturbadas de potreros y pastos arbolados denominada “ecosistema de pradera” (102 ha) (Salazar, 2003). En esta última cobertura desde 1996 hasta la fecha se ha venido realizando el proceso de restauración ecológica (Salazar, 2003).

Para dicho proceso de restauración, que comenzó hace 22 años, la cobertura de bosque secundario fue la que se utilizó como bosque de referencia. Según Salazar (2003) este bosque secundario es el más antiguo de la región, con tiene más de 70 años. De este bosque de referencia se obtuvo la composición florística para el proceso de restauración y de allí mismo se extrajo la mayoría de material vegetal. En ese bosque las especies más dominantes son el tuno esmeraldero (*Miconia squamulosa*), la uva de anís (*Cavendishia bracteata*) y el arrayán (*Myrcianthes leucoxylla*). Por otro lado, en el bosque restaurado, la especie dominante es el hayuelo (*Dodonaea viscosa*), el

roble (*Quercus humboldtii*), el arrayán (*Myrcianthes leucoxylla*), el mano de oso (*Oreopanax incisus*), el corono (*Xylosma spiculifera*) seguido del Salvia (*Varronia cylindrostachya*) y el Chilco (*Baccharis latifolia*) (Salazar., 2003).

### **2.2.2 Toma de Datos**

En cada uno de los bosques se instalaron de forma aleatoria – sistemática cinco parcelas de 50x20 m, separadas a una distancia mínima de 200 m (Vázquez et al., 2009), para totalizar 10 parcelas. Durante diez meses consecutivos, en cada parcela se registraron y marcaron de forma mensual todas las plantas leñosas (arbustos y árboles) en fruto. Para cada individuo se calculó el tamaño de la cosecha a través de la metodología semicuantitativa del índice de Fournier (1974). Así, el tamaño de la cosecha de cada individuo se valoró una escala de 0 a 4 con base en el porcentaje de frutos en la copa del árbol, en donde 0 es ausencia de frutos, 1 corresponde de 1 a 25% de la copa con fruto, 2: de 26 a 50%, 3: de 51 a 75% y 4: de 76 a 100%. La identificación de plantas y semillas se realizó a través del herbario de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas y del libro fundamentos y metodología para la identificación de plantas de Emilio Mahecha (1997).

Una planta se consideró como ornitócora por 3 criterios principalmente: 1) Por observación directa cuando sus frutos fueron consumidos por algún ave, 2) por literatura (Anexo 2) (Ortiz-Pulido et al. 2000) y 3) porque los frutos presentaban las características típicas para atraer a sus dispersores (Clout & Hay, 1989; Levey, Bolker, Tewksbury, Sargent, & Haddad, 2005). Entre dichas características se encuentran los frutos pequeños, esféricos, carnosos y de colores brillantes y llamativos, como el negro, morado, naranja o rojo (Clout & Hay, 1989; Levey et al., 2005).

En las parcelas anteriormente mencionadas, se instalaron al azar 5 puntos de radio fijo de 25 m. En estos puntos se realizaron mensualmente censos de aves entre las 6 a.m y las 10 a.m

durante 20 minutos por punto de observación, para totalizar 16h 6 m por sitio (Ralph, 1997). Durante 10 meses, en cada punto, se anotaron todas las aves que pasaron dentro del radio de observación por 10 meses consecutivos. La identificación de las aves se realizó a través de la guía de aves de Colombia (Hilty 1989) y la guía de campo de las aves de la sabana de Bogotá (ABO, Stiles, Bohórquez, & Cadena, 2000). Un ave se consideró frugívora por observación directa de consumo de un fruto y por información primaria, secundaria y literatura gris (Anexo 2).

Para la caracterización morfológica de frutos y aves, en primer lugar, para cada especie de planta en fruto registrada se tomó una muestra de mínimo 50 frutos. A cada fruto se midió el tamaño longitudinal y ecuatorial con un calibrador digital con exactitud 6 /150 Mm. También se anotó el color y tipo de fruto carnosos como baya, drupa, pepo y poma (Glimn-Lacy & Kaufman, 2006).

Para el caso de las aves, con base en especímenes de museos, se realizaron mediciones a 10 pieles ejemplares de machos y hembras por especie. A cada ejemplar se le midió la comisura, ancho del pico, altura y la longitud del culmen total, por medio de un calibrador digital con exactitud 6 /150 Mm y se obtuvo un promedio para la especie. Los museos visitados fueron el Museo del Instituto de Historia Natural de Instituto de Ciencias de la Universidad Nacional y la colección de aves del Departamento de Biología de la Universidad Francisco José de Caldas.

### **2.2.3 Análisis de datos**

Para los dos bosques se calculó la riqueza, la diversidad y el recambio de especies tanto de aves frugívoras como de plantas ornitócoras. Estas medidas se calcularon a través del número de especies, el índice de diversidad de Shannon y de Jaccard, respectivamente. Además, con el fin de determinar si hubo diferencias significativas en la abundancia y riqueza de especies entre meses, se

realizó un análisis de varianza simple para las aves y un análisis de varianza de medidas repetidas para las plantas en el software R 6.3.0.

### 2.2.3.1 Red mutualista

Para cada bosque se realizó una red cuantitativa simulada y una red cualitativa de interacción. Para la construcción de ambas redes (cuantitativa y cualitativa) en cada bosque (referencia y restaurado), se tuvo en cuenta la coincidencia de rasgos y la abundancia relativa tanto de plantas ornitócoras como de aves frugívoras. La coincidencia de rasgos, según Gonzales y Loiselle 2016, establece que, si el límite inferior del tamaño de la cuenca del ave es mayor que el límite inferior del tamaño del fruto, la interacción se puntuó como 100% posible con un valor de celda 1. Por el contrario, si el límite superior del rango del tamaño de la cuenca del ave es menor que el límite inferior del tamaño del fruto, la interacción se consideró como imposible y se asignó un valor de celda 0. Los desajustes morfológicos en la longitud de una cuenca del ave y el tamaño del fruto, es la dimensión que limita la ingestión de los frutos por parte de las aves (Kelly et al., 2010).

En cuanto a la abundancia relativa, para el caso de las aves se calculó la media por mes y punto de muestreo (Ralph, 1996) mientras que la abundancia de las especies en fruto a través del índice de Fournier (1974) que también se calculó por mes y por punto de muestreo.

En el caso de la red cuantitativa, se simuló la frecuencia de interacción esperada de plantas y aves. Para el caso de las plantas, se asume una relación negativa entre el tamaño de una especie y la frecuencia de interacción esperada, es decir, cuanto más grande el tamaño del fruto, menor es la frecuencia de interacción (Gonzales et al. 2015). Así, se asumió la siguiente relación:

$$f_i = \frac{1}{x_i},$$

donde  $x_i$  representa el tamaño de la semilla para la planta  $i$  y  $f_i$  representa la frecuencia de interacción de la planta esperada (Donoso, Schleuning, García, & Fründ, 2017).

Para el caso de las aves, se asumió que la frecuencia de interacción disminuye menos con el tamaño de las aves, ya que las especies más grandes tienden a consumir más diversidad de frutos por individuo (Donoso et al, 2017). Así, las frecuencias de interacción esperadas de las especies de aves siguieron la relación:

$$g_j = \left(\frac{1}{y_j}\right) + \beta,$$

donde  $g_i$  representa la frecuencia de interacción del ave esperada,  $y_i$  representa el valor del tamaño del pico, y  $\beta$  es un parámetro de subcompensación, establecido en el 10% del valor máximo de  $1/y$  (Donoso et al, 2017).

Posteriormente, se utilizó un modelo de nicho cuantitativo de (Fründ, McCann, & Williams, 2016) y Donoso et al. (2017) para calcular matrices de preferencias de las especies de la siguiente manera:

$$P_{ij} = \frac{e^{-(\log(s(y_j - x_i) + e^{-1}))^2/2}}{\sqrt{2\pi} (s(y_j - x_i) + e^{-1})}.$$

donde  $P_{ij}$ , es la preferencia de las especies de aves  $j$  para ciertas especies de plantas  $i$ . Esto representa una forma de nicho sesgada hacia la derecha, donde  $y_j$  y  $x_i$  son el tamaño de las aves y el tamaño de los frutos, respectivamente. El parámetro  $s$  controla el grado de especialización de la interacción. Así, cuanto mayor sea la diferencia entre el tamaño del fruto y el tamaño del pico del ave, menor será la especialización. Por el contrario, cuanto menor sea esta diferencia, mayor será la especialización. Por lo tanto, cuando no existe diferencia, es decir, cuando  $y_j = x_i$  la coincidencia de los rasgos es perfecta y por consiguiente se considera la interacción como altamente especializada

(Fründ et al. 2016). Todos los análisis de la red se hicieron con R 6.3.0 con los paquetes Bipartite y Network.

Para comparar la estructura de la red entre el bosque restaurado y el de referencia, se consideraron métricas de redes frecuentemente utilizadas en estudios previos como el número medio de enlaces, la diversidad de interacción, la conectividad, el anidamiento y especialización. En primer lugar, el número medio de enlaces representa el número medio de interacciones que establece la especie con otras y en este sentido, se identifica las especies más conectadas o con mayor número de interacciones, lo que se podrían considerar como especies claves, en este caso, en procesos de dispersión de semillas. La diversidad de interacción es análoga a la diversidad de especies, así una mayor diversidad de interacción puede aumentar la tasa de procesos ecosistémicos y supone una mayor diversidad de respuesta físicas, fisiológicas o comportamental frente a cambios ambientales (Snyder, Snyder, Finke, & Straub, 2006; Tylianakis et al., 2010).

En cuanto a la conectividad, esta se refiere a la proporción de interacciones realizadas del conjunto de las interacciones posibles entre las especies de una red. En ese sentido, una mayor conectividad indicaría una mayor complejidad en las interacciones lo que sería una ventaja adaptativa que protege a las comunidades de las extinciones secundarias (Heleno, Devoto, & Pocock, 2012). El anidamiento se mide en una escala de 1 a 100 y consiste en la tendencia de especies especialistas a interactuar con especies generalistas, y por ende brindan información acerca de la estabilidad y persistencia de la red (Nogales et al., 2015). Por último, el grado de especialización que mide la tendencia de una especie a interactuar preferiblemente con otra y de esta manera se idéntica especies que pueden llegar a ser más vulnerables frente algún cambio en la red. Esta métrica se midió de 0 (sin especialización) a 1 (Alta especialización) (Vázquez et al, 2009; Tylianakis et al., 2010).



Para el caso de la red cualitativa, siguiendo a Vazquez et al (2009) y Gonzales et al. (2015) se realizó una matriz de probabilidad de interacción potencial Y con I filas y J columnas correspondientes a las abundancias relativas y la coincidencia de rasgos de plantas y aves para analizar los cambios en la variación mensual de la red. Para el análisis de esta red cualitativa, se tuvo en cuenta el número medio de enlaces y el número medio de especies de la red.

### 2.3.RESULTADOS

Se registraron 14 especies de aves frugívoras y 22 de plantas ornitócoras en fruto durante el periodo de estudio (Anexo 3 y 4). Se encontró que la abundancia y riqueza de plantas ornitócoras y aves frugívoras fue mayor en el bosque de referencia que en el bosque restaurado (Tabla 3) donde la abundancia de plantas ornitócoras fue significativamente mayor (Anova de medidas repetidas  $F=3,255$  y  $p=0,0032$ ). Aunque la riqueza también fue mayor en el bosque de referencia, las diferencias no fueron significativas (Anova  $F= 2,7$  y  $p= 0,13$ ). Esto coincide, además, con el índice de similaridad de Jaccard que muestra que los dos sitios tanto para plantas como aves son muy parecidos (Tabla 3).

Tabla 3. Abundancia, riqueza y diversidad de plantas ornitócoras en fruto y aves frugívoras entre marzo y diciembre de 2018.

| Indicador            | Bosque referencia | Bosque restaurado | Bosque referencia | Bosque restaurado |
|----------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
|                      | Aves              | Aves              | Plantas           | Plantas           |
| Abundancia           | 152               | 93                | 162               | 93                |
| Riqueza              | 13                | 10                | 18                | 16                |
| Índice Shannon_H     | 2,03              | 1,75              | 2,50              | 2,22              |
| Índice Simpson_1-D   | 0,83              | 0,78              | 0,89              | 0,84              |
| Equitatividad        | 0,79              | 0,76              | 0,86              | 0,80              |
| Índice de Jaccard    | 0,64              | 0,64              | 0,61              | 0,61              |
| Análisis de varianza | F= 2,7 , P= 0,13  |                   | -                 | -                 |

simple

Análisis de varianza

simple medidas repetidas

-

-

F=3,25, P=0,0032

Respecto a la variación mensual en la abundancia de plantas ornitócoras en fruto, se encontró que la oferta fue menor en el bosque restaurado (Figura 3). En los dos sitios, los meses de abril y octubre presentaron una mayor oferta de frutos estadísticamente significativa (Anova de medidas repetidas  $DF= 9$  y  $P=3,22*10^{-11}$ ), mientras que la más baja se presentó en los meses de noviembre y diciembre (Figura 3). Por otro lado, en el caso de la variación mensual de la abundancia de aves, las diferencias entre sitios no fueron significativas (Anova  $F= 1,50$  y  $F= 0,255$ ). La mayor abundancia se registró en abril y agosto en el bosque de referencia (Figura 3), mientras que la menor abundancia ocurrió con la menor oferta de frutos en noviembre y diciembre en los dos bosques.

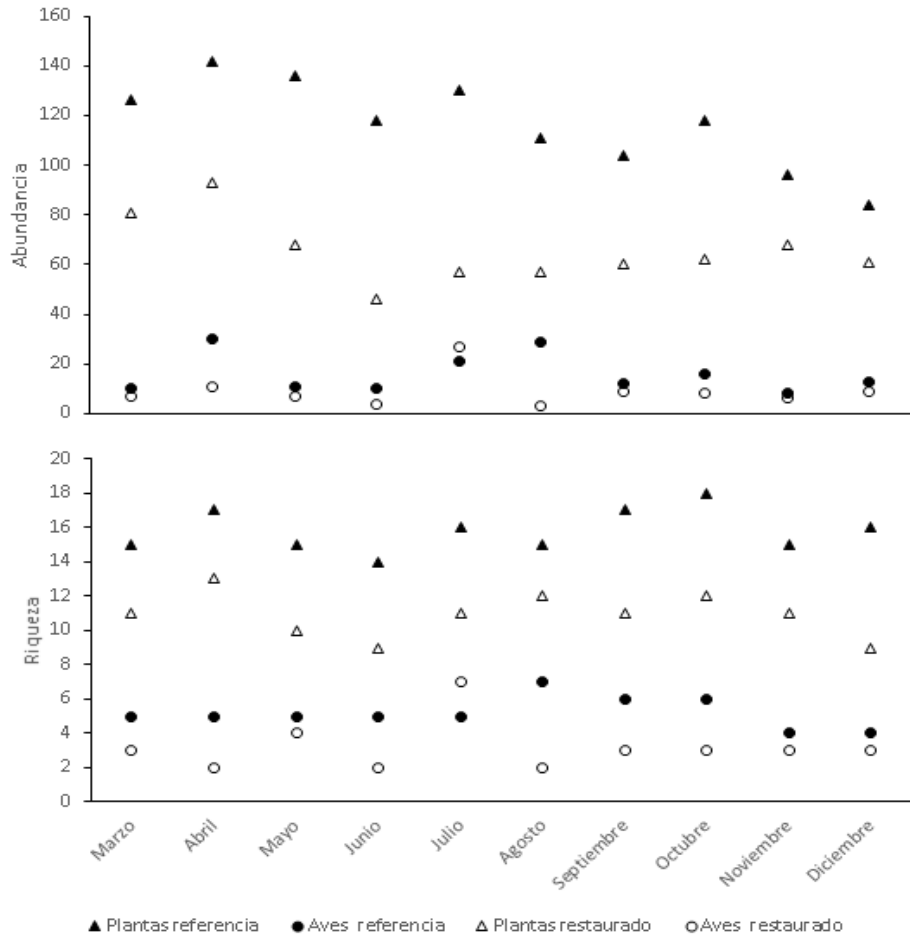


Figura 3. Abundancia y riqueza de aves frugívoras y plantas ornitócoras en fruto entre marzo y diciembre de 2018.

### 2.3.1. Redes Mutualistas

Al analizar las interacciones mutualistas potenciales en los bosques, se encontró que en la red cuantitativa el bosque de referencia presentó una red con mayor número de interacciones (Figura 4), es decir, con mayor número de enlaces. Esto se debe principalmente a que presentó un mayor número de especies, individuos por especies y enlaces por especie, así como también una mayor especialización y frecuencia de interacción (Tabla 4).

Tabla 4. Tipología de la red simulada de dispersión de semillas del bosque andino restaurado y el bosque de referencia. PO indica las especies de plantas ornitócoras en fruto y AF representa las especies de aves frugívoras.

| Tipología de la red      | Bosque de referencia | Bosque restaurado |
|--------------------------|----------------------|-------------------|
| Número medio de especies | PO: 18 AF:13         | PO: 15, AF:10     |

|                               |                |                  |
|-------------------------------|----------------|------------------|
| Número de enlaces por especie | 7.33           | 5.88             |
| Diversidad de Shannon         | 3.96           | 4.18             |
| Conectividad                  | 0.99           | 0.98             |
| Anidamiento                   | 13.08          | 23.33            |
| Especialización               | 0.17           | 0.14             |
| Asimetría                     | 0.13           | 0.20             |
| Robustez                      | PO:0.97AF:0.97 | PO:0.97 AF: 0.96 |

---

A pesar de lo anterior, teniendo en cuenta que la escala de anidamiento se midió de 1 a 100, los dos sitios presentaron un bajo anidamiento y especialización (escala de 0 a 1) (Tabla 4). Adicionalmente, la red fue simétrica en los dos sitios, lo que implica que la proporción de interacciones es similar entre las especies.

Por otra parte, se encontró que tanto en el bosque restaurado como en el de referencia la especie más conectada y con un mayor número de interacciones fue el ave *Diglossa cyanea* (Figura 4, 5 y 6). Ahora bien, sólo en el bosque restaurado *Pipraeidea melanota* fue una de las especies con mayor número de interacciones (Figura 4 y 5). En el caso de las plantas, tanto en el bosque de referencia como en el bosque restaurado la uva de anís (*Macleania rupestre*) presentó una alta probabilidad de interacción con la paloma collareja (*Patagonia fasciata*). Una tendencia similar se obtuvo entre esta ave y el tomatillo (*Lycianthes lycioides*) para el bosque restaurado (Figura 4).

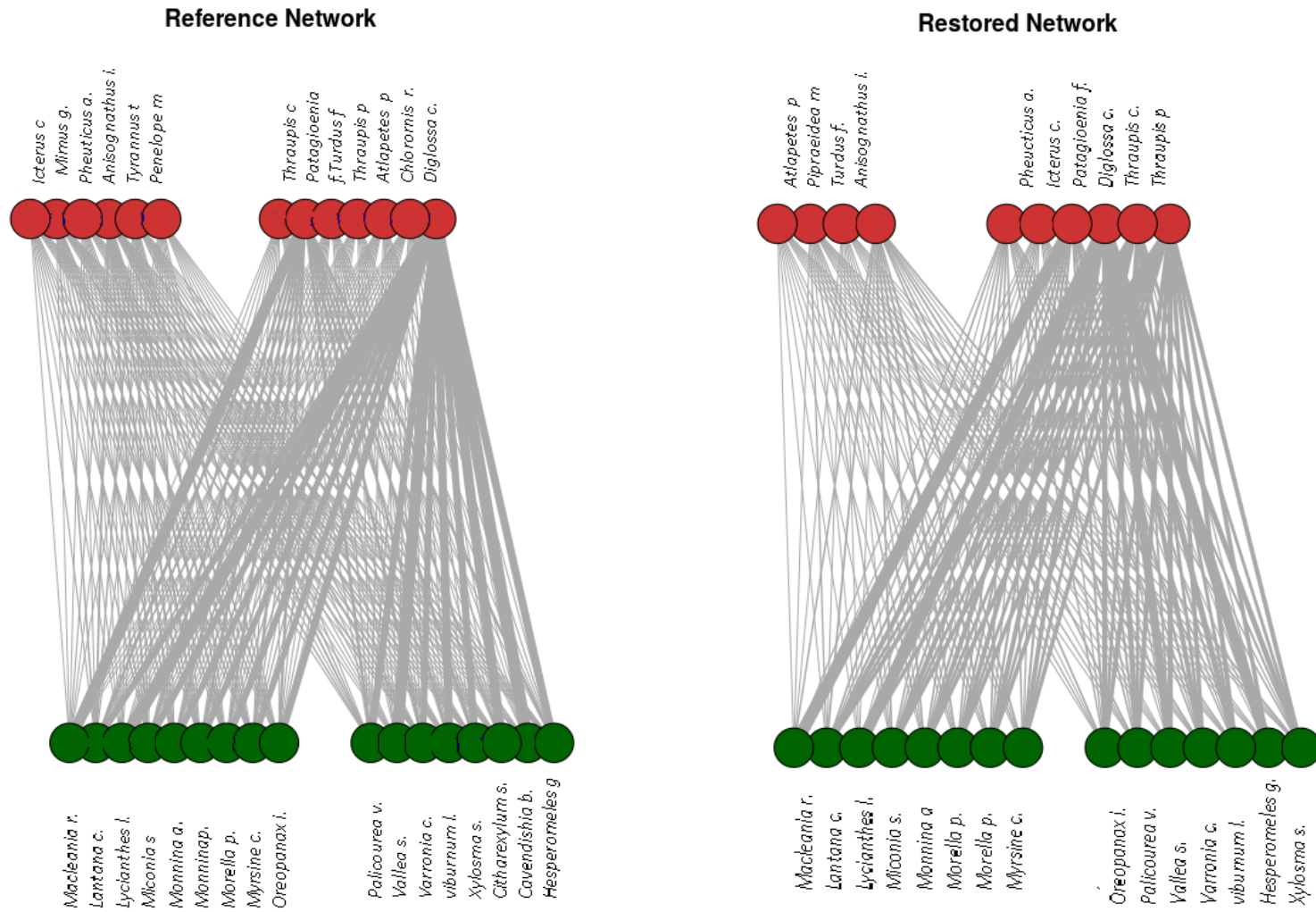
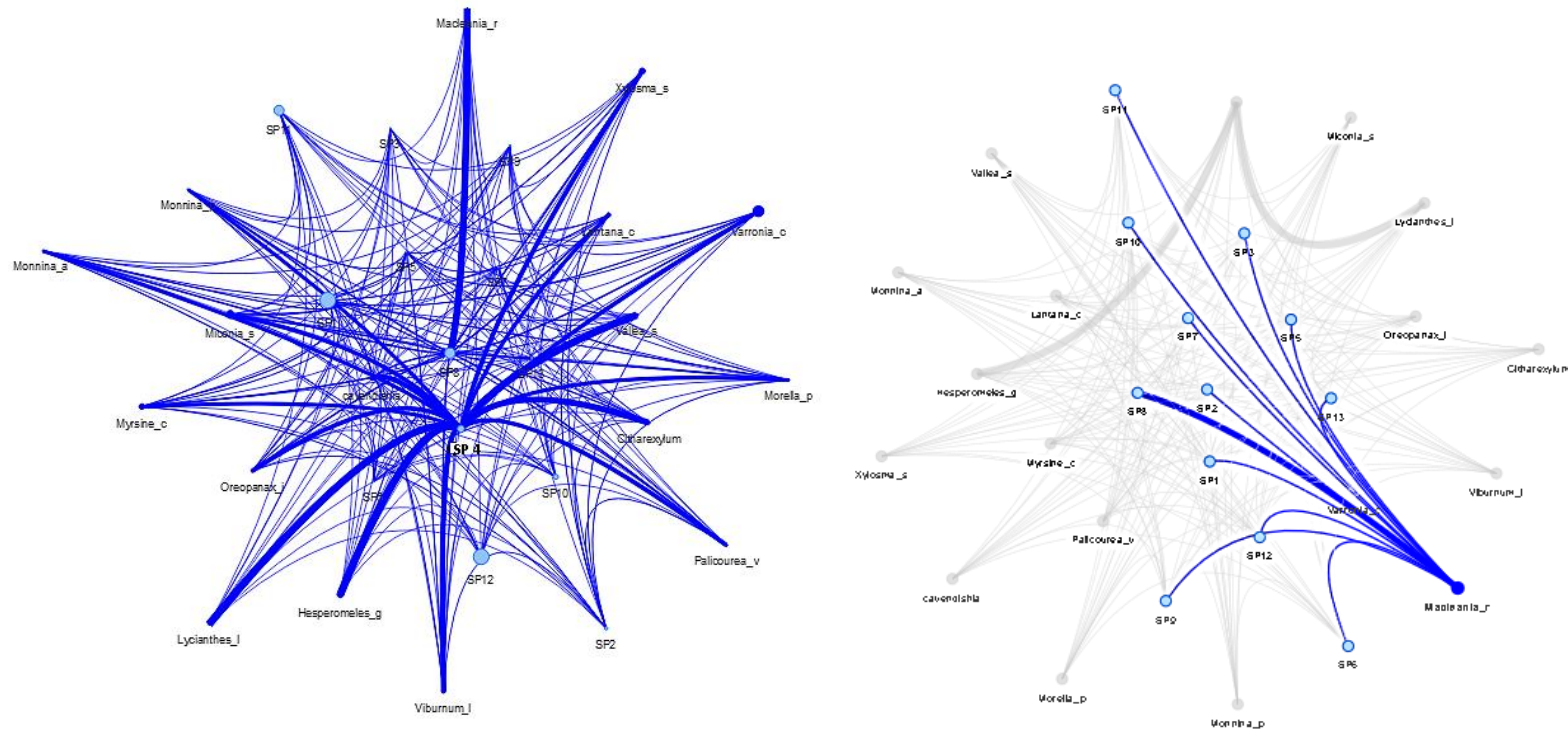


Figura 4. Redes cuantitativas de interacción entre plantas ornitócoras y aves frugívoras del bosque de referencia (izquierda) y del bosque restaurado hace 22 años (derecha) en el Parque Ecológico La Poma. Los círculos rojos representan las especies de aves frugívoras, los círculos verdes las especies de plantas ornitócoras en fruto y los enlaces representan las interacciones.



### Bosque referencia

Figura 5. Frecuencia o preferencia de interacción entre plantas ornitócoras (círculo azul oscuro) y aves frugívoras (círculo azul claro) en la red del bosque de referencia (a mayor grosor de la línea mayor frecuencia de interacción). A la derecha se muestra la especie *Diglossa cyanea* (Sp4), como la especie más conectada y con mayor frecuencia de interacción con las plantas ornitócoras y a la izquierda muestra mayor frecuencia de sp8 (*Patagonia fasciata*) con *Macleania rupetris* con respecto a las demás aves.

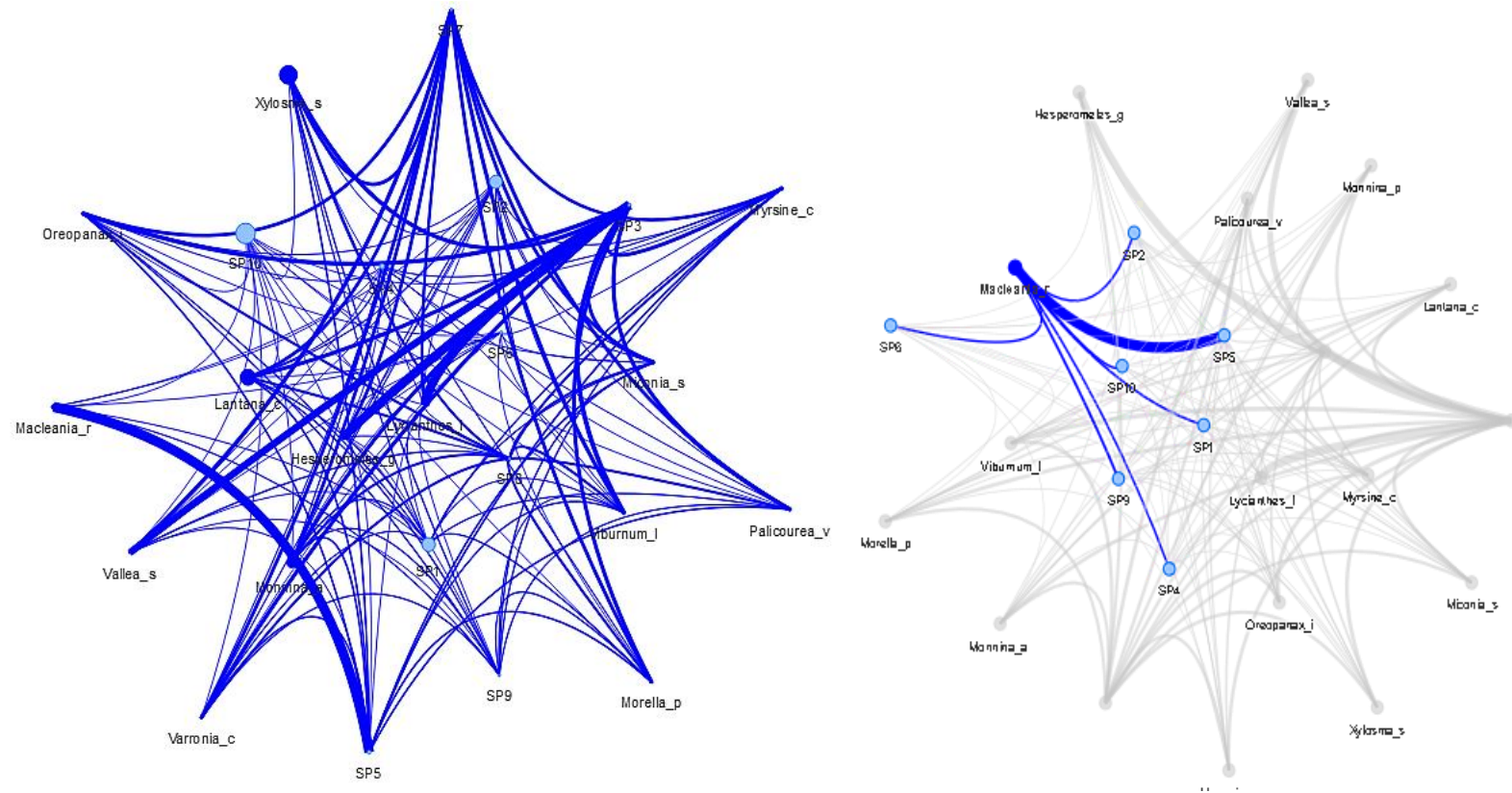


Figura 6. Frecuencia o preferencia de interacción entre plantas ornitócoras (círculo azul oscuro) y aves frugívoras (círculo azul claro) del bosque restaurado (mayor grosor de la línea, mayor frecuencia de interacción). A la izquierda mayor frecuencia de interacción de plantas ornitócoras con sp3 (*Diglossa cyanea*) y sp7 (*Pipraeidea melanota*), mientras que a la derecha se muestra una mayor frecuencia de interacción de *Macleania rupestris* con *Patagonia fasciata*.

### Bosque restaurado

Respecto a la variación mensual de la red mutualista cualitativa, se encontró que el número de interacciones por especie y el número medio de especies del bosque restaurado variaron de forma importante de un mes a otro (Figura 7). Así, en el mes de julio estas métricas fueron altas pasando de 1,6 en junio a 4,21 enlaces por especies en el siguiente mes en este bosque, así como también aumentó el número medio de aves, incluso superando al bosque de referencia. Esto también se ve reflejado en la mayor variación del número de interacciones mes a mes en el bosque restaurado en comparación con el bosque de referencia, lo que indica que la red es menos estable con relación al tiempo y que en ciertos momentos depende de una o dos especies estratégicas para mantener las interacciones.

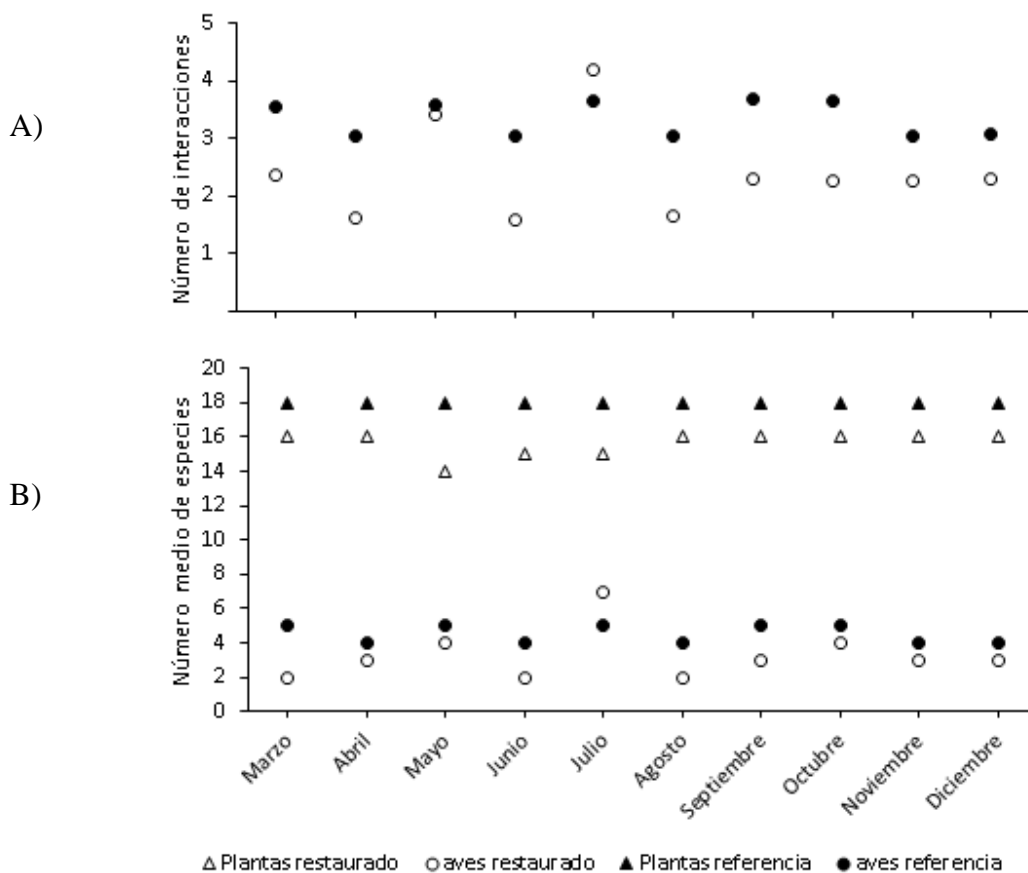


Figura 7. Variación de la red cualitativa de marzo a diciembre del bosque restaurado y de referencia. A) número de interacciones y B) número medio de especies de plantas ornitócoras y aves frugívoras.



## 2.4.DISCUSIÓN

Las redes de interacción mutualista basadas en rasgos morfológicos proveen información valiosa sobre los posibles procesos ecológicos, que están ocurriendo en los bosques (Bender et al., 2018). En este caso particular, el análisis de la red permitió evaluar el nivel de avance de la restauración en términos del restablecimiento de las relaciones de dispersión de semillas y las acciones que se pueden hacer, lo cual no hubiera sido posible al evaluar únicamente la composición y la riqueza de algún grupo indicador. Así, los resultados presentados muestran que después de 22 años de un proceso de restauración de un potrero a un bosque andino seco, se han generado una gran cantidad de interacciones de dispersión de semillas y la red mutualista aún difiere de la encontrada en el bosque de referencia. Esto se refleja en el menor número de enlaces.

En primer lugar, el menor número de enlaces por especie de la red del bosque restaurado en relación con el bosque de referencia reflejan que la recuperación de los procesos e interacciones a partir de actividades de restauración es lenta (Alarcón, Waser, & Ollerton, 2008). Esto coincide con los resultados encontrados en un bosque de la Mata Atlántica brasilera restaurado hace 15 años, en donde las interacciones de dispersión de semillas por aves fueron menores en comparación con bosques con mayor tiempo desde la restauración (Ribeiro da Silva et al., 2015). De igual manera, (Forup, Henson, Craze, & Memmott, 2008) y Williams et al. (2011), encontraron que las redes de interacción de plantas y polinizadores fueron significativamente menos complejas y con una menor conectividad en bosques restaurados en comparación al bosque de referencia.

Posiblemente, el menor número de enlaces por especie en el bosque restaurado se debe a que la abundancia y la riqueza, tanto de plantas como de aves, fue menor que en el bosque de referencia lo que implica que los procesos de dispersión son igualmente menores. Tal parece que una mayor cantidad de especies e individuos generan una mayor oportunidad de encontrar parejas de interacción (Alarcón et al., 2008; Olesen, Bascompte, Elberling, & Jordano, 2008; Stang et al., 2007; Vázquez & Aizen, 2004). Estudios realizados con polinizadores e insectos en donde se ha encontrado una mayor diversidad de interacciones en hábitats con mayor riqueza de especies y abundancia de individuos soportan dicha situación (Alarcón et al., 2008; Banašek-Richter, Cattin, & Bersier, 2004; Tylianakis, Tschardtke, & Lewis, 2007).

En segundo lugar, la red cualitativa indica que el bosque restaurado es más inestable, puesto que presenta variaciones importantes en el número de enlaces y número medio de especies a lo largo del tiempo. Por ejemplo, el número de enlaces en los meses de junio y julio alcanzó valores más altos que el bosque de referencia, mientras que en los otros meses estos valores son más bajos (Figura 7). Posiblemente, esto se debe a la estacionalidad en la oferta de frutos, pues en julio, por ejemplo, la principal fuente de frutos es la uva camarona (*Macleania rupestris*) y del sauco de monte (*Viburnum lasiophyllum*), mientras que en los otros meses hay una mayor diversidad en la oferta. Así, ante dichas variaciones en la oferta de frutos, las aves tienden a optar por recursos alternativos o cambiar entre hábitats y ecosistemas (Carnicer, Jordano, & Melián, 2009).

En Colombia son pocos los estudios en bosques andinos que permiten contrastar las redes. Sin embargo, Palacio y colaboradores (2016), en un bosque andino conservado del Valle del Cauca encontraron que, en primera instancia, la red de dispersión fue muy anidada, por lo que las especies especialistas tendieron a interactuar con las especies más conectadas de la red,

en segundo lugar, la red fue asimétrica, pues las interacciones entre las especies no fueron iguales en la red y, por último, poco modular, es decir, las especies no formaron grupos de interacción (módulos). Estos patrones coinciden con bosques más conservados en diferentes partes del mundo (Bascompte, 2009; Bascompte, Jordano, Melián, & Olesen, 2003; González-Castro, Yang, Nogales, & Carlo, 2015; Nogales et al., 2015).

En contraste con los estudios anteriormente mencionados tanto el bosque restaurado como el bosque de referencia aquí estudiado tenían un bajo anidamiento, una alta simetría y una baja especialización. Esto sugiere que el bosque de referencia, a pesar de llevar más de 70 años sin intervención, se podría encontrar en un estado intermedio de sucesión, y por ende sugiere que la recuperación de un bosque andino seco es muy difícil, por lo que son altamente vulnerables ante procesos de cambio de uso del suelo.

En varios estudios han encontrado que las comunidades ricas en especies y comunidades con más interacciones son significativamente más anidadas; es decir, las interacciones son altamente asimétricas (Bascompte et al., 2003). En nuestro caso, a parte de una baja riqueza, posiblemente también se está presentando la ausencia de ciertas especies clave tanto de plantas como de animales que generarían ciertas interacciones. A pesar de lo anterior, se encuentran una de las especies altamente conectada, sobre las que se podría sugerir un papel clave en procesos de dispersión, como lo es *Diglossa cyanea*. Esta especie presentó una alta frecuencia de interacción con varias especies de plantas ornitócoras (Figura 4 y 5) debido a una mayor coincidencia de rasgos morfológicos del tamaño del fruto y el pico. Asimismo, la uva camarona (*Macleania rupestris*), el raque (*Vallea stipularis*) y la uva de anís (*Cavendishia bracteata*) son especies clave, ya que fueron especies de plantas altamente conectadas y que ofrecieron mayor porcentaje de fructificación durante los meses de muestreo. En el mismo

sentido, en los dos bosques, se observa que la paloma collajera (*Patagioenas fasciata*) tiende a tener una mayor frecuencia de interacción (densidad del enlace) con la uva de anís (*Macleania rupestris*) en comparación con las demás especies de plantas ornitócoras.

Por otro lado, es interesante el rol que tiene las aves generalistas *Patagioenas fasciata* y *Turdus fuscater* en el ecosistema de referencia, pero cambia su importancia en el restaurado. Estudios como los de Cusser & Goodell, (2013) y González, Dalsgaard, & Olesen, (2010), sugieren que las especies generalistas son importantes ya que mantienen la conectividad y estabilidad de la red, pues en últimas terminan transportando semillas de una gran cantidad de especies ornitócoras. Sin embargo, la importancia de la mirla común (*Turdus fuscater*) en el ecosistema restaurado disminuye, mientras adquieren más importancia especies como *Thraupis cyanocephala*.

#### *Consideraciones finales*

El análisis de redes presentado en este capítulo muestra una cantidad de información adicional que no hubiera sido posible al evaluar la composición de especies indicadoras, tal como se presentó en el capítulo anterior. Aquí, las interacciones entre plantas ornitócoras y aves frugívoras potenciales, nos permitieron identificar especies claves tanto de plantas como de animales, que desempeñan roles importantes en el sostenimiento de procesos de dispersión. Por ejemplo, se identificaron aves como *Diglossa cyanea* que mostró una gran conectividad con muchas especies, lo que sugiere su rol importante en la dispersión de semillas de los bosques andinos. En el caso de las plantas la uva de anís (*Macleania rupestris*) puede ser importante para las poblaciones de la paloma collareja (*Patagioenas fasciata*). Por lo que se podría no sólo proteger estas especies altamente conectadas, sino también alentar las poblaciones de aves

aumentando el número de plantas ornitócoras y de esta manera evaluar el aumento o no de dispersión de semillas por parte de estas aves en los bosques andinos.

Por consiguiente, con el fin de mejorar las interacciones en los dos tipos de bosques que repercuta en una mejor integridad ecológica de la zona, tanto en el bosque restaurado como en el de referencia, estos deberían ser enriquecidos con plantas ornitócoras que estimulen la dispersión. Esto en ultimas repercutirá en una mejora en la estructura y composición tanto de fauna como de plantas y una restauración pasiva, que ayude a lograr mejores trayectorias sucesionales de esta zona.

Dentro de las especies recomendadas para enriquecimiento, se sugiere plantas ornitócoras nativas con variados tamaños de frutos y fenologías que permitan atraer una mayor diversidad de aves, ya que sólo se registraron aves generalistas mientras que aves especializadas como cotingas y tucanes no se registraron. Además atraer aves frugívoras de mayor tamaño, sobre todo familias como crácidos, cotingas y tucanes que consumen frutos de todo tipo de tamaño y que dispersan frutos a larga distancia (Donoso et al., 2017; Ribeiro da Silva et al., 2015). Lo anterior permitirá, no sólo, que la riqueza tanto de plantas como de aves aumente en el tiempo, sino que las interacciones entre las especies se diversifiquen. Así, una mayor diversidad de interacción podría aumentar los procesos de dispersión de semillas (Snyder et al. 2006) y en este sentido, estimular la restauración pasiva a través del enriquecimiento del banco de semillas en el suelo y, por ende, bajar los costos de la restauración.

Además, podría proporcionar al ecosistema una mayor resiliencia frente a cambios ambientales, pues una diversidad mayor de interacción supone una diversidad de respuesta fisiológica, física o comportamental frente a variaciones ambientales (Cusser & Goodell, 2013)

en este caso, los procesos de dispersión de semillas frente a cambios ambientales puedan continuar cuando hay una mayor diversidad de interacción.

Finalmente, teniendo en cuenta que el bosque de referencia es un bosque secundario, futuros estudios deberían comparar la trayectoria de la restauración con un bosque más conservado que el bosque de referencia en el presente estudio. Además, sería interesante contrastar la red simulada con una red donde se tenga en cuenta la frecuencia del consumo real de las aves frugívoras ya que para este caso se simuló esta frecuencia. Por último, realizar monitoreo y seguimiento a otros aspectos funcionales como la polinización y la herbivoría.

## 2.5.REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABO, A. B., Stiles, F. G., Bohórquez, C. I., & Cadena, C. D. (2000). *Aves de la Sabana de Bogotá: Guía de campo*. F Gary Stiles.
- Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Espinoza-Vizcarra, D., Jurado-Ybarra, E., Aguirre-Calderón, O. A., & González-Tagle, M. A. (2008). Evaluación del estrato arbóreo en un área restaurada post-incendio en el parque ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y Del Ambiente*, 14(2), 113–118.
- Alarcón, R., Waser, N. M., & Ollerton, J. (2008). Year-to-year variation in the topology of a plant–pollinator interaction network. *Oikos*, 117(12), 1796–1807.
- Arbeláez, M. V., & Parrado-Rosselli, A. (2005). Seed dispersal modes of the sandstone plateau vegetation of the middle Caquetá river region, Colombian Amazonia. *Biotropica*, 37(1), 64–72.

- Banašek-Richter, C., Cattin, M.-F., & Bersier, L.-F. (2004). Sampling effects and the robustness of quantitative and qualitative food-web descriptors. *Journal of Theoretical Biology*, 226(1), 23–32.
- Bascompte, J. (2009). Mutualistic networks. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(8), 429–436.
- Bascompte, J., Jordano, P., Melián, C. J., & Olesen, J. M. (2003). The nested assembly of plant–animal mutualistic networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100(16), 9383–9387.
- Bender, I. M., Kissling, W. D., Blendinger, P. G., Böhning-Gaese, K., Hensen, I., Kühn, I., ... Quitián, M. (2018). Morphological trait matching shapes plant–frugivore networks across the Andes. *Ecography*, 41(11), 1910–1919.
- Burgos, J., Villota, A., & Fernández, S. J. T. (2003). Aplicación de la metodología de complejos simpliciales en las interacciones biológicas de Frugivoría y dispersión de semillas en grupo de aves de la Reserva Biológica de Carpanta. *Colombia Forestal*, 8(16), 32–47.
- Camargo, C., & Vargas, S. (2006). La relación dispersor-planta de aves frugívoras en zonas sucesionales tempranas como parte de la restauración natural del bosque subandino (Reserva Biológica Cachalú, Santander, Colombia). *Memorias Del I Seminario Internacional de Roble y Ecosistemas Asociados. Bogotá: Fundación Natura Colombia.*
- Carnicer, J., Jordano, P., & Melián, C. J. (2009). The temporal dynamics of resource use by frugivorous birds: A network approach. *Ecology*, 90(7), 1958–1970.
- Castaño. (2010). Banco de semillas en el suelo y su papel en la recuperación de los bosques tropicales.

- Chazdon, R. L., Broadbent, E. N., Rozendaal, D. M., Bongers, F., Zambrano, A. M. A., Aide, T. M., ... others. (2016). Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. *Science Advances*, 2(5), e1501639.
- Clewell, A., Rieger, J., & Munro, J. (2000). *Guidelines for developing and managing ecological restoration projects*.
- Clout, M. N., & Hay, J. R. (1989). The importance of birds as browsers, pollinators and seed dispersers in New Zealand forests. *New Zealand Journal of Ecology*, 12(supplement), 27–33.
- Cusser, S., & Goodell, K. (2013). Diversity and distribution of floral resources influence the restoration of plant–pollinator networks on a reclaimed strip mine. *Restoration Ecology*, 21(6), 713–721.
- Dehling, D. M., Jordano, P., Schaefer, H. M., Böhning-Gaese, K., & Schleuning, M. (2016). Morphology predicts species’ functional roles and their degree of specialization in plant–frugivore interactions. *Proc. R. Soc. B*, 283, 20152444.
- Donoso, I., Schleuning, M., García, D., & Fründ, J. (2017). Defaunation effects on plant recruitment depend on size matching and size trade-offs in seed-dispersal networks. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 284(1855), 20162664.
- Dupont, Y. L., Hansen, D. M., & Olesen, J. M. (2003). Structure of a plant–flower-visitor network in the high-altitude sub-alpine desert of Tenerife, Canary Islands. *Ecography*, 26(3), 301–310.
- Durigan, G., Domínguez-Haydar, Y., Brancalion, P., Aronson, J., Pizano, C., Aguilar-Garavito, M., ... others. (2015). *Monitoreo a procesos de restauración ecológica aplicado a ecosistemas terrestres*.



- Fontaine, C., Dajoz, I., Meriguet, J., & Loreau, M. (2005). Functional diversity of plant–pollinator interaction webs enhances the persistence of plant communities. *PLoS Biol*, 4(1), e1.
- Forup, M. L., Henson, K. S., Craze, P. G., & Memmott, J. (2008). The restoration of ecological interactions: Plant–pollinator networks on ancient and restored heathlands. *Journal of Applied Ecology*, 45(3), 742–752.
- Fründ, J., McCann, K. S., & Williams, N. M. (2016). Sampling bias is a challenge for quantifying specialization and network structure: Lessons from a quantitative niche model. *Oikos*, 125(4), 502–513.
- García, D. (2016). Birds in ecological networks: Insights from bird–plant mutualistic interactions. *Ardeola*, 63(1), 151–180.
- Glimn-Lacy, J., & Kaufman, P. B. (2006). *Botany illustrated: Introduction to plants, major groups, flowering plant families*. Springer Science & Business Media.
- González, A. M. M., Dalsgaard, B., & Olesen, J. M. (2010). Centrality measures and the importance of generalist species in pollination networks. *Ecological Complexity*, 7(1), 36–43.
- González-Castro, A., Yang, S., Nogales, M., & Carlo, T. A. (2015). Relative importance of phenotypic trait matching and species' abundances in determining plant–avian seed dispersal interactions in a small insular community. *AoB Plants*, 7, plv017.
- Groenendijk, J. P. (2005). *Towards recovery of native dry forest in the Colombian Andes: A plantation experiment for ecological restoration*. Universiteit van Amsterdam, IBED.

- Heleno, R., Devoto, M., & Pocock, M. (2012). Connectance of species interaction networks and conservation value: Is it any good to be well connected? *Ecological Indicators*, *14*(1), 7–10.
- Hilty, S. L., Brown, W. L., & Brown, B. (1986). *A guide to the birds of Colombia*. Princeton University Press.
- Howe, H. F., & Smallwood, J. (1982). Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics*, *13*(1), 201–228.
- Kaiser-Bunbury, C. N., Traveset, A., & Hansen, D. M. (2010). Conservation and restoration of plant–animal mutualisms on oceanic islands. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, *12*(2), 131–143.
- Kelly, D., Ladley, J. J., Robertson, A. W., Anderson, S. H., Wotton, D. M., & Wisser, S. K. (2010). Mutualisms with the wreckage of an avifauna: The status of bird pollination and fruit-dispersal in New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*, *34*(1), 66.
- Levey, D. J., Bolker, B. M., Tewksbury, J. J., Sargent, S., & Haddad, N. M. (2005). Effects of landscape corridors on seed dispersal by birds. *Science*, *309*(5731), 146–148.
- LINK, A., & STEVENSON, P. R. (2004). RESEARCH ARTICLE Fruit dispersal syndromes in animal disseminated plants at Tinigua National Park, Colombia. *Revista Chilena de Historia Natural*, *77*(2), 319–334.
- Meli, P. (2003). Restauración ecológica de bosques tropicales: Veinte años de investigación académica. *Interciencia*, *28*(10), 581–589.
- Murcia, C., & Guariguata, M. R. (2014). *La restauración ecológica en Colombia: Tendencias, necesidades y oportunidades* (Vol. 107).

- Nogales, M., Heleno, R., Rumeu, B., González-Castro, A., Traveset, A., Vargas, P., & Olesen, J. M. (2015). Seed-dispersal networks on the Canaries and the Galápagos archipelagos: Interaction modules as biogeographical entities. *Global Ecology and Biogeography*.
- Olesen, J. M., Bascompte, J., Elberling, H., & Jordano, P. (2008). Temporal dynamics in a pollination network. *Ecology*, 89(6), 1573–1582.
- Ollerton, J., Johnson, S. D., Cranmer, L., & Kellie, S. A. M. (2003). The pollination ecology of an assemblage of grassland asclepiads in South Africa. *Annals of Botany*, 92(6), 807–834.
- Ortega-Álvarez, R., & Lindig-Cisneros, R. (2012). Feathering the scene: The effects of ecological restoration on birds and the role birds play in evaluating restoration outcomes. *Ecological Restoration*, 30(2), 116–127.
- Palacio Arce, R. D., & others. (2014). *Estructura de la red de interacciones mutualistas entre plantas y aves frugívoras en el bosque nublado de San Antonio-km 18, Valle del Cauca*.
- Ralph, C. John; Geupel, Geoffrey R.; Pyle, Peter; Martin, Thomas E.; DeSante, David F; Milá, Borja. (1996). *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*.
- Restall, R. L., Rodner, C., & Lentino, R. (2006). *Birds of northern South America*. Christopher Helm.
- Rezende, E. L., Lavabre, J. E., Guimarães, P. R., Jordano, P., & Bascompte, J. (2007). Non-random coextinctions in phylogenetically structured mutualistic networks. *Nature*, 448(7156), 925.
- Ribeiro da Silva, F., Montoya, D., Furtado, R., Memmott, J., Pizo, M. A., & Rodrigues, R. R. (2015). The restoration of tropical seed dispersal networks. *Restoration Ecology*, 23(6), 852–860.

- Riveros, D. (2005). *Aporte al conocimiento de la biodiversidad florística y faunística, manejo tecnológico de germoplasma y regeneración natural de especies nativas en el parque ecológico La Poma.*
- Rojas, S. L. (2017). Estructura y composición florística de la vegetación en proceso de restauración en los Cerros Orientales de Bogotá (Colombia). *Caldasia*, 39(1), 124–139.
- Rosselli, L., De La Zerda, S., & Candil, J. (2017). Cambios en la avifauna de un relicto de bosque en la franja periurbana de Bogotá a lo largo de catorce años. *Acta Biológica Colombiana*, 22(2), 181–190.
- Roxana, Y., & Cavelier, J. (1998). Diversidad y mecanismos de dispersión de árboles de la Isla Gorgona y de los bosques húmedos tropicales del Pacífico colombo-ecuatoriano. *Revista de Biología Tropical*, 46(1), 45–53.
- Salazar, L. (2003). *Aproximación a la diversidad florística y análisis sucesional de las coberturas vegetales para el periodo de 1943 a 2002 en el parque ecológico La poma.*
- Santamaría, L., & Rodríguez-Gironés, M. A. (2007). Linkage rules for plant–pollinator networks: Trait complementarity or exploitation barriers? *PLoS Biology*, 5(2), e31.
- Snyder, W. E., Snyder, G. B., Finke, D. L., & Straub, C. S. (2006). Predator biodiversity strengthens herbivore suppression. *Ecology Letters*, 9(7), 789–796.
- Stang, M., Klinkhamer, P. G., & Van der Meijden, E. (2007). Asymmetric specialization and extinction risk in plant–flower visitor webs: A matter of morphology or abundance? *Oecologia*, 151(3), 442–453.
- Stiles, F. G., & Rosselli, L. (1998). Inventario de las aves de un bosque altoandino: Comparación de dos métodos. *Caldasia*, 29–43.

- Tessaro, G., & González, C. L. (2011). Manual de Técnicas para el estudio de la Fauna. *Querétaro: Universidad Autónoma De México.*
- Tylianakis, J. M., Laliberté, E., Nielsen, A., & Bascompte, J. (2010). Conservation of species interaction networks. *Biological Conservation, 143*(10), 2270–2279.
- Tylianakis, J. M., Tschamntke, T., & Lewis, O. T. (2007). Habitat modification alters the structure of tropical host–parasitoid food webs. *Nature, 445*(7124), 202.
- Umaña, A. M., Córdoba, S., Mendoza, H., Giovanni, F., Escobar, F., Villareal, H., ... Gast, F. (2004). *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad.*
- Vargas, J. O. (2011). Restauración ecológica: Biodiversidad y conservación. *Acta Biologica Colombiana, 16*(2), 221–246.
- Vázquez, D. P., & Aizen, M. A. (2004). Asymmetric specialization: A pervasive feature of plant–pollinator interactions. *Ecology, 85*(5), 1251–1257.
- Vázquez, D. P., Chacoff, N. P., & Cagnolo, L. (2009). Evaluating multiple determinants of the structure of plant–animal mutualistic networks. *Ecology, 90*(8), 2039–2046.
- Vázquez, D. P., Melián, C. J., Williams, N. M., Blüthgen, N., Krasnov, B. R., & Poulin, R. (2007). Species abundance and asymmetric interaction strength in ecological networks. *Oikos, 116*(7), 1120–1127.
- Vogel, H. F., Campos, J. B., & Bechara, F. C. (2015). Early bird assemblages under different subtropical forest restoration strategies in Brazil: Passive, nucleation and high diversity plantation. *Tropical Conservation Science, 8*(4), 912–939.
- Williams, N. M. (2011). Restoration of nontarget species: Bee communities and pollination function in riparian forests. *Restoration Ecology, 19*(4), 450–459.

Wunderle, J. M. (1997). The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management*, 99(1), 223–235.

## 2.6 CONCLUSIONES GENERALES

En términos generales, los resultados de esta tesis nos muestran que los procesos de recuperación de los sistemas andinos son muy lentos, pues 22 años después de la restauración tanto la comunidad de aves como las relaciones de dispersión de semillas del ecosistema aun distan de las presentes en el bosque de referencia. Esta situación también se soporta en el estado de conservación del bosque de referencia que muestra que a pesar de que hace 70 años se encuentra en proceso de recuperación, su estado aún no se parece a otros bosques andinos más conservados tanto en términos de composición como en términos de las redes de dispersión.

En segundo lugar, se encuentra que la evaluación de la recuperación del bosque desde las redes es mucho más explícita y provee herramientas más claras para la gestión de los bosques, pues proporciona información de algunas especies que podrían ser claves en la dispersión de semillas, resultados que no eran posible de evaluar al ver solo la composición (capítulo I), donde se encuentran que la composición es parecida en términos de riqueza y diversidad.

En tercer lugar, se recomienda la restauración activa para continuar mejorando la comunidad de aves y en este sentido, la siembra de distintas especies vegetales que involucren diferentes grupos tróficos (nectívoros y frugívoros) y de esta manera acelerar procesos ecológicos como la polinización y la dispersión de semillas en el bosque restaurado y enriquecerse con plantas ornitócoras de diferentes fenologías y tamaños, para atraer más aves y en este sentido acelerar el proceso la restauración y dispersión de semillas y con el tiempo aumentar la diversidad de plantas en los dos bosques.

Finalmente, se sugiere evaluar y comparar las interacciones mutualistas de dispersión de semillas con bosques andinos más conservados e identificar las especies super generalistas que podrían jugar un papel clave en procesos de restauración en bosques andinos. Asimismo, analizar los nodos de la red cuando estos se pierden y ver el efecto de pérdida de ciertas especies tanto de plantas como de aves en el proceso de dispersión.

### **AGRADECIMIENTOS**

Agradezco a Ángela Parrado Roselli por su tiempo y dedicación en este proceso de investigación, a mi familia por su inagotable paciencia. Igualmente agradezco a los doctores Oscar Laverde y Marcia Muñoz por sus comentarios que mejoraron el manuscrito y finalmente a la Corporación Ambiental Empresarial (CAEM), por permitir realizar este estudio en el parque Ecológico La Poma junto con las personas que contribuyeron de una u otra manera en este proceso.



## ANEXOS

Anexo 1. Clasificación de las aves por grupos tróficos con sus respectivas referencias y fuentes de información.

| Familia       | Especie                           | Grupo trófico | Referencia Bibliográfica   |
|---------------|-----------------------------------|---------------|--|
| Accipitridae  | <i>Buteo platypterus</i>          | V             | Stiles & Rosselli, 1998  |
|               | <i>Rupornis magnirostris</i>      | IV            | Hilty & Brown, 1986; Stiles & Rosselli, 1998; ABO, 2000; Alderfer et al., 2006 |
| Cardinalidae  | <i>Pheucticus aureoventris</i>    | s-F           | ABO, 2000  |
| Cathartidae   | <i>Coragyps atratus</i>           | C             | Stiles & Rosselli, 1998; Márquez et al., 2005                                  |
| Columbidae    | <i>Patagioenas fasciata</i>       | s-F           | Stiles & Rosselli, 1998; NatureServe, 2014                                     |
|               | <i>Zenaida auriculata</i>         | S             | Chacín & Calchi, 2007  |
| Cracidae      | <i>Penelope montagnii</i>         | s-F           | Stiles & Rosselli, 1998  |
| Cuculidae     | <i>Piaya cayana</i>               | Ip            | McNish, 2007   |
|               | <i>Atlapetes pallidinucha</i>     | F-Ip          | Stiles & Rosselli, 1998; Jaramillo, 2011                                       |
| Emberizidae   | <i>Catamenia analis</i>           | S-Ip          | Hilty & Brown, 1986; ABO, 2000   |
|               | <i>sporophila minuta</i>          | S             | Hilty & Brown, 1986; Roda et al. 2003  |
|               | <i>Zonotrichia capensis</i>       | S-Ip          | Stiles & Rosselli, 1998  |
| Formicariidae | <i>Grallaria ruficapilla</i>      | Ip            | Hilty & Brown, 1986; Stiles & Rosselli, 1998; ABO, 2000                        |
| Fringillidae  | <i>Spinus spinescens</i>          | S             | Stiles & Rosselli, 1998  |
| Furnariidae   | <i>Synallaxis azarae</i>          | Ip            | Stiles & Rosselli, 1998; ABO, 2000; CAR sf                                     |
|               | <i>Synallaxis subpudica</i>       | Ip            | Stiles & Rosselli, 1998  |
| Hirundinidae  | <i>Orochelidon murina</i>         | Ip            | Hilty & Brown, 1986; Stiles & Rosselli, 1998; ABO, 2000                        |
| Icteridae     | <i>Icterus chrysater</i>          | F-Ip          | ABO, 2000  |
|               | <i>Sturnella magna</i>            | Ip            | ABO, 2000  |
| Mimidae       | <i>Mimus gilvus</i>               | F-Ip          | ABO, 2000  |
|               | <i>Myioborus ornatus</i>          | Ip            | Stiles & Rosselli, 1998  |
| Parulidae     | <i>Myiothlypis nigrocristatus</i> | Ip            | Hilty & Brown, 1986; Stiles & Rosselli, 1998; ABO, 2000                        |
|               | <i>Eupsittula pertinax</i>        | F-Ip          | ABO, 2000; Rodríguez-Mahecha & Hernández-Camacho, 2002                         |
| Thraupidae    | <i>Anisognathus igniventris</i>   | F-Ip          | Stiles & Rosselli, 1998; ABO, 2000; Restall et al., 2006; Aakash et al., 2014  |
|               | <i>Chlorornis riefferii</i>       | F-Ip          | Hilty & Brown, 1986; ABO, 2000; Remsen, 2003                                   |
|               | <i>Conirostrum rufum</i>          | Ip            | Stiles & Rosselli, 1998  |

|               |                                  |         |   |
|---------------|----------------------------------|---------|---|
|               | <i>Conirostrum sitticolor</i>    | Ip      | Stiles & Rosselli, 1998                                     |
|               | <i>Diglossa albilatera</i>       | N-Ip    | Stiles & Rosselli, 1998; Instituto Mi Río, 2000             |
|               | <i>Diglossa cyanea</i>           | N-Ip    | Stiles & Rosselli, 1998; Schulenberg, 2010                  |
|               | <i>Diglossa humeralis</i>        | F-N-Ip  | Stiles & Rosselli, 1998; ABO, 2000                          |
|               | <i>Hemispingus superciliaris</i> | Ip      | Stiles & Rosselli, 1998; ABO, 2000                          |
|               | <i>Pipraeidea melanota</i>       | S-f-ip  | Snow & Snow 1971  |
|               | <i>Thraupis cyanocephala</i>     | F-Ip    | Osorio & Marín, 2016  |
|               | <i>Thraupis palmarum</i>         | F-Ip    | Osorio & Marín, 2016  |
|               | <i>Chaetocercus mulsant</i>      | N-Ip    | Stiles & Rosselli, 1998                                     |
|               | <i>Colibri coruscans</i>         | N-Ip    | Stiles & Rosselli, 1998; ABO, 2000; Züchner & Boesman, 2013 |
|               | <i>Colibri thalassinus</i>       | N-Ip    | Stiles & Rosselli, 1998                                     |
| Trochilidae   | <i>Eriocnemis vestita</i>        | N-Ip    | Stiles & Rosselli, 1998; Heynen & Boesman, 1999; ABO, 2000  |
|               | <i>Heliangelus exortis</i>       | N-Ip    | Stiles & Rosselli, 1998                                     |
|               | <i>Lesbia nuna</i>               | N-Ip    | Züchner & Boesman, 1999; ABO, 2000                          |
|               | <i>Lesbia victoriae</i>          | N-Ip    | Züchner & Boesman, 1999; ABO, 2000                          |
|               | <i>Metallura tyrianthina</i>     | N-Ip    | Stiles & Rosselli, 1998                                     |
| Troglodytidae | <i>Troglodytes aedon</i>         | Ip      | Stiles & Rosselli, 1998; ABO, 2000                          |
| Turdidae      | <i>Turdus fuscater</i>           | F-ip-iv | Stiles & Rosselli, 1998; ABO, 2000                          |
|               | <i>Elaenia sp.</i>               | Ip      | ABO, 2000   |
| Tyrannidae    | <i>Mecocerculus_leucophrys</i>   | Ip      | Stiles & Rosselli, 1998                                     |
|               | <i>Ochthoeca sp.</i>             | Ip      | Stiles & Rosselli, 1998                                     |
|               | <i>Tyrannus tyrannus</i>         | F-ip-iv | ABO, 2000   |

## ANEXOS

Anexo 2. Fuentes de información de alimentación de las aves, referencias que catalogan las especies de plantas como ornitócoras, referencia de registro de consumo de especies de plantas por aves, así como también registro de observación personal (OP), coincidencia morfológica del tamaño del pico y del fruto (CM) y contenido estomacal de pieles (C.E).

| Especie de ave                  | Alimentación   | Especie de planta       | Referencia planta ornitócora                         | Referencias de registro de consumo por especie  | O. P | C.M | C.E |   |
|---------------------------------|--|-------------------------|--|---|------|-----|-----|---|
| <i>Anisognathus igniventris</i> | Busca insectos en el follaje y sobre ramas más gruesas; come muchas bayas, especialmente las de las uvas de monte (Ericaceae) y tunos esmeraldas (Miconia). ABO 2000 | <i>Cavendishia b.</i>   | Carvajal R. Ariza C. W, Caro P. L, Valero F. N, 2014 | Barreto y Montejo, 2014   | x    | x   |     |   |
|                                 |  | <i>Citharexylum s.</i>  | Rodriguez et al 1984                                 |   |      |     | x   |   |
|                                 |  | <i>Hesperomeles g.</i>  | Rodriguez et al 1984                                 |   |      | x   | x   |   |
|                                 |  | <i>Lantana c.</i>       | Thaman, R. R.,1974; W.Vardiena et. al, 2012          |   |      |     |     | x |
|                                 |  | <i>Lycianthes l.</i>    | Espinosa, Luzuriaga, Cruz and Escudero, 2013         |   |      |     |     | x |
|                                 |  | <i>Macleania r.</i>     | Carvajal R. Ariza C. W, Caro P. L, Valero F. N, 2014 | ABO, 2000; Zuluaga y Espinoza, 2005; Montejo, 2018  |      |     |     | x |
|                                 |  | <i>Miconia s.</i>       | Carvajal R. Ariza C. W, Caro P. L, Valero F. N, 2014 | ABO, 2000; Zuluaga y Espinoza, 2005; Amaya-Villarreal, 2010; Medina, Macana y Sánchez, 2015; Bernal Toro, 2018; Montejo, 2018 |      |     |     | x |
|                                 |  | <i>Monnina a.</i>       | Burgos, Torres y Sarmiento, s.f                      |   |      |     |     | x |
|                                 |  | <i>Monnina p.</i>       |  |   |      |     |     | x |
|                                 |  | <i>Morella p.</i>       | Carvajal R. Ariza C. W, Caro P. L, Valero F. N, 2014 | Bernal Toro,2018; Barreto y Montejo, 2014   |      |     |     | x |
| <i>Myrsine c.</i>               | Carvajal R. Ariza C. W, Caro P. L, Valero F. N, 2014   |                         |  | x   |      | x   |     |   |
| <i>Oreopanax i.</i>             | Rodriguez et al 1984   | Barreto y Montejo, 2014 |  |   |      | x   |     |   |
| <i>Palicourea v.</i>            |  |                         |  |   |      | x   |     |   |

|                               |   |                        |  |   |   |
|-------------------------------|---|------------------------|--|---|---|
|                               |   | <i>Piper b.</i>        | Rodriguez et al 1984                                     |   | - |
|                               |   | <i>Vallea s.</i>       | Ledo, Montes & Condés, 2011                              | x   | x |
|                               |   | <i>Varronia c.</i>     | Rodriguez et al 1984                                     |   | x |
|                               |   | <i>Viburnum l.</i>     | Rodriguez et al 1984                                     | Zuluaga y Espinoza, 2005; Montejo, 2018                     | x |
|                               |   | <i>Xylosma s.</i>      | Villate-Suárez, 2017; Villate-Suárez, Cortés-Pérez, 2018 | Zuluaga y Espinoza, 2005                                    | x |
|                               |   | <i>Cavendishia b.</i>  |  | Fierro-Calderón, Estela y Chacón-Ulloa, 2006; Montejo, 2018 | x |
|                               |   | <i>Citharexylum s.</i> |  |   | x |
|                               |   | <i>Hesperomeles g.</i> |  |   | x |
|                               |   | <i>Lantana c.</i>      |  |   | x |
|                               |   | <i>Lycianthes l.</i>   |  |   | x |
|                               |   | <i>Macleania r.</i>    |  | Zuluaga y Espinoza, 2005; Montejo, 2018                     | x |
|                               |   | <i>Miconia s.</i>      |  | Fierro-Calderón, Estela y Chacón-Ulloa, 2006; Montejo, 2018 | x |
| <i>Atlapetes pallidinucha</i> | Se alimenta de una gran variedad de insectos, semillas y frutos tipo baya, como los de algunos arbustos del género Miconia y de otras especies de la familia Ericaceae (Fierro-Calderón, Estela y Chacón-Ulloa, 2006), así como de frutos de Rubus spp. Peraza (2009). Algunos coleópteros, semillas y frutos (Stiles G., 1998; Fierro-Calderón, 2006). Contenido estomacal: Insectos y semillas. | <i>Monnina a</i>       |  |   | x |
|                               |   | <i>Monnina p</i>       |  |   | x |
|                               |   | <i>Morella p</i>       |  |   | x |
|                               |   | <i>Myrsine c</i>       |  | Bernal Toro, 2018   | x |
|                               |   | <i>Oreopanax i</i>     |  |   | x |
|                               |   | <i>Palicourea v</i>    |  |   | x |
|                               |   | <i>Piper b</i>         |  |   | - |
|                               |   | <i>Vallea s</i>        |  |   | x |
|                               |   | <i>Varronia c</i>      |  |   | x |
|                               |   | <i>Viburnum l</i>      |  | Barreto y Montejo, 2014                                     | x |
|                               |   | <i>Xylosma s</i>       |  |   | x |
| <i>Chlorornis</i>             | Se le ve alimentándose por lo   | <i>Cavendishia b</i>   |  |   | x |

|                        |   |                        |  |   |   |   |   |
|------------------------|---|------------------------|--|---|---|---|---|
| <i>riefferii</i>       | general en parejas; rebusca artrópodos entre el follaje y en las ramas pequeñas a no más de 1.2 m del suelo por lo general (Asociación Bogotana de Ornitología, 2000; Remsen, 2003).  | <i>Citharexylum s</i>  |  |   |   | x |   |
|                        |   | <i>Hesperomeles g.</i> |  |   |   | x |   |
|                        |   | <i>Lantana c.</i>      |  |   |   |   | x |
|                        |   | <i>Lycianthes l.</i>   |  |   |   |   | x |
|                        |   | <i>Macleania r.</i>    |  |   |   |   | x |
|                        |   | <i>Miconia s</i>       |  |   |   |   | x |
|                        |   | <i>Monnina a</i>       |  |   |   |   | x |
|                        |   | <i>Monnina p</i>       |  |   |   |   | x |
|                        |   | <i>Morella p</i>       |  |   |   |   | x |
|                        |   | <i>Myrsine c</i>       |  |   |   |   | x |
|                        |   | <i>Oreopanax i</i>     |  |   |   |   | x |
|                        |   | <i>Palicourea v</i>    |  |   |   |   | x |
|                        |   | <i>Piper b</i>         |  |   |   |   | - |
|                        |   | <i>Vallea s</i>        |  |   |   |   | x |
| <i>Varronia c</i>      |   |                        |  |   | x |   |   |
| <i>Viburnum l</i>      |   |                        |  |   | x |   |   |
| <i>Xylosma s</i>       |   |                        |  |   | x |   |   |
| <i>Diglossa cyanea</i> | El pinchaflor enmascarado muestra una gran preferencia por frutos y semillas, de los que se compone la mayor parte de su dieta. Consume también invertebrados, pero al igual que otras especies de <i>Diglossa</i> , se alimenta libando néctar de algunas plantas, para lo cual perfora la corola de las flores y con su lengua bífida, extrae el alimento de ellas. Se le observa forrajeando entre los barrancos húmedos y helechos arborescentes (Schulenberg, 2010). | <i>Cavendishia b</i>   | Barreto y Montejo, 2014                              | x | x | x |   |
|                        |   | <i>Citharexylum s</i>  | Barreto y Montejo, 2014                              |   |   | x |   |
|                        |   | <i>Hesperomeles g.</i> |  |   |   |   | x |
|                        |   | <i>Lantana c.</i>      |  |   |   |   | x |
|                        |   | <i>Lycianthes l.</i>   |  |   |   |   | x |
|                        |   | <i>Macleania r.</i>    | Zuluaga y Espinoza, 2005;<br>Barreto y Montejo, 2014 | x |   | x |   |
|                        |   | <i>Miconia s</i>       |  |   |   |   | x |
|                        |   | <i>Monnina a</i>       |  |   |   |   | x |
|                        |   | <i>Monnina p</i>       |  |   |   |   | x |
|                        |   | <i>Morella p</i>       |  |   |   |   | x |
|                        |   | <i>Myrsine c</i>       |  |   |   |   | x |
| <i>Oreopanax i</i>     |   |                        |  |   | x |   |   |

|                     |  |                        |   |
|---------------------|--|------------------------|---|
|                     |  | <i>Palicourea v</i>    | x |
|                     |  | <i>Piper b</i>         | - |
|                     |  | <i>Vallea s</i>        | x |
|                     |  | <i>Varronia c</i>      | x |
|                     |  | <i>Viburnum l</i>      | x |
|                     |  | <i>Xylosma s</i>       | x |
|                     |  | <i>Cavendishia b</i>   | x |
|                     | Se alimenta de insectos (orugas, hormigas y otros artrópodos) y frutos (plátanos, bayas) en el follaje; también le gusta el néctar de las flores (heliconias) (ABO, 2000). Es, ante todo, frugívoro, cuando se alimenta de frutos come exclusivamente su pulpa, removiendo la piel, en ocasiones el arilo y tira la semilla sobre o alrededor del árbol, por lo que no se considera una especie muy efectiva al momento de dispersar semillas (Morton, 1979; Trainer y Tom, 1984). | <i>Citharexylum s</i>  | x |
|                     |  | <i>Hesperomeles g.</i> | x |
|                     |  | <i>Lantana c.</i>      | x |
|                     |  | <i>Lycianthes l.</i>   | x |
|                     |  | <i>Macleania r.</i>    | x |
|                     |  | <i>Miconia s</i>       | x |
|                     |  | <i>Monnina a</i>       | x |
|                     |  | <i>Monnina p</i>       | x |
|                     |  | <i>Morella p</i>       | x |
|                     |  | <i>Myrsine c</i>       | x |
|                     |  | <i>Oreopanax i</i>     | x |
|                     |  | <i>Palicourea v</i>    | x |
|                     |  | <i>Piper b</i>         | - |
|                     |  | <i>Vallea s</i>        | x |
|                     | <i>Varronia c</i>  | x                      |   |
|                     | <i>Viburnum l</i>  | x                      |   |
|                     | <i>Xylosma s</i>   | x                      |   |
|                     |  | <i>Cavendishia b</i>   | x |
|                     | Se alimenta de insectos y frutos que busca entre la vegetación o en el suelo (ABO, 2000; Laverde-R., O. & Gómez, F. 2016).   | <i>Citharexylum s</i>  | x |
|                     |  | <i>Hesperomeles g.</i> | x |
|                     |  | <i>Lantana c.</i>      | x |
|                     |  | <i>Lycianthes l.</i>   | x |
|                     |  | <i>Macleania r.</i>    | x |
|                     |  |                        |   |
| <i>Mimus gilvus</i> |  |                        |   |

|                                 |  |                        |  |   |   |
|---------------------------------|--|------------------------|--|---|---|
|                                 |  | <i>Miconia s</i>       |  | x |   |
|                                 |  | <i>Monnina a</i>       |  | x |   |
|                                 |  | <i>Monnina p</i>       |  | x |   |
|                                 |  | <i>Morella p</i>       |  | x |   |
|                                 |  | <i>Myrsine c</i>       |  | x |   |
|                                 |  | <i>Oreopanax i</i>     |  | x |   |
|                                 |  | <i>Palicourea v</i>    |  | x |   |
|                                 |  | <i>Piper b</i>         |  | - |   |
|                                 |  | <i>Vallea s</i>        |  | x |   |
|                                 |  | <i>Varronia c</i>      |  | x |   |
|                                 |  | <i>Viburnum l</i>      |  | x |   |
|                                 |  | <i>Xylosma s</i>       |  | x |   |
|                                 |  | <i>Cavendishia b</i>   | Barreto y Montejo, 2014                  | x |   |
|                                 |  | <i>Citharexylum s</i>  |  | x |   |
|                                 |  | <i>Hesperomeles g.</i> |  | x |   |
|                                 |  | <i>Lantana c.</i>      |  | x |   |
|                                 |  | <i>Lycianthes l.</i>   |  | x |   |
|                                 |  | <i>Macleania r.</i>    |  | x |   |
|                                 |  | <i>Miconia s</i>       |  | x |   |
|                                 | se alimenta de frutos secos,<br>semillas, flores e insectos.   | <i>Monnina a</i>       |  | x |   |
|                                 | También se le ha visto<br>alimentarse de cultivos de<br>cerezas, avena, cebada y trigo<br>(EOL, n.d.). | <i>Monnina p</i>       |  | x |   |
| <i>Patagioenas<br/>fasciata</i> |  | <i>Morella p</i>       | Encyclopedia of Life.<br>Retrieved, 2014 | x | x |
|                                 |  | <i>Myrsine c</i>       |  | x |   |
|                                 |  | <i>Oreopanax i</i>     | Barreto y Montejo, 2014                  | x |   |
|                                 |  | <i>Palicourea v</i>    |  | x |   |
|                                 |  | <i>Piper b</i>         |  | - |   |
|                                 |  | <i>Vallea s</i>        |  | x |   |
|                                 |  | <i>Varronia c</i>      |  | x |   |
|                                 |  | <i>Viburnum l</i>      |  | x |   |

|                                |  |                        |                         |   |
|--------------------------------|--|------------------------|-------------------------|---|
|                                |  | <i>Xylosma s</i>       |                         | x |
| <i>Penelope montagnii</i>      | Es considerada como una gran frugívora, que ayuda en la dispersión de especies nativas de bosque altoandino como <i>Clusia</i> spp. y especies de la familia Lauraceae (Bernal-Hernández, H. A. y Barrera-Cataño, J. I.,2018), así como también el consumo de semillas (Fierro-Calderón, 2006).<br>Contenido estomacal: Flores y capullos de hojarasca, frutos y semillas. | <i>Cavendishia b</i>   | Barreto y Montejo, 2014 | x |
|                                |  | <i>Citharexylum s</i>  |                         | x |
|                                |  | <i>Hesperomeles g.</i> |                         | x |
|                                |  | <i>Lantana c.</i>      |                         | x |
|                                |  | <i>Lycianthes l.</i>   |                         | x |
|                                |  | <i>Macleania r.</i>    |                         | x |
|                                |  | <i>Miconia s</i>       |                         | x |
|                                |  | <i>Monnina a</i>       |                         | x |
|                                |  | <i>Monnina p</i>       |                         | x |
|                                |  | <i>Morella p</i>       |                         | x |
|                                |  | <i>Myrsine c</i>       |                         | x |
|                                |  | <i>Oreopanax i</i>     |                         | x |
|                                |  | <i>Palicourea v</i>    |                         | x |
|                                |  | <i>Piper b</i>         |                         | - |
| <i>Vallea s</i>                |  | x                      |                         |   |
| <i>Varronia c</i>              |  | x                      |                         |   |
| <i>Viburnum l</i>              |  | x                      |                         |   |
| <i>Xylosma s</i>               |  | x                      |                         |   |
| <i>Pheucticus aureoventris</i> | Se alimentan de frutos y semillas, especialmente de arbolocos y algunas especies de <i>Solanum</i> (ABO, 2000).  | <i>Cavendishia b</i>   |                         | x |
|                                |  | <i>Citharexylum s</i>  |                         | x |
|                                |  | <i>Hesperomeles g.</i> |                         | x |
|                                |  | <i>Lantana c.</i>      |                         | x |
|                                |  | <i>Lycianthes l.</i>   |                         | x |
|                                |  | <i>Macleania r.</i>    |                         | x |
|                                |  | <i>Miconia s</i>       |                         | x |
|                                |  | <i>Monnina a</i>       |                         | x |
|                                |  | <i>Monnina p</i>       |                         | x |
|                                |  | <i>Morella p</i>       | Villate y Cortés, 2018  | x |
| <i>Myrsine c</i>               |  | x                      |                         |   |



|                              |  |                        |   |   |   |
|------------------------------|--|------------------------|---|---|---|
|                              |  | <i>Oreopanax i</i>     | X | X | X |
|                              |  | <i>Palicourea v</i>    |   | X |   |
|                              |  | <i>Piper b</i>         |   | - |   |
|                              |  | <i>Vallea s</i>        |   | X |   |
|                              |  | <i>Varronia c</i>      |   | X |   |
|                              |  | <i>Viburnum l</i>      |   | X |   |
|                              |  | <i>Xylosma s</i>       |   | X |   |
| <i>Pipraeidea melanota</i>   | Contenido estomacal: Insectos en estado larvario, insectos y frutos, algunos de ellos de la familia Solanaceae (Blake, 2000)                       | <i>Cavendishia b</i>   |   | X |   |
|                              |  | <i>Citharexylum s</i>  |   | X |   |
|                              |  | <i>Hesperomeles g.</i> |   | X |   |
|                              |  | <i>Lantana c.</i>      |   | X |   |
|                              |  | <i>Lycianthes l.</i>   |   | X |   |
|                              |  | <i>Macleania r.</i>    |   | X |   |
|                              |  | <i>Miconia s</i>       |   | X |   |
|                              |  | <i>Monnina a</i>       |   | X |   |
|                              |  | <i>Monnina p</i>       |   | X |   |
|                              |  | <i>Morella p</i>       |   | X |   |
|                              |  | <i>Myrsine c</i>       |   | X |   |
|                              |  | <i>Oreopanax i</i>     |   | X |   |
|                              |  | <i>Palicourea v</i>    |   | X |   |
|                              |  | <i>Piper b</i>         |   | - |   |
|                              |  | <i>Vallea s</i>        |   | X |   |
| <i>Varronia c</i>            |  | X                      |   |   |   |
| <i>Viburnum l</i>            |  | X                      |   |   |   |
| <i>Xylosma s</i>             |  | X                      |   |   |   |
| <i>Thraupis cyanocephala</i> | Consume insectos y frutos incluyendo los de mano de oso (oreopanax), tunos (Miconia) y laurel de cera (Morella). (ABO 2000; Fierro-Calderón, 2006) | <i>Cavendishia b</i>   |   | X |   |
|                              |  | <i>Citharexylum s</i>  |   | X |   |
|                              |  | <i>Hesperomeles g.</i> | X | X |   |
|                              |  | <i>Lantana c.</i>      |   | X |   |
|                              |  | <i>Lycianthes l.</i>   |   | X |   |

|                          |  |                                    |   |   |   |
|--------------------------|--|------------------------------------|---|---|---|
|                          | <i>Macleania r.</i>  |                                    |   | x |   |
|                          | <i>Miconia s</i>   | ABO 2000 ;Fierro-Calderón,<br>2006 |   | x | x |
|                          | <i>Monnina a</i>   |                                    |   | x |   |
|                          | <i>Monnina p</i>   |                                    |   | x |   |
|                          | <i>Morella p</i>   | ABO 2000; Fierro-Calderón,<br>2006 |   | x |   |
|                          | <i>Myrsine c</i>   |                                    | x | x |   |
|                          | <i>Oreopanax i</i>   | ABO 2000; Fierro-Calderón,<br>2006 |   | x |   |
|                          | <i>Palicourea v</i>  |                                    |   | x |   |
|                          | <i>Piper b</i>   |                                    |   | - |   |
|                          | <i>Vallea s</i>  |                                    |   | x |   |
|                          | <i>Varronia c</i>  |                                    |   | x |   |
|                          | <i>Viburnum l</i>  |                                    |   | x |   |
|                          | <i>Xylosma s</i>   |                                    | x | x |   |
|                          | <i>Cavendishia b</i>   | Barreto y Montejo, 2014            |   | x |   |
|                          | <i>Citharexylum s</i>  |                                    |   | x |   |
|                          | <i>Hesperomeles g.</i>   |                                    | x | x |   |
|                          | <i>Lantana c.</i>  |                                    |   | x |   |
|                          | <i>Lycianthes l.</i>   |                                    |   | x |   |
| <i>Thraupis palmarum</i> | Se alimenta principalmente de frutos, insectos y arañas. Muy activo a la hora de alimentarse buscando cabeza abajo a lo largo de ramas y revisando en el follaje (ABO, 2000; Laverde-R., O. & Gómez, F. 2016). |                                    |   | x |   |
|                          | <i>Macleania r.</i>  |                                    |   | x |   |
|                          | <i>Miconia s</i>   |                                    |   | x |   |
|                          | <i>Monnina a</i>   |                                    |   | x |   |
|                          | <i>Monnina p</i>   |                                    |   | x |   |
|                          | <i>Morella p</i>   |                                    |   | x |   |
|                          | <i>Myrsine c</i>   |                                    |   | x |   |
|                          | <i>Oreopanax i</i>   |                                    |   | x |   |
|                          | <i>Palicourea v</i>  |                                    |   | x |   |
|                          | <i>Piper b</i>   |                                    |   | x |   |

|                          |  |                        |  |   |     |
|--------------------------|--|------------------------|--|---|-----|
|                          |  | <i>Vallea s</i>        | x  | x |     |
|                          |  | <i>Varronia c</i>      |  | x |     |
|                          |  | <i>Viburnum l</i>      |  | x |     |
|                          |  | <i>Xylosma s</i>       |  | x |     |
|                          |  | <i>Cavendishia b</i>   | Barreto y Montejó, 2014                              | x | x x |
|                          |  | <i>Citharexylum s</i>  |  |   | x   |
|                          |  | <i>Hesperomeles g.</i> | Bernal Toro, 2018; Montejó, 2018                     | x | x   |
|                          |  | <i>Lantana c.</i>      |  |   | x   |
|                          |  | <i>Lycianthes l.</i>   |  |   | x   |
|                          |  | <i>Macleania r.</i>    | Zuluaga y Espinoza, 2005                             |   | x   |
|                          |  | <i>Miconia s</i>       | Zuluaga y Espinoza, 2005; Bernal Toro, 2018          |   | x   |
|                          |  | <i>Monnina a</i>       |  |   | x   |
|                          |  | <i>Monnina p</i>       | Villate y Cortés, 2018                               |   | x   |
|                          |  | <i>Morella p</i>       | Barreto y Montejó, 2014                              |   | x   |
|                          |  | <i>Myrsine c</i>       | ABO, 2000; Hilty y Brown, 1986; Osbahr y Gómez, 2006 |   | x   |
|                          |  | <i>Oreopanax i</i>     | Barreto y Montejó, 2014                              |   | x   |
|                          |  | <i>Palicourea v</i>    |  |   | x   |
|                          |  | <i>Piper b</i>         |  |   | -   |
|                          |  | <i>Vallea s</i>        |  |   | x   |
|                          |  | <i>Varronia c</i>      |  |   | x   |
|                          |  | <i>Viburnum l</i>      |  |   | x   |
|                          |  | <i>Xylosma s</i>       |  |   | x   |
|                          |  | <i>Cavendishia b</i>   |  |   | x   |
|                          |  | <i>Citharexylum s</i>  |  |   | x   |
|                          |  | <i>Hesperomeles g.</i> |  |   | x   |
|                          |  | <i>Lantana c.</i>      |  |   | x   |
|                          |  | <i>Lycianthes l.</i>   |  |   | x   |
| <i>Tyrannus tyrannus</i> | Se alimentan de insectos que atrapa en el aire como himenópteros, coleópteros, ortópteros, hemípteros y dípteros. Prefiere las presas más grandes. También se alimenta |                        |  |   |     |

|   |                     |   |
|---|---------------------|---|
| de bayas y semillas ariladas. En                      | <i>Macleania r.</i> | x |
| las zonas de invernadas prefiere                      | <i>Miconia s</i>    | x |
| frutos de especies de los                             | <i>Monnina a</i>    | x |
| géneros <i>Bursera</i> , <i>Ficus</i> y <i>Cordia</i> | <i>Monnina p</i>    | x |
| Hilty, S. L. y W. L. Brown.                           | <i>Morella p</i>    | x |
| 2001).  | <i>Myrsine c</i>    | x |
|   | <i>Oreopanax i</i>  | x |
|   | <i>Palicourea v</i> | x |
|   | <i>Piper b</i>      | - |
|   | <i>Vallea s</i>     | x |
|   | <i>Varronia c</i>   | x |
|   | <i>Viburnum l</i>   | x |
|   | <i>Xylosma s</i>    | x |

Anexo 3. Abundancias de plantas ornitócoras registradas en un bosque Andino restaurado y de referencia.

| <b>Familia</b>  | <b>Especie</b>                  | <b>Bosque referencia</b> | <b>Bosque restaurado</b> |
|-----------------|---------------------------------|--------------------------|--------------------------|
| Adoxaceae       | <i>Viburnum lasiophyllum</i>    | 12                       | 4                        |
|                 | <i>Viburnum tinoides</i>        | -                        | 1                        |
| Araliaceae      | <i>Oreopanax incisus</i>        | 5                        | 2                        |
| Boraginaceae    | <i>Varronia cylindrostachya</i> | 8                        | 25                       |
| Elaeocarpaceae  | <i>Vallea stipularis</i>        | 24                       | 3                        |
| Ericaceae       | <i>Cavendishia bracteata</i>    | 34                       | -                        |
|                 | <i>Macleania rupestris</i>      | 1                        | 4                        |
| Melastomataceae | <i>Miconia squamulosa</i>       | 17                       | -                        |
| Myricaceae      | <i>Morella parvifolia</i>       | 2                        | 3                        |
|                 | <i>Morella pubescens</i>        | -                        | 6                        |
| Myrtaceae       | <i>Myrcianthes rhopaloides</i>  | -                        | 1                        |
| Piperaceae      | <i>Piper bogotense</i>          | 5                        | 2                        |
| Polygalaceae    | <i>Monnina aestuans</i>         | 2                        | 12                       |
|                 | <i>Monnina phytolacaefolia</i>  | 3                        | -                        |
| Primulaceae     | <i>Myrsine coriacea</i>         | 11                       | 1                        |
| Rosaceae        | <i>Hesperomeles goudotiana</i>  | 14                       | 5                        |
| Rubiaceae       | <i>Palicourea vaginata</i>      | 3                        | -                        |
| Salicaceae      | <i>Xylosma spiculifera</i>      | 5                        | 2                        |
|                 | <i>Lycianthes lycioides</i>     | 1                        | 1                        |
| Verbenaceae     | <i>Citharexylum sulcatum</i>    | 7                        | -                        |
|                 | <i>Lantana camara</i>           | 8                        | 21                       |
| <b>Total</b>    |                                 | 162                      | 93                       |

Anexo 4. Abundancia de aves frugívoras registradas en un bosque Andino restaurado y de referencia.

| <b>Familia</b> | <b>Especie</b>                  | <b>Bosque referencia</b> | <b>Bosque restaurado</b> |
|----------------|---------------------------------|--------------------------|--------------------------|
| Cardinalidae   | <i>Pheucticus_aureoventris</i>  | 1                        | 2                        |
| Columbidae     | <i>Patagioenas_fasciata</i>     | 23                       | 3                        |
| Cracidae       | <i>Penelope_montagnii</i>       | 12                       | -                        |
| Emberezidae    | <i>Atlapetes_pallidinucha</i>   | 6                        | 17                       |
| Icteridae      | <i>Icterus_chrysater</i>        | 1                        | 5                        |
| Mimidae        | <i>Mimus_gilvus</i>             | 1                        | 0                        |
| Thraupidae     | <i>Anisognathus_igniventris</i> | 36                       | 17                       |
|                | <i>Chlorornis_riefferii</i>     | 1                        | -                        |
|                | <i>Diglossa_cyanea</i>          | 15                       | 2                        |
|                | <i>Pipraeidea_melanota</i>      | -                        | 4                        |
|                | <i>Thraupis_cyanocephala</i>    | 22                       | 1                        |
| Turdidae       | <i>Thraupis_palmarum</i>        | 3                        | 1                        |
|                | <i>Turdus_fuscater</i>          | 36                       | 28                       |

|              |                          |     |    |
|--------------|--------------------------|-----|----|
| Tyrannidae   | <i>Tyrannus tyrannus</i> | 3   | -  |
| <b>Total</b> |                          | 160 | 81 |

---