

Aves frugívoras de un bosque subandino en proceso de restauración del Parque Nacional Natural Munchique

Frugivorous birds of a sub-Andean Forest in restoration process in the Munchique National Natural Park

Ana María Maya-Girón¹  , Jorge Mario Becoche-Mosquera² ,
Luis Germán Gómez-Bernal² 

Parque Nacional Natural Munchique. Colombia ¹
Universidad del Cauca. Popayán, Colombia ²

Recibido: 30 de julio de 2022

Aceptado: 10 de octubre de 2022

Publicado en línea: 1 de enero de 2023

Citación del artículo: Maya-Girón, A. M., Becoche-Mosquera, J. M., Gómez-Bernal, L. G. (2023). Aves frugívoras de un bosque subandino en proceso de restauración del Parque Nacional Natural Munchique. *Biota Colombiana*, 24(1), e1097.

<https://doi.org/10.21068/2539200X.1097>

Resumen

La fragmentación del bosque subandino es preocupante, tanto por su valor intrínseco, como por los servicios ecosistémicos que provee. La restauración pasiva se presenta como una opción para contrarrestar esa situación. Esta investigación presenta información sobre la variación en la riqueza de la comunidad de aves frugívoras con relación al tiempo de regeneración natural del bosque para los periodos bianuales I (2012-2013), II (2014-2015) y III (2016-2017). Los registros de las aves se realizaron en seis puntos de observación para cada uno de los escenarios definidos (restauración temprana, avanzada y potrero), del PNN Munchique, departamento del Cauca. En total se registraron 50 especies de aves frugívoras de 15 familias, donde la familia Thraupidae representó el 44% de la riqueza de la comunidad de aves. Del total de especies, 43 eran frugívoros pequeños y siete de frugívoros medianos y grandes. El periodo con mayor riqueza fue el III con 36 especies y el menor fue el I con 15. Tras varios años de sucesión natural, se evidencia el aumento temporal en la riqueza de especies de aves frugívoras de pequeño tamaño, con la incorporación minoritaria de algunas especies de frugívoras medianas y grandes hacia el final del periodo de observación.

Palabras clave. Fragmentación. Representatividad. Restauración pasiva. Riqueza. Tangara. Thraupidae.



Abstract

The fragmentation of the sub-Andean Forest is worrying, both for its intrinsic value and for the ecosystem services it provides. Passive restoration is presented as an option to counteract this situation. This research presents information on the variation in the richness of the frugivorous bird community in relation to the natural regeneration time of the forest for the biennial periods I (2012-2013), II (2014-2015) and III (2016-2017). Bird records were made at six observation points for each of the defined scenarios (early restoration, advanced restoration, and paddock), of the PNN Munchique, department of Cauca. In total, 50 species of frugivorous birds from 15 families were recorded, where the Thraupidae family represented 44% of the richness of the bird community. Of the total species, 43 were small frugivores and seven were medium and large frugivores. The richest period was III with 36 species and the lowest was I with 15. After several years of natural succession, there is evidence of a temporary increase in the richness of small frugivorous bird species, with the minority incorporation of some medium and large frugivorous species towards the end of the observation period.

Key words. Fragmentation. Passive restoration. Representativeness. Richness. Tangara. Thraupidae.

Introducción

Una de las más preocupantes manifestaciones de la pérdida de biodiversidad en el Neotrópico es la fragmentación y pérdida de los bosques andinos. Para los bosques subandinos, las principales amenazas son la tala, la implementación de cultivos agrícolas, incluyendo de usos ilícito, la cacería y el cambio climático (Armenteras *et al.*, 2007). La pérdida de este ecosistema es muy preocupante, tanto por su valor intrínseco, como por los servicios ecosistémicos fundamentales que provee (Calderón-Caro & Benavides, 2022).

La restauración pasiva se presenta como una opción para contrarrestar la fragmentación y la pérdida de ecosistemas de bosque, pues permite reconstruir la conectividad y ayuda a la recuperación de las poblaciones animales a corto, mediano y largo plazo (Chazdon, 2003; Vilches *et al.*, 2008). Para que la regeneración natural ocurra, el papel de la fauna es fundamental al actuar como muy eficientes dispersores de propágulos (polen, semillas) (Domínguez-Domínguez *et al.*, 2006, Dosch *et al.*, 2007), a tal punto que en los bosques tropicales hasta un 90% de las especies arbóreas pueden presentar frutos morfológicamente adaptados para la zoocoria (Andresen, 2005).

El conocimiento sobre el proceso de regeneración del bosque subandino en aspectos como las relaciones e influencia de la fauna están aún pobremente documentadas, pero de otros ecosistemas se tienen evidencias de que los grupos de fauna aparecen en diferentes momentos y sus aportes son distintos. Los murciélagos podrían estar más presentes en los momentos iniciales de la sucesión aportando semillas de plantas pioneras, mientras que las aves podrían hacerlo en etapas avanzadas (de la Peña-Domene *et al.*, 2014). Pero entre las aves también se pueden presentar diferencias, aves pequeñas generalistas podrían ser claves al inicio del proceso (Karubian *et al.*, 2012; Carlo & Morales, 2016), mientras que aves grandes especialistas podrían ser fundamentales en etapas medias y avanzadas (Palacio *et al.*, 2016).

Obtener información más detallada del proceso de sucesión del bosque subandino, en particular de la relación temporal entre especies de plantas y especies de aves es necesario para evaluar el estado de avance del proceso, permitiendo mejorar las estrategias de regeneración de la cobertura vegetal y evitar la

extinción de especies vulnerables contribuyendo con el propósito de conservar la biodiversidad. Este estudio aporta información sobre la dinámica temporal de la diversidad de la comunidad de aves frugívoras del bosque subandino, la cual fue monitoreada por parte del equipo del Parque Nacional Natural Munchique entre 2012 y 2017, en una zona en proceso de regeneración natural desde 2006 (Acevedo & Maya-Girón, 2018). La continuación del monitoreo no fue posible debido a situaciones generadas por riesgo público y por la pandemia del COVID-19.

Materiales y métodos

Área de estudio. El área de estudio se ubica en el sector nororiental del Parque Nacional Natural Munchique en el flanco occidental de la cordillera Occidental, municipio de El Tambo, departamento del Cauca, en las coordenadas 02°47'02"N-76°53'47"O, a 1755 m s.n.m. y 02°46'57"N-76°53'48"O a 1723 m s.n.m. (Figura 1). La zona de vida corresponde a un bosque subandino según Cuatrecasas (1958), que se encuentra en proceso de regeneración natural. La zona climática es frío-húmedo, con una precipitación anual entre los 3000 y 4000 mm. El régimen de lluvias es bimodal, con mayores lluvias entre octubre y noviembre y menores entre abril y mayo (Parque Nacional Natural Munchique, 2014).

Las zonas de estudio se encuentran ubicadas al interior de un predio de 143 ha, en el que se localizaba la cabaña de funcionarios del sector El Rosal hasta inicios de 2022. Esta fue adquirida por el Sistema de Parques Nacionales en 2008 y previamente era una finca dedicada a la ganadería desde aproximadamente 1980. El sitio de estudio que corresponde a la zona con función amortiguadora del área protegida, colinda con áreas de uso agrícola y pecuario de comunidades campesinas e indígenas presentes en el territorio desde finales del siglo XIX y principios del siglo XX (Parque Nacional Natural Munchique, 2014).

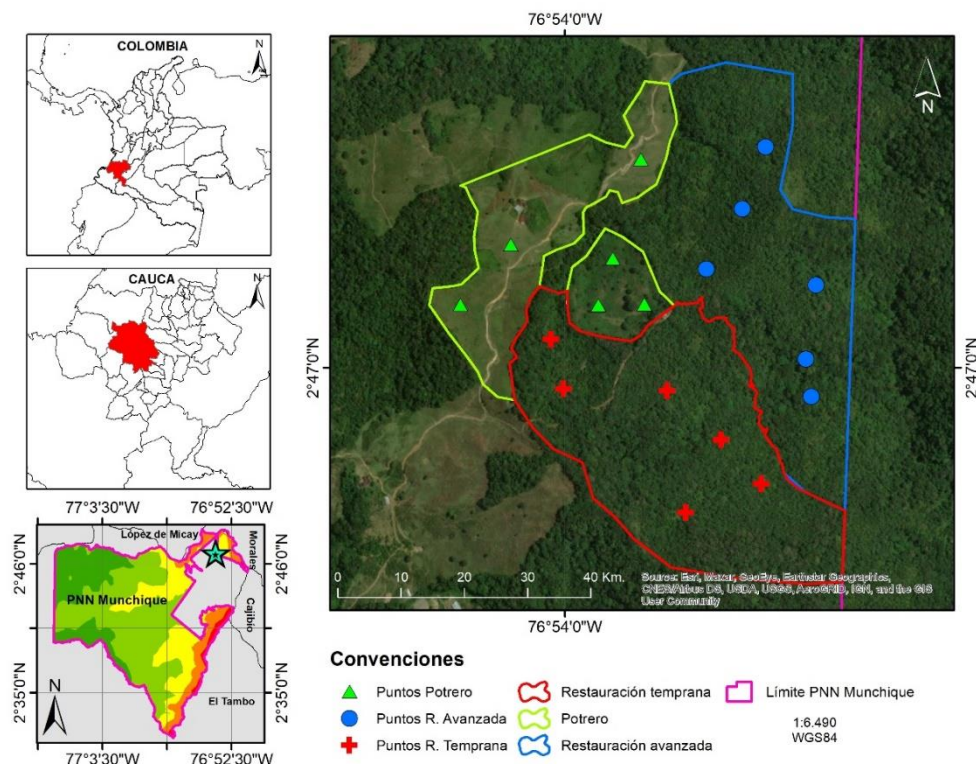


Figura 1. Localización de los escenarios de muestreo en el sitio de estudio y ubicación geográfica del PNN Munchique.

Figure 1. Location of the sampled sceneries on the study site and geographic location of PNN Munchique.

Evaluación de la diversidad de aves. La información empleada para el presente estudio fue obtenida de monitoreos desarrollados por el Parque Nacional Natural Munchique, enmarcados en la implementación de la estrategia de REP. Estos monitoreos corresponden a la evaluación de la diversidad de aves en dos escenarios de restauración ecológica de 0,1 ha cada uno y colindantes entre ellos. El primero se definió como “restauración avanzada”, que al momento del establecimiento de los transectos contaba con 12 años de aislamiento después de haber sido una zona de potrero con árboles aislados. Esta área se caracteriza por la presencia mayoritaria de especies de la familia Lauraceae, Rubiaceae y Melastomataceae, con un estrato arbóreo inferior (12 – 25 m) y sub-arbóreo (5 – 12 m) con una cobertura de dosel discontinua, debido a algunos claros de luz donde posiblemente ocurrió entresaca selectiva. También se destaca el estrato arbustivo (1.5 – 5 m); este último fue aumentando su dominancia a lo largo de los periodos de muestreo y donde se registran la mayor cantidad de epífitas (obs. per.) (Figura 2a). El segundo escenario llamado “restauración temprana”, fue definido como una zona objetivo de recuperación a partir de la regeneración natural. Esta zona al momento del inicio del monitoreo de los transectos, contaba con 6 años de aislamiento y previamente también había correspondido a una zona de potrero para la ganadería por cerca de 20 años. En este escenario se registraron los estratos arbustivo (1.5 – 5 m) y sub-arbóreo (5 – 12 m) con un dosel discontinuo y evidenciándose un aumento de individuos a lo largo del monitoreo (obs. pers.). Las especies vegetales más comunes pertenecían a las familias Melastomataceae, Piperaceae y Rubiaceae (Figura 2b).

Adicionalmente, se evaluó un tercer escenario de 0,1 ha denominado “potrero” que fue definido por el área protegida con el objetivo de identificar las especies de aves tolerantes a sitios perturbados, como también la movilidad de las especies entre el interior de bosque, borde de bosque y el potrero ubicado de manera adyacente al bosque. Los parches de bosque que rodean el tercer escenario presentan conectividad entre ellos. El “potrero” se caracteriza por estar dominado de la especie *Brachiaria* sp. y tener algunos árboles aislados de *Psidium guajava*.

En los escenarios fueron ubicados un total de 18 puntos fijos de observación de aves (Ralph *et al.*, 1996), 6 puntos por cada escenario. Cada punto contó con un radio de 20 metros y una distancia de 100 metros entre ellos. Los muestreos se realizaron entre 2012 y 2017, dos por cada año de manera semestral, un día para cada escenario, con un total de seis días al año. Para el análisis los datos fueron agrupados en tres períodos de tiempo: El primero (I) consta de los registros obtenidos entre 2012 y 2013, el segundo (II) comprende los datos entre 2014 y 2015 y el tercero (III) representa los datos de 2016 y 2017; sin embargo, el área de estudio está excluida de perturbación desde el año 2006.

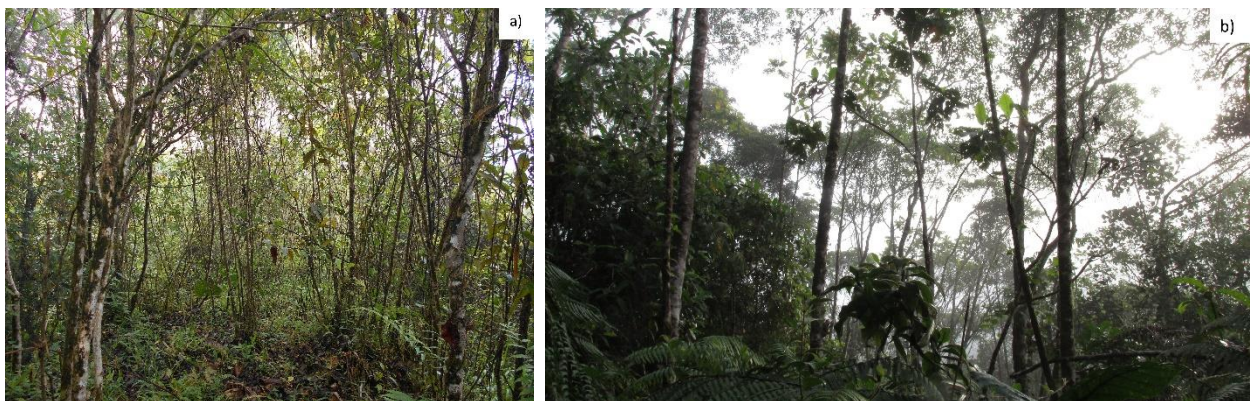


Figura 2. Fotografía de los escenarios de restauración: (a) temprana y avanzada (b).

Figure 2. Photograph of restoration sites: (a) early and advanced (b)

Se efectuaron observaciones directas y registro de vocalizaciones en cada uno de los seis puntos establecidos en los escenarios de muestreo por un periodo de 10 minutos en cada uno, desde las 06:00 am hasta las 08:00 am y desde las 4:00 pm hasta las 6:00 pm. Para las observaciones directas fueron empleados binoculares Nikon Monarch-7 8x42 y para la identificación de especies fueron implementadas la Guía de las Aves de Colombia (Hilty & Brown, 2001) y la Guía de campo de las Aves de Colombia (McMullan & Donegan, 2014); en los resultados se sigue la propuesta taxonómica de Remsen *et al.* (2022). En este estudio las aves se consideraron frugívoras todas aquellas cuya dieta consiste principalmente de frutos, incluyendo desde generalistas (se alimentan de una variedad amplia de frutos) hasta especialistas (solo usan frutos con características muy particulares), con base en la revisión de la información secundaria al respecto (Kattan *et al.*, 1994, Hilty & Brown, 2001, Casas, 2006, Palacio, 2014, Angulo, 2016).

Dinámica temporal de la riqueza de aves. Se obtuvo la riqueza de especies por órdenes y familias en cada uno de los escenarios muestreados. Para determinar si el muestreo fue representativo se realizó el cálculo de las curvas de rarefacción y extrapolación a partir de la cobertura de muestra, que se refiere a la proporción de la diversidad total que es representada por la muestra (Chao & Jost, 2012). Posteriormente, se realizó el cálculo de la diversidad verdadera, para obtener el número de especies efectivas, a partir de lo propuesto por Jost (2006). Lo anterior, debido a que es una forma sencilla de interpretar y comparar la diversidad de varias comunidades. Para este trabajo se consideraron tres medidas de diversidad verdadera, siendo la primera la diversidad de orden cero (q_0), cuyo valor equivale a la riqueza de especies, en donde la fórmula es insensible a la abundancia relativa de las especies. La segunda medida es la diversidad verdadera de orden uno (q_1), en la cual todas las especies son ponderadas proporcionalmente según la frecuencia en la comunidad, y la tercera medida es la diversidad verdadera de orden dos (q_2), en donde las especies dominantes toman mayor relevancia (Jost, 2006; Moreno *et al.*, 2011). Los cálculos de cobertura de muestra y diversidad verdadera se realizaron mediante la versión en línea del paquete iNEXT (Chao *et al.*, 2016; http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/).

Resultados

De las observaciones realizadas en los puntos fijos de muestreo en los tres escenarios de monitoreo en el PNN Munchique, se registraron 50 especies de aves frugívoras que corresponden a 31 géneros, 15 familias y 5 órdenes (Anexo 1). La comunidad de aves frugívoras de la zona de estudio está compuesta de un 82 % por Passeriformes y en un 18 % por otros órdenes (Figura 3). La familia con mejor representación es Thraupidae con 22 especies, seguida de Turdidae, Cardinalidae y Pipridae con cinco, cuatro y tres especies respectivamente. Las familias restantes se encuentran representadas por una o dos especies (Figura 4).

La representatividad del muestreo, calculada a partir de curvas de interpolación y extrapolación, estuvo entre 85% y 93% para los tres escenarios y a lo largo de los tres periodos de monitoreo, lo que implica que la comunidad muestreada fue representativa de la diversidad total presente en el ecosistema (Villarreal *et al.*, 2006) (Figura 5).

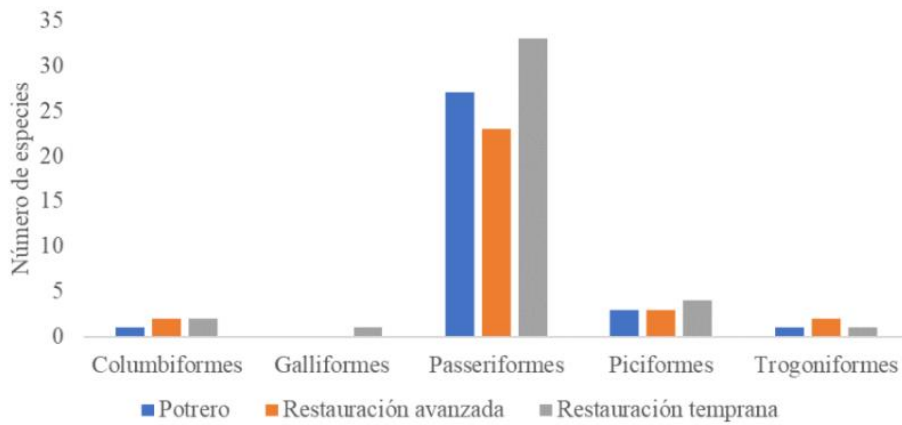


Figura 3. Número de especies de aves frugívoras por orden

Figure 3. Number of frugivorous bird species by order

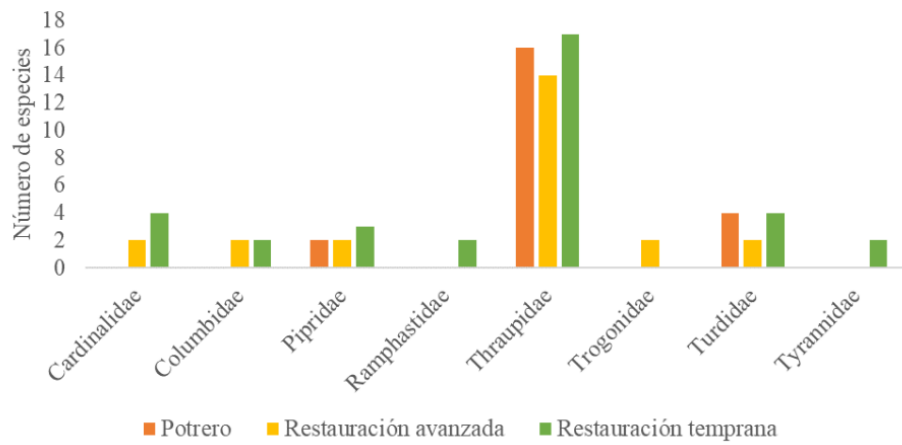
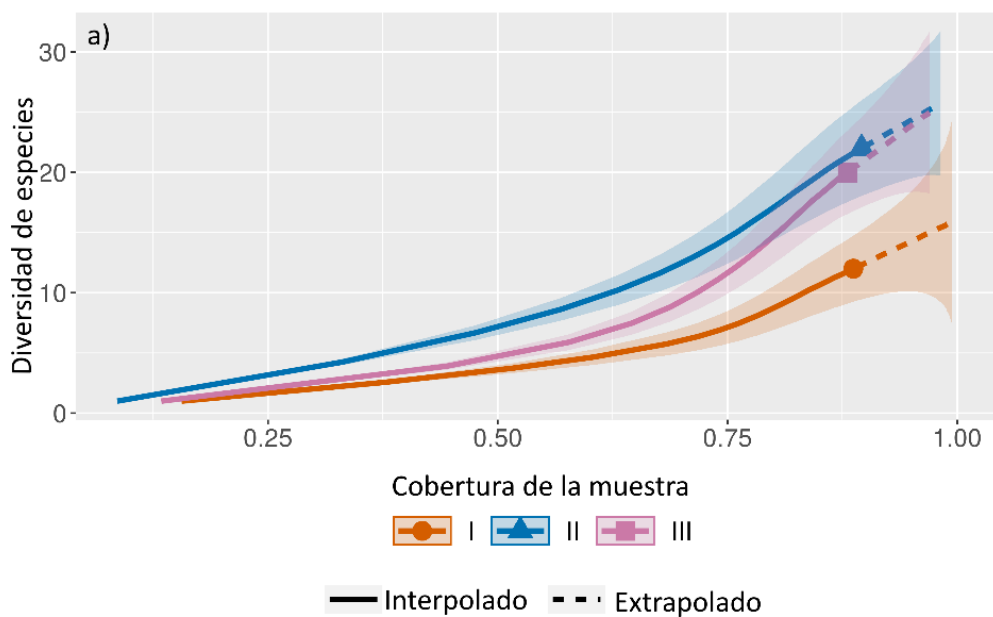


Figura 4. Número de especies de aves frugívoras por familia

Figure 4. Number of frugivorous bird species by family



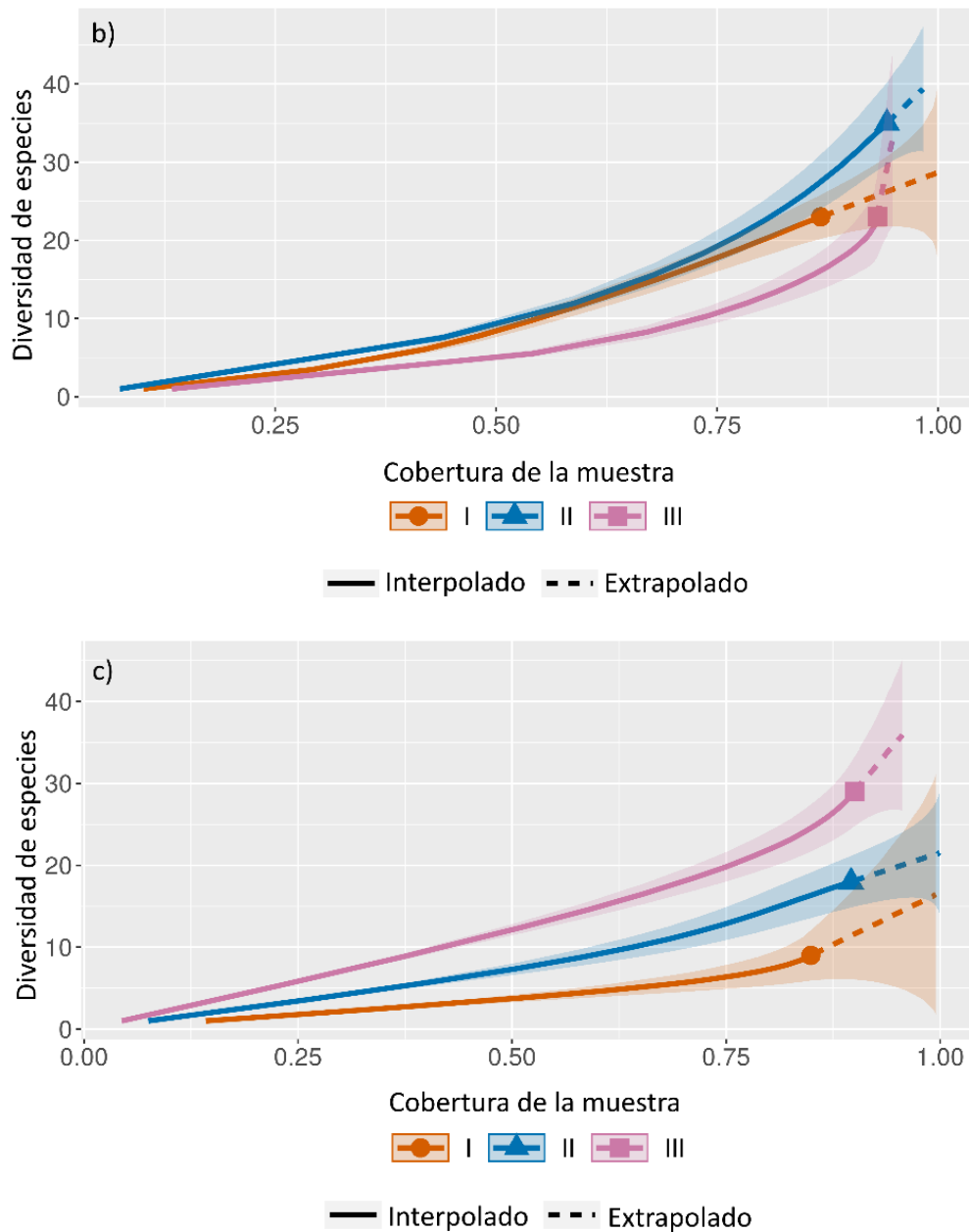


Figura 5. Curva de rarefacción basada en la diversidad observada (curvas sólidas) y extrapolación basada en la diversidad esperada (curvas discontinuas) indicando la cobertura de muestra para los periodos muestreados en los tres escenarios en el PNN Munchique a partir de la serie de números de Hill y representada por la riqueza específica (número efectivo de especies) con intervalos de confianza del 95% (áreas sombreadas, basadas en un método bootstrap con 100 réplicas) a) Escenario restauración avanzada, b) Escenario restauración temprana, c) Escenario potrero.

Figure 5. Rarefaction curve based on the observed diversity (solid curves) and extrapolation based on the expected diversity (dashed curves) indicating the sample coverage for the periods sampled in the three scenarios in the PNN Munchique from the series of Hill numbers and represented by specific richness (effective number of species) with 95% confidence intervals (shaded areas, based on a bootstrap method with 100 replicates) a) Advanced restoration scenario, b) Early restoration scenario, c) paddock.

En el periodo I (2012-2013), la comunidad de aves frugívoras en el escenario de restauración avanzada registró un total de 12 especies; el escenario de restauración temprana reportó un total de 23 especies y para

el escenario de potrero fueron registradas 9 especies. En el periodo II (2014-2015) se observa un aumento en la riqueza de especies para los tres escenarios con 22, 35 y 18 para restauración avanzada, temprana y potrero respectivamente. Finalmente, para el periodo III (2016-2017) y en comparación con el periodo II, se registra una disminución en la riqueza de las aves frugívoras en los escenarios de restauración avanzada y temprana, con 20 y 23 respectivamente, excepto en el escenario de potrero donde se registró un aumento de nueve especies al comparar con la riqueza del periodo II.

Se destaca que las tres especies más frecuentes en el periodo I (2012-2013) para el escenario de restauración avanzada fueron *Semnornis ramphastinus*, *Myadestes ralloides* y *Eubucco bourcierii*; en restauración temprana fueron *Myadestes ralloides*, *Patagioenas plumbea* y *Masius chrysopterus* y para el escenario de potrero fueron *Myadestes ralloides*, *Semnornis ramphastinus* y *Thraupis episcopus*. Durante el segundo periodo de monitoreo (2014-2015) en el escenario de restauración avanzada las especies *Myadestes ralloides*, *Tangara arthus* y *Habia cristata* eran las más frecuentes; para el escenario de restauración temprana se destacaron *Myadestes ralloides*, *Patagioenas fasciata* y *Tangara arthus* y en potrero *Tangara gyrola*, *Ramphocelus flammigerus* y *Chalcothraupis ruficervix*. En el tercer periodo de monitoreo (2016-2017), en el escenario de potrero se registró la mayor riqueza, siendo *Chalcothraupis ruficervix*, *Semnornis ramphastinus* y *Turdus ignobilis* las tres especies más frecuentes para esta zona. En restauración temprana *Myadestes ralloides*, *Patagioenas fasciata* y *Masius chrysopterus* fueron las más frecuentes y para restauración avanzada fueron *Patagioenas fasciata*, *Myadestes ralloides* y *Tangara arthus*.

De la lista de especies de aves frugívoras obtenida a lo largo del monitoreo en el PNN Munchique, el género *Tangara* se destaca como el más diverso con nueve especies registradas y el cual también, presentó diferencias notorias en el registro de sus especies entre los sitios de muestreo y periodos de monitoreo. *Tangara arthus* fue la especie más frecuente del género en el escenario de restauración temprana durante el periodo II; *T. gyrola* y *S. vitriolina* eran frecuentes para la zona de potrero durante el segundo y tercer periodo respectivamente. Otras especies como *Tangara nigroviridis* reporta presencia en los tres sitios. Las especies que se registraron en un único sitio de muestreo fueron *T. xanotocephala* y *S. henei*, la primera se observó solamente en restauración avanzada en los periodos II y III y la segunda en potrero, únicamente en el tercer periodo de monitoreo.

Por otro lado, se logró registrar que la comunidad de aves frugívoras presente en el escenario de restauración temprana fue más diversa que la de restauración avanzada y potrero, dado que presenta una mayor riqueza (q_0), mayor equitatividad (q_1) y menor dominancia (q_2) al ser comparada con la de los dos escenarios restantes y a lo largo de los tres periodos de monitoreo (Tabla 1). Se observa también que, tanto en restauración avanzada como en restauración temprana, la comunidad registrada en el periodo II es más diversa al compararla con la reportada en los periodos I y III. En el periodo III se registró casi el doble de individuos que en el periodo I, y este último presenta una comunidad más equitativa al reportar valores mayores en q_1 y q_2 (Tabla 1). El escenario de potrero presenta diferencia de los valores de diversidad verdadera en contraste con los dos escenarios restantes. Para este sitio se registra una comunidad poco diversa para los periodos I y II, al compararlas con los otros dos escenarios; sin embargo, se observa que para el periodo III, sus valores de diversidad verdadera son mayores que los otros sitios mencionados.

Ante lo anterior, los resultados obtenidos de los índices de diversidad verdadera en los tres escenarios presentan una tendencia al aumento en sus valores; aunque, se observa que, para el último periodo, en potrero es en el único escenario en el que se mantiene este aumento (Tabla 1).

Tabla 1. Valores de diversidad verdadera donde q0 es la riqueza de especies, q1 las especies más equitativas y q2 las especies más dominantes obtenidas para los períodos I, II y III de monitoreo de aves en los tres escenarios evaluados.

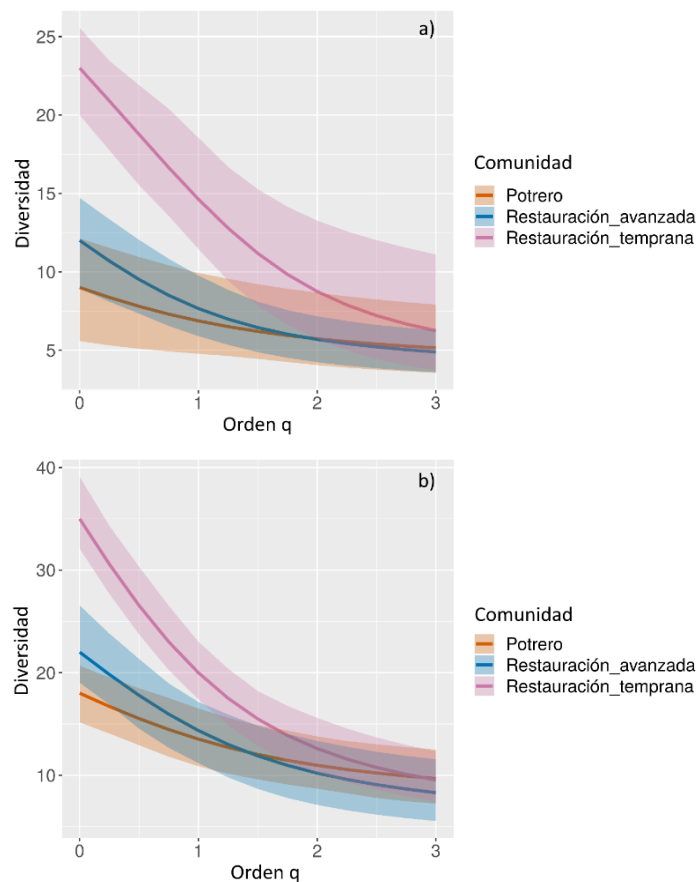
Table 1. Values of true diversity where q0 is the species richness, q1 the most equitable species and q2 the most dominant species obtained for periods I, II and III of bird monitoring in the three scenarios evaluated.

| Periodo monitoreo | q0 | | | q1 | | | q2 | | |
|-------------------|--------|--------|-----|--------|--------|------|--------|--------|------|
| | R. ava | R. tem | Pot | R. ava | R. tem | Pot | R. ava | R. tem | Pot |
| I | 12 | 23 | 9 | 7.6 | 14.6 | 6.9 | 5.6 | 8.7 | 5.7 |
| II | 22 | 35 | 18 | 14.3 | 19.9 | 13.5 | 10.2 | 12.6 | 10.9 |
| III | 20 | 23 | 29 | 10.7 | 11.6 | 22.3 | 6.8 | 7.1 | 18.7 |

R. ava.: Escenario Restauración avanzada; R. tem.: Escenario Restauración temprana; Pot: Escenario Potrero

R. ava.: Advanced Restoration Scenario; R. tem.: Early Restoration Scenario; Pot: Paddock

Lo anterior se puede corroborar en los perfiles de diversidad donde se observa un aumento en la riqueza de especies para el periodo II y III. Se destaca un aumento significativo en la diversidad para el escenario de restauración temprana al comparar los periodos I y II. Así mismo, se logra apreciar como estos dos períodos tienen un comportamiento similar, pero donde se refleja un aumento en el número de especies frecuentes y dominantes es para el periodo II. Por último, para el periodo III se registró un aumento en la diversidad de los tres escenarios; sin embargo, en potrero es donde se nota el mayor registro de especies dominantes en comparación con los otros dos escenarios (Figura 6).



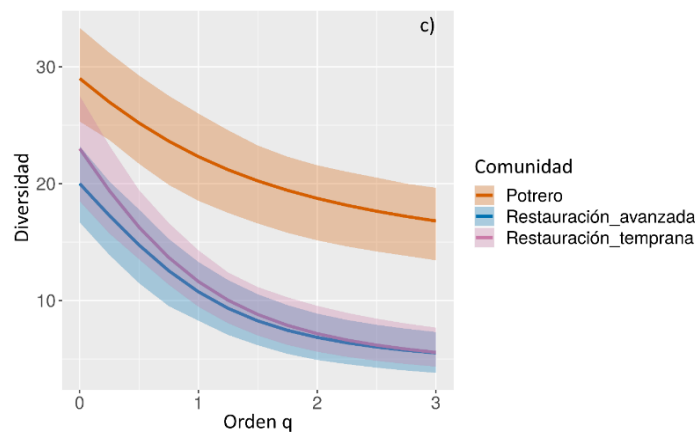


Figura 6. Perfiles de diversidad verdadera para la comunidad de aves frugívoras de los periodos I, II y III de los escenarios evaluados en el PNN Munchique. a) Periodo I; b) Periodo II; c) Periodo III. El orden de diversidad q_0 es la riqueza de especies, q_1 las especies más equitativas y q_2 las especies más dominantes. Se proyectan los intervalos de confianza del 95% (áreas sombreadas, basadas en un método bootstrap con 100 réplicas)

Figure 6. True diversity profiles for the frugivorous bird community of periods I, II and III of the scenarios evaluated in the PNN Munchique. a) Period I; b) Period II; c) Period III. The order of diversity q_0 is the richness of species, q_1 the most equitable species and q_2 the most dominant species. 95% confidence intervals are projected (shaded areas, based on a bootstrap method with 100 replicates)

Discusión

El conocimiento publicado sobre la relación entre la sucesión natural del bosque Andino al suroccidente de Colombia y la riqueza y rol de las aves frugívoras está muy poco documentado. En este estudio se pudo establecer que hay diferencias en la riqueza, abundancia y frecuencia entre las diferentes especies de aves, pero concuerdan con los patrones reportados para otras zonas de los Andes colombianos. Las especies de aves frugívoras registradas a lo largo del monitoreo son comúnmente reportadas para el flanco occidental de la cordillera Occidental y para el PNN Munchique (Negret, 1994; Ayerbe-Quiñones *et al.*, 2008; López-Ordoñez *et al.*, 2013, Fierro-Calderón *et al.*, 2016). Esta comunidad conforma un grupo funcional representativo del ecosistema de selva subandina, al presentar similitud en la riqueza de especies con la avifauna estudiada por Renjifo (1999; 2001), Lentijo & Kattan (2005) y Sanabria-Mejía (2018) en zonas de bosque subandino de las cordilleras Central y Occidental, en los cuales también se observa que la familia Thraupidae es una de las más representativas en cuanto a especies y el género *Tangara* registra la mayor riqueza.

La composición de especies fue diferente en cada uno de los tres escenarios monitoreados: restauración temprana, avanzada y potrero. En restauración temprana y avanzada *Myadestes ralloides* y *Patagioenas fasciata* fueron las más frecuentes. Esto concuerda con lo reportado por Renjifo (2001), quien observó que *Myadestes ralloides* con mayor abundancia en la zona de bosque continuo y *Patagioenas fasciata* con mayor abundancia en la zona de fragmento de bosque rodeado por pastizal.

En el escenario de potrero las mayores frecuencias de aves se obtuvieron para especies como *Tangara gyrola*, *S. heinei*, *S. vitriolina*, *S. cyanicollis*, *Ramphocelus flammigerus*, *Thraupis episcopus* y *Tachyphonus rufus* de la familia Thraupidae, y *Turdus ignobilis* y *Mimus gilvus* de la familia Turdidae que a pesar de observarse frecuentemente en áreas intervenidas (obs. pers.) y de ser abundantes en este tipo de hábitats (Renjifo, 1999), son especies frugívoras de tamaño mediano (50-140 g) y pequeño (<50 g) que presentan una mayor

tolerancia a áreas con disturbios intermedios y severos. Estas aves al transitar entre zonas degradadas y parches de bosque, pueden dispersar las semillas de los frutos que consumen (Gomes *et al.*, 2008) aportando significativamente al banco de semillas de las áreas degradadas y fortaleciendo el proceso de regeneración natural.

En los escenarios de restauración temprana y avanzada se registró a *Miconia theizans* que se caracteriza por una abundante producción de frutos pequeños de manera asincrónica durante todo el año, significando una oferta alimenticia constante para diferentes tipos de aves frugívoras especialistas y generalistas (Snow, 1981). Angulo (2016) y Palacio (2014) registraron especies del género *Miconia* como las especies más importantes para la alimentación de las aves frugívoras, debido a que corresponden a las especies con mayor número de interacciones en redes de interacción entre aves frugívoras y plantas.

La disposición espacial de los escenarios de monitoreo también podría explicar la variación en los valores de riqueza de aves a lo largo de los periodos de muestreo. Para el periodo I, la comunidad de frugívoros presentó una riqueza similar entre los escenarios de restauración avanzada y potrero, lo que podría explicarse por el tránsito constante de especies como *Pharomachrus auriceps*, *Rupicola peruvianus* y *Semnornis ramphastinus* en árboles aislados de *Psidium guajava* y *Ficus* sp. en la zona de potrero. Renjifo (1999) y Wilms & Kappelle (2006) plantean que los árboles aislados funcionan como sitios de percha, puntos de forrajeo o escalones para aves frugívoras que incursionan a los claros y pastizales, traduciéndose en una eficiencia en la dispersión de semillas para esta área degradada y en una efectiva restauración pasiva de la zona.

En cuanto al escenario de restauración avanzada se puede deducir un mayor grado de conservación al registrar con mayor frecuencia, en comparación con los otros escenarios, especies como *Rupicola peruvianus* y *Habia cristata*, las cuales son consideradas como indicadoras de buen estado de conservación de un bosque (Renjifo, 1999)

También, se observa que el estrato arbóreo inferior, el cual fue más representativo en el escenario de restauración avanzada (obs. pers.), pudo haber influenciado la presencia de *Patagioenas fasciata*, ya que esta ave forrajea en alturas de dosel (Hilty & Brown, 2001) y adicionalmente Renjifo (2001) y Gomes *et al.* (2008) la reportan como una especie en la que su abundancia no es afectada por la fragmentación del bosque y presenta cierta tolerancia a los ambientes intervenidos, por lo cual se logra explicar su registro frecuente en restauración temprana. De manera contraria se observó que *Semnornis ramphastinus*, especie que Restrepo & Mondragón (1998) describen con una dieta mayoritaria de especies de estrato arbustivo y epífitas, no registró una mayor abundancia en el escenario de restauración temprana, donde el estrato arbustivo es dominante. Cabe mencionar que Kattan *et al.*, (1994) reporta la desaparición de esta especie, en su rango de distribución, para una zona de bosque subandino en la cordillera Occidental, relacionándolo directamente con la fragmentación del hábitat y con la presión de cacería para el comercio de *S. ramphastinus* como ave de jaula.

Por otro lado, se espera que los cambios asociados a la estructura forestal durante el proceso de sucesión hacia un estado de mayor conservación, aumente la diversidad de frugívoros especialistas, por ejemplo aves grandes de dosel (> 140 g) (Gomes *et al.*, 2008). Esto considerando lo planteado por Gómez *et al.* (2021) quienes encontraron una relación entre la evaluación histórica y la pérdida de riqueza funcional representada en la desaparición de aves especialistas de gran tamaño, posiblemente por factores como la reducción de sus hábitats. Sin embargo, su presencia y abundancia a lo largo del monitoreo en el PNN Munchique no fue significativa, lo que sugiere que no hay suficientes individuos en la zona para la colonización, probablemente debido a la deforestación que se presenta en el área circundante a los

escenarios de restauración. Kattan *et al.* (1994) y Renjifo (1999) afirman que los frugívoros grandes son más propensos a desaparecer debido a la fragmentación de los ecosistemas.

Por último, se espera que, al aumentar el tiempo de sucesión vegetal en las parcelas de regeneración natural del PNN Munchique, haya un aumento en la complejidad de la red de interacción entre las aves frugívoras y las especies forestales. Cuando la regeneración tenga la composición y estructura de los bosques maduros es probable que la comunidad de aves frugívoras cuente con la presencia especies especialistas y, por lo tanto, haya un mayor número de interacciones específicas entre ave y planta aumentando así la diversidad funcional del ecosistema (Casas *et al.*, 2016; Salas-Correa & Mancera-Rodríguez, 2018, 2020).

Agradecimientos

Los autores agradecen a todas las personas que han sido parte del equipo técnico del PNN Munchique, especialmente a Huber Pino, Martha Muñoz, Julián Medina y Huver Pechené, quienes han apoyado el trabajo de campo desde el inicio del monitoreo de la implementación de la estrategia REP en el área protegida. A la Universidad del Cauca. A la Asociación para el Estudio y la Conservación de las Aves en Colombia – Calidris, que apoyó al área protegida en el diseño metodológico del monitoreo de la comunidad de aves. A la Fundación Ecohábitats y World Wildlife Fund (WWF) por el apoyo brindado entre 2015 y 2017 para el desarrollo del monitoreo, en el marco de los convenios TW25/TW63 para el proyecto “Conservación de la biodiversidad en paisajes impactados por la minería en la región del Chocó Biogeográfico”. Finalmente, a Alex Sabogal por su asesoría para el análisis estadístico.

Referencias

- Acevedo, C. & Maya-Girón, A. (2018). Parque Nacional Natural Munchique: Generalidades y retos para la conservación del área protegida. *Revista Novedades Colombianas*, 13(1), 5-20.
- Andresen, E. (2005). Interacción entre primates, semillas y escarabajos coprófagos en bosques húmedos tropicales: un caso de diplocoria. *Universidad y Ciencia, Número Especial (II)*, 73-84.
- Angulo, D. F. (2016). *Caracterización de las interacciones entre las aves frugívoras potenciales dispersoras de semillas y las plantas ornitócoras de un bosque altoandino del suroccidente colombiano (Totoró, Cauca)*. [Trabajo de pregrado para el programa de Biología] Universidad del Cauca.
- Armenteras, D., Cadena-Vargas, C. & Moreno-Sánchez, R. P. (2007). Evaluación del estado de los bosques de niebla y de la meta 2010 en Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D.C.-Colombia. 72 p.
- Ayerbe-Quiñones, F., López-Ordóñez, J. P., González-Rojas, M. F., Estela, F. A., Ramírez-Burbano, M. B., Sandoval-Sierra, J. V. & Gómez-Bernal, L. G. (2008). Aves del departamento del Cauca-Colombia. *Biota Colombiana*, 9(1), 78-132.
- Calderón-Caro, J. & Benavides, A. M. (2022). Deforestación y fragmentación en las áreas más biodiversas de la Cordillera Occidental de Antioquia (Colombia). *Biota Colombiana* 23(1), e942.
<https://doi.org/10.21068/2539200X.942>
- Carlo, T A. & Morales, J. M. (2016). Generalist birds promote tropical forest regeneration and increase plant diversity via rare-biased seed dispersal. *Ecology*, 97(7), 1819-1831.
<https://doi.org/10.1890/15-2147.1>

- Casas, E. C. (2006). Estructura de la comunidad y uso recursos alimenticios de la comunidad de aves frugívoras de sotobosque en la Reserva Natural Tambito; Cauca. (Trabajo de Pregrado Biología). Universidad del Cauca, Popayán.
- Casas, G. D., Bianca, F., Kindel, P. M. A. & Müller, S. C. (2016). Habitat structure influences the diversity, richness and composition of bird assemblages in successional Atlantic rain forests. *Tropical Conservation Science*, 9(1), 503-524.
<https://doi.org/10.1177/194008291600900126>
- Chao, A. & Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: Standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93(12), 2533-2547.
<https://doi.org/10.1890/11-1952.1>
- Chao, A., Ma, K. H. & Hsieh, T. C. (2016). iNEXT (iNterpolation and EXTrapolation) Online: Software for Interpolation and Extrapolation of Species Diversity.
- Chazdon, R. L. (2003). Tropical forest recovery: Legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 6(1-2), 51-71.
<https://doi.org/10.1078/1433-8319-00042>
- Cuatrecasas, J. (1958). Aspectos de la vegetación natural de Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 10(40), 221-268.
- de la Peña-Domene M., Martínez-Garza, C., Palmas-Pérez, S., Rivas-Alonso, E. & Howe, H, F. (2014). Roles of the birds and bats in early tropical-forest restoration. *Plos-One*, 9(8), e104656-e104656.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0104656>.
- Domínguez-Domínguez, L. E., Morales-Mávil, J. E. & Alba-Landa, J. (2006). Germinación de semillas de *Ficus insipida* (Moraceae) defecadas por tucanes (*Ramphastos sulfuratus*) y monos araña (*Ateles geoffroyi*). *Revista de Biología Tropical*, 54(2), 387-394.
<https://doi.org/10.15517/rbt.v54i2.13880>
- Dosch, J. J., Peterson, C. J. & Haines, B. L. (2007). Seed rain during initial colonization of abandoned pastures in the premontane wet forest zone of southern Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology*, 23(02), 151-159.
<https://doi.org/10.1017/S0266467406003853>
- Fierro-Calderon, E., Eusse-González, D., Suarez, V. J. & Ramírez, M. D. P. (2016). *Promoting conservation of threatened birds in Western Colombia*. (Informe técnico). Asociación Calidris
- Gomes, L. G. L., Oostra, V., Nijman, V., Cleef, A. M. & Kappelle, M. (2008). Tolerance of frugivorous birds to habitat disturbance in a tropical cloud forest. *Biological Conservation*, 141(3), 860-871.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.01.007>
- Gómez, C., Tenorio, E. A. & Cadena, C. D. (2021). Change in avian functional fingerprints of a Neotropical montane forest over 100 years as an indicator of ecosystem integrity. *Conservation Biology*, 35(5), 1552-1563
- Hilty, S. L. & Brown, W. L. (2001). Guía de las aves de Colombia. Princeton University Press/ American Bird Conservancy - Imprelibros S.A.- Cali.
<https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2002.250610.x>
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113, 363-375.
<https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>

- Karubian, J., Browne, L., Bosque, C., Carlo, T., Galetti, M., Loiselle, B.A., Blake, J.G., Cabrera, D., Durães, R., Labecca, F.M., Holbrook, K.M., Holland, R., Jetz, W., Kummeth, F., Olivo, J., Ottewell, K., Papadakis, G., Rivas, G., Steiger, S., Voirin, B. & Wikelski, M. (2012). Seed dispersal by neotropical birds: Emerging patterns and underlying processes. *Ornitología Neotropical*, 23, 9-14
- Kattan, G. H., Alvarez-López, H. & Giraldo, M. (1994). Fragmentación forestal y extinción de pájaros: San Antonio 80 años más tarde. *Conservation Biology*, 8(1), 138-146.
<https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1994.08010138.x>
- Lentijo, M. & Kattan, G. A. (2005). Estratificación vertical de las aves en una plantación monoespecífica y en un bosque nativo en la Cordillera Central de Colombia. *Ornitología Colombiana*, 3(4), 51-61.
- López-Ordóñez, J. P., Cortés-Herrera, J. O., Páez-Ortiz, J. A. & González-Rojas, M. F. (2013). Nuevos registros y comentarios sobre la distribución de algunas especies de aves en los Andes Occidentales de Colombia. *Ornitología Colombiana*, 13, 21-36.
- McMullan, M. & T.M. Donegan. (2014). *Field guide to the birds of Colombia*. 2nd edition. Fundación ProAves.
- Moreno, C. E., Pineda, E. y Numa, P. P. (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: Alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82, 1249-1261.
- Negret, A. J. (1994). Lista de aves registradas en el Parque Nacional Natural Munchique, Cauca. *Novedades Colombianas Nueva Época*, (1), 69-83.
- Parque Nacional Natural Munchique, Munchique. (2014). *Plan De Manejo Del Parque Nacional Natural*. Parques Nacionales Naturales de Colombia.
- Palacio, A. R. D. (2014). *Estructura de la red de interacciones mutualista entre plantas y aves frugívoras en el bosque nublado de San Antonio -km 18, Valle del Cauca*. [Trabajo de pregrado para el programa de Biología]. Universidad Icesi.
<https://doi.org/10.18046/eui/ee.3.2019>
- Palacio, R. D., Valderrama-Ardila, C. & Kattan, G. H. (2016). Generalist Species Have a Central Role in a Highly Diverse Plant-Frugivore Network. *Biotropica*, 48(3), 349-355.
<https://doi.org/10.1111/btp.12290>
- Ralph, C. J., Geupel, G. R., Pyle, P., Martin, T. E., Desante, D. F. & Milá, B. (1996). *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture.
<https://doi.org/10.2737/psw-gtr-159>
- Remsen, J. V., Jr., J. I. Areta, E. Bonaccorso, S. Claramunt, A. Jaramillo, D. F. Lane, J. F. Pacheco, M. B. Robbins, F. G. Stiles, & K. J. Zimmer. (2022). A classification of the bird species of South America. American Ornithological Society. Version 04-10-2022.
<http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.htm>
- Renjifo, L. M. (1999). Composition changes in a subandean avifauna after long-term forest fragmentation. *Conservation Biology*, 13(5), 1124-1139.
<https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.98311.x>
- Renjifo, L. M. (2001). Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. *Ecological Applications*, 11(1), 14-31.
[https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[0014:eonaal\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[0014:eonaal]2.0.co;2)

- Restrepo, C. & Mondragón, M. L. (1998). Cooperative breeding in the frugivorous toucan barbet (*Semnornis ramphastinus*). *The Auk*, 115(1), 4-15.
<https://doi.org/10.2307/4089106>
- Salas-Correa, Á. D. & Mancera-Rodríguez, N. J. (2018). Relaciones entre la diversidad de aves y la estructura de vegetación en cuatro etapas sucesionales de bosque secundario, Antioquia, Colombia. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 21(2), 1-11.
<https://doi.org/10.31910/rudca.v21.n2.2018.970>
- Salas-Correa, Á. D. & Mancera-Rodríguez, N. J. (2020). Aves como indicadores ecológicas de etapas sucesionales en un bosque secundario, Antioquia, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 68(1), 23-39.
<https://doi.org/10.15517/rbt.v68i1.34913>
- Sanabria-Mejía, J. (2018). Avifauna en el sector La Cueva del Parque Nacional Natural Munchique, Colombia. *Revista Novedades Colombianas*, 12(1), 133-163.
- Snow, D. W. (1981). Tropical Frugivorous Birds and Their Food Plants: A World Survey. *Biotropica*, 13(1), 1-14.
<https://doi.org/10.2307/2387865>
- Vilches, B., Chazdon, R. & Milla, V. (2008). Dinámica de la regeneración natural en cuatro bosques secundarios tropicales de la región de Huetar Norte, Costa Rica: su valor para la conservación o uso comercial. *Recursos Naturales y Ambiente*, (55), 118-128.
- Villarreal H., M. Álvarez, S. Córdoba, F. Escobar, G. Fagua, F. Gast, H. Mendoza, M. Ospina & Umaña, A.M. (2006). *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de Inventarios de Biodiversidad*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Wilms, J. A. M. & Kappelle, M. (2006). Frugivorous birds, habitat preference and seed dispersal in a fragmented Costa Rican montane oak forest landscape. *En: Kappelle, M. (Ed.). Ecology and Conservation of Neotropical Montane Oak Forests*, 185. (Pp. 309-324). Springer-Verlag.
https://doi.org/10.1007/3-540-28909-7_24

Anexo

Anexo 1. Listado de aves registradas en los escenarios evaluados evaluados. Se organizó taxonómicamente según [Remsen et al. \(2022\)g](#)

| Orden | Familia | Especie | Potrero | Restauración avanzada | Restauración temprana |
|---------------|---------|-----------------------------|---------|-----------------------|-----------------------|
| Galliformes | | | | | |
| Cracidae | | | | | |
| | | <i>Chamaepetes goudotii</i> | | | 5 |
| Columbiformes | | | | | |
| Columbidae | | | | | |

| Orden | Familia | Especie | Potrero | Restauración avanzada | Restauración temprana |
|---------------|-----------------------|------------------------------------|---------|-----------------------|-----------------------|
| | | <i>Patagioenas fasciata</i> | | 26 | 41 |
| | | <i>Patagioenas plumbea</i> | 1 | 3 | 8 |
| Trogoniformes | | | | | |
| | Trogonidae | | | | |
| | | <i>Pharomachrus auriceps</i> | 2 | 4 | |
| | | <i>Trogon personatus</i> | | 2 | 3 |
| Piciformes | | | | | |
| | Capitonidae | | | | |
| | | <i>Eubucco bourcierii</i> | 2 | 14 | 5 |
| | Semnornithidae | | | | |
| | | <i>Semnornis ramphastinus</i> | 19 | 21 | 14 |
| | Ramphastidae | | | | |
| | | <i>Aulacorhynchus albivitta</i> | | | 2 |
| | | <i>Aulacorhynchus haematopygus</i> | 3 | 3 | 8 |
| Passeriformes | | | | | |
| | Pipridae | | | | |
| | | <i>Chloropipo flavicapilla</i> | | | 4 |
| | | <i>Masius chrysopterus</i> | 1 | 3 | 24 |
| | | <i>Machaeropterus deliciosus</i> | 1 | 5 | 24 |
| | Cotingidae | | | | |
| | | <i>Rupicola peruvianus</i> | 1 | 1 | 5 |
| | Tityridae | | | | |
| | | <i>Pachyramphus polychopterus</i> | 1 | 1 | 3 |
| | Tyrannidae | | | | |
| | | <i>Mionectes striaticollis</i> | | | 5 |
| | | <i>Mionectes olivaceus</i> | | | 7 |
| | Turdidae | | | | |

| Orden | Familia | Especie | Potrero | Restauración avanzada | Restauración temprana |
|-------|---------------------|-------------------------------------|---------|-----------------------|-----------------------|
| | | <i>Myadestes ralloides</i> | 18 | 40 | 92 |
| | | <i>Catharus ustulatus</i> | 2 | 2 | 3 |
| | | <i>Turdus leucops</i> | | | 4 |
| | | <i>Turdus ignobilis</i> | 8 | | |
| | | <i>Turdus fuscater</i> | 2 | | 2 |
| | Mimidae | | | | |
| | | <i>Mimus gilvus</i> | 5 | | |
| | Fringilidae | | | | |
| | | <i>Chlorophonia cyanea</i> | 1 | | |
| | | <i>Euphonia xanthogaster</i> | | 2 | 5 |
| | Cardinalidae | | | | |
| | | <i>Piranga flava</i> | 1 | | 2 |
| | | <i>Piranga rubra</i> | | 3 | 2 |
| | | <i>Piranga leucoptera</i> | | | 2 |
| | | <i>Habia cristata</i> | | 8 | 3 |
| | Thraupidae | | | | |
| | | <i>Iridophanes pulcherrimus</i> | | | 1 |
| | | <i>Conirostrum sitticolor</i> | 1 | | |
| | | <i>Tachyphonus rufus</i> | 10 | | 1 |
| | | <i>Ramphocelus flammigerus</i> | 15 | | 3 |
| | | <i>Saltator atripennis</i> | 2 | | 2 |
| | | <i>Chlorochrysa phoenicotis</i> | | 1 | 1 |
| | | <i>Chlorochrysa nitidissima</i> | | 2 | |
| | | <i>Iridosornis porphyrocephalus</i> | | 3 | 3 |
| | | <i>Anisognathus somptuosus</i> | 4 | 8 | 12 |
| | | <i>Anisognathus notabilis</i> | | 1 | |
| | | <i>Chalcothaupis ruficervix</i> | 17 | 5 | 12 |

| Orden | Familia | Especie | Potrero | Restauración avanzada | Restauración temprana |
|-------|---------|------------------------------|---------|-----------------------|-----------------------|
| | | <i>Stilpnia heinei</i> | 3 | | |
| | | <i>Stilpnia vitriolina</i> | 7 | 6 | 2 |
| | | <i>Stilpnia cyanicollis</i> | 7 | | 2 |
| | | <i>Tangara nigroviridis</i> | 1 | 3 | 4 |
| | | <i>Tangara labradorides</i> | 3 | 1 | 12 |
| | | <i>Tangara gyrola</i> | 15 | 1 | 4 |
| | | <i>Tangara xanthocephala</i> | | 3 | |
| | | <i>Tangara arthus</i> | 4 | 16 | 25 |
| | | <i>Tangara icterocephala</i> | 6 | | 3 |
| | | <i>Thraupis episcopus</i> | 12 | 3 | 4 |
| | | <i>Thraupis palmarum</i> | 4 | 1 | 3 |