

Respuesta del ensamble de aves insectívoras de dos bosques afectados por incendios en la región chiquitana, Santa Cruz – Bolivia

Response of the insectivorous birds assembly of two forests affected by fires in the chiquitania region, Santa Cruz – Bolivia

Diego Espinoza Aburdene ^{1,2}, Betty Flores ¹ & Marco Aurelio Pinto-Viveros ^{3*}

¹ Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado, Universidad Autónoma Gabriel René Santa Cruz, Bolivia.

² Carrera de Biología, Universidad Autónoma Gabriel René Moreno, Santa Cruz, Bolivia.

³ World Wildlife Fund (WWF), Santa Cruz, Bolivia.

*mpinto@wwfbolivia.org

Resumen: Debido a causas antrópicas, la intensidad y frecuencia de los incendios han ido en aumento en bosques no adaptados y poco estudiados de la Chiquitanía, haciendo que los impactos del fuego en este ecosistema sean inciertos. Por esto, se evaluaron las variaciones en el ensamble de aves insectívoras (diversidad específica, composición taxonómica y estructura trófica) en dos tipos de vegetación afectadas por incendios en distintos años (Bosque Chiquitano Transicional al Chaco 2019, Abayoy 2021 y Abayoy 2019-2021) en el Área de Conservación e Importancia Ecológica Ñembi Guasu. Se emplearon transectos lineales y redes de neblina en áreas quemadas y no quemadas en 2022. Los valores de diversidad de especies se analizaron con base en números de Hill, el grado de recambio taxonómico se determinó mediante curvas de Rango-Abundancia y análisis de correspondencia y, la estructura trófica se analizó con gráficos de columnas de dos variables. Los resultados demuestran que el Bosque Chiquitano Transicional al Chaco y el Abayoy afectados por incendios el 2019, han recuperado sus valores de riqueza y diversidad de especies, pero el ensamble de insectívoros estaría conformado por especies distintas a las existentes antes del fuego. Por otro lado, el Abayoy que se vio afectado por dos eventos de fuego (2019 y 2021) aún no ha recuperado su diversidad de especies y se encuentra lejos de restaurarse. Esto demuestra que, la repetitividad de quema es un importante factor que exacerba los impactos negativos del fuego y desfavorece a los procesos de restauración en áreas degradadas por incendios.

Palabras clave: Abayoy, Avifauna, Chiquitanía, Ensamble, Incendio.

Abstract: Due to anthropogenic causes, the intensity and frequency of wildfires have been increasing in non-adapted and poorly studied forests of the Chiquitanía, making the impacts of fire on this ecosystem uncertain. This study evaluates changes in the insectivorous bird assemblage (species diversity, taxonomic composition, and trophic structure) across two vegetation types affected by fires in different years (Chiquitano Dry Forest transitional to the Chaco in 2019, Abayoy in 2021, and Abayoy from 2019–2021) within the Ñembi Guasu Conservation and Ecological Importance Area. Line transects and mist nets were used in both burned and unburned areas. Species diversity was analyzed using Hill numbers, taxonomic turnover was assessed through Rank-Abundance curves and correspondence analysis, and trophic structure was examined using dual-variable bar graphs. The results show that both the Chiquitano Dry Forest transitional to the Chaco and the Abayoy area affected by fire in 2019 have recovered their species richness and diversity values; however, the current bird assemblages are composed of different species than those present prior to the fires. In contrast, the Abayoy area affected by two fire events (2019 and 2021) has not yet recovered its species diversity and remains far from restoration. This highlights that repeated burning is a key factor exacerbating the negative impacts of fire and hinders restoration processes in fire-degraded areas.

Key words: Abayoy, Assembly, Avifauna, Chiquitanía, Fire.

INTRODUCCIÓN

Si bien los incendios ocasionan impactos complejos sobre los procesos ecológicos (Tessler *et al.* 2016), estos no son siempre negativos. De hecho, en hábitats adaptados al fuego, este fenómeno mantiene el equilibrio ecológico como parte esencial de los procesos de sucesión (The Nature Conservancy 2004), convirtiéndose en una de las perturbaciones naturales más importantes en la dinámica de estos ecosistemas (Fuentes-Ramírez *et al.* 2018). Desafortunadamente, desde fines del siglo pasado se observa que los incendios han aumentado en frecuencia y severidad, expandiéndose cada vez más lejos de ambientes pirófilos (Bowman 2017) a causa de las actividades antrópicas locales (Perfetti-Bolaño *et al.* 2013) y el cambio climático global, causando catástrofes en todo el mundo (Castillo *et al.* 2003).

Cada año se queman entre 30 a 46 millones de km² de la superficie terrestre (Doerr & Santín 2016), que afectan mayormente bosques boreales del hemisferio norte y, bosques tropicales del hemisferio sur (Castillo *et al.* 2003). Tal es el caso del bosque seco de la Chiquitanía boliviana, que es un ecosistema complejo, frágil y aún poco estudiado en términos de riqueza de especies, capacidad de respuesta ante cambios ambientales y estrategias de conservación (Sánchez-Azofeifa *et al.* 2005), y que ha sido fuertemente golpeado por incendios en las últimas décadas. Esta región sufrió en 2019 la mayor afectación por fuego de los últimos 18 años (Anívarro *et al.* 2019, Maillard *et al.* 2020).

Entre los efectos que traen los incendios sobre los ecosistemas, se citan la pérdida de especies, la migración de vertebrados e invertebrados, rupturas en las cadenas alimenticias y alteraciones en las sucesiones ecológicas (Castillo *et al.* 2003). No obstante, antes de juzgar los posibles efectos del fuego (sean negativos, positivos o neutros), se requiere valorar la comunidad biótica y sus ambientes en cada sitio en particular (Pons 2005). En este sentido, las aves, al tener un papel protagónico en la ecología de los bosques (dispersores de semillas, controladores, polinizadores, etc.), pueden reflejar los impactos del fuego con alteraciones temporales y espaciales en su ensamblaje y gremios funcionales, indicando el estado de salud del ecosistema (Sekercioglu 2006, Sohdi *et al.* 2011).

Al respecto, las aves insectívoras destacan como un gremio trófico para estudiar la respuesta de la avifauna al impacto de incendios, ya que, no solo proporciona información respecto a la disponibilidad y distribución de sus presas, sino que también se trata del gremio más abundante entre las aves (De La Ossa *et al.* 2017), lo que facilita su evaluación en campo en función del costo-beneficio de los inventarios. Este trabajo determinó las variaciones (diversidad específica, composición taxonómica y estructura trófica) en el ensamble de aves insectívoras entre ambientes quemados y no quemados (testigo) en dos formaciones vegetales afectadas por incendios en distintos años (Chiquitano Transicional al Chaco en el 2019, Abayoy en 2019 y 2021 y Abayoy en 2021) dentro del Área de Conservación e Importancia Ecológica (ACIE) Ñembi Guasu, con la finalidad de generar información sobre la respuesta de la avifauna como base para futuros estudios y esfuerzos de restauración ecológica en áreas afectadas por fuego en la región Chiquitana.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ubicación y clima del área de estudio

El ACIE Ñembi Guasu se extiende por 1.207.850,20 ha en la Provincia Cordillera, dentro de la jurisdicción de la Autonomía Guaraní Charagua Iyambae al sur del departamento de Santa Cruz (Gobierno Autónomo Indígena Originario Campesino 2019). El área en cuestión cumple un papel fundamental en la conectividad ecológica regional entre las áreas protegidas Kaa Iya (región Chaqueña) y Otuquis (región Pantanera; Figura 1).

En cuanto al clima de Ñembi Guasu, según registros de 24 años (1990 a 2014), la precipitación anual promedia los 575 mm ($\pm 26,5$) y la temperatura media anual los 26,2 °C (± 3), con máximas de 36 °C ($\pm 3,4$) y mínimas de 15,8 °C ($\pm 2,6$). La temporada húmeda abarca de noviembre a mayo y la época seca de junio a octubre, siendo agosto el mes más seco y frío (Ledezma-Vargas & Nina 2021).

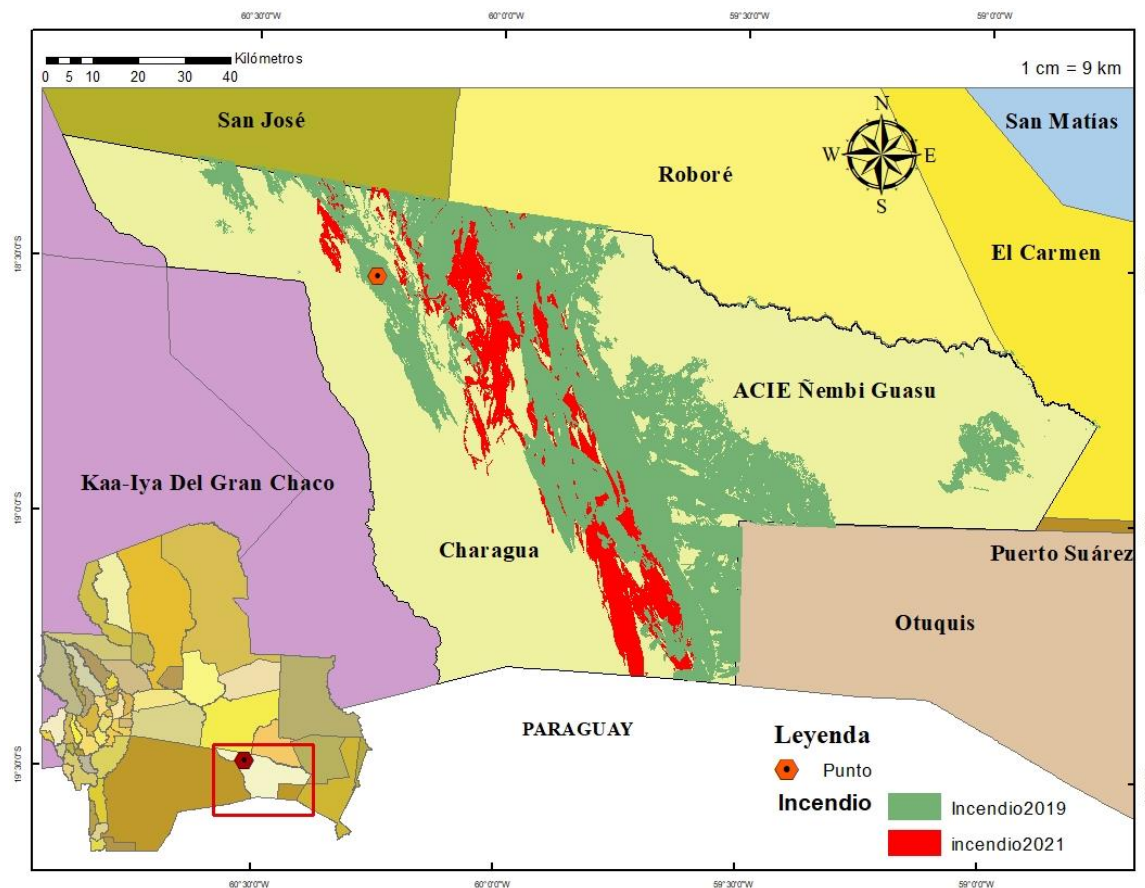


Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio dentro del ACIE Ñembi Guasu, situada entre los Parques Nacionales Kaa Iya del Gran Chaco y Otuquis. Santa Cruz, Bolivia

Biogeografía y vegetación

El ACIE Ñembi Guasu se ubica en la región biogeográfica Brasileño-Paranense, provincia del Cerrado (Navarro 2011), principalmente sobre el sector Chiquitano Transicional al Chaco (Navarro & Ferreira 2009). En este esquema, el Bosque Semidecíduo Chiquitano Transicional al Chaco (en adelante Bosque Chiquitano Transicional) y los Chaparrales de Abayoy (en adelante Abayoy) son los tipos de vegetación predominantes (Drawert *et al.* 2020) y en los cuales se realizó este estudio. Según Ledezma-Vargas & Nina (2021), el Bosque Chiquitano Transicional presenta un dosel arbóreo entre los 8 y 10 m de altura, con emergentes de 14 m. Las especies dominantes son *Acosmium cardenasi*, *Anadentanthera colubrina* y *Phyllostylon rhamnoides*. Por su lado, el Abayoy presenta un dosel arbóreo de 5 a 8 m, con emergentes de hasta 10 m con *Senegalia langsdorfii* y *Terminalia fagifolia* como especies dominantes.

ACIE Ñembi Guasu y el fuego

Durante los meses de mayor sequía (agosto y septiembre) del 2019, se detectaron dentro de Ñembi Guasu al menos 5 tormentas de fuego consideradas como extremas debido a

la formación de *Pyrocumulonimbus* (Maillard *et al.* 2020), registrando así, uno de los incendios con mayor intensidad y severidad en Bolivia y el mundo para ese año, que modificó de sobremanera la estructura y composición vegetal de las áreas afectadas (Ledezma-Vargas & Nina 2022).

La cicatriz dejada por los incendios del 2019 cubrió el 26,90% del total del ACIE (325.386 ha), donde el 77% del área afectada presentó un nivel de severidad de quema moderada a alta (Maillard *et al.* 2020). Por otro lado, entre enero y octubre del 2021, se detectó nuevamente el paso del fuego en Ñembi Guasu, llegando a afectar 160.135 ha (entre zonas previamente impactadas el año 2019 como también áreas nuevas) con niveles de severidad moderada a alta, principalmente en los Chaparrales de Abayoy (Ledezma-Vargas & Nina 2022).

Toma de datos

La toma de datos se realizó durante la temporada húmeda del año 2022 (febrero-marzo). Para cada tipo de formación vegetal se destinaron cuatro días de muestreo efectivo (dos días en ambiente testigo y dos en quemado), con jornadas de trabajo de 6 a 10 am y de 15 a 18 pm. Las evaluaciones en áreas afectadas por fuego se realizaron en zonas que, según el análisis cartográfico, presentaron niveles de severidad de quema moderada-alta y alta (Figura 2). En el Abayoy se evaluaron áreas que fueron afectadas en los años 2019 y 2021 y también áreas solo afectadas el año 2021, mientras que, en el Bosque Chiquitano Transicional se evaluaron zonas impactadas por fuego en el año 2019 (Figura 1).

El muestreo de campo se realizó mediante transectos lineales (Ralph *et al.* 1996) de 1000 m de largo, 50 m de ancho y separados entre sí por 500 m. En el Bosque Chiquitano Transicional se implementaron ocho transectos en total; cuatro en ambiente quemado y cuatro en testigo. El Abayoy también se evaluó mediante ocho transectos; dos fueron instalados en el ambiente quemado el año 2021, dos en el ambiente que se vio afectado los años 2019 y 2021 y cuatro transectos correspondieron a áreas testigo. Complementariamente, se realizaron capturas de aves implementando seis redes de neblina de 12 m de largo en ambos tipos de vegetación (Figura 2). Dadas las condiciones de accesibilidad para el muestreo de aves en el área de estudio, la toma de datos se realizó principalmente sobre caminos (Figura 3).

La clasificación taxonómica de las especies se basó en la clasificación propuesta por Remsen *et al.* (2021), el estado migratorio (austral y boreal) se revisó en Stotz *et al.* (1996). Para la identificación de los individuos en campo se utilizaron guías especializadas como la de Herzog *et al.* (2017). El estado de conservación de las especies se determinó con base en lo propuesto por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) y, las restricciones de comercio de especies se obtuvieron de lo establecido por la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES). Para la clasificación de la estructura trófica se consideró el gremio funcional de cada especie tomando en cuenta la dieta, ya sean

Insectívoras Estrictas, Insectívoras-Granívoras, Insectívoras-Frugívoras, Insectívoras-Nectarívoras u Omnívoras, para lo cual se consultó Herzog *et al.* (2017) y Del Hoyo *et al.* (2019).

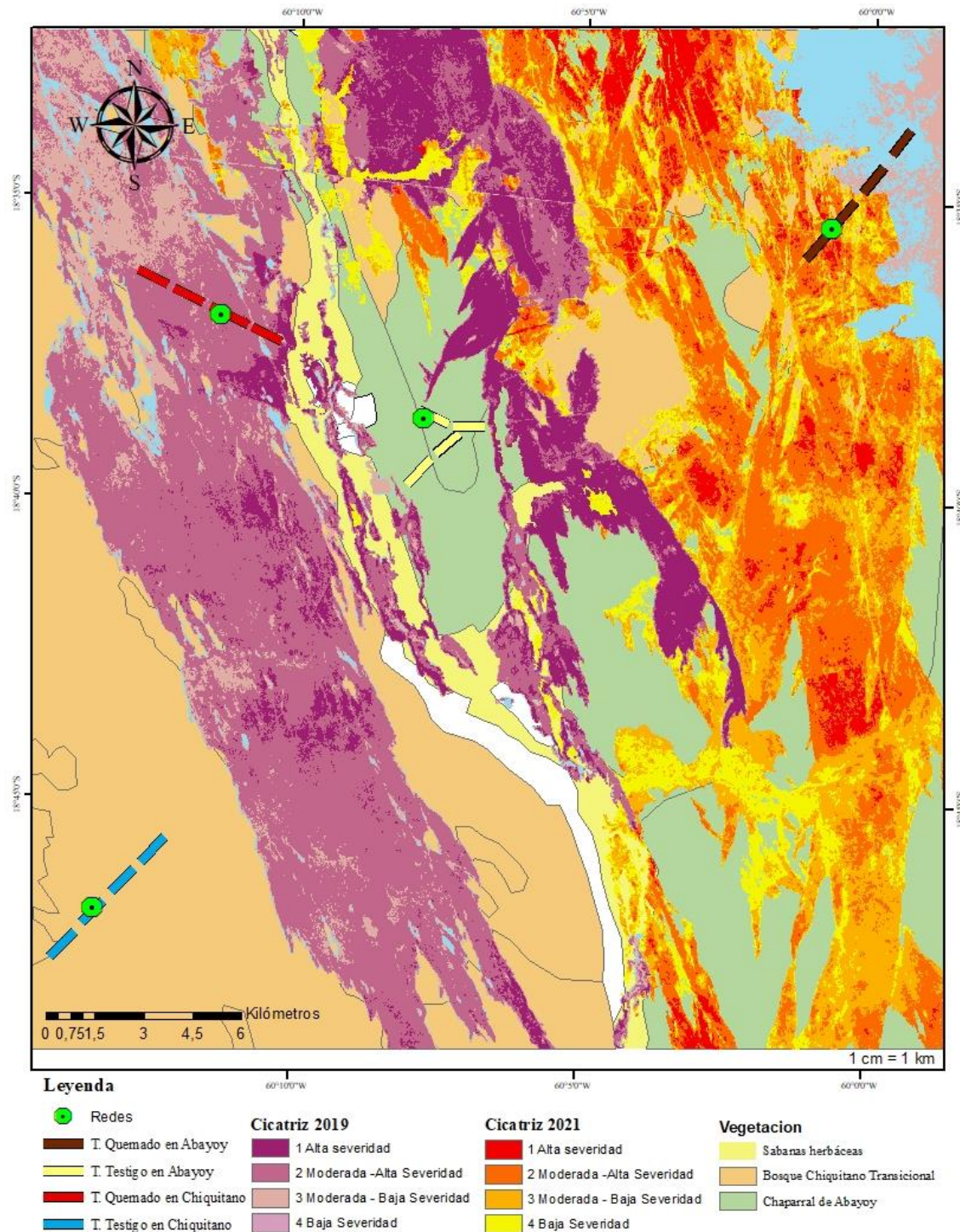


Figura 2. Distribución espacial de las unidades de muestreo en el ACIE Ñembi Guasu.

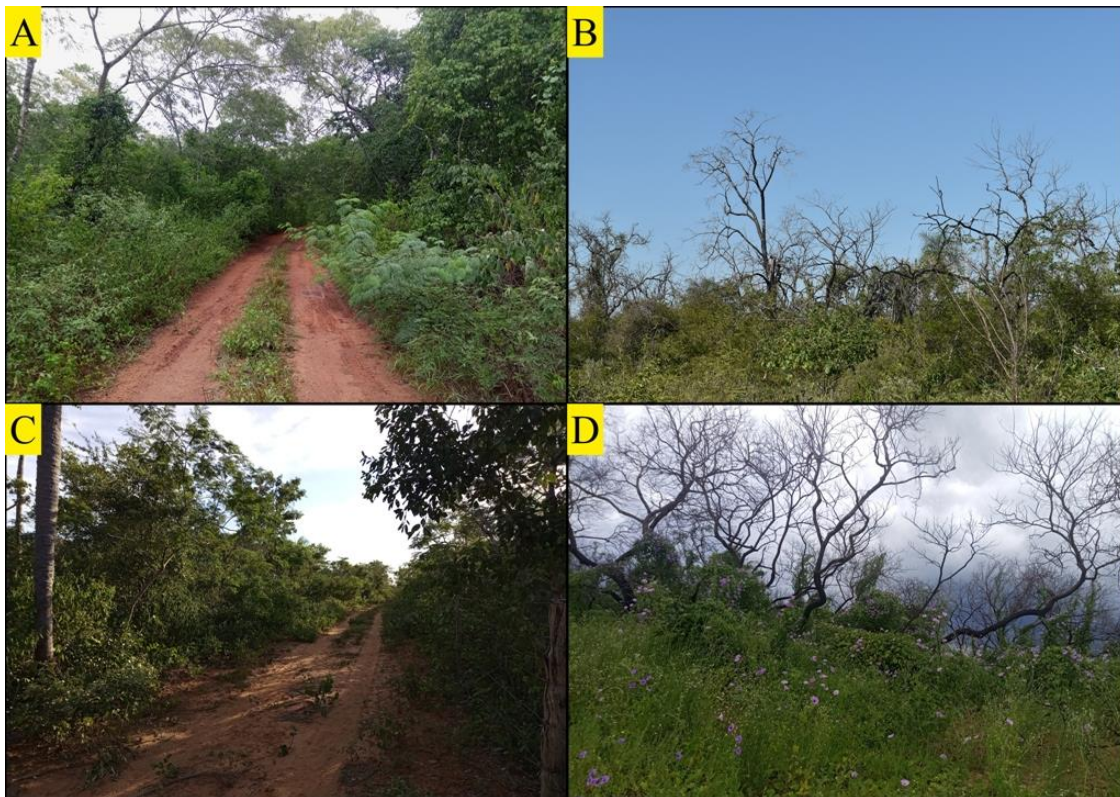


Figura 3. Ambientes estudiados. A) Chiquitano Transicional Chaco Testigo, B) Chiquitano Transicional Chaco Quemado, C) Abayoy Testigo, D) Abayoy Quemado.

Análisis de datos

Los análisis fueron realizados con lenguaje R versión 4.0.2 (R Core Team 2022) en el entorno de desarrollo integrado RStudio versión 1.2.1335 (RStudio Team 2022). Estos se abordaron por separado para cada tipo de vegetación, ya que, estos no resultan comparables entre sí. Por tanto, el contraste estadístico de las variables en estudio se realizó entre áreas quemadas y testigo para cada formación vegetal evaluada.

Para conocer la representatividad del esfuerzo de muestreo se realizó el cálculo de cobertura muestral, lo cual permitió conocer la relación entre el tamaño de la muestra y su cobertura como índice de confiabilidad del inventario de especies (Hsieh *et al.* 2016). La estimación y contraste estadístico de valores de riqueza y diversidad específica entre ambientes (quemado vs testigo) se realizó con base en números de Hill (0D , 1D y 2D ; Hsieh *et al.* 2016, Chao *et al.* 2014), donde se analizaron el número de especies (riqueza, D^0), las especies comunes (D^1) y las dominantes (D^2).

Para evitar sesgos en el contraste estadístico de valores de riqueza y diversidad entre los ambientes evaluados del Bosque Chiquitano Transicional y del Abayoy (el quemado solo el año 2021), se optó por estandarizar las coberturas muestrales hasta el menor valor de cobertura alcanzada (C_{max} ; Chao & Jost 2012, Chao *et al.* 2020). El contraste estadístico ($\alpha=0,05$) se realizó con base en la superposición de intervalos de confianza

calculados al 84% (Mac Gregor-Fors & Payton 2013). Estos análisis fueron realizados con el paquete iNEXT versión 2.0.20 (Hsieh *et al.* 2020, Hsieh *et al.* 2016, Chao *et al.* 2014).

Para representar las familias con mayor número de especies, se utilizó el gráfico de columnas convencional. Asimismo, para contrastar el recambio de especies entre ambientes se realizaron curvas de rango-abundancia (Feinsinger 2004, Feinsinger & Ventosa 2014) mediante el paquete BiodiversityR versión 2.11-3 (Kindt & Coe 2005). Mientras que, para determinar la similitud relativa entre ensambles, se calculó el coeficiente de distancia Chi^2 (Pearson 1900) con el paquete vegan versión 2.6-2 (Oksanen *et al.* 2018). Esto se complementó con un análisis de correspondencia (CA), lo cual permitió conocer la fuerza de asociación entre las especies y el ambiente en que se registraron a través del cálculo de la Vcramer (Cramér 1946).

La abundancia de aves pertenecientes a cada gremio según la dieta (Insectívoro Estricto, Insectívoro-Granívoro, Omnívoro, etc.) y el porcentaje que representan en cada ambiente, se contrastó mediante un gráfico de barras de dos variables elaborado con el paquete ggplot2 versión 3.3.5 (Wickham 2016).

RESULTADOS

Se registraron un total de 69 especies de aves insectívoras, distribuidas en 12 órdenes y 18 familias. El Bosque Chiquitano Transicional (53 spp) y el Abayoy (50 spp) mostraron una riqueza similar, con 34 especies compartidas, 19 exclusivas para el primer tipo de vegetación y 16 exclusivas para el segundo (Anexo 1).

Se registraron cinco especies con hábitos migrantes; dos con migración boreal (*Coccyzus americanus* y *Oporornis agilis*), dos migrantes australes (*Vireo olivaceus*, *Coccyzus melacoryphus*) y una con estatus migratorio aún no definido (*Chrysolampis mosquitus*); se presume que esta especie posee movimientos estacionales y altitudinales. El registro de la reinita de Connecticut (*O. agilis*) es un registro valioso por ser una especie que migra desde el sur de Canadá (~11.000 km; Anexo 2).

No se registraron especies bajo amenaza según la UICN, y solo dos (*Caracara plancus* y *Milvago chimachima*) se encuentran en CITES (Apéndice II; Anexo 1). A continuación, se presentan los resultados según el tipo de formación vegetal evaluada en el estudio.

Bosque Chiquitano Transicional al Chaco

La completitud de la muestra resultó superior en el ambiente testigo (93,50% de cobertura muestral) comparado con lo determinado para el quemado (88,13%). Esto puede deberse a que los días de muestreo en el ambiente quemado coincidieron con lluvias intensas, lo cual reduce la actividad de las aves. No obstante, la presencia de asíntotas en las curvas de acumulación de cobertura muestral para ambos ambientes demuestra que, incluso al duplicar el esfuerzo de muestreo, los resultados no variarían

significativamente (Figura 4). En este sentido, se registraron valores similares de riqueza específica entre ambientes; 37 especies en el testigo y 36 en el quemado.

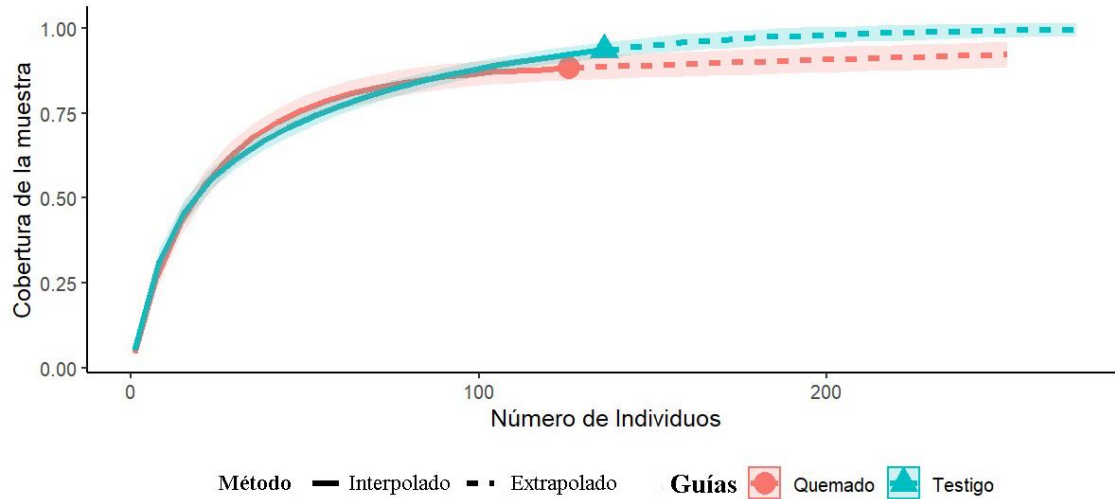


Figura 4. Curva de completitud de muestra de aves insectívoras en ambientes quemados y testigo dentro del Bosque Chiquitano Transicional al Chaco.

Si bien la comparación anterior puede estar sesgada debido a la diferencia en la completitud de muestra alcanzada, incluso al estandarizar los resultados del análisis a un mismo nivel de cobertura muestral ($C_{max}= 88,10\%$), no se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre los valores de riqueza y diversidad de especies entre el ambiente quemado y el testigo (Figura 5).

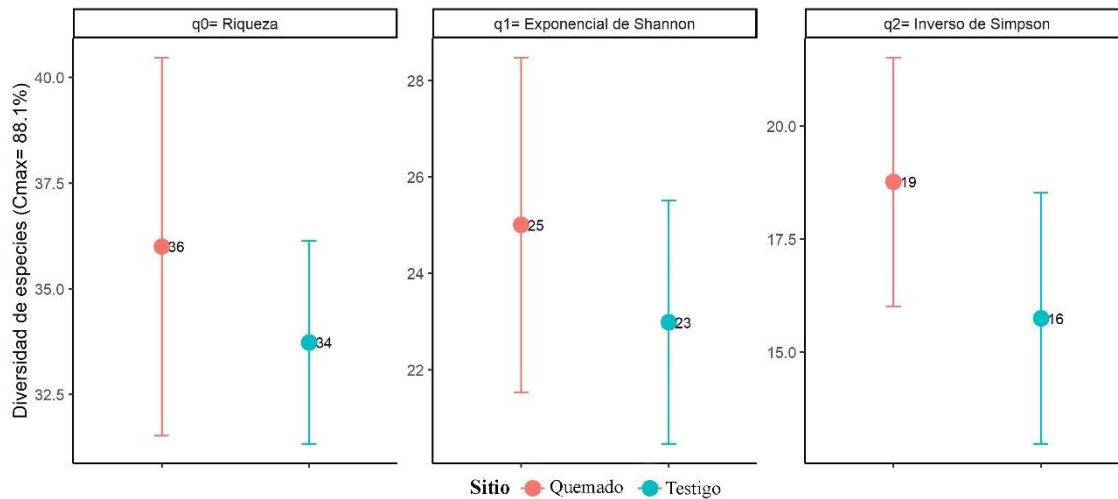


Figura 5. Rarefacción de los valores de diversidad para todos los órdenes de diversidad de las aves insectívoras en los ambientes evaluados.

En esta formación vegetal (considerando ambiente quemado y testigo) se registraron 53 especies en total, pertenecientes a 7 órdenes, siendo Passeriformes el orden que presentó el mayor número de familias. Estas especies se dividieron en 16 familias, con Tyrannidae

como la mejor representada en ambos ambientes (testigo= 9 spp. y quemado= 11 spp.), le siguieron las familias de Thraupidae con 7 y 4 spp. y Thamnophilidae con 6 y 4 spp. en ambiente testigo y quemado respectivamente (Figura 6).

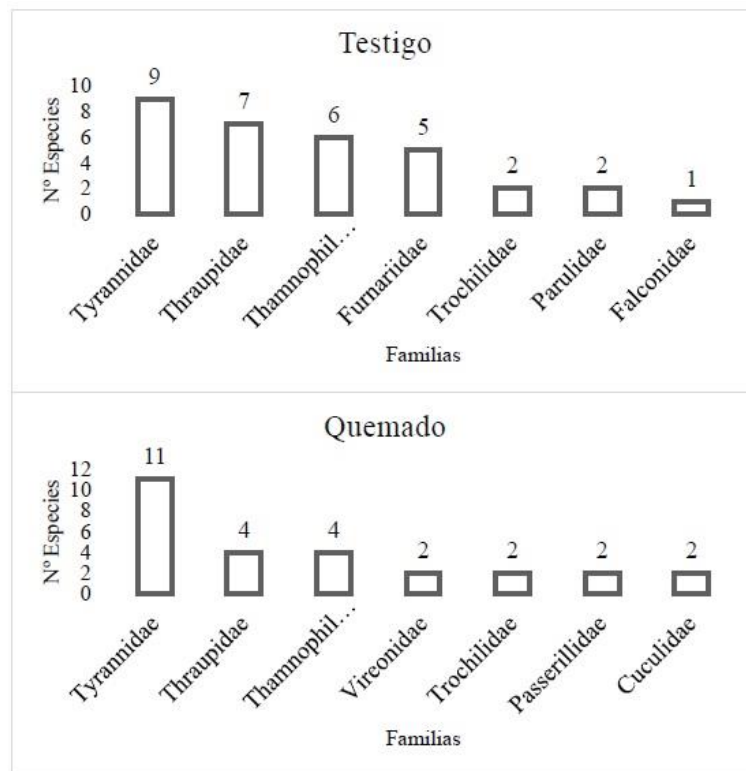


Figura 6. Familias con mayor número de especies registradas en los ambientes testigo y quemado para el Chiquitano Transicional al Chaco. Por razones didácticas solo se muestran las siete familias con mayor número de especies.

La mayoría de los registros en el ambiente testigo correspondieron al tiviviú (*Myrmorchilus strigilatus*; 15,40%), al choncho (*Hemitriccus margaritaceiventer*; 11%) y al hormiguerito vientre negro (*Formicivora melanogaster*; 8,80% de los registros). En el ambiente quemado, las especies más abundantes fueron el güiro (*Thamnophilus doliatus*; 13,50% de los individuos), el boyerito (*Icterus pyrrhopterus*), el chingolo (*Zonotrichia capensis*) y el ya mencionado tiviviú (cada una con 7,10% de abundancia relativa; Anexo 2; Figura 7).

En cuanto a las identidades de las especies registradas se determinó que, el ensamble ornitológico fue altamente diferente entre el ambiente quemado y el testigo, ya que, estos solo se asemejaron en un 39,50%. Además, si bien se determinó una mediana relación entre las especies y el ambiente en el que fueron registradas (V de Cramer= 33,63%), esta resultó ser estadísticamente significativa (p-valor $\chi^2 < 0,05$). Esto permite inferir que, la presencia de aves en el ambiente en el que fueron registradas no se dio por el azar, evidenciándose que, la configuración taxonómica de la comunidad ornitológica que habita el ambiente quemado ha sido influenciada por el impacto de los incendios ocurridos el año 2019.

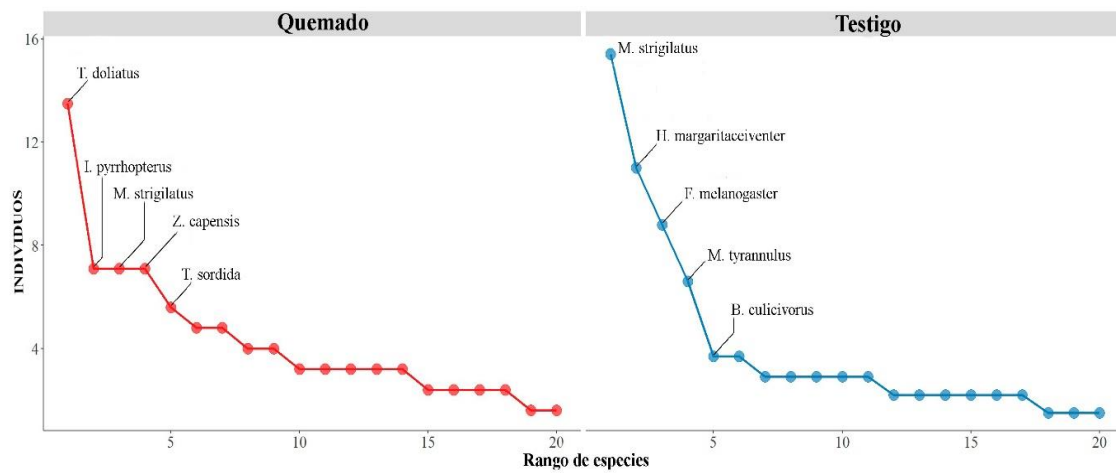


Figura 7. Curva de Rango-Abundancia mostrando el recambio taxonómico de las aves insectívoras entre ambiente quemado y testigo. En el gráfico se muestran 20 spp. de las 36 spp. y 37 spp. De cada ambiente respectivamente.

Al respecto, se logró observar que especies como *Setophaga pitiayumi*, *Tolmomyias sulphurescens* o *Conirostrum speciosum* están mayormente relacionadas con el ambiente testigo, mientras que, *T. doliatus*, *Icterus pyrrhopterus* o *Zonotrichia capensis*, mostraron afinidad por el ambiente quemado. En cuanto a la estructura trófica, si bien los Insectívoros Estrictos abarcaron la mayor cantidad de registros en ambos ambientes, este grupo de aves fue más dominante en el ambiente testigo (117 registros; 86% de los individuos) comparado con el quemado (99 registros; 79% de los individuos). En este último ambiente se observó un incremento en el registro de Insectívoras-Granívoras, quienes se mantuvieron en bajas cantidades para el ambiente testigo (Figura 8).

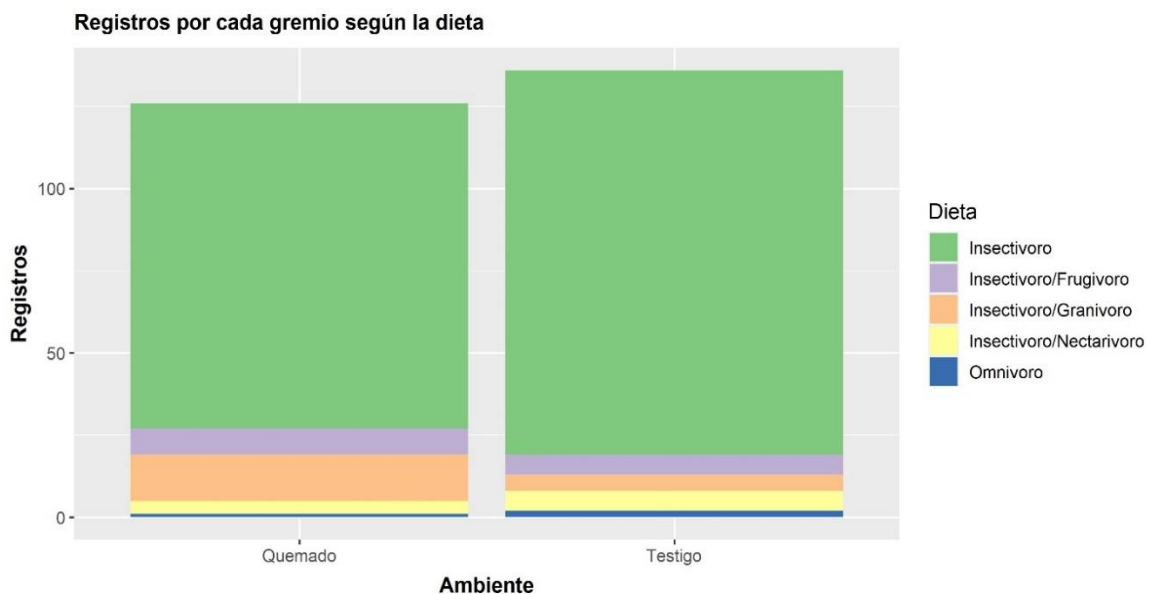


Figura 8. Número de registros de aves insectívoras, por cada gremio según su dieta en los ambientes Chiquitano Transicional.

Chaparrales de Abayoy

Debido a que en este tipo de vegetación se evaluaron zonas con distinta frecuencia de afectación por incendios, se trabajaron los resultados de manera separada. Por tanto, primero se presentan los resultados para el área afectada por el fuego en el año 2021 (AY 21) y luego para el área impactada en los años 2019 y 2021 (AY-19-21).

Abayoy 2021 (AY 21)

Se alcanzaron elevados niveles de completitud de la muestra (>88%) para el ambiente testigo y quemado, donde la presencia de asíntotas en las curvas de acumulación de cobertura muestral para ambos ambientes sugiere que, los resultados obtenidos no variarían significativamente al incrementar el esfuerzo de muestreo (Figura 9). Por tanto, el inventario de aves en esta formación vegetal fue realizado de manera confiable.

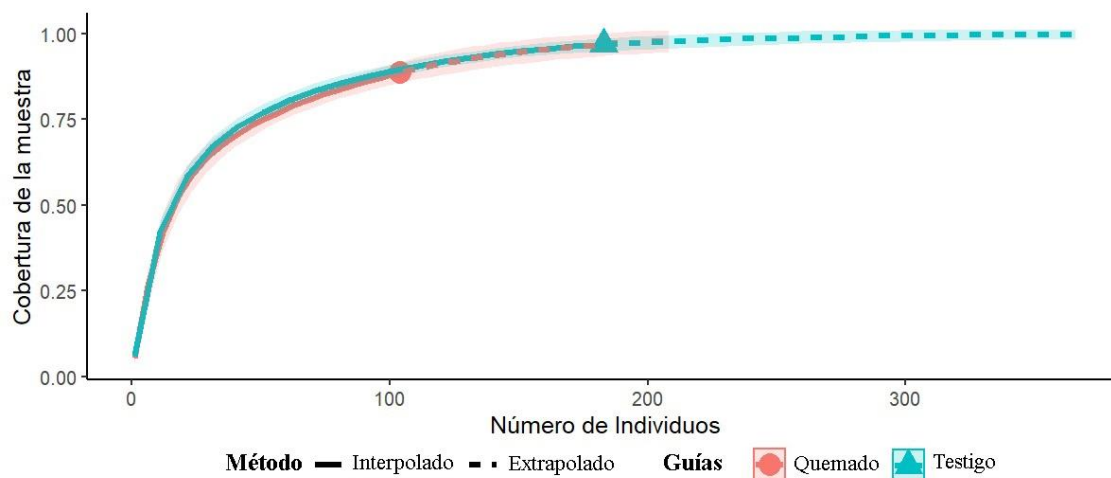


Figura 9. Curva de completitud de muestra de las aves insectívoras en ambientes quemados y testigo dentro del Abayoy.

Sin embargo, para realizar contrastes estadísticos insesgados entre ambientes, los valores de riqueza y diversidad específica fueron rarificados a un mismo nivel de cobertura muestral ($C_{max} = 88,10\%$). Con esto se evidenció que, no se presentaron diferencias estadísticamente significativas en la riqueza específica (0D), en el número de especies típicas o comunes (1D) y de especies dominantes (2D) entre el ambiente quemado y testigo (Figura 10).

En general, considerando ambos ambientes evaluados, se logró el registro de 44 especies de aves insectívoras, distribuidas en 7 órdenes, donde Passeriformes fueron dominantes con mayor número de familias registradas. De igual modo, estas especies se dividieron en 18 familias, donde Tyrannidae presentó el mayor número de especies en los dos ambientes (quemado= 9 spp. y testigo= 10 spp; Figura 11).

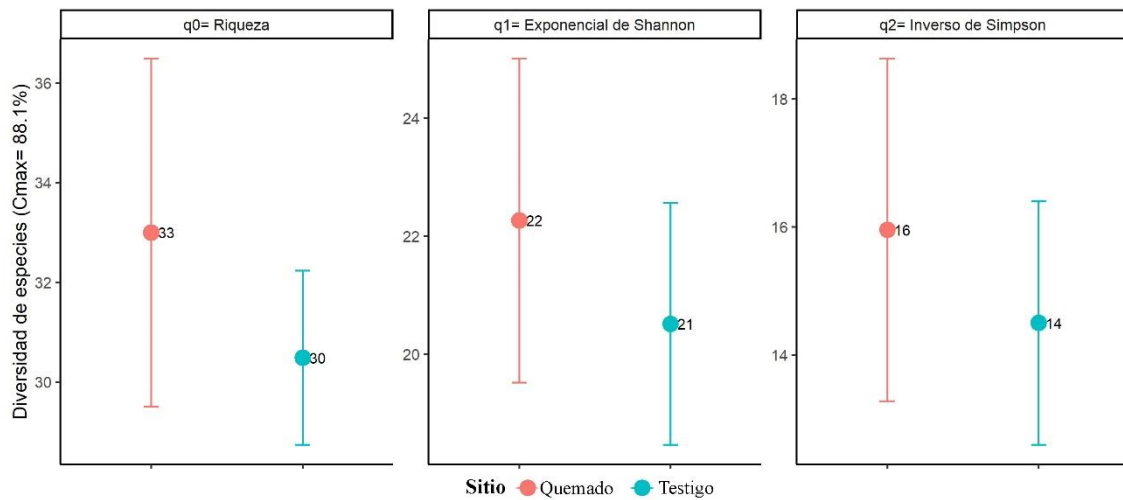


Figura 10. Rarefacción de los valores de diversidad para todos los órdenes de diversidad de las aves insectívoras en los ambientes evaluados.

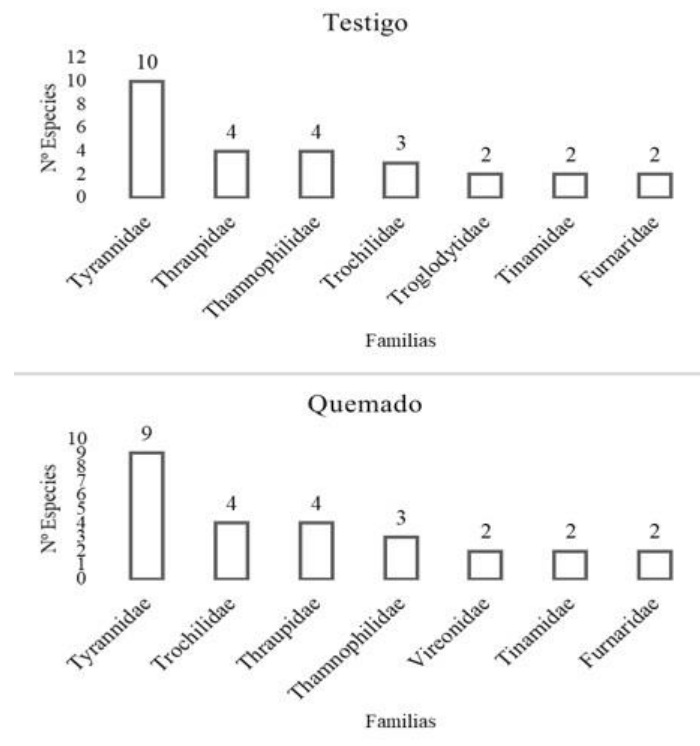


Figura 11. Familias con mayor número de especies registradas por ambiente en Abayoy (AY-21). Por razones didácticas, se muestran las siete familias con mayor número de especies.

En el ambiente testigo, las especies más abundantes fueron el tiviviú (*M. strigilatus*; 15,80% de los registros), el choncho (*H. margaritaceiventer*; 9,80%) y el copetón (*Myiarchus tyrannulus*; 8,70% del total de registros). En el ambiente quemado las especies con mayores abundancias relativas fueron el semillero azulado (*Volatinia jacarina*; 13,50% de los individuos registrados), el güiro (*T. doliatus*; con el 10,60%) y el picaflor dorado (*Hylocharis chrysura*; con 9,60% de abundancia relativa; Figura 12).

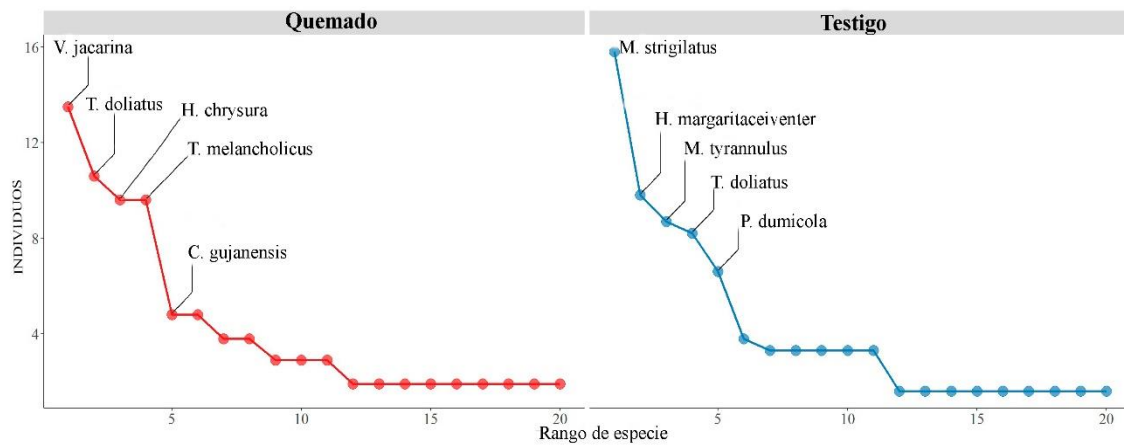


Figura 12. Curva de Rango-Abundancia que muestra el recambio taxonómico de las aves insectívoras entre ambiente quemado el 2021 y testigo. En el gráfico se muestran 20 spp. de las 33 spp. y 36 spp. de cada ambiente respectivamente.

En cuanto a la composición de especies, el ambiente quemado y el testigo se diferenciaron considerablemente, ya que, la similitud en las identidades de las especies registradas entre ambientes no superó el 40%. Lo anterior se refuerza al considerar que, se encontró una relación estadísticamente significativa entre las especies y el ambiente en el que fueron registradas (V de Cramer= 33,63%; p-valor $\chi^2 < 0,05$). Por tanto, es posible inferir que la presencia de aves en cada ambiente no se estaría dando por azar, y el ensamble ornitológico se ha reconfigurado en el ambiente quemado debido al impacto generado por los incendios ocurridos el año 2021. Se logró identificar que especies como *V. jacarina*, *Tyrannus melancholicus* o *H. chrysura* se asociaron principalmente con el ambiente quemado, mientras que, *M. strigilatus*, *Microspingus melanoleucus* o *Lepidocolaptes angustirostris* se relacionaron sobre todo con al ambiente testigo. El gremio trófico más abundante en ambos ambientes evaluados fue el Insectívoro Estricto, con 64 registros (61,53% de los individuos) para el ambiente quemado y, 148 registros (80,87% de los individuos) para el testigo (Figura 13).

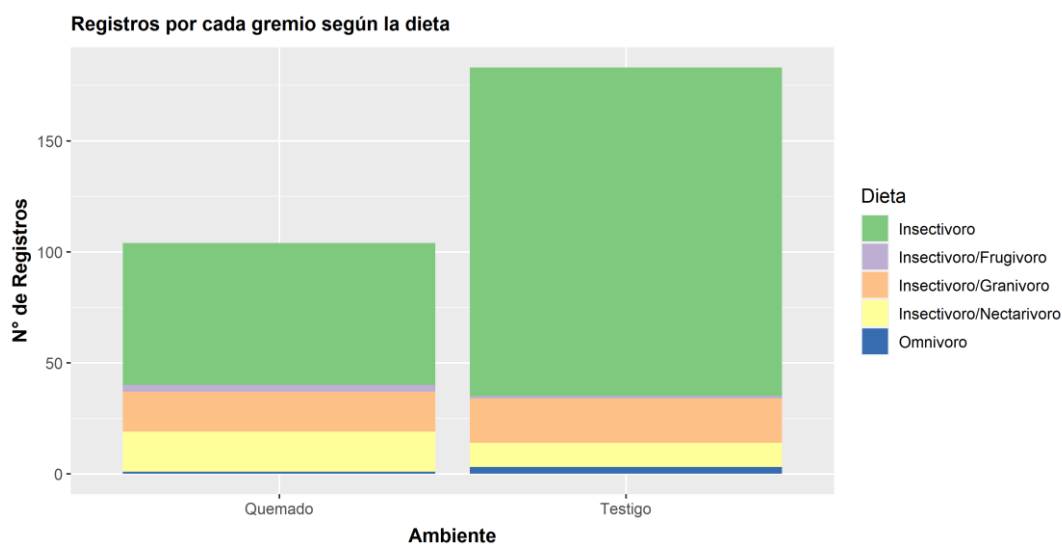


Figura 13. Número de registros de aves insectívoras por cada gremio según su dieta en los ambientes quemado 2021 y testigo.

Abayoy 2019-2021 (AY 19-21)

En cuanto al nivel de completitud de la muestra, ambos ambientes presentaron altos y similares valores de cobertura muestral (96,76% y 92,73% para el testigo y quemado respectivamente). Además, en ambos ambientes se presentaron asíntotas en las curvas de acumulación de cobertura muestral, lo cual significa que el inventario de especies fue realizado de manera confiable (Figura 14). Debido a los similares valores de cobertura alcanzados, no fue necesario realizar el análisis de rarefacción.

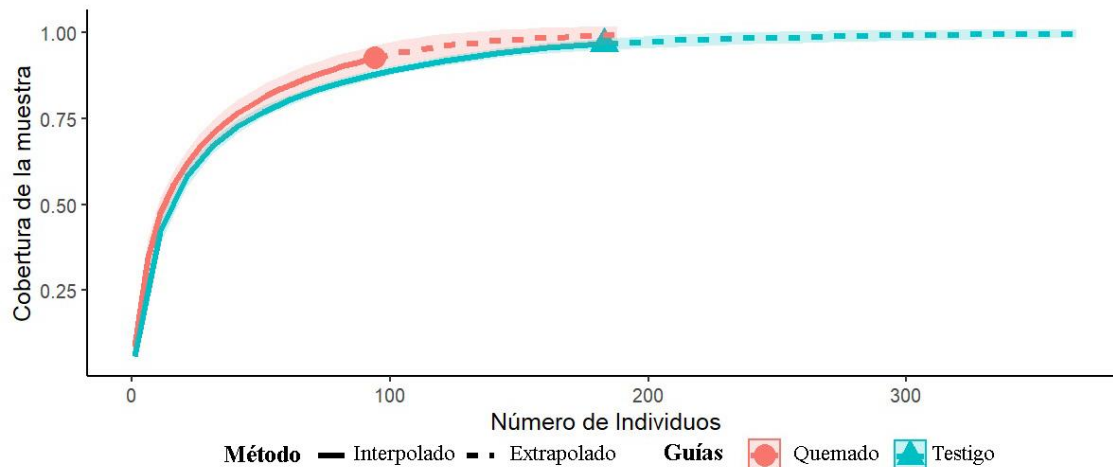


Figura 14. Curva de completitud de la muestra de aves insectívoras en ambientes quemados y testigo dentro de Abayoy impactado por incendios los años 2019 y 2021.

Por tanto, se comprobó que en el Abayoy afectado por dos eventos de incendios (años 2019 y 2021), el impacto del fuego afectó negativamente al ensamble de aves Insectívoras, ya que, la riqueza de especies del ambiente testigo (${}^0D= 36$ spp.) fue significativamente superior a la registrada en el quemado (${}^0D= 26$ spp.), al igual que la diversidad de especies típicas (1D ; ambiente testigo fue superior al quemado por 6 especies) y dominantes (2D ; el testigo presentó 5 especies más que el quemado; Figura 15).

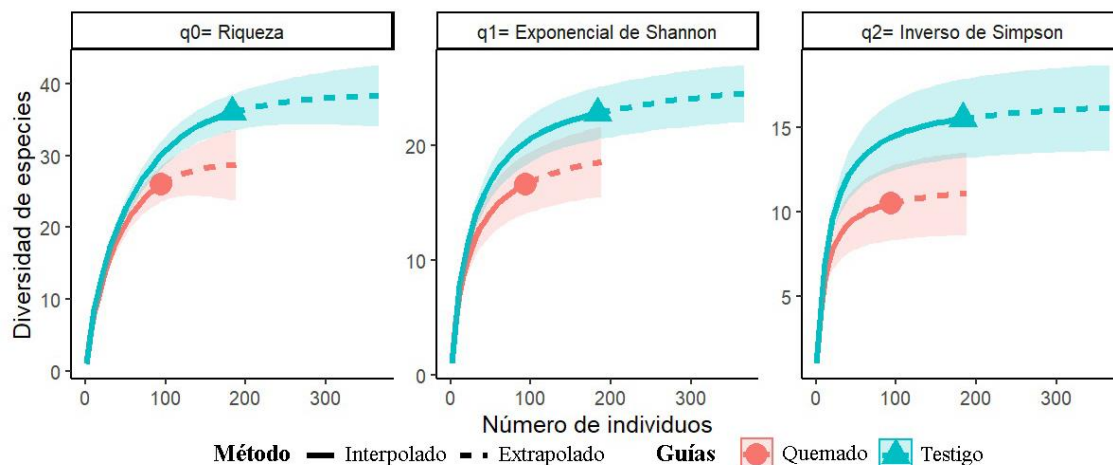


Figura 15. Análisis de números de Hill para la diversidad de aves insectívoras en ambiente quemado y testigo del Abayoy impactado por incendios en los años 2019 y 2021.

Las especies en el ambiente testigo se dividieron en 6 órdenes, sobresaliendo Passeriformes. Asimismo, se identificaron 15 familias, de las cuales, Tyrannidae (10 spp.), Thamnophilidae (4 spp.) y Thraupidae (4 spp.) presentaron la mayor riqueza de especies. Por otro lado, las especies en el ambiente quemado se repartieron en 6 órdenes (donde también destaca Passeriformes) y 13 familias, donde Tyrannidae (6 spp.), Thamnophilidae (4 spp.) y Cuculidae (3 spp.) fueron las familias mejor representadas (Figura 16).

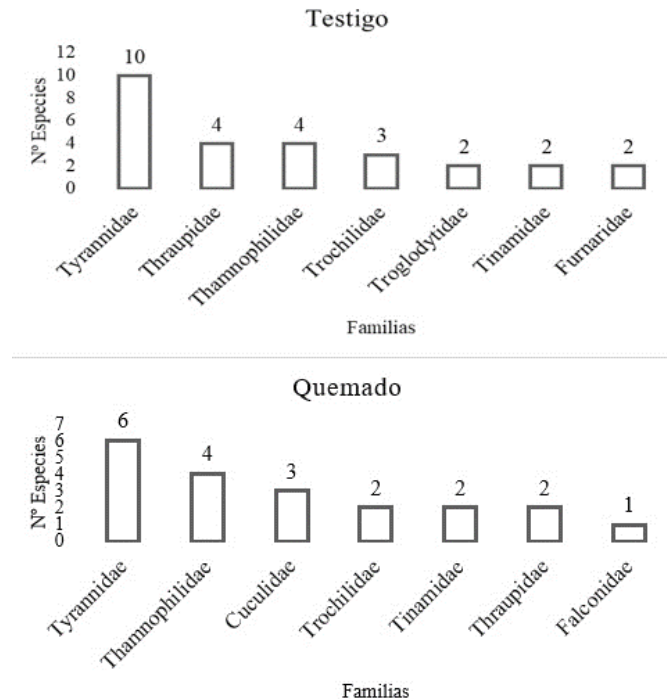


Figura 16. Familias con mayor número de especies registradas en los ambientes testigo y quemado de la vegetación Chiquitano Transicional al Chaco. Por razones didácticas solo se muestran las siete familias con mayor número de especies.

Las especies con mayor abundancia en el ambiente quemado fueron el semillero azulado (*V. jacarina*; 24,50% de los registros), el colibrí dorado (*H. chrysura*; con 9,60%) y el colibrí esmeralda (*Chlorostilbon lucidus*; 8,50% de abundancia relativa). Mientras que, las especies dominantes en el ambiente testigo fueron *M. strigilatus* (15,80%), *H. margaritaceiventer* (9,80%) y *M. tyrannulus* (8,70%; Figura 17). Destaca el dominio de *V. jacarina* en el ambiente quemado, especie que fue escasamente registrada en el testigo. Lo contrario sucedió con *M. strigilatus*, que pasó de ser la especie dominante en el ambiente testigo a presentarse en bajas cantidades en el quemado (Figura 17; Anexo 2).

Respecto a la composición taxonómica del ensamble ornitológico, el ambiente quemado y el testigo se diferenciaron significativamente, ya que, presentaron una baja similitud en las identidades de sus especies (40,31% de similitud taxonómica). Además, se detectó que la presencia de aves en cada ambiente no se estaría dando por el azar (V de Cramer= 27,21%; p -valor $\chi^2 < 0,05$), de tal manera que es posible inferir que el impacto de los incendios ocurridos en los años 2019 y 2021 ha provocado una alteración significativa en la composición ornitológica.

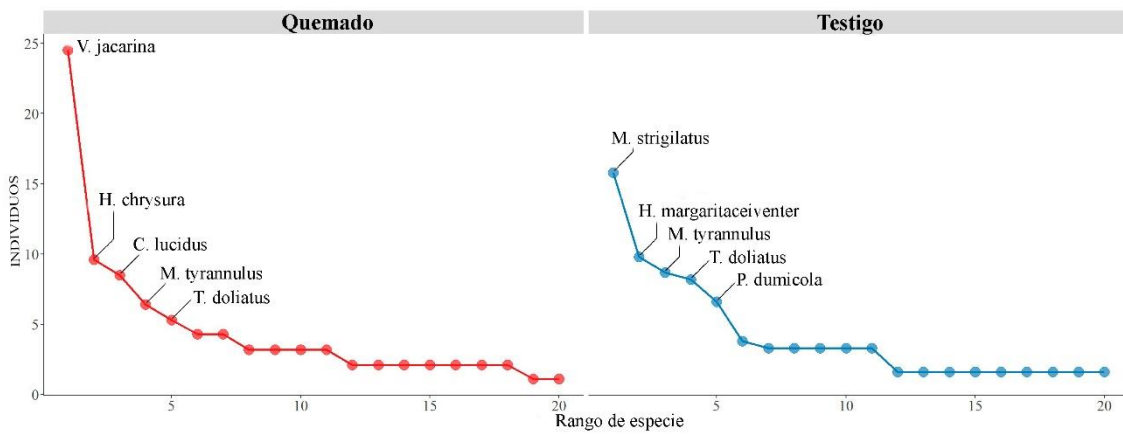


Figura 17. Curva de Rango-Abundancia del recambio taxonómico de las aves insectívoras entre ambiente testigo y quemado los años 2019 y 2021. En el gráfico se muestran 20 spp. de las 26 spp. y 36 spp. de cada ambiente respectivamente.

Respecto a la estructura trófica, los Insectívoros Estrictos fueron ampliamente dominantes en el ambiente testigo (80,87% del total de individuos registrados), pero, esta dominancia se redujo para el ambiente quemado, donde solo abarcó una proporción del 47,87% de la totalidad el ensamble ornitológico. Por tanto, en el quemado se dio la presencia considerable de aves Insectívoras plásticas, que también pueden consumir granos y néctar, por tanto, presentan hábitos más generalistas (Figura 18).

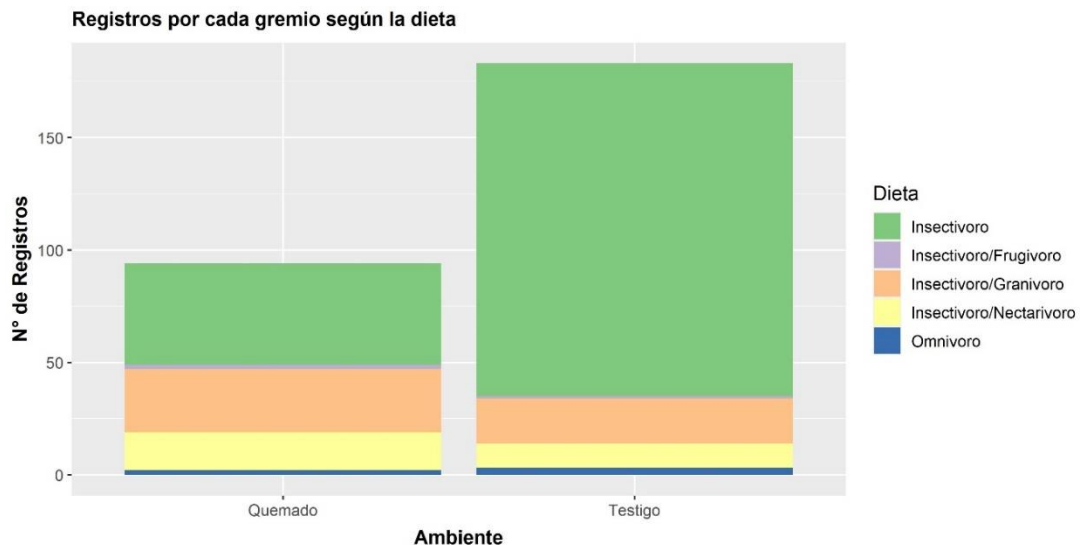


Figura 18. Número de registros de aves insectívoras por cada gremio según su dieta en los ambientes evaluados.

DISCUSIÓN

El hecho que en el Bosque Transicional al Chaco y en el Abayoy afectado por incendios el año 2021, los valores de riqueza y diversidad de aves no presentaron diferencias significativas entre ambientes quemados y testigos, coincide con los reportado en estudios previos realizados en Ñembi Guasu por Aponte (2021) y Pinto-Viveros *et al.* (2023). Esto puede deberse a la rápida recolonización ornitológica que ocurre después

de los incendios para explotar recursos que se generan como parte del proceso de sucesión natural (Watson *et al.* 2012), lo cual es favorecido por la época húmeda, donde el rebrote de la vegetación herbácea promueve la llegada de diversos organismos, entre ellos, las aves (Giorgis *et al.* 2021).

No obstante, el que la riqueza y diversidad de especies en el Abayoy, que fue impactado por dos eventos de incendios (años 2019 y 2021), resultaran significativamente menor que en áreas no quemadas sugiere que, al parecer la repetitividad de incendios en una determinada área influye negativamente sobre el ensamble de aves, ya que, frente a la repetitividad de quema, la cobertura boscosa tiende a simplificarse vertical y horizontalmente (Ledezma-Vargas & Nina 2022, Pinto-Viveros *et al.* 2023), desfavoreciendo al establecimiento de una comunidad ornitológica que sea diversa (Barlow & Peres 2011, Perfetti-Bolaño *et al.* 2013, White *et al.* 2016).

Que las familias Tyrannidae, Thraupidae y Thamnophilidae sean las que presentan mayor número de registros, se debe a la gran cantidad de especies insectívoras con hábitos alimenticios, conductuales y reproductivos variados, en algunos casos, beneficiados por los cambios post incendios. Lo cual coincide con numerosos estudios realizados en ambientes perturbados del Neotrópico (Novoa 2019, Aponte 2021, Traeger 2021). Sin embargo, hay que considerar que, las familias Tyrannidae y Thamnophilidae, también son reconocidas como dependientes de hábitats boscosos no perturbados (León 1998). Esto puede ser una evidencia de que estas familias poseen plasticidad fenotípica para adaptarse a modificaciones en sus hábitats.

En los ambientes testigos de ambos tipos de vegetación, la especie más abundante fue *Myrmorchilus strigilatus*. Según Bodrati (2012), esta prefiere el interior de vegetación cerrada y enmarañada, lo que también explicaría su baja abundancia en los ambientes quemados. Dentro del Abayoy, *V. jacarina* fue la más abundante en ambos sitios quemados. Esto responde a la historia natural de la especie, ya que, esta prefiere hábitats abiertos y, también habita con facilidad ambientes perturbados (Carvalho 1957, Herzog *et al.* 2017). Por tanto, su dominancia en ambientes boscosos quemados podría ser un indicador de simplificación del hábitat, lo cual coincide con los hallazgos realizados por Pinto-Viveros *et al.* (2023) para Ñembi Guasu.

Con relación a la composición taxonómica del ensamble de aves, el que en todos los ambientes quemados (para ambos tipos de formación vegetal) se haya encontrado una configuración de especies significativamente distinta que la existente en áreas no quemadas nos indica que, si bien las áreas afectadas por fuego logran ser colonizadas por aves después del paso del fuego, las que llegan son especies diferentes a las que existían antes de la perturbación. Esto coincide con los reportado por Pinto-Viveros *et al.* (2023), quienes también reportaron un elevado recambio taxonómico entre áreas quemadas y testigos para bosques en Ñembi Guasu. Esto puede ser considerado como un indicador en este tipo de estudios, ya que, se conoce que la afinidad taxonómica entre áreas quemadas y no quemadas disminuye significativamente con el aumento de la severidad de la alteración por fuego (Albanesi *et al.* 2014).

La mayor abundancia del gremio insectívoro estricto en todos los ambientes puede ser explicado, en el caso los testigos, a través de lo dicho por Husté & Boulmier (2007) o Arizmendi *et al.* (2008), que indican que la abundancia de las aves insectívoras está directamente relacionada a la preferencia de estas por zonas boscosas no perturbadas. Mientras que, en el caso de los ambientes quemados, Hidasí-Neto *et al.* (2012) y Perfetti-Bolaño *et al.* (2013), encontraron que este grupo de aves se ven significativamente beneficiadas por la aparición de nuevos recursos alimenticios y estructurales; esto influye de igual manera a los gremios mixtos (Grigera & Pavić 2007).

CONCLUSIONES

Si bien los ambientes quemados en Ñembi Guasu (afectados el año 2019) han logrado recuperar sus valores de riqueza y diversidad de especies, el ensamble ornitológico está lejos de restaurarse en términos taxonómicos, ya que, este se conformó con especies diferentes a las que existían antes del fuego. Esto demuestra la importancia de analizar las identidades de las especies en este tipo de estudios, para comprender de una manera integral cómo se están presentado los procesos de restauración en áreas degradadas por fuego.

Nuestros hallazgos resaltan la gravedad que ejerce la repetitividad de incendios sobre los ecosistemas, ya que, en el lugar donde el fuego impactó por dos años (2019 y 2021), la riqueza y diversidad de aves no ha logrado recuperarse. Por tanto, bajo el contexto de fortalecer los procesos de restauración natural en áreas afectadas por fuego, es imperativo evitar que se presenten nuevos eventos de incendios, tal es el caso de Ñembi Guasu, donde se debe promover con alta prioridad la prevención de incendios.

AGRADECIMIENTOS

Al proyecto “Bases del conocimiento para la restauración. FASE 2”, financiado por el Gobierno de Canadá y ejecutado por el Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado y la Fundación para la Conservación del Bosque Chiquitano (FCBC).

LITERATURA CITADA

- Albanesi S., S. Dardanelli & L.M. Bellis. (2014). Effects of fire disturbance on bird communities and species of mountain Serrano forest in central Argentina. *J. For. Res.* 19: 105-114.
- Anívarro R., H. Azurduy, O. Maillard & A. Markos. (2019). Diagnóstico por teledetección de áreas quemadas en la Chiquitanía. Informe técnico del Observatorio Bosque Seco Chiquitano, FCBC, Santa Cruz, Bolivia, 70 Pp.
- Aponte M.A. (2021). Impacto de incendios forestales en aves del Bosque Seco Chiquitano. Informe Técnico. Proyecto Bases del Conocimiento para la restauración. FCBC. MHNNKM. Santa Cruz, Bolivia, 85 Pp.
- Arizmendi M., E. López-Saut, C. Monterrubio-Solís, L. Juárez, I. Flores-Moreno & C. Rodríguez-Flores. (2008). Efecto de la presencia de bebedores artificiales sobre

- la diversidad y abundancia de los colibríes y el éxito reproductivo de dos especies de plantas en un parque suburbano de la ciudad de México. *Ornitología Neotropical* 19:491-500 Pp.
- Barlow J. & C.A. Peres. (2011). Avifaunal responses to single and recurrent wildfires in amazonian forest. *America* 14(5): 1358-1373.
- Bodrati A. (2012). Nido, huevos y aspectos reproductivos del Caraguatero (*Myrmorchilus strigilatus*) en el chaco argentino. *Nuestras aves* 47:23-24 Pp.
- Bowman D. (2017). When will the jungle burn? *Nature Climate Change* 7: 390.
- Castillo M., P. Pedernera & E. Peña. (2003). Incendios forestales y medio ambiente: una síntesis global. *Revista Ambiente y Desarrollo de CIPMA*. Vol. XIX/Nº3 y 4. 10 Pp.
- Cramér H. (1946). Capítulo 21. El caso bidimensional. *Métodos matemáticos de estadística*. Princeton University Press. 282 Pp.
- Chao A. & L. Jost. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecological Society of America. Ecology*, 93(12) 2533-2547.
- Chao A., N.J. Gotelli, T.C. Hsieh, E.L. Sander, K.H. Ma, R. Colwell & A. Ellison. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs* 84(1): 45–67.
- Chao A., Y. Kubota, D. Zelený, C. Chiu, C. Li, B. Kusumoto, M. Yasuhara, S. Thorn, C. Wei, M. Costello & R. Colwell. (2020). Quantifying sample completeness and comparing diversities among assemblages. *Ecol. Res.* 35: 292-314.
- De Carvalho C.T. (1957). Notas ecológicas sobre *Volatinia jacarina*. *Boletim do museu Paraense Emilio Goeldi. Zoología* 2:10.
- De La Ossa J., A. De La Ossa-Lacayo & M. Monroy-Pineda. (2017). Abundance of domestic Dove (*Columbia livia domestica* Gmelin, 1789) in Santiago de Tolú, Sucre, Colombia. *Revista MVZ Córdoba* 22: 5718-5727.
- Del Hoyo J., A. Elliott, J. Sargatal, D.A. Christie & E. De Juana. (2019). *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona. Disponible en: <https://www.hbw.com/node/52944> Visitado el: 10/5/2022
- Doerr S.H. & C. Santín. (2016). Global trends in wildfire and its impacts: perceptions versus realities in a changing world. *Philosophical transactions of The Royal Society B Biological Sciences* 371 (1696):20250345.
- Drawert H.A., J.C. Catari, M.A. Pinto-Viveros, L.H. Acosta, A.C. Paca, C. Ergueta, C.A. Terceros, E. Cortez, S. Gutiérrez & J.D. Garay. (2020). Estudio de Biodiversidad en el Área de Importancia Ecológica Nación Guaraní Charagua Iyambae - Ñembi Guasu. *Doc. Nativa, Santa Cruz, Bolivia*. 167 Pp.
- Feinsinger P. (2004). El diseño de estudios de campo para la conservación de la

- biodiversidad. FAN, Santa Cruz, Bolivia.
- Feinsinger P. & I. Ventosa. (2014). Suplemento decenal al texto: El diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad. Editorial FAN., Santa Cruz, Bolivia.
- Fuentes-Ramírez A., M. Barrientos, L. Almonacid, C. Arriagada-Escamilla & C. Salas-Eljatib. (2018). Short-term response of soil microorganisms, nutrients and plant recovery in fire-affected Araucaria Araucana forests. *Applied Soil Ecology* 131 (4):99-106.
- Giorgis M., S. Zeballos, L. Carbone, H. Zimmermann, H. Wehrden, R. Aguilar, A. Ferreras, P. Tecco, E. Kowaljow, F. Barri, D. Gurvich, P. Villagra & P. Jaureguiberry. (2021). A review of fire effects across South American ecosystems: the role of climate and time since fire. *Fire. Ecol.* 17(11):1-20.
- Gobierno Autónomo Indígena Originario Campesino. (2019). Ley de consolidación y establecimiento de límites del área de conservación e importancia ecológica Ñembi Guasu. Santa Cruz, Bolivia 10 Pp.
- Grigera D. & C. Pavic. (2007). Ensamblajes de aves en un sitio quemado y en un sitio no alterado en un área forestal del noroeste de la Patagonia argentina. *Hornero* 22: 29-37.
- Herzog S.K., R.S. Terrill, A.E. Jahn, J. Remsen, O.Z. Maillard, V.H. García-Solíz, R. McLeod, A. Maccormick, J.Q. Vidoz & C.C. Tofte. (2017). *Birds of Bolivia: field guide*. Asociación Armonía 500Pp.
- Hidasi-Neto J., J. Barlow & M.V. Cianciaruso. (2012). Bird functional diversity and wildfires in the Amazon: The role of forest structure. *Animal Conservation* 15:407-415.
- Hsieh T.C., K.H. Maand & A. Chao. (2016). iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution* 7: 1451-1456.
- Hsieh T.C., K.H. Ma & A. Chao. (2020). iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity.
- Husté, A., & T. Boulinier. (2007). Determinants of local extinction and turnover rates in urban bird communities. *Ecological Applications*, 17(1): 168-180.
- Kindt R. & R. Coe. (2005). *Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*.
- Ledezma-Vargas R. & R.E. Nina. (2021). Impacto de los incendios en la estructura y composición de la vegetación del Bosque Seco Chiquitano. Informe Técnico. Proyecto Bases del Conocimiento para la restauración. Fundación para la conservación del bosque chiquitano. Museo de historia natural Noel Kempff Mercado. Santa Cruz, Bolivia, 127 Pp.
- Ledezma-Vargas R. & R. Nina. (2022). *Monitoreo de Regeneración y Biodiversidad:*

- Componente botánico (estructura y composición). Reporte técnico Proyecto: Bases del conocimiento para la restauración Fase 2. FCBC. MHNNKM. Santa Cruz Bolivia. 121 Pp.
- León A. (1998). Aves insectívoras de sotobosque y perturbación de hábitat en el bosque pluvial tropical. Tesis de grado. Cali-Colombia, Universidad del Valle, Facultad de Ciencias. 54 Pp.
- Maillard, O., R. Vides-Almonacid, M. Flores-Valencia, R. Coronado, P. Vogt, S. M. Vicente-Serrano, H. Azurduy, R. Anívarro & R.L. Cuellar. (2020). Relationship of forest cover fragmentation and drought with the occurrence of forest fires in the department of Santa Cruz, Bolivia. *Forests* 11(9): 910.
- MacGregor-Fors, I. & M.E. Payton. (2013). Contrasting Diversity Values: Statistical Inferences Based on Overlapping Confidence Intervals. *PLoS ONE*. 8(2): 1-4.
- Navarro G. (2011). Clasificación de la vegetación de Bolivia, centro de ecología diffusion Fundación Simón I. Patiño, Santa Cruz, Bolivia.
- Navarro G. & W. Ferreira. (2009). Biogeografía de Bolivia. Pp 23-39 en: Moraes M., B Mostacedo & S. Altamirano (eds.), Libro rojo de parientes silvestres de cultivos de Bolivia. Viceministerio de medio ambiente, Biodiversidad y Cambio Climático (VMABCC), La Paz, Bolivia.
- Novoa F.J. (2019). Efectos de los incendios forestales sobre los gremios de aves del Bosque Templado Andino del Sur de Chile. Tesis para optar al grado de Magister en Recursos Naturales. Pontificia Universidad Católica de Chile. 64Pp.
- Oksanen J.F., G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlinn, P. Minchin, R. O'Hara; G. Simpson; P. Solymos; M. Stevens, E. Szoecs & H. Wagner. (2018). *vegan: community ecology package*.
- Pearson K. (1900). Mathematical contributions to the theory of evolution-VII. On the correlation of characters not quantitatively measurable. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 195(262-273): 1-47.
- Perfetti-Bolaño A., D. González-Acuña, C. Barrientos & L. Moreno (2013). Effects of fire on the bird fauna present at Cayumanque Hill, Bío-Bío Region, Chile. *Boletín Chileno de Ornitología* 19:1-11.
- Pinto-Viveros M.A., D. Villarroel & E. Peñaranda. 2023. Respuesta taxonómica y funcional del ensamblaje de aves a megaincendios en la región sur de la Chiquitania (Santa Cruz, Bolivia). *Rev. Biol. Neotrop.* 20(1): 1-19.
- Pons P. (2005) Consecuencias de los incendios forestales sobre los vertebrados y aspectos de su gestión en regiones mediterráneas. 229-245.
- R Core Team. (2022). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria.
- Ralph J. C., G.R. Geupel, P. Pyle, T.E. Martin, D.F. DeSante & B. Milá. (1996). Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. U.U.S.S departament

of Agriculture, 51 Pp.

- Remsen J.J.V., J.I. Areta, E. Bonaccorso, S. Claramunt, A. Jaramillo, D.F. Lane, J.F. Pacheco, M.B. Robbins, F.G. Stiles & K.J. Zimmer. (2021). A classification of the bird species of South America. American Ornithological Society. Disponible en: <http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.htm> Revisado el: 15/5/2022
- RStudio Team. 2022. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, M. A
- Sánchez-Azofeifa G.A., M. Kalacska, M. Quesada, J.C. Calvo-Alvarado, J.M. Nassar & J.P. Rodríguez. (2005). Need for integrated research for a sustainable future in tropical dry forest. Wiley Online Library.
- Sekercioglu C. (2006). Increasing awareness of avian ecological function. Trends in ecology and evolution. 21 Pp.
- Sohdi S., R. Butler, F.W. Laurance, L. Gibson. (2011). Conservation succes at micro, meso and macroscales, trends in Ecology and Evolution. Vol 26, Issue 11: 585-594.
- Stotz D.F., J.W. Fitzpatrick, T.A. Parker III & D.K. Moskovits. (1996). Neotropical birds: ecology and conservation. University of Chicago Press. 478 Pp.
- Tessler N., L. Wittenberg & N. Greenbaum. (2016). Vegetation cover and species richness after recurrent forest fires in the Eastern Mediterranean ecosystem of Mount Carmel, Israel. Science of the Total Environment. 572: 1395-1402.
- The Nature Conservancy. (2004). El fuego, los ecosistemas y la gente: Una evaluación preliminar del fuego como tema global de conservación. 12 Pp.
- Traeger C. (2021). Determinación de la riqueza de aves afectadas por incendios forestales en la región mediterránea de Chile durante eventos extremos en los años 2017 y 2019. Tesis para optar al grado de Magister en recursos naturales. Pontificia universidad católica de Chile. 65 Pp.
- UICN. Red List of Threatened Species. Red List of Threatened Species. Disponible en: <http://www.iucnredlist.org/> Visitado el: 10/5/2022
- Watson S.J., R. S. Taylor, D. G. Nimmo, L. T. Kelly, A. Haslem, M. F. Clarke & A. F. Bennett. (2012). Effects of time since fire on birds: How informative are generalized fire response curves for conservation management? Ecol. Appl. 22(2): 685-696.
- White, A.M., P.N. Manley, G.L. Tarbill, T.W. Richardson, R.E. Russell, H.D. Safford, & S. Z. Dobrowski. (2016). Avian community responses to post-fire forest structure: implications for fire management in mixed conifer forests. Animal Conservation, 19(3): 256-264.
- Wickham H. (2016). ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York. ISBN 978-3-319-24277-4, <https://ggplot2.tidyverse.org>.

Anexo 1. Lista de especies registradas, ordenadas por Vegetación, Ambiente (Quemado - Testigo), Orden y Familia.

N°	Orden/Familia	Género/Especie	Dieta	Gremio	Vegetación		Mov.	Obs.	Canto	Red
					Chiquitano	Abayoy				
Tinamiformes										
1	Tinamidae	<i>Crypturellus parvirostris</i>	Insectivoro/ Granivoro	IRT	X	X		0	1	0
2	Tinamidae	<i>Crypturellus tataupa</i>	Insectivoro/ Granivoro	IRT		X		0	1	0
Cuculiformes										
3	Cuculidae	<i>Tapera naevia</i>	Insectivoro	IRFS	X	X		1	0	0
4	Cuculidae	<i>Coccyzus americanus</i>	Insectivoro	IRFD	X		M. boreal	1	0	0
5	Cuculidae	<i>Coccyzus melacoryphus</i>	Insectivoro	IRFD		X	M. austral	1	0	0
6	Cuculidae	<i>Crotophaga ani</i>	Insectivoro	IRT		X		1	0	0
Apodiformes										
7	Trochilidae	<i>Thalurania furcata</i>	Insectivoro/ Nectarivoro	IADD	X	X		1	0	0
8	Trochilidae	<i>Hylocharis chrysura</i>	Insectivoro/ Nectarivoro	IADD	X	X		1	0	0
9	Trochilidae	<i>Chrysolampis mosquitus</i>	Insectivoro/ Nectarivoro	IADD		X	No def.	1	0	0
10	Trochilidae	<i>Chlorostilbon lucidus</i>	Insectivoro/ Nectarivoro	IADD		X		0	0	1
11	Trochilidae	<i>Heliomaster furcifer</i>	Insectivoro/ Nectarivoro	IADD		X		1	0	0
Galbuliformes										
12	Bucconidae	<i>Nystalus maculatus</i>	Insectivoro	IRFS	X	X		1	0	0
Piciformes										
13	Picidae	<i>Celeus lugubris</i>	Insectivoro	IEC	X			1	0	0
14	Picidae	<i>Campephilus leucopogon</i>	Insectivoro	IEC	X			0	1	0
15	Picidae	<i>Campephilus melanoleuca</i>	Insectivoro	IEC		X		1	0	0
16	Picidae	<i>Picumnus cirratus</i>	Insectivoro	IEC		X		0	0	1
Falconiformes										
17	Falconidae	<i>Milvago chimachima</i>	Omnivoro	IAED	X	X		1	0	0
18	Falconidae	<i>Caracara plancus</i>	Omnivoro	IAED		X		1	0	0
Passeriformes										
19	Thamnophilidae	<i>Myrmorchilus strigilatus</i>	Insectivoro	IRFS	X	X		0	0	1

N°	Orden/Familia	Género/Especie	Dieta	Gremio	Vegetación		Mov.	Obs.	Canto	Red
					Chiquitano	Abayoy				
20	Thamnophilidae	<i>Thamnophilus doliatus</i>	Insectívoro	IRFS	X	X		0	0	1
21	Thamnophilidae	<i>Formicivora melanogaster</i>	Insectívoro	IRFS	X	X		0	0	1
22	Thamnophilidae	<i>Taraba major</i>	Insectívoro	IRFS	X	X		1	0	0
23	Thamnophilidae	<i>Pyriglena maura</i>	Insectívoro	IRFS	X			1	0	0
24	Thamnophilidae	<i>Thamnophilus sticturus</i>	Insectívoro	IRFS	X			1	0	0
25	Thamnophilidae	<i>Batara cinerea</i>	Insectívoro	IRFS		X		1	0	0
26	Furnariidae	<i>Synallaxis scutata</i>	Insectívoro	IRFS	X	X		0	1	0
27	Furnariidae	<i>Synallaxis gujanensis</i>	Insectívoro	IRFS	X	X		1	0	0
28	Furnariidae	<i>Sittasomus griseicapillus</i>	Insectívoro	IRC	X			1	0	0
29	Furnariidae	<i>Synallaxis frontalis</i>	Insectívoro	IRFS	X	X		1	1	0
30	Furnariidae	<i>Phacellodomus rufifrons</i>	Insectívoro	IRFS	X	X		1	0	0
31	Furnariidae	<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	Insectívoro	IRC		X		1	0	0
32	Tityridae	<i>Pachyramphus validus</i>	Insectívoro	IADD		X		0	1	0
33	Tyrannidae	<i>Myiarchus ferox</i>	Insectívoro	IADD	X			1	0	0
34	Tyrannidae	<i>Empidonomus varius</i>	Insectívoro	IADD	X			0	0	1
35	Tyrannidae	<i>Tyrannus melancholicus</i>	Insectívoro	IADD	X	X		0	0	1
36	Tyrannidae	<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	Insectívoro	IADD	X	X		0	1	0
37	Tyrannidae	<i>Empidonax alnorum</i>	Insectívoro	IADD	X	X		1	0	0
38	Tyrannidae	<i>Euscarthmus meloryphus</i>	Insectívoro	IRFS	X			1	0	0
39	Tyrannidae	<i>Casiornis rufus</i>	Insectívoro	IADD	X	X		0	1	0
40	Tyrannidae	<i>Phaeomyias murina</i>	Insectívoro	IRFD	X	X		1	0	0
41	Tyrannidae	<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Insectívoro	IADD	X	X		1	0	0
42	Tyrannidae	<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	Insectívoro	IADD	X	X		0	1	0
43	Tyrannidae	<i>Elaenia sp.</i>	Insectívoro	IADD	X			1	0	0
44	Tyrannidae	<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	Insectívoro	IADD	X			0	0	1
45	Tyrannidae	<i>Myiopagis viridicata</i>	Insectívoro	IRFD	X	X		0	0	1
46	Tyrannidae	<i>Elaenia parvirostris</i>	Insectívoro	IADD	X	X		1	0	0

N°	Orden/Familia	Género/Especie	Dieta	Gremio	Vegetación		Mov.	Obs.	Canto	Red
					Chiquitano	Abayoy				
47	Tyrannidae	<i>Camptostoma obsoletum</i>	Insectívoro	IADD		X		1	0	0
48	Tyrannidae	<i>Pitangus sulphuratus</i>	Insectívoro	IRFD		X		1	0	0
49	Vireonidae	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Insectívoro	IRFS	X	X		0	0	1
50	Vireonidae	<i>Vireo olivaceus</i>	Insectívoro	IRFS	X	X	M. austral	0	1	0
51	Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	Insectívoro	IRFS	X	X		1	0	0
52	Troglodytidae	<i>Cantorchilus guarayanus</i>	Insectívoro	IRFS		X		1	0	0
53	Poliopitidae	<i>Poliopitila dumicola</i>	Insectívoro	IRFD	X	X		0	0	1
54	Turdidae	<i>Turdus amaurochalinus</i>	Insectívoro/ Frugívoro	IRFS		X		0	1	0
55	Passerillidae	<i>Arremon flavirostris</i>	Insectívoro/ Frugívoro	IRFS	X			1	0	0
56	Passerillidae	<i>Zonotrichia capensis</i>	Insectívoro/ Frugívoro	IRT	X	X		1	0	0
57	Icteridae	<i>Icterus pyrrhopterus</i>	Insectívoro	IRFD	X	X		1	0	0
58	Parulidae	<i>Oporornis agilis</i>	Insectívoro	IRT	X	X	M. boreal	1	0	0
59	Parulidae	<i>Setophaga pitiayumi</i>	Insectívoro	IADD	X			1	0	0
60	Parulidae	<i>Basileuterus culicivorus</i>	Insectívoro	IRFS	X	X		1	0	0
61	Thraupidae	<i>Thlypopsis sordida</i>	Insectívoro/ Frugívoro	IRFS	X	X		1	0	0
62	Thraupidae	<i>Saltator aurantirostris</i>	Insectívoro	FTE	X	X		1	0	0
63	Thraupidae	<i>Saltator coerulescens</i>	Insectívoro	IRFD	X	X		0	1	0
64	Thraupidae	<i>Volatinia jacarina</i>	Insectívoro/ Granívoro	IRT	X	X		1	0	0
65	Thraupidae	<i>Conirostrum speciosum</i>	Insectívoro	IRFD	X			1	0	0
66	Thraupidae	<i>Hemithraupis guira</i>	Insectívoro	IRFD	X			0	1	0
67	Thraupidae	<i>Saltator similis</i>	Insectívoro	IRFD	X	X		1	0	0
68	Thraupidae	<i>Ramphocelus carbo</i>	Insectívoro/ Frugívoro	FTE	X			1	0	0
69	Thraupidae	<i>Microspingus melanoleucus</i>	Insectívoro/ Granívoro	FTE	X	X		1	0	0

Anexo 2. Aves insectívoras registradas en el área de estudio. © Diego Espinoza Aburdene.



Manuscrito recibido en noviembre de 2023.
Aceptado en julio de 2025.