

Fauna consumidora de mielato de roble producido por *Stigmacoccus asper* en bosques de *Quercus humboldtii*

Fauna consuming oak honeydew produced by *Stigmacoccus asper* in *Quercus humboldtii* forests

Fredy Yahir Merchán ¹, Diego Suescún *^{2*}, José Eduardo Acevedo ³, Sergio Andrés Bolívar-Santamaría ⁴, Sandra Milena Díaz ⁵, Doris Duarte ⁶, Ronald Alfonso Montañez ⁷ y Mónica Monsalve ⁸

- Recibido: 21/dic/2023
- Aceptado: 10/jun/2025
- Publicado: 04/nov/2025

Citación: Merchán FY, Suescún D, Acevedo JE, Bolívar-Santamaría SA, Díaz SM, Duarte D, Montañez RA, Monsalve M. 2025. Caldasia. Fauna consumidora de mielato de roble producido por *Stigmacoccus asper* en bosques de *Quercus humboldtii*. Caldasia 47:e115372. doi: <https://doi.org/10.15446/caldasia.v47.115372>

RESUMEN

En los trópicos andinos, actualmente se presenta una alta tasa de fragmentación de los bosques naturales, lo que sumado al cambio climático amenaza con la sostenibilidad de estos ecosistemas. Particularmente, en la provincia de García Rovira los bosques de roble (dominados por *Quercus humboldtii*) también son afectados por *Stigmacoccus asper*, un insecto del orden Hemiptera que se aloja dentro del árbol y al alimentarse produce una sustancia azucarada conocida como “mielato” la cual es consumida por la fauna silvestre. Sin embargo, no se tiene conocimiento de las especies de fauna que se alimentan del mielato. En este estudio, para tres sitios diferentes, se usó la metodología de puntos de radio fijo y la utilización de cámaras trampa, para determinar las especies de fauna que consumen el mielato. Con la finalidad de obtener información florística y estructural de los bosques, en cada sitio se montaron cuatro parcelas circulares de 500 m². Se determinó la densidad del bosque (No. individuos/ha), porcentaje de individuos infestados por *S. asper*, densidad de *S. asper* (No. insectos/80 cm²) y porcentaje de infestación de fumagina. Se registró un total de 1356 individuos distribuidos en 57 especies (53 aves, tres mamíferos y un insecto), de las cuales 35 especies consumen el mielato. Se encontró que tanto la riqueza como la abundancia de fauna fue mayor en horas de la mañana que en la tarde y, de igual forma, el

1 Instituto de Proyección Regional y Educación a Distancia-IPRED, Universidad Industrial de Santander. Cr 4 # 3-11 Concepción, Santander, Colombia. yyyahirmerchan@gmail.com

2 Grupo de Investigación en Ciencias Agrarias y Ecología (GICAE), Universidad Industrial de Santander. Cl 5 # 7-28 Málaga, Santander, Colombia. dsuescu@unal.edu.co

3 Instituto de Proyección Regional y Educación a Distancia-IPRED, Universidad Industrial de Santander. Cl 11 # 11-24 Málaga, Santander, Colombia. jeaceves@correo.uis.edu.co

4 Sustainable Land Use in Developing Countries (SusLAND); Leibniz Centre for Agricultural Landscape Research (ZALF) Müncheberg, Germany. sergio.bolivar@zalf.de.

5 Instituto de Proyección Regional y Educación a Distancia-IPRED, Universidad Industrial de Santander. Cl 14 # 10-75 Málaga, Santander, Colombia. smdiazl@correo.uis.edu.co

6 Instituto de Proyección Regional y Educación a Distancia-IPRED, Universidad Industrial de Santander. Cr 14 # 12A-23 Málaga, Santander, Colombia. dduarher@correo.uis.edu.co

7 Instituto de Proyección Regional y Educación a Distancia-IPRED, Universidad Industrial de Santander. Cl 12 # 13 - 04 Málaga, Santander, Colombia. ronald.montanez@correo.uis.edu.co

8 Corporación Autónoma Regional de Santander-CAS. Cr 12 # 9-6, San Gil, Santander, Colombia. monica.monsalve@cas.gov.co



consumo del mielato. Se resalta la importancia del mielato como una fuente de alimento para la fauna silvestre, principalmente colibríes. Por lo tanto, es necesario conservar estos relictos de bosque donde se presenta el mielato, ya que no solo proveen servicios ecosistémicos asociados al mantenimiento de la diversidad, captura de carbono y regulación hidrológica, sino que también son una fuente de alimento importante para la fauna silvestre.

Palabras clave: bosque altoandino, cámara trampa, fumagina, robledal, servicios ecosistémicos.

ABSTRACT

In the Andean tropics, there is currently a high rate of fragmentation of natural forests, which, added to climate change, threatens the sustainability of these ecosystems. Particularly, in the province of García Rovira the oak forests (dominated by *Quercus humboldtii*) are also affected by *Stigmacoccus asper*, an insect of the order Hemiptera that lives inside the tree and when feeding produces a sugary substance known as "honeydew", which is consumed by wildlife. However, there is no knowledge of the fauna species that feed on the honeydew. In this study, for three different sites, the of points fixed radius methodology and the use of camera traps were used to determine the fauna species that consume the honeydew. In order to obtain floristic and structural information on the forests, four circular plots of 500 m² were set up at each site. Forest density (No. individuals/ha), percentage of individuals infested by *S. asper*, density of *S. asper* (No. insects/80 cm²) and percentage fumagine infestation were determined. A total of 1356 individuals distributed in 57 species (53 birds, three mammals and one insect) were recorded, of which 35 species consume honeydew. It was found that both the richness and abundance of fauna was greater in the morning hours than in the afternoon and, likewise, the consumption of honeydew. The importance of honeydew as a food source for wildlife, mainly hummingbirds, is highlighted. Therefore, it is necessary to conserve these forest relics where honeydew occurs, since they not only provide ecosystem services associated with the maintenance of diversity, carbon capture and hydrological regulation, but they are also an important food source for wild fauna.

Keywords: camera trap, ecosystem services, fumagina, high andean forest, oak forest.

INTRODUCCIÓN

En los trópicos andinos se encuentra una alta diversidad de ecosistemas, con mucha riqueza de especies y un alto grado de endemismo (Duque *et al.* 2021). Particularmente, el norte de los Andes es uno de los principales núcleos de diversidad y especiación (Marian *et al.* 2018). Entre los ecosistemas estratégicos y representativos del norte de los Andes, están los robledales (bosques dominados por *Quercus humboldtii* Bonpl.) que desempeñan un rol ecológico esencial y presentan una alta capacidad de proveer servicios ecosistémicos como la regulación hidrológica, almacenamiento de carbono y mantenimiento de la biodiversidad. Sin embargo, y pese a su importancia, la degradación de los robledales por causas antropogénicas como la fragmentación para abrir tierras de agricultura y ganadería, sumado al cambio climático, han hecho que este ecosistema esté en veda de aprovechamiento por su área

disminuida (Avella Muñoz y Cárdenas Camacho 2010) y que la especie *Q. humboldtii* esté catalogada como vulnerable a la extinción (López y Salinas 2007).

Los procesos de fragmentación y pérdida de hábitat se encuentran entre las principales amenazas de biodiversidad a nivel global (Castro-Navarro *et al.* 2017), ya que alteran la composición, estructura y microclima de los bosques, afectando la salud de los árboles y propiciando la aparición de enfermedades y plagas. Esta fragmentación origina efectos de borde que modifican o perturban procesos ecológicos, ya que se generan diferentes condiciones bióticas y abióticas determinadas por la transición entre el interior del fragmento y la matriz del paisaje (Peña-Becerril *et al.* 2005). Además, con la fragmentación se generan microsistios favorables para el establecimiento de algunos insectos cerca del borde, entre ellas la cochinilla *Stigmacoccus asper* Hempel, 1900, un insecto del orden Hemiptera que

perfora la corteza del árbol y se establece dentro de ella, consumiendo la savia elaborada para luego, a través de un filamento anal, excretar (junto con sus simbiontes microbianos) una sustancia azucarada conocida como “mielato”, en este caso mielato de roble (Chamorro *et al.* 2013), la cual presenta transformaciones metabólicas significativas y novedosas a la savia elaborada (Bogo *et al.* 1999), y la cual es consumida por fumaginas (hongos patógenos de coloración negra que cubren los tallos, ramas y hojas de los árboles y que se alimentan del mielato) y la fauna silvestre, favoreciendo la presencia de comunidades de aves, insectos y mamíferos con diferentes requerimientos nutricionales o nichos ecológicos (Latta *et al.* 2001, Hodgson *et al.* 2007).

En los robledales de la provincia de García Rovira (Santander, Colombia), se ha detectado una extensa infestación de *S. asper* y fumaginas dispersándose rápidamente en *Q. humboldtii*. Esta infestación se concentra en el borde del bosque generando una apariencia de “bosque enfermo” debido a que los tallos de los árboles son negros por la presencia de las fumaginas. No obstante, en sitios con actividad apícola, el mielato es utilizado por las abejas igual que el néctar floral, aportando propiedades fisicoquímicas diferentes a la miel común, esto genera un valor agregado con una miel de mejor calidad, lo que fortalece la economía local gracias a la comercialización de miel de mielato de roble. Sin embargo, poco se conoce sobre el consumo de mielato por otras especies de fauna silvestre. Actualmente, en Colombia no hay conocimiento sobre la riqueza, abundancia y comportamiento de los consumidores de mielato, así como sobre las interacciones en la competencia por este recurso. Por tanto, es crucial explorar las relaciones entre *S. asper*, fumaginas, *Q. humboldtii* y la fauna silvestre. Este estudio se centra en determinar la riqueza, diversidad y abundancia de fauna consumidora de mielato en tres bosques altoandinos de la provincia de García Rovira, comparando entre sitios con y sin colmenas para la apicultura, entre horas de la mañana y tarde, y con dos métodos diferentes de muestreo (observación directa y foto trampeo). Este enfoque podría ser clave para la conservación de los robledales donde se presenta el mielato, ya que se proporciona información valiosa para las comunidades locales que producen miel de mielato de roble, además de generar información de línea base para mejorar las estrategias y mecanismos de conservación de los bosques altoandinos, particularmente los robledales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio comprende tres relictos boscosos dentro de la provincia de García Rovira, Santander. El primero queda en el municipio de Concepción, dentro de la Reserva Natural de la Sociedad Civil La Llanada. Allí predomina un relieve montañoso de altas pendientes y afloramientos rocosos, en altitudes superiores a los 2800 m. Las precipitaciones varían entre 2800 a 3200 mm/año, la temperatura media oscila entre 12 y 19°C. El segundo sitio se encuentra en el municipio de Molagavita, en la vereda Potrero de Rodríguez, con altitud entre 2500 y 3000 m, y una precipitación media de 1490 mm/año y temperatura media de 12°C. Finalmente, el tercer sitio en el municipio de Carcasí dentro de la vereda Ropejo, con altitud entre de 2500 y 2700 msnm, precipitaciones entre 2900 a 3300 mm/año y temperaturas que oscilan entre los 11 y 19°C ([Fig. S1](#)).

Diseño experimental

Con la finalidad de obtener información florística y estructural de cada uno de los tres bosques, se montaron por sitio cuatro parcelas temporales y circulares de 500 m², dos parcelas se ubicaron en el borde del bosque y las otras dos en el interior. Para el montaje de las parcelas se aseguró que más del 50 % de los árboles presenten infestación de *S. asper* y fumagina. Se determinó la densidad de árboles en cada parcela (No. individuos/ha) y el porcentaje de individuos que presentaban infestación de *S. asper*, además se determinó la densidad de *S. asper* (No. insectos/80 cm²) y el porcentaje de infestación de fumagina. Para determinar la densidad de *S. asper* en cada parcela, se acogió la metodología propuesta por Martins-Mansani *et al.* (2021) seleccionando seis individuos al azar para el conteo de los filamentos anales dentro de rectángulos de 10x8 cm construidos en madera, este conteo se realizó en los cuatro puntos cardinales del árbol y a cuatro alturas diferentes (1,0, 1,5, 2,0 y 2,5 m), luego se promediaron los valores. Por otro lado, el porcentaje de infestación de fumagina se determinó según los criterios establecidos en metodología de Gardner-Gee and Beggs (2009), siendo 0 % cuando el árbol no presenta signos de infestación ni desarrollo de filamentos anales, hasta 100 % cuando la infestación por fumagina se observa en la totalidad del árbol cubriendo fuste, ramas primarias y secundarias.

En cada uno de los tres sitios, se determinó la riqueza y abundancia de fauna que consume el mielato mediante dos métodos diferentes (puntos de radio fijo y fototrampeo), tanto en el borde como en el interior de los bosques. Según la disponibilidad de mielato en cada individuo de roble, se determinaron los puntos de muestreo para observación directa o con cámaras trampa. El primer método fue el muestreo con puntos de radio fijo para observación directa, el cual consistió en establecer seis puntos de muestreo por sitio, abarcando un radio de 25 m cada uno, se observó en todas las direcciones con el fin de identificar todos los individuos consumidores de mielato. Para evitar hacer conteo de individuos (subestimaciones), entre los seis puntos de muestreo había una distancia mínima de 50 m. Cada muestreo se hizo entre 7:00 y 9:30 am (mañana) y entre 3:00 y 5:30 pm (tarde). En cada punto, se midió con cronómetro un tiempo de observación de 20 min. El establecimiento de los puntos de muestreo tuvo una intensidad por sitio de 5/1/32 (5 hr día/un observador/32 días), las visitas a campo no se realizaron en días continuos, sino dos visitas por sitio y por semana entre enero y abril del 2023. El segundo método de muestreo consistió en la implementación de dos cámaras trampa por sitio, instaladas en lugares estratégicos del bosque con la presencia de árboles cubiertos por completo de fumaginas, donde se presenta una mayor infestación de *S. asper* y, por lo tanto, una alta abundancia de mielato (sitios cerca a los bordes, con presencia de claros en el dosel, o con mayor densidad de *Q. humboldtii*), se evitaron sitios cerca de caminos. Estas cámaras fueron rotadas continuamente en varios puntos con el fin de cubrir más área y obtener más información de cada sitio.

Toma de datos

Para realizar la caracterización de fauna silvestre consumidora de mielato, en cada sitio se tuvieron en cuenta factores abióticos (temperatura, coordenadas geográficas y altitud) medidos con un termohigrómetro digital (ThermoPro TP-50) y un GPS marca GARMIN (modelo 64s), además de factores bióticos como variables florísticas (identificación de especies arbóreas) y estructurales del bosque (DAP y altura). Para la observación de aves se utilizaron binoculares Celestron Nature (8x42), cámara fotográfica Canon T4i con una adaptación de lente teleobjetivo 75-300 mm y una cámara GoPro Black 8. Para el muestreo a través del fototrampeo, se usaron cámaras Bushnell Trail CORE S-4K versión (0,3). Las cámaras se programaron en modo ráfaga (tres fotos al detectar el movimiento), con el sensor

en modo “muy sensible” y activas las 24 hr (registro diurno y nocturno). Además, este equipo registró la temperatura de cada fotografía, lo que permitió explicar mejor el comportamiento de algunas especies. El esfuerzo de muestreo por sitio mediante este método fue de 120/2 (120 días trampa/dos cámaras trampa), considerando un día trampa como 24 hr. La discreción o camuflaje de las cámaras permitió observar especies que son evasivas a los seres humanos y que no se registraban fácil mediante observación directa. En los bosques de Molagavita y Carcasí no hay actividades de apicultura por lo que no hay colmenas para producción de miel, mientras que en Concepción sí hay presencia de colmenas. Finalmente, la identificación taxonómica se basó en la observación directa con binoculares o fotografía de cada individuo según sus características físicas (tamaño, color, forma del pico, pelaje, cola, etc.). Se contó con la ayuda de la Guía Ilustrada de la Avifauna de Colombia (Ayerbe-Quiñones 2021), las bases de datos para Colombia de eBird con su aplicación móvil “Merlin Bird ID” y la plataforma SIB Colombia. La nomenclatura taxonómica para la identificación de las especies se basó en SACC.

Procesamiento de datos

Para determinar la diversidad de los tres relictos de bosque, se calcularon los índices Simpson y Shannon; para las variables estructurales se determinó el DAP y altura promedio, el área basal (m^2/ha) y la densidad (individuos/ha); se tuvo en cuenta la riqueza (número de especies), diversidad (alfa y beta), abundancia (número de individuos de cada especie) y el comportamiento observado de cada una de las especies de fauna registradas consumiendo o no el mielato de roble. Esta información se comparó entre las horas de la mañana y tarde, entre los robledales con o sin colmena, y entre los dos métodos de muestreo (puntos de radio fijo y fototrampeo) entre el borde e interior de los bosques. Para determinar la composición de la fauna, se obtuvo en cada uno de los tres sitios el número total de familias, géneros, especies o subespecies e individuos. Luego, se calcularon indicadores de diversidad alfa y beta. Para el caso de la diversidad alfa, para cada sitio se estimaron los números de Hill (número de especies efectivas) y la cobertura de muestreo (Fig. S2) a través de las curvas de interpolación-extrapolación con el paquete iNEXT (Hsieh et al. 2016). Además, para el análisis de diversidad beta (recambio de especies), se realizaron los perfiles de similitud multiensamblaje con el paquete hilldiv (Alberdi and Gilbert 2019). Los perfiles de similitud están basados en los números de Hill y representan el porcentaje

de especies compartidas (medida de solapamiento, CqN) entre los ensamblajes. Esta medida es cero cuando los conjuntos son completamente distintos y uno cuando son completamente idénticos. Las distintas estimaciones para cada valor del parámetro q se realizan en función de un conjunto de especies cada vez más restringido, dado que el parámetro q es una medida de sensibilidad para las especies más abundantes (Mendieta-Leiva and Zott 2015). Para cada uno de los sitios, se estimaron distintas métricas del paisaje relacionadas con el área, forma, agregación y borde de los fragmentos utilizando el producto de Global Canopy Height Model (GCHM, Tolan *et al.* 2024), en el paquete landscapemetrics en R (Hesselbarth *et al.* 2019). Finalmente, en las distintas horas de observación (mañana, tarde y noche) y para los tres sitios en conjunto, se estimaron los coeficientes de correlación de Pearson entre los números de Hill y las métricas del paisaje estimadas, además de un análisis de regresión lineal entre la riqueza y la abundancia de especies con la temperatura del ambiente. Los datos se procesaron en el software RStudio y Past (Hammer *et al.* 2021, Rstudio Team 2023).

RESULTADOS

Características de los bosques y nivel de infestación por *Stigmacoccus asper* y fumaginas

Con respecto a la caracterización florística y estructural de los tres bosques, como era de esperarse presentaron una baja diversidad (típico de robledales) con valores del índice de Simpson entre 0,06 y 0,32 y Shannon entre 0,13 y 0,77. El diámetro a la altura del pecho (DAP) promedio fue de 24,0, 30,1 y 19,0 cm para Concepción, Molagavita y Carcasí, respectivamente, mientras la altura promedio varió entre 10,9 y 14,9 m. El área basal promedio varió entre 30,6 y 45,5 m²/ha y la densidad fue de 535, 495 y 725 (individuos/ha) para Concepción, Molagavita y Carcasí, respectivamente. Por otro lado, la infestación de fumagina en *Q. humboldtii* fue de 72,3, 51,7 y 15,0 % para Carcasí, Molagavita y Concepción, respectivamente. En los tres sitios, la presencia de las fumaginas fue mayor en las parcelas del borde del bosque que en el interior. Igualmente, se determinó que la densidad de *S. asper* varía dependiendo de la ubicación dentro del bosque. Las parcelas del borde presentaron mayor abundancia de filamentos anales de *S. asper*; el bosque con mayor presencia fue Carcasí con una densidad promedio de 13,6 insectos/80 cm², seguido de Molagavita (5,5 insectos/80 cm²) y, por último, Concepción con 3,5 insectos/80 cm².

En total para los tres sitios se registraron 303 árboles, 107 en Concepción de los cuales 65 árboles (60,7 %) presentan infestación de *S. asper*, 40 en el borde y 25 en el interior del bosque. Por otra parte, en Molagavita se registraron 98 árboles (69 infestados representando un 70,4 %) de los cuales 47 estaban en el borde y 22 en el interior. Finalmente, de 98 registros en las parcelas de Carcasí, 67 individuos estaban infestados (68,4 %), 42 en el borde y 25 en el interior del bosque. En los tres sitios, en el borde del bosque existe una mayor densidad de árboles y, a su vez, un mayor número de árboles infestados por *S. asper*. Finalmente, aparte de *Q. humboldtii* se encontraron cuatro árboles de la especie *Clusia multiflora* Kunth, tres en Concepción y uno en Molagavita, en este último sitio también se registraron cuatro individuos de *Symplocos* sp., sin embargo, estas dos especies no presentaron infestación de *S. asper* a pesar de estar dentro de las parcelas.

Composición de fauna silvestre, endemismos y estados de conservación

Mediante los dos tipos de muestreo utilizados, se evidenció un consumo de mielato de roble principalmente por la avifauna, con 1356 individuos distribuidos en ocho órdenes, 19 familias, 45 géneros y 53 especies, además de tres órdenes de mamíferos con tres especies distribuidas en tres familias (Tabla 1); también se registró una especie de insecto. Para el caso de las aves, el orden Passeriformes presentó la mayor riqueza de familias (doce), géneros (26) y especies (32), mientras los órdenes Galliformes, Columbiformes, Psittaciformes y Trogoniformes presentaron una sola especie. De las 53 especies de aves registradas, 31 consumieron el mielato. La familia Trochilidae (colibríes) presentó el mayor número de especies consumidoras de mielato (nueve), seguida de Parulidae y Picidae cada una con cinco especies. Se destacan dos especies “Casi Endémicas” para el país: candelita adornada (*Myioborus ornatus* (Boissonneau, 1840)) y loro andino (*Hapalopsittaca amazonina* (des Murs, 1845)), esta última especie está catalogada como “Vulnerable” a nivel mundial y de Colombia (Renjifo *et al.* 2014, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible 2024). Por otro lado, las especies *Melanerpes formicivorus flavigula* (Malherbe, 1849), *Ochthoeca rufigularis rufopectus* (Lesson, 1844) y *Thlypopsis superciliaris superciliaris* (Lafresnaye, 1840) presentan endemismo a nivel de subfamilia, y *Setophaga fusca* (P. L. S. Müller, 1776) que es migratoria boreal. En la Tabla S1, se presenta el listado de las especies con sus respectivas familias, nombres científicos, órdenes, endemismos, nom-

bres comunes, si la especie consume o no mielato, y estados de amenaza a nivel mundial (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza - UICN) y nivel nacional (Libro Rojo de Aves de Colombia) (Renjifo *et al.* 2014, 2016).

Por otro lado, se registraron tres especies de mastofauna consumiendo el mielato, distribuidas en dos órdenes, tres familias, tres géneros y 167 individuos (**Tabla 2**). La ardilla *Sciurus pucheranii* (Fitzinger, 1867), fue la que presentó mayor número de registros en los tres sitios, es endémica para Colombia y se encuentra en las tres cordilleras entre 650 y 3500 msnm. La otra especie fue un puercoespín (*Coendou* sp.) registrado solo en Molagavita. El último mamífero fue un ratón de anteojos (*Marmosa* sp.) registrado en Concepción. Es de aclarar que la mayoría de las aves se registraron mediante la observación directa, además de la ardilla, mientras los otros dos mamíferos se re-

gistraron mediante fototrampeo (por sus hábitos nocturnos). Finalmente, solo se evidenció una especie de insecto consumiendo mielato (en Concepción) y fue la abeja *Apis mellifera* Linnaeus, 1758.

Comparación entre el bosque con colmena y sin colmena

En los bosques sin colmena, para Molagavita se registraron 45 especies de fauna de las cuales 29 consumen mielato (64,4 %), mientras en Carcasí se registraron 39 especies de las cuales 21 consumen mielato (53,8 %). En el bosque con colmena (Concepción) se registraron 35 especies de las cuales 18 (51,4 %) consumen el mielato.

Actividad de la fauna silvestre

consumidora de mielato de roble

En los tres sitios se evidencia un mayor número de registros en el muestreo de radio fijo (principalmente avifauna)

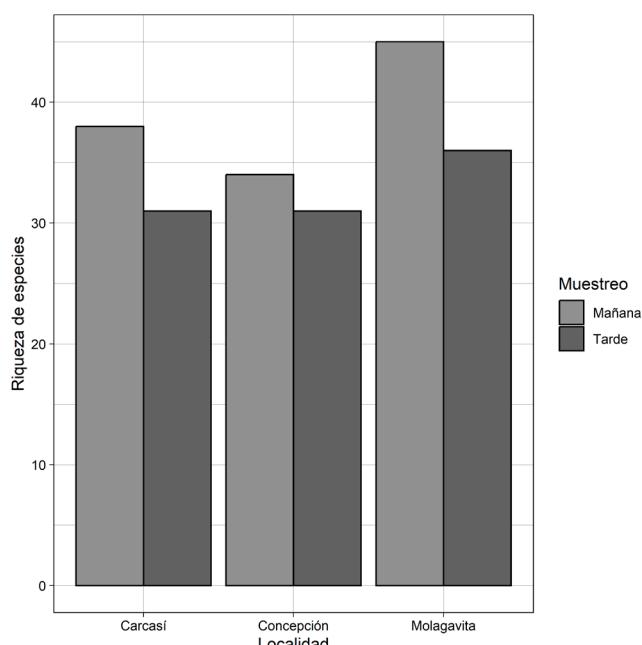
Tabla 1. Órdenes de avifauna con sus respectivas familias y número de géneros y especies.

Avifauna			
Orden filogenético	Familias	N.º Géneros	N.º Especies
Galliformes	Cracidae	1	1
Columbiformes	Columbidae	1	1
Apodiformes	Trochilidae	9	10
Accipitriformes	Accipitridae	2	2
Piciformes	Picidae	5	5
Psittaciformes	Psittacidae	1	1
Trogoniformes	Trogonidae	1	1
Passeriformes	Rhinocryptidae	1	1
	Furnariidae	1	1
	Tyrannidae	5	6
	Corvidae	1	1
	Turdidae	1	1
	Mimidae	1	1
	Thraupidae	5	8
	Emberizidae	2	3
	Icteridae	2	2
	Parulidae	4	6
	Troglodytidae	1	1
	Fringillidae	1	1
Total	19	45	53

Tabla 2. Órdenes de mastofauna con su familia, nombre científico y nombre común.

Orden	Familia	Nombre científico	Nombre común
Rodentia	Erethizontidae	<i>Coendou</i> sp.	Puercoespín
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Marmosa</i> sp.	Ratón de anteojos
Rodentia	Sciuridae	<i>Sciurus pucheranii</i> Fitzinger, 1867	Ardilla

que mediante fototrampeo (principalmente mamíferos y colibríes). En total, las cámaras trampa realizaron 442 detecciones efectivas, cabe resaltar que estas cámaras hacen tomas las 24 hr, siendo un método efectivo para registrar especies de hábito nocturno. La fauna presentó un comportamiento específico dentro del bosque, el número de especies registradas por sitio fue diferente según las horas del día (mañana o tarde, Fig. 1). En general, las especies de aves evidencian mayor consumo de mielato en la mañana, mientras que para las abejas fue en la tarde. Particularmente, en Molagavita con respecto a los otros dos sitios, existe mayor riqueza de especies consumidoras de mielato tanto en la mañana como en la tarde (23 y 19, respectivamente), mientras en Concepción se registraron 18 especies en la mañana y catorce en la tarde, y en Carcasí fueron 17 especies consumiendo mielato en la mañana y quince en la tarde (Fig. S3).

**Figura 1.** Riqueza de fauna silvestre presente en bosques de *Quercus humboldtii*, durante la mañana y tarde en los tres sitios.

En Concepción, la especie *Metallura tyrianthina* (Loddiges, 1832) es la mayor consumidora del mielato de roble, de 69 registros se pudo evidenciar consumiendo mielato en 45 ocasiones, es una especie que presenta actividad durante todo el día, pero es más frecuente entre las 9:00 y 11:00 am, seguida de *S. pucheranii* un mamífero que en todas las horas del día se registró consumiendo mielato, pero frecuenta más entre las 6:00 y 8:00 am, de 59 registros se alimentó del mielato en 31 ocasiones. *Colibri cyanotus* (Bourcier, 1843) y *Heliangelus amethysticollis* (d'Orbigny & Lafresnaye, 1838) realizan el consumo con una alta frecuencia entre las 7:00 y 9:00 am. Por otra parte, el marsupial *Marmosa* sp. presentó actividad en horas de la noche y en los dos únicos registros consumía mielato. Especies como *Myioborus miniatus* (Swainson, 1827), *S. fusca*, *Diglossa caeruleescens* (P.L. Sclater, 1856) y *Zonotrichia capensis* (P.L.S. Müller, 1776) fueron las que realizaron el menor consumo del mielato. En el caso de la abeja (*A. mellifera*) se esperaba que presentara mayor consumo del mielato, ya que es una sustancia rica en azúcares ideal para la producción de miel en la apicultura, el insecto de 34 registros solo en quince ocasiones se observó consumiendo mielato, es una especie que puede convivir con las demás sin generar competencia por el alimento.

Para el municipio de Molagavita de los 150 registros en total del colibrí *H. amethysticollis*, consumió mielato en 119 ocasiones, así mismo, *Colibri coruscans* (Gould, 1846) de 81 observaciones en 50 se alimentó de mielato, mientras que *M. tyrianthina* de 77 visualizaciones en 52 consumió mielato. Por otra parte, *S. pucheranii* es la segunda especie que más consume mielato en este bosque, de 94 registros en total consumió en 66 ocasiones. También, existen individuos que no se sienten atraídos por el mielato (las que menos lo consumen): *Mecocerculus leucophrys* (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837), *Diglossa lafresnayii* (Boissonneau, 1840), *Lepidocolaptes lacrymiger* (Lafresnaye, 1849), *Campylophilus pollens* (Bonaparte, 1845) y *M. formicivorus*. Finalmente, en Carcasí de 301 registros del colibrí *H. am-*

thysticollis consumió mielato en 189 ocasiones, donde fue más evidente la actividad durante la mañana. Así mismo, *M. tyrianthina* de 215 observaciones en 135 oportunidades se alimentó del mielato, además se observó un mamífero (*S. pucheranii*) consumiendo mielato en horas de la mañana. También se registraron individuos que no son frecuentes en el consumo de mielato como: *M. leucophrys*, *Lafresnaya lafresnayi* (Boissonneau, 1840), *S. fusca*, *Atlapetes schistaceus* (Boissonneau, 1840) y *M. formicivorus*. Cabe mencionar, que estas especies se registraron principalmente en horas de la mañana.

Diversidad alfa y beta

La curva de cobertura de la muestra permite observar que el esfuerzo de muestreo fue suficiente para alcanzar casi el 100 % de las especies que potencialmente se puede encontrar en el sitio. Se observa un aumento en la acumulación de individuos a medida que aumenta la cobertura de la muestra (Fig. S2). Los análisis de diversidad alfa con los números de Hill extrapolados hasta una muestra de 2000 individuos evidencian que la riqueza de especies ($q=0$) es

mayor en Molagavita con relación a Concepción, pero esta riqueza no difiere con Carcasí (Fig. 2). Por otro lado, el número de especies abundantes (Exponencial de Shannon, $q=1$) es mayor en Molagavita y Concepción y menor en Carcasí, localidad en la cual se estimaron solo 17,97 especies (Tabla S2), indicando una menor equidad y, por lo tanto, menor diversidad en Carcasí. El número de especies super abundantes (Inverso de Simpson, $q=2$) difiere entre las tres localidades en una mayor proporción con relación a los intervalos de confianza de las estimaciones.

En cuanto a la diversidad beta o recambio de especies, los perfiles de similitud evidenciaron una diferenciación mayor entre el ensamblaje de Concepción con respecto a la composición de especies reportadas para Molagavita y Carcasí (Fig. 3). Teniendo en cuenta todas las especies de los ensamblajes ($q=0$). Concepción parece ser el ensamblaje más diferenciado en su composición con menos especies compartidas. Sin embargo, al aumentar la sensibilidad ($q \geq 1$) este ensamblaje evidencia una mayor similitud con los otros ensamblajes (Tabla S3).

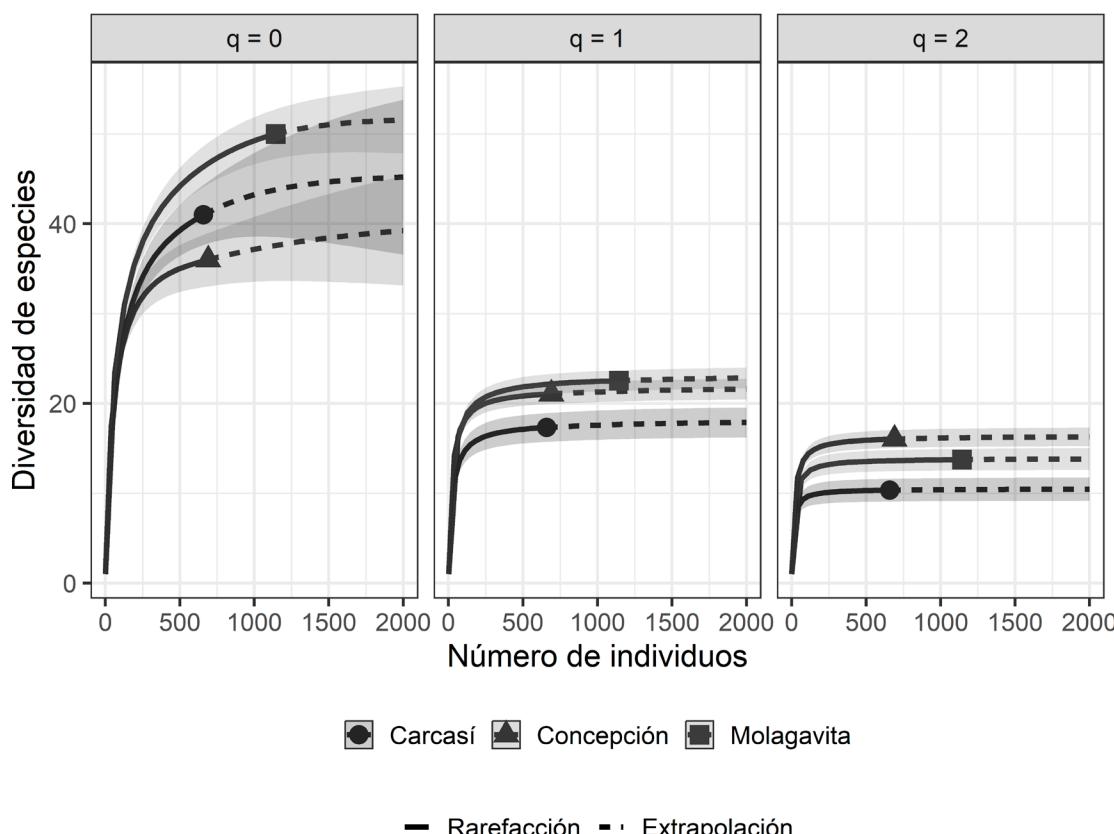
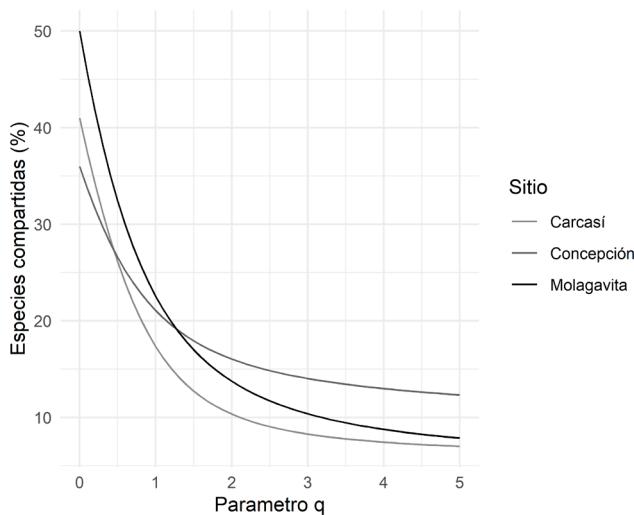


Figura 2. Números de Hill calculados para cada localidad



Relaciones entre diversidad y variables ambientales

Para los resultados de la regresión lineal entre la riqueza y abundancia de especies con la temperatura del ambiente, se encontró en ambos casos (riqueza y abundancia) una relación negativa. En general, la relación entre temperatura y cantidad de consumidores durante la mañana, tarde y noche, mostró que cuando la temperatura aumenta, la cantidad de consumidores disminuye (relación más marcada con la riqueza de especies que con la abundancia) (Fig. 4). La temperatura osciló entre 8 y 23°C; se observó una alta cantidad de consumidores con temperaturas entre 11 y 14°C, al aumentar estos valores de temperatura, parece disminuir la presencia o actividad de los consumidores de mielato.

Los coeficientes de correlación de Pearson muestran que el tamaño promedio de los parches (area_cv) presentó una correlación positiva con el inverso de Simpson (Hill q=2), mientras que la distancia entre vecinos más cercanos (enn_cv) estuvo relacionada de forma inversa con este índice. En el caso de la riqueza de especies, se encontró una correlación negativa con distintas métricas de forma (Tabla S4), como el círculo circunscrito relacionado (circle_mn), la relación perímetro-área (para_mn) y el índice de contigüidad (contig_cv); y una relación positiva con el valor mínimo del índice de contigüidad (contig_mn) (Fig. 5).

DISCUSIÓN

La infestación en los bosques naturales por *S. asper*, especie distribuida desde México hasta Brasil y Colombia, produce mielato rico en azúcar (Gamper et al. 2011) el cual atrae a diferentes especies de aves, mamíferos e insectos (Chamorro et al. 2013). Sin embargo, existen pocos estudios sobre las asociaciones *Q. humboldtii*, *S. asper* y fumaginas en los robledales de Colombia y, particularmente, hasta la fecha no existe un registro de la fauna silvestre que consume el mielato de roble. En este estudio, se registraron especies de aves, mamíferos e insectos que consumen mielato como una fuente alternativa de alimento, siendo la avifauna la que más aprovecha este recurso. Se evidenció una mayor infestación de *S. asper* y fumaginas en el borde de los bosques que en el interior, y aún mayor en el bosque rodeado de potreros (Molagavita) a diferencia de los otros dos sitios que se encuentran rodeados por una mayor diversidad de coberturas vegetales nativas como rastrojos y subpáramos (Concepción y Carcasí); lo cual genera un menor grado de perturbación antrópica. Estos resultados concuerdan con Crozier (1981) quién encontró altos niveles de infestación en el borde de bosques en Costa Rica y México. Esto quizás se debe a una mayor temperatura y menor humedad del ambiente, resultado de la exposición directa de la luz solar que se presenta en los bordes del bosque, condición que parece favorecer el *S. asper*.

En general, la fauna fue más activa en horas de la mañana que en la tarde, al mediodía las especies buscan refugio

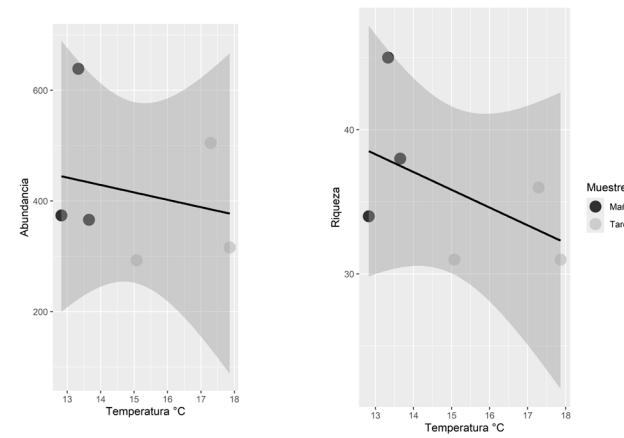


Figura 4. Regresiones lineales entre la riqueza y abundancia de fauna consumidora de mielato y la temperatura.

para evitar los períodos de mayor calor, luego en horas de la tarde salen nuevamente en busca de alimento, pero con menor intensidad; igual a lo reportado para el consumo de alimento por avifauna en bosques de roble en Chile (Arnesto *et al.* 1995) y con roedores en bosques de roble en México (Clark and Clark 2011). En los bosques de Molagavita, seguido de Carcasí, se evidenció una mayor riqueza de fauna y mayor consumo de mielato, esto debido a que en estos sitios los árboles presentan infestación de *S. asper* en la totalidad del tronco y ramas, a diferencia del bosque de Concepción que la mayoría de los individuos infestados solo presentan *S. asper* en sus ramas. Como ya se mencionó, los bosques de Molagavita se encuentran rodeados de potreros producto de la expansión ganadera, y esto parece favorecer la oferta de mielato de roble como recurso nutricional adicional para las comunidades de aves. Por lo anterior, la fragmentación de los bosques influye directamente en el grado de infestación de *S. asper*, concluyendo que a mayor fragmentación (menor índice de contigüidad) más intensa es la infestación, pero al mismo tiempo más especies consumen el mielato (Fig. 5) (Gamper *et al.* 2011).

En general, se registró un menor consumo de mielato de roble en el bosque con colmena (Concepción) que en los bosques sin colmena (Molagavita y Carcasí), las especies consumidoras de mielato en el bosque de Concepción se suplen del néctar generado por la flora que rodea el robledal, por tal motivo, estas especies no dependen directamente del mielato como fuente principal en su dieta alimenticia, como sí es el caso de los bosques de Molagavita donde las áreas aledañas son potreros. Parra *et al.* (2013), encontraron en cuatro departamentos de Colombia, que la miel producida por la especie *A. mellifera* en las colmenas era más abundante y concentrada en los sitios donde se presentó mayor fragmentación del bosque, y a su vez, más infestación de los insectos del género *Stigmacoccus*.

Por otro lado, las aves fueron el grupo que más consumió el mielato fueron, particularmente, los colibríes fueron los primeros en llegar en la mañana y los más activos, estas aves se sienten muy atraída por el néctar rico en carbohidratos. Lara *et al.* (2011) encontraron en México cuatro colibríes como principales consumidores del mielato; Hodg-

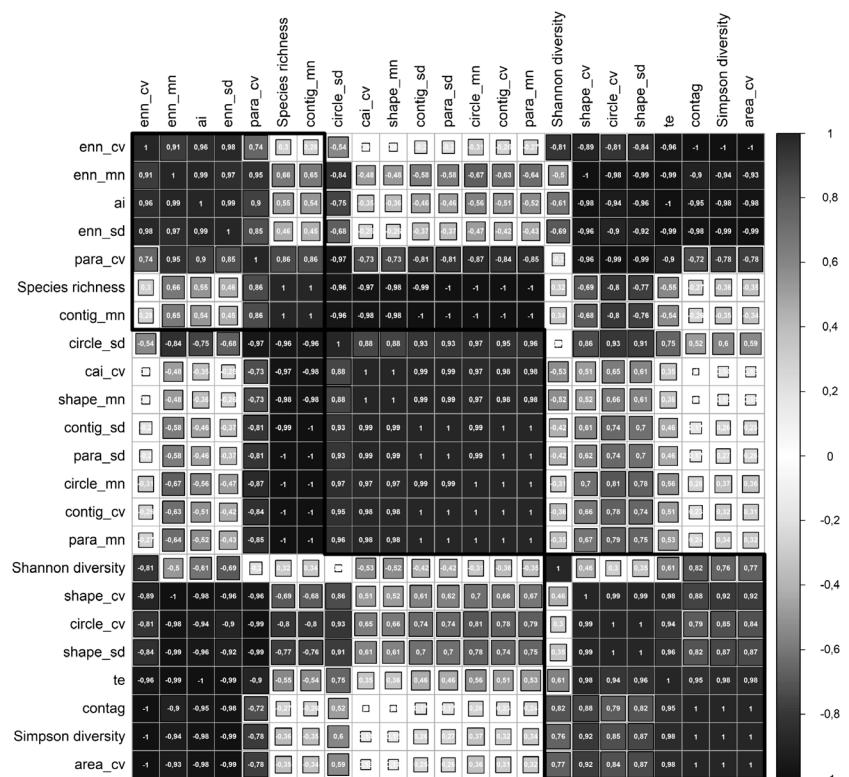


Figura 5. Coeficientes de correlación entre los números de Hill y las distintas métricas del paisaje

son *et al.* (2007) encontraron en su estudio que las aves fueron las principales consumidoras del mielato. Igualmente, Townsend (1837) reporta para bosques de *Quercus* alrededor de 25 especies (entre residentes y migratorias) como asociadas al mielato resaltando que la especie *Setophaga coronata* (Linnaeus, 1766) es la principal consumidora. En García Rovira, también se observaron especies residentes, migratorias y del mismo género (*S. fusca*), especie que se puede encontrar en Colombia entre febrero-marzo y en septiembre. Por otra parte, Enrico *et al.* (2008) encontraron pájaros carpinteros de los géneros *Colaptes* y colibríes del género *Chlorostilbon* asociados al mielato. Lomáscolo *et al.* (2013) registraron aves de los géneros *Picoides* y *Oreotrochilus* como consumidores de mielato; en nuestro estudio también se evidencia la presencia de *Colaptes rivolii* (Boissonneau, 1840) y *Leuconotopicus fumigatus* (d'Orbigny, 1840), especies consumidoras de mielato de roble, aunque no son muy comunes durante el día y la mayor parte de visualizaciones de estas especies fueron en horas de la tarde.

Así mismo, la mayoría de los estudios existentes se enfocan únicamente en el consumo de mielato por parte de las aves. En nuestro estudio se identificaron tres especies de mamíferos de los géneros (*Coendou*, *Marmosa* y *Sciurus*) y un insecto (*A. mellifera*). *Coendou* y *Marmosa* de hábito nocturno y habitan las tres cordilleras entre 1500 y 3100 m (Ávila *et al.* 2021). En nuestra área de estudio, también se evidenciaron huellas y heces de mamíferos, similar a lo reportado por otras investigaciones en ambientes parecidos (Sáenz-Jiménez 2010, Stevenson *et al.* 2021). Hodgson *et al.* (2007), también menciona la presencia de *A. mellifera* (insecto originario de África y Europa, caracterizado por la producción de miel; Johnson 2023), así como algunos ácaros, avispas, hormigas y moscas que consumen mielato producido por *S. asper*, en países como Venezuela, Chile, Brasil y Colombia. Es importante destacar que las especies *Coendou* sp. y *Marmosa* sp. muestran actividad principalmente durante la noche, y no suelen frecuentar con regularidad los árboles con mielato ya que no dependen directamente de este alimento como fuente principal. Sin embargo, *S. pucheranii* muestra mayor actividad de consumo de mielato, ya que presenta mayor frecuencia durante el día. Por otro lado, En México han descrito especies de mamíferos que se alimentan del mielato producido por los robles de la zona, entre ellas el mono aullador (*Alouatta* sp.) y murciélagos frugívoros (*Artibeus* sp. y *Sturnira lilium* E. Geoffroy, 1810) (Cristóbal *et al.* 2005); de manera similar, Sánchez-Rojas *et al.* (2010) reportaron especies de monos

aulladores (*Alouatta palliata* Gray, 1849) y murciélagos frugívoros (*Artibeus* sp. y *Glossophaga* sp.) como consumidores de mielato en árboles de Puebla, México.

Si bien no se encontraron correlaciones fuertes entre la temperatura y el consumo de mielato, las correlaciones fueron negativas en los tres sitios, indicando que a medida que aumenta la temperatura el número de especies de fauna que consume mielato es menor. Durante el día la temperatura está en constante cambio, lo que produce que la fauna en horas con altas temperaturas o inferiores a 10°C busquen áreas de refugio para descansar, lo que les permite conservar energía y reducir su exposición tanto al frío como al calor. De manera similar, Armesto *et al.* (1995) afirman que la cantidad de especies activas en la mañana es mayor que al mediodía, además, estudios como los de Clark and Clark (2011) y Narango *et al.* (2018) realizados en bosques de Costa Rica, indican que a menor temperatura existe un mayor consumo de mielato por parte de las diferentes especies de fauna silvestre. Por su parte, Kordas *et al.* (2011) registraron una mayor actividad y consumo de alimento por parte de diferentes especies a temperaturas más bajas. Milberg *et al.* (2014) observaron en un área extensa que las variaciones de temperatura a lo largo del año pueden provocar la migración de especies debido a las bajas temperaturas.

Por otro lado, se ha observado que las precipitaciones influyen directamente en la disponibilidad de alimento, sea néctar para los nectarívoros (generalmente más abundante en temporadas secas) o frutos para los frugívoros (generalmente más abundante en temporadas húmedas) (Adler 2002). De manera similar, en las temporadas lluviosas el mielato tiende a lixiviarse y es más escaso en comparación con las temporadas de sequía donde el mielato es más abundante y concentrado; por lo tanto, el régimen de las lluvias influye en el consumo del mielato. Además, Milberg *et al.* (2014) mencionan para un estudio en Argentina que a medida que disminuye la humedad del ambiente es mayor el consumo de alimento por parte de algunas especies de mamíferos. En general, el mielato puede ser una fuente importante de azúcares como base nutricional para la fauna que lo consume, esto por su fácil acceso y la habilidad para identificarlo en el campo, debido a que las gotas brillantes cuelgan de los filamentos anales (las gotas de mielato brillan cuando se observa con determinado ángulo con respecto al sol).

Otro aspecto importante son las correlaciones entre la diversidad de especies y las métricas del paisaje, en este estudio el área de los fragmentos de bosque mostró estar relacionada positivamente con el inverso de Simpson, número de Hill $q = 2$ (Fig. 5), lo cual se ha identificado previamente en otros estudios (Riva *et al.* 2024). Nuestros resultados muestran que algunas métricas relacionadas con la fragmentación del paisaje se correlacionaron negativamente con la riqueza de especies, lo cual puede deberse a que la fragmentación genera una mayor heterogeneidad en el paisaje y una mayor diversidad de habitats que pueden ser aprovechadas por especies generalistas (Katayama *et al.* 2014). Sin embargo, el aumento general de la biodiversidad no debe entenderse como algo positivo, ya que esta relación inversa podría deberse a que, el área total que cubren los bosques altoandinos en estos sitios es baja (Zhang *et al.* 2024), mientras que la distribución y conectividad entre los fragmentos de robledal debería ser más continua y estar bajo algún estado de protección (Armenteras *et al.* 2003).

A partir del análisis de diversidad beta, Concepción parece ser el sitio-ensamblaje más diferenciado en su composición de especies de aves con menos especies compartidas con Molagavita y Carcasí, esto podría indicar que en los bosques en Concepción se registraron más especies raras o únicas. Molagavita y Carcasí presentaron un menor porcentaje de especies dominantes compartidas ($q=3, 4, 5$, Fig. 3), lo cual podría indicar que hay especies particulares en estos sitios que son dominantes dentro de la comunidad. En conclusión, en los tres bosques se observó una mayor riqueza de fauna consumiendo mielato durante la mañana y no se observaron diferencias marcadas en la actividad de consumidores de mielato entre el bosque con colmena y sin colmena, por lo que la presencia de colmenas para la apicultura no parece influir de manera significativa en la actividad de la fauna consumidora de mielato. Ambas técnicas de muestreo (observación directa y fototrampeo) fueron eficientes para el monitoreo de fauna consumidora de mielato, pues se obtuvo un número de registros representativos en cada método. Las aves, y en particular los colibríes, fueron los principales consumidores de mielato, teniendo una fuerte preferencia por este recurso alimenticio. Por otro lado, estos resultados son importantes para aumentar el conocimiento de la biodiversidad en los bosques de la provincia de García Rovira, y así promover y mejorar las estrategias y mecanismos de

conservación de los bosques altoandinos, pues son ecosistemas que presentan beneficios ecosistémicos importantes para la sociedad. Finalmente, se recomienda establecer un programa de monitoreo continuo para comprender cómo las temporadas hidrológicas (estaciones húmedas y secas) y los cambios en la composición y estructura de la vegetación, pueden influir en la disponibilidad, composición química y abundancia del mielato, y en la actividad de sus consumidores; esto con el fin de tener una aproximación sobre el efecto del cambio climático en las relaciones *Q. humboldtii*, *S. asper*, fumaginas y la fauna silvestre.

■ AGRADECIMIENTOS

A la Corporación Autónoma Regional de Santander (CAS) por financiar el proyecto “Evaluación de diferentes asociaciones entre *Stigmacoccus asper*, fumaginas y *Quercus humboldtii* para el mejoramiento de la comercialización del mielato de roble y el estado fitosanitario de los robledales” según convenio interadministrativo No. 00636-2023 CAS–UIS. Al proyecto “Pérdida de nutrientes por erosión en respuesta a las características de la lluvia en paisajes transformados altoandinos de García Rovira, Santander – código 4254” financiado por la Convocatoria Reto y Agendas de Investigación UIS. A los propietarios de predios: don Eliseo Pinto (Concepción), Manuel Sandoval (Molagavita), Leonardo Tarazona y Lucy Eugenio (Carcasí), gracias por conservar estos relictos de bosque.

■ PARTICIPACIÓN DE AUTORES

FM diseño, toma de datos, análisis y escritura del documento; DS concepción, diseño, análisis y escritura del documento; JA diseño y toma de datos; SB-S análisis y escritura del documento; SD análisis y escritura del documento; DD análisis y escritura del documento; RM análisis y escritura del documento y MM toma de datos y escritura del documento.

■ LITERATURA CITADA

- Adler GH. 2002. La regulación de las poblaciones de mamíferos. Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales. Libro Universitario Regional, Costa Rica, 329-343.
- Alberdi A, Gilbert MTP. 2019. Hilldiv: an R package for the integral analysis of diversity based on Hill numbers. Biorxiv, 545665. <https://doi.org/10.1101/545665>

- Armenteras D, Gast F, Villareal H. 2003. Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biol. Conserv.*, 113(2): 245-256. doi: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00359-2](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00359-2)
- Armesto J, Villagrán C, Arroyo MK. 1995. Ecología de los bosques nativos. Editorial Universitaria. Santiago Chile.
- Avella Muñoz A, Cárdenas Camacho LM. 2010. Conservación y uso sostenible de los bosques de roble en el corredor Guantiva-La Rusia-Iguaque, Departamentos de Santander y Boyacá, Colombia. *Colomb. for.*, 13(1): 5-25. doi: <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2010.1.a01>
- Ávila AM, Soto ID, Solari TS. 2021. Guía ilustrada de mamíferos de la Universidad de Antioquia sede principal y sede Robledo.
- Ayerbe-Quiñones F. 2021. Guía ilustrada de la avifauna colombiana, Tercera edición. WCS Colombia.
- Bogo A, Watson GW, Mantle PG, Mottana GM. 1999. Honeydew sugars eliminated by *Stigmacoccus* sp. nr. asper Hemipel (Hemiptera: Margarodidae) feeding on leguminous trees in Brazil. *Entomologica*, 33: 275-278. doi: <https://doi.org/10.15162/0425-1016/846>
- Castro-Navarro J, Sahagún-Sánchez FJ, Reyes-Hernández H. 2017. Dinámica de fragmentación en la Sierra Madre Oriental y su impacto sobre la distribución potencial de la avifauna. *Madera y Bosques*, 23(2): 99-117. doi: <https://doi.org/10.21829/myb.2017.2321429>
- Chamorro FJ, Nates-Parra G, Kondo T. 2013. Mielato de *Stigmacoccus asper* (Hemiptera: Stigmacoccidae): recurso melífero de bosques de roble en Colombia. *Rev. colomb. entomol.*, 39(1): 61-70.
- Clark DA, Clark DB. 2011. Temperature, humidity, and food consumption over the diel cycle in two rainforest rodents. *J. Mammal.*, 92(2): 366-374.
- Cristóbal JM, Rodríguez-Toledo E, García-Hernández JL. 2005. Consumption of oak (*Quercus* spp.) honeydew honey by howler monkeys (*Alouatta palliata mexicana*) and other mammals in Los Tuxtlas, Mexico. *J. Trop. Ecol.*, 21(2): 205-208.
- Crozier LR. 1981. Beech honeydew: forest produce. *N. Z. J. For. Sci.*, 26(2): 2-29.
- Duque A, Peña MA, Cuesta F, González-Caro S, Kennedy P, Phillips OL, Calderón-Loor M, Blundo C, Carilla J, Cayola L, Farfán-Ríos W, Fuentes A, Grau R, Homeier J, Loza-Rivera MI, Malhi Y, Malizia A, Malizia L, Martínez-Villa JA, Myers JA, Osinaga-Acosta O, Peralvo M, Pinto E, Saatchi S, Silman M, Tello JS, Terán-Valdez A, Feeley KJ. 2021. Mature Andean forests as globally important carbon sinks and future carbon refuges. *Nat. Commun.*, 12(1). doi: <https://doi.org/10.1038/s41467-021-22459-8>
- Enrico MC, Tellería, Morales MA. 2008. Oak honeydew honey: A new product with potential antibacterial activity. *J. Agric. Food Chem.*, 56(14): 5767-5773.
- Gamper HA, Koptur S, García-Franco J, Plata Stapper A. 2011. Alteration of forest structure modifies the distribution of scale insect, *Stigmacoccus garmilleri*, in Mexican tropical montane cloud forests. *J. Insect Sci.*, 11(1): 124. doi: <https://doi.org/10.1673/031.011.12401>
- Gardner-Gee R, Beggs JR. 2009. Distribution and abundance of endemic coelostomidiid scale insects (Hemiptera: Coelostomidiidae) in Auckland forests, New Zealand. *N. Z. J. Ecol.*, 138-146.
- Hammer L, Vind S, Reyes P. 2021. Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Version 4.07. Natural History Museum, University of Oslo.
- Hesselbarth MHK, Sciaini M, With KA, Wiegand K, Nowosad J. 2019. Landscapemetrics: An open-source R tool to calculate landscape metrics. *Ecography*, 42(10): 1648-1657. doi: <https://doi.org/10.1111/ecog.04617>
- Hodgson C, Gamper H, Bogo A, Watson G. 2007. A taxonomic review of the Margarodoid genus *Stigmacoccus* Hempel (Hemiptera: Sternorrhyncha: Coccoidea: Stigmacoccidae), with some details on their biology. *Zootaxa*, 1507(1): 1-55. doi: <https://doi.org/10.1111/ecog.04617>
- Hsieh TC, Ma KH, Chao A. 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods Ecol. Evol.*, 7(12): 1451-1456. doi: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- Johnson BR. 2023. Honey Bee Biology. Princeton University Press. doi: <https://doi.org/10.1515/9780691246093>
- Katayama N, Amano T, Naoe S, Yamakita T, Komatsu I, Takagawa SI, Sato N, Ueta M, Miyashita T. 2014. Landscape heterogeneity-biodiversity relationship: effect of range size. *PLoS One*, 9(3): e93359. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0093359>
- Kordas RL, Harley CDG, O'Connor MI. 2011. Community ecology in a warming world: the influence of temperature on interspecific interactions in marine systems. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.*, 400(1-2): 218-226. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2011.02.029>
- Lara C, Martínez-García V, Ortiz-Pulido R, Bravo-Cadena J, Loranca S, Córdoba-Aguilar A. 2011. Temporal-spatial segregation among hummingbirds foraging on honeydew in a temperate forest in Mexico. *Curr. Zool.*, 57(1): 56-62. doi: <https://doi.org/10.1093/czoolo/57.1.56>
- Latta SC, Gamper HA, Tietz JR. 2001. Revising the convergence hypothesis of avian use of honeydew: evidence from Dominican subtropical dry forest. *Oikos*, 93(2): 250-259. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2001.930208.x>
- Lomáscolo R, Salvarrey, Flores-Prado M. 2013. Pollination by honeydew-harvesting birds: the case of two South American high-Andean species visiting oak trees. *J. Ornithol.*, 154(1): 79-88.
- López DC, Salinas N. 2007. Libro rojo de plantas de Colombia. Volumen 4. Especies maderables amenazadas: Primera parte. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI.
- Marian F, Sandmann D, Krashevská V, Maraun M, Scheu S. 2018. Altitude and decomposition stage rather than litter origin structure soil microarthropod communities in tropical montane rainforests. *Soil Biol. Biochem.*, 125: 263-274. doi: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.07.017>

- Martins-Mansani M, Faita MR, Orth A I, Nodari RO. 2021. Production of honeydew by scale insects associated with bracatinga (*Mimosa scabrella* Benth) in Serra Catarinense, Southern Brazil. *Rev. Bras. Entomol.*, 65(1): e20200072. doi: <https://doi.org/10.1590/1806-9665-rbent-2020-0072>
- Mendieta-Leiva G, Zott G. 2015. A conceptual framework for the analysis of vascular epiphyte assemblages. *Perspect Plant Ecol.*, 17(6): 510-521. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2015.09.003>
- Milberg P, Berggren Å, Jansson N. 2014. Effect of temperature and humidity on seed consumption by rodents in a northern hemisphere oak forest. *Mamm. Biol.*, 79(1): 46-51.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. 2024. Resolución número 0126 del 06 de febrero de 2024.
- Narango DL, Jahnige PJ, Tallamy DW. 2018. Temperature, precipitation, and birds: long-term changes in bird abundance and distribution. *Plos One*, 13(4): e0194108.
- Parra GN, Montoya P, Chamorro FJ, Ramírez N, Giraldo C, Obregón D. 2013. Geographical and botanical origin of *Apis mellifera* (APIDAE) honey in four Colombian departments. *Acta Biol. Colomb.*, 18(3): 427-438.
- Peña-Becerril JC, Monroy-Ata A, Álvarez-Sánchez FJ, Orozco-Almanza MS. 2005. Uso del efecto de borde de la vegetación para la restauración ecológica del bosque tropical. *Tip rev. espec. cienc.*, 8(2): 91-98.
- Renjifo LM, Gómez MF, Velásquez-Tibatá J, Amaya-Villarreal AM, Kattan GH, Amaya-Espinel JD, Burbano-Girón J. 2014. Libro rojo de aves de Colombia, Volumen I: bosques húmedos de los Andes y la costa Pacífica. Editorial Pontificia Universidad Javeriana e Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá D.C., Colombia.
- Renjifo LM, Amaya-Villarreal AM, Burbano-Girón J, Velásquez-Tibatá J. 2016. Libro rojo de aves de Colombia, Volumen II: Ecosistemas abiertos, secos, insulares, acuáticos continentales, marinos, tierras altas del Darién y Sierra Nevada de Santa Marta y bosques húmedos del centro, norte y oriente del país. Editorial Pontificia Universidad Javeriana e Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C., Colombia.
- Riva F, Pierre E, Guisan A. 2024. On the emergence of ecosystem decay: A critical assessment of patch area effects across spatial scales. *Biological Conservation*, 296, 110674. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110674>
- RStudio Team. 2023. *RStudio* (Version 2023.03.1+446) [Computer software]. Posit. <https://posit.co/download/rstudio-desktop/>
- Sáenz-Jiménez FA. 2010. Aproximación a la fauna asociada a los bosques de roble del corredor Guantiva-La Rusia-Iguaque (Boyacá-Santander, Colombia). *Colomb. For.*, 13(2): 299-334. doi: <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2010.2.a08>
- Sánchez-Rojas E, Rendón-Salinas, Cortés-Ortiz L. 2010. Consumption of oak (*Quercus* spp.) honeydew honey by howler monkeys (*Alouatta pigra* and *A. palliata*) and other mammals in Los Tuxtlas, Mexico. *J. Trop. Ecol.*, 26(3): 303-306.
- Stevenson PR, Cortés C, Reyes R, Paramero R, Uni JF, Peña-Núñez JL, Henao-Díaz LF. 2021. Avifauna asociada a bosques primarios y secundarios del Parque Nacional Natural Cueva de Los Guácharos, Colombia. *Actu biol.*, 44(116): 1-18. doi: <https://doi.org/10.17533/udea.acbi.v44n116a01>
- Tolan J, Yang HI, Nosarzewski B, Couairon G, Vo HV, Brandt J, Spore J, Majumdar S, Haziza D, Vamaraju J, Moutakanni T, Bojanowski P, Johns T, White B, Tiecke T, Couprie C. 2024. Very high resolution canopy height maps from RGB imagery using self-supervised vision transformer and convolutional decoder trained on aerial lidar. *Remote Sens. Environ.*, 300: 113888. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2023.113888>
- Townsend JK. 1837. Description of twelve new species of birds, chiefly from the vicinity of the Columbia River. *J. Acad. Nat. Sci. Phila.*, 7: 187-193.
- Zhang H, Chase JM, Liao J. 2024. Habitat amount modulates biodiversity responses to fragmentation. *Nat. Ecol. Evol.*, 8(8): 1437-1447. doi: <https://doi.org/10.1038/s41559-024-02445-1>