

Diversidad de Papilionoidea en la subcuenca del río Páez, Cartago, Costa Rica: un acercamiento al uso de los Lepidoptera diurnos como indicadores de integridad biológica (Insecta: Lepidoptera)

Rubén I. Sánchez-Alvarado & Ana Victoria Wo Ching-Wong

Resumen

Se propuso un acercamiento a la comprensión de la integridad biológica de la subcuenca del río Páez en Cartago, Costa Rica, mediante el monitoreo de la diversidad de Lepidoptera diurnos, con el objetivo de analizar la relación entre la cobertura forestal y el uso potencial de hábitat de estos organismos. Se estudió la subcuenca considerando un sistema de categorías basado en los rasgos espaciales de los fragmentos de bosque en la variable altitudinal del territorio. Mediante el monitoreo de individuos en transectos durante 48 días totales de muestreo se describieron las características de uso de hábitat de las especies en seis sitios de la subcuenca. Se registraron un total de 5503 individuos pertenecientes a 107 especies de Lepidoptera diurnos, para los cuales se aplicaron índices de diversidad con el fin de estimar las características en el interior del bosque (IB), su borde (BB) y la matriz adyacente (MA). En IB, BB y MA el índice de diversidad de Shannon mostró valores de 2.64, 2.05 y 2.22, respectivamente. La evaluación de los organismos, a través de análisis de complementariedad Jaccard, permitió asociar 50 especies al interior de bosque, 26 al borde del bosque y 31 a la matriz adyacente. Los Papilionoidea pueden ser utilizadas como indicadores de la integridad biológica en la subcuenca, y su variedad, riqueza y abundancia están directamente relacionadas con las condiciones físicas del hábitat. Se establece que la evaluación de los Lepidoptera diurnos proporciona un acercamiento para estimar la cobertura forestal presente en una matriz de paisaje, y se evidencia que el potencial de estos insectos como indicadores de la integridad biológica se basa en su categorización como una comunidad, más que como especies individualizadas.

Palabras clave: Insecta, Lepidoptera, Papilionoidea, integridad biológica, biodiversidad, bioindicadores, Costa Rica.

Diversity of Papilionoidea in the Paez River sub-basin, Cartago, Costa Rica: an approach to the use of diurnal Lepidoptera as indicators of biological integrity (Insecta: Lepidoptera)

Abstract

An approach to understanding the biological integrity in the Páez River sub-basin in Cartago, Costa Rica, was proposed through monitoring the diversity of diurnal Lepidoptera, aiming to analyze the relationship between forest coverage and the potential habitat use of these organisms. The sub-basin was studied considering a category system based on the spatial characteristics of forest fragments and the altitudinal variable of the territory. By monitoring individuals along transects over 48 days of sampling, habitat use characteristics of the species were described at six sites in the sub-basin. A total of 5503 individuals belonging to 107 species

of diurnal Lepidoptera were recorded, for which diversity indexes were applied to estimate characteristics in forest fragments (IB), their edges (BB), and the adjacent matrix (MA). Shannon's diversity values were as follows: H 2.64 in IB; H 2.05 in BB, and H 2.22 in MA. The assessment of organisms, through Jaccard complementarity analysis, revealed 50 species associated with forest interior (IB), 26 with forest edges (BB) and 31 with the adjacent matrix (MA). Diurnal butterflies can be used as indicators of biological integrity in the sub-basin, and their variety, richness, and abundance are directly related to the physical habitat conditions. It is established that the evaluation of diurnal lepidopterans provides an approach to estimate forest coverage in a landscape matrix, and it is evident that the potential of these insects as indicators of biological integrity is based on their categorization as a community rather than individualized species.

Keywords: Insecta, Lepidoptera, Papilionoidea, biological integrity, biodiversity, bioindicators, Costa Rica.

Introducción

La integridad biológica, como enfoque metodológico propuesto por Torres-Olvera et al. (2018), fusiona elementos estructurales y funcionales de los ecosistemas para evaluar su salud y diversidad ecológica. Este concepto se centra en la capacidad del medio ambiente para mantener una comunidad equilibrada y adaptada de organismos, con una composición, diversidad y organización funcional específicas.

En el contexto de los desafíos ambientales actuales que amenazan la biodiversidad, el uso de organismos bioindicadores se vuelve esencial. Estos organismos no solo reflejan procesos ecológicos e históricos, sino que también influyen en el ciclo vital de otros taxones en el ecosistema. Dentro del amplio espectro de Lepidoptera, pertenecientes a la superfamilia Papilionoidea, emergen como indicadores cruciales del estado de conservación y diversidad. Su relevancia radica en su capacidad para reflejar procesos biológicos a escalas locales, lo que las convierte en candidatas ideales para la evaluación ambiental y la conservación (González et al. 2020).

La evaluación de la integridad biológica surge como una estrategia científica con un gran potencial para analizar múltiples sitios de estudio, proporcionando resultados rápidos y accesibles. Este enfoque es fundamental para el seguimiento de evaluaciones de riesgo ambiental y la comprensión de condiciones regionales, particularmente en unidades como cuencas hidrográficas. Los paisajes fragmentados y complejos pueden exhibir una mayor riqueza y diversidad de especies debido a las diferencias estructurales y propiedades de hábitat que generan cambios en la composición de especies. En este sentido, la abundancia y la riqueza de organismos como los Papilionoidea están intrínsecamente ligadas al contexto del paisaje local (Ospina et al. 2015).

Considerando la importancia de los Papilionoidea, como indicadores, surge la pregunta de investigación: ¿Cómo la relación entre la diversidad y el uso potencial del hábitat de los Lepidoptera diurnos permite la evaluación de la integridad biológica del paisaje productivo en la subcuenca del río Páez? Esta pregunta se plantea con el objetivo de comprender mejor la relación entre la estructura del paisaje y la biodiversidad en entornos específicos. En este contexto, se propone el estado de las comunidades silvestres, con un enfoque particular en los Papilionoidea, como indicador del uso potencial del hábitat.

Metodología

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio comprende el paisaje productivo de la subcuenca del río Páez, ubicado en la vertiente sureste del volcán Irazú en la provincia de Cartago, Costa Rica. La subcuenca, con un área de 55 km², abarca los cantones de Oreamuno y Paraíso. El río Páez es una fuente crucial de agua en la zona y su caudal también es utilizado para la producción de energía hidroeléctrica y turismo. Además, contribuye significativamente en el desarrollo de las actividades agrícolas, pecuarias e industriales de las comunidades aledañas (Álvarez-Jiménez et al. 2021).

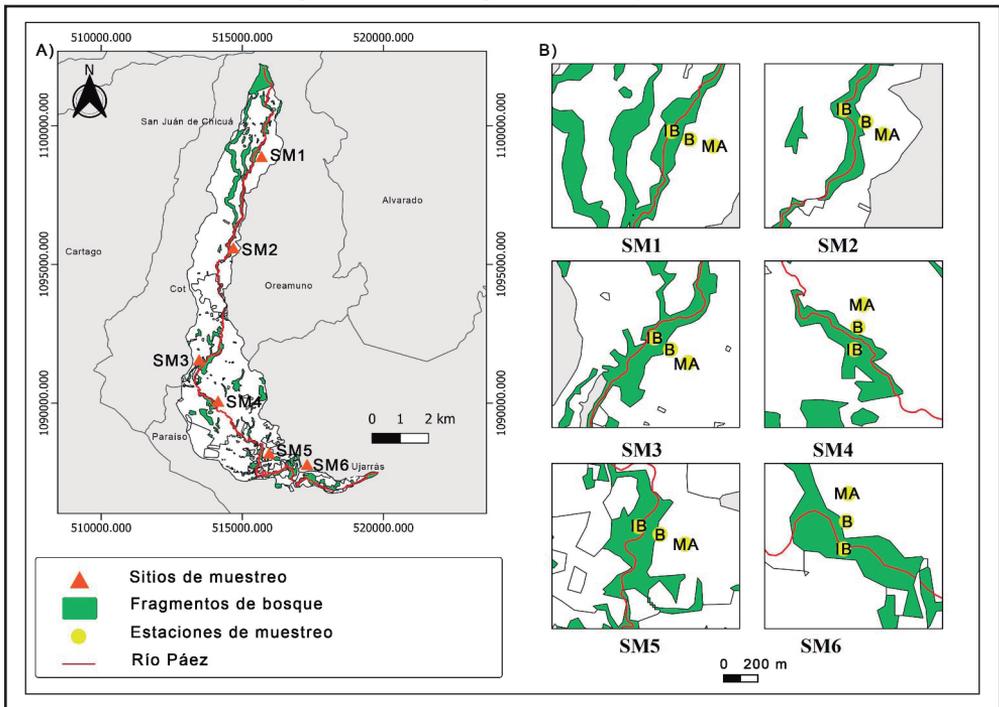
El paisaje productivo de la subcuenca está inmerso en un mosaico agropecuario, compuesto principalmente por fragmentos de bosque secundario en diferentes etapas sucesionales, plantaciones, tierras agrícolas de uso intensivo y pastos para el ganado lechero (Aguilar-Torres, 2021). La subcuenca del río Páez comprende un rango altitudinal entre los 1.003 m s. n. m. en el embalse de Cachí y los 3.330 m s. n. m. en

la cumbre del volcán Irazú. Presenta una precipitación media anual de 2.200 mm y temperatura promedio anual de 20 °C. Según la clasificación de Zonas de Vida de Holdridge (Holdridge, 1967), el sitio de estudio comprende las zonas de vida bosque muy húmedo montano (bmh-M), bosque húmedo montano (bh-M) y bosque húmedo premontano (bh-P).

TRABAJO DE CAMPO

Para obtener una muestra representativa de la diversidad de hábitats y especies en la subcuenca del río Páez, se seleccionaron seis sitios de muestreo (SM) considerando la disposición de los componentes estructurales de la vegetación, la extensión de la subcuenca y su variación altitudinal. Estos sitios se distribuyeron en tres niveles de la cuenca: dos en la cuenca alta, dos en la cuenca media y dos en la cuenca baja. En cada uno de estos sitios, se establecieron tres estaciones de recolección de datos, sumando un total de 18 estaciones para la recolección de datos (figura 1).

Figura 1. Subcuenca del río Páez mostrando los escasos fragmentos de bosque y los seis sitios de muestreo. A) Localización de los sitios de muestreo a lo largo de la variación altitudinal de la subcuenca. B) Detalle de las estaciones establecidas en cada sitio de muestreo, señalando en los recuadros donde se establecieron los transectos y la colocación de trampas Van Someren-Rydon. IB: Interior de bosque. BB: Borde de bosque. MA: Matriz adyacente.



Cada estación de muestreo se ubicó en tres puntos distintos: en el interior del bosque (IB), en el borde del bosque (BB) y en la matriz adyacente al borde (MA). Esta disposición permitió categorizar el uso de hábitat de las especies en los diferentes componentes de la vegetación agrupados bajo las mismas características estructurales. Se utilizó una combinación de dos técnicas de recolección para los Lepidoptera diurnos: captura directa con una red entomológica y trampas de fruta Van Someren-Rydon.

El muestreo se realizó durante siete meses, desde julio de 2021 hasta enero de 2022, con visitas mensuales a cada una de las 18 estaciones establecidas. En total, se acumularon 48 días de muestreo en los que se colocaron trampas Van Someren-Rydon, con cinco trampas colocadas simultáneamente a lo largo de 300 metros en cada estación, a diferentes alturas para abarcar el dosel y el sotobosque. En cada estación se

colocaron seis trampas separadas entre sí por al menos 50 metros; el cebo consistió en bananos fermentados con diferentes tiempos de fermentación, para considerar las preferencias alimenticias de las especies frugívoras.

Durante las visitas a las estaciones, se definieron los mejores sitios para colocar las trampas, evitando espacios abiertos y áreas no adecuadas como tacotales. Las trampas se revisaron cada tres horas, desde las 9:00 a.m. hasta las 3:00 p.m., para garantizar su correcto funcionamiento y posición. Además, se utilizó la captura de individuos por medio de red de golpe, siguiendo transectos establecidos de 150 metros en cada tipo de hábitat en las estaciones: interior de bosque, borde de bosque y matriz adyacente.

En cada día de muestreo se recolectaron los Papilionoidea en las 18 estaciones, y se contabilizaron e identificaron los Lepidoptera a cinco metros a cada lado del transecto, en dos periodos de tres horas cada día. Las especies recolectadas se identificaron en el campo y se registraron los detalles de la colecta y fotografías. En total, se invirtieron 329 horas efectivas en el trabajo de campo.

ANÁLISIS DE DATOS

Se empleó una base de datos para procesar los datos recolectados que incluía el número de individuos muestreados y la diversidad de especies halladas, con cada especie identificada y su nombre científico registrado. Además, se consignaron la ubicación y fecha del muestreo. La identificación de gran parte de los especímenes se realizó en el campo, utilizando guías como las de Chacón & Montero (2007), Garwood & Lehman (2011), Janzen & Hallwachs (2009) y Murillo-Hiller et al. (2019).

Para calcular los índices de diversidad de los Papilionoidea, se emplearon los programas EstimateS (Colwell, 2007), Past4 (Hammer et al. 2001). La riqueza y la abundancia de especies por sitio se describieron mediante el índice de Simpson, el cual requiere datos de cantidad y número de individuos por especie. Los datos y los índices estadísticos de equidad se procesaron mediante el programa EstimateS (Colwell, 2007) para generar curvas de acumulación de especies. Se utilizaron datos de especies observadas (Sobs), especies representadas por un solo individuo ("singletons") y valores esperados de riqueza utilizando estimadores como ACE, Chao 1 y MMMean.

La complementariedad y el recambio de especies entre sitios se representaron con el índice de Jaccard (Ij), procesado con Past (Hammer et al. 2001), que varía de cero (0) cuando no hay especies compartidas a uno (1) cuando los sitios comparten todas las especies, evaluando diferencias en presencia o ausencia de especies.

Se identificaron atributos ecológicos de las comunidades de Lepidoptera esperados para cambiar a través de asociaciones vegetales en el paisaje. Estos atributos incluyeron el hábitat de ocurrencia (interior de bosque, borde de bosque, matriz adyacente), el estrato de forrajeo (sotobosque, estrato medio, dosel) y el gremio de forrajeo (acimófagas, nectarívoras, hidrófilas). Los Lepidoptera frugívoros se categorizaron en dos grupos según su hábitat en dosel o sotobosque, y se recopiló información sobre endemismo y estado de amenaza para determinar su conservación. Se desarrolló un modelo para evaluar el uso del hábitat por cada especie, utilizando las métricas y valores de especies en cada estación de muestreo (Martínez-Noble et al. 2015).

Finalmente, se analizaron los datos de diversidad mediante comparaciones de los índices de similitud de especies de Jaccard para evaluar el grado de complementariedad de las métricas utilizadas. Estos índices se utilizaron para comparar la composición específica entre lugares, generando valores de similitud basados únicamente en datos de presencia-ausencia. En cada estación se realizaron tres ensambles para cada métrica, comparando la riqueza total y el índice de diversidad de Shannon como variables dependientes en bosques, bordes y áreas no boscosas.

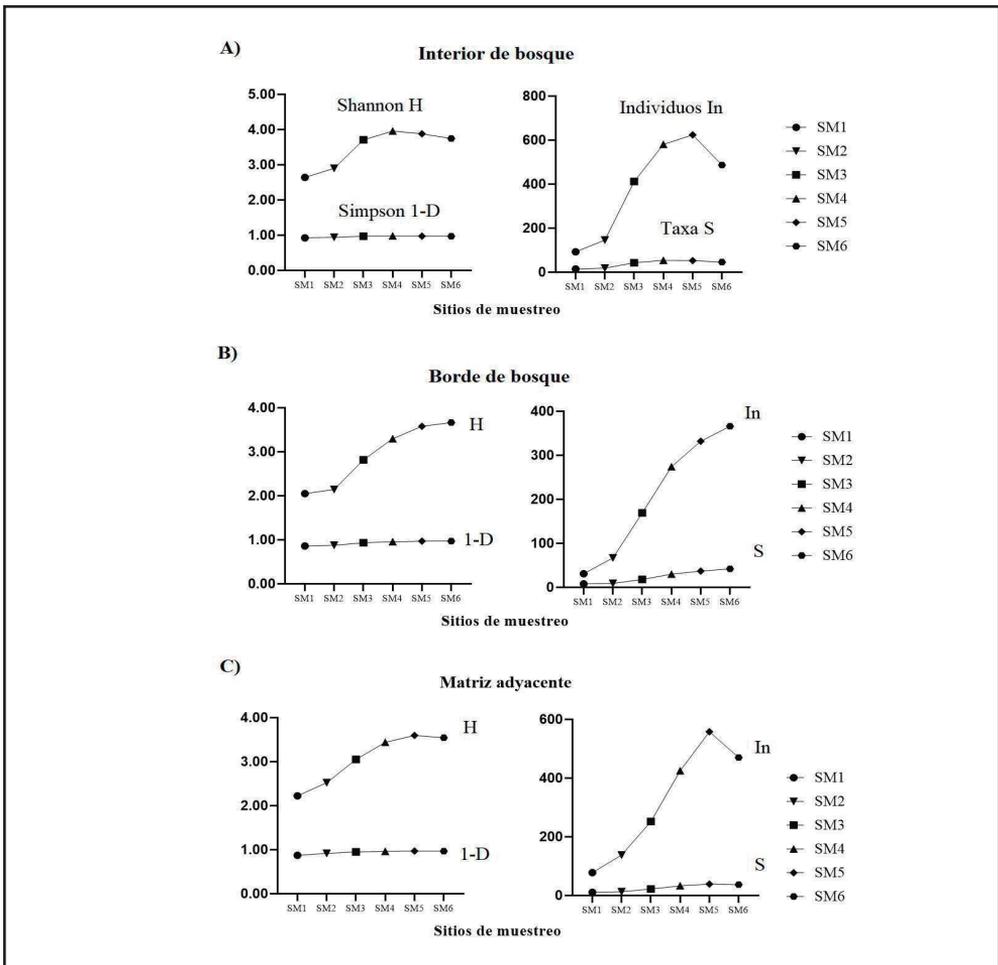
Resultados

Se registraron 5.503 individuos pertenecientes a 107 especies presentes en tres hábitats: interior de bosque, borde de bosque y matriz adyacente. Estas especies pertenecen a seis familias de la superfamilia Papilionoidea: Hesperidae, Lycaenidae, Nymphalidae, Papilionidae, Pieridae y Riodinidae. Algunas de las especies más comunes fueron *Emesis tenedia* (Felder & Felder, 1861), *Catasticta hegemon* (Godman & Salvin, 1889), *Catasticta nimbece bryson* (Godman & Salvin, 1889), *Abaeis xanthochlora* (Kollar, 1850), *Ypthimoides renata* (Stoll, 1780), *Pedaliodes dejecta* (H. Bates, 1865), *Anartia fatima fatima* (Fabricius, 1793), *Dione moneta poeyii* (A. Butler, 1873), *Altinote ozomene nox* (H. Bates, 1864), *Eutresis dilucida*

(Staudinger, 1885), *Dircenna klugii* (Geyer, 1837), *Danaus plexippus* (Linnaeus, 1785), *Consul electra* (Westwood, 1850), *Leptotes cassius cassidula* (Boisduval, 1870), *Poanes zabulon* (Boisduval & Le Conte, 1837) y *Heliconius melpomene* (Boisduval, 1870). Los valores resultantes del índice de Shannon fueron: H 2.64 en IB; H 2.05 en BB, y H 2.22, en MA.

La evaluación de los organismos, a través de análisis de complementariedad Jaccard determinó que 50 especies estaban asociadas al interior de bosque (IB), 26 al borde del bosque (BB) y 31 a la matriz adyacente (MA). De las especies evaluadas, 60 dependían únicamente de un solo uso del hábitat, entre ellas: *Ithomeis eulema imitatrix* (Godman & Salvin, 1878), *Heliconius clysonimus montanus* (Salvin, 1871), y *Catasticta hegemon* (Godman & Salvin, 1889) sólo se encontraron en diferentes estratos del interior del bosque. En el borde del bosque, las siguientes fueron únicas de este hábitat: *Heliconius melpomene* (Boisduval, 1870), *Anthanasa otaes* (Hewitson, 1864) y *Autochton vectilucis* (Butler, 1872). Además, en la matriz adyacente, Lepidoptera diurnos como *Abaies xanthochlora* (Kollar, 1850), *Siproeta epaphus* (Latreille, [1813]) y *Remella rita* (Evans, 1955) estuvieron limitadas a esta composición del paisaje.

Figura 2. Índices de diversidad de lepidópteros diurnos calculados para cada uno de los sitios de muestreo. Se presentan los valores del índice de Simpson 1-D, índice de Shannon H, número de individuos y número de especies para cada uno de los sitios de muestreo.



En el interior de bosque (IB) se identificó una riqueza (S) de 62 especies y 2.343 individuos, donde predominaron *Dircenna klugii* (Geyer, 1837) con 79 individuos; *Eutresis dilucida* (Staudinger, 1885), con 75 y *Consul electra* (Westwood, 1850) y *Catasticta hegemon* (Godman & Salvin, 1889), con 94 individuos. En el borde de bosque (BB) se contabilizó una riqueza (S) de 48 especies, con un total de 1.239 individuos, y las especies que estuvieron representadas en mayor número fueron *Ypthimoides renata* (Stoll, 1780), con 75 individuos; *Heliconius melpomene* (Boisduval, 1870), con 57 individuos y *Autochton vectilucis* (Butler, 1872), con 50 individuos. En contraste, la matriz adyacente (MA) registró una riqueza total (S) de 41 especies y 1.921 individuos, destacando la presencia de cuatro especies: *Poanes zabulon* (Boisduval & Le Conte, 1837), con 96 individuos; *Leptotes cassius cassidula* (Boisduval, 1870), con 105 individuos; *Anartia fatima* (Fabricius, 1793), con 100 individuos e *Ypthimoides renata* (Stoll, 1780), con 81 individuos.

Durante el estudio, se encontró una variación significativa en los índices de diversidad de Lepidoptera diurnos entre los sitios de muestreo (SM) y los diferentes hábitats dentro de cada sitio (figura 2). Se observó que los índices de diversidad eran más altos en el interior de los bosques, más bajos en la matriz adyacente y de nivel intermedio en el borde.

Además, se encontró una relación entre los índices de diversidad y la altitud de los sitios de muestreo. Los sitios de muestreo ubicados en altitudes más bajas, como el SM6 en la cuenca baja, presentaron índices de diversidad más altos que los SM localizados en elevaciones más altas, como el SM1 en la cuenca alta. Estos resultados sugieren que la altitud puede ser un factor importante que influye en la diversidad de lepidópteros diurnos en la zona de estudio.

En el interior del bosque, el índice de Simpson 1-D tuvo una variación de 0.92 (SM1) a 0.97 (SM6). Los valores de borde de bosque reflejaron una variación de 0.86 (SM1) a 0.97 (SM6), mientras que los de matriz adyacente presentaron valores de 0.87 (SM1) a 0.96 (SM6).

Por otra parte, el índice de diversidad de Shannon H corrobora la tendencia en el aumento de los valores de diversidad en respuesta a la altitud y la ubicación de las estaciones de muestreo, siendo bosque la dominante: la diversidad H aumenta de 2.64 (SM1) a 3.74 (SM6), el valor más alto registrado de este índice. En el borde del bosque, los valores de H fueron de 2.05 (SM1) a 3.66 (SM6). La matriz adyacente muestra los valores más bajos, de 2.22 (SM1) a 3.54 (SM6).

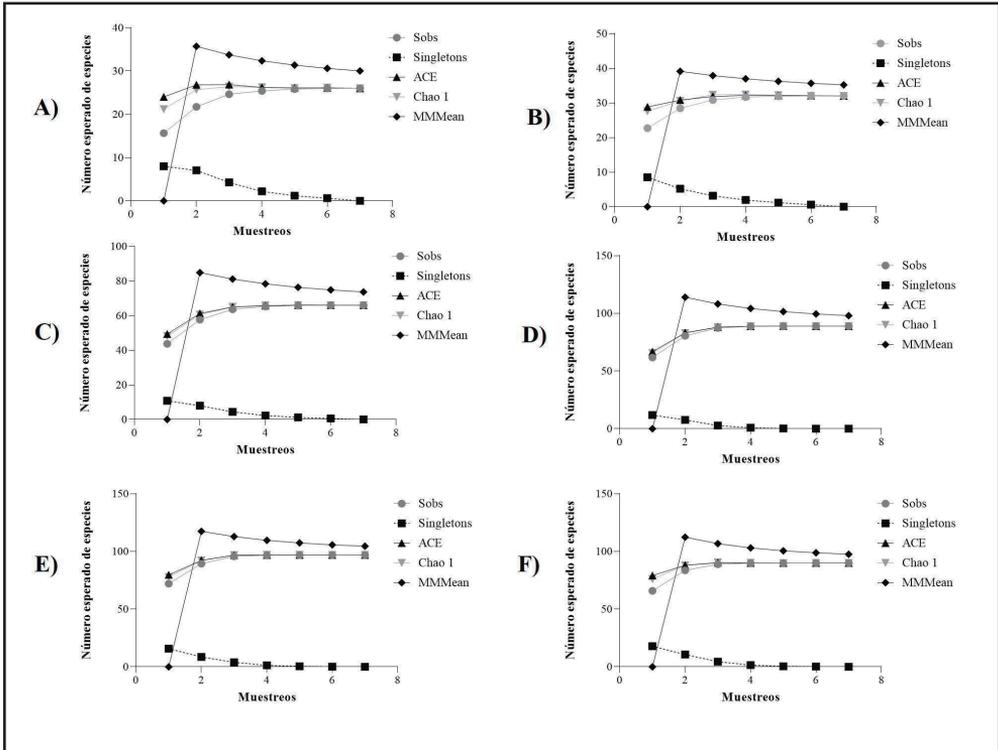
Siguiendo el patrón de los índices de diversidad, la riqueza y la abundancia también aumentaron a medida que la variable altitudinal disminuyó, siendo el bosque como estación de muestreo la que más especies aportó. Los sitios SM5/SM6 presentaron un promedio de riqueza de 49 especies (555 individuos en la cuenca baja); mientras que en los sitios SM1/SM2, en la cuenca alta, los taxones no superaron las 17 especies (93 individuos). En la cuenca media SM3 y SM4, la riqueza promedio es de 48 especies (490 individuos).

En el borde de bosque los valores promedios registrados en SM6/SM5, cuenca baja, fueron de 39 especies (349 individuos). En contraste en los sitios SM1/SM2, (cuenca alta) se observaron 13 especies (49 individuos). Los sitios SM3/SM4, (cuenca media), generaron un promedio de 24 especies (118 individuos). Por su parte, la matriz adyacente registró valores promedio en SM6/SM5 (cuenca baja) de 38 especies (514 individuos); SM1/SM2 (cuenca alta), 12 especies (108 individuos), y en los sitios SM3/SM4 (cuenca media), 27 especies (195 individuos).

Con respecto a los índices de diversidad, considerando la totalidad de datos obtenidos por estaciones de muestreo, en el interior de bosque (IB) Simpson y Shannon mostraron los valores más altos del análisis: 1-D: 0.98 y H: 4.01. Esto indica que la diversidad de Papilionoidea fue muy alta en este hábitat. En contraste, en la matriz adyacente (MA) 1-D: 0.97 y H: 3.62, los más bajos de las tres composiciones de hábitats, pero, aun así, estas cifras indican una riqueza alta en el lugar. El borde de bosque (BB) presentó valores de 1-D: 0.97 y H: 3.69.

Al cotejar visualmente las curvas de abundancia-diversidad contemplando la totalidad de los datos de riqueza y abundancia (figura 3) de los seis sitios de muestreo, se puede constatar que se presenta un patrón de distribución similar. El lugar donde fue más alto el número de especies y la totalidad de la riqueza evaluada (Sobs) fue el SM5, con 72 el primer día y 97 el último; mientras que en el SM1 fue de 15 el primer día y 26 en el último. Por su parte, el SM3, con una abundancia media de diversidad, presenta 43 en el primer día y 66 en el último.

Figura 3. Curvas de acumulación de especies de lepidópteros diurnos determinadas en los seis sitios donde se establecieron cada una de las estaciones de muestreo. *Nota.* A y B denotan los sitios de muestreo en la cuenca alta. C y D denotan los sitios de muestreo en la cuenca media. E y F denotan los sitios de muestreo en la cuenca baja. Se representa el número de especies observadas de acuerdo con el muestreo (Sobs), el número de especies con un solo individuo (singletons) y los valores esperados de la riqueza de los estimadores (ACE, Chao 1 y MMMean).



El número de especies representadas por un solo individuo por día de muestreo (singletons) fue mayor en el SM5 con 15.85 de las especies observadas en el primer día. En el SM1, siendo el más alto en diversidad, sin embargo, no muestra una cantidad muy alejada de la anterior, pues presentó 7.99 singletons el primer día, en contraste con el SM3 donde se observó un valor de 10.81.

Las curvas de acumulación de Papilionoidea observadas, tomando como referencia el número de especies en cada uno de los sitios, reflejó la estabilización de la curva (asíntota), validando con ello que el esfuerzo del muestreo fue adecuado para encontrar las especies existentes en cada área. Esto significa que esta cantidad no aumentaría, o se incrementaría de manera poco significativa, aunque se incorporen más muestreos al estudio.

Durante el análisis, se utilizaron tres estimadores (ACE, Chao 1 y MMmean) para calcular los valores esperados de la riqueza de lepidópteros en diferentes sitios de muestreo. Los resultados mostraron una estabilidad en la curva, lo que sugiere que se alcanzó una buena cobertura en la recolección de especies. En el sitio de muestreo SM5, que obtuvo la mayor valoración, los valores esperados fueron de 79.79 para ACE, 77.90 para Chao 1 y 117.46 para MMmean. Mientras tanto, en el SM1, que obtuvo la menor valoración, los valores esperados fueron de 24.02 para ACE, 21.21 para Chao 1 y 35.73 para MMmean. En el SM3, que tuvo una valoración intermedia, los valores esperados fueron de 49.35 para ACE, 48.23 para Chao 1 y 84.91 para MMmean. Lo anterior sugiere que la diversidad de Lepidoptera varía significativamente entre los diferentes sitios de muestreo y que la utilización de múltiples estimadores puede proporcionar una mejor comprensión de la diversidad de la comunidad.

Con respecto al análisis de similitud, el índice de Jaccard mostró que, de manera similar a como sucedió con los índices de diversidad, los sitios de muestreo fueron similares de acuerdo con la altitud: en la cuenca alta SM1/SM2 se presentó un índice de similitud de 0.90 en interior de bosque y el borde de bosque, excepto en la matriz adyacente, donde adquiere un valor de 0.80.

En la cuenca media SM3/SM4 y baja SM5/SM6, el índice de Jaccard presentó valores inferiores a 0.3; en tanto en la cuenca media y baja adquirió valores de 0.88 en el bosque, 0.90 en el borde de bosque y 0.70 en la matriz adyacente.

Después de describir los índices de riqueza y abundancia de especies, se evaluó la complementariedad de los datos obtenidos. Teniendo en cuenta las características particulares de la diversidad, se compararon las tres estaciones de muestreo para determinar en qué medida se complementan entre sí, considerando tanto la exclusividad de las especies como la totalidad de estas en el caso de que dos estaciones se unieran.

El índice de Jaccard para el número de especies en común (i.e. compartidas) entre el borde de bosque (BB) y la matriz adyacente (MA) tiene un valor de 0.50; mientras que entre ambas anteriores (BB y MA) con respecto al interior de bosque (IB), el índice señala una semejanza de 0.09. Estos números indican que la composición de comunidades es más similar entre el BB y la MA, que entre cualquiera de estas dos y el IB, y se genera así un recambio de especies; por otra parte, la comparación de IB con cualquiera de los componentes BB-MA no mostraría cambios.

Las tres composiciones estructurales de paisaje (interior de bosque, borde de bosque y matriz adyacente) o estaciones de muestreo de los seis sitios fueron sometidas a comprobación de similitud a través de los valores de diversidad y riqueza para validar la significancia de la complementariedad (figuras 4-6).

Con los resultados obtenidos se clasificaron las métricas de hábitat de ocurrencia, estrato forrajero, gremio alimentario y endemismo.

- 1) Hábitat de ocurrencia: interior de bosque (IB) 50 especies, borde de bosque (BB) 26 especies, y matriz adyacente (MA) 31 especies (también podría indicarse como fuera de bosque FB). De lo anterior, 37 especies fueron únicamente encontradas en IB, 4 únicas de BB y 19 especies solamente en MA.
- 2) Estrato de forrajeo: Las especies se clasificaron en:
 - Sotobosque (S): 43 especies
 - Sotobosque-Estrato medio (SM): 18 especies
 - Estrato medio-dosel (MD): 15 especies
 - Fuera de bosque (FB): 31 especies
- 3) Gremio de forrajeo. Las preferencias alimentarias: Acimófagas (ACI) 10 especies, nectarívoras (NEC) 69 especies, Además, se consideran:
 - ACI-HID: 6 especies
 - NEC-ACI: 4 especies
 - NEC-HID: 8 especies
 - NEC-ACI-HID: 3 especies
- 4) Grupos indicadores potenciales (especies endémicas regionales, Nicaragua, Costa Rica, Panamá): 10 especies.

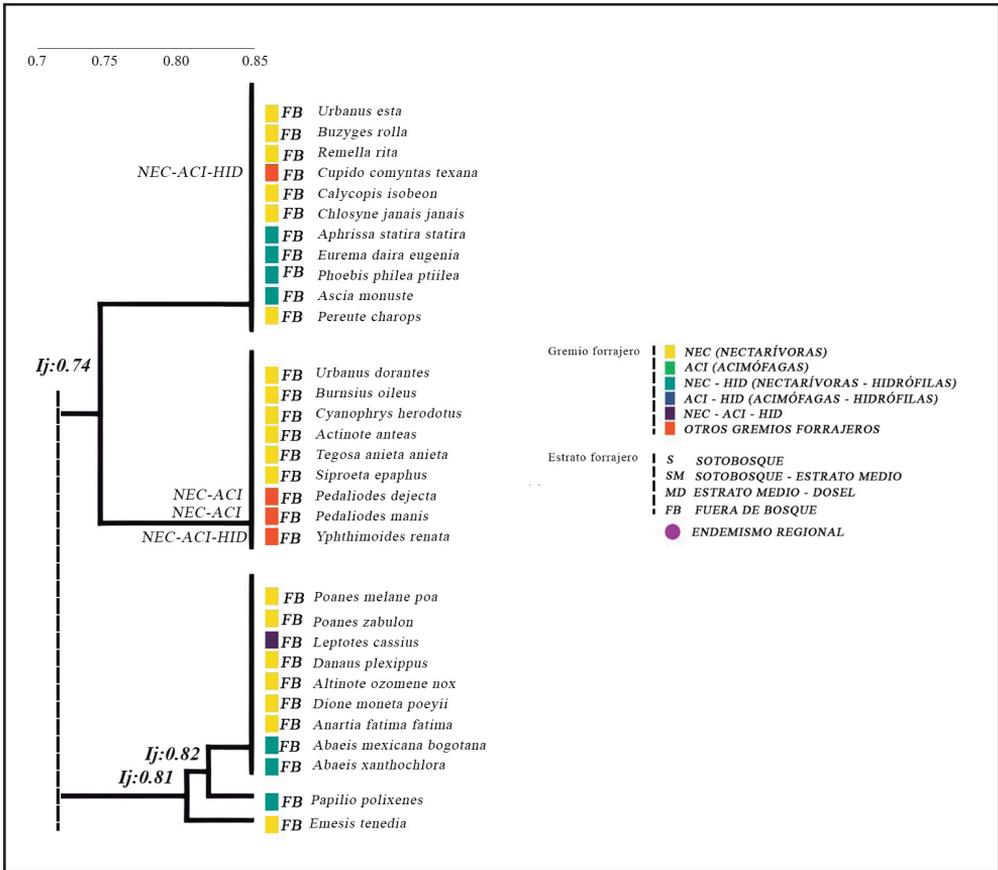
Discusión

El estudio de los Lepidoptera diurnos en la subcuenca del río Páez indica que el paisaje agroproductivo presenta diferentes arreglos de hábitats en los que se puede mantener un número significativo de especies. No obstante, las características del uso de suelo y la zonificación se relacionan con una lepidoterofauna severamente empobrecida, característica de hábitats perturbados. Es posible concluir lo anterior, al contrastar con los resultados de Hernández & Barrantes (2016); estos autores examinaron la influencia del paisaje en la diversidad de Papilionoidea y mostraron que la fragmentación del paisaje y la intensificación del uso del suelo, como el evidenciado en la subcuenca, tienen un impacto negativo en la riqueza y la diversidad de especies de Papilionoidea si se evidencia una variación de las especies a través de la gradiente de perturbación: transición de hábitats más cerrados (IB) a hábitats abiertos (MA).

El hecho de que en la subcuenca del río Páez se observe una mayor riqueza o diversidad de Lepidoptera en el interior del bosque, en contraste con el borde o con la matriz adyacente, concuerda con lo expuesto por

Beck & Khen (2007), quienes determinaron que estos organismos son indicadores sumamente sensibles al cambio de uso del suelo. La alteración del hábitat parece ser un factor clave para explicar la estructura de sus comunidades de Lepidoptera.

Figura 4. Papilionoidea asociados al hábitat de matriz adyacente (MA) en el clúster de los valores de complementariedad del índice de Jaccard, determinados por la riqueza y la abundancia de especies representadas en la totalidad de las estaciones de muestreo.

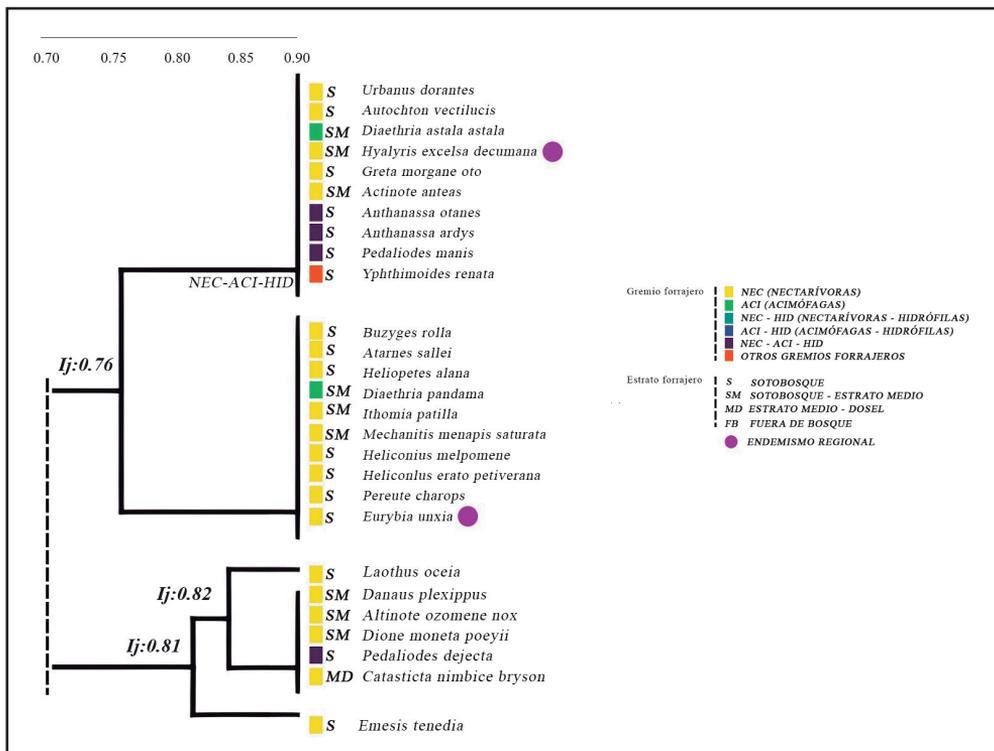


Este patrón también concuerda con lo expuesto por Häuser et al. (2007) en cuanto a la sensibilidad a los cambios ambientales demostrada por los lepidópteros de los bosques tropicales. Más aun, estos autores concluyen que estos organismos son los indicadores más adecuados para alertar sobre perturbaciones que ocurren en los hábitats terrestres. En este sentido, haciendo referencia a la escala espacial del presente estudio, a pesar de las cortas distancias entre las unidades del paisaje en los sitios de muestreo, se logró cuantificar la manera en que los Papilionoidea hacían uso del hábitat, y se obtuvo el mismo patrón que en estudios similares. Es decir, este tipo de evaluaciones rápidas puede tener aplicaciones para evaluar la condición del paisaje en distintas cuencas del país. En este estudio se logró determinar patrones de diversidad de lepidópteros diurnos en distintos entornos naturales por medio de la obtención de índices de diversidad, y es algo que se puede replicar en el mismo sitio (e.g. monitoreo a largo plazo) o en distintos lugares del país.

Las investigaciones sobre comunidades de Lepidoptera se han centrado, con frecuencia, en la comparación realizada entre sistemas agrícolas homogéneos y remanentes de bosque. Las diferencias observadas aquí en la variedad de especies en una gradiente de perturbación se comparan con lo hallado por

Ricketts et al. (2001) en una comparación más extrema (ambientes homogéneos de cultivo versus remanentes de bosque). Estos autores afirman que este tipo de estudios generalmente evidencian disimilitudes en los parámetros de abundancia, diversidad y composición general de las poblaciones de Lepidoptera.

Figura 5. Papilionoidea asociados al hábitat de borde de bosque (BB) en el clúster de los valores de complementariedad del índice de Jaccard, determinados por la riqueza y la abundancia de especies representadas en la totalidad de las estaciones de muestreo.

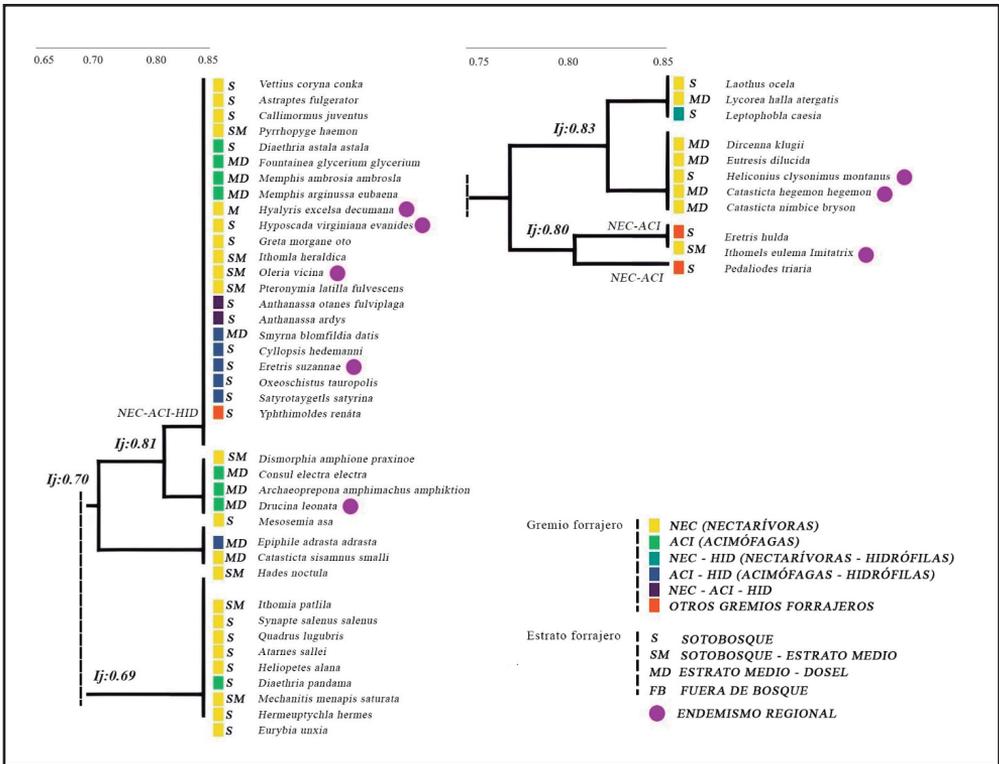


Aunque los grupos de Lepidoptera de la subcuenca del río Páez mostraron patrones similares en su respuesta a la perturbación del hábitat, se encontró que ciertas especies son más dependientes de los fragmentos de bosque. Sin embargo, se evidenció que algunas de estas especies también se mueven fuera del bosque, lo que sugiere que su supervivencia podría estar amenazada por la degradación de hábitats más allá de los bosques. De hecho, se observó que existe un recambio de especies entre el interior del bosque y la matriz adyacente, lo que indica que la conservación de estos bosques es importante para la supervivencia de especies más generalistas. Muchas, incluso, son características de ambientes en transición (bordes) y pueden fungir potencialmente como bioindicadores de integridad biológica y alteración. Debido a que los valores de los índices de diversidad en el bosque fueron los más sobresalientes, se sugiere que es el bosque la formación con mayor integridad biológica. Asimismo, se espera que, a mayor distancia de los fragmentos boscosos, se observará menos diversidad y por ende menor integridad biológica. Por esta razón, es importante no solo mantener parches boscosos grandes, sino tenerlos distribuidos a lo largo de la matriz agrícola (Arroyo-Rodríguez et al. 2020).

La composición de los Papilionoidea fue diferente en las comunidades de bosque, ya que las especies frugívoras (acimófagas) y nectívoras de dosel fueron abundantes en estas unidades; mientras que en pastizales y demás áreas abiertas dominaron los Lepidoptera generalistas hidrófilas y las que se alimentan de néctar. De todas las especies evaluadas, 60 de ellas dependían únicamente de un solo hábitat, lo que significa que no se evidenció actividad de estas especies a través de la gradiente de perturbación. Especies como

Ithomeis eulema imitatrix (Godman & Salvin, 1878), *Consul electra* (Westwood, 1850), *Dircenna klugii* (Geyer, 1837), *Epiphile adrasta* (Hewitson, 1861), *Heliconius clysonimus montanus* (Salvin, 1871), *Memphis arginussa eubaena* (Boisduval, 1870), *Fountanea glycerium* (Doubleday, 1849) y *Catasticta hegemon* () solo se encontraron en diferentes estratos del interior del bosque (IB). En el borde del bosque (BB), cuatro especies dependían de este hábitat: *Heliconius melpomene* (Boisduval, 1870), *Heliconius charithonia vazquezae* (W. Comstock & F. Brown, 1950), *Anihanasa otanes* (Hewitson, 1864) y *Autochton vectilucis* (Butler, 1872). Por otro lado, en la matriz adyacente (MA), Lepidoptera diurnos como: *Papilio polixenes* (Rothschild & Jordan, 1906), *Abaies xanthochlora* (Kollar, 1850), *Siproeta epaphus* (Latreille, [1813]), *Urbanus esta* (Evans, 1952), *Remella rita* (Evans, 1955) y *Phoebis philea* (Linnaeus, 1763) fueron únicas en esta composición del paisaje.

Figura 6. Papilionoidea asociadas al hábitat de interior de bosque (IB) en el clúster de los valores de complementariedad del índice de Jaccard, determinados por la riqueza y la abundancia de especies representadas en la totalidad de las estaciones de muestreo.



La principal razón por la que estos Lepidoptera prefieren estos ambientes es que allí encuentran una gran cantidad de alimento en forma de néctar y frutos. En el dosel forestal, las flores de muchas plantas, como los árboles, crecen en la parte superior y se ubican en zonas iluminadas por el sol, lo que permite que los néctares estén disponibles en grandes cantidades. Además, la altura de los árboles protege a estos Papilionoidea de los depredadores terrestres, reduciendo la tasa de mortalidad. En contraste, las áreas abiertas, como los campos y los bordes de los bosques, suelen tener menos flores y, por lo tanto, menos néctar disponible, lo que dificulta la supervivencia de estos Papilionoidea. Otra razón por la que los Papilionoidea frugívoras y nectarívoras de dosel prefieren estos ambientes es que están mejor adaptadas a vivir en estos entornos. La forma de sus alas y su comportamiento de vuelo les permite maniobrar entre las ramas de los árboles y acceder a los recursos que necesitan para sobrevivir. Por lo tanto, estos Papilionoidea están mejor adaptadas a vivir en ambientes

boscosos y pueden tener dificultades para sobrevivir en áreas abiertas.

A diferencia de las conclusiones presentadas por DeVries (2012), para las especies de áreas cerradas, es probable que exista una correlación significativa con el porcentaje de bosques circundantes en épocas del año diferentes. Esto se debe a que muchas de estas especies tienen movimientos locales que responden a cambios climáticos específicos en diferentes partes de las zonas montañosas, y a menudo frecuentan los bordes y áreas abiertas en busca de alimento. Por lo tanto, aunque los Papilionoidea de áreas cerradas pueden ser menos dependientes del bosque durante ciertas épocas del año, aún requieren la presencia de bosques circundantes para mantener su supervivencia a largo plazo. Así, se generan patrones distintos de la composición de las comunidades dentro de una escala temporal en un espacio determinado, lo que explica la similitud en las unidades del paisaje comparadas en términos de riqueza.

Aunque se sabe que las especies pueden variar en su presencia y abundancia a lo largo del tiempo, se logró demostrar que también existe variación de especies en los diferentes hábitats analizados. La observación de Papilionoidea en cada uno de los sitios de muestreo permitió identificar aquellas especies que prefieren los ambientes más cerrados, las que se encuentran en zonas abiertas o las que se mueven entre ambos tipos de hábitats. De esta manera, se pudo determinar la diversidad de Papilionoidea que habitan cada tipo de ambiente y las características que las hacen únicas.

El muestreo simultáneo en todos los sitios permitió comparar de manera precisa la presencia y la abundancia de las especies en cada uno de los hábitats analizados. Esta metodología asegura que los resultados obtenidos fueran lo más exactos y confiables posibles. Además, el análisis de la variación de especies en los diferentes hábitats proporciona información valiosa para entender la relación entre la diversidad biológica y los factores ambientales.

La escogencia de una serie de sitios de muestreo a lo largo de una gradiente altitudinal en los fragmentos de bosque, su borde y la matriz adyacente permitió conocer una vez más la variabilidad de especies desde el punto de vista ecológico de uso de hábitat. De esta manera, la metodología utilizada para determinar la diversidad de especies diurnas en un paisaje productivo contribuye a establecer, de manera cuantitativa, el papel de los fragmentos de bosque remanentes, al catalogar y describir métricas derivadas de análisis de historia natural de estos organismos en entornos suburbanos.

Se concuerda con Ricketts et al. (2001) en cuanto a que la estructura y composición de la comunidad está estrechamente relacionada con la complejidad de su ambiente (propiciada esta última por la riqueza y diversidad de especies vegetales, la densidad de la vegetación, la densidad del dosel, el sotobosque y la complejidad vertical). La falta de diversidad de lepidópteros en los potreros y sitios de cultivo, a diferencia de lo que ocurre en los bosques secundarios y los hábitats de borde, puede deberse a la homogeneidad estructural de estos últimos, los cuales no proveen una variedad de nichos y recursos para la fauna. De esta manera, los reductos como estos en paisajes productivos mantienen características de integridad, a pesar de la degradación a la que han sido sometidos sus alrededores.

Haciendo referencia a lo anterior, es posible afirmar que la abundancia y la riqueza de las especies de Papilionoidea pueden verse favorecidas directamente por las condiciones físicas del hábitat, a las cuales los organismos ya están adaptados. En este sentido, Dovčiak (2014) encontró que estos factores, en particular los componentes florísticos del paisaje también pueden provocar cambios en las interacciones ecológicas como la depredación y la competencia entre especies por recursos. Así, por ejemplo, en los sitios de la subcuenca con mayor abundancia de lepidópteros se esperaría también encontrar una mayor presencia de animales que se alimentan de Lepidoptera como anfibios, reptiles, aves, artrópodos depredadores y parasitoides como Diptera e Hymenoptera.

Los bosques en un paisaje productivo como la subcuenca Páez, donde el entorno natural está fragmentado, pueden presentar pequeños reservorios de diversidad donde converjan características climáticas y ecológicas que conduzcan a una estabilidad de las poblaciones. La amplia cobertura vegetal observada en el tacotal y bosque secundario analizado permite cumplir con la relación de diversidad-estabilidad propuesta por Carvalheiro et al. (2013). Según estos autores, la variedad de plantas permite que los polinizadores se mantengan estables incluso en periodos sin floraciones masivas. En consecuencia, la alta riqueza vegetal de la zona favorece la estabilidad en la producción de recursos para los Lepidoptera y contribuye a mantener poblaciones estables de otros insectos polinizadores en la región de Cartago.

La diversidad de Lepidoptera varió significativamente entre los sitios de muestreo de la subcuenca del río Páez, lo que indica cuantitativamente la importancia de los parches de bosques remanentes en áreas

urbanas y suburbanas. Estos parches son figuras ecosistémicas cruciales para mantener comunidades bióticas estables, así como para generar múltiples servicios ambientales, como la conectividad biológica. Se debe destacar la cuantificación de varias especies de lepidópteros diurnos en el borde del bosque y la matriz adyacente. Es posible que esta diversidad de especies se deba a la interacción del bosque con estos hábitats circundantes, que pueden actuar como corredores ecológicos y facilitar el movimiento de los Lepidoptera entre estas diferentes áreas. Lo anterior refuerza lo que establece Alfaro-Jiménez (2018), quien hizo hincapié en la capacidad de estas áreas de ofrecer múltiples servicios ambientales, al ejemplificar en su estudio cómo los espacios que componen la matriz adyacente pueden llegar a contener una diversidad propia significativa que interactúa con los fragmentos.

De esta manera, así como logró concluir Molina-Guerra et al. (2013), las interacciones entre los elementos del paisaje pueden incidir en la diversidad y la abundancia, lo que influye en el movimiento de los organismos tanto a través del mosaico de los parches, como a lo largo de otras áreas en regeneración. Esto se reflejó en el presente estudio en el hecho de que a pesar de que se contabilizaron diversos tipos de lepidópteros diurnos, el estudio comparativo por medio de Jaccard demostró que no todos presentan similitudes en cuanto a preferencia de hábitat o movilidad entre los componentes boscosos y su colindancia. En otras palabras, a pesar de que se identificaron muchas especies de Papilionoidea, no todas fueron determinantes para la evaluación, pues 82 de un total de 107 estaban asociadas al componente paisajístico (bosque, borde de bosque, matriz adyacente).

Es de resaltar cómo la variación altitudinal incide en la riqueza: los índices de diversidad disminuyen conforme aumenta la altitud de los sitios, por lo cual se observó que la abundancia de individuos y la riqueza de especies aumentaba a medida que se descendía a la subcuenca baja. Lo anterior encuentra apoyo en los resultados de McCain & Grytnes (2010), quienes destacan varios factores que cambian de forma previsible con el aumento de la elevación; el más evidente es el descenso, generalmente lineal, de la temperatura. Otros factores climáticos y abióticos varían a lo largo de los gradientes montañosos, pero tienen una relación más compleja con la altitud. El mejor ejemplo, y probablemente el más importante, es la precipitación, ya que aunada a otros factores abióticos, esta influye fuertemente en la distribución de las especies florales y, por tanto, en los cambios en las comunidades vegetales dominantes y en los hábitats que se observan a medida que se gana altitud.

Las similitudes entre los componentes del paisaje sujetos a muestreo según las métricas de hábitat de ocurrencia, estrato forrajero, gremio alimentario y endemismo fueron comprobadas y constataron que las estaciones de muestreo presentan diferencias significativas en cuanto a la distribución de las especies. Este resultado es relevante porque plantea que es necesario considerar diversos hábitats a fin de conocer la composición específica de las comunidades en la zona de estudio. Además, Sánchez-Alvarado (2023) evidenció una tendencia hacia una mayor riqueza y diversidad de especies en la cuenca media, en comparación con las cuencas alta y baja. Esto puede deberse a diversos factores, como la mayor heterogeneidad del hábitat en la cuenca media, la presencia de microhábitats más diversos o la influencia de factores ambientales específicos.

Es fundamental tener en cuenta que los resultados obtenidos en esta investigación son específicos de la muestra estudiada y no necesariamente pueden extrapolarse a otras regiones o ecosistemas, pero sí la metodología aplicada y el alto potencial de seleccionar una comunidad de especies que represente el estado de la integridad biológica. Es necesario seguir profundizando en el estudio de la ecología y la biología de las especies de lepidópteros diurnos para comprender mejor su distribución y factores que influyen en ella.

La fragmentación del entorno apunta a ser el factor clave para explicar la estructura de sus comunidades de Lepidoptera. Por lo tanto, con la afirmación sustentada de que el bosque es la formación con mayor integridad biológica, es imprescindible no solo mantener parches boscosos grandes, sino tenerlos distribuidos a lo largo de la matriz agrícola.

Conclusiones

Se evidencia una gradiente cuantificable en los valores de diversidad de Papilionoidea en los diferentes componentes del paisaje. Entre estos, los fragmentos de cobertura boscosa albergan una mayor cantidad de especies e individuos de Papilionoidea. Esto se fundamenta en que los bosques proporcionan un hábitat adecuado para muchas especies de Lepidoptera, al ofrecer refugio, alimento y recursos para su reproducción. Además, los bosques suelen estar menos alterados que otros tipos de cobertura, lo que les permite mantener

una mayor biodiversidad.

Los valores de diversidad de Lepidoptera diurnos disminuyen a medida que aumenta la distancia de los parches de bosque. La presencia de bosques en una unidad del paisaje puede tener un efecto positivo en la diversidad de Lepidoptera diurnos en la región, incluso en áreas donde la mayor parte no está cubierta por bosques. Esto destaca la importancia de estos ecosistemas en la subcuenca del río Páez, ya que actúan como refugios para la biodiversidad en paisajes fragmentados. La altitud en la subcuenca es un factor que determina la riqueza y abundancia de la lepidopterofauna. Las condiciones climáticas en la subcuenca pueden influir en la diversidad de los Lepidoptera diurnos y en que las especies puedan adaptarse a diferentes altitudes y hábitats. Por lo tanto, es importante considerar la altitud al planificar actividades de conservación y restauración en la región, pues este factor puede tener un impacto significativo en la biodiversidad.

Los índices de diversidad de los Papilionoidea cambian en un solo sitio de muestreo si se delimitan estaciones en diferentes componentes del paisaje y sus hábitats (interior de bosque, borde de bosque y matriz adyacente). Esto puede deberse a que la elección de los lugares influye en los resultados de la evaluación de la diversidad de Papilionoidea. Por lo tanto, es importante considerar la selección de los sitios de muestreo cuidadosamente, teniendo en cuenta diferentes componentes del paisaje y hábitats, para obtener una imagen más precisa de la biodiversidad en la subcuenca del río Páez. La selección de métricas basadas en la historia natural de los Lepidoptera diurnos permite determinar su disposición en la estructura de las unidades del paisaje. Su funcionalidad radica en entender cómo las características del hábitat influyen en la presencia y diversidad de estas especies, lo que a su vez ayuda a entender la salud del ecosistema.

La coexistencia de especies que comparten el mismo hábitat, así como aquellas que tienen preferencias únicas para cada tipo de ambiente, puede tener implicaciones significativas en la conservación de la biodiversidad en la subcuenca del río Páez. Por ejemplo, si un hábitat se degrada o se pierde, las especies que tienen preferencias únicas por ese entorno pueden sufrir un impacto mayor en términos de pérdida de poblaciones o extinción local. Por lo tanto, identificar estas especies y sus preferencias de hábitat puede ayudar a orientar los esfuerzos de conservación hacia la protección de los sitios más críticos para estas especies.

El uso de datos de diversidad para identificar especies indicadoras en una región y cómo estas están ligadas al uso del hábitat justifica cómo los cambios en el uso del suelo pueden afectar la biodiversidad. Esto permite identificar especies clave y áreas críticas para la conservación y gestión del hábitat. La generación de índices de similitud permite identificar especies complementarias en una unidad de paisaje, ya que este tipo de análisis ayuda a la comprensión de la relación entre diferentes especies y cómo la presencia de una especie puede influir en la de otra.

Con la premisa de que la integridad biológica disminuye en el paisaje productivo de la subcuenca a medida que los componentes de la matriz del paisaje se alejan del bosque, la capacidad de los lepidópteros diurnos como indicadores de la integridad biológica en una región se basa en el conocimiento y la categorización de ellos como una comunidad, más que como especies individualizadas.

Agradecimientos

Este trabajo fue posible gracias al programa de becas CeNAT-CONARE y la colaboración personal del laboratorio de Gestión Ambiental y PRIAS del Centro Nacional de Alta Tecnología.

Conflicto de interés

Los autores declaran que no existe ningún interés financiero conocido ni relaciones personales, que pudieran haber influido en el trabajo que se presenta en este artículo.

Referencias

- Aguilar-Torres, M. (2021). *Atlas digital de las subcuencas Birris y Páez, Cartago, Costa Rica*. Instituto Tecnológico de Costa Rica, Escuela de Ingeniería Forestal.
- Alfaro-Jiménez, J. (2018). *Modelo Hidrogeológico conceptual de las cuencas de los ríos Tatiscú y Páez, Provincia de Cartago, Costa Rica*. [Tesis de maestría inédita]. Universidad de Costa Rica.
- Álvarez-Jiménez, M. A., Solís-Torres, L., & Ramírez-Granados, P. (2021). Aspectos técnicos importantes en la

- gestión de cuencas hidrográficas. *Ambientico*, (274), 44-49.
- Arroyo-Rodríguez, V., Fahrig, L., Tabarelli, M., Watling, J. I., Tischendorf, L., Benchimol, M., & Tschardtke, T. (2020). Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. *Ecology Letters*, 23(9), 1404-1420. <https://doi.org/10.1111/ele.13535> PMID:32537896
- Beck, J. A. N., & Khen, C. V. (2007). Beta-diversity of geometrid moths from northern Borneo: effects of habitat, time, and space. *Journal of Animal Ecology*, 76(2), 230-237. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2006.01189.x> PMID:17302830
- Carvalho, L. G., Kunin, W. E., Keil, P., Aguirre-Gutiérrez, J., Ellis, W. N., Fox, R., Groom, Q., Hennekens, S., Van Landuyt, W., Maes, D., Van de Meutter, F., Michez, D., Ramont, P., Ode, B., Potts, S. G., Reemer, M., Masson-Roberts, S. P., Schaminée, J., WallisDeVries, M. F., & Biesmeijer, J. C. (2013). Species richness declines and biotic homogenisation have slowed down for NW-European pollinators and plants. *Ecology Letters*, 16(7), 870-878. <https://doi.org/10.1111/ele.12121> PMID:23692632 PMCID:PMC3738924
- Colwell, R. K. (2007). *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples* (Version 8.0). <https://www.robertkcolwell.org/pages/estimates>.
- Chacón, I., & Montero, J. (2007). *Mariposas de Costa Rica*. Editorial INBio.
- DeVries, P., Alexander, L., Chacon, I., & Fordyce, J. (2012). Similarity and difference among rainforest fruit-feeding butterfly communities in Central and South America. *Journal of Animal Ecology*, 81(2), 472-482. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2011.01922.x> PMID:22092379
- Dovčiak, M. (2014). Secondary edge effects in regenerating forest landscapes: vegetation and microclimate patterns and their implications for management and conservation. *New forests*, 45(5), 733-744. <https://doi.org/10.1007/s11056-014-9419-7>
- Garwood, K., & Lehman, R. (2011). *Butterflies of Central America*. RiCalé
- Gonzalez, A., Germain, R. M., Srivastava, D. S., Filotas, E., Dee, L. E., Gravel, D., & Loreau, M. (2020). Scaling-up biodiversity-ecosystem functioning research. *Ecology Letters*, 23(4), 757-776. <https://doi.org/10.1111/ele.13456> PMID:31997566 PMCID:PMC7497049
- Hammer, O., Harper, D., & Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1), 1-9. <http://www.folk.uio.no/ohammer/past>.
- Häuser, C. L., Fiedler, K., Bartsch, D., Brehm, G., Kling, M., Süßenbach, D., & Onore, G. (2007). 09 Butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea) Checklist Reserva Biológica San Francisco (Prov. Zamora-Chinchipe, S. Ecuador). *Ecotropical Monographs*, (4), 145-154.
- Hernández, J., & Barrantes, G. (2016). Efecto del paisaje sobre la diversidad de lepidópteros diurnos en la región central de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 64(2), 743-757.
- Holdridge, L. R. (1967). *Life zone ecology* (rev. ed.). Tropical Science Center.
- Janzen, D., & Hallwachs, W. (2009). *Dynamic database for an inventory of the macrocaterpillar fauna, and its food plants and parasitoids, of Area de Conservación Guanacaste (ACG), Northwestern Costa Rica*. <http://janzen.sas.upenn.edu>
- Martínez-Noble, J. I., Meléndez-Ramírez, V., Delfín-González, H., & Pozo, C. (2015). Mariposas de la selva mediana subcaducifolia de Tzacab, con nuevos registros para Yucatán, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 86(2), 348-357.
- McCain, C. M., & Grytnes, J. A. (2010). Elevational Gradients in Species Richness. *Encyclopedia of Life Sciences (ELS)*. <https://doi.org/10.1002/9780470015902.a0022548>
- Molina-Guerra, V., Pando-Moreno, M., Alanís-Rodríguez, E., Cañizales, P., González, H., & Jiménez, J. (2013). Composición y diversidad vegetal de dos sistemas de pastoreo en el matorral espinoso tamaulipeco del Noreste de México. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias*, 4(3), 11-42.
- Murillo-Hiller, L. R., Segura-Bermúdez, O. A., Barquero, J. D., & Bolaños, F. (2019). The skipper butterflies (Lepidoptera: Hesperidae) of the Reserva Ecológica Leonel Oviedo, San José, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 67(2), 228-248.
- Ospina, L., Andrade, M., & Reinoso, G. (2015). Diversidad de mariposas y su relación con el paisaje en la cuenca del río Lagunillas, Tolima, Colombia. *Revista de la Academia de Ciencias exactas y naturales*, 153(1), 455-474. <https://doi.org/10.18257/racefyn.215>
- Ricketts, T., Daily, G., Ehrlich, P., & Fay, J. (2001). Countryside biogeography of moths in a fragmented landscape: biodiversity in native and agricultural habitats. *Conservation biology*, 15(2), 378-388. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.015002378.x>

- Sánchez-Alvarado, R. (2023). *Monitoreo de lepidópteros diurnos como herramienta para estimar la integridad biológica del paisaje productivo de la subcuenca del río Páez en Cartago, Costa Rica: una propuesta de evaluación* [Tesis de licenciatura inédita]. Universidad Estatal a Distancia.
- Torres-Olvera, M. J., Durán-Rodríguez, O. Y., Torres-García, U., Pineda-López, R., & Ramírez-Herrejón, J. P. (2018). Validation of an index of biological integrity based on aquatic macroinvertebrates assemblages in two subtropical basins of central Mexico. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 46(5), 945-960. <https://doi.org/10.3856/vol46-issue5-fulltext-8>

*Rubén I. Sánchez Alvarado
Ministerio de Agricultura y Ganadería,
Servicio Nacional de Salud Animal
Apartado de correos 3-3006 Cenada
666H+J24 Guápiles
Cartago
COSTA RICA / *COSTA RICA*
E-mail: ruisaal@outlook.com
<https://orcid.org/0009-0004-9502-5856>

Ana Victoria Wo Ching-Wong
Universidad Estatal a Distancia
WWMQ+H55, San José, Empalme, 10101
San José
COSTA RICA / *COSTA RICA*
E-mail: awo@uned.ac.cr
<https://orcid.org/0000-0001-6288-6802>

*Autor para la correspondencia / *Corresponding author*

(Recibido para publicación / *Received for publication* 30-IV-2024)
(Revisado y aceptado / *Revised and accepted* 30-VII-2024)
(Publicado / *Published* 30-IX-2025)

Anexo. Lista total de la abundancia de especies de lepidópteros diurnos de la subcuenca del río Páez. IB-Interior de bosque, BB-Borde de bosque, MA-Matriz adyacente, RG-Red de golpe, - VSR-Trampa Van Someren-Rydon

FAMILIA	ESPECIE	SM1	SM2	SM3	SM4	SM5	SM6	Hábitat	Método de captura	Mes
Hesperiidae	<i>Astraptes anaphus annetta</i>		14	19	22			MA	RG	Jul-Dic
	<i>Astraptes fulgerator</i>			14	9	11	17	IB	RG	Jul-Ene
	<i>Urbanus esta</i>				12	20	9	MA	RG	Sep-Dic
	<i>Urbanus dorantes</i>			16	8	18	15	BB/MA	RG	Jul-Dic
	<i>Synapte salenus</i>				12	18	6	IB	RG	Jul-Dic
	<i>Saliana esperi</i>					10	17	BBB	RG	Ago-Dic
	<i>Buzyges rolla</i>				14	29	21	BB/MA	RG	Jul-Dic
	<i>Cynea cynea</i>					22	18	BB/MA	RG	Jul-Ene
	<i>Perichares philetus</i>					22	13	IB	RG	Jul-Ene
	<i>Poanes melane poa</i>	7	16	14	9	17	12	BB/MA	RG	Jul-Ene
	<i>Poanes zabulon</i>	12	10	21	20	19	14	MA	RG	Jul-Ene
	<i>Callimormus juvenus</i>			6	8	9	8	IB	RG	Nov-Ene
	<i>Remella rita</i>				18	29	11	BB/MA	RG	Ago-Ene
	<i>Vettius coryna conka</i>			16	14	19	10	IB	RG	Jul-Ene
	<i>Dalla pulchra</i>	19	24	20				BB/MA	RG	Ago-Ene
	<i>Achlyodes pallida</i>					17	10	BB/MA	RG	Jul-Ene
	<i>Quadrus lugubris</i>				9	15	8	IB	RG	Ago-Dic
	<i>Noctuana lactifera</i>	10	8					IB	RG	Ago-Dic
	<i>Atarnes sallei</i>				15	27	20	IB/BB	RG	Ago-Dic
	<i>Autochton vectilucis</i>			12	13	15	10	BB	RG	Jul-Oct
<i>Burnsius oileus</i>			7	18	8	15	MA	RG	Oct-Ene	
<i>Heliopetes alana</i>				19	12	12	IB/BB	RG	Sep-Ene	
<i>Pyrrhopyge haemon</i>			5	4	9	8	IB	RG	Nov-Ene	
Lycaenidae	<i>Cupido comyntas texana</i>				12	23	29	MA	RG	Jul-Ene
	<i>Leptotes cassius cassidula</i>	19	13	16	11	20	26	MA	RG	Jul-Ene
	<i>Arawacus sito</i>					19	23	BB/MA	RG	Jul-Nov
	<i>Cyanophrys herodotus</i>			12	14	19	8	MA	RG	Jul-Ene

Nymphalidae	<i>Calycopis isobeon</i>				23	18	32	MA	RG	Jul-Ene
	<i>Laotus oceia</i>	8	23	16	20	14		IB/BB	RG	Jul-Ene
	<i>Ostrinotes keila</i>					9	22	IB/BB	RG	Jul-Sep
	<i>Panthiades bathildis</i>					14	18	IB/BB	RG	Jul-Nov
	<i>Diaethria astala</i>			7	12	18	10	IB/BB	RG/ VSR	Jul-Nov
	<i>Diaethria pandama</i>				12	25	7	IB/BB	RG/ VSR	Jul-Nov
	<i>Epiphile adrasta</i>			9	15	11	0	IB	RG/ VSR	Jul-Nov
	<i>Consul electra</i>		11	15	22	28	21	IB	RG/ VSR	Jul-Dic
	<i>Fountainea glycerium</i>			10	18	6	12	IB	RG/ VSR	Jul-Nov
	<i>Memphis ambrosia</i>			7	5	6	13	IB	RG/ VSR	Ago-Nov
	<i>Memphis arginussa eubaena</i>			6	11	15	4	IB	RG/ VSR	Set-Nov
	<i>Memphis philumena indigotica</i>					8	5	IB	RG/ VSR	Set-Dic
	<i>Archaeoprepona amphimachus amphiktion</i>		2	6	10	3	7	IB	RG/ VSR	Jul-Nov
	<i>Anetia thirza insignis</i>	7	5					BB	RG	Jul-Oct
	<i>Danaus plexippus</i>	4	9	12	25	21	17	IB/MA	RG	Jul-Ene
	<i>Lycorea halia atergatis</i>	3	2	11	9	5	14	IB	RG	Jul-Oct
	<i>Dircenna klugii</i>	7	11	14	10	22	15	IB	RG	Jul-Oct
	<i>Eutresis dilucida</i>	13	9	8	14	15	16	IB	RG	Jul-Nov
	<i>Hyaliris excelsa decumana</i>			17	20	25	8	IB/BB	RG	Jul-Dic
	<i>Hyoscada virginiana evanides</i>			10	13	16	22	IB	RG	Jul-Nov
	<i>Greta morgane oto</i>			8	15	18	10	IB/BB	RG	Jul-Oct
	<i>Ithomia heraldica</i>			12	8	10	9	IB	RG	Jul-Nov
	<i>Ithomia patilla</i>				18	19	11	IB/BB	RG	Jul-Oct
	<i>Mechanitis menapis saturata</i>				20	15	9	IB/BB	RG	Jul-Nov
	<i>Oleria vicina</i>			7	6	12	11	IB	RG	Jul-Oct
	<i>Pteronymia latilla fulvescens</i>			11	9	15	17	IB	RG	Jul-Nov
	<i>Actinote antea</i>			18	16	23	34	BB/ MA	RG	Jul-Nov
	<i>Altinote ozomene nox</i>	4	7	21	19	11	14	BB/ MA	RG	Oct-Dic
	<i>Dione moneta poeyii</i>	8	24	35	14	17	11	BB/ MA	RG	Jul-Ener
	<i>Dryadula phaetusa</i>					11	15	MA	RG	Jul-Nov

	<i>Heliconius charithonia vazquezae</i>				18	20	16	BB	RG	Ago-Dic
	<i>Heliconius clysonimus montanus</i>	5	11	16	7	3	2	IB	RG	Jul-Nov
	<i>Heliconius melpomene</i>				24	13	20	BB	RG	Jul-Nov
	<i>Anthanassa otanes fulviplaga</i>			22	29	15	18	IB/BB	RG	Jul-Ene
	<i>Anthanassa ardys</i>			14	31	7	11	IB/BB	RG	Jul-Ene
	<i>Chlosyne janais</i>				13	18	21	MA	RG	Jul-Ene
	<i>Tegosa anieta</i>			12	19	9	15	MA	RG	Jul-Ene
	<i>Smyrna blomfieldia datis</i>			8	11	16	19	IB	RG/VSR	Jul-Nov
	<i>Anartia fatima</i>	8	16	18	24	22	12	MA	RG	Jul-Ene
	<i>Siproeta epaphus</i>			8	18	24	13	MA	RG/VSR	Jul-Ene
	<i>Caligo telamoniuss menus</i>			11	9	15	6	IB/BB	RG	Jul-Nov
	<i>Opsiphanes tamarindi</i>					14	11	IB	RG/VSR	Jul-Oct
	<i>Cyllopsis hedemanni</i>			12	13	20	16	IB	RG/VSR	Jul-Nov
	<i>Cyllopsis philodice</i>	8	3					IB	RG/VSR	Jul-Oct
	<i>Drucina leonata</i>		8	9	12	6	7	IB	RG	Ene-Dic
	<i>Eretris hulda</i>	3	9	2	8			IB	RG/VSR	Oct-Ene
	<i>Eretris suzannae</i>			6	11	13	6	IB	RG/VSR	Jul-Nov
	<i>Forsterinaria neonympha</i>			4	10			IB	RG/VSR	Ago-Oct
	<i>Hermeuptychia hermes</i>				16	12	18	IB	RG/VSR	Jul-Nov
	<i>Oxeoschistus tauropolis</i>			10	20	17	21	IB	RG/VSR	Set-Ene
	<i>Pedaliodes dejecta</i>	6	11	22	18	8	14	IB/BB	RG/VSR	Ago-Ene
	<i>Pedaliodes manis</i>			18	8	20	12	BB/MA	RG/VSR	Jul-Ene
	<i>Pedaliodes triaria</i>	7	8	3	5	0	15	IB	RG/VSR	Jul- Oct
	<i>Satyrotaygetis satyrina</i>			7	13	22	18	IB	RG/VSR	Jul-Ene
	<i>Ypthimoides renata</i>			57	62	41	60	IB/BB/MA	RG/VSR	Jul-Ene
Papilionidae	<i>Mimoides euryleon clusoculis</i>			9	7			IB	RG	Jul-Ene
	<i>Heraclides anchisiades idaeus</i>					21	22	MA	RG	Jul-Ene
	<i>Heraclides thoas autocles</i>					18	11	MA	RG	Jul-Nov
	<i>Papilio polyxenes stabilis</i>	2	8	11	19	14		MA	RG	Oct- Dic

Pieridae	<i>Abaeis mexicana bogotana</i>	6	17	9	7	12	13	MA	RG	Oct- Dic
	<i>Abaeis xanthochlora</i>	9	7	11	16	13	21	MA	RG	Ago-Ene
	<i>Aphrissa statira</i>				13	17	23	MA	RG	Jul-Dic
	<i>Eurema dairia eugenia</i>				12	7	22	MA	RG	Set-Ene
	<i>Phoebis philea</i>				8	19	14	MA	RG	Jul-Dic
	<i>Dismorphia amphione praxinoe</i>			12	9	8	13	IB	RG	Jul-Nov
	<i>Dismorphia eunoe desine</i>				12	7		IB	RG	Jul-Oct
	<i>Ascia monuste</i>				11	29	24	MA	RG	Jul-Ene
	<i>Catasticta hegemon</i>	7	12	20	24	19	12	IB	RG	Ago-Oct
	<i>Catasticta nimbice bryson</i>	4	6	16	23	17	14	IB/BB	RG	Jul-Sep
	<i>Catasticta sisamnus smalli</i>			7	12	10		IB	RG	Jul-Oct
	<i>Leptophobia aripa elodia</i>				15	16		MA	RG	Jul-Oct
	<i>Leptophobia caesia tenuicornis</i>	11	8	9	10	14		IB	RG	Jul-Oct
	<i>Pereute charops</i>				16	21	19	IB/BB	RG	Jul-Ene
Riodinidae	<i>Hades noctula</i>			19	13	22		IB	RG	Oct-Ene
	<i>Eurybia unxia</i>				12	9	18	IB - BB	RG	Set-Ene
	<i>Mesosemia asa</i>		13	10	7	5	9	IB	RG	Ago-Dic
	<i>Ithomeis eulema imitatrix</i>	5	9	8	6			IB	RG	Ago-Dic
	<i>Calephelis iris</i>					6	12	BB	RG	Jul-Oct
	<i>Emesis mandana</i>					13	10	BB	RG	Jul-Nov
	<i>Emesis tenedia</i>		19	11	13	9	21	BB/MA	RG	Ago-Nov