

Exploración preliminar de polillas Sphingidae y Saturniidae en dos áreas de Nicaragua con distintas configuraciones vegetales

A preliminary survey of Sphingidae and Saturniidae in two Nicaraguan regions with contrasting vegetation structures

Jaime Navarrete-Rivas

Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua. Colectivo de investigación Bio-Nica
<https://orcid.org/0000-0003-3848-7056>
jjnavarrete-rivas@gmail.com

Joxual J. Araque Pérez

Universidad de San Carlos de Guatemala, Colectivo de investigación Bio-Nica
<https://orcid.org/0000-0001-6703-2988>
Autor de correspondencia: bio.araque@gmail.com

Wener Armando Ochoa Orozco

Universidad de San Carlos, Guatemala, Facultad de Agronomía
<https://orcid.org/0000-0003-4984-2877>
wenerochoa@gmail.com

Recibido: 27/12 /25

Aceptado: 11/03/26

DOI <https://doi.org/10.48204/j.scientia.v36n2.a9100>

Resumen

Las familias Sphingidae y Saturniidae participan en polinización nocturna y transferencia trófica en ecosistemas tropicales, pero en Nicaragua persisten vacíos sobre su respuesta a la fragmentación del hábitat. Se evaluaron comunidades de ambas familias en dos paisajes del norte de Nicaragua: Finca Cerro Jesús (Jalapa, Nueva Segovia), con mayor continuidad forestal, y Finca Rosita (El Zacatón, Estelí), inserta en una matriz agroproductiva fragmentada. Se utilizó trampas de luz durante cuatro noches (23–26 de mayo de 2025). La cobertura vegetal se caracterizó mediante clasificación Random Forest de imágenes Sentinel-2 L2A (Kappa global = 0,91). Se registraron 228 individuos pertenecientes a 71 especies: 156 individuos y 54 especies en Nueva Segovia versus 72 y 50 en Estelí. La rarefacción estandarizada a N = 72 reveló mayor riqueza en Estelí (50 especies) que en Nueva Segovia (39). El índice de similitud de Sørensen fue 0,60, con 33 especies compartidas, 21 exclusivas de Nueva Segovia y 17 de Estelí. Las curvas rango-abundancia muestran mayor dominancia de pocas especies en el paisaje fragmentado, mientras que el sitio con mayor cobertura arbórea mostró abundancias más equilibradas. Los ensamblajes fragmentados estuvieron dominados por especies generalistas tolerantes a perturbación, mientras que los de mayor continuidad forestal albergaron especialistas de bosque. Estos resultados respaldan el uso de ambas



familias como bioindicadores a nivel de paisaje subrayando la necesidad de conservar parches boscosos en contextos de expansión agrícola y pérdida de cobertura forestal.

Palabras claves: Sphingidae; Saturniidae; Polillas; estructura del paisaje; bosques montanos; fragmentación.

Abstract

The families Sphingidae and Saturniidae participate in nocturnal pollination and trophic energy transfer in tropical ecosystems, yet knowledge gaps persist in Nicaragua regarding their response to habitat fragmentation. Communities of both families were evaluated in two landscapes of northern Nicaragua: Finca Cerro Jesús (Jalapa, Nueva Segovia), with greater forest continuity, and Finca Rosita (El Zacatón, Estelí), embedded in a fragmented agroproductive matrix. Light traps were used during four nights (23–26 May 2025). Land cover was characterized using Random Forest classification of Sentinel-2 L2A imagery (overall Kappa = 0.91). A total of 228 individuals belonging to 71 species were recorded: 156 individuals and 54 species in Nueva Segovia versus 72 and 50 in Estelí. Individual-based rarefaction standardized to $N = 72$ revealed higher richness in Estelí (50 species) than in Nueva Segovia (39). The Sørensen similarity index was 0.60, with 33 shared species, 21 exclusive to Nueva Segovia and 17 to Estelí. Rank–abundance curves showed greater dominance by few species in the fragmented landscape, whereas the site with greater tree cover displayed more balanced abundances. Assemblages in fragmented landscapes were dominated by disturbance-tolerant generalist species, whereas those in more continuous forest harbored forest specialists. These results support the use of both families as landscape-level bioindicators, underscoring the need to conserve forest patches in contexts of agricultural expansion and forest cover loss.

Keywords: Sphingidae; Saturniidae; moths; landscape structure; montane forests; fragmentation.

Introducción

La presente investigación se realizó en la parte norte montañosa de Nicaragua, los departamentos de Estelí como Nueva Segovia están determinados por serranías, laderas y mesetas que genera microclimas que son de suma importancia ecológicas para el país por sus remanentes de bosques: en Estelí, existen áreas que conservan formaciones de pino–encino/robleal cuyo manejo oficial prioriza su conservación (Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales [MARENA], 2022), la estructura y biomasa de estos bosques varían con el gradiente altitudinal, reflejado en un sistema forestal montano y heterogéneo; para Nueva Segovia la Serranía de Dipilto–Jalapa es un macizo montañoso donde la topografía controla el clima local (gradientes altitudinales y efectos de ladera), sustentando ambientes forestales para la biodiversidad, es reconocida oficialmente como área clave de conservación en el norte del país. (Siles et al., 2017).

Las polillas dentro de las familias Sphingidae y Saturniidae son uno de los

grupos más números en los ecosistemas tropicales, estas familias participan en procesos de polinización nocturna, la capacidad de especialización y la transferencia de energía en diferentes niveles tróficos, ambas familias son susceptibles a responder de manera sensible los cambios en las estructuras, redes, formas y configuración del paisaje. Por estas características diversos estudios han propuesto a Sphingidae y Saturniidae como grupos para evaluar la integridad ecológica, porque poseen muchas especies dentro de estas familias como bioindicadores, ante los efectos de fragmentación o perturbación de hábitat en paisajes tropicales (Rabl et al., 2020).

Además, en los últimos años en Mesoamérica, la transformación acelerada del paisaje está asociada a la expansión agrícola y a la ganadería fomentando mosaicos de bosques donde remanentes forestales coexisten con charrales, sistemas agroforestales y áreas de cultivo intensivo (Lara-Pérez et al., 2017). En este sentido la composición para Nicaragua es similar el caso donde las comunidades de polillas suelen estar dominada por especies generalistas y altamente móviles, capaces de utilizar una amplia gama de plantas hospederas y de persistir en ambientes perturbados, mientras que las especies denominadas como especialistas muestran una mayor dependencia de la continuidad del dosel y de condiciones micro climáticas estables (Lara-Pérez et al., 2017; Araque y Navarrete, 2025).

A pesar de la contribución ecológica de las polillas, el conocimiento sobre la distribución y estructura comunitaria de Sphingidae y Saturniidae en Nicaragua sigue siendo limitado. Los trabajos disponibles se han concentrado principalmente en inventarios taxonómicos o estudios realizados en áreas protegidas y bosques conservados, mientras que los paisajes productivos y las zonas de transición agroforestal permanecen subrepresentados (Maes et al., 2001; Maes, 2007; Araque y Navarrete, 2025). La carencia de información dificulta la comprensión de cómo las distintas configuraciones de cobertura vegetal influyen en la persistencia de

especies sensibles y en la dominancia de taxones tolerantes a la perturbación.

Para este tipo de escenario no es tan descabellado el uso de sensores remotos como una herramienta para caracterizar la estructura del paisaje y vincularla con patrones de biodiversidad. Particularmente imágenes de Sentinel-2 han demostrado una alta eficiencia para la discriminación de coberturas del suelo en regiones tropicales heterogéneas (Araque-Pérez, 2023). Esto debido a su resolución espacial (10 m por pixel), frecuencia temporal y acceso abierto, incluso bajo condiciones de alta nubosidad, muy características de Centroamérica (Venter et al., 2023; Gao et al., 2024). La integración de esta información espacial con datos de campo permite reducir los sesgos asociados a la interpretación ecológica de los ensamblajes observados.

Sobre este contexto, el presente estudio tiene como objetivo realizar una exploración preliminar de la composición, abundancia y similitud de las comunidades de polillas Sphingidae y Saturniidae en dos áreas del norte de Nicaragua con configuraciones vegetales contrastantes. Mediante muestreos estandarizados con trampas de luz, análisis de coberturas vegetales derivados de imágenes Sentinel-2 y la aplicación de métricas de diversidad y similitud, la intención es aportar información básica que contribuya a comprender la relación entre estructura del paisaje y ensamblajes de Lepidóptera en sistemas productivos y de transición, así como establecer un marco de referencia para futuros estudios de monitoreo y conservación usando imágenes satelitales.

Materiales y Métodos

Área de estudio:

La zona de estudio se localiza en la región Norcentral de Nicaragua, que abarca una extensión aproximada de 21,125 km² y comprende principalmente los departamentos de Estelí, Nueva Segovia y Madriz (Salas, 1993). Según el mismo autor, esta región se caracteriza por un clima templado, con una temperatura media



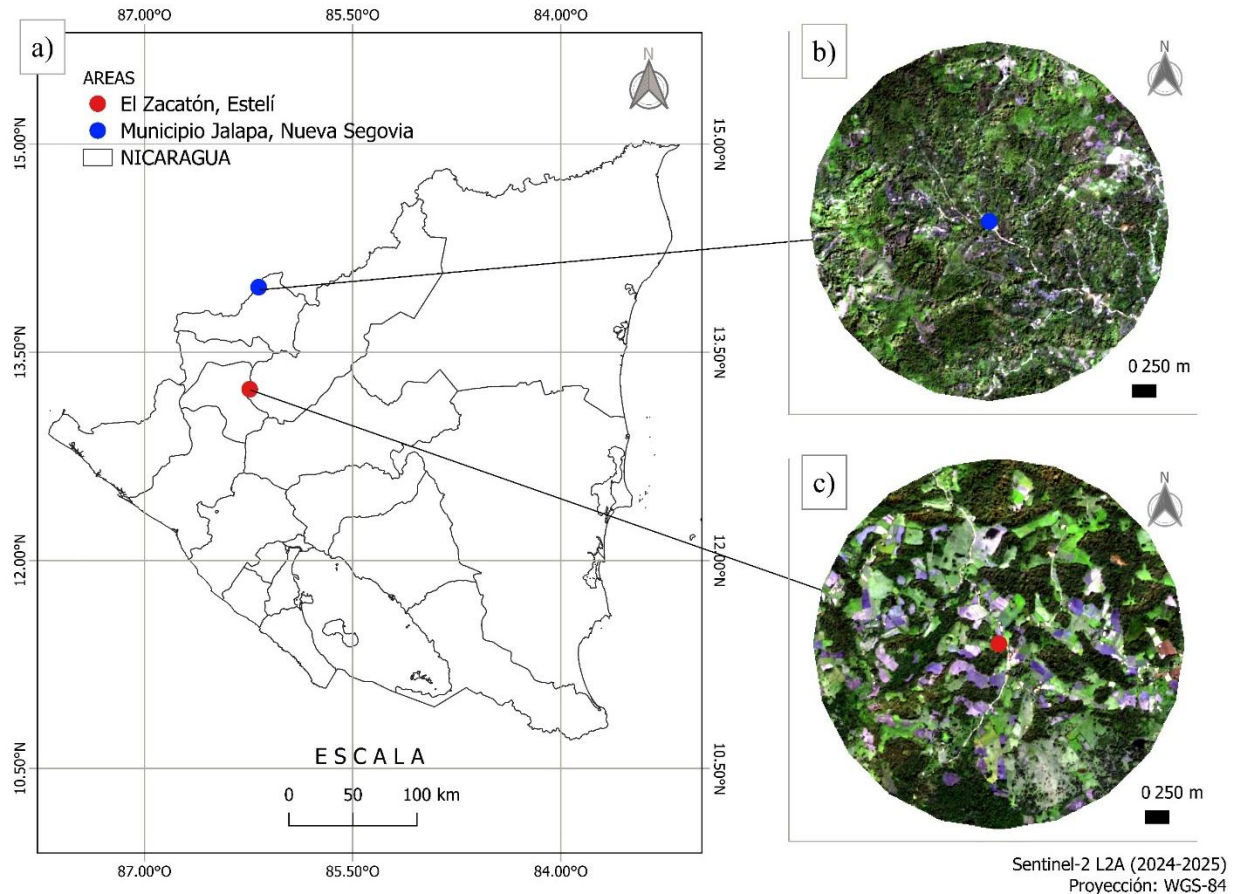
anual inferior a 24 °C y altitudes que oscilan entre los 1,000 y 2,107 m s.n.m., condiciones que favorecen la coexistencia de ecosistemas montanos y zonas agrícolas.

El departamento de Estelí se extiende entre los 12° 45' y 13° 25' de latitud norte, y los 86° 02' y 86° 45' de longitud oeste (Instituto Nacional de Estadísticas y Censo [INEC], 2001). Dentro de este territorio se encuentra la Finca Rosita, donde las actividades económicas predominantes corresponden a la ganadería y el cultivo de hortalizas. Esta finca representa una fracción significativa del 53 % de los pastizales y del 9 % de los cultivos temporales o perennes del municipio (INEC, 2001). La finca ha optado por conservar parches de bosques con el propósito de restaurar la biodiversidad y asegurar la estabilidad hídrica de los tributarios locales, integrando la producción agropecuaria con objetivos de conservación (Figura 1).

Por otro lado, Nueva Segovia se localiza en el extremo noroccidental del país, entre los 13° 10' N y 86° 03' O. En este territorio se encuentra la Finca Cerro Jesús (Figura 1), situada en la frontera con Honduras. Esta finca forma parte del 27 % de los cultivos anuales y perennes del municipio de Jalapa, dedicados principalmente al cultivo de café (INEC, 2001). Aunque gran parte de su superficie ha sido transformada por el monocultivo cafetalero, se mantiene un extenso parche de bosque nuboso que se extiende más allá de la frontera hondureña, conformando una porción relevante del 25 % de la cobertura forestal municipal.

Figura 1

Áreas de estudio y cobertura vegetal en las zonas de muestreo



Nota: a) Mapa de localización en Nicaragua que indica los sitios donde se recolectaron las especies de polillas: municipio de Jalapa, Nueva Segovia (punto azul – Finca Cerro Jesús) y comunidad El Zacatón, Estelí (punto rojo – Finca Rosita). Panel b y c) Cobertura vegetal Nueva Segovia y Estelí obtenida a partir de imágenes Sentinel-2 L2A (2024–2025). La cobertura vegetal corresponde a un acumulado anual.

Colecta de especímenes: Se siguieron las recomendaciones de Summerville et al. (2006), se trabajó durante dos noches en cada uno de los sitios (cuatro noches en total), procurando que la actividad coincidiera con la fase de luna nueva (23 al 26 de mayo del año 2025), se inició el muestreo a partir de las 8 p.m. y se culminó al amanecer (4 a.m.). Para la colecta de especímenes se utilizó una

trampa de luz, colocada de manera horizontal (McFarland, 1966), se dispuso de un generador de corriente para la alimentación de un bombillo de luz blanca de vapores de mercurio de 165 W (Figura 2), asimilándose al método empleado por Cruz-Flores (2015).

Figura 2.

Trampa de luz utilizada para la colecta de polillas (*Lepidoptera*) en los sitios de muestreo de Estelí y Nueva Segovia, Nicaragua.



Identificación de especies: La identificación de los individuos se realizó con base en los trabajos de Maes et al. (2001), Chacón y Montero (2007), Tórrez et al. (2007), Maes (2007) y el Catálogo en línea de lepidópteros (Bio-Nica, 2025). Las fotografías de los especímenes se subieron a la base de datos iNaturalist.org para su doble verificación, lo que permitió que miembros expertos de la comunidad revisaran y corrigieran los nombres científicos de algunas especies. Las fotografías se tomaron con una cámara Canon EOS Rebel T7, un objetivo Laowa de 100 mm.

Recopilación de imágenes para clasificación: para construir mosaicos óptimos con mínima interferencia de nubes, se identificó automáticamente el mes con menor cobertura nubosa mediante análisis de probabilidad de nubes para cada área de interés (AOI), utilizando la colección *Sentinel-2 Cloud Probability* (s2cloudless) en base a los trabajos de Gao et al., 2024. Este procedimiento permitió aplicar un enmascarado adaptativo por probabilidad de nube, conservando únicamente píxeles con baja probabilidad ($\leq 40\%$), y generar un “compositing” por mediana mensual, libre de nubes las bandas claves (B2, B3, B4, B8, B11, B12), (Rodríguez-Puerta et al., 2024). La estrategia se seleccionó debido a las altas frecuencias de nubosidad de Jalapa y Estelí, lo que la hace más adecuada para la clasificación supervisada. La ejecución del proceso de limpieza y descarga se efectuó mediante Google Earth Engine (GEE, <https://earthengine.google.com>), (Figura 1).

Procesado de datos para la clasificación: Se emplearon imágenes Sentinel-2 L2A corregidas atmosféricamente para generar una base de Regiones de Interés (ROI) que incluyó las clases Bosque, Charral, Suelo desnudo y *Cultivos* en las regiones de Jalapa y Estelí (Nicaragua) porque estas clases se encuentran en las áreas de estudio. Las ROI se organizaron en *Class* y *SubClass* para el entrenamiento y la obtención de los resultados del modelo. La clasificación supervisada se realizó mediante el algoritmo *Random Forest* implementado en el complemento *Dzetsaka* de QGIS (Karasiak, 2016; Peralta, 2025).

Posteriormente, se aplicó un filtrado del ráster clasificado para eliminar píxeles aislados o no corregidos, utilizando herramientas ráster y filtrado con la opción conectividad de 8 vecinos (Figura 3 y 4). La validación se efectuó mediante comparación (*cross-validation*) entre la imagen original sin clasificar y el ráster clasificado y depurado, empleando el módulo *r.kappa* de GRASS GIS (GRASS, 2024), para calcular el coeficiente Kappa y obtener las métricas de precisión del modelo. Los rangos de los mapas tienen un AOI de dos kilómetros de radio.

Procesado de datos para las especies: La similitud en la composición de especies entre los sitios de muestreo (β = Diversidad beta) fue evaluada mediante el índice de Sørensen (*Cs*), con base en la presencia o ausencia de especies (Koleff et al., 2003). El cálculo fue realizado utilizando una matriz de incidencia construida a partir de los registros

de Estelí y Nueva Segovia, considerando la presencia (1) o ausencia (0) de cada taxón. El valor del índice fue determinado mediante la ecuación $Cs=2a/(2a+b+c)$, donde a representa el número de especies compartidas y b y c las exclusivas de cada sitio (Koleff et al., 2003). Los valores obtenidos fueron interpretados, tomando como referencia que valores próximos a 1 reflejan una mayor similitud en la composición específica entre sitios, mientras que valores cercanos a 0 indican una menor coincidencia (Koleff et al., 2003).

La riqueza rarefaccionada se estimó mediante la función *rarefy* del paquete *vegan*, la incertidumbre se cuantificó mediante bootstrap no paramétrico. La estructura de la comunidad se evaluó mediante curvas rango–abundancia, ordenando las especies de cada localidad desde la más abundante hasta la más rara y expresando las abundancias relativas en escala logarítmica ($\log_{10}$). Todos los cálculos y gráficos fueron ejecutados en el lenguaje de Programación R (R-Core team, 2025) utilizando los paquetes *vegan*, *BiodiversityR* y *VennDiagram* (Chen y Boutros, 2011; Oksanen et al., 2025). El tipo de estudio es exploratorio, con la hipótesis, H1: Los sitios con mayor continuidad forestal presentan mayor abundancia de especialistas. H2: Las áreas fragmentadas presentan mayor proporción de especies generalistas.

Resultados

Configuraciones vegetales en las áreas de estudio

La evaluación de la clasificación para Jalapa-Nueva Segovia (Figura 3), mostro valores Kappa superiores a 0.86 en todas las categorías. La categoría 1 (Bosque) presentó la mayor concordancia (Kappa = 0.96) y los menores errores de comisión y omisión (2.58 % y 4.92 %, respectivamente), mientras que la categoría 2 (Suelo desnudo) tuvo el valor de Kappa más bajo (0.86), asociado a un mayor error de comisión (10.52 %).

Tabla 1.

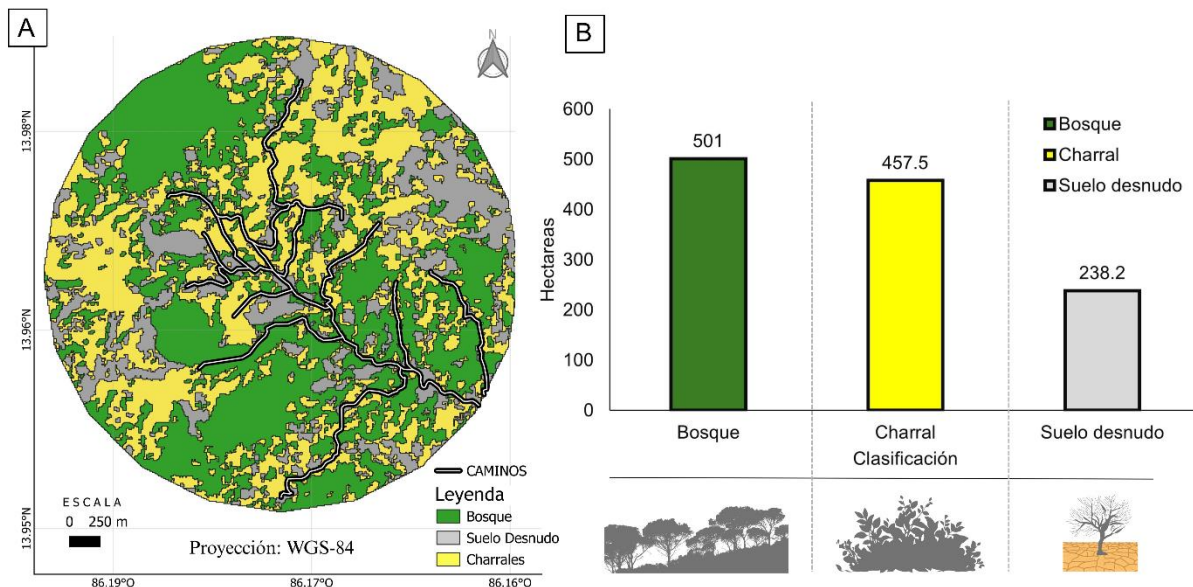
Resultados de la validación para Jalapa, utilizando el coeficiente Kappa.

Categoría	% Comisión	% Omisión	Kappa estimada
1-Bosque	2.59	4.92	0.96
2-Suelo desnudo	10.52	4.70	0.87
3- Charrales	5.91	6.63	0.90

Nota. La precisión total según el índice Kappa global es de: 0.91 entre el mapa de Sentinel 2 descargado y la clasificación por random forest

Figura 3

Clasificación supervisada de coberturas para Jalapa-Nueva Segovia (Nicaragua); a) Mapa de distribución espacial de bosque, charral y suelo desnudo. b) Superficie estimada de cada cobertura (hectáreas) derivada de la clasificación.



Fuente: obtenida mediante *Random Forest* a partir de imágenes Sentinel-2 L2A.

Los resultados de clasificación para Estelí (Figura 4), muestran valores de Kappa superiores a 0.87 en todas las categorías. La clase *Charral* presentó la mayor concordancia (Kappa = 0.97). La clase 1: Cultivos obtuvo un Kappa de 0.94, con

bajos errores de comisión (3.81 %) y omisión (2.73 %), reflejando una adecuada diferenciación espectral. En contraste, la clase Bosque registró el menor valor (0.87), asociado a un error de comisión de 5.79 % y un error de omisión de 1.17 %. El coeficiente Kappa global fue de 0.91 alta concordancia entre la imagen Sentinel-2 y la clasificación generada mediante *Random Forest*.

Tabla 2.

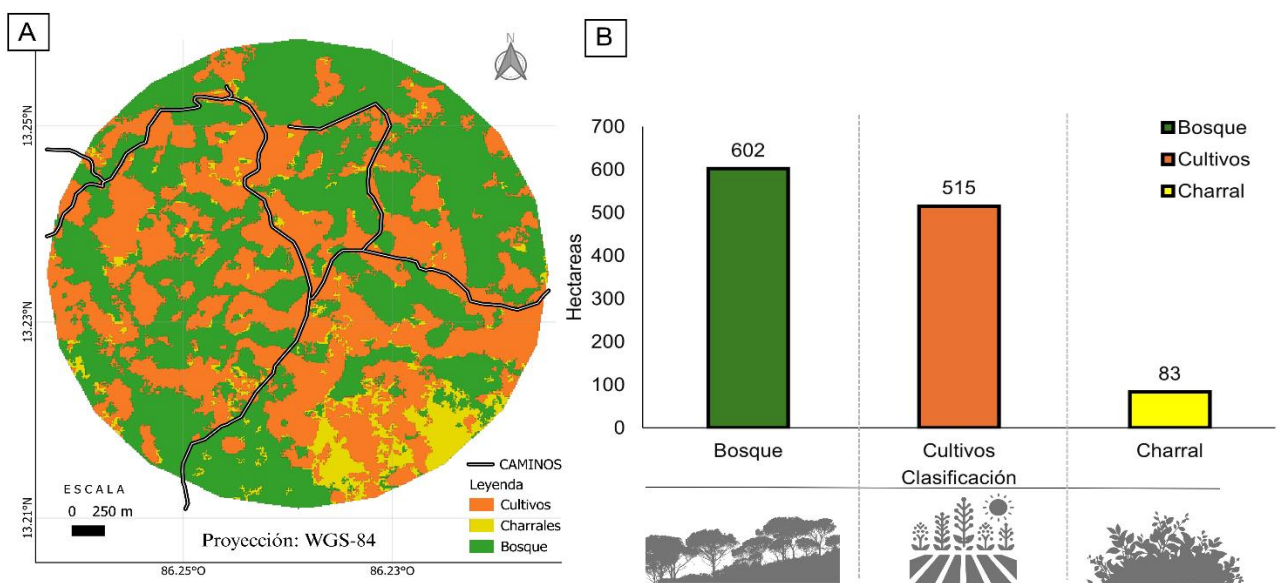
Resultados de la validación para Estelí, utilizando el coeficiente Kappa.

Categoría	% Comisión	% Omisión	Kappa estimada
1- Cultivos	3.81	2.73	0.94
2- Charral	2.63	30.54	0.97
3- Bosque	5.79	1.17	0.87

Nota. La precisión total según el índice Kappa global es de: 0.91 entre el mapa de Sentinel 2 descargado y la clasificación por random forest

Figura 4

Clasificación supervisada de coberturas para Estelí (Nicaragua) obtenida mediante *Random Forest* a partir de imágenes Sentinel-2 L2A.



Nota: a) Mapa de distribución espacial de bosque, cultivos y charral. b) Superficie

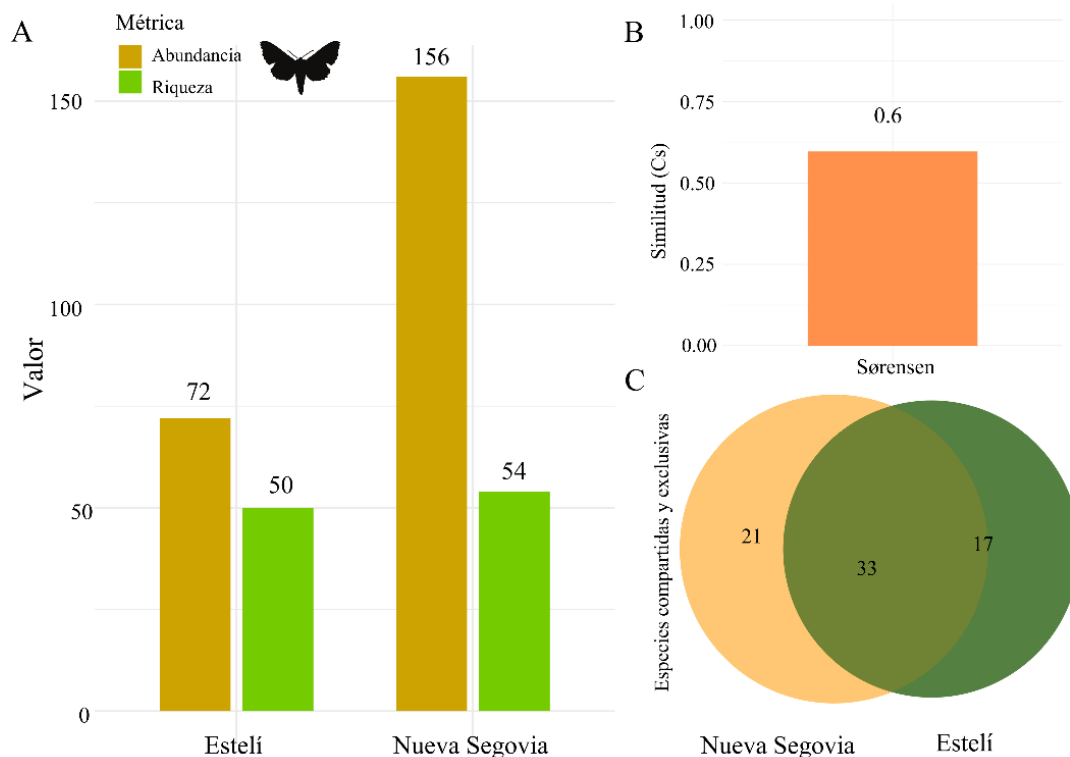
estimada de cada cobertura (hectáreas) derivada de la clasificación.

Especies y abundancia encontrada

En la Figura 5, se presentan los resultados de abundancia, riqueza y similitud de las comunidades de polillas registradas en Estelí y Nueva Segovia. Se registro mayor abundancia de individuos en Nueva Segovia ($n= 156$) en comparación con Estelí ($n= 72$). En contraste, la riqueza específica fue observada con valores similares entre localidades (50 especies en Estelí y 54 en Nueva Segovia). El índice de Sørensen ($C_s = 0.6$) fue interpretado como indicativo de una similitud intermedia en la composición faunística. En el diagrama de Venn se evidencia la existencia de 33 especies compartidas, 21 exclusivas de Nueva Segovia y 17 de Estelí.

Figura 5

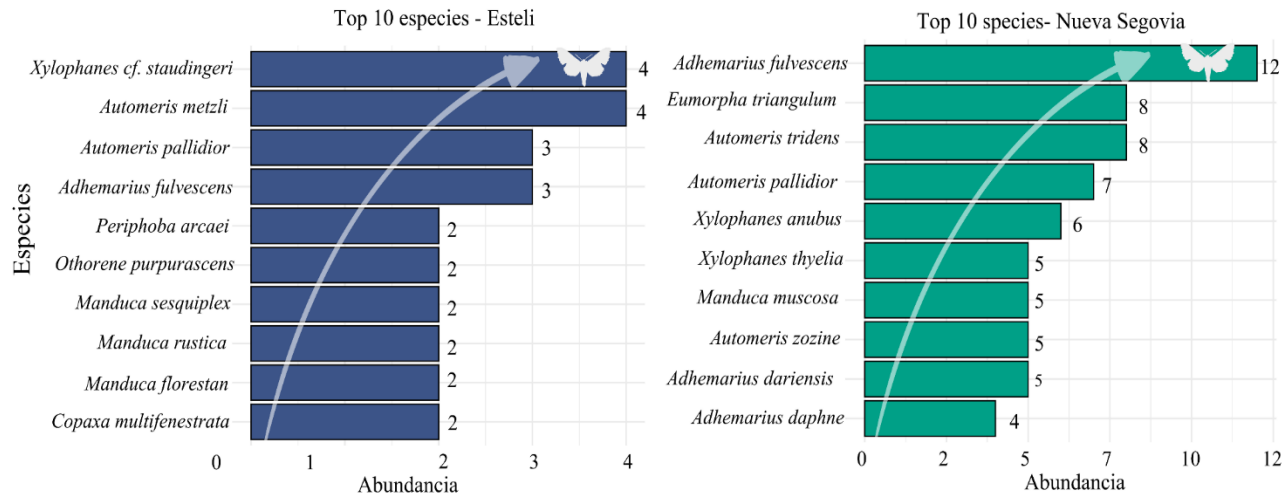
Comparación de la abundancia, riqueza y similitud de especies de polillas (Lepidoptera) registradas en los sitios de Estelí y Nueva Segovia.



Nota: (a) Abundancia y riqueza específica; (b) índice de similitud de Sørensen (C_s); (c) diagrama de Venn de especies compartidas y exclusivas entre localidades.

Figura 6

Comparación de la abundancia de las 10 especies más representativas de polillas registradas en Estelí y Nueva Segovia



En Nueva Segovia (Figura 6), el conjunto de especies sugiere una comunidad con especies núcleo bien establecidas. Se destaca *Adhemarius fulvescens* (Closs, 1911), siendo la fracción más alta de los registros y representa entre el 10-12 % del total de individuos colectados en esta zona. Le siguen *Automeris tridens* (Herrich-Schäffer, 1855) y *Eumorphia triangulum* (Rothschild & Jordan, 1903), cercanos al 6-8 %. Prosiguiendo con *Automeris pallidior* (Draudt, 1929), *Xylophanes thyelia* (Linnaeus, 1758) y *Xylophanes anubus* (Cramer, 1777) (alrededor del 4-6 %), mientras que el resto de especies se distribuye en abundancias bajas, generalmente inferiores al 3 % individualmente (Tabla 3).

En contraste en la Tabla 3, se encuentra que en Estelí presenta una estructura diferente, caracterizada por una menor abundancia total por especie siendo de las más representativa *Xylophanes cf. staudingeri*, que concentra aproximadamente el 10-12 % de los registros del área, seguida por *Automeris metzli* (Sallé, 1853), con una proporción cercana al 8-10 %. *Manduca florestan* (Stoll, 1782), *Manduca rustica* (Fabricius, 1775), *Othorene purpurascens* (Schaus, 1905) y *Periphoba arcae* (Druce, 1886), con valores aproximados del 4-6 %. Se observa una comunidad más equitativa, aunque con menor número total de individuos,

posiblemente asociada a zonas con una mayor influencia antrópica (Figura 6).

Tabla 3.

Identificación de especies colectadas en cada lugar del estudio.

Especies Colectadas	Lugar/ Zona	
	Nueva Segovia	Estelí
<i>Adeloneivaia bouisduvalii</i> (Doumet, 1859)	0	1
<i>Adhemarius daphne</i> (Boisduval, 1875)	4	0
<i>Adhemarius dariensis</i> (Rothschild & Jordan, 1916)	5	0
<i>Adhemarius fulvescens</i> (Closs, 1911)	12	3
<i>Adhemarius gannascus</i> (Stoll, 1790)	0	1
<i>Agrius cingulata</i> (Fabricius, 1775)	4	0
<i>Arsenura armida</i> (Cramer, 1780)	2	1
<i>Automeris metzli</i> (Sallé, 1853)	0	4
<i>Automeris hamata</i> (Schaus, 1906)	1	0
<i>Automeris pallidior</i> (Draudt, 1929)	7	3
<i>Automeris tridens</i> (Herrich-Schäffer, 1855)	8	1
<i>Automeris zozine</i> (Druce, 1886)	5	0
<i>Automeris zugana</i> (Druce, 1886)	4	1
<i>Caio championi</i> (Druce, 1886)	1	1
<i>Callionima falcifera</i> (Gehlen, 1943)	1	0
<i>Cautethia spuria</i> (Boisduval, 1875)	1	0
<i>Citheronia bellavista</i> (Draudt, 1930)	1	1
<i>Cocytius lucifer</i> (Rothschild & Jordan, 1903)	0	1
<i>Copaxa multifenestrata</i> (Herrich-Schäffer, 1858)	3	2
<i>Copaxa sp</i>	0	1
<i>Copaxa rufinans</i> (Schaus, 1906)	2	0
<i>Copaxa escalantei</i> (Lemaire, 1971)	1	0
<i>Dirphia avia</i> (Cramer, 1780)	1	0
<i>Dirphiopsis flora</i> (Schaus, 1911)	2	1
<i>Eacles imperialis</i> (Drury, 1773)	3	1

<i>Eacles ormondei</i> (Schaus, 1889)	0	1
<i>Erinnyis crameri</i> (Schaus, 1898)	2	0
<i>Eumorpha megaeacus</i> (Hübner, 1819)	0	1
<i>Eumorpha obliquus</i> (Rothschild & Jordan, 1903)	2	0
<i>Eumorpha satellitia</i> (Linnaeus, 1771)	3	2
<i>Eumorpha triangulum</i> (Rothschild & Jordan, 1903)	8	1
<i>Eumorpha vitis</i> (Linnaeus, 1758)	1	0
<i>Hylesia aeneides</i> (Druce, 1897)	0	1
<i>Hylesia</i> sp.	0	1
<i>Hyperchiria nausica</i> (Cramer, 1779)	2	0
<i>Lintneria merops</i> (Boisduval, 1870)	1	0
<i>Manduca dilucida</i> (Edwards, 1887)	0	1
<i>Manduca florestan</i> (Stoll, 1782)	1	2
<i>Manduca lefeburii</i> (Guérin-Ménéville, 1844)	0	1
<i>Manduca muscosa</i> (Rothschild & Jordan, 1903)	5	1
<i>Manduca occulta</i> (Rothschild & Jordan, 1903)	4	1
<i>Manduca ochus</i> (Klug, 1836)	0	1
<i>Manduca pellenia</i> (Herrich-Schäffer, 1854)	1	1
<i>Manduca rustica</i> (Fabricius, 1775)	3	2
<i>Manduca schausi</i> (Clark, 1919)	4	1
<i>Manduca sesquiple</i> (Boisduval, 1870)	2	2
<i>Molippa nibasa</i> (Maassen & Weyding, 1885)	1	0
<i>Othorene purpurascens</i> (Schaus, 1905)	1	2
<i>Pachylioides resumens</i> (Walker, 1856)	1	0
<i>Paradirphia semirosea</i> (Walker, 1855)	0	2
<i>Periphoba arcae</i> (Druce, 1886)	1	2
<i>Protambulyx strigilis</i> (Linnaeus, 1771)	2	1
<i>Pseudodirphia menander</i> (Druce, 1886)	0	2
<i>Pseudodirphia regia</i> (Draudt, 1930)	0	1
<i>Pseudosphinx tetrio</i> (Linnaeus, 1771)	1	0
<i>Ptiloscola dargei</i> (Lemaire, 1971)	1	0

<i>Rothschildia lebeau</i> (Guérin-Méneville, 1868)	3	1
<i>Rothschildia orizaba</i> (Westwood, 1853)	1	1
<i>Syssphinx molina</i> (Cramer, 1781)	4	1
<i>Syssphinx quadrilineata</i> (Grote & Robinson, 1867)	3	1
<i>Xylophaens cf. loelia</i> (Druce, 1878)	4	1
<i>Xylophanes anubus</i> (Cramer, 1777)	6	2
<i>Xylophanes ceratomioides</i> (Grote & Robinson, 1866)	2	2
<i>Xylophanes cf. staudingeri</i> (Rotschild, 1894)	3	4
<i>Xylophanes crotonis</i> (Walker, 1856)	0	2
<i>Xylophanes cthulhu</i> (Haxaire & Vaglia, 2008)	3	0
<i>Xylophanes neoptolemus</i> (Cramer 1780)	3	0
<i>Xylophanes pluto</i> (Fabricius, 1777)	2	1
<i>Xylophanes porcus</i> (Hübner, 1823)	2	1
<i>Xylophanes tersa</i> (Linnaeus, 1771)	0	1
<i>Xylophanes thyelia</i> (Linnaeus, 1758)	5	1

Nota. Especímenes colectados en ambas zonas de estudio, se identifica por nombre científico y número de individuos colectados.

La diversidad difirió entre localidades al considerar simultáneamente riqueza, estructura de dominancia y recambio taxonómico. Tras estandarizar el esfuerzo de muestreo mediante rarefacción por individuos ($q = 0$) a un tamaño común ($N = 72$). Estelí presentó una mayor riqueza de especies que Nueva Segovia (Figura 7), lo que indica que la diferencia observada se debe a variación real en la composición taxonómica por paisaje.

Por esa razón se observa que las curvas rango/abundancia las estructuras de dominancia contrastantes entre localidades (Figura 7). En Estelí, se observó una pendiente más pronunciada, con pocas especies dominantes y un alto número de

especies raras, mientras que en Nueva Segovia la distribución fue más extendida, muestra una comunidad menos rica, pero con una asignación de abundancias más homogénea. Estas diferencias sugieren procesos de ensamblaje distintos entre sitios, potencialmente asociados a el grado de perturbación de hábitat.

Figura 7

Comparativa de diversidad entre localidades, (A) Riqueza de especies rarefaccionada por individuos ($q = 0$) obtenidos por bootstrap. (B) Curvas rango-abundancia expresando (C) Recambio de especies compartidas y exclusivas.

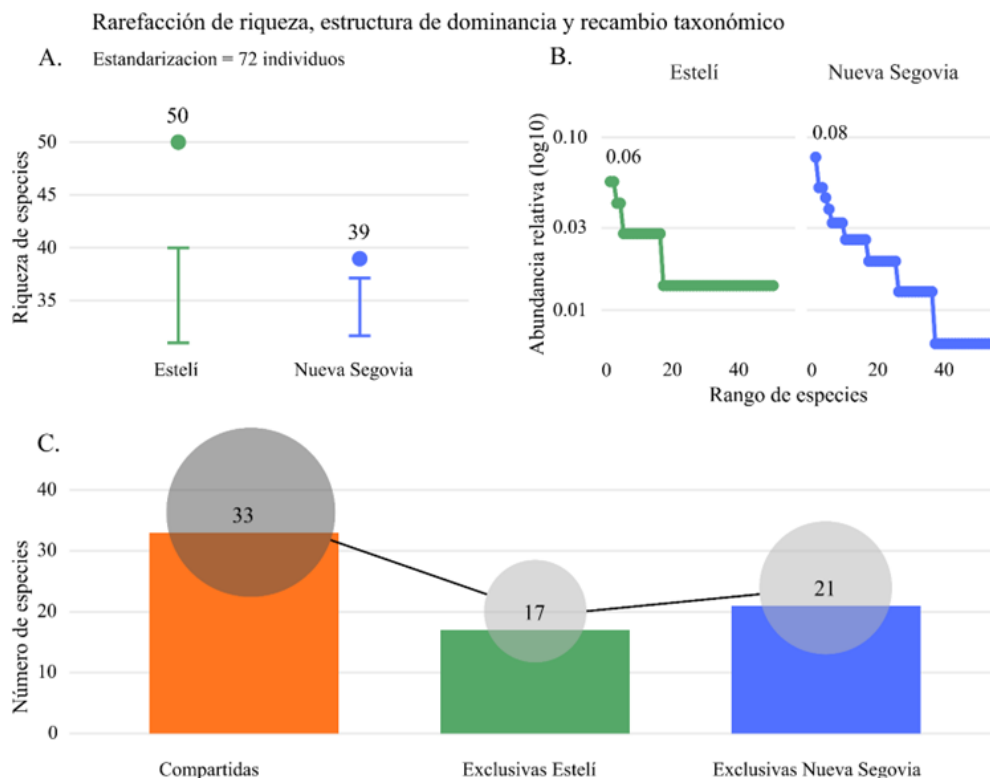
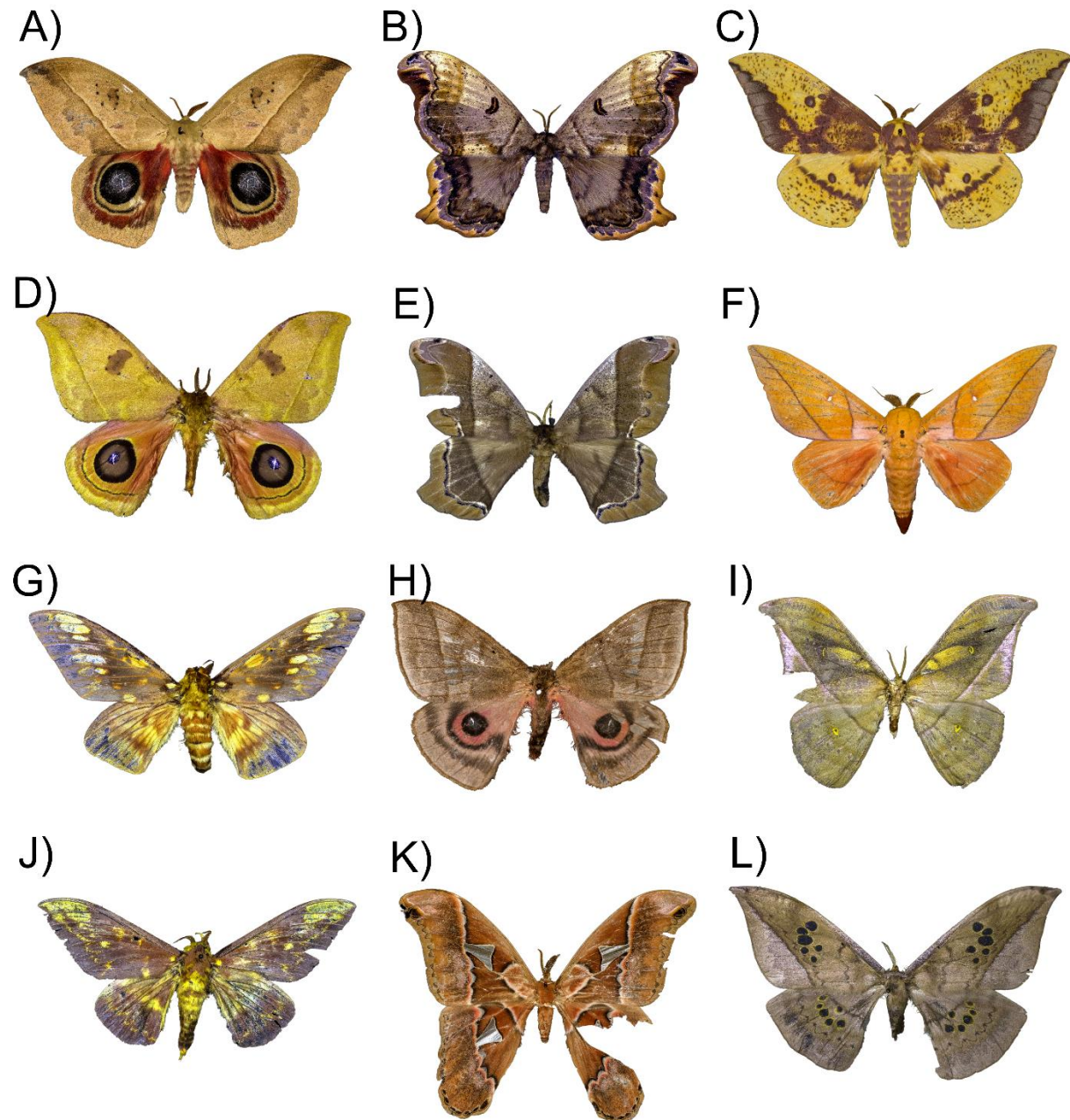


Figura 8

Fotografías de especies de la familia Saturniidae colectadas en el estudio.

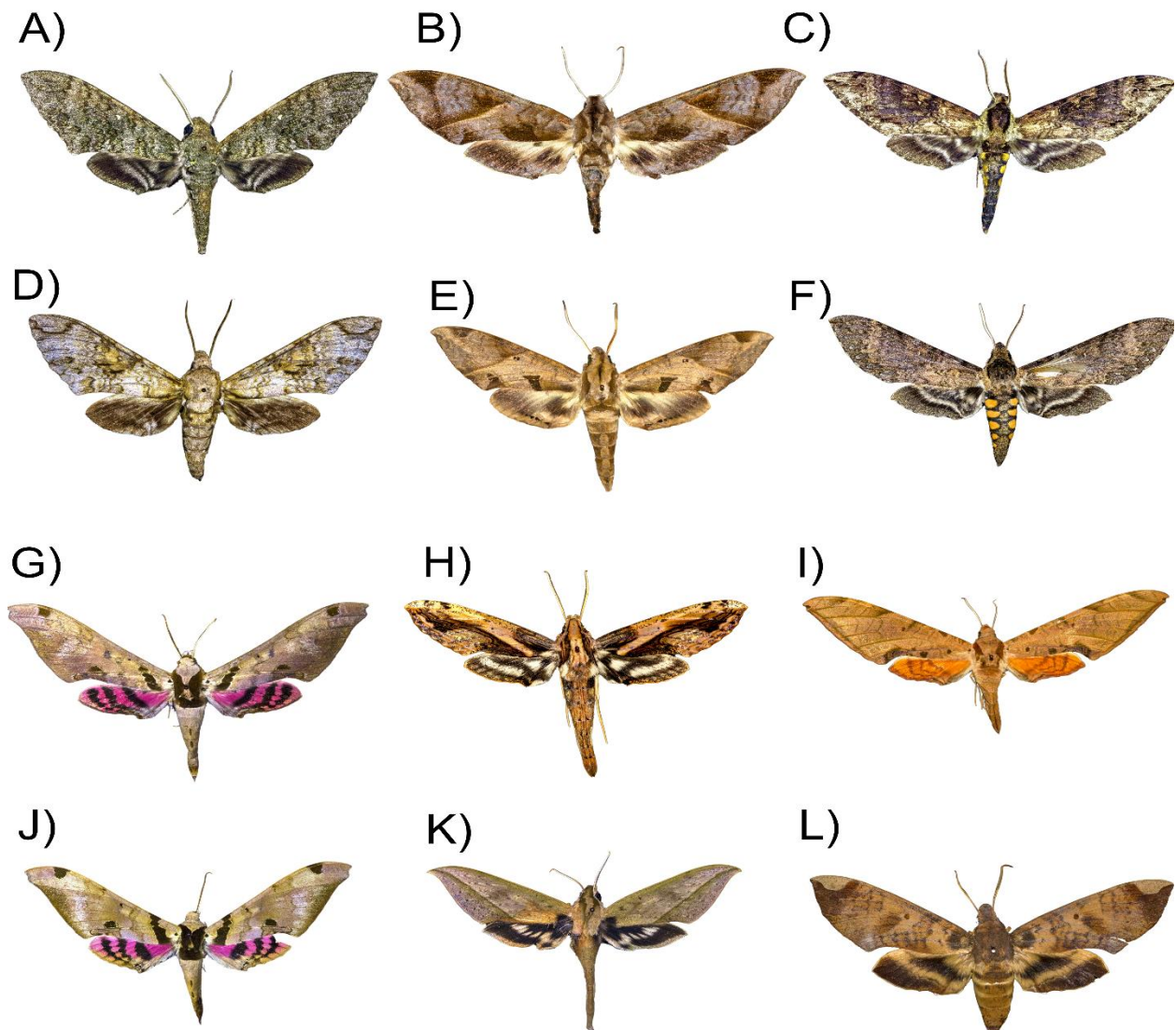


Nota: Especies descritas como **a)** *Automeris metzli* (Salle, 1853); **b)** *Caio championi* (Druce, 1886); **c)** *Eacles imperialis* (Rothschild, 1907); **d)** *Automeris tridens* (Herrich-Schaeffer, 1855); **e)** *Arsenura armida* (Cramer, 1779); **f)** *Othorene purpurascens* (Schaus, 1905); **g)** *Citheronia Bellavista* (Draudt, 1930); **h)** *Automeris palliodor*

(Draudt, 1929); **i)** *Copaxa rufinans* (Schaus, 1906); **j)** *Citheronioides colarris* (Rothschild, 1907); **k)** *Rothschildia Orizaba* (Westwood, 1853); **l)** *Copaxa multifenestrata* (Herrich-Schaeffer, 1858).

Figura 9

Fotografías de especies de la familia Sphingidae colectadas en el estudio.



Nota: Especies descritas como **a)** *Manduca muscosa* (Rothschild & Jordan, 1903); **b)** *Eumorpha triangulum* (Rothschild & Jordan, 1903); **c)** *Manduca pelenia*

(Herrich-Schaeffer, 1854); **d)** *Manduca florestan* (Stoll, 1782); **e)** *Eumorpha satellitia* (Cramer, 1775); **f)** *Manduca diffisa* (Butler, 1871); **g)** *Adehemarius fulvescens* (Clos, 1911); **h)** *Xylophanes ceratomioides* (Grote & Robinson, 1866); **i)** *Protambulyx strigilis* (Linnaeus, 1771); **j)** *Adhemarius gannascus* (Stoll, 1790); **k)** *Xylophanes anubus* (Cramer, 1777); **l)** *Pachylia ficus* (Linnaeus, 1758).

DISCUSIÓN

Este es el primer estudio para Nicaragua donde se aborda mapeo digital y asociada a cobertura vegetal. La clasificación realizada mediante Random Forest es útil al identificar coberturas dominantes hasta en un 90% (Bosque, Charral, Cultivos y Suelo desnudo) y relacionarlas con los patrones de composición de especies en Estelí y Nueva Segovia. La ventaja es que permitió verificar el hábitat de las polillas y no solo basarse en observaciones de campo, su precisión para cartografiar coberturas forestales y gradientes de perturbación en regiones tropicales puede alcanzar valores superiores al 85 % mediante algoritmos como *Random Forest* (Venter et al., 2023).

En su aplicación ha permitido evaluar la influencia de la fragmentación del paisaje sobre la riqueza de *Lepidoptera* (Araque y Navarrete, 2025). Aun así, debe reconocerse que la resolución media de Sentinel-2 limita la detección de parches muy pequeños o con mezcla espectral compleja es decir zonas de bosques no pueden ser capturadas, otras opciones son sensores de mayor resolución como PlanetScope o WorldView-3 dan mayor precisión en la clasificación sin embargo no son de acceso gratis (Li et al., 2023). Por otro lado, Sentinel-2 debido a su acceso gratuito, cobertura global y compatibilidad con plataformas abiertas como QGIS y Google Earth Engine, se considera una opción costo-efectiva y científicamente válida para vincular la estructura del paisaje con la diversidad y distribución de *Lepidoptera*, en base a correcciones de imágenes satelitales.

Contrastando ambos lugares (Estelí y Nueva Segovia), el bosque constituye el componente de cobertura predominante en ambas áreas de estudio, aunque con proporciones diferentes. En Jalapa, el bosque es más heterogéneo. En Estelí, posee una matriz más continua, sin embargo, Estelí presenta extensiones mayores de

cultivos en contraste con Nueva Segovia donde no existe extensión agrícola marcada. Por esta razón se observan mayores números y abundancias de especies en Nueva Segovia (156 individuos y 54 especies).

En el paisaje fragmentado de Estelí (Figura 4), los ensambles de polillas estuvieron conformados principalmente por especies generalistas y tolerantes a la perturbación, entre ellas *Xylophanes cf. staudingeri*, *Automeris metzli* y *Manduca rustica* (Figura 5). Estas especies se han registrados en mosaicos agroforestales y zonas de borde en Nicaragua y Costa Rica, mostrando adaptaciones a la apertura del dosel y a la variación micro climática (Maes, 2007; Tórrez et al., 2007). En los paisajes agrícolas nicaragüenses la composición de Saturniidae y Sphingidae está dominada por especies con amplio rango de hospederos y alta movilidad, capaces de persistir en hábitats secundarios o parcialmente degradados, o buscar zonas de refugio (Araque y Navarrete, 2025).

Por el contrario, en Nueva Segovia (Figura 3), el paisaje es más continuo en transición hacia la regeneración natural, donde los parches de bosque mantienen una conectividad funcional que permite la presencia de especies especialistas de hábitat forestal: *Adhemarius fulvescens*, *Eumorpha triangulum* y *Automeris tridens*. En Nicaragua muchas especies de polillas responden positivamente a la integridad del dosel y a la humedad ambiental (Araque & Navarrete, 2025). Investigaciones recientes confirman que los rasgos funcionales de las polillas y el rango trófico o la movilidad determinan su persistencia en paisajes fragmentados, siendo los especialistas los más sensibles a la pérdida de hábitat (Karger et al., 2013; Rabl et al., 2020)

Las comunidades registradas en Estelí reflejan mayor dominancia de especies generalistas adaptadas a mosaicos agroforestales, tal como ocurre en diferentes gradientes agrícolas (Lara-Pérez et al., 2017). El valor del índice de Sørensen ($C_s = 0.6$) indica una comunidad parcialmente compartida, donde se

mantienen especies generalistas adaptadas a la perturbación. Este tipo de cambio es esperable en el paisaje, al coexistir con charrales sugiere procesos de sucesión secundaria que actúan como zonas de amortiguamiento y refugio para especies de sotobosque, reforzando la conectividad entre fragmentos. Las mariposas realizan desplazamientos locales desde zonas más secas hacia áreas más húmedas. Estos movimientos suelen pasar desapercibidos dentro del bosque, donde las condiciones son más estables; sin embargo, al eliminar parte de la cobertura forestal, dichos desplazamientos se vuelven evidentes y más fácilmente observables (Saldivar, 2025).

Al estandarizar la riqueza mediante rarefacción, se observa que las diferencias entre sitios no se explican por el esfuerzo de muestreo, sino por variaciones reales en la estructura de los ensambles de Sphingidae y Saturniidae. Este enfoque ha demostrado ser útil para discriminar cambios estructurales asociados al paisaje más allá del número de individuos colectados (Uhl et al., 2021). Asimismo, las diferencias en dominancia y equidad sugieren comunidades con estructuras de abundancia contrastantes en otras taxas como las de las hormigas, persiste que las respuestas a la heterogeneidad y alteración del hábitat, las especies se ven modulada por la configuración del paisaje (Cuautle et al., 2025). Lo que indican que la diversidad observada está influenciada por la fragmentación y a la dinámica de especies dominantes y raras también en Polillas.

Conclusión

Durante el estudio la abundancia y estructura de las comunidades de Saturniidae y Sphingidae varían entre paisajes con diferente configuración de cobertura vegetal. Aunque la riqueza estandarizada por rarefacción fue comparable entre sitios, las diferencias en abundancia total, dominancia y número de especies exclusivas indican que la continuidad del hábitat influye en la conformación de los ensamblajes de polillas nocturnas.

El índice de Sørensen mostró un recambio taxonómico, con un conjunto de especies compartidas y un número considerable de especies exclusivas por localidad. Los cambios en el paisaje no solo afectan la abundancia, sino que modifican la identidad taxonómica de los ensamblajes, sugiriendo que los agroecosistemas no reemplazan completamente la composición faunística asociada a ambientes forestales. El uso de imágenes Sentinel-2 permitió asociar las diferencias en cobertura arbórea con la estructura de las comunidades de polillas, donde mayores niveles de fragmentación se vinculan con ensamblajes dominados por especies generalistas.

Debido a que las familias Saturniidae y Sphingidae desempeñan funciones ecológicas relevantes, como polinización y soporte trófico, las variaciones espaciales detectadas podrían anticipar cambios ecológicos más amplios asociados a la deforestación y la conversión agrícola. En este contexto, los resultados subrayan la necesidad de conservar parches boscosos conectados y promover paisajes productivos que integren cobertura arbórea funcional. Finalmente, el estudio posiciona a estas familias como indicadores útiles de integridad paisajística y establece una base para futuras investigaciones que incorporen enfoques funcionales y análisis temporales del cambio de uso del suelo.

Referencias bibliográficas

- Araque, J. J., y Navarrete-Rivas, J. (2025). Saturniidae and Sphingidae moths in the transitional premontane forests of Quizaltepe, San Lorenzo, Boaco, Nicaragua. *Revista Nicaragüense de Entomología*, 367, 1–22. <https://doi.org/10.5281/zenodo.14613299>
- Araque Pérez, J. (2023). Contribución para el conocimiento en la distribución de fauna terrestre de Nicaragua. *Revista Nicaragüense de Biodiversidad*, 93, 1-45.
- Bio-Nica. (2024). *Familias del orden Lepidóptero de Nicaragua*. <http://www.bio-nica.info/Ento/Lepido/lepidoptera.htm>
- Cuautle, M., Castillo-Guevara, C., Juárez-Juárez, B., y Lara, C. (2025). Effects of

- anthropogenic disturbance and seasonality on alpha diversity of ant-plant interaction networks in Mexican temperate forests. *Community Ecology*, 26, 143–162. <https://doi.org/10.1007/s42974-024-00222-5>
- Chacón, I., y Montero, J. (2007). *Butterflies and moths of Costa Rica (Order Lepidoptera)*. Santo Domingo de Heredia: Editorial INBio
- Chen, H., y Boutros, P. C. (2011). VennDiagram: A package for the generation of highly customizable Venn and Euler diagrams in R. *BMC Bioinformatics*, 12, 35. <https://doi.org/10.1186/1471-2105-12-35>
- Cruz Flores, D. D., y Barro Cañamero, A. (2015). Diversidad de los ensambles de esfíngidos (*Lepidoptera: Sphingidae*) de un bosque siempreverde mesófilo, Sierra del Rosario, Cuba. *Cuban Journal of Biological Sciences / Revista Cubana de Ciencias Biológicas*, 4(1).
- Gao, X., Chi, H., Huang, J., Han, Y., Li, Y., y Ling, F. (2024). Comparison of cloud-mask algorithms and machine-learning methods using Sentinel-2 imagery for mapping paddy rice in Jiangnan Plain. *Remote Sensing*, 16(7), 1305. <https://doi.org/10.3390/rs16071305>
- GRASS Development Team. (2024). *Geographic Resources Analysis Support System (GRASS GIS) Software, Version 8.4*. Open-Source Geospatial Foundation. <https://doi.org/10.5281/zenodo.5176030>
- Instituto Nacional de Estadísticas y Censo (INEC), (2001). *III CENSO NACIONAL AGROPECUARIO*. CENAGRO
<https://www.inide.gob.ni/Estadisticas/cenagro3>
- Karasiak, N. (2016). *Dzetsaka QGIS Classification Plugin*. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.2552284>
- Karger, D. N., Abrahamczyk, S., y Kessler, M. (2013). Abundance and species richness of hawkmoths (*Lepidoptera: Sphingidae*) in the fragmented landscape of Santa Cruz (Bolivia). *Ecología en Bolivia*, 48(1), 46–51. https://www.scielo.org.bo/pdf/reb/v48n1/v48n1_a05.pdf
- Koleff, P., Gaston, K. J., y Lennon, J. J. (2003). Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology*, 72(3), 367–382. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2003.00710.x>
- Lara-Pérez, L. A., Campos-Domínguez, J., Díaz-Fleischer, F., Adame-García, J., y Andrade-Torres, A. (2017). Species richness and abundance of *Saturniidae* (*Lepidoptera*) in a tropical semi-deciduous forest of Veracruz, Mexico and the influence of climatic variables. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(1).

<https://doi.org/10.1016/j.rmb.2016.10.020>

Li, R., Gao, X., Shi, F., & Zhang, H. (2023). *Scale effect of land cover classification from multi-resolution satellite remote sensing data*. *Sensors*, 23(13), 6136. <https://doi.org/10.3390/s23136136>

Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales (MARENA). (2022). *Plan de manejo de la Reserva Natural Tisey–La Estanzuela* (PDF). Gobierno de Nicaragua.

Maes, J. M. (2007). *Identificación y clasificación de insectos en la Reserva Natural Datanlí–El Diablo, Nicaragua*. Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales (MARENA).

Maes, J. M., Schmit, P., Laguerre, M., y Conlan, C. (2001). Saturniidae / Sphingidae de Nicaragua. *Revista Nicaragüense de Entomología*, 55/58, 1–4. CD ROM.

McFarland, N. (1966). A moth sheet for attracting and retaining live specimen without the use of a trap or tent-enclosure. *Journal of Research on the Lepidoptera*, 5(1), 29–36.

Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Borman, T., Carvalho, G., Chirico, M., De Cáceres, M., Weedon, J. (2025). *vegan: Community Ecology Package* (Version 2.8-0) [R package]. <https://vegandevs.github.io/vegan/>

Peralta, J. M. (2025). Assessing the accuracy of Random Forest in mapping urban green cover in Baguio City using Sentinel-2 imagery and spectral indices. *Journal of Information Systems Engineering and Management*, 10(30s), 1–12. <https://doi.org/10.52783/jisem.v10i30s.4859>

R-Core Team. (2025). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>

Rabl, D., Alonso-Rodríguez, A. M., Brehm, G., y Fiedler, K. (2020). Trait variation in moths mirrors small-scaled ecological gradients in a tropical forest landscape. *Insects*, 11(9), 612. <https://doi.org/10.3390/insects11090612>

Rodríguez-Puerta, F., Lucas, M., y McNally, S. (2024). Five-year evaluation of Sentinel-2 cloud-free mosaic generation under varied cloud cover conditions in Hawai'i. *Remote Sensing*, 16(24), 4791. <https://doi.org/10.3390/rs16244791>

Salas E, J. (1993). *Árboles de Nicaragua*. Instituto Nicaragüense de Recursos

Naturales y del Ambiente, IRENA.

- Saldivar, I. (2025). *Historia natural del bosque tropical seco de Nicaragua*. Revista Nicaragüense de Biodiversidad, 116, 1–217. <https://doi.org/10.5281/zenodo.15046809>
- Siles G., P; Talavera A., P; Andino R, F; Alaniz, L; Ortiz G, W. (2017). Composición florística, estructura y biomasa de los bosques de pino-encino en la reserva Santa Rosa, Tisey, Estelí, Nicaragua. *Revista de Biología Tropical* 65(2): 763-775.
- Summerville, K. S., Conoan, C. J., & Steichen, R. M. (2006). Species traits as predictors of Lepidopteran composition in restored and remnant tallgrass prairies. *Ecological Applications*, 16(3), 891–900.
- Tórrez, M., Arana, S. y Maes, J. M. (2007). Especies de las familias Saturniidae, Sphingidae, Papilionidae, Pieridae, Nymphalidae (Lepidoptera), Scarabaeidae (Coleoptera) y su potencial uso como indicadores de perturbación en la Reserva Biológica Indio Maíz. *Revista Nicaragüense de Entomología*, 67, 1–36.
- Venter, Z. S., Roos, R. E., Nowell, M. S., Rusch, G. M., Kvifte, G. M., y Sydenham, M. A. K. (2023). Comparing global Sentinel-2 land cover maps for regional species distribution modeling. *Remote Sensing*, 15(7), 1749. <https://doi.org/10.3390/rs15071749>