

## MARIPOSAS INDICADORAS ECOLÓGICAS DE UN BOSQUE URBANO Y UNA ZONA COSTERA DE LA HABANA, CUBA ECOLOGICAL INDICATORS BUTTERFLIES OF AN URBAN FOREST AND A COASTAL AREA IN HABANA, CUBA

✉ YANNI FONTENLA, JORGE LUIS FONTENLA

Dpto. de Zoología, Instituto de Ecología y Sistemática: Carretera de Varona No. 11835 entre Oriente y Lindero, Reparto Parajón, Municipio Boyeros, La Habana 19 C.P. 11900, Cuba.

**RESUMEN:** Se determinó, mediante el índice IndVal, la posible presencia de especies indicadoras en ensamblajes de mariposas de un bosque urbano y una franja costera en la Habana, Cuba. El objetivo fue indagar si estos fragmentos ecológicos de matrices urbanas, muy diferentes en fisonomía y tipo de vegetación, podrían exhibir composiciones de especies no aleatorias y persistentes. Los conteos de individuos se realizaron durante tres años consecutivos con frecuencia mensual por dos observadores a través de recorridos de 1200m. Se observaron 54 especies en el bosque y 55 en la costa, para un total de 64 especies. Ambos hábitats compartieron 70,3% de la composición de especies. La mayoría de las especies de cada hábitat fueron observadas durante los tres años de muestreo y la estructura básica de los ensamblajes se comportó de manera estable. Se precisaron 15 especies indicadoras en el bosque; de ellas, 10 especies fueron características y cinco detectoras. En la costa, se determinaron 10 especies indicadoras, desglosadas en cinco características y cinco detectoras. Las especies con mayor valor IndVal en el bosque fueron *Anthanassa frisia* (92,5%) y *Anartia jatrophae* (88,8%), y en la costa *Pyrisitia nise* (79,3%) y *Nathalis iole* (67,7%). Las especies indicadoras observadas son de distribución geográfica y ecológica amplia, pero exhiben estabilidad y preferencias entre hábitats.

**PALABRAS CLAVE:** indicadoras ecológicas, IndVal, mariposas.

**ABSTRACT:** It was determined, using the IndVal index, the possible presence of butterfly indicator species in an urban wood and a coastal area in Habana, Cuba. The goal of the study was to seek if these ecological remains in urban matrix, very different in fisonomy and vegetation types, might exhibit no-random and persistent species composition. Individuals counting was developed during three consecutive years with monthly frequency by two observers along 1200m. There were observed 54 butterfly species in the wood and 55 species in the coastal area for a total of 64 species. Both habitats shared 70.3% of species composition. Mostly of the species in each habitat were observed each year of sampling and the basic structure of the assemblages developed and stable dynamic. There were determined in the wood 15 indicators species, ten of them were characteristic and five of them detectors. In the coastal habitat were determined 10 indicator species, five characteristic and five detectors. The species with the highest IndVal values in the wood were *Anthanassa frisia* (92.5%) and *Anartia jatrophae* (88.8%) and in the coastal habitat were *Pyrisitia nise* (79.3%) and *Nathalis iole* (67.7%). The observed indicator species in both of the habitats are characterized by wide geographical and ecological distribution, but exhibit preferences between habitats.

**KEYWORDS:** ecological indicators, IndVal, butterfly.

✉ Yanni Fontenla  
[yfontenlagarcia@gmail.com](mailto:yfontenlagarcia@gmail.com)

Recibido: 10 de mayo de 2023

Aceptado: 17 de julio de 2023



Este es un artículo publicado en acceso abierto  
bajo una licencia Creative Commons



<https://cu-id.com/2403/n514e05>

## INTRODUCCIÓN

Las mariposas desarrollan funciones ecológicas cruciales, tales como fuente de alimentos para una amplia gama de vertebrados e insectos depredadores (Bonebrake *et al.*, 2010; Ramírez-Restrepo *et al.*, 2015), y, además, polinizadores primarios (Coral-Acosta y Pérez-Torres, 2017; Ghazanfar *et al.*, 2016) o secundarios (Martínez-Adriano *et al.*, 2018). Los paisajes urbanizados conllevan fragmentación y degradación de hábitats, con la consiguiente homogeneización en la composición de especies de mariposas, la disminución de su abundancia y riqueza (Gandhi and Kumar 2015; Haaland, 2017), y la afectación de servicios ecosistémicos como la polinización (Buchholz y Kowaric, 2019). Por otra parte, hábitats verdes dentro de matrices urbanas pueden sustentar diversidad biológica (Haaland, 2017). Tales hábitats ofrecen oportunidades para desarrollar reservas ecológicas en ambientes urbanos (Barranco-León *et al.*, 2016; Fletcher *et al.*, 2018; Mukjerhee *et al.*, 2018).

Las mariposas se consideran indicadores representativos del estado de la diversidad biológica y de funciones claves de los ecosistemas (Comay *et al.*, 2021). Estos insectos reaccionan con prontitud ante cambios en sus hábitats (Prabakaran *et al.* 2014; Jemal y Patharajan, 2018; Min Lee *et al.* 2015). De este modo, constituyen organismos apropiados para ofrecer una medida de la calidad ambiental y estabilidad de los ecosistemas (Cárdenas-Lugo *et al.*, 2015; Trivellini *et al.*, 2016), así como de tendencias generales de cambios en las condiciones ambientales a más largo plazo (MacDonald *et al.*, 2017).

Las especies indicadoras se encuentran muy relacionadas con situaciones ambientales particulares, por lo que su presencia señala la existencia de tales situaciones (Isasi-Catalá, 2011). Las especies indicadoras de hábitats muestran preferencias específicas, según su nivel de especificidad o de mayor abundancia en un hábitat en particular y de la fidelidad o frecuencia de ocurrencia dentro de ese hábitat (Martín-Regalado, 2019). Las mariposas han sido identificadas en pocas ocasiones como indicadores ecológicos urbanos, al centrarse la mayoría de los estudios en los impactos de las urbanizaciones sobre la riqueza de especies (Dennis *et al.*, 2017).

Los objetivos del presente estudio consisten en caracterizar la composición de especies de mariposas, su abundancia relativa y la posible presencia de especies indicadoras ecológicas de un bosque urbano y una zona costera de la Habana, Cuba. La hipótesis subyacente es que hábitats que sustenten ensamblajes de mariposas cuya composición de especies sea persistente y complementaria, y que

además muestren especies características y detectoras, ostentan valor de conservación dentro de la matriz urbana de La Habana, Cuba.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### ÁREAS DE ESTUDIO

El bosque de La Habana constituye el mayor bosque urbano de Cuba y se enmarca en la categoría de Paisaje Natural Protegido de Significación Local (SNAP <http://www.snap.cu/index.php>). El área de estudio se encuentra entre los 23°06'47,75"N, 82°24'23,42"O y 23°06'44,45"N, 82°24'23,59"O. Este hábitat se clasifica como un bosque semideciduo secundario, localizado a lo largo de parte de la ribera oeste del río Almendares. El bosque se caracteriza por la presencia de un estrato arbóreo entre 15m-25m de altura con densidad variable, cuyas especies características, entre otras, están representadas por *Samanea saman* y *Ficus benjamina*. El estrato arbustivo está estructurado básicamente por *Piper auritum* y el herbáceo por *Panicum maximum* (Vilamajó y Lauzán, 1998). De igual modo, los parches de vegetación herbácea se caracterizan por la abundancia de *Bidens alba*, *Rivina humilis*, *Salvia micrantha* y *Phyla nodiflora* (Fig. 1).

La influencia antrópica en el Bosque de La Habana se manifiesta por el tránsito habitual de personas, la siega frecuente del estrato herbáceo y la acumulación aleatoria de desechos varios, entre los que se destacan restos de animales domésticos.

El segmento de litoral estudiado se encuentra al este de la Bahía de La Habana, entre la "Playa del Chivo" y el centro urbano Camilo Cienfuegos (La Habana del Este), delimitado por las coordenadas 23°09'15,07"N, 82° 21'04,87"O y 23° 09'29,86N, 82° 20'28,84"O. La zona se caracteriza por la presencia de un complejo de vegetación de costa arenosa con elementos de costa rocosa (Ricardo *et al.*, 2009). La vegetación predominante está integrada por una red herbácea de *Ipomea pes-caprae* y *Canavalia rosea*. El sitio se caracteriza también por la abundancia de *Bidens alba*, *Tridax procumbens*, *Melanthera nivea*, *Macroptilium atropurpureum*, diferentes especies de Poaceae y parches de *Coccoloba uvifera* de pequeña altura (Fig. 1).

A diferencia del bosque, el área de costa se encuentra expuesta a la acción directa del viento, la lluvia, el salitre y la intrusión del mar. La influencia antrópica se evidencia en el tránsito de personas, habitáculos improvisados, restos de construcciones, pastoreo esporádico de cabras y carneros, incendios eventuales de parte del área y numerosos objetos depositados por oleajes intensos.



FIGURA 1. Vista superior: bosque de La Habana. Vista inferior: costa de Habana del Este.

FIGURE 1. View above: Habana Wood. View below: Eastern Habana coastal area.

### MÉTODOS DE MUESTREO

Cada sitio es tratado como un hábitat distintivo. Un hábitat indica un espacio cuyos recursos y condiciones ambientales resultan en la presencia de un organismo, población o especie, lo cual puede incluir supervivencia, reproducción y persistencia (Kirk *et al.*, 2018; Krausman y Morrison, 2016). La riqueza de especies (número de especies) y sus abundancias relativas (cantidad observada de individuos) se determinaron mediante el procedimiento de doble observador a lo largo de recorridos de 1200 m de longitud, según el método generalizado de Pollard (Van Swaay *et al.*, 2012). La frecuencia se asumió como la cantidad de meses donde fue observada cada especie. Se realizó un recorrido mensual entre las 9:30-12:00 horas a partir de la tercera semana de cada mes para un total de 36 recorridos, los cuales abarcaron desde junio de 2016 hasta mayo de 2019. Las mariposas fueron identificadas en el terreno y para ello se siguió el tratamiento taxonómico de Mancina *et al.* (2020).

### ANÁLISIS DE DATOS.

El ordenamiento espacial o asociación no jerárquica de la composición y abundancia de las especies entre hábitats por año, se efectuó mediante un análisis de escalado multidimensional no métrico (NMDS). La configuración seleccionada fue aquella con el valor mínimo de estrés (<0,15) y la correlación mayor con el primer eje (R2), la cual fue obtenida con el índice de distancia euclidiana. Los grupos más asociados entre sí por la similitud de su composición y abundancia de sus especies se visualizaron mediante convexos de Hull, que son los polígonos

convexos más pequeños que contienen todos los puntos de un conjunto. El programa utilizado fue Past 3.17 (Hammer, 2017).

La disimilitud o complementariedad en la composición de especies entre hábitats se cuantificó mediante la diversidad beta,  $\beta_{to} = (b+c/a+b+c)$ , donde  $b$  y  $c$  representan el número de especies exclusivas de cada hábitat y  $a$  el número de especies comunes.  $\beta_{to}$  se desglosó en sus componentes de reemplazo de especies,  $\beta_{re} = 2(\min b, c) / a+b+c$ , y de diferencia de riqueza de especies,  $\beta_{ri} = |b-c| / a+b+c$  (Podani y Shmerna, 2016). La importancia relativa del reemplazo se determinó como  $Tr_e = \beta_{re}/\beta_{to}$  y la de diferencia en riqueza de especie como:  $Tr_i = \beta_{ri}/\beta_{to}$  (Tonial *et al.*, 2012).

Se calculó el llenado de matriz o conectancia, la cual representa la proporción observada de coincidencias entre las filas (especies) y columnas (unidades de tiempo). Significa una medida de la cohesión de la red espacio-temporal en este caso (Blüthgen *et al.*, 2008). A mayor conectancia, mayor cohesión y robustez de los vínculos (Delmas *et al.*, 2018). La equitabilidad se estimó mediante  $e^H/S$ , donde " $H$ " representa el índice de entropía de Shannon-Wiener y la expresión  $e^H$  indica el "número efectivo de especies" (Jost, 2010, 2019; Jost y Gonzalez-Oreja, 2012). Otro índice calculado fue el de Berger-Parker, que muestra la proporción de la especie más abundante en el ensamblaje. Los límites de confianza se obtuvieron mediante el método del percentil ajustado con 10 000 réplicas de Bootstrapping (Hammer, 2017).

Las especies indicadoras se precisaron con el índice  $IndVal$  (Dufrêne y Legendre, 1997). El índice cuantifica el nivel de especificidad (exclusividad a un hábitat particular) y el de fidelidad (frecuencia de

ocurrencia dentro del mismo hábitat).  $IndVal_{ij} = A_{ij}$  (especificidad)  $\times B_{ij}$  (fidelidad)  $\times 100$ .  $A_{ij} = N_{individuos_{ij}} / N_{individuos_p}$ , donde  $N_{individuos_{ij}}$  representa el número promedio de individuos de la especie  $i$  en todos los sitios del grupo  $j$ ,  $N_{individuos}$  es la suma de los números promedios de individuos de la especie  $i$  en todos los grupos.  $B_{ij} = N_{sitios_{ij}} / N_{sitios_p}$ , siendo  $N_{sitios_{ij}}$  el número de sitios en el grupo  $j$  en donde la especie  $i$  está presente, mientras que  $N_{sitios_p}$  es el número total de sitios en ese grupo.

Las especies *indicadoras* pueden ser “características” y “detectoras”. Las características presentan valores elevados del índice y tienen mayores probabilidades de ser detectadas. Las especies detectoras exhiben valores intermedios y ofrecen información entre hábitats (Martín-Regalado, 2019). Se consideraron especies características aquellas con una combinación de valor  $IndVal \geq 60.0\%$  y  $p \leq 0.05$ , según 10 000 aleatorizaciones de Monte Carlo (De Cáceres *et al.*, 2010). Las especies detectoras se consideraron con valor  $IndVal$  entre 40.0%-59.9% y  $p \leq 0.05$ . El programa utilizado fue PC-ORD v5.0 (McCune *et al.*, 2006), el cual asigna las especies al hábitat donde obtuvieron el valor indicador más elevado.

## RESULTADOS

Se observaron 54 especies de mariposas en el bosque y 55 especies en la costa, para un total de 64 especies entre los dos hábitats. El nivel de endemismo en el bosque consistió en dos especies y 10 subespecies, y en la costa en dos especies y seis subespecies. Las especies más abundantes, con más de 200 individuos en sus hábitats respectivos y además presentes durante los tres años de estudio fueron las siguientes en el bosque: *Leptotes cassius*, *Anartia jatrophae*, *Heliconius charithonia*, *Ascia monuste*, *Calisto herophile*, *Burnsius oileus* y *Polites baracoa*. En la costa, las especies más abundantes y presentes durante los tres años fueron *Nathalis iole*, *Pyrisitia nise*, *Hemiargus ceraunus*, *Agraulis vanillae*, *Phoebis sennae* y *Eurema daira*. (Suplemento 1, Tabla 1). La composición de especies y sus abundancias en los tres años de estudio evidenció a los ensamblajes de a cada hábitat bien diferenciado estructuralmente (Fig. 2).

La disimilitud o complementariedad en la composición de especies entre ambos hábitats resultó relativamente baja ( $\beta_{to}=29,7$ ), equivalente a 70,3% de especies compartidas. En el bosque se observaron nueve especies ausentes en la costa y en la costa 10 especies ausentes en el bosque. La contribución casi absoluta a la disimilitud se debió al componente de reemplazo de especies ( $\beta_{re}=28,4\%$ ,  $IR_{re}=94,6\%$ ) en contraste con el componente de riqueza de especies ( $\beta_{ri}=1,6\%$ ,  $IR_{ri}=5,4\%$ ).

La persistencia de la composición de especies entre los tres años de estudio resultó elevada en ambos hábitats, con valores en el bosque de 69% y 75% de especies comunes entre el primero y el segundo año, y el segundo y el tercero, respectivamente. En la costa, la persistencia fue de 70,2% y 69,4% para los mismos años del bosque, respectivamente. La mayoría de las especies de cada hábitat se observaron durante los tres años, obteniéndose 59,3% de especies comunes durante los tres años en el bosque y 54,6% de especies comunes en la costa.

La riqueza de especies mostró cifras muy semejantes por año en cada hábitat, entre 41-43 especies en el bosque y entre 39-45 especies en la costa. El llenado de matriz exhibió un comportamiento semejante, con cifras anuales y totales muy cercanas. Los valores de la abundancia relativa por año en cada hábitat no difirieron de manera significativa, así como los totales entre hábitats. La diversidad y equitabilidad se comportaron de manera estable en el bosque entre años y sus valores fueron superiores de manera significativa a los de la costa. El comportamiento de la proporción de la especie más abundante en cada hábitat fue inverso a lo anterior, con un valor de 16% en el bosque y de 49% en la costa. El número efectivo de especies representó 37% de la diversidad total posible en el bosque, mientras que en la costa sólo representó 16% de la diversidad posible, según el reparto de la abundancia mostrado por la equitabilidad (Tabla 2).

Se identificaron 15 especies indicadoras en el bosque y 10 especies indicadoras en la costa (Tabla 3). En el bosque se identificaron las 10 especies características siguientes: *Anthanassa frisia*, *Anartia jatrophae*, *Heliconius charithonia*, *Burnsius oileus*, *Dryas iulia*, *Calisto herophile*, *Leptotes cassius*, *Cymaenes tripunctus*, *Polites baracoa* y *Wallengrenia misera*. Las especies detectoras del bosque fueron *Ascia monuste*, *Phyciodes phaon*, *Euphyes singularis*, *Phoebis agarithe* y *Heraclides andraemon* (Fig. 3). Las características de la costa resultaron las cinco especies a continuación: *Pyrisitia nise*, *Nathalis iole*, *Agraulis vanillae*, *Battus polydamas* y *Danaus gilippus*. Las especies detectoras de este hábitat fueron *Eurema daira*, *Junonia zonalis*, *Hemiargus ceraunus*, *Urbanus proteus* y *Phoebis sennae* (Fig. 4).

## DISCUSIÓN

El bajo nivel de endemismo observado en estos hábitats resulta un patrón común en ambientes antropizados del archipiélago (Azor y Barro, 2014; Fontenla *et al.*, 2020; Mancina *et al.*, 2020). Las especies más abundantes en un hábitat no coinciden con las más abundantes en el otro, aunque ambos grupos de especies son comunes entre ambos. Lo

TABLE 1. Frecuencia total y abundancia relativa total de cada especie en el bosque (BFT, BART) y en la costa (CFT, CART). Valores tomados de Suplemento 1.

TABLE 1. Total frequency and total relative abundance of each species in the wood (BFT, BART) and coastal area (CF, CART). Values from Supplementary 1.

Especies	Bosque		Costa	
	FT	ART	FT	ART
<b>Hesperiidae</b>				
<i>Asbolis capucinus</i>	1	1	0	0
<i>Atalopedes m. mesogramma</i>	3	4	9	23
<i>Burnsius oileus</i>	31	207	1	1
<i>Cecropterus dorantes Santiago</i>	4	4	11	50
<i>Choranthus radians</i>	6	10	5	5
<i>Cymaenes t. tripunctus</i>	32	194	20	57
<i>Euphyes c. cornelius*</i>	3	11	2	2
<i>Euphyes s. singularis*</i>	17	42	1	1
<i>Gesta gesta</i>	0	0	1	2
<i>Hylephila p. phyleus</i>	25	93	23	120
<i>Lerodea e. eufala</i>	11	59	1	1
<i>Nyctelius n. nyctelius</i>	7	8	2	6
<i>Panoquina l. lucas</i>	22	44	15	61
<i>Panoquina p. panoquinoides</i>	0	0	2	2
<i>Poligonus leo histrio</i>	1	1	4	7
<i>Polites p. baracoa</i>	36	203	24	118
<i>Synapte m. malitiosa</i>	9	22	0	0
<i>Telegonus anaphus anausis</i>	2	2	0	0
<i>Urbanus proteus domingo</i>	11	18	20	140
<i>Wallengrenia misera</i>	23	74	2	2
<b>Lycaenidae</b>				
<i>Brephidium exilis</i>	0	0	2	2
<i>Cyclargus ammon</i>	3	25	5	7
<i>Hemiargus ceraunus filenus</i>	20	182	28	669
<i>Leptotes cassius theonus</i>	31	732	19	128
<i>Ministrymon azia</i>	0	0	4	9
<i>Strymon istapa cybira</i>	3	14	7	17
<i>Strymon limenia</i>	9	22	7	18
<i>Strymon martialis</i>	0	0	2	2
<b>Nymphalidae</b>				
<i>Adelpha iphicleola iphimedia*</i>	1	1	0	0
<i>Anartia jatrophae guantanamo</i>	36	576	18	73
<i>Agraulis vanillae insularis</i>	33	120	33	273
<i>Anthanassa f. frisia</i>	34	189	1	4
<i>Calisto herophile**</i>	35	240	25	69
<i>Danaus gilippus berenice</i>	1	1	22	55
<i>Danaus plexippus megalippe</i>	1	1	8	12
<i>Dryas iulia nudeola*</i>	33	180	12	30
<i>Euptoietia h. hegesia</i>	0	0	8	11
<i>Junonia neildi</i>	1	1	4	6
<i>Junonia zonalis</i>	3	4	22	81
<i>Heliconius charithonia ramsdeni</i>	34	429	15	30
<i>Hypolimnas misippus</i>	0	0	2	2
<i>Lucinia s. sida*</i>	1	1	0	0
<i>Marpesia chiron chironides*</i>	2	2	0	0
<i>Marpesia e. eleuchea*</i>	1	1	0	0
<i>Phyciodes p. phaon</i>	27	196	15	66
<i>Siproeta stelenes biplagiata</i>	10	12	8	13
<i>Vanessa cardui</i>	1	1	0	0
<i>Vanessa virginiensis</i>	0	0	1	1
<b>Papilionidae</b>				
<i>Battus devilliers</i>	0	0	1	1
<i>Battus polydamas cubensis*</i>	1	1	22	75
<i>Heraclides a. andraemon</i>	18	30	5	6
<i>Heraclides oviedo**</i>	1	1	3	3
<b>Pieridae</b>				
<i>Abaeis nicippe</i>	2	2	13	27
<i>Ascia monuste eubotea</i>	34	323	30	198
<i>Eurema दौरa palmira</i>	7	7	22	231
<i>Ganyra menciae</i>	12	19	1	1
<i>Nathalis iole</i>	8	87	25	3375
<i>Phoebis agarithe antillia</i>	20	47	8	13
<i>Phoebis argante minuscula*</i>	12	24	1	2
<i>Phoebis neleis</i>	0	0	1	1
<i>Phoebis s. sennae</i>	33	142	27	237
<i>Pyrristia d. dina*</i>	5	7	5	7
<i>Pyrristia lisa euterpe</i>	1	1	0	0
<i>Pyrristia n. nise</i>	9	25	30	489

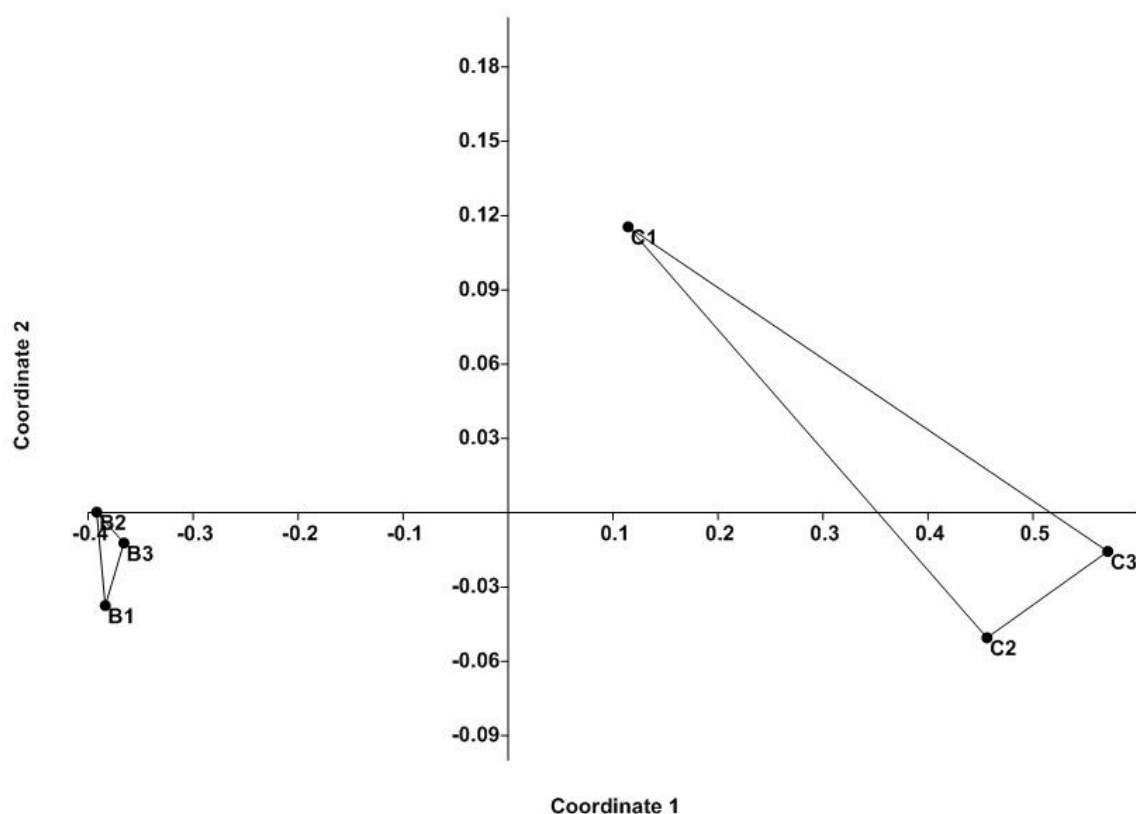


FIGURA 2. Ordenamiento de la composición de especies y su abundancia relativa por hábitats en cada año de estudio. Stress: 0,0, R2: 0,99. Índice: distancia euclidiana. Datos de suplemento 1. Bosque (B1, B2, B3). Costa (C1, C2, C3). 1: 2016-2017. 2: 2017-2018. 3: 018-2019.

FIGURE 2. Ordering of species composition and its relative abundance by habitats in each year of study. Stress: 0.0, R2: 0.99. Index: euclidian distance. Data from supplementary 1. Wood (B1, B2, B3). Coastal area (C1, C2, C3). 1: 2016-2017. 2: 2017-2018. 3: 018-2019.

TABLA 2. Variables de la estructura de los ensamblajes por hábitat y por año. Riqueza de especies (S), llenado de matriz (MF), abundancia relativa (AR), límites de confianza (LC), número efectivo de especies (NEE), **Equitabilidad (E), índice de Berger-Parker (B-P)**.

TABLE 2. Variables of assemblages' structure per habitat and per year. Species richness (S), matrix fill (MF), relative abundance (AR), confidence limits (LC), effective number of species (NEE), Equitability (E), Berger-Parker index (B-P).

Años	S	MF	AR	LC	NEE	LC	E	LC	B-P	LC
Bosque										
2016-2017	42	0,47	1588	1275-1903	18,7	17,7-19,6	0,45	0,45-0,52	0,15	0,14-0,17
2017-2018	43	0,48	1588	1259-1921	19,1	18,2-19,9	0,44	0,45-0,52	0,16	0,15-0,18
2018-2019	41	0,49	1467	1157-1791	18,9	17,8-19,7	0,46	0,45-0,51	0,16	0,14-0,17
Total	54	0,38	4643	2338-6512	19,9	19,9-20,6	0,37	0,36-0,38	0,16	0,15-0,17
Costa										
2016-2017	39	0,46	1798	1022-2600	10,9	10,2-11,7	0,28	0,27-0,31	0,39	0,36-0,41
2017-2018	42	0,34	2340	665-4327	7,4	6,9-7,9	0,19	0,18-0,21	0,54	0,52-0,56
2018-2019	45	0,43	2704	704-5339	7,7	7,4-8,4	0,17	0,16-0,18	0,53	0,51-0,53
Total	55	0,31	6842	1993-13526	8,7	8,4-9,1	0,16	0,16-0,18	0,49	0,48-0,50

TABLA 3. Valor máximo del índice IndVal para cada especie y probabilidad de que dicho valor sea aleatorio (p). Bosque de La Habana (B), Costa Habana del Este (C).

TABLE 3. Maximum value of index IndVal for each species and its probability to be random (p). Habana Wood (B), Eastern Habana coastal area (C).

Especies	Hábitat	IndVal	p*
<i>Abaeis nicippe</i>	C	33,6	0,0014
<i>Adelpha iphicleola</i>	B	2,8	1
<i>Agraulis vanillae</i>	C	63,7	0,014
<i>Anartia jatrophae</i>	B	88,8	0,0002
<i>Anthanassa frisia</i>	B	92,5	0,0002
<i>Asbolis capucinus</i>	B	2,8	1
<i>Ascia monuste</i>	B	58,6	0,07
<i>Atalopedes mesogramma</i>	C	21,3	0,0514
<i>Battus devilliers</i>	C	2,8	1
<i>Battus polydamas</i>	C	60,3	0,0002
<i>Brephidium exilis</i>	C	5,6	0,4851
<i>Burnsius oileus</i>	B	82,9	0,0002
<i>Calisto herophile</i>	B	75,5	0,0002
<i>Cecropterus dorantes</i>	C	28,3	0,01
<i>Choranthus radians</i>	B	11,1	0,6609
<i>Cyclargus ammon</i>	B	6,5	0,9376
<i>Cymaenes tripunctus</i>	B	68,7	0,0002
<i>Danaus gilippus</i>	C	60,1	0,0002
<i>Danaus plexippus</i>	C	20,5	0,0262
<i>Dryas iulia</i>	B	76,6	0,0002
<i>Euphyes cornelius</i>	B	7,1	0,6813
<i>Euphyes singularis</i>	B	46,1	0,0002
<i>Euptoietia hegesia</i>	C	22,2	0,0062
<i>Eurema दौरa</i>	C	59,3	0,0002
<i>Ganyra menciae</i>	B	31,7	0,0016
<i>Gesta gesta</i>	C	2,8	1
<i>Hemiargus ceraunus</i>	C	52,3	0,016
<i>Heliconius charithonia</i>	B	88,3	0,0002
<i>Heraclides andraemon</i>	B	41,7	0,0012
<i>Heraclides oviedo</i>	C	8,9	0,3693
<i>Hylephila phyleus</i>	C	36,1	0,695
<i>Hypolimnias misippus</i>	C	5,6	0,5055
<i>Junonia neildi</i>	C	9,5	0,2923
<i>Junonia zonalis</i>	C	58,2	0,0002
<i>Leptotes cassius</i>	B	73,3	0,0002
<i>Lerodea eufala</i>	B	30,1	0,0008
<i>Lucinia sida</i>	B	2,8	1
<i>Marpesia chiron</i>	B	2,8	1
<i>Marpesia eleucea</i>	B	2,8	1
<i>Ministrymon azia</i>	C	11,1	0,1148
<i>Nathalis iole</i>	C	67,7	0,0002
<i>Nyctelius nyctelius</i>	B	11,1	0,3719
<i>Panoquina lucas</i>	B	25,6	0,997
<i>Panoquina panoquinoides</i>	C	5,6	0,4811
<i>Phoebis agarithe</i>	B	43,5	0,0002
<i>Phoebis argante</i>	B	30,8	0,0012
<i>Phoebis neleis</i>	C	2,8	1
<i>Phoebis sennae</i>	C	46,9	0,506
<i>Phyciodes phaon</i>	B	56,1	0,0008
<i>Polites Baracoa</i>	B	63,2	0,0002
<i>Polignus leo</i>	C	9,7	0,24
<i>Pyrisitia dina</i>	C	6,9	1
<i>Pyrisitia lisa</i>	B	2,8	1
<i>Pyrisitia nise</i>	C	79,4	0,0002
<i>Siproeta stelenes</i>	B	13,3	0,8782
<i>Strymon istapa</i>	C	10,7	0,5113
<i>Strymon limenia</i>	B	12,8	0,867
<i>Strymon martialis</i>	C	5,6	0,4837
<i>Synapte malitiosa</i>	B	25,1	0,0036
<i>Telegonus anaphus</i>	B	5,6	0,4923
<i>Urbanus proteus</i>	C	49,2	0,001
<i>Vanessa cardui</i>	B	2,8	1
<i>Vanessa virginiensis</i>	C	2,8	1
<i>Wallengrenia misera</i>	B	62,9	0,0002

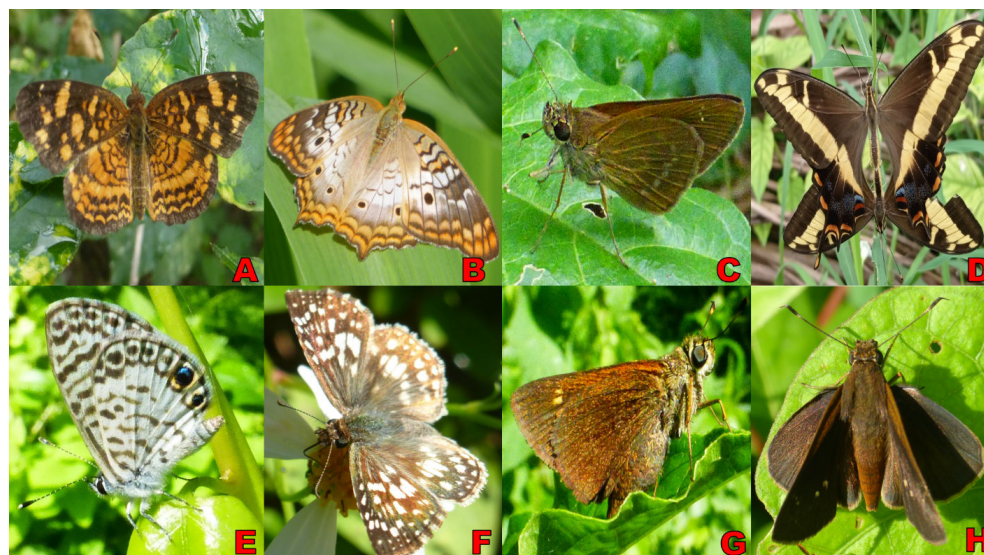


FIGURA 3. Algunas especies indicadoras del bosque de la Habana. A. *Anthanassa frisia*. B. *Anartia jatrophae*. C. *Cymaenes tripunctus*. D. *Heraclides andraemon*. E. *Leptotes cassius*. F. *Burnsius oileus*. G. *Euphyes singularis*. H. *Wallengrenia misera*.

FIGURE 3. Some Indicator species of Habana wood. A. *Anthanassa frisia*. B. *Anartia jatrophae*. C. *Cymaenes tripunctus*. D. *Heraclides andraemon*. E. *Leptotes cassius*. F. *Burnsius oileus*. G. *Euphyes singularis*. H. *Wallengrenia misera*.

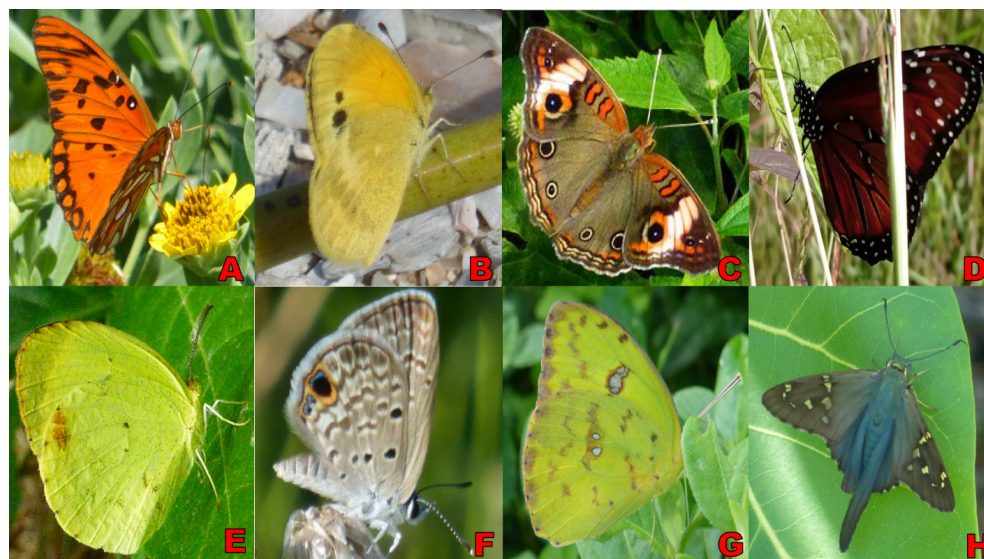


FIGURA 4. Algunas especies indicadoras de la costa de Habana del Este. A. *Agraulis vanillae*. B. *Nathalis iole*. C. *Junonia zonalis*. D. *Danaus gilippus*. E. *Pyrisitia nise*. F. *Hemiargus ceraunus*. G. *Phoebis sennae*. H. *Urbanus proteus*.

FIGURE 4. Some indicator species from Eastern Habana coastal area. A. *Agraulis vanillae*. B. *Nathalis iole*. C. *Junonia zonalis*. D. *Danaus gilippus*. E. *Pyrisitia nise*. F. *Hemiargus ceraunus*. G. *Phoebis sennae*. H. *Urbanus proteus*.

anterior destaca una diferencia básica en la estructura de estos ensamblajes en sus respectivos ambientes.

Dada la equivalencia en la riqueza de especies, la mayor contribución a la disimilitud en la composición es consecuencia del reemplazo o complementariedad de especies observadas en un

hábitat, pero ausentes en el otro. Una peculiaridad de este reemplazo es que la mayoría de las especies no observadas en el bosque exhiben en la costa frecuencias y abundancias bajas, entre 1-8 veces en los 36 meses de observaciones y entre 1-11 individuos, respectivamente. De modo semejante, las especies no observadas en la costa



muestran frecuencias y abundancias bajas en el bosque, entre 1-9 veces y 1-22 individuos. Las especies observadas sólo en el bosque suelen estar asociadas a arboledas, tales como *Marpesia chiron* y *M. eleuchea*, mientras que algunas de las avistadas sólo en la costa se consideran asociadas a zonas costeras, como son los casos de *Brephidium exilis*, *Ministrymon azia* y *Strymon martialis* (Mancina *et al.*, 2020). El núcleo de especies compartidas entre ambos hábitats se encuentra constituido por especies comunes y generalistas ecológicos en sentido general (Fontenla *et al.*, 2020).

En el bosque, los valores de riqueza de especies y llenado de matriz son muy cercanos entre años, mientras que el resto de las variables se mantienen dentro de límites de confianza equivalentes. En la costa, las variables exhiben fluctuaciones anuales semejantes, excepto en el número efectivo de especies, superior de manera significativa durante el primer año de observaciones. En ambos hábitats, la mayor proporción de la composición de especies se mantiene entre años. El comportamiento de estas variables de la estructura de los ensamblajes en ambos hábitats denota estabilidad y persistencia en la composición de especies a través del tiempo.

El contraste mayor en la estructura y composición de los ensamblajes, radica en las diferencias de los valores del número efectivo de especies y la equitabilidad o proporción de la diversidad máxima posible por año y total. Estas variables resultan superiores de manera significativa en el bosque. Otro contraste asociado es la contribución a la abundancia total del ensamblaje por parte de la especie con mayor número de individuos, la cual resultó menor de manera significativa en el bosque. La especie más abundante del bosque, *Leptotes cassius* (16% de los individuos del bosque), representó sólo 1.9% del total de los individuos de la costa, mientras que la especie más abundante de la costa, *N. iole* (49% de los individuos de la costa), representó sólo 1.3% del total de individuos del bosque.

La evaluación de la diversidad de un sistema por su número de tipos (especies), resulta ambiguo si dichos tipos no se encuentran en igualdad de representación por un criterio de medida dado (Gregorius, 2014). Así, la diversidad máxima posible de un conjunto se expresa cuando su número efectivo de especies equivale a su riqueza de especies y la equitabilidad de la abundancia es máxima, exhibiendo cada especie el mismo número de individuos (Jost, 2019). Las asimetrías en el número efectivo de especies pueden estar relacionadas con el funcionamiento óptimo y la dinámica intrínseca de los ensamblajes en su interacción con los diferentes elementos del ecosistema (Fontenla, 2018). Desde este punto de vista, las variaciones en el número efectivo de especies entre hábitats, no debe implicar,

necesariamente, que uno de los hábitats sea “mejor” ecológicamente que el otro. Lo anterior resulta congruente con lo expuesto por Rija (2022), acerca de que las características locales del hábitat determinan la diversidad y estructura de las comunidades de mariposas.

Ambos ensamblajes exhiben una proporción de especies raras (observadas sólo entre 1-3 muestreos) muy semejante, la cual representa 37% de la composición de especies en el bosque y 31% en la costa. Las especies raras, además de poco frecuentes, fueron también poco abundantes en ambos hábitats, al presentar, en el total de los 36 meses de observaciones, entre 1-25 individuos en el bosque y entre 1-6 individuos en la costa. Los componentes raros o poco frecuentes de un sistema resultan importantes para evaluar la diversidad, porque su información ecológica -interpretada como interacciones y modos de utilizar los recursos- no es redundante, en contraste con la información repetitiva de los individuos de las especies abundantes (Francisco-Ramos y Arias-González, 2013; Marion *et al.*, 2015). Vermeij y Grosberg (2018) enfatizan que muchas especies son raras de manera permanente y, además, resistentes a la extinción. Así, representan elementos típicos e inherentes a la diversidad y caracterización de un ensamblaje en un hábitat dado.

Las diferencias en diversidad ecológica, asumidas como números efectivos de especies, no contradicen que ambos hábitats exhiban una calidad alta para sus ensamblajes de mariposas respectivos. La calidad elevada de un hábitat se infiere por la persistencia de las poblaciones a través del tiempo (Kirk *et al.*, 2018; Krausman y Morrison 2016). La persistencia de la mayoría de las especies en cada sitio a través de los tres años de observaciones, caracteriza a los ensamblajes estudiados y sugieren la calidad elevada de sus hábitats respectivos para estos grupos de especies.

La mayor proporción (40.0%) de especies indicadoras (características y detectoras) en el bosque pertenecen a Nymphalidae y Hesperidae (33,3%), mientras que en la costa la mayor proporción de estas especies pertenecen a Pieridae (40,0%) y Nymphalidae (30,0%). En otras localidades costeras o de hábitats abiertos se observa el mismo patrón, con miembros de la familia Pieridae como los más representados o abundantes (Fontenla *et al.*, 2020). Esta familia está compuesta, en su mayoría, por especies heliofílicas (Emmel y Austin, 1990), una característica que pudiera explicar su riqueza y abundancia en ambientes con escasa cobertura vegetal.

De manera particular, las especies detectoras pudieran considerarse especies “pivotes”, de acuerdo con su valor IndVal en un hábitat y los valores de su

abundancia y fidelidad en el otro. En coherencia con este criterio, se observaron tres variantes de especies detectoras. 1. Frecuencia y abundancia elevadas en ambos hábitats, pero con probabilidad aleatoria, como son los casos de *Ascia monuste* en el bosque y *Phoebis sennae* en la costa. Estas especies pudieran ser detectoras o, incluso, características, de cualquiera de los hábitats, 2. Frecuencia y abundancia elevada en ambos hábitats, pero con preferencia significativa por uno en específico, como *Hemiargus ceraunus* en la costa. 3. Valores medios o relativamente altos de frecuencia y abundancia en un hábitat y bajos o muy bajos en el otro, como *Asbolis capucinus* y *Euphyes singularis* en el bosque.

Todas las especies indicadoras (características y detectoras) de un hábitat forman también parte de la composición de especies del otro hábitat. Estas especies, en su conjunto, representan componentes ecológicos comunes y generalistas en los paisajes cubanos (Fontenla *et al.*, 2020; Mancina *et al.*, 2020). Fallas-Madrigal (2021) considera que una especie indicadora es aquella observada únicamente en una unidad de paisaje, con independencia de su abundancia. Tejeda *et al.* (2022) exponen que una especie rara, aunque pueda indicar un hábitat específico, su ausencia en dicho hábitat no permite distinguir entre condiciones inadecuadas del sitio o que la misma no haya sido observada, consecuencia de su baja probabilidad de detección. En adición, dichos autores subrayan que las especies más abundantes no son necesariamente las mejores indicadoras.

Las especies indicadoras pudieran considerarse desde un enfoque dual cuantitativo-cualitativo: 1. Especies abundantes, fieles y persistentes, sugerentes de hábitats de calidad alta para las mismas y probablemente también para una gama de organismos disímiles. Este grupo de especies puede ser cuantificable localmente y evaluadas por herramientas como el IndVal. 2. Especies raras, que pueden ser especialistas ecológicas, sugerentes de ambientes con características particulares, aunque su propia rareza obstaculice evaluar la posible calidad de sus hábitats y su estado real de conservación. No obstante, ambos tipos de especies indican la importancia de estos hábitats en la preservación de diversidad biológica y su complementariedad entre sitios con ambientes diferentes en matrices urbanas.

La calidad de un hábitat puede variar de año en año por fluctuaciones o alteraciones en la disponibilidad de recursos y otras variables ambientales (Kirk *et al.*, 2018; Krausman y Morrison 2016). Los hábitats embebidos en matrices urbanas deben ser considerados especialmente sensibles a la disminución de su calidad por el impacto de malas prácticas en su uso y mantenimiento. Tal situación puede mejorarse con prácticas amigables de manejo

(Duran y Molina 2020). Entre estas prácticas, se recomienda la reducción de la siega de hierbas y otras plantas, lo cual afecta de manera negativa las poblaciones de mariposas y su riqueza de especies (Aguilera *et al.*, 2019; Haaland 2017; Pérez *et al.*, 2019). Cuando existen suficientes plantas y recursos de néctar, el sitio deviene refugio para las mariposas. Sitios urbanos con calidad local de hábitat pueden ayudar a la conservación de este importante grupo de insectos (Han *et al.*, 2021).

Conclusiones: La composición de especies de ambos hábitats exhibió una similitud elevada, sobre todo de especies comunes y de amplia distribución en Cuba, pero resultan muy diferentes en cuanto al reparto de abundancia. Los ensamblajes de ambos hábitats mostraron estabilidad en cuanto a la riqueza y persistencia de las especies por años, lo cual denota calidad ecológica para la sostenibilidad de los mismos. En el bosque fueron identificadas 15 especies indicadoras de hábitat y en la costa 10 especies indicadoras.

## REFERENCIAS

- Aguilera, G., Ekroos, J., Persson, A.S., Petterson, L.B. y Öckinger, E. (2019). Intensive management reduces butterfly diversity over time in urban green spaces. *Urban Ecosystems*, 22, 335-344.
- Azor, L. y Barro, A. (2014). Modelación de la distribución potencial de mariposas endémicas cubanas (Lepidoptera: Papilionoidea). *Revista Cubana de Ciencias Biológicas*, 3, 18-30.
- Barranco-León, M., Luna-Castellanos, F., Vergara, C.H. y Badano, E.I. (2016) Butterfly conservation within cities: a landscape scale approach integrating natural habitats and abandoned fields in central Mexico. *Tropical Conservation Science*, 9, 607-628.
- Blüthgen, N., Fründ, J., Vázquez, D.P. y Menzel, F. (2008). What do interaction networks metrics tell us about specialization and biological traits? *Ecology*, 89, 3387-3399.
- Bonebrake, T.C., Ponisio, L.C., Boggs, C.L. y Ehrlich, P.R. (2010) More than just indicators: A review of tropical butterfly ecology and conservation. *Biological Conservation*, 143, 1831-1841.
- Buchholz, S. y Kowarik, I. (2019). Urbanisation modulates plant-pollinator interactions in invasive vs. native plant species. *Scientific Report*, 9, 6375 <https://doi.org/10.1038/s41598-019-42884-6>.
- Cárdenas-Lugo, C. P., León-Cortés, J.L. y Angulo-Audeves, J. T. (2015). Diversidad, distribución y abundancia de mariposas en hábitats costeros de Sinaloa, México (Insecta: Lepidoptera). *SHILAP: Revista de Lepidopterología*, 43, 15-26.

- Comay, O. Yejuda, O. B., Schwartz, R. y Benjamin, D. (2021). Environmental controls on butterfly occurrence and species richness in Israel: The importance of temperature over rainfall. *Ecology and Evolution*, *11*, 12035-12050.
- Coral-Acosta, N. y Pérez-Torres, J. (2017). Diversidad de mariposas diurnas (Lepidoptera: Papilionoidea) asociadas a un agroecosistema cafetero de sombra (Curití, Santander). *Revista Colombiana de Entomología*, *43*, 91-99.
- De Caceres, M., Legendre, P y Moretti, M. (2010). Improving indicator species analysis by combining groups of sites. *Oikos* *119*, 1674-1684.
- Delmas, E., Besson, M., Brice, M.H, Burkle, L., Dalla-Riva, G.V., Fortin, M.J, Gravel, D., Guimarães, P., Hembry, D., Newman, E., Olesen, J.M., Pires, M., Yeakel, J.D. y Poisot, T. (2018). Analyzing ecological networks of species interactions. *Biological Review*, DOI: [10.1101/112540](https://doi.org/10.1101/112540).
- Dennis, E. B., Morgan, J.T., Roy, D.B., Brereton, T.M. (2017). Urban indicators for UK butterflies. *Ecological Indicators*, *76*, 184-193.
- Dufréne, M. y Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecology Monography*, *67*, 345-366.
- Duran, J. y Molina, A.G. (2020). Colores urbanos: Mariposas (Lepidoptera: Papilionoidea) de Bogotá Región (Colombia). *Biota Colombiana*, *21*, 2.
- Emmel, T.C. y Austin, G.T. (1990). The tropical rain forest butterfly fauna of Rondonia, Brazil: species diversity and conservation. *Tropical Lepidoptera*, *1*, 1-12.
- Fallas-Madriral, D. (2021). Diversidad de mariposas (Nymphalidae) como indicadores de la calidad de hábitat en el Cerro la Roca, Santa Cruz de León Cortés. *Ecología y Desarrollo Sostenible*, *2*, 1-16.
- Fletcher, R.J., Didhamb, R.K., Banks-Leited, C y Barlow, J. (2018). Is habitat fragmentation good for biodiversity? *Biological Conservation*, *226*, 9-15.
- Fontenla J. L. (2018). Entre diversidades ecológicas. *Poeyana*, *507*, 23-39.
- Fontenla, J.L., Fontenla, Y. y Mancina, C. A. (2020). Composición y modularidad de los ensamblajes de mariposas de Playa del Este, La Habana, Cuba. *Poeyana*, *511*, 1-16.
- Fontenla J.L. y Fontenla, Y. (2021). Mariposas (Papilionoidea) y libélulas (Odonata) de humedales al sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque, Cuba. *Poeyana*, *512*, 1-12.
- Francisco-Ramos V. y Arias-González, J.E. (2013). Additive partitioning of coral reef fish diversity across hierarchical spatial scales throughout the Caribbean. *PLoS ONE*, *8*(10), e78761.
- Gandhi, S. y Kumar, D. (2015). Studies on Butterfly diversity, abundance, and utilization of plant resources in urban localities of Banyan city-Vadodara, Gujarat, India. *Journal of Entomology and Zoology Studies*, *4*, 476-480.
- Ghazanfar, M., Malik, M.F., Hussain, M., Iqbal, R. y Younas, M. (2016). *Butterflies and their contribution in ecosystem: A review*. *Journal of Entomology and Zoology Studies*, *4*, 115-118.
- Gregorius H.R. (2014). Partitioning of diversity: the “within communities” component. *Web Ecology*, *14*, 51-60.
- Haaland, C. (2017). How to preserve a butterfly species within an urbanizing settlement and its surroundings: a study of the scarce copper (*Lycaena virgaureae* L.) in southern Sweden. *Journal of Insect Conservation*, *21*, 917-927.
- Hammer, O. (2017). Past. Paleontological statistics. ohammer@nhm.uio.no. [http://palaeo-electronica.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.htm](http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm).
- Han, D.; Zhang, C., Wang, C., She, J., Sun, Z., Zhao, D., Bian, Q., Han, W., Yin, L., Sun, R., et al. (2021). Differences in Response of Butterfly Diversity and Species Composition in Urban Parks to Land Cover and Local Habitat Variables. *Forests*, *12*,140. <https://doi.org/10.3390/f12020140>.
- Isasi-Catalá, E. (2011). Los conceptos de especies indicadoras, paraguas, banderas y claves: su uso y abuso en Ecología de la Conservación. *Interciencia*, *36*, 31-38.
- Jemal A. y Patharajan, S. (2018). Butterflies as indicator taxa of ecological disturbance at Menagesha-Suba state forest, central Ethiopia. *Journal of Entomology and Zoology Studies*, *6*, 269-274.
- Jost, L. (2010). The relation between evenness and diversity. *Diversity*, *2*, 207-232. 29.
- Jost, L. (2019). What do we mean by diversity? The path towards quantification. *Mètode Science Studies Journal*, *9*, pp. 55-61.
- Jost, J. y González-Oreja, A. (2012). Midiendo la diversidad biológica: más allá del índice de Shannon. *Acta Zoológica Lilloana*, *56*, 3-14.
- Kirk, D. A. Park, A. C., Smith, A. C. Howes, B.J., Proused, B.K., Kyssa, N G., Fairshurst, E.N. y Prior, K.E. (2018). Our use, misuse, and abandonment of a concept: Whither habitat? *Ecology and Evolution*, DOI: [10.1002/ece3.3812](https://doi.org/10.1002/ece3.3812).
- Krausman P.R. y Morrison (2016). Another plea for standard terminology. *The Journal of Wildlife Management*, *80*:1143-1144; DOI: [10.1002/jwmg.21121](https://doi.org/10.1002/jwmg.21121).
- MacDonald, Z.G., Nielsen, S.E. y Acorn, J.H. (2017). Negative relationships between species richness and evenness render common diversity indices inadequate for assessing long-term trends in butterfly diversity. *Biodiversity and Conservation*, *26*, 617-629.

- Mancina, C.A. Núñez, R y Neyra, B. (2020). *Mariposas de Cuba. Guía de Campo*. IES. Editorial AMA, La Habana.
- Marion, Z.H., Fordyce, J.A. y Fitzpatrick, B.M. (2015). Extending the concept of diversity partitioning to characterize phenotypic complexity. *The American Naturalist*, 18, 134-145.
- Martínez-Adriano, C.A., Díaz-Castelazo, C. y Aguirre-Jaimes, A. (2018). Flower-mediated plant-butterfly interactions in an heterogeneous tropical coastal ecosystem. *PeerJ*, 6, e5493.
- Martín-Regalado, C.N. (2019). Detección de especies indicadoras de condiciones de hábitats. En: Moreno C.E (Ed.) *La biodiversidad en un mundo cambiante: Fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio*. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo/Libermex, Ciudad de México, pp. 223-235.
- McCune, B., y Mefford, M.J. (2006). PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 5.10. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- Min Lee, C., Park, J. W., Kwon, T.S. y Lee, S.K. (2015). Diversity and density of butterfly communities in urban green areas: an analytical approach using GIS. *Zoological Studies*, 54, 4-10.
- Mukherjee, S. Banerjee, S., Basu, P., Saha, G.K. y Aditya, G. (2018). Butterfly-plant network in an urban landscape: Implication for conservation and urban greening. *Acta Oecologica*, 92, 16-25.
- Pérez, J.H., Carneiro, E., Gaviria-Ortiz, F.G., Casagrande, M.M. y Mielke, O.H.H. (2019). Urban landscape influences the composition of butterflies in public parks and fragments in Southern Brazil Community. *Ecology*, 20, 291-300.
- Podani, J. y Schmera, D. (2016). Once again on the components of pairwise beta diversity. *Ecological Informatics*, 32, 63-68.
- Prabakaran, S., Chezian, Y., Evangelin, G. y Williams, J. (2014). Diversity of butterflies (Lepidoptera: Rhopalocera) in Tiruvallur District, Tamilnadu, India. *Biolife*, 2, 769-778.
- Ramírez-Restrepo, L., Cultid-Medina, C.A. y MacGregor-Fors, I.L. (2015). How many butterflies are there in a city of half a million people? *Sustainability*, 7, 8587-8597.
- Ricardo N., Herrera, P.B., Cejas, F., Bastard, J.A. y Regalado, T. (2009). Tipos y características de las formaciones vegetales de Cuba. *Acta Botánica Cubana*, 203, 1-42.
- Rija A. A. (2022). Local habitat characteristics determine butterfly diversity and community structure in a threatened Kihansi gorge forest, Southern Udzungwa Mountains, Tanzania *Ecological Processes*, 11,1-3. <https://doi.org/10.1186/s13717-022-00359-z>
- Tejeda C., Mehlreter, K. y Sosa-Fernández, V. (2020). Indicadores ecológicos multitaxonómicos de hábitat con diferente grado de manejo. Biodiversidad y conservación de ecosistemas cafetaleros. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, 38, 273-284. <https://doi.org/10.21829/azm.2022.3812488>
- Tonial, M.L.S., Silva, H.L.R, Tonial, I.J., Costa, M.C., Silva, N.J. y Diniz-Filho, J.A.F. (2012). Geographical patterns and partition of turnover and richness components of beta-diversity in faunas from Tocantins River valley. *Brazilian Journal of Biology*, 72, 497-504.
- Trivellini, G., Polidori, C., Pasquaretta, C., Orsenigo, S. y Rogliani, G. (2016). Nestedness of habitat specialists within habitat generalists in a butterfly assemblage. *Insect Conservation and Diversity*, DOI: [10.1111/icad.12193](https://doi.org/10.1111/icad.12193)
- Van Swaay, C.A.M., Brereton, T., Kirkland, P. y Warren, M.S. (2012). *Manual for Butterfly Monitoring*. Report VS2012.010, From: Vlinderstichting/Dutch Butterfly Conservation, Butterfly Conservation UK & Butterfly Conservation Europe, Wageningen.
- Vermeij, G.J. y Grosberg, R.K. (2018). Rarity and persistence. *Ecology Letters* 21, 3-8.
- Vilamajó D. y Lauzán, M. (1998). La diversidad vegetal en el entorno del río Almendares. *Acta Botánica Cubana*, 123: 1-11.

**Conflicto de intereses:** Los autores declaran que no existen conflictos de intereses.

**Contribución de los autores:** **Conceptualización:** Y. Fontenla y J. L. Fontenla. **Muestreos de campo:** Y. Fontenla y J. L. Fontenla. **Escritura del documento:** Y. Fontenla y J. L. Fontenla. **Revisión y Edición:** Y. Fontenla y J. L. Fontenla