
Conectividad ecológica de dos especies de *Heliconius* en la Cordillera Occidental del Valle del Cauca

Laurent Coral Borrero¹

¹Programa de Biología, Facultad de Ingeniería y Ciencias, Pontificia Universidad Javeriana Seccional Cali.

Resumen

La fragmentación del paisaje andino puede limitar la conectividad entre poblaciones de mariposas neotropicales especializadas, pero su magnitud no ha sido cuantificada para *Heliconius* en el Valle del Cauca, Colombia. Se evaluó la conectividad ecológica estructural de *Heliconius erato* y *Heliconius melpomene* en la cordillera Occidental del departamento integrando modelos MaxEnt de idoneidad de hábitat y análisis de corredores de menor costo con Linkage Mapper sobre una superficie de resistencia derivada de coberturas CORINE Land Cover 2020. Ambos modelos mostraron alto desempeño predictivo (AUC = 0,91 y 0,89, respectivamente) y las distribuciones predichas se concentraron en el gradiente altitudinal de la vertiente occidental. Las variables bioclimáticas retenidas difirieron entre especies: bio2, bio3, bio10 y bio14 para *H. erato*; bio2, bio3, bio4, bio5 y bio15 para *H. melpomene*, evidenciando requerimientos de nicho diferenciados en el par co-mimético. De 261 enlaces candidatos, 199 resultaron corredores válidos (76,3%), con distancias euclidianas entre núcleos de 29 a 27.316 m (media = 2.992 m; DE = 4.002 m). La razón media de distancia de costo ponderada sobre distancia euclidiana fue 56,10 (DE = 34,16), indicativa de fragmentación moderada a severa, con los corredores más resistentes separando núcleos por matrices de pastizales y cultivos. La alta resistencia media del paisaje es coherente con el comportamiento sedentario de *Heliconius* y sugiere que la restauración de coberturas arbóreas en los sectores de mayor resistencia podría incrementar la conectividad estructural y los procesos ecológicos dependientes del movimiento de ambas especies en los bosques andinos del departamento.

Palabras Claves: bosques andinos, corredores de menor costo, modelamiento de distribución de especies, Nymphalidae, resistencia del paisaje.

1. INTRODUCCIÓN

La pérdida y fragmentación del hábitat son las principales causas de erosión de la biodiversidad a escala global, al reducir el tamaño efectivo de las poblaciones, restringir el flujo génico entre fragmentos y acelerar las tasas de extinción local (Gilbert-Norton et al., 2010; Vanden Broeck et al., 2017). En los bosques tropicales, donde se concentra la mayor riqueza de especies del planeta, la expansión de la frontera agropecuaria ha transformado extensas coberturas boscosas continuas en mosaicos de parches residuales inmersos en matrices de uso intensivo, con consecuencias documentadas sobre la abundancia y conectividad funcional de la fauna asociada (Melo et al., 2019; Scriven et al., 2017). Las mariposas de la familia Nymphalidae, en particular las especies de hábito forestal, son reconocidas como organismos indicadores sensibles de la integridad del paisaje en zonas tropicales, dado que responden de forma predecible a cambios en el área, la calidad y el grado de aislamiento de los fragmentos de hábitat disponibles (Andrade-C, 1998; Bonebrake et al., 2010; Brückmann et al., 2010). En este contexto, la evidencia experimental y meta-analítica disponible indica que los corredores de hábitat pueden incrementar el movimiento entre parches en aproximadamente un 50% con respecto a parches no conectados, aunque la magnitud de este efecto varía sustancialmente según el taxón, la calidad del corredor y la configuración del paisaje (Gilbert-Norton et al., 2010).

Entre los ninfálidos neotropicales, el género *Heliconius* (subfamilia Heliconiinae) agrupa especies ampliamente estudiadas por su sistema de mimetismo mülleriano, su larga longevidad adulta y su comportamiento de área de vida restringida, características que lo convierten en un modelo particularmente sensible para detectar los efectos de la fragmentación sobre la conectividad poblacional (Cunha, 2010; Massardo et al., 2020). Las dos especies objeto de este estudio, *Heliconius erato* (Doubleday, 1847) y *Heliconius melpomene* (Linnaeus, 1758), son co-miméticas müllerianas que comparten gran parte de su rango de distribución en la región neotropical (Merrill et al., 2015). A diferencia de las mariposas de alta vagilidad, sus adultos establecen áreas de vida de extensión reducida tras una breve fase de dispersión juvenil, permaneciendo fieles a su localidad durante el resto de su vida; este comportamiento sedentario implica que incluso distancias cortas de hábitat inadecuado pueden constituir barreras efectivas al intercambio de individuos y genes entre poblaciones vecinas (Cunha, 2010; Thurman et al., 2019). Albuquerque de Moura et al. (2011) demostraron, mediante marcadores moleculares en el Bosque Atlántico de Brasil, que la fragmentación extensa de ese bioma generó una diferenciación genética poblacional generalizada en *H. erato* y *H. melpomene*, sin evidencia de aislamiento estricto por distancia, un patrón consistente con la hipótesis de que es la estructura del paisaje, y no sólo la distancia geográfica, la que restringe el flujo génico entre fragmentos. La evidencia genética disponible indica además que el aislamiento poblacional por fragmentación reduce la diversidad y la

67 salud genética en especies del mismo género con distribuciones restringidas (Massardo et al.,
68 2020).

69 En los Andes colombianos, la transformación del paisaje ha seguido un patrón análogo al
70 reportado para otros bosques tropicales de montaña: la expansión de cultivos, pastizales y
71 áreas urbanas ha reducido los remanentes boscosos a fragmentos dispersos en matrices de
72 elevada resistencia al desplazamiento de fauna especializada (Colorado Zuluaga et al., 2017;
73 Muriel & Kattan, 2009). El Valle del Cauca es un caso ilustrativo de esta dinámica en las
74 laderas de la Cordillera Occidental, los remanentes de bosque andino están inmersos en una
75 matriz dominada por pastizales para ganadería extensiva y cultivos de café y plátano, que en
76 conjunto suman más de 81.500 ha sembradas en el departamento (CVC y Universidad
77 Nacional Sede Palmira, 2023). Coberturas que imponen altos costos de desplazamiento para
78 organismos con requerimientos de hábitat especializados como *Heliconius* (Ricketts, 2001;
79 Scriven et al., 2017). Los remanentes de bosque andino de la cordillera Occidental del
80 departamento albergan poblaciones de ambas especies a lo largo del gradiente altitudinal de
81 500–2000 m s. n. m., pero se desconoce en qué medida la configuración actual del paisaje
82 compromete la conectividad estructural entre sus núcleos de hábitat. Esta ausencia de
83 información limita la capacidad de identificar prioridades de restauración y dificulta el diseño
84 de instrumentos de ordenamiento ambiental orientados a la conservación de la biodiversidad
85 regional en el marco de compromisos internacionales como el Marco Global de
86 Biodiversidad Kunming-Montreal.

87 Los modelos de distribución de especies y el análisis de corredores de menor costo ofrecen
88 herramientas analíticas complementarias para evaluar la conectividad ecológica estructural
89 en paisajes heterogéneos (Stewart et al., 2019). El algoritmo de máxima entropía (MaxEnt;
90 Phillips et al., 2017) permite delimitar áreas de hábitat idóneo a partir de registros de presencia
91 y variables ambientales, con un rendimiento predictivo documentado para lepidópteros
92 neotropicales distribuidos en gradientes andinos. El modelamiento de corredores de menor
93 costo, implementado en herramientas como Linkage Mapper (McRae & Kavanagh, 2011),
94 cuantifica la resistencia que ofrece la matriz del paisaje al desplazamiento potencial de las
95 especies entre núcleos de hábitat, permitiendo priorizar sectores de intervención de forma
96 cuantitativa y espacialmente explícita (Colorado Zuluaga et al., 2017; Jiménez Viasús, 2022).
97 Aunque la conectividad estructural refleja la continuidad física de las coberturas y no
98 equivale necesariamente a la conectividad funcional, entendida como el movimiento real de
99 individuos a través del paisaje, este tipo de análisis constituye un primer paso indispensable
100 para orientar iniciativas de restauración y establecer redes ecológicas basadas en criterios
101 cuantitativos de paisaje (Blomfield et al., 2023). Hasta la fecha, ningún estudio ha
102 caracterizado la conectividad ecológica de *H. erato* ni de *H. melpomene* mediante este
103 enfoque integrado en el contexto andino colombiano.

Con base en el comportamiento sedentario documentado para el par co-mimético *erato-melpomene* y en el predominio de coberturas agropecuarias de alta fricción en la matriz del paisaje del Valle del Cauca, se plantea la hipótesis de que la fragmentación del paisaje andino del departamento representa una restricción estructural significativa para la movilidad potencial de ambas especies, expresada en una red de corredores de resistencia moderada a elevada entre los núcleos de hábitat de la cordillera Occidental. El objetivo de este estudio fue evaluar la conectividad ecológica de *H. erato* y *H. melpomene* en la cordillera Occidental del Valle del Cauca, Colombia, mediante la integración de modelos de idoneidad de hábitat y el análisis de corredores de menor costo entre núcleos de bosque con presencia predicha, para evaluar si la fragmentación andina afecta la movilidad potencial de estas especies en el departamento.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Área de estudio

El presente estudio se realizó para el departamento de Valle del Cauca, Colombia, una región que presenta una alta heterogeneidad del paisaje, con coberturas que van desde bosques andinos hasta zonas altamente transformadas por actividades agropecuarias y de expansión urbana. Esta región se seleccionó por albergar poblaciones de las mariposas *H. erato* y *H. melpomene*, dos especies de interés ecológico cuya distribución y conectividad poblacional pueden verse afectadas por la fragmentación del paisaje.

2.2 Modelamiento de distribución de especies

2.2.1 Datos de ocurrencia y variables bioclimáticas

Con el fin de identificar las áreas de hábitat idóneo para *H. erato* y *H. melpomene* en el Valle del Cauca y delimitar los núcleos de conectividad utilizados en el análisis de corredores, se construyó un modelo de idoneidad de hábitat para cada especie mediante el algoritmo MaxEnt (Phillips et al., 2017). Para ello, se recopilieron registros de ocurrencia georreferenciados de ambas especies a partir del Sistema Global de Información sobre Biodiversidad (GBIF) (<https://www.gbif.org/>). Las variables predictoras correspondieron a las 19 variables bioclimáticas de WorldClim v2.1 (Fick y Hijmans, 2017) con una resolución espacial de 30 segundos de arco (1 km² aprox.), descargadas mediante el paquete geodata v0.6.9 en R 4.3.0 (Hijmans et al., 2026; R Core Team, 2023), y fueron recortadas a la extensión geográfica del departamento del Valle del Cauca. Estas variables representan gradientes de temperatura y precipitación que se han empleado ampliamente como predictores del nicho climático en modelos de distribución de especies de lepidópteros neotropicales (Aguirre-Gutiérrez et al., 2013).

138

139 2.2.2 Selección de variables y análisis de colinealidad

140 Con el fin de evitar problemas de multicolinealidad entre las variables predictoras, se realizó
141 un análisis de correlación de Pearson sobre los valores extraídos en los puntos de presencia
142 y ausencia usando la función `cor(valores_extraidos, method = "pearson")` de R. Las variables
143 con correlaciones superiores a $|r| = 0,7$ fueron identificadas y eliminadas mediante la función
144 `findCorrelation(matriz_cor, cutoff = 0.7)` del paquete `caret v7.0.1` (Kuhn, 2008).

145 2.2.3 Construcción del modelo MaxEnt

146 El flujo de trabajo para la preparación de datos, generación de pseudoausencias, partición en
147 conjuntos de entrenamiento-evaluación y predicción espacial siguió la estructura descrita por
148 Oliver (2026), adaptada al uso del algoritmo MaxEnt, implementado mediante el paquete
149 `maxnet v0.1.4` (Phillips, 2021) en lugar del modelo lineal generalizado original, y a los
150 registros de ocurrencia y variables bioclimáticas propios de este estudio, con el objetivo de
151 determinar las áreas de distribución potencial de *H. erato* y *H. melpomene* en el Valle del
152 Cauca y establecer los núcleos de hábitat adecuado que servirían como unidades de análisis
153 en el modelamiento de corredores de conectividad (Phillips et al., 2017). Se generaron 1.000
154 puntos de pseudoausencia mediante muestreo aleatorio sobre el área de estudio, excluyendo
155 celdas con valores nulos. Los puntos de presencia y pseudoausencia fueron divididos en
156 conjuntos de entrenamiento (80%) y evaluación (20%) mediante validación cruzada con $k =$
157 5 pliegues estratificados por clase de respuesta, utilizando la función `folds(x =`
158 `points_climate, k = 5, by = points_climate$pa)` del paquete `predicts v0.1.19` en R (Hijmans
159 et al., 2025). El modelo fue ajustado empleando un análisis de correlación para eliminar las
160 variables altamente correlacionadas y evitar colinealidad y con esto un sobreajuste del
161 modelo. Las predicciones se generaron en escala de probabilidad continua (cloglog, 0–1)
162 sobre el ráster bioclimático recortado al área de estudio.

163 2.2.4 Evaluación del modelo

164 El desempeño del modelo fue evaluado sobre el conjunto de datos de prueba mediante el área
165 bajo la curva (AUC), calculada con la función `pa_evaluate(p = pred_presence, a =`
166 `pred_absence)` del paquete `predicts v0.1.19` (Hijmans et al., 2025). Se determinó el umbral
167 óptimo de presencia utilizando el criterio de máxima sensibilidad-especificidad, a partir del
168 cual se generó un ráster binario de áreas de presencia predicha para cada especie.

169 2.3 Definición de núcleos de conectividad

Los núcleos de conectividad o nodos de la red ecológica corresponden a grandes parches de hábitat con bajo grado de intervención que actúan como unidades de origen y destino en el modelamiento de corredores (McRae & Kavanagh, 2011). Para este estudio, los núcleos fueron definidos a partir de la superposición espacial de las áreas de presencia predicha por el modelo MaxEnt con los fragmentos de bosque del Valle del Cauca, obtenidos de la plataforma MapBiomias Colombia (<https://colombia.mapbiomas.org/>). La intersección entre ambas capas se realizó mediante la función `intersect(area_presencia, fragmentos_bosque)` del paquete `terra` v1.8.29 en R (Hijmans, 2025), la cual produjo un conjunto de polígonos correspondientes a fragmentos de bosque contenidos dentro del área de presencia predicha para cada especie. Si bien el modelo de idoneidad de hábitat se ajustó para la totalidad del departamento del Valle del Cauca, las áreas de presencia predicha se concentraron en las laderas de la Cordillera Occidental, mientras que el valle geográfico plano no presentó condiciones de idoneidad para ninguna de las dos especies según el umbral de presencia aplicado; en consecuencia, no generó núcleos de conectividad en esa zona. Por esta razón, el análisis de corredores se restringió a los fragmentos localizados dentro de la Cordillera Occidental. Con el fin de garantizar que los núcleos seleccionados tuvieran una extensión suficiente para sostener poblaciones viables, se retuvieron únicamente los polígonos con una superficie igual o superior a 50 ha dentro de dicha área.

2.4 Mapa de resistencia

La matriz de resistencia representa la resistencia que ofrecen las distintas coberturas del territorio al desplazamiento de las especies objetivo. Para este estudio, la resistencia fue modelada asignando valores numéricos en una escala de 0 a 100 a las coberturas del mapa de CORINE Land Cover del año 2020 (IDEAM, 2010), donde 0 corresponde a coberturas boscosas de alta calidad (mínima fricción) y 100 a zonas antrópicas impermeables como tejido urbano e infraestructura vial (máxima fricción) (Tabla S1). Los valores intermedios fueron asignados con base en dos criterios complementarios: el grado de transformación estructural de cada cobertura y la frecuencia con que *Heliconius* spp. ha sido registrado en cada tipo de cobertura según la literatura disponible. El ráster de resistencia resultante fue proyectado al sistema de coordenadas UTM zona 18N (EPSG:32618) con una resolución espacial de 30 metros. Con el fin de reducir el tiempo de procesamiento computacional sin comprometer la integridad ecológica del análisis, el ráster fue reducido a una resolución de 300 metros mediante la función `aggregate(raster_resistencia, fact = 10, fun = "mean")` del paquete `terra` v1.8.29 en R (Hijmans, 2025).

2.5 Modelamiento de corredores de menor costo

El análisis de conectividad estructural se realizó mediante el modelamiento de corredores de menor costo (least-cost corridors) con la caja de herramientas Linkage Mapper 3.0 (McRae

& Kavanagh, 2011) integrada en ArcGIS 10.8 (Esri, 2020). Esta herramienta está basada en la teoría de grafos, donde el paisaje se proyecta como conjuntos de fragmentos de hábitat (nodos), y corredores de dispersión (enlaces). Linkage Mapper utiliza los fragmentos de hábitat y la superficie de resistencia para modelar los corredores de menor costo. El análisis se realizó únicamente para la Cordillera Occidental debido a que fue la que presentó mayor cantidad de ocurrencias para ambas especies.

3. RESULTADOS

3.1 Selección de variables bioclimáticas y análisis de colinealidad

Tras la aplicación del criterio de exclusión ($|r| > 0,7$), se retuvieron cuatro variables para *H. erato* y cinco para *H. melpomene*. Las variables seleccionadas para cada especie se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Variables bioclimáticas de WorldClim v2.1 retenidas tras el análisis de colinealidad ($|r| > 0,7$) para el modelamiento de distribución de *H. erato* y *H. melpomene* en el Valle del Cauca, Colombia.

Variable	Descripción	<i>H. erato</i>	<i>H. melpomene</i>
bio2	Rango diurno medio de temperatura (°C)	X	X
bio3	Isotermalidad (%)	X	X
bio4	Estacionalidad de la temperatura		X
bio5	Temperatura máxima del mes más cálido (°C)		X
bio10	Temperatura media del trimestre más cálido (°C)	X	
bio14	Precipitación del mes más seco (mm)	X	
bio15	Estacionalidad de la precipitación (CV)		X

Nota. X: variable retenida; CV: coeficiente de variación.

3.2 Distribución espacial predicha

El modelo MaxEnt predijo para *H. erato* estimó una mayor idoneidad ambiental principalmente a lo largo de la cordillera Occidental del Valle del Cauca (Figura 1a). El área de presencia binaria resultante abarcó un conjunto de parches discontinuos distribuidos a lo largo del gradiente altitudinal (Figura 1b). Para *H. melpomene* el modelo mostro un patrón espacialmente similar, aunque con menor extensión hacia el norte del departamento (Figura 2).

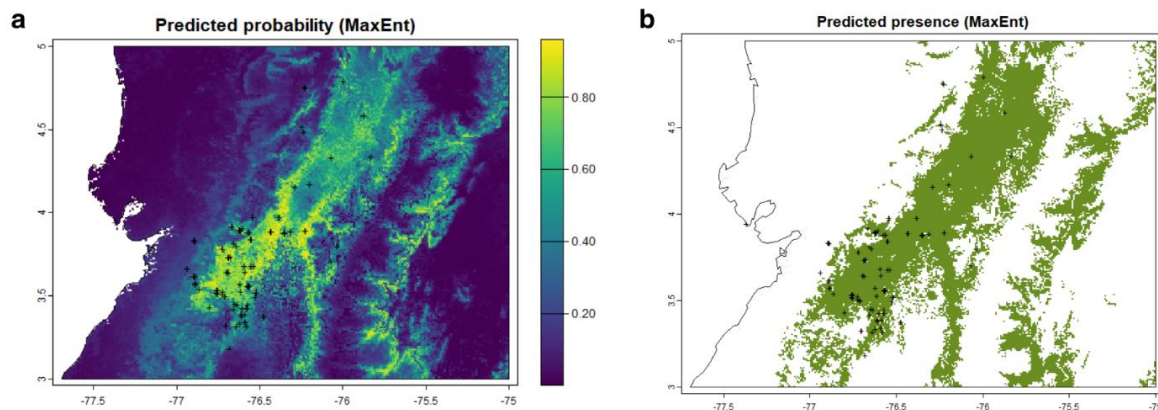


Figura 1. Modelamiento de distribución potencial de *H. erato* en el Valle del Cauca, Colombia. **(a)** Probabilidad continua de presencia predicha por MaxEnt. La escala de color indica el gradiente de idoneidad de hábitat, desde baja (púrpura, 0–0,20) hasta alta probabilidad (amarillo, > 0,60). **(b)** Área de presencia binaria obtenida mediante la aplicación del umbral de máxima sensibilidad-especificidad (umbral = 0,23); en verde se representan las áreas con presencia predicha. Los signos (+) indican los registros de ocurrencia utilizados en el modelamiento.

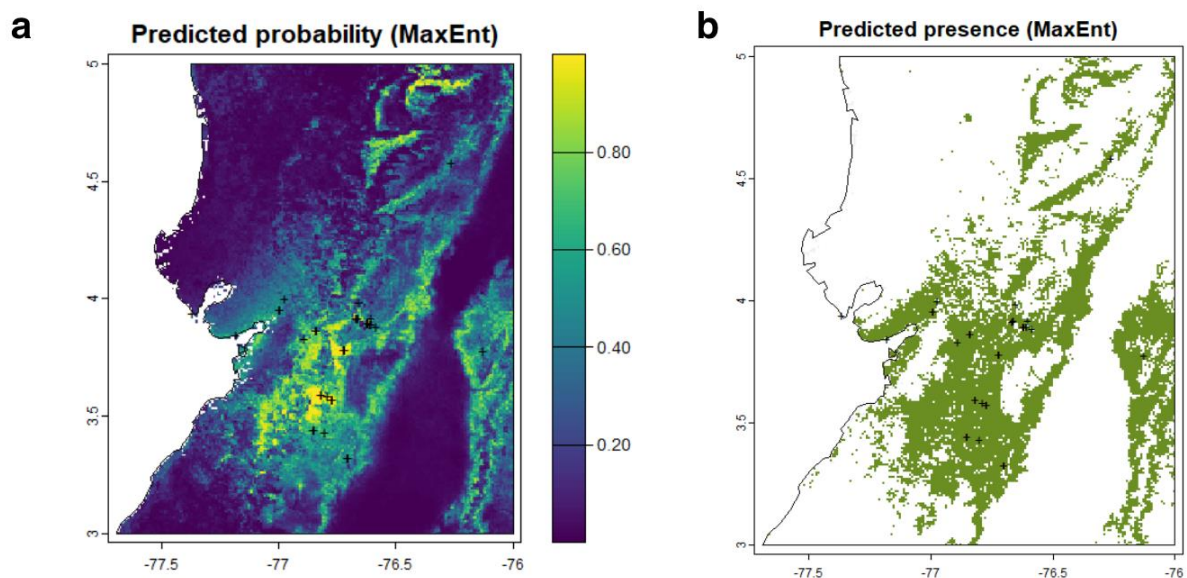


Figura 2. Modelamiento de distribución potencial de *H. melpomene* en el Valle del Cauca, Colombia. **(a)** Probabilidad continua de presencia predicha por MaxEnt. Misma escala de color que Figura 1. **(b)** Área de presencia binaria obtenida mediante la aplicación del umbral de máxima sensibilidad-especificidad (umbral = 0,21); en verde se representan las

áreas con presencia predicha. Los signos (+) indican los registros de ocurrencia utilizados en el modelamiento.

3.3 Desempeño del modelo MaxEnt

Las curvas de respuesta de las variables indicaron patrones diferenciados entre especies (Figuras S1 y S2). Para *H. erato*, bio2 (temperatura diurna media) mostró un óptimo entre los 9 y 10 °C. Bio3 (isotermalidad) presentó una curva que refleja afinidad por ambientes térmicamente estables. Bio10 (temperatura media del trimestre más cálido) exhibió una respuesta de mayor probabilidad de presencia entre los 18 y 22 °C. Bio14 (precipitación del mes más seco) mostró la respuesta más marcada: una curva con un pico estrecho y pronunciado alrededor de los 50–60 mm, con probabilidades cercanas a cero por fuera de ese rango, lo que sugiere un requerimiento hídrico mínimo muy específico durante el mes más seco. Para *H. melpomene*, bio2 y bio3 presentaron patrones similares a los de *H. erato*, aunque con una mayor amplitud en el rango óptimo de bio3. Bio4 (estacionalidad de la temperatura) mostró una asociación positiva con valores entre 15 y 20 °C, bio5 (temperatura máxima del mes más cálido) presentó una relación positiva con estabilización por encima de los 20 °C; y bio15 (estacionalidad de la precipitación) una curva creciente con meseta en valores superiores a 40. Las curvas de respuesta sugieren que *H. erato* presenta requerimientos más estrictos en cuanto a la disponibilidad hídrica mínima, mientras que *H. melpomene* muestra mayor sensibilidad a la variabilidad estacional tanto térmica como pluviométrica.

3.4 Fragmentos de bosque dentro del área de presencia predicha

La intersección espacial entre las áreas de presencia predicha y la capa de fragmentos de bosque obtenida de MapBiomias Colombia produjo inicialmente 26144 polígonos con presencia potencial de *H. erato* y 17631 polígonos para *H. melpomene*, distribuidos a lo largo de las cordilleras occidental y central del departamento. Sin embargo, dado que el objetivo del estudio se centró en la Cordillera Occidental y que esta concentraba la mayor proporción de registros de ocurrencia de ambas especies, se aplicó una máscara espacial derivada del área de presencia predicha por el modelo de idoneidad de hábitat, con el fin de restringir el análisis a los fragmentos localizados dentro de dicha cordillera. Tras este filtrado, se retuvieron únicamente los fragmentos con una superficie igual o superior a 50 ha que se encontraran dentro del área de presencia predicha. Los fragmentos de mayor extensión y continuidad espacial se localizaron en las laderas medias de la vertiente occidental de la cordillera, en correspondencia con las zonas de mayor idoneidad de hábitat predicha para ambas especies (Figura 3).

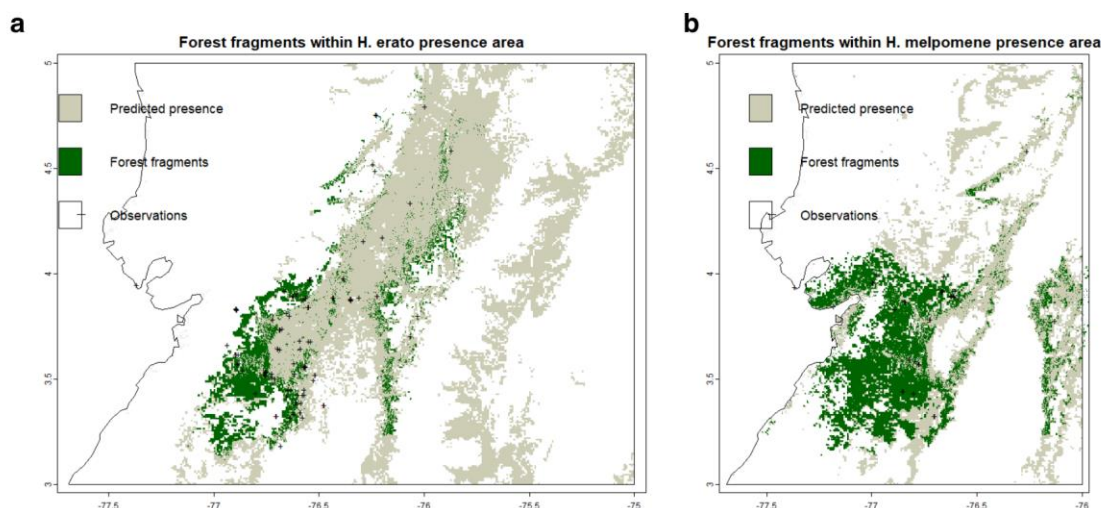


Figura 3. Fragmentos de bosque dentro del área de presencia predicha de *H. erato* (a) y *H. melpomene* (b) en la Cordillera Occidental del Valle del Cauca. Verde oscuro: fragmentos de bosque con presencia predicha; verde claro: área de presencia predicha sin fragmentos de bosque; blanco: área fuera del umbral de presencia. Los signos (+) indican registros de ocurrencia utilizados en el modelamiento.

3.5 Mapa de resistencia al desplazamiento

La asignación de valores de fricción a las coberturas CORINE Land Cover 2020 produjo una superficie de resistencia con un gradiente espacial marcado en el departamento (Figura 4). Las coberturas de baja resistencia (valores 0–20) se concentran en las laderas de la vertiente occidental de la cordillera y en el municipio de Buenaventura, correspondientes a bosques nativos densos del Chocó biogeográfico. Las coberturas de resistencia moderada a alta (valores 40–70) dominan las laderas andinas de la Cordillera Occidental, en correspondencia con pastizales para ganadería extensiva y cultivos de café y plátano que constituyen la matriz del área de estudio. Los valores máximos de resistencia (80–100) se registran en el valle geográfico plano, asociados al tejido urbano continuo de los principales municipios y a la infraestructura vial del departamento; estas coberturas quedaron fuera del área de análisis de corredores, que se restringió a la Cordillera Occidental.

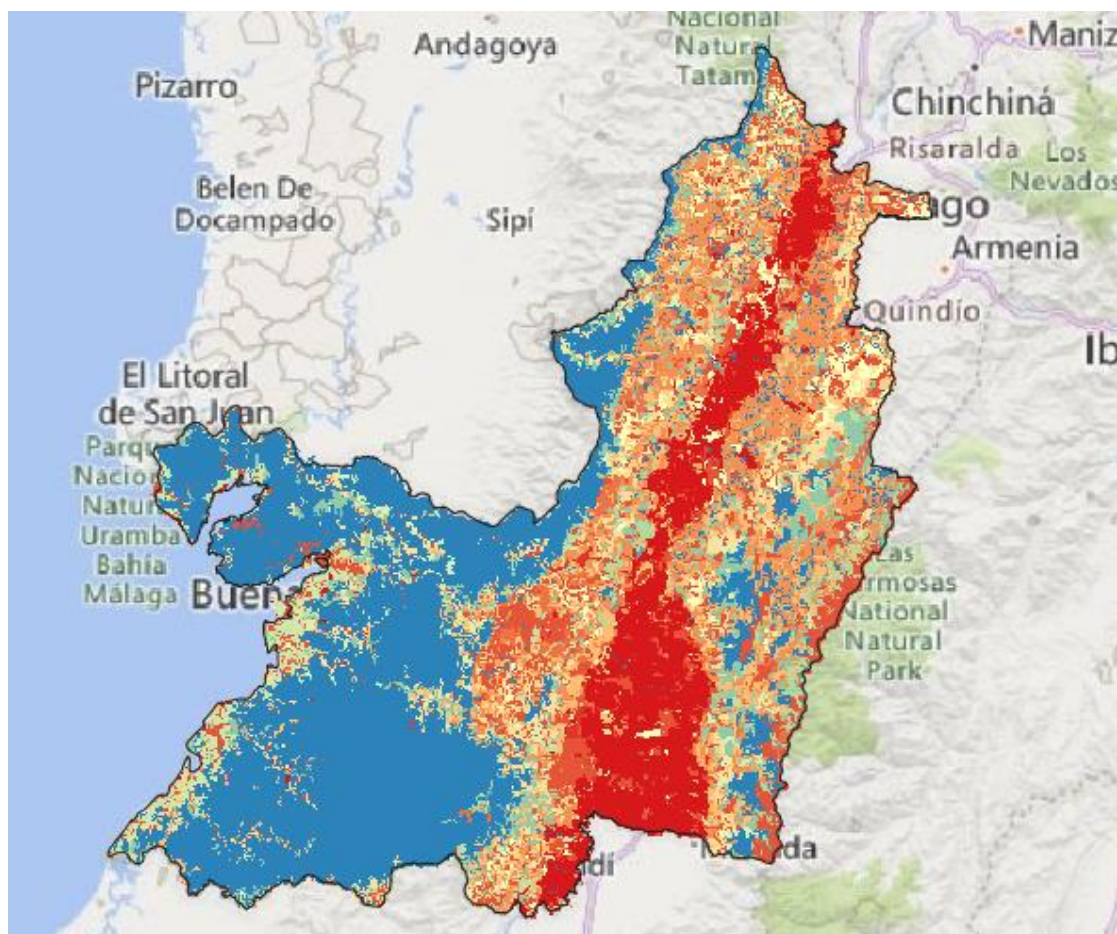


Figura 4. Mapa de resistencia al desplazamiento de *Heliconius* spp. en el departamento del Valle del Cauca, Colombia. La escala de color indica el gradiente de fricción asignado a cada categoría de cobertura (CORINE Land Cover 2020): baja resistencia en azul (bosques nativos, valor = 0) y alta resistencia en rojo (tejido urbano continuo e infraestructura vial, valor = 100). Resolución espacial: 300 m. Sistema de coordenadas: UTM zona 18N (EPSG:32618). Fondo: mapa base Bing Maps con división político-administrativa del Valle del Cauca.

3.6 Red de corredores de menor costo

El análisis de Linkage Mapper sobre los núcleos de hábitat identificados generó un total de 261 enlaces candidatos entre pares de núcleos, de los cuales 199 (76,3%) correspondieron a (linkType = 1) y 59 (22,6%) fueron clasificados como adyacentes o no modelados (linkType = -15). La distancia euclidiana entre pares de núcleos conectados (corredores válidos) varió entre 29 m y 27316 m (media = 2992,3 m; DE = 4001,9 m). La distancia de costo ponderada (CWD) entre núcleos osciló entre 0 y 901088 unidades de costo (media = 125221,0; DE = 174308,0). La razón CWD/distancia euclidiana, indicadora del grado de resistencia del

paisaje entre pares de núcleos, presentó valores entre 0,00 y 224,78 (media = 56,10; DE = 34,16). Los cinco corredores con mayor permeabilidad (razón CWD/euclidiana más baja) conectaron núcleos separados por distancias cortas con valores de CWD cercanos a cero, mientras que los cinco corredores con mayor resistencia correspondieron a pares de núcleos muy próximos entre sí, pero separados por coberturas de alta fricción. La red de corredores de menor costo resultante siguió el eje de la cordillera Occidental (Figura 5).

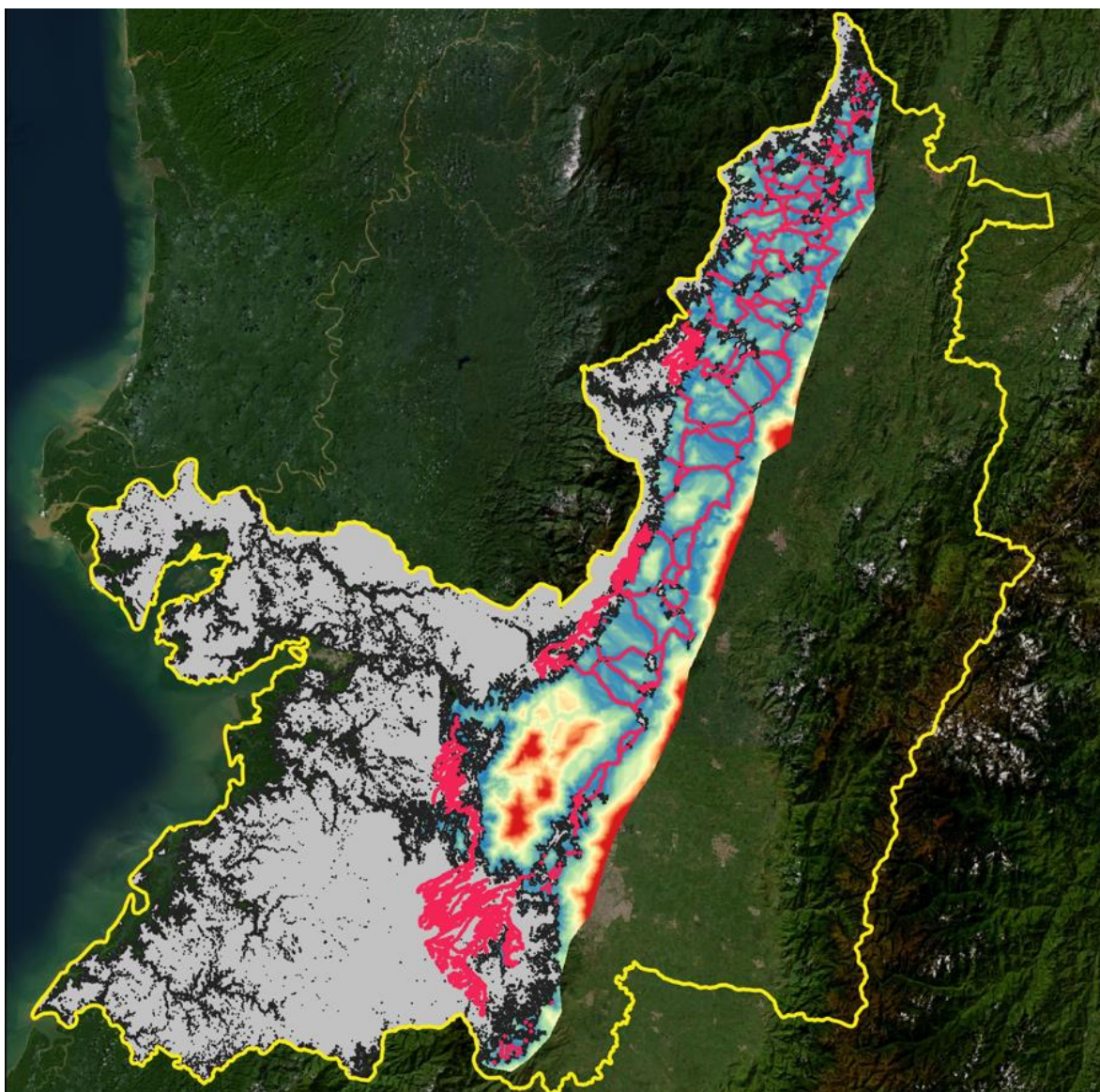


Figura 5. Red de corredores de menor costo obtenida con Linkage Mapper 3.0 para los núcleos de *Heliconius* spp. en la Cordillera Occidental del Valle del Cauca, Colombia. Polígonos grises: remanentes de bosque del departamento (MapBiomás Colombia). El gradiente de color indica el costo acumulado normalizado del paisaje de corredores en el área de análisis: azul = menor costo acumulado (mayor permeabilidad estructural); rojo =

mayor costo acumulado (mayor resistencia al desplazamiento). Líneas rosas: corredores de menor costo válidos (linkType = 1). Línea amarilla: límite departamental del Valle del Cauca.

4. DISCUSIÓN

Este estudio evaluó la conectividad ecológica estructural de *H. erato* y *H. melpomene* en la cordillera occidental del Valle del Cauca mediante la integración de modelos de idoneidad de hábitat y análisis de corredores de menor costo. Los resultados sugieren que la fragmentación del paisaje andino en el departamento representa una barrera estructural significativa para la movilidad potencial de ambas especies, expresada en una red de corredores con una resistencia media considerablemente superior a la que implicaría un paisaje continuo de baja fricción, en línea con la pregunta de investigación planteada, la configuración actual del paisaje en el Valle del Cauca parece restringir estructuralmente las posibilidades de movimiento de *Heliconius* spp. entre los núcleos de hábitat identificados, aunque la magnitud funcional de esta restricción no puede determinarse con certeza a partir de un análisis exclusivamente estructural.

El alto desempeño predictivo del modelo MaxEnt ($AUC > 0,89$ para ambas especies) es consistente con lo reportado para otros lepidópteros neotropicales modelados con variables bioclimáticas en gradientes andinos (Aguirre-Gutiérrez et al., 2013; Pöyry et al., 2009) y valida el uso de este enfoque para delimitar áreas de hábitat idóneo en paisajes de alta heterogeneidad como el Valle del Cauca. La concentración de las áreas de presencia predicha en las laderas medias de la cordillera occidental coincide con el rango altitudinal de 500–2000 m s. n. m. documentado para el complejo *erato-melpomene* en Colombia (Rosser et al., 2012). Las diferencias en las variables seleccionadas entre ambas especies (mayor dependencia de bio10 y bio14 en *H. erato* frente a bio4, bio5 y bio15 en *H. melpomene*) son coherentes con las divergencias en requerimientos de nicho previamente documentadas entre estas especies simpátricas (Jiggins & Lamas, 2016; Merrill et al., 2015) y sugieren que, aunque comparten buena parte del área de distribución, responden de forma diferenciada a los gradientes climáticos del paisaje. El análisis de Linkage Mapper identificó 199 corredores válidos con una razón media CWD/distancia euclidiana de 56,10 ($DE = 34,16$), valor que es indicativo de un paisaje con fragmentación moderada a severa (McRae & Kavanagh, 2011). Este patrón es consistente con lo descrito por Colorado et al. (2017) y Jiménez Viasús (2022) para otras regiones andinas colombianas donde los pastizales y cultivos dominan la matriz entre remanentes de bosque.

La elevada resistencia promedio del paisaje se explica principalmente por el predominio de pastizales para ganadería extensiva y cultivos de café y plátano en la matriz entre núcleos de

hábitat de la Cordillera Occidental, coberturas que, pese a ser más permeables que el tejido urbano, imponen costos de desplazamiento considerables para especies con comportamiento de área de vida restringida como *Heliconius*. Estudios de dispersión con *H. erato* han estimado un parámetro de dispersión (σ) de apenas 296 m (Mallet, 1986), considerablemente inferior al de otras especies de mariposas, lo que sugiere que distancias entre núcleos superiores a los 10 km, como las observadas en varios pares de la red modelada, podrían representar barreras efectivas al flujo génico entre poblaciones. Esta hipótesis encuentra respaldo en los hallazgos de Albuquerque de Moura et al. (2011) quienes reportaron una diferenciación genética poblacional generalizada en *H. erato* y *H. melpomene* en el Bosque Atlántico de Brasil, consistente con la expectativa de que la fragmentación del hábitat reduce la dispersión entre parches vecinos en estas especies. Por otro lado, los cinco corredores con menor resistencia conectaron núcleos adyacentes o muy próximos, lo que sugiere que la conectividad local entre fragmentos cercanos es estructuralmente viable, en línea con la evidencia de que los eventos de inmigración son fundamentales para la supervivencia a largo plazo de especies con requerimientos de hábitat especializados, incluso en parches de tamaño relativamente grande.

Este estudio presenta limitaciones que deben considerarse al generalizar sus resultados. El análisis se restringió a la dimensión estructural de la conectividad, que refleja la continuidad física de las coberturas, pero no necesariamente la respuesta conductual de las especies a la matriz del paisaje (Taylor et al., 2006). La resolución espacial del ráster de resistencia (300 m) pudo haber subestimado la heterogeneidad local del paisaje, afectando la precisión de los corredores modelados. Adicionalmente, los análisis de genética de poblaciones en *Heliconius* muestran que la diferenciación genética no siempre sigue un patrón de aislamiento por distancia, lo que implica que los modelos de menor costo basados únicamente en distancia y resistencia podrían no capturar todos los factores que determinan la conectividad funcional real entre poblaciones. Los posibles sesgos de muestreo en los registros de ocurrencia de GBIF hacia zonas de mayor accesibilidad representan también una limitación inherente al modelamiento de distribución de especies con datos de presencia únicamente (Velásquez-Tibatá et al., 2019).

Los resultados de este estudio sugieren que el paisaje andino del Valle del Cauca presenta un potencial de conectividad estructural para *Heliconius* spp. que podría aprovecharse mediante intervenciones de restauración focalizadas en los sectores de mayor resistencia identificados. La evidencia disponible indica que la movilidad de las mariposas se reduce fuertemente en paisajes altamente fragmentados y varía considerablemente según la distribución espacial de los recursos, por lo que acciones orientadas a reducir la fricción de la matriz, como la restauración de coberturas arbóreas en los corredores de mayor resistencia, podrían tener efectos positivos sobre la conectividad funcional de ambas especies. En un contexto de

cambio climático acelerado, la red de corredores modelada adquiere una dimensión adicional, al constituir una potencial vía de desplazamiento altitudinal para poblaciones que respondan al aumento de temperaturas con migraciones hacia mayores elevaciones (Colwell et al., 2008; Deutsch et al., 2008). La movilidad de *Heliconius* entre fragmentos también contribuye indirectamente al mantenimiento de procesos de polinización, lo que amplía el alcance de las implicaciones de conservación más allá de las propias especies (Cardoso & Gilbert, 2013; Gilbert, 1972).

Futuras investigaciones podrían orientarse a la validación funcional de los corredores propuestos mediante datos de movimiento individual, análisis de flujo génico entre poblaciones o estudios de marcaje-recaptura en el Valle del Cauca, con el fin de determinar en qué medida la conectividad estructural aquí identificada se traduce en conectividad funcional real. La incorporación de escenarios climáticos futuros en el modelamiento de distribución permitiría anticipar posibles contracciones o desplazamientos de las áreas de hábitat idóneo, contribuyendo al diseño de redes de conectividad adaptadas a los cambios proyectados en los Andes colombianos. Finalmente, la extensión de este enfoque a otras especies de lepidópteros con requerimientos de hábitat similares enriquecería la comprensión de la conectividad como fenómeno multiespecífico con implicaciones para la conservación de la biodiversidad a escala regional.

5. CONCLUSIONES

Los resultados de este estudio están en línea con la noción de que la fragmentación del paisaje andino en el Valle del Cauca representa una restricción estructural significativa para la movilidad potencial de *H. erato* y *H. melpomene*, expresada en corredores de alta resistencia relativa que conectan núcleos de hábitat dispersos a lo largo de la cordillera occidental. La concordancia entre las áreas de distribución predicha y el rango altitudinal conocido de ambas especies, junto con las diferencias en las variables bioclimáticas que determinan su nicho climático, sugieren que estas dos especies co-miméticas responden de forma diferenciada a los gradientes ambientales del paisaje, lo que podría tener implicaciones para su vulnerabilidad diferencial ante la transformación y el cambio climático.

La elevada resistencia promedio de los corredores modelados es coherente con la estructura de un paisaje dominado por coberturas de alta fricción, y está en línea con la evidencia genética disponible que indica que la fragmentación del hábitat tiende a reducir la dispersión y aumentar la diferenciación poblacional en *Heliconius* (Albuquerque de Moura et al., 2011). En este sentido, los resultados sugieren que la conservación y restauración de coberturas arbóreas en los sectores de mayor resistencia identificados podría contribuir al mantenimiento de la conectividad estructural entre los núcleos de hábitat, con posibles

efectos positivos en cascada sobre los procesos de polinización y diversidad vegetal asociada en los bosques andinos del departamento.

Desde una perspectiva de planificación territorial, estos resultados están en línea con la necesidad de incorporar la conectividad ecológica como componente estructurante de los instrumentos de ordenamiento ambiental del Valle del Cauca, articulando la red de corredores propuesta con las áreas protegidas existentes y las iniciativas de restauración activa en el marco del Marco Global de Biodiversidad Kunming-Montreal. La dimensión climática de los corredores identificados sugiere, adicionalmente, que su conservación podría contribuir a la resiliencia ecológica del paisaje andino frente a los escenarios de calentamiento proyectados para la región, al facilitar el desplazamiento altitudinal de las poblaciones en respuesta a la modificación de sus condiciones óptimas de temperatura y precipitación.

6. AGRADECIMIENTOS

Al profesor Daniel Osorio-Domínguez por toda la paciencia y tiempo dedicado en ayudarme a realizar este artículo.

7. REFERENCIAS

Aguirre-Gutiérrez, J., Carvalheiro, L. G., Polce, C., van Loon, E. E., Raes, N., Reemer, M., & Biesmeijer, J. C. (2013). Fit-for-Purpose: Species Distribution Model Performance Depends on Evaluation Criteria – Dutch Hoverflies as a Case Study. *PLoS ONE*, 8(5), e63708. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0063708>

Albuquerque de Moura, P., Quek, S.-P., Cardoso, M. Z., & Kronforst, M. R. (2011). Comparative population genetics of mimetic *Heliconius* butterflies in an endangered habitat; Brazil's Atlantic Forest. *BMC Genetics*, 12. <https://doi.org/10.1186/1471-2156-12-9>

Andrade-C, M. G. (1998). UTILIZACION DE LAS MARIPOSAS COMO BIOINDICADORAS DEL TIPO DE HABITAT Y SU BIODIVERSIDAD EN COLOMBIA. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 22(84), 407–421. [https://doi.org/10.18257/raccefyn.22\(84\).1998.2933](https://doi.org/10.18257/raccefyn.22(84).1998.2933)

Blomfield, A., Menéndez, R., & Wilby, A. (2023). Population synchrony indicates functional connectivity in a threatened sedentary butterfly. *Oecologia*, 201(4), 979–989. <https://doi.org/10.1007/s00442-023-05357-2>

Bonebrake, T. C., Ponisio, L. C., Boggs, C. L., & Ehrlich, P. R. (2010). More than just indicators: A review of tropical butterfly ecology and conservation. *Biological Conservation*, 143, 1831–1841. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.04.044>

- Brückmann, S. V., Krauss, J., & Steffan-Dewenter, I. (2010). Butterfly and plant specialists suffer from reduced connectivity in fragmented landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 47(4), 799–809. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01828.x>
- Cardoso, M. Z., & Gilbert, L. E. (2013). Pollen feeding, resource allocation and the evolution of chemical defence in passion vine butterflies. *Journal of Evolutionary Biology*, 26(6), 1254–1260. <https://doi.org/10.1111/jeb.12119>
- Colorado Zuluaga, G. J., Vásquez Muñoz, J. L., & Mazo Zuluaga, I. N. (2017). Modelo de conectividad ecológica de fragmentos de bosque andino en santa elena (Medellín, Colombia). *Acta Biológica Colombiana*, 22(3), 379–393. <https://doi.org/10.15446/abc.v22n3.63013>
- Colwell, R. K., Brehm, G., Cardelús, C. L., Gilman, A. C., & Longino, J. T. (2008). Global Warming, Elevational Range Shifts, and Lowland Biotic Attrition in the Wet Tropics. *Science*, 322(5899), 258–261. <https://doi.org/10.1126/science.1162547>
- Cunha, M. do S. M. da. (2010). *A rede de marcação e recaptura: O caso de borboletas do gênero Heliconius* [Tesis de maestría]. Universidade Federal do Rio Grande do Norte.
- CVC, & Universidad Nacional Sede Palmira. (2023). *Levantamiento de línea base de prácticas, técnicas y tecnologías productivas asociadas con el uso y manejo del suelo en los municipios de Cali, Restrepo y la Unión*. CVC-Universidad Nacional Sede Palmira
- Deutsch, C. A., Tewksbury, J. J., Huey, R. B., Sheldon, K. S., Ghalambor, C. K., Haak, D. C., & Martin, P. R. (2008). Impacts of climate warming on terrestrial ectotherms across latitude. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(18), 6668–6672. <https://doi.org/10.1073/pnas.0709472105>
- Esri. (2020). *ArcGIS Desktop* (Version 10.8) [Software]. Environmental Systems Research Institute. <https://www.esri.com>
- Fick, S. E., & Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37(12), 4302–4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- GBIF Secretariat. (2023). *GBIF Home Page*. Global Biodiversity Information Facility. <https://www.gbif.org>

- 495 Gilbert, L. E. (1972). Pollen Feeding and Reproductive Biology of *Heliconius* Butterflies.
496 *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 69(6), 1403–1407.
497 <https://doi.org/10.1073/pnas.69.6.1403>
- 498 Gilbert-Norton, L., Wilson, R., Stevens, J. R., & Beard, K. H. (2010). A Meta-Analytic
499 Review of Corridor Effectiveness. En *Conservation Biology* (Vol. 24, Número 3, pp.
500 660–668). <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01450.x>
- 501 Hijmans, R. J. (2025). *terra: Spatial data analysis* (R package version 1.8.29) [Software].
502 CRAN. <https://CRAN.R-project.org/package=terra>
- 503 Hijmans, R. J., Barbosa, M., Ghosh, A., & Mandel, A. (2026). *geodata: Download*
504 *geographic data* (R package version 0.6.9) [Software]. CRAN. [https://CRAN.R-](https://CRAN.R-project.org/package=geodata)
505 [project.org/package=geodata](https://CRAN.R-project.org/package=geodata)
- 506 Hijmans, R. J., Phillips, S., Leathwick, J., & Elith, J. (2025). *predicts: Spatial predictions*
507 (R package version 0.1.19) [Software]. CRAN. [https://CRAN.R-](https://CRAN.R-project.org/package=predicts)
508 [project.org/package=predicts](https://CRAN.R-project.org/package=predicts)
- 509 IDEAM. (2010). *Leyenda Nacional de Coberturas de la Tierra. Metodología CORINE*
510 *Land Cover adaptada para Colombia. Escala 1:100.000*. Instituto de Hidrología,
511 Meteorología y Estudios Ambientales. <http://www.ideam.gov.co>
- 512 Jiggins, C. D., & Lamas, G. (2016). *The Ecology and Evolution of Heliconius Butterflies*.
513 Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199566570.001.0001>
- 514 Jiménez Viasús, J. F. (2022). Conectividad ecológica estructural en el municipio de
515 Valparaíso (Caquetá, Colombia): propuesta de corredores y núcleos de conectividad a
516 escala semidetallada. *Perspectiva Geográfica*, 27(1), 106–124.
517 <https://doi.org/10.19053/01233769.13087>
- 518 Kuhn, M. (2008). Building predictive models in R using the caret package. *Journal of*
519 *Statistical Software*, 28(5), 1–26. <https://doi.org/10.18637/jss.v028.i05>
- 520 MapBiomias Colombia. (2023). *Mapa de cobertura y uso de la tierra de Colombia*
521 [Conjunto de datos]. <https://colombia.mapbiomas.org/>
- 522 Mallet, J. Dispersal and gene flow in a butterfly with home range behavior: *Heliconius*
523 *erato* (Lepidoptera: Nymphalidae). *Oecologia*, 68. 210–217 (1986).
524 <https://doi.org/10.1007/BF00384789>
- 525

- 526 Massardo, D., Vankuren, N. W., Nallu, S., Ramos, R. R., Ribeiro, P. G., Silva-Brandão, K.
527 L., Brandão, M. M., Lion, M. B., Freitas, A. V. L., Cardoso, M. Z., & Kronforst, M. R.
528 (2020). The roles of hybridization and habitat fragmentation in the evolution of
529 Brazil's enigmatic longwing butterflies, *Heliconius nattereri* and *H. hermathena*.
530 *BMC Biology*, 18(1). <https://doi.org/10.1186/s12915-020-00797-1>
- 531 McRae, B. H., & Kavanagh, D. M. (2011). *Linkage Mapper connectivity analysis software*
532 (Version 3.0) [Software]. The Nature Conservancy.
533 <https://github.com/linkageMapper/linkage-mapper>
- 534 Melo, D. H. A., Filgueiras, B. K. C., Iserhard, C. A., Iannuzzi, L., & Freitas, A. V. L.
535 (2019). Effect of habitat loss and fragmentation on fruit-feeding butterflies in the
536 Brazilian Atlantic Forest. *Canadian Journal of Zoology*, 97(7), 588–596.
537 <https://doi.org/10.1139/cjz-2018-0202>
- 538 Merrill, R. M., Dasmahapatra, K. K., Davey, J. W., Dell'Aglio, D. D., Hanly, J. J., Huber,
539 B., Jiggins, C. D., Joron, M., Kozak, K. M., Llaurens, V., Martin, S. H., Montgomery,
540 S. H., Morris, J., Nadeau, N. J., Pinharanda, A. L., Rosser, N., Thompson, M. J.,
541 Vanjari, S., Wallbank, R. W. R., & Yu, Q. (2015). The diversification of *Heliconius*
542 butterflies: what have we learned in 150 years? *Journal of Evolutionary Biology*,
543 28(8), 1417–1438. <https://doi.org/10.1111/jeb.12672>
- 544 Muriel, S. B., & Kattan, G. H. (2009). Effects of patch size and type of coffee matrix on
545 ithomiine butterfly diversity and dispersal in cloud-forest fragments. *Conservation*
546 *Biology*, 23(4), 948–956. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01213.x>
- 547 Oliver, J. (2026, 12 de febrero). *A very brief introduction to species distribution models in*
548 *R*. learn-r. <https://jcoliver.github.io/learn-r/011-species-distribution-models.html>
- 549 Phillips, S. J., Anderson, R. P., Dudík, M., Schapire, R. E., & Blair, M. E. (2017). Opening
550 the black box: an open-source release of Maxent. *Ecography*, 40(7), 887–893.
551 <https://doi.org/10.1111/ecog.03049>
- 552 Phillips, S. (2021). *maxnet: Fitting 'Maxent' species distribution models with 'glmnet'* (R
553 package version 0.1.4) [Software]. CRAN. [https://CRAN.R-](https://CRAN.R-project.org/package=maxnet)
554 [project.org/package=maxnet](https://CRAN.R-project.org/package=maxnet)
- 555 Pöyry, J., Luoto, M., Heikkinen, R. K., Kuussaari, M., & Saarinen, K. (2009). Species traits
556 explain recent range shifts of Finnish butterflies. *Global Change Biology*, 15(3), 732–
557 743. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01789.x>

-
- R Core Team. (2023). *R: A language and environment for statistical computing* [Software].
R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Ricketts, T. H. (2001). The matrix matters: Effective isolation in fragmented landscapes.
The American Naturalist, 158(1), 87–99. <https://doi.org/10.1086/320863>
- Rosser, N., Phillimore, A. B., Huertas, B., Willmott, K. R., & Mallet, J. (2012). Testing
historical explanations for gradients in species richness in heliconiine butterflies of
tropical America. *Biological Journal of the Linnean Society*, 105(3), 479–497.
<https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2011.01814.x>
- Scriven, S. A., Beale, C. M., Benedick, S., & Hill, J. K. (2017). Barriers to dispersal of rain
forest butterflies in tropical agricultural landscapes. *Biotropica*, 49(2), 206–216.
<https://doi.org/10.1111/btp.12397>
- Stewart, F. E. C., Darlington, S., Volpe, J. P., McAdie, M., & Fisher, J. T. (2019).
Corridors best facilitate functional connectivity across a protected area network.
Scientific Reports, 9(1), 10852. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-47067-x>
- Taylor, P. D., Fahrig, L., & With, K. A. (2006). Landscape connectivity: a return to the
basics. En K. R. Crooks & M. Sanjayan (Eds.), *Connectivity Conservation* (pp. 29–
43). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511754821>
- Thurman, T. J., Szejner-Sigal, A., & McMillan, W. O. (2019). Movement of a *Heliconius*
hybrid zone over 30 years: A Bayesian approach. *Journal of Evolutionary Biology*,
32(9), 974–983. <https://doi.org/10.1111/jeb.13499>
- Vanden Broeck, A., Maes, D., Kelager, A., Wynhoff, I., WallisDeVries, M. F., Nash, D. R.,
Oostermeijer, J. G. B., Van Dyck, H., & Mergeay, J. (2017). Gene flow and effective
population sizes of the butterfly *Maculinea alcon* in a highly fragmented,
anthropogenic landscape. *Biological Conservation*, 209, 89–97.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.02.001>
- Velásquez-Tibatá, J., Olaya-Rodríguez, M. H., López-Lozano, D., Gutiérrez, C., González,
I., & Londoño-Murcia, M. C. (2019). BioModelos: A collaborative online system to
map species distributions. *PLOS ONE*, 14(3), e0214522.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0214522>

ANEXOS:

Anexo 1. Valores de resistencia al desplazamiento asignados a las coberturas CORINE Land Cover 2020

Tabla S1. Valores de resistencia al desplazamiento (escala 0–100) asignados a cada categoría de cobertura del mapa CORINE Land Cover 2020 para el modelamiento de corredores de menor costo de *H. erato* y *H. melpomene* en el Valle del Cauca, Colombia. Valores de 0 indican mínima resistencia (hábitat óptimo); valores de 100 indican resistencia máxima (barrera impermeable). JE = Juicio experto; EC = Extrapolado de categoría CORINE superior.

Código CORINE	Uso de suelo	Resistencia	Fuente
1.1.1	Tejido urbano continuo	90	[1]
1.1.2	Tejido urbano discontinuo	60	[2, 3]
1.2.1	Zonas industriales o comerciales	95	[1, 3]
1.2.1.1	Zonas industriales	100	JE
1.2.1.2	Zonas comerciales	90	[4]
1.2.2	Red vial, ferroviaria y terrenos asociados	95	[4]
1.2.2.1	Red vial y territorios asociados	95	[4]
1.2.3	Zonas portuarias	90	[4]
1.2.4	Aeropuertos	100	JE
1.2.5	Obras hidráulicas	100	JE
1.3.1	Zonas de extracción minera	100	JE
1.3.1.4	Explotación de oro	100	JE
1.3.1.5	Explotación de materiales de construcción	100	JE
1.3.2	Zona de disposición de residuos	90	JE
1.4.1	Zonas verdes urbanas	65	[4]
1.4.2	Instalaciones recreativas	80	[4]
1.4.2.3	Áreas turísticas	80	[4]
2.1.1	Otros cultivos transitorios	75	[5]
2.1.2	Cereales	75	[5]
2.1.2.1	Arroz	100	JE
2.1.2.2	Maíz	75	[5]
2.2.1	Cultivos permanentes herbáceos	75	[5]

Código CORINE	Uso de suelo	Resistencia	Fuente
2.2.1.1	Otros cultivos permanentes herbáceos	75	[5]
2.2.1.2	Caña	100	[6]
2.2.1.2.1	Caña de azúcar	100	[6]
2.2.1.2.2	Caña panelera	100	[6]
2.2.2	Cultivos permanentes arbustivos	75	[5]
2.2.2.1	Otros cultivos permanentes arbustivos	75	[5]
2.2.2.2	Café	50	[7, 6]
2.2.2.4	Viñedos	75	JE
2.2.3	Cultivos permanentes arbóreos	100	[8]
2.2.3.3	Cítricos	50	[9]
2.2.5	Cultivos confinados	85	JE
2.3.1	Pastos limpios	80	[8]
2.3.2	Pastos arbolados	70	JE*
2.3.3	Pastos enmalezados	70	[5]
2.4.1	Mosaico de cultivos	50	JE
2.4.2	Mosaico de pastos y cultivos	90	JE
2.4.3	Mosaico de cultivos, pastos y espacios naturales	60	[10]
2.4.4	Mosaico de pastos con espacios naturales	70	JE
2.4.5	Mosaico de cultivos con espacios naturales	65	JE
3.1.1.1.1	Bosque denso alto de tierra firme	0	[11]
3.1.1.1.2	Bosque denso alto inundable	35	[12]
3.1.1.2.1	Bosque denso bajo de tierra firme	20	EC
3.1.1.2.2	Bosque denso bajo inundable	40	EC
3.1.2.1.1	Bosque abierto alto de tierra firme	25	EC
3.1.2.1.2	Bosque abierto alto inundable	45	EC
3.1.2.2.1	Bosque abierto bajo de tierra firme	25	[11]
3.1.3.1	Bosque fragmentado con pastos y cultivos	40	[5]
3.1.3.2	Bosque fragmentado con vegetación secundaria	20	[13]
3.1.4	Bosque de galería y ripario	0	[6]

Código CORINE	Uso de suelo	Resistencia	Fuente
3.1.5	Plantación forestal	85	JE
3.1.5.1	Plantación de coníferas	85	JE
3.1.5.2	Plantación de latifoliadas	85	JE
3.2.1.1.1.1	Herbazal denso de tierra firme no arbolado	90	[5]
3.2.1.1.1.2	Herbazal denso de tierra firme arbolado	80	JE
3.2.1.1.1.3	Herbazal denso de tierra firme con arbustos	85	JE
3.2.1.1.2.1	Herbazal denso inundable no arbolado	85	JE
3.2.1.1.2.2	Herbazal denso inundable arbolado	85	JE
3.2.1.2.2	Herbazal abierto rocoso	40	[5]
3.2.2.1	Arbustal denso	25	[14]
3.2.2.2	Arbustal abierto	10	[6]
3.2.3	Vegetación secundaria o en transición	30	[15]
3.2.3.1	Vegetación secundaria alta	20	[15]
3.2.3.2	Vegetación secundaria baja	30	[15, 16]
3.3.3	Tierras desnudas y degradadas	100	[17]
4.1.1	Zonas pantanosas	75	[12]
4.1.3	Vegetación acuática sobre cuerpos de agua	95	JE
4.2.1	Pantanos costeros	90	JE
4.2.3	Sedimentos expuestos en bajamar	95	[4]
5.1.1	Ríos	90	JE
5.1.2	Lagunas, lagos y ciénagas naturales	90	[12]
5.1.3	Canales	90	JE
5.1.4	Cuerpos de agua artificiales	95	JE
5.1.4.1	Embalses	95	JE
5.2.2	Mares y océanos	100	[18]

597

598 [Referencias de la tabla](#)

-
- 599 [1] Haddad, N. M., et al. (2003). Corridor use by diverse taxa. *Ecology*, 84(3), 609–615.
600 <https://doi.org/10.1023/A:1018422807610>
- 601 [2] Marín, Mario A., Álvarez, Carlos Federico, Giraldo, Carlos E., Pyrcz, Tomasz W., Uribe,
602 Sandra I., & Vila, Roger. (2014). Mariposas en un bosque de niebla andino periurbano
603 en el valle de Aburrá, Colombia. *Revista mexicana de biodiversidad*, 85(1), 200-208.
604 <https://doi.org/10.7550/rmb.36605>
- 605 [3] Ramírez Restrepo, L., Chacón De Ulloa, P., & Constantino, L.M. (2007). Diversidad de
606 mariposas diurnas (Lepidoptera: Papilionoidea y Hesperioidea) en Santiago de Cali,
607 Valle del Cauca, Colombia. *Revista Colombiana de Entomología*, 33(1), 54-63.
608 Retrieved May 19, 2026, from
609 [http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-](http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-04882007000100010&lng=en&tlng=es)
610 [04882007000100010&lng=en&tlng=es](http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-04882007000100010&lng=en&tlng=es)
- 611 [4] Sandoval Bernal, L. (2018). Diversidad de mariposas diurnas (Lepidoptera:
612 Papilionoidea) en paisajes urbanos de la ciudad de Cartagena de Indias. [Tesis de
613 pregrado, Universidad de Cartagena]
614 [https://repositorio.unicartagena.edu.co/server/api/core/bitstreams/f2ac28a5-8551-](https://repositorio.unicartagena.edu.co/server/api/core/bitstreams/f2ac28a5-8551-4b0e-8168-2463f9b9cf08/content)
615 [4b0e-8168-2463f9b9cf08/content](https://repositorio.unicartagena.edu.co/server/api/core/bitstreams/f2ac28a5-8551-4b0e-8168-2463f9b9cf08/content)
- 616 [5] Sarmiento, D. (2016). Diversidad de mariposas (Lepidoptera, Papilionoidea) y su relación
617 con el paisaje de alta montaña en los Andes nororientales de Colombia. *Arxius de*
618 *Miscel·lània Zoològica*, 14, 95–115. <https://doi.org/10.32800/amz.2016.14.0233>

-
- 619 [6] Millán-J., Carolina, Chacón, Patricia, & Giraldo, Alan. (2009). Estudio de la comunidad
620 de lepidópteros diurnos en zonas naturales y sistemas productivos del municipio de
621 Caloto (Cauca, Colombia). *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia*
622 *Natural*, 13(1), 185-195. Recuperado a partir de
623 <https://revistasoj.s.ucaldas.edu.co/index.php/boletincientifico/article/view/5328>
- 624 [7] Perfecto, I., Mas, A., Dietsch, T. & Vandermeer, J. (2003). Conservation of biodiversity
625 in coffee agroecosystems: a tri-taxa comparison in southern Mexico. *Biodiversity and*
626 *Conservation*, 12, 1239–1252. <https://doi.org/10.1023/A:1023039921916>
- 627 [8] Mercado Gómez, Y.L. (2018). Diversidad de mariposas diurnas en la reserva forestal
628 protectora Serranía de Coraza (Sucre – Colombia). [Tesis de maestría, Universidad
629 de Sucre] [https://repositorio.unisucre.edu.co/server/api/core/bitstreams/c899b072-](https://repositorio.unisucre.edu.co/server/api/core/bitstreams/c899b072-0f65-47fb-8d1b-558a57693bd3/content)
630 [0f65-47fb-8d1b-558a57693bd3/content](https://repositorio.unisucre.edu.co/server/api/core/bitstreams/c899b072-0f65-47fb-8d1b-558a57693bd3/content)
- 631 [9] Giraldo, C.E., Marín, M.A., & Uribe, S. (2015). Mariposas diurnas (Lepidoptera:
632 Papilionoidea) asociadas a una plantación citrícola del Canón del Río Cauca, Caldas
633 - Colombia. *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural*, 19(2),
634 83-94. <https://doi.org/10.17151/bccm.2015.19.2.5>
- 635 [10] Vélez Lemos, D., Gallego Roper, M. y Riascos Forero, Y. (2015). Diversidad de
636 mariposas diurnas (INSECTA: LEPIDÓPTERA) de un bosque subandino, Cajibío,
637 Cauca. *Boletín Científico Centro de Museos Museo de Historia Natural*, 19, 263-285.
638 <https://doi.org/10.17151/bccm.2015.19.1.20>

-
- 639 [11] Rueda-M, N., & Gonzalo Andrade-C, M. (2016). El género *Heliconius* Kluk, 1708 en
640 dos hábitats de diferente grado de conservación en la Amazonia colombiana y aportes
641 para su conservación. *Revista De La Academia Colombiana De Ciencias Exactas,*
642 *Físicas Y Naturales*, 40(157), 653-663. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.382>
- 643 [12] Gómez Bulla, J. (2005). Inventario preliminar de especies de mariposas en los complejos
644 de humedales del departamento de Córdoba.). [Tesis de pregrado, Universidad de los
645 Andes]. [https://repositorio.uniandes.edu.co/server/api/core/bitstreams/9b72419c-](https://repositorio.uniandes.edu.co/server/api/core/bitstreams/9b72419c-33e3-4a77-ae73-bb58923dc103/content)
646 [33e3-4a77-ae73-bb58923dc103/content](https://repositorio.uniandes.edu.co/server/api/core/bitstreams/9b72419c-33e3-4a77-ae73-bb58923dc103/content)
- 647 [13] Freitas, A. V. L., et al. (1999). Population biology, wing color variation, and ecological
648 plasticity in *Heliconius erato phyllis* (Nymphalidae). *Journal of the Lepidopterists'*
649 *Society*. <https://www.researchgate.net/publication/278963498>
- 650 [14] Gaviria, F. & Bañol, E. (2016). Diversidad de mariposas diurnas (Hesperioidea-
651 Papilionoidea) en tres estados sucesionales de un bosque humedo premontano bajo,
652 Tuluá, Valle del Cauca. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3116.5209>
- 653 [15] Ramos, R. R. (1999). population biology and wing color variation in *Heliconius erato*
654 *phyllis* (Nymphalidae). *Journal of the Lepidopterists' Society*, 53(1), 11.
655 [https://images.peabody.yale.edu/lepsoc/jls/1990s/1999/1999-53\(1\)11-Ramos.pdf](https://images.peabody.yale.edu/lepsoc/jls/1990s/1999/1999-53(1)11-Ramos.pdf)
- 656 [16] Gondeck, M. B., Ramos, R. R., da Silva Filho, E. F., & Francini, R. B. (2021). The
657 Heliconiinae butterfly assemblage (Lepidoptera: Papilionoidea: Nymphalidae) in a
658 typical ruderal environment in Southeastern Brazil. *Journal of Entomology and*

[17] Castro González, L. T. (2023). Cambio en las coberturas de la tierra y su relación con la riqueza de mariposas diurnas del Parque Natural Regional Serranía de las Quinchas.

663 [Tesis de pregrado, Universidad de los Andes].

664 <https://repositorio.uptc.edu.co/server/api/core/bitstreams/49523b86-d72a-44bd->

665 [b4dd-6058697d8be4/content](#)

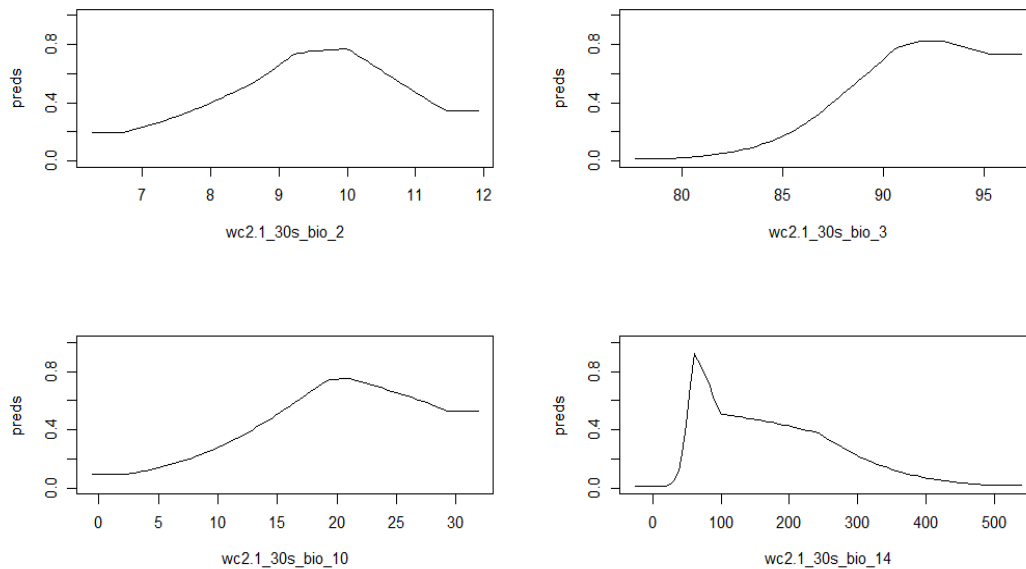
666 [18] Descimon, H. (1995). *La conservation des Parnassius en France: aspects*
667 *zoogéographiques, écologiques, démographiques et génétiques* (Vol. 1, pp. 1-54).

668 Editions OPIE. <http://pascal->

669 francis.inist.fr/vibad/index.php?action=getRecordDetail&idt=91627

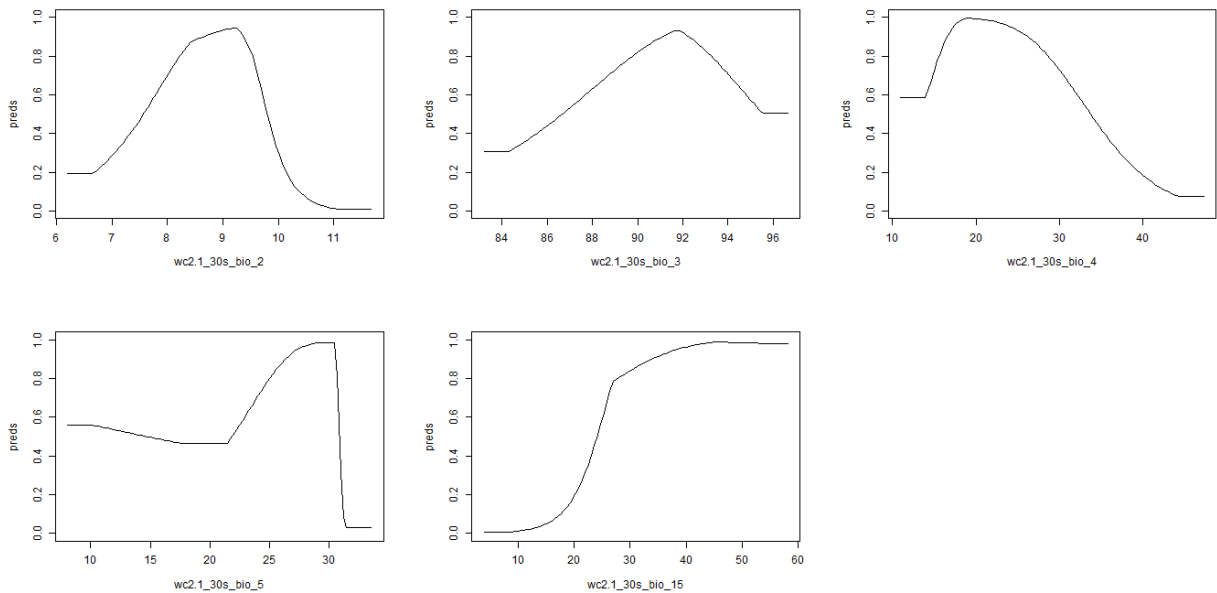
670 Nota metodológica

Los valores de resistencia se asignaron mediante dos criterios complementarios: (1) el grado de transformación estructural de cada cobertura respecto al hábitat nativo de referencia (bosque andino denso de tierra firme, valor = 0), y (2) la frecuencia de registro de *Heliconius* spp. en cada tipo de cobertura según la literatura disponible. Las coberturas marcadas con JE (Juicio experto) no contaban con datos publicados específicos para el género y sus valores fueron asignados por interpolación lógica dentro del gradiente de transformación, usando como referencia las coberturas adyacentes más similares. Las marcadas con EC (Extrapolado de categoría superior) tomaron el valor de la categoría CORINE de nivel inmediatamente superior cuando no existía literatura para la subcategoría específica.



680

681 **Figura S1.** Curvas de respuesta de las variables bioclimáticas retenidas en el modelo
 682 MaxEnt para *H. erato* en el Valle del Cauca, Colombia. El eje Y representa la probabilidad
 683 de presencia predicha (escala cloglog, 0–1) y el eje X los valores de cada variable. bio2:
 684 rango diurno medio de temperatura (°C); bio3: isothermalidad (%); bio10: temperatura
 685 media del trimestre más cálido (°C); bio14: precipitación del mes más seco (mm).



686

687 **Figura S2.** Curvas de respuesta de las variables bioclimáticas retenidas en el modelo
 688 MaxEnt para *H. melpomene* en el Valle del Cauca, Colombia. El eje Y representa la

689 probabilidad de presencia predicha (escala cloglog, 0–1) y el eje X los valores de cada
690 variable. bio2: rango diurno medio de temperatura (°C); bio3: isothermalidad (%); bio4:
691 estacionalidad de la temperatura (desviación estándar $\times$ 100); bio5: temperatura máxima del
692 mes más cálido (°C); bio15: estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación).