



ANÁLISIS DE LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE ABEJAS DE CANARIAS: HOTSPOTS Y CONSERVACIÓN

Mónica Suárez González



MARZO DE 2024

TRABAJO DE FIN DE MÁSTER

Tutorizado por Carlos Ruiz Carreira y Nuria Macías Hernández

Índice

1. Introducción.....	3
1.1. Diversidad e importancia de las abejas	4
1.2. Amenazas sobre la biodiversidad de abejas.....	5
1.3. Estado de conservación de las abejas y protección de sus hábitats.....	5
1.4. Modelización de la distribución potencial de las especies	7
Objetivos	8
2. Material y métodos.....	8
2.1. Área de estudio y especies objetivo	8
2.2. Bases de datos.....	8
2.3. Modelos de distribución potencial.....	9
2.3.1. SRedList	9
2.3.2. MaxEnt	11
2.4. Comparación de modelos y evaluación de precisión	11
2.5. Análisis de zonas de alta biodiversidad (<i>hotspots</i>)	12
2.6. Evaluación del estado de amenaza	12
3. Resultados.....	14
3.1. Diversidad estudiada	14
3.2. Resultados de los modelos de distribución potencial.....	15
3.3. Análisis de precisión de los modelos de distribución	16
3.4. Delimitación de zonas de alta biodiversidad (<i>hotspots</i>)	18
3.6. Evaluación del estado de amenaza	20
4. Discusión	26
4.1. Modelos de distribución de las especies.....	26
4.2. Los Espacios Naturales Protegidos	28
4.3. Categorías de protección	30
5. Conclusión.....	33
Bibliografía.....	35
ANEXO	43

Resumen

Determinar el número de especies de invertebrados, su distribución y estado de conservación continúa siendo una tarea complicada debido a la carencia de información sobre este grupo. Una de las herramientas para sortear la carencia de datos es la modelización de la distribución potencial de las especies. El objetivo principal de este trabajo ha sido modelizar la distribución potencial de 56 especies de abejas presentes en Canarias en base a diferentes métodos: SRedList y MaxEnt. Además, se evaluó el solapamiento de áreas de alta biodiversidad (*hotspots*) generados con ambos métodos con Espacios Naturales Protegidos (ENP), y el estado de conservación de las especies en base a los criterios de la UICN. Los resultados sugieren que: **i)** MaxEnt es el modelo más preciso a la hora de estimar la distribución de las especies, tanto para el total de las especies como para las endémicas, **ii)** hay una alta coincidencia entre *hotspots* y ENP, y **iii)** la mayoría de las especies evaluadas fueron clasificadas bajo alguna de las categorías de amenaza de la UICN.

Palabras clave: Abejas, MaxEnt, SRedList, *hotspots*, UICN.

Abstract

Determining the number of invertebrate species, their distribution, and conservation status remains a challenging task due to the lack of information about this group. One of the tools to overcome this data deficiency is modeling the potential distribution of species. The main objective of this work has been to model the potential distribution of 56 bee species present in the Canary Islands using different methods: SRedList and MaxEnt. Additionally, the overlap of high biodiversity areas (*hotspots*) generated with both modeling methods with Protected Natural Spaces (PNS) was evaluated, as well as the conservation status of the species based on IUCN criteria. The results suggest that: **i)** MaxEnt is the most accurate model in estimating species distribution, both for total species and endemics, **ii)** most *hotspots* coincide with PNS, and **iii)** most evaluated species were classified under one of the IUCN threat categories.

Keywords: Bees, MaxEnt, SRedList, *hotspots*, IUCN.

1. Introducción

Determinar el número de especies animales presentes en nuestro planeta, y su estado de conservación, continúa siendo una incógnita para la ciencia. Si bien precisar la cantidad de especies de vertebrados constituye un reto, hacerlo con invertebrados resulta aún más complejo (Larsen et al., 2017).

Los insectos son el grupo de seres vivos con mayor número de especies, y a la vez con mayor desconocimiento sobre su diversidad, distribución y estado de conservación. Este desconocimiento es debido a varios factores: 1) la gran diversidad de especies dificulta la elaboración de inventarios, 2) el esfuerzo de muestreo necesario es mayor que en otros grupos, y exige de especialistas para su identificación, y 3) la información relacionada con la distribución geográfica, ciclos biológicos y preferencias alimenticias es, en gran parte, desconocida (Ramos et al., 2001; Oromí et al., 2003; Arechavaleta et al., 2008; Cardoso et al., 2011b; Oromí et al., 2015; Larsen et al., 2017; Bartomeus et al., 2022).

Además, poder definir con claridad su estado de conservación es una tarea complicada por: **i)** la falta de información sobre la taxonomía de las especies (déficit Linneano) (Cardoso et al., 2011b; Galante et al., 2015; Lázaro et al., 2019); **ii)** falta de información de su distribución (déficit Wallaceano) (Cardoso et al., 2011b; Nieto et al., 2014; Lázaro et al., 2019); **iii)** escasez de datos comparativos sobre la abundancia de especies en el espacio y el tiempo (déficit Prestoniano) (Cardoso et al., 2011b); **iv)** el desconocimiento de la sensibilidad ante las alteraciones del hábitat, que tiene como consecuencia la falta de información sobre cómo los cambios en el hábitat les afectan (Cardoso et al., 2011b); y **iv)** la taxonomía descriptiva es considerada como una ciencia obsoleta (Cardoso et al., 2011).

Las consecuencias de este déficit de información se traducen en que, por una parte, no haya suficiente conocimiento sobre la diversidad, distribución e importancia de los insectos para los ecosistemas y, por otra la inacción en la gestión y conservación de estas especies, dejándose de lado medidas de conservación específicas para invertebrados, y la financiación para su estudio (Cardoso et al., 2011b; Galante et al., 2015).

1.1. Diversidad e importancia de las abejas

Uno de los grupos de insectos más estudiados son las abejas, las cuales pertenecen al clado Anthophila en la superfamilia Apoidea (Michener, 2007). Las especies de abejas se distribuyen por todo el mundo, excluyendo la Antártida, y se conocen aproximadamente 20.000 especies, de las cuales 3.370 están presentes en Europa, perteneciendo a seis familias (Andrenidae, Apidae, Colletidae, Halictidae, Megachilidae y Melittidae) (Nieto et al., 2014). España representa uno de los puntos de mayor diversidad con más de 1.100 especies (Ortiz-Sánchez et al., 2018). En concreto, el archipiélago canario es conocido por su condición de punto caliente de biodiversidad (*hotspot*) (Myers et al., 2000). Este fenómeno se atribuye, por una parte, a su aislamiento geográfico, y por otra a la heterogeneidad de climas y ecosistemas. A pesar de contar con una superficie total de 7.492 km², el archipiélago alberga 1.231 especies de himenópteros. De estos, 133 son especies de abejas, 48 de ellas endémicas (Banco de Datos de Biodiversidad de Canarias, 2024), lo que supone casi la mitad de los endemismos descritos para España y un 17% de los endemismos europeos (Nieto et al., 2014, Ortiz-Sánchez et al., 2018).

Las abejas destacan por ser uno de los grupos principales de polinizadores debido a su dependencia de las flores durante todo su ciclo vital (Ollerton, 2017). Su rol resulta esencial en la polinización de la mayoría (88%) de las plantas con flor gracias a su amplia distribución en el planeta (ubicuidad) y a su alta capacidad de transportar numerosos granos de polen en la pilosidad que recubre su cuerpo. Estas características las convierten en un elemento vital para la preservación de la diversidad vegetal global y el mantenimiento de los ecosistemas (Michener, 2007; Senapathi et al., 2015; Klein et al., 2018; Patel et al., 2021).

Numerosos estudios han demostrado la importancia de la diversidad de especies silvestres para un servicio de polinización efectivo, por lo que no solo es necesario la presencia de la abeja de la miel (*Apis mellifera*), sino que la riqueza y abundancia de diferentes especies silvestres aumenta la polinización de los cultivos y plantas silvestres (Garibaldi et al., 2013).

1.2. Amenazas sobre la biodiversidad de abejas

Diversos estudios científicos en las últimas décadas han evidenciado un declive de las especies de abejas debido a: **i)** pérdida de hábitat causada por la expansión urbanística (Verdú et al., 2009; Nieto et al., 2014); **ii)** uso de pesticidas derivados de la agricultura extensiva, que han modificado tanto la estructura del suelo como la presencia de determinadas especies de abejas polinizadoras (Galante et al., 2015; Herbertsson et al., 2016); **iii)** cambio climático, por el cual muchas de las especies de abejas sufren cambios en sus ciclos de desarrollo, tienen periodos de vuelos más tempranos o incluso una mayor supervivencia en invierno (Staudinger et al., 2012; Galante et al., 2015; Eggleton, 2020); **iv)** aumento del número de especies introducidas o invasoras como resultado del transporte de mercancías y la globalización. A parte de la competencia por los recursos y por el espacio, estas especies pueden ser las causantes de una simplificación y homogeneización de las comunidades de insectos existentes, lo que afecta en gran medida al mantenimiento de los ecosistemas (Brown et al., 2009; Eggleton, 2020); y **v)** el uso intensivo de especies manejadas para el servicio de polinización y la producción de miel, como es el caso de *Apis mellifera*. Diversos estudios han demostrado que puede tener efectos negativos (e.g. competencia por los recursos, transferencia de patógenos y enfermedades) sobre las poblaciones de abejas silvestres, si hay una gran abundancia de las introducidas y pocos recursos florales (Valido et al. 2019; Iwasaki et al., 2022).

1.3. Estado de conservación de las abejas y protección de sus hábitats

Para conocer el estado de conservación de las especies, se debe tener información sobre ellas, su distribución, ciclos de vida, etc. para realizar una correcta valoración. En Europa se dispone de gran cantidad de información de especies de abejas y su distribución. Sin embargo, algunos países tienen registros más completos que otros, lo que provoca que su evaluación sea menos precisa (Marshall et al., 2024). El 9,2% de las especies en Europa se encuentra bajo alguna categoría de amenaza, aunque la proporción real de especies amenazadas es incierta, ya que se desconoce el estado de conservación del 56,7%, siendo clasificadas como 'con datos insuficientes' según los criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (a partir de ahora

UICN). En el archipiélago el número de especies de abejas que no presentan una evaluación del estado de conservación asciende al 90%. Esta situación indica que probablemente el número real de especies amenazadas sea aún mayor (Nieto et al., 2014).

En la Lista Roja de la UICN (un indicador crítico de la salud de la biodiversidad del mundo) solo el 39,7% de insectos en Europa están bajo alguna categoría de protección (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, 2022). Para que una especie sea considerada como amenazada la UICN establece cinco criterios cuantitativos (criterios A-E), de los cuales se ha de cumplir al menos uno de ellos (Comité de Estándares y Peticiones de la UICN, 2019). El criterio A se basa en la reducción del tamaño poblacional; el criterio B en la distribución geográfica representada con la extensión de presencia (EOO) y el área de ocupación (AOO). El criterio C hace referencia al pequeño tamaño de la población y su disminución; el criterio D a poblaciones pequeñas o muy restringidas, y el criterio E al análisis cuantitativo, que indica la probabilidad de extinción en estado silvestre (UICN, 2019).

Una medida adicional para la conservación de las especies es el establecimiento de áreas protegidas. Estas zonas son una herramienta fundamental para su conservación, ya que son espacios específicamente diseñados para este fin (Hallmann et al., 2017; Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico [Miteco], 2024). Su importancia radica en que la intervención antropogénica se encuentra altamente regulada, y los hábitats contienen una alta riqueza vegetal (Acreman et al., 2019; Casanelles-Abella et al., 2023). Además, la creación de estas áreas reduce de manera sustancial la amenaza que supone el cambio climático y los demás factores para la pérdida de biodiversidad (Hannah, 2008). En Canarias el 40% de la superficie se encuentra protegida, estando distribuida en 146 espacios en la Red Canaria de Espacios Naturales Protegidos (en adelante ENP) (Figura 1). Hay 174 Zonas de Especial conservación (ZEC), y 28 Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) (Cabildo de Tenerife, 2024).

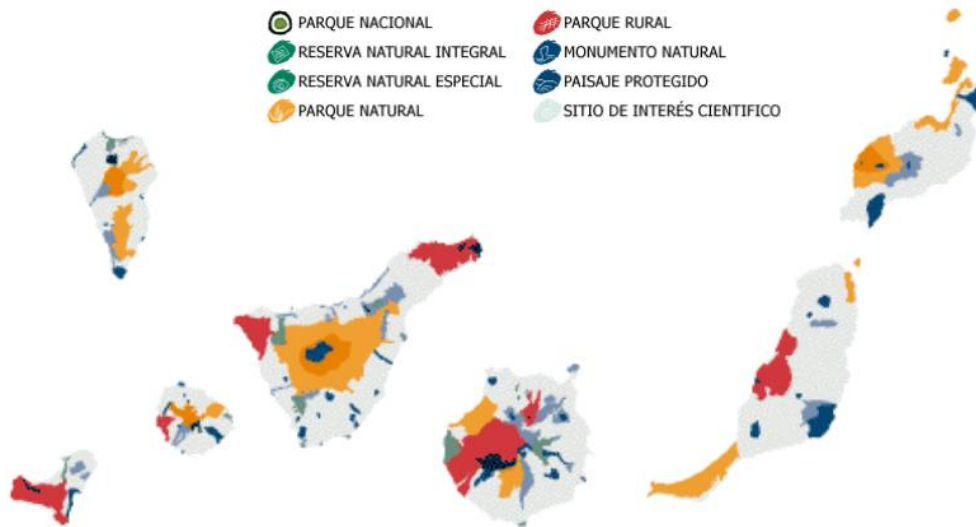


Figura 1. Espacios Naturales Protegidos en las Islas Canarias. Fuente: Gobierno de Canarias [2024].

1.4. Modelización de la distribución potencial de las especies

En las últimas décadas, para abordar el desafío que supone el déficit Wallaceano se han desarrollado herramientas cruciales como los modelos de distribución potencial (Guisan & Thuiller, 2005). Estos modelos se basan en datos ambientales y registros de presencia para realizar predicciones de la distribución geográfica de las especies, permitiendo inferir una extrapolación a áreas donde no se han observado. Esta opción ofrece una forma de estimar la diversidad real y potencial en áreas que no están muestreadas, siendo de gran utilidad para conocer la distribución de los invertebrados (Araújo & Peterson, 2012; Melin et al., 2024). Con los datos de distribución geográfica obtenidos de estos modelos se pueden identificar zonas de alta biodiversidad y zonas críticas para la conservación, siendo una herramienta valiosa en la planificación de áreas protegidas, o la predicción del cambio climático (Hao et al., 2020). En las islas existe un desconocimiento general de los patrones de distribución de las abejas, y la importancia de los ecosistemas insulares con alto número de especies amenazadas.

Objetivos

El objetivo principal del presente trabajo es analizar los patrones de diversidad espacial de las abejas de Canarias. Los objetivos específicos son:

- 1) Estimar la distribución potencial de las especies de abejas en Canarias.
- 2) Evaluar el nivel de solapamiento de los *hotspot* de abejas de Canarias con los ENP de las islas.
- 3) Evaluar el estado de conservación de las especies de abejas analizadas.

2. Material y métodos

2.1. Área de estudio y especies objetivo

Este estudio se enmarca en las Islas Canarias, que forman parte, junto con otros 4 archipiélagos, de la región Macaronésica. El archipiélago, de origen volcánico, lo componen 8 islas, contando con La Graciosa. La más cercana al continente africano es Fuerteventura, siendo también una de las islas más largas desde el extremo norte al extremo sur (100 km). La altitud es muy variable, con máximas de entre 400m a 3.718m, debido a que las islas orientales son más antiguas que las occidentales, con lo que presentan un mayor grado de erosión y, por tanto, menos elevación. Estas diferencias de altitud favorecen la aparición de un amplio abanico de ecosistemas en los que se desarrollan diversas especies, haciendo del archipiélago un *hotspot* de biodiversidad (Florencio et al., 2021).

Los análisis de este trabajo están centrados en las 6 familias de abejas presentes en Canarias: Apidae, con 40 especies, 10 de ellas endémicas; Halictidae (27 especies y 6 endémicas); Megachilidae (28/12); Andrenidae (25/10); Colletidae (10/5); y Melittidae (3) (BIOTA, 2024).

2.2. Bases de datos

La obtención de datos se realizó utilizando varias fuentes: 1) Base de datos de iNaturalist del proyecto *Polinizadores de las islas Canarias*; 2) Información de distribución de BIOTA con nivel de precisión 1; y 3) Base de datos de investigadores colaboradores, con datos recolectados por Gustavo Peña a partir

de observaciones fotográficas de diversas páginas web y foros dedicados a la fotografía de especies, como Flickr.

Se generó una base de datos que incluía diferente tipo de información para cada una de las fuentes: orden, familia y especie, sexo, coordenadas geográficas, fecha de la observación, nombre del observador/usuario, el enlace de la observación, y la información relativa a la especie vegetal en caso de haberla. Para los datos procedentes de BIOTA, se recalcularon las coordenadas de las cuadrículas en QGis (versión 3.28.2). Algunas observaciones de la base de datos particular, aquellas que solo presentaban la localidad de la observación, fueron georreferenciadas usando las coordenadas de la localidad en Google Earth. Los datos referidos a las familias de interés para este estudio se representaron en QGis, donde se eliminaron las observaciones que se encontraban en el mar. Posteriormente, se descartaron las especies que tenían menos de 20 observaciones.

2.3. Modelos de distribución potencial

Las dos herramientas usadas para analizar la distribución potencial fueron SRedList y MaxEnt, dos programas informáticos que crean una aproximación de la distribución potencial de una especie en un área determinada, aportando además la posibilidad de hacer predicciones en el caso de MaxEnt. Gracias a estos modelos se pueden establecer medidas de conservación, ya que se consiguen identificar las áreas *hotspots* (Guisan & Thuiller, 2005; Mateo et al., 2011; Bartomeus et al., 2022; Casanelles-Abella et al., 2023).

2.3.1. SRedList

SRedList es una plataforma creada por sRedList y LifeWatch Itali, que permite realizar múltiples análisis con el objetivo de facilitar la evaluación del estado de conservación de las especies que se estudian. Esta plataforma se basa en el área de hábitat (AOH), para calcular el hábitat disponible para una especie en su área de distribución (SRedList working group, 2023).

· AOH: Hábitat disponible para una especie, es decir, es el hábitat dentro de su área de distribución.

Los hábitats se definen en base a la publicación de Jung et al., (2020) donde se caracterizan de manera global 47 tipos de hábitats terrestres a partir de datos globales actuales de la cobertura del suelo, el clima y el uso de la tierra, siendo relevantes para el estudio ecológico a gran escala. Aunque para cada especie se generaron diferentes tipos de hábitats, los comunes entre todos fueron Sabana (clase 2), Matorral (clase 3), Pradera (clase 4), Desierto (clase 8) y Artificial (clase 14).

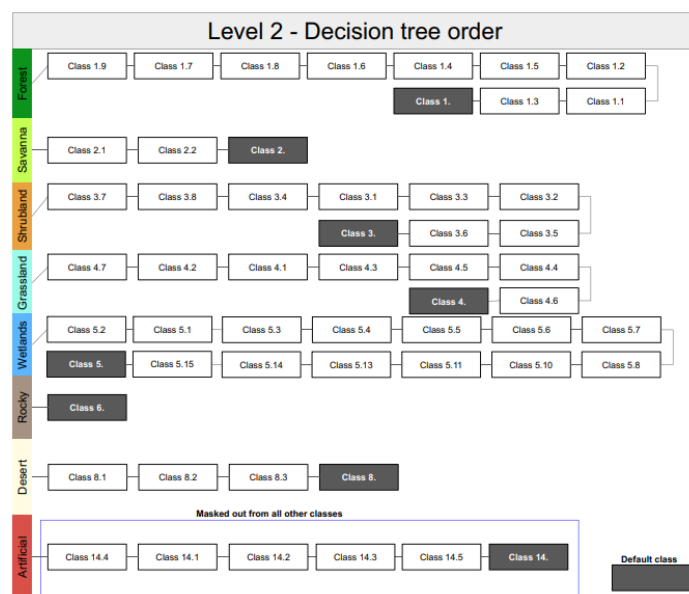


Figura 2. Clasificación de las diferentes clases de hábitats. Fuente: Jung et al., (2020).

Los análisis se realizaron cargando los datos de presencia de las especies objetivo en la plataforma. A los datos se les aplicó un filtro disponible para eliminar posibles observaciones que se encontraban en el mar, y la creación de polígonos se realizó por el método *Alpha hull* con un valor 4. También se definió el rango de altitud para cada especie, generado a partir de las observaciones cargadas, para reducir el número de hábitat disponibles a aquellos hábitats que se encontraran dentro de su rango altitudinal. El resultado fue un mapa de distribución que se suavizó mediante la herramienta *Smooth* con un valor de 50 (esta herramienta suaviza los vértices de los píxeles para una representación más ilustrativa, haciéndolo en un gradiente de 0=No suavizado, 100= Muy suavizado). Los archivos resultantes fueron representados en QGis para transformarlos a formato ráster.

2.3.2. MaxEnt

El modelo de Máxima Entropía (MaxEnt) es uno de los algoritmos más robustos para estudiar la distribución potencial de una especie (Benito de Pando *et al.*, 2007). Para ello, utiliza los datos de presencia de las especies y las variables bioclimáticas asociadas a cada uno de esos puntos, dando como resultado un valor comprendido entre 0 y 1 para cada píxel del área de estudio, indicando el grado de idoneidad del hábitat para la especie en función de las variables ambientales (Phillips *et al.*, 2006; Illoldi *et al.*, 2008; Phillips, 2010; Mateo *et al.*, 2011; Naranjo *et al.*, 2014). Con esta herramienta también se pueden realizar proyecciones futuras con diferentes escenarios climáticos, permitiendo realizar predicciones de la distribución de las especies en función de variables climáticas futuras.

Este software se usó para calcular la distribución de las especies en función de las variables bioclimáticas procedentes de WorldClim (<https://www.worldclim.org/>), con una resolución espacial de 30s. Los resultados de algunas de las especies analizadas en este trabajo proceden del Trabajo de Fin de Grado '*Análisis de distribución espacial de la biodiversidad de las abejas (Hymenoptera: Apoidea) en las Islas Canarias: conservación de polinizadores y cambio climático*' de Nauzet Dorta García (Dorta, 2019). Otras 30 especies, fueron modelizadas por primera vez para este trabajo. Se analizaron 13 variables bioclimáticas (BIO2, BIO4, BIO6, BIO7, BIO9, BIO10, BIO12, BIO13, BIO14, BIO15, BIO18, BIO19, BIO20) junto con la altitud. Se realizaron 10 réplicas para cada una de las especies, con un *random test percentage* del 25%, y la opción por defecto *Cross-Validate*.

2.4. Comparación de modelos y evaluación de precisión

Para analizar la precisión de ambos modelos se extrajeron los datos de presencia de las especies objetivo a través del análisis territorial de BIOTA, extrayendo datos con precisión 1, 2 y 3, tanto del total de las especies, como de las especies endémicas. La capa de riqueza de BIOTA se comparó con las obtenidas por ambos modelos. Dicha comparación permite estimar la precisión de la capa de riqueza de ambos modelos a nivel espacial y evaluar zonas de

sobreestimación o infraestimación del número de especies por cuadrícula. La desviación de los modelos frente a la riqueza conocida en BIOTA se estimó para cada celda restando ambas capas, así como analizando la proporción de especies que se desvían de la riqueza conocida en cada celda mediante la fórmula:

$$abs\left(\frac{capa\ BIOTA - capa\ modelo}{capa\ BIOTA}\right) * 100$$

Las capas generadas fueron analizadas en RStudio (versión 4.2.2.) mediante la función de densidad con la librería ggplot2 (Wickham, 2016).

2.5. Análisis de zonas de alta biodiversidad (*hotspots*)

Los resultados de ambos modelos se representaron en QGis y fueron transformados a binario para la posterior suma de las capas. Para ambos modelos se estableció un valor umbral del 50% de especies como significativo para identificar *hotspots* de diversidad de abejas silvestres. Dicho umbral se estimó analizando las áreas resultantes en ambos modelos. El valor del 50% se estableció debido a que no era tan restrictivo para MaxEnt, sirviendo para comparar ambos modelos de manera equivalente. Se hicieron dos sumas, una con las capas de todas las especies analizadas (*hotspot* total), y otra solo con las capas de las especies endémicas de las islas (*hotspot* endemismos). Los resultados fueron comparados con los Espacios Naturales Protegidos de Canarias, obtenidos de IDECanarias (https://www.idecanarias.es/listado_servicios/red-canaria-de-espacios-naturales-protegidos) para analizar el grado de solapamiento de los *hotspots* con dichos espacios.

2.6. Evaluación del estado de amenaza

Para evaluar el estado de amenaza de las especies estudiadas, se utilizó el criterio B de la UICN, basado en los datos calculados de extensión de presencia (EOO) y área de ocupación (AOO). Los demás criterios (A, C, D y E) no se pudieron aplicar debido a que no existe información previa sobre tamaño de la población, si es o no reducida, si es una especie restringida, o información necesaria para realizar un análisis cuantitativo.

- Área de Ocupación (AOO): Medida estandarizada del área que es ocupada por una especie en un ecosistema tipo.
- Extensión de Ocupación (EOO): Medida estandarizada del área dentro del cual existen todas las ocurrencias de un ecosistema tipo.

Según el criterio B se determina la distribución geográfica de una especie en base a su extensión de presencia (EOO) (subcriterio B1) y/o área de ocupación (AOO) (subcriterio B2). En dicho criterio, se considera que una especie está bajo alguna de las categorías de amenaza (En Peligro Crítico, En Peligro y Vulnerable) si los valores de EOO y AOO cumplen con los umbrales establecidos. Para poder aplicarlos, además, se deben cumplir al menos dos de las tres condiciones (a-c, Figura 3) definidas para ambos subcriterios.

B. Distribución geográfica representada como extensión de presencia (B1) Y/O área de ocupación (B2)			
	En Peligro Crítico	En Peligro	Vulnerable
B1. Extensión de presencia (EOO)	< 100 km ²	< 5.000 km ²	< 20.000 km ²
B2. Área de ocupación (AOO)	< 10 km ²	< 500 km ²	< 2.000 km ²
Y por lo menos 2 de las siguientes 3 condiciones:			
(a) Severamente fragmentada, O Número de localidades	= 1	≤ 5	≤ 10
(b) Disminución continua observada, estimada, inferida o proyectada en cualesquiera de: (i) extensión de presencia; (ii) área de ocupación; (iii) área, extensión y/o calidad del hábitat; (iv) número de localidades o subpoblaciones; (v) número de individuos maduros			
(c) Fluctuaciones extremas en cualesquiera de: (i) extensión de presencia; (ii) área de ocupación; (iii) número de localidades o subpoblaciones; (iv) número de individuos maduros			

Figura 3: Resumen del criterio B de la Lista Roja de la UICN.

Con las observaciones se realizó el cálculo de AOO y EOO a través de GeoCat (Geospatial Conservation Assessment Tool), una herramienta de la UICN que realiza un análisis geoespacial rápido del que se obtienen los valores sin usar modelos de distribución (los *Raw*) (Visualization & Analysis Systems Technologies, 2019). El cálculo de estos valores para MaxEnt se realizó con la librería *red* (Cardoso, 2020) en RStudio (Versión 4.2.2.), obteniéndose el resultado directamente en km². Hay que resaltar que no se pudo realizar este cálculo en 10 especies (*Amegilla quadrifasciata*, *Anthidium manicatum*, *Apis mellifera*, *Colletes dimidiatus*, *Halictus fulvipes*, *Lasioglossum villosulum*, *Nomada bifasciata*, *Osmia latreillei* y *Thyreus histrionicus*) debido a un problema con el procesamiento de los datos. SRedList, por su parte, calcula directamente los valores de AOO y EOO desde la plataforma web, categorizando a las especies. Para obtener el AOO se extrae la preferencia de los hábitats

generados por la plataforma, seleccionando aquellos cuyos porcentajes de presencia para cada especie sume 80%. El resultado es un mapa, con píxeles de 2x2km, con el AOO estimado. La EOO se obtiene directamente a partir de las observaciones cargadas en la página. En este modelo también se produjeron errores para las observaciones de *Apis mellifera*.

3. Resultados

3.1. Diversidad estudiada

Se analizaron un total de 7.380 observaciones de 6 familias de abejas para 56 especies que cumplían un número mínimo de 20 observaciones. Se evaluaron 3.702 observaciones de 28 especies no endémicas y 3.678 observaciones de 28 especies endémicas.

La familia con mayor número de especies endémicas estudiadas fue Apidae (10), lo que representa el 7,5% del total de especies presentes en Canarias (Tabla 1). La familia con menos especies endémicas estudiadas, sin contar Melittidae (0), fue Colletidae (4) y Halictidae (4), lo que representa para cada familia el 3% de especies totales.

Tabla 1: Número de especies estudiadas de las diferentes familias de abejas de Canarias. Se representa el número total de especies por familia presentes en Canarias (nº sp.), el total de especies endémicas (nº sp. end.), el número total de especies estudiadas por familia, y el número de especies endémicas estudiadas. El % de ambas columnas de especies endémicas hacen referencia al total de especies presentes en las islas.

Familia	nº sp.	nº sp. end. (%)	nº total estudiadas	nº sp. endémicas estudiadas (%)
Andrenidae	25	10 (40%)	8	5 (3,8%)
Apidae	40	15 (37,5%)	20	10 (7,5%)
Colletidae	10	5 (50%)	5	4 (3%)
Halictidae	27	6 (22,2%)	12	5 (3,8%)
Megachilidae	28	12 (42,9%)	10	4 (3%)
Melittidae	3	0	1	0
Total	133	48 (36%)	56	28 (21%)

3.2. Resultados de los modelos de distribución potencial

3.2.1. SRedList

Los resultados de SRedList se obtienen en función al hábitat, definidos por Jung et al., (2020). Para cada especie estudiada se seleccionaron los hábitats cuya suma de porcentaje de presencia sumara un 80%. Así, los hábitats más frecuentes para todas las especies han sido la Sabana seca (2.1), con 39 repeticiones, Vegetación arbustiva (3.8), con 37 repeticiones, y Plantaciones (14.3), con 36 repeticiones (Figura 4).

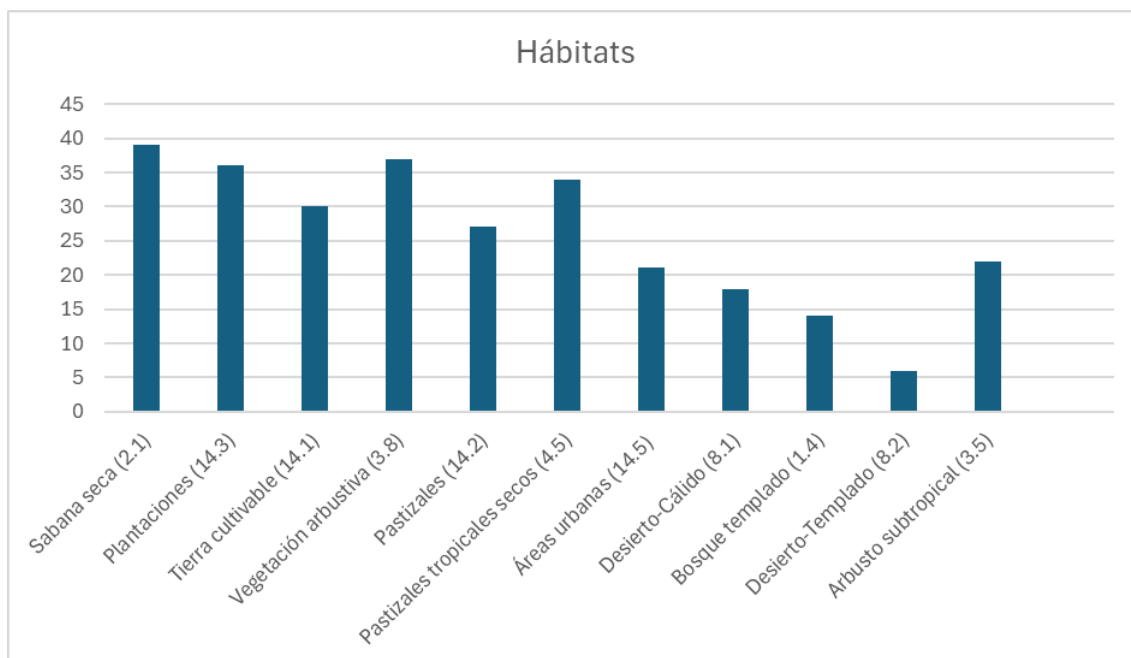


Figura 4. Gráfico de frecuencia de repetición de los hábitats, descritos por Jung et al., (2020), para la modelización de SRedList. Eje X: Frecuencia. Eje Y: Tipo de hábitats.

Con estos hábitats definidos, para el total de especies los resultados de la distribución sitúan los *hotspots* en La Gomera, Tenerife y Gran Canaria, desde la costa hasta zonas altas (ver Anexo, Figura 1a). En El Hierro no se modelizan áreas *hotspots*. Para las islas orientales, estos se localizan desde la costa hacia el interior. La distribución de los *hotspots* para las especies endémicas es parecida a la del total de las especies, con *hotspots* desde la costa hasta zonas altas en las islas occidentales y Gran Canaria, y el centro en las orientales (ver Anexo, Figura 1b).

3.2.2. MaxEnt

El rigor del modelado de MaxEnt se midió mediante los valores ROC (Receiver Operating Curves) y AUC (Area Under Curve). Los valores de AUC de las especies modeladas en trabajos anteriores (Dorta, 2019) oscilan entre 0,901 y 0,968, y el de especies modeladas en este trabajo oscilaron entre 0,917 y 0,995. Los valores por encima de 0,90 indican que hubo un buen ajuste de los modelos (Martínez, 2010). Solo una especie, *Thyreus hohmanni*, modelada para el presente estudio, tuvo un valor de AUC de 0,893, siendo menos óptimo el ajuste del modelo comparado con el de los demás.

Así, este modelo distribuye los *hotspots* para el total de especies en zonas de costa y medianías del norte y sur de las islas occidentales y Gran Canaria, y en zonas centrales de las islas orientales (ver Anexo, Figura 2a). La distribución de los *hotspots* de las especies endémicas se reduce de manera considerable, estando presente en la costa y medianías de las islas occidentales, y en medianías de Gran Canaria. Para las islas orientales no se modelizan *hotspots* (ver Anexo, Figura 2b).

3.3. Análisis de precisión de los modelos de distribución

La comparación de los resultados de ambos modelos con el número total de especies extraído de BIOTA se representó mediante un diagrama de violín, en donde el valor 0 indica congruencia entre los resultados de los modelos y los de BIOTA. Si los valores son superiores a 0, los modelos sobreestiman el número de especies presentes, mientras que, si los valores son inferiores, indica subestimación. En el caso de MaxEnt (Figura 5) se observa que un alto número de celdas que estiman $\approx 6-12$ especies más respecto a BIOTA. SRedList, en cambio, infraestima un alto número de celdas, con $\approx 1-3$ especies menos que BIOTA. Sin embargo, en la gráfica este modelo presenta una cola de sobreestimación de $\approx 7-27$ especies más que BIOTA para un amplio número de celdas.

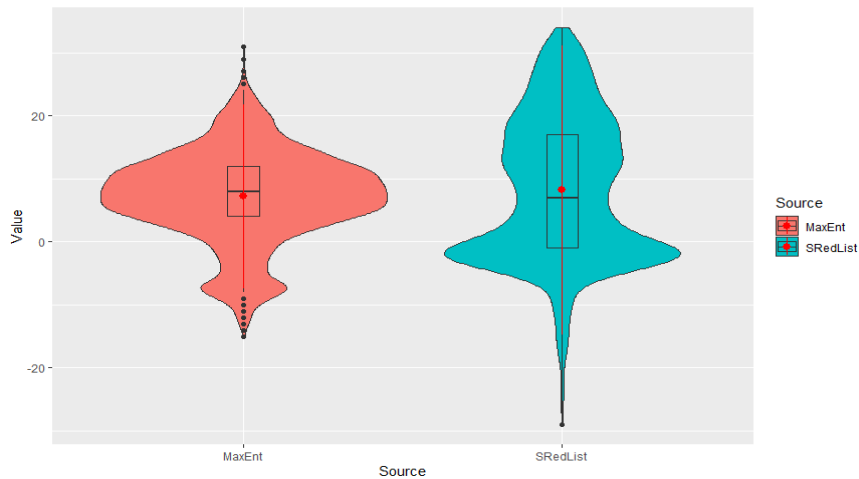


Figura 5. Diagrama de violín donde se representa la distribución de la riqueza estimada y densidad de probabilidad por ambos modelos (rojo: MaxEnt; azul: SRedList) y su desviación con respecto a BIOTA (valor 0). El diagrama de cajas representa la mediana y los cuartiles, el punto rojo la media.

Los resultados sugieren que, para el total de especies, MaxEnt tiende a ser más preciso que SRedList cuando estima el número de especies por cuadrícula respecto a los datos de BIOTA.

Para las especies endémicas (Figura 6) MaxEnt infraestima algunas celdas, con $\approx 4-6$ especies menos que BIOTA. Sin embargo, el máximo de frecuencia coincide con el valor óptimo (0), indicando congruencia entre BIOTA y el modelo. Algunas celdas presentan sobreestimación, con hasta 5 especies más que BIOTA. Por otro lado, de las estimaciones con SRedList se obtiene que, aunque un gran número de las celdas también coinciden en número de especies con BIOTA (aunque inferior respecto a MaxEnt), presenta una cola donde se subestima el número de especies, con entre $\approx 1-17$ especies menos. Los resultados sugieren que para las especies endémicas MaxEnt es un modelo más preciso cuando se compara con los datos de BIOTA.

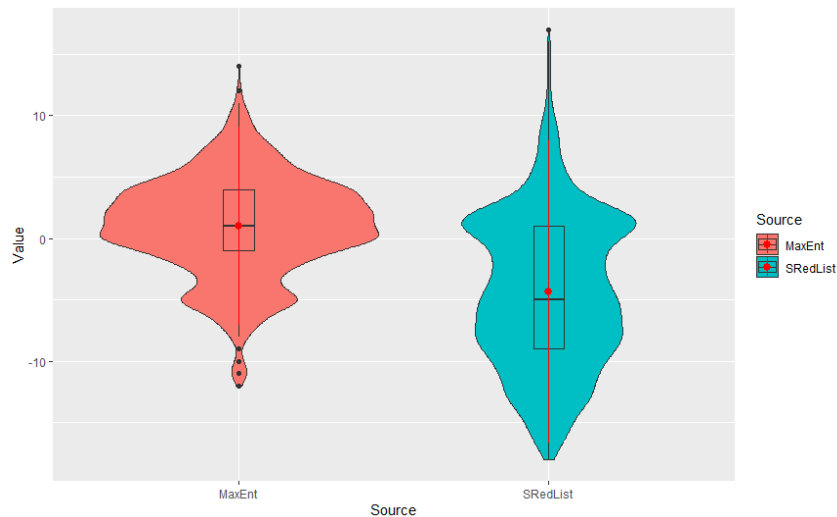


Figura 6. Distribución del número de especies endémicas por cuadrícula obtenidos de la diferencia entre el número de especies de MaxEnt (rojo) y SRedList (azul) y el número de especies obtenido de BIOTA. El diagrama de cajas representa la mediana y los cuartiles, y el punto rojo la media.

3.4. Delimitación de zonas de alta biodiversidad (*hotspots*)

Los patrones espaciales de zonas de alta diversidad obtenidos con MaxEnt indican presencia de *hotspots* en todas las islas, con un área de 1.656km² para el 50% de la riqueza (16 especies) analizada (Figura 7). Los resultados con SRedList por el contrario, suponen un área dos veces mayor (4.482km²) debido a la sobreestimación observada en los patrones de riqueza. Las zonas coincidentes entre ambos modelos representan un 13,41% del área de *hotspots* sobre el total del área del archipiélago. Estas zonas se encuentran principalmente desde las costas de La Gomera, Tenerife y Gran Canaria a las medianías tanto para las vertientes norte como sur.

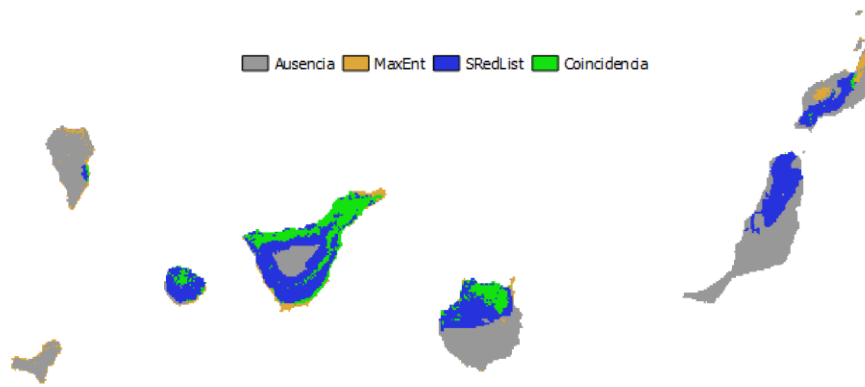


Figura 7. Resultado del área de hotspots estimada con cada modelo por separado, y la combinación de los resultados de las especies totales de ambos modelos.

Por otro lado, el resultado del análisis del patrón de diversidad para las especies endémicas (Figura 8) muestra unas áreas más reducidas y con un menor solapamiento (4,96%) entre ambos modelos. MaxEnt estima un área de 604km² para el 50% de la riqueza (8 especies) de especies endémicas, frente a los 3.594km² estimados por SRedList. MaxEnt genera resultados del área de hotspots, en promedio, 3,6 veces inferiores a los obtenidos de SRedList, evidenciando la sobreestimación de este modelo. Las zonas de congruencia entre ambos modelos se concentran principalmente en las medianías del norte y sur Tenerife.

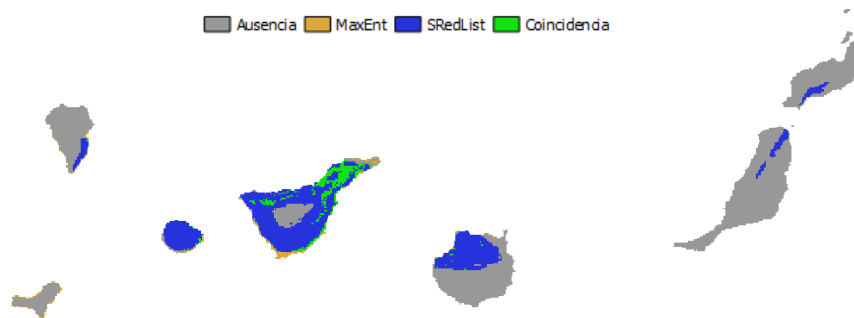


Figura 8. Resultado del área de hotspots estimada con cada modelo por separado, y la combinación de los resultados de las especies endémicas de ambos modelos.

3.5. Coincidencia entre *hotspots*-ENP

Los resultados muestran que los *hotspots* generados mediante MaxEnt tienen un solapamiento con ENP del 83,6% para el total de las especies (Figura 9a) y del 49,7% para las especies endémicas (Figura 9b), lo que supone 1.477km² y 322km² de solapamiento respectivamente. Por otra parte, SRedList, presenta un solapamiento menor para el total de las especies (71,6%) a pesar de que el modelo sobreestima estas áreas. En el caso

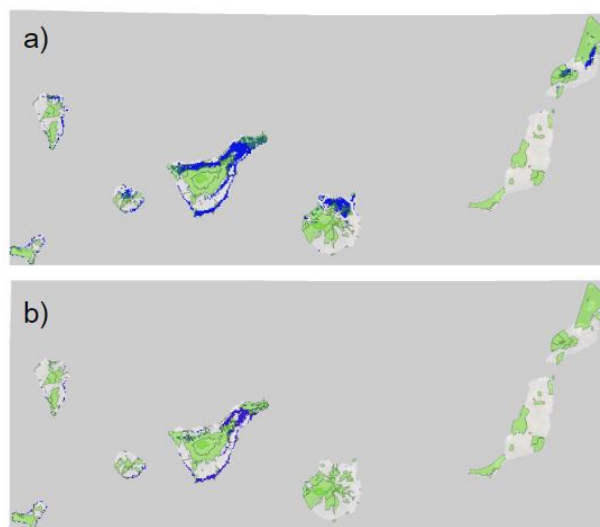


Figura 9. a) Representación de los *hotspots* obtenidos de MaxEnt (azul) con los ENP (verdes) para el total de las especies. b) Representación de los *hotspots* obtenidos mediante MaxEnt (azul) con los ENP (verdes) para las especies endémicas de las islas.

de las especies endémicas los resultados de SRedList presentan un área de solapamiento mayor a la obtenida con MaxEnt (76,2%, ver Anexo Tabla 2).

En general, el porcentaje de coincidencia entre *hotspots* y ENP para el total de las especies es mayor en MaxEnt. En cuanto a las especies endémicas, SRedList presenta una mayor coincidencia debido probablemente a la sobreestimación que realiza el modelo.

3.6. Evaluación del estado de amenaza

Para explicar los resultados de AOO se debe tener en cuenta que, probablemente, los valores *Raw* infraestiman su valor, ya que habrá presencia de especies en zonas que no están contempladas en las observaciones estudiadas. Teniendo esta infraestimación en cuenta, se observa que los resultados del AOO de ambos modelos tienden a sobreestimarlos respecto a los valores *Raw* (sin modelizar).

A pesar de esta sobreestimación, MaxEnt tiende a calcular valores similares a los *Raw*. Se observa que los datos, aunque sobreestimados, se encuentran agrupados en un rango entre los $\approx 400-1.400\text{km}^2$ (Figura 10a). Sin embargo, los

valores de SRedList (Figura 10b) son bastante más elevados, agrupándose entre los ≈ 400 - 3.000km^2 , llegando incluso a 7.000km^2 , que representa casi la totalidad del área del archipiélago ($\approx 7.492\text{km}^2$). En términos generales, SRedList proporciona valores, en promedio 11,7 veces mayores que los obtenidos de GeoCat (*Raw*), lo que resulta en una sobreestimación del AOO. Al analizar los valores de AOO resultantes de ambos modelos (Figura 10c), se aprecia una notable sobreestimación por parte de SRedList, con valores en promedio 1,4 veces mayores que los proporcionados por MaxEnt.

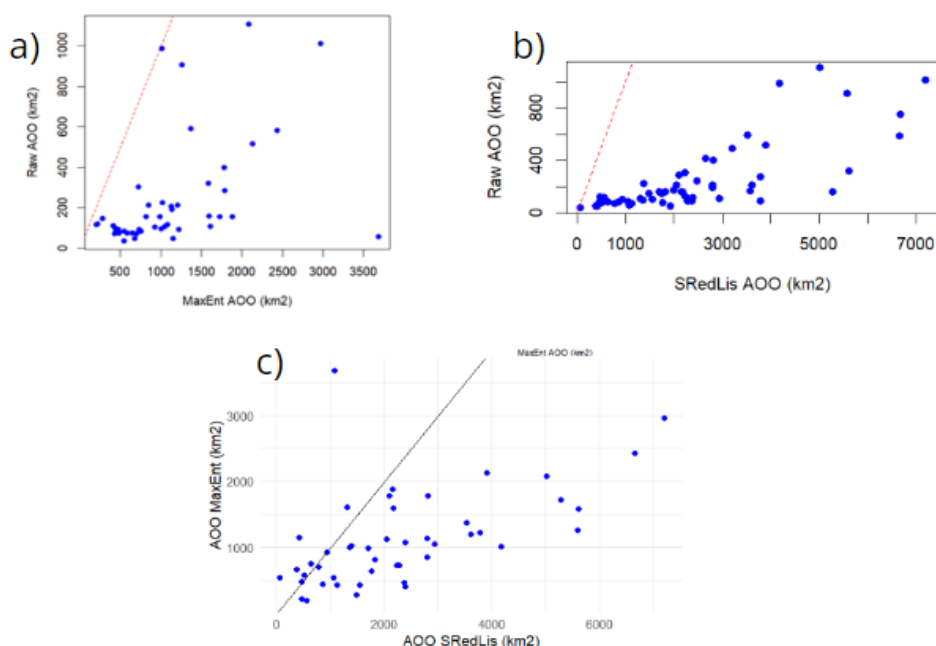


Figura 10. a) Comparación de los valores de AOO sin modelar (*Raw*) y modelados con MaxEnt (km^2). b) Comparación de los valores de AOO sin modelar (*Raw*) y modelados con SRedList (km^2). c) Representación de los valores del área de ocupación (AOO) resultantes del modelo de SRedList (eje X) y MaxEnt (eje Y), expresado en km^2 .

En relación con los valores de EOO, se puntualiza que en muchos casos superan el valor de extensión total de las islas ($\approx 7.500\text{km}^2$) debido a que los modelos incluyen el mar entre las islas. Los resultados de SRedList (Figura 11b) en su mayoría coinciden con los de GeoCat, habiendo una concentración de valores entre los 600km^2 y los $\approx 26.000\text{km}^2$. En promedio, SRedList muestra valores 8,98 veces menores que los obtenidos con GeoCat. Con MaxEnt (Figura 11a) se observa que, en algunos casos, tiende a sobreestimar, mientras que otros la sobreestimación la hace GeoCat. Aunque existen puntos dispersos, la concentración es mayor entre los 300km^2 y $\approx 40.000\text{km}^2$. En promedio, MaxEnt

presenta valores 1,37 veces mayores que GeoCat. Cuando se examinan los resultados de EOO para ambos modelos (Figura 11c), se observa que los generados por Maxent son considerablemente mayores que los obtenidos de SRedList, siendo en promedio 1,51 veces mayor.

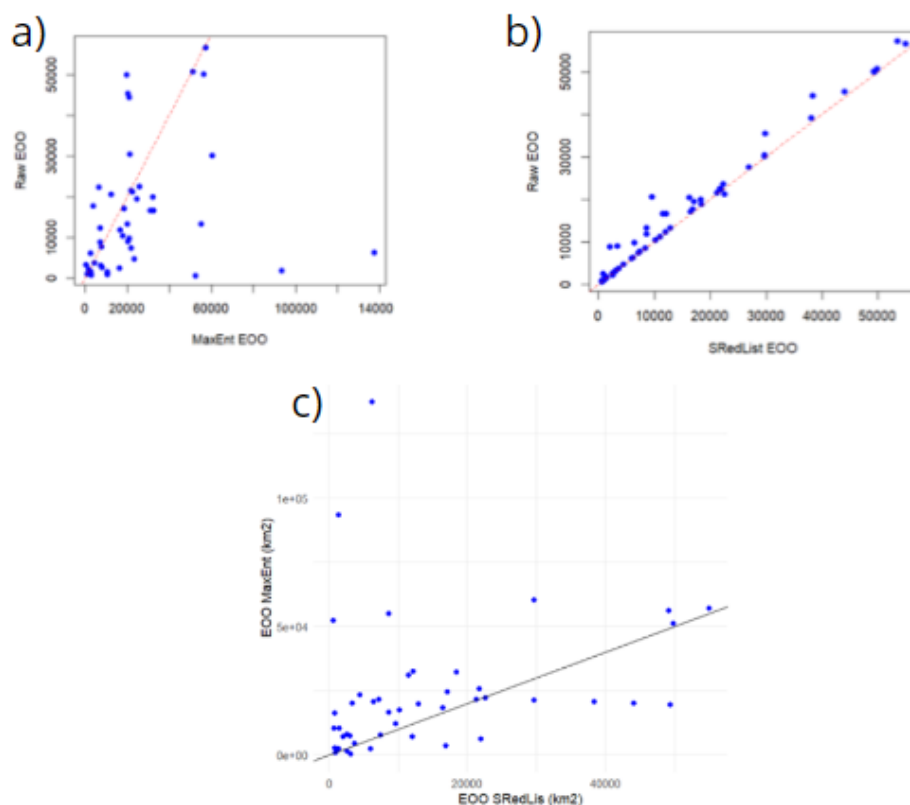


Figura 11. a) Comparación de los valores de EOO sin modelar (Raw) y modelados con MaxEnt (km^2). b) Comparación de los valores de EOO sin modelar (Raw) y modelados con SRedList (km^2). c) Representación de los valores de la extensión de ocupación (EOO) resultantes del modelo de SRedList (eje X) y MaxEnt (eje Y).

Respecto a las categorías de amenaza, SRedList, aunque realizó la clasificación en un rango entre Preocupación Menor (LC)/Casi Amenazado (NT)-Vulnerable (VU), Preocupación Menor (LC)/Casi Amenazado (NT)-En Peligro (EN) y Vulnerable (VU)-En Peligro (EN), se seleccionó la categoría más restrictiva. Así, clasifica al 14,3% de las especies como VU y al 85,7% como EN (Tabla 2). Por otro lado, MaxEnt clasifica el 10,7% de las especies analizadas como Preocupación Menor (LC), 50% como Vulnerable (VU) y al 21,4% como En Peligro (EN) (Tabla 2).

Si se comparan los resultados para ambos modelos, SRedList tiende a categorizar de manera más restrictiva respecto a MaxEnt. Se resalta el hecho de

que SRedList advierte de que, debido a la falta de datos, las categorías pueden estar sobreestimadas. Pese a que los valores de AOO y EOO son dispares entre ambos modelos, todas las especies estudiadas se clasifican bajo alguna de las categorías de amenaza.

Tabla 2: Especies evaluadas. NE: No endémica. E: Endémica. (*): Especies modelizadas en este trabajo mediante MaxEnt. Se representa además los valores de AOO y EOO (km²) sin modelizar (Raw) y tras usar los modelos de MaxEnt y SRedList. El color indica la categoría de amenaza asignado por los criterios de la UICN para el parámetro analizado (Rojo: En peligro crítico (CR); naranja: En Peligro (EN); amarillo: Vulnerable (VU); verde oscuro: Preocupación menor (LC); NA: Not Available).

Especie	N° islas	End	Raw		SRedList			MaxEnt				
			AOO	EOO	AOO	EOO	CAT	AOO	B2	EOO	B1	CAT
<i>Amegilla canifrons</i>	4	E	284	9,829	2092	6,454	LC/NT-EN	1788	VU	20891	LC	VU
<i>Amegilla quadrifasciata</i>	7	NE	752	57,226	6680	53,501	LC/NT-VU	NA	NA	NA	NA	NA
<i>Andrena acuta</i> (*)	1	E	72	991	769	914	VU-EN	700	VU	981	EN	EN
<i>Andrena chalcogastra</i>	4	E	160	10,43	2164	10,141	LC/NT-EN	1592	VU	17661	VU	VU
<i>Andrena isis</i> (*)	4	E	92	16,585	2276	11,503	LC/NT-EN	728	VU	31058	LC	VU
<i>Andrena mediovittata</i> (*)	3	E	48	2,511	372	779	EN	672	VU	16292	VU	VU
<i>Andrena savignyi</i> (*)	7	NE	192	44,383	2792	38,339	LC/NT-EN	1132	VU	20747	LC	VU
<i>Andrena vachali</i> (*)	2	NE	80	1,127	860	1,04	VU-EN	440	EN	1932	EN	EN
<i>Andrena vulcana</i> (*)	4	NE	304	12,309	2232	12,021	LC/NT-EN	724	VU	7205	VU	VU
<i>Anthidium manicatum</i>	3	NE	148	8,577	1748	8,351	VU-EN	NA	NA	NA	NA	NA
<i>Anthophora alluaudi</i>	7	E	1,012	56,662	7192	54,939	LC/NT-VU	2964	LC	57127	LC	LC
<i>Anthophora lieftincki</i> (*)	2	E	56	1,791	1072	1,317	VU-EN	3684	LC	93372	LC	LC
<i>Anthophora orotavae</i>	3	E	208	7,425	2048	7,12	LC/NT-EN	1129	VU	21652	LC	VU
<i>Anthophora pulverosa</i> (*)	4	E	92	17,041	2368	16,436	LC/NT-EN	472	EN	18472	VU	VU
<i>Apis mellifera</i> (*)	7	NE	908	49,987	5584	49,373	LC/NT-VU	NA	NA	NA	NA	NA
<i>Bombus ruderatus</i> (*)	2	NE	120	3,295	460	3,12	EN	220	EN	325	EN	EN
<i>Bombus terrestris</i> (*)	5	NE	988	30,419	4168	29,667	LC/NT-VU	1012	VU	21315	LC	VU
<i>Ceylalictus variegatus</i> (*)	5	NE	108	19,915	2932	18,351	LC/NT-EN	1048	VU	32319	LC	VU
<i>Colletes dimidiatus</i>	5	E	488	23,602	3200	22,356	LC/NT-EN	NA	NA	NA	NA	NA
<i>Colletes moricei</i>	4	E	224	8,926	1380	3,348	VU-EN	1020	VU	20310	LC	VU
<i>Eucera algira</i>	2	NE	84	1,725	1060	1,385	VU-EN	544	VU	2628	EN	EN
<i>Eucera gracillipes</i> (*)	5	E	592	20,667	3528	9,616	LC/NT-VU	1368	VU	12254	VU	VU
<i>Eucera hohmanni</i> (*)	2	E	104	3,809	924	3,606	VU-EN	924	VU	4431	EN	EN
<i>Eucera lanuginosa</i> (*)	5	NE	76	6,219	508	5,941	VU-EN	580	VU	2599	EN	EN
<i>Halictus concinnus</i>	7	E	156	30,18	5280	29,652	LC/NT-EN	1724	VU	60468	LC	VU
<i>Halictus fulvipes</i>	5	NE	416	18,831	2644	18,392	LC/NT-EN	NA	NA	NA	NA	NA
<i>Hylaeus ater</i> (*)	4	E	96	11,79	1360	8,652	VU-EN	1000	VU	16622	VU	VU
<i>Hylaeus hohmanni</i> (*)	4	E	92	22,284	3780	21,898	LC/NT-EN	1220	EN	6468	VU	VU

Especie	Nº islas	End	Raw		SRedList			MaxEnt				
			AOO	EOO	AOO	EOO	CAT	AOO	B2	EOO	B1	CAT
<i>Hylaeus ater</i> (*)	4	E	96	11,79	1360	8,652	VU-EN	1000	VU	16622	VU	VU
<i>Hylaeus hohmanni</i> (*)	4	E	92	22,284	3780	21,898	LCINT-EN	1220	EN	6468	VU	VU
<i>Hylaeus sulphuripes</i> (*)	2	NE	84	2,687	632	2,557	VU-EN	752	VU	8104	VU	VU
<i>Lasioglossum actifrons</i>	5	E	156	4,785	2156	4,456	LCINT-EN	1880	VU	23435	LC	VU
<i>Lasioglossum brevicorne</i>	5	NE	48	20,378	1924	16,187	VU-EN	NA	NA	NA	NA	NA
<i>Lasioglossum chalcodes</i>	5	E	212	21,566	3608	21,25	LCINT-EN	1204	VU	21759	LC	VU
<i>Lasioglossum colopiense</i> (*)	4	NE	112	17,748	2384	16,881	LCINT-EN	408	EN	3807	EN	EN
<i>Lasioglossum loetum</i>	7	E	584	50,090	6656	49,165	LCINT-VU	2428	LC	56250	VU	LC
<i>Lasioglossum villosulum</i>	7	NE	128	11,299	2228	10,972	LCINT-EN	NA	NA	NA	NA	NA
<i>Lasioglossum vinde</i>	7	E	1.108	50,782	5016	49,837	LCINT-VU	2080	LC	51303	LC	LC
<i>Megachile binominata</i>	2	E	108	1,524	1300	1,439	VU-EN	1604	VU	10408	VU	VU
<i>Megachile canariensis</i>	5	E	516	22,524	3896	21,718	LCINT-VU	2132	LC	25730	LC	LC
<i>Megachile canescens</i> (*)	5	E	212	21,276	2784	22,565	LCINT-EN	848	VU	22309	LC	VU
<i>Megachile sicula</i>	2	NE	148	2,146	1476	2,543	VU-EN	280	EN	1720	EN	EN
<i>Melecta caroli</i> (*)	2	E	72	1,256	1116	1,116	VU-EN	428	EN	2472	EN	EN
<i>Melecta curvispina</i>	4	E	400	13,335	2808	12,852	LCINT-EN	1780	VU	20027	LC	VU
<i>Melitta aegyptiaca</i> (*)	4	NE	116	16,592	2384	12,092	LCINT-EN	1080	VU	32544	LC	VU
<i>Nomada bifasciata</i>	7	NE	168	39,229	3564	38,026	LCINT-EN	NA	NA	NA	NA	NA
<i>Nomioides deceptor</i> (*)	5	NE	76	19,545	1756	17,057	VU-EN	644	VU	24629	LC	VU
<i>Nomioides fortunatus</i>	6	NE	156	13,352	1696	8,635	VU-EN	988	VU	55124	LC	VU
<i>Osmia cinnabarina</i> (*)	3	NE	100	8,892	1548	1,998	VU-EN	432	EN	7183	VU	EN
<i>Osmia latreillei</i>	7	NE	276	27,52	3780	26,93	LCINT-EN	NA	NA	NA	NA	NA
<i>Osmia niveata</i> (*)	3	NE	156	7,753	1820	7,43	VU-EN	816	VU	7864	VU	VU
<i>Osmia submicans</i>	7	NE	320	45,389	5608	44,026	LCINT-EN	1588	VU	20249	LC	VU
<i>Panurgus canarius</i> (*)	2	NE	48	897	416	642	EN	1152	VU	10618	VU	VU
<i>Pseudoanthidium canariense</i>	3	E	172	6,380	2000	6,213	LCINT-EN	32024	LC	137464	LC	LC
<i>Thyreus histrionicus</i>	7	NE	240	35,484	2472	29,774	LCINT-EN	NA	NA	NA	NA	NA
<i>Thyreus hohmanni</i> (*)	1	E	36	620	60	572	EN	540	VU	52403	LC	VU
<i>Xylocopa pubescens</i> (*)	1	NE	116	3,182	564	3,001	VU-EN	200	EN	7552	VU	EN
<i>Xylocopa violacea</i> (*)	1	NE	76	800	456	727	EN	484	EN	2686	EN	EN

4. Discusión

4.1. Modelos de distribución de las especies

Tras haber modelizado la distribución de 56 especies de abejas presentes en el archipiélago canario mediante MaxEnt y SRedList, los resultados sugieren que MaxEnt es el modelo más preciso para calcular el área de distribución potencial de las especies. No obstante, es importante considerar que los datos procedentes de BIOTA pueden estar sujetos a errores de infraestimación debido a: i) los datos provienen de estudios científicos publicados o confirmados por expertos, por lo que muchas cuadrículas de 1kmx1km probablemente no reflejen la riqueza real, ii) los niveles de precisión seleccionados para el análisis de la riqueza varían desde observaciones confirmadas (nivel 1) hasta citas de la especie haciendo referencia a la localidad (nivel 3). Esta posible infraestimación en los datos de riqueza podría influir en los resultados comparativos con los modelos utilizados en este estudio. Un ejemplo de ello es, el resultado de la comparación de los modelos en Las Cañadas del Teide, que indica una infraestimación de ambos modelos de 15 especies con respecto a los datos de BIOTA. Esto es debido a que se incluyeron datos de BIOTA con un nivel de precisión menor (nivel 3), que implica que, si una especie ha sido citada para el Parque Nacional del Teide, se seleccionan todas las cuadrículas del Parque como zona de presencia. Esto genera una sobreestimación para muchas cuadrículas del Parque (por ejemplo, todo el cono volcánico), pero genera un valor más preciso de su riqueza total. Por lo tanto, es esencial entender y aplicar correctamente la precisión de los datos de comparación.

En cuanto a los modelos, MaxEnt usa variables climáticas para la modelización de la distribución de especies. Lo ventajoso es que estas están disponibles a través de varias fuentes (Jiménez-Valverde et al., 2020), y disponen de resoluciones que varían desde los 30s a los 10min. Sin embargo, la desventaja es que carecen de detalles espaciales, lo que limita la predicción de heterogeneidad en terrenos montañosos con pendiente (Zhang et al., 2023). Por lo tanto, cabe la posibilidad de que estas capas no sean del todo adecuadas para la región de estudio seleccionada (Bedia et al., 2013; Watari et al., 2014; Jiménez-Valverde et al., 2021). El uso de variables más detalladas y específicas

para el archipiélago canario puede ser aconsejable a la hora de realizar modelos de distribución potencial de especies, ya que las estimaciones de temperatura y precipitaciones están más correlacionadas con la topografía de las islas (Fortini et al., 2022; Patiño et al., 2023). La utilización de variables de mayor escala, como las de WorldClim, podría tener limitaciones a la hora de identificar las características ecológicas locales, pudiendo generar subrepresentaciones de la distribución potencial de las especies (Randin et al., 2008; Patiño et al., 2023). Por ello, sería interesante la aplicación de variables bioclimáticas específicas de las islas Canarias para una mejor modelización, como las diseñadas en Patiño et al. (2023).

Por otro lado, SRedList, en comparación con MaxEnt, tiende a sobreestimar las áreas *hotspots*, tanto para el total de las especies como para las endémicas. Esta herramienta basa su evaluación en el cálculo del área de hábitat (AOH) a partir de los hábitats seleccionados como adecuados o de gran importancia según la UICN, definidos en el artículo de Jung *et al.*, (2020) (Brooks et al., 2019; SRedList, 2023). El cálculo de la distribución potencial mediante AOH tiene ciertas ventajas, como proporcionar información sobre la fragmentación del hábitat o localizar áreas *hotspots*, pero puede generar errores en la precisión de los mapas de distribución (sobreestimación), omitir áreas donde las especies se encuentran en la actualidad, o errores provocados por la falta de capas referidas a variables críticas del hábitat, entre otros (Brooks et al., 2019). Los hábitats que se proponen en SRedList son muy generales y no tienen en cuenta las características propias de las islas.

En Canarias existe una heterogeneidad de hábitats debido a las variaciones en la elevación, el tamaño de la isla y el clima, habiendo tanto macro como microclimas (Patiño et al., 2023). El hecho de que SRedList no distinga entre hábitats definidos de manera general y hábitats más específicos puede suponer un problema, ya que los primeros son más difíciles de extrapolar a territorios más pequeños (Brooks et al., 2019), como el caso de las islas. Sería aconsejable que esta herramienta en línea pudiera incorporar en versiones posteriores capas de hábitats más específicos. A pesar de todo lo anterior, se debe considerar que SRedList es una herramienta novedosa, lanzada en 2023, con la intención de ayudar a realizar evaluaciones e informar de parámetros clave de evaluación de

la Lista Roja (SRedList, 2024), lo que podría suponer un avance significativo en la conservación de la biodiversidad. Aunque aún se encuentra en su primera versión, es importante reconocer su potencial y no desestimarla como una herramienta eficaz debido a los posibles fallos que pueda presentar en esta etapa inicial. Esta plataforma se podría ver como un proyecto con espacio para mejoras y ajustes que respondan a las necesidades del personal investigador.

Con la ayuda de estas herramientas se pueden realizar estimaciones de la distribución de especies de invertebrados, reduciendo el déficit Wallaceano y ayudando a la comunidad científica a identificar zonas críticas, áreas prioritarias para la conservación, planificar medidas de conservación que tengan como especies objetivo a las de este grupo, o incluso en la predicción del cambio climático (Guisan & Thuiller, 2005; Mateo et al., 2011; Araújo & Peterson, 2012; Hao et al., 2020; Frans et al., 2021; Volis, 2022). Sin embargo, es crucial considerar con cautela los resultados debido a la posible incertidumbre asociada a estos (Frans et al., 2021; Volis, 2022). Al emplear modelos de distribución es importante tener en cuenta la posibilidad de falsas presencias o ausencias, así como la posibilidad de obtener resultados sobreestimados (Volis, 2022). Por tanto, los investigadores deben ser críticos al seleccionar el modelo más adecuado para sus datos y deben interpretar los resultados teniendo en cuenta posibles sesgos (Frans et al., 2021).

4.2. Los Espacios Naturales Protegidos

Las áreas protegidas son altamente beneficiosas para la conservación de vertebrados, tanto para especies generalistas como endémicas (Cazalis et al., 2020). Evaluar el papel en la conservación de estos espacios para los insectos es más complejo dada a la escasez de datos disponibles. A pesar de esto, se sugiere que estas áreas también pueden ser efectivas para la conservación de los insectos y formación de *hotspots* de biodiversidad (Chowdhury et al., 2023).

Los resultados revelaron que, el porcentaje de coincidencia entre *hotspots* y ENP para el total de especies fue mayor cuando se empleó el modelo MaxEnt en comparación con SRedList. Esto es debido a que SRedList produce más área *hotspots*, y al calcular la relación con el total de coincidencia, el porcentaje es

más bajo. Como se ha mencionado anteriormente, esta situación se produce porque SRedList calcula el área de *hotspots* en función del AOH, con lo que genera sobreestimaciones (Brooks et al., 2019). Esta sobreestimación también puede estar dándose en la modelización de MaxEnt por las variables climáticas seleccionadas (Watari et al., 2014; Jiménez-Valverde et al., 2021), pero el modelo es mucho más preciso en comparación. Sin embargo, para las especies endémicas ocurre todo lo contrario, es SRedList el modelo que más coincidencia presenta entre *hotspots* de especies endémicas y ENP. Este hecho solo revela que este modelo, de nuevo, genera una sobreestimación de los resultados debido a la metodología empleada para el cálculo de *hotspots* (Brooks et al., 2019), por la cual SRedList podría no estar teniendo en cuenta el carácter endémico de las especies, que tienen distribuciones restringidas debido a requerimientos concretos del hábitat (Borges et al., 2009). MaxEnt al usar variables bioclimáticas que, aunque pueden no estar englobando las condiciones específicas de las islas, es más específico con estas especies.

A pesar de los posibles sesgos que presenten los modelos, los resultados muestran un elevado porcentaje de coincidencia entre *hotspots* y ENP tanto para el total de especies como para las especies endémicas. Esta coincidencia podría deberse a que en estos espacios se reducen las actividades perjudiciales para los ecosistemas, como las actividades agrícolas o la urbanización, e incluso se reduce el efecto del cambio climático (Cazalis et al., 2020; Chowdhury et al., 2023).

Con los presentes resultados, para la mejora de la precisión de los modelos se sugiere la inversión, tanto desde el punto de vista económico como temporal, en estudios y proyectos destinados a la creación de inventarios donde se recojan los datos de la especie de manera exhaustiva. Con esta información se podrían crear protocolos de actuación y conservación con medidas expresamente destinadas a invertebrados, ya que en muchas ocasiones los planes de conservación y el establecimiento de áreas protegidas se centran en las llamadas *especies paraguas*, con la esperanza de que estas acciones beneficien a otras especies presentes en el mismo entorno (Engelbrecht, 2010; McGeoch et al., 2011; Gómez & Bourgès, 2016; Chowdhury et al., 2023). Desde hace algunos años está cada vez más aceptada una herramienta de vital importancia:

la ciencia ciudadana. Desarrollar programas de comunicación y educación ambiental donde se haga partícipe a la ciudadanía puede ser un método efectivo para varias causas: **i)** recopilación de información sobre especies, **ii)** datos de distribución, y **iii)** interés hacia un grupo tan desconocido como los invertebrados (Chandler et al., 2016; Robinson et al., 2020; Barahona-Segovia et al., 2021; Feldman et al., 2021). Un ejemplo de que la ciencia ciudadana es una herramienta potente es este trabajo, que utilizó los datos de observaciones hechas en diferentes foros revisados por expertos, y proyectos de ciencia ciudadana.

4.3. Categorías de protección

Los criterios establecidos por la UICN se basan en datos cuantitativos para evaluar a las especies (Goodsell et al., 2024). Sin embargo, estos criterios no se adaptan a especies de invertebrados debido a que estas presentan una carencia de información previa sobre sus características y distribución, y la clasificación no tiene en cuenta el enorme esfuerzo de muestreo que debería hacerse para obtener datos precisos sobre ellas (Cardoso et al., 2011a; Goodsell et al., 2024). En general, para los invertebrados los criterios se emplean de forma indirecta, utilizando los valores de AOO y EOO como sustitutos de las tendencias poblacionales (Cardoso et al., 2011a, 2012). La mayoría de los invertebrados evaluados en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN reciben su clasificación mediante el criterio B o el criterio D (Cardoso et al., 2012). Tal como se encuentran definidos actualmente, existen dos posibles resultados para los invertebrados: la categorización inexacta, normalmente clasificándolas en una categoría inferior, o ser incluidas en la categoría Datos Deficientes (DD) (Goodsell et al., 2024).

Los modelos de este trabajo, sin embargo, han clasificado a todas las especies bajo alguna categoría de amenaza. MaxEnt ha clasificado a las especies como Preocupación Menor (LC), Vulnerable (VU) y En peligro (EN) porque la clasificación solo ha tenido en cuenta el criterio B (Distribución geográfica representada como extensión de presencia (B1) y/o área de ocupación (B2)). Como los valores de AOO son muy bajos y no se dispone de información previa sobre la distribución de especies o sobre su tamaño poblacional con la que

ajustar mejor las categorías, al aplicar el criterio estas serán restrictivas. Autores como Cardoso et al., (2011a) proponen la modificación del criterio B para que en el caso de especies que tengan un EOO ó AOO grandes se apliquen dos de las tres condiciones del criterio (a-c, Figura 3), pero si tienen un AOO ó EOO pequeño, solo cumplan una.

En cuanto a SRedList, las categorías de protección se han obtenido en un rango entre Preocupación Menor (LC)/Casi Amenazado (NT) y Vulnerable (VU) y En Peligro (EN). Esta clasificación la hace la propia herramienta mediante parámetros internos, pero a la hora de ofrecer los resultados, advierte de que la categoría de amenaza de la especie no se puede dar de forma concreta debido a la falta de datos. Siendo una herramienta creada por la UICN, en el futuro se debería revisar y definir los umbrales para la clasificación. Cardoso et al., (2011a) para la clasificación de especies con muestreos incompletos sugiere la aplicación de modelos de distribución potencial en función del hábitat. SRedList podría ser una opción adecuada, pero los desarrolladores deben mejorar la accesibilidad a la hora de saber qué criterios se están aplicando para la clasificación.

Cardoso et al., (2011a) también sugiere modificaciones en los demás criterios. En el caso del criterio A (Reducción del tamaño poblacional), propone poder calcular la categoría a partir de la disminución del AOO, puesto que normalmente la abundancia de una especie está correlacionada con el área que ocupa, pudiendo entonces aplicarse al área de ocupación (AOO). Sin embargo, se ha de tener en cuenta que pueden obtenerse inferencias inválidas provocadas por la escasez de datos. Para el resto de los criterios (criterios C y D), tanto Cardoso et al., (2011a) como Goodsell et al., (2024) hacen referencia a la importancia de modificar los umbrales establecidos de AOO y EOO, ya que para especies de invertebrados no tienen tanta fiabilidad como con otros grupos de organismos. En el caso del criterio E, se propone una reducción del rango de tiempo en las proyecciones de cara a futuro de las especies, ya que las actuales (50-100 años) no son adecuadas para organismos que tienen ciclos de vida cortos.

Por otro lado, hay que tener en cuenta que pueden existir errores en la clasificación de la categoría de amenazas de algunas especies, como ocurre con

las especies no endémicas *Bombus ruderatus*, *Hylaeus sulphuripes*, *Xylocopa pubescens* y *X. violacea*, catalogadas como amenazadas por ambos modelos. Esta clasificación viene dada porque el valor de AOO es bajo debido a que son especies de introducción reciente que están en proceso de expansión. Estos resultados ponen de manifiesto los posibles errores que se podrían cometer si se modifican los umbrales de los criterios, como expone Cardoso et al., (2011a). Por ello se remarca la necesidad de analizar de forma crítica los resultados, ya que cabe la posibilidad de que existan sesgos (Frans et al., 2021; Volis, 2022).

Otro problema es la aplicación de los criterios en ecosistemas insulares, ya que para que una especie no sea considerada como amenazada según la UICN debe tener un umbral de EOO menor de 20.000 km² y un AOO menor de 2.000km² (Martín, 2009). Sin embargo, en Canarias la mayor superficie es de ≈2.000km² (Tenerife), con lo que prácticamente todas las especies endémicas serían consideradas como amenazadas (Martín, 2009). Como consecuencia, en las evaluaciones a nivel insular se incluirían especies consideradas como comunes y no amenazadas, en categorías de amenaza como Vulnerable u otras más elevadas, es decir, se produce una sobreestimación del riesgo de amenaza (Martín, 2004, Cardoso et al., 2011a). Sobreestimar la amenaza implica que aquellas especies más susceptibles queden opacadas en una gran lista de taxones, lo que podría suponer un grave inconveniente para las estrategias de gestión orientadas a optimizar los escasos recursos de conservación de los que se dispone (Martín, 2004).

El empleo de los criterios de la UICN podría considerarse como una aproximación de las evaluaciones realizadas en islas y, en una futura adaptación de los criterios reevaluar a las especies. Un ejemplo de adaptación de los criterios de la UICN es el realizado por González-Mancebo et al., (2012), quienes adaptaron los criterios para evaluar briófitos en las islas modificando los tamaños de AOO y EOO. Este proceso también fue probado con éxito en la evaluación de especies amenazadas de Canarias, donde se incluían diferentes especies de artrópodos (Cardoso et al., 2011a).

5. Conclusión

- 1) La comparación de modelos sugiere que MaxEnt es el más preciso tanto para la generación de zonas *hotspots* como para el análisis de coincidencia entre estos y ENP.
- 2) SRedList es una herramienta de modelización novedosa que podría aplicarse en el estudio de la distribución potencial de especies si se realizan mejoras en cuanto a la forma de modelización.
- 3) Las áreas *hotspots* coincidentes de ambos modelos para el total de las especies se localizan en La Gomera, Tenerife y Gran Canaria, desde la costa hasta medianías de ambas vertientes. Las áreas coincidentes entre modelos para las especies endémicas se localizan en las medianías del norte y sur de Tenerife.
- 4) La estimación de los valores de EOO y AOO utilizando dos metodologías independientes, ha permitido mostrar las diferencias de la evaluación del grado de amenaza.
- 5) Las evaluaciones realizadas en base a los criterios establecidos por la UICN deben ser evaluados de manera crítica, ya que estos criterios necesitan adaptarse a invertebrados y condiciones insulares.

Conclusions

- 1) Model comparison suggests that MaxEnt is the most accurate for both hotspot zone generation and the analysis of overlap between these and ENP.
- 2) SRedList is a novel modeling tool that could be applied in the study of species' potential distribution if improvements are made in terms of modeling approach.
- 3) The coincident hotspot areas of both models for all species are located in La Gomera, Tenerife, and Gran Canaria, from the coast to mid-altitude on both slopes. Coincident areas between models for endemic species are located in the mid-altitudes of the north and south of Tenerife.
- 4) Estimation of EOO and AOO values using two independent methodologies has allowed for the demonstration of differences in threat assessment.

- 5) Evaluations based on criteria established by the UICN need to be critically assessed, as these criteria need to be adapted for invertebrates and island conditions

Bibliografía

- Araújo, M. B., & Peterson, A. T. (2012). Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. *Ecology*, 93(7), 1527-1539. <https://doi.org/10.1890/11-1930.1>.
- Arechavaleta, M., & Martín Esquivel, J. (2008). La perspectiva archipelágica: Canarias.
- Banco de Datos de Biodiversidad de Canarias. (2024). Recuperado de <http://www.biodiversidadcanarias.es/biota>
- Barahona-Segovia, R. M., Alaniz, A. J., Durán-Sanzana, V., Flores Flores, E., Gerstle, J., Montecinos-Ibarra, R., Pérez-Schultheiss, J., Rabanal, F. E., Reyes, D., Ramos, V., Venegas-Díaz, C., Weymann, M., Smith-Ramírez, C., Araya, J. F., & Vergara, P. M. (2021). Combining citizen science with spatial analysis at local and biogeographical scales for the conservation of a large-size endemic invertebrate in temperate forests. *Forest Ecology and Management*, 497, 119519. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119519>.
- Bartomeus, I., Lanuza, J. B., Wood, T. J., Carvalheiro, L., Molina, F. P., Collado, M. Ángel, Aguado-Martín, L. O., Alomar, D., Álvarez-Fidalgo, M., Álvarez Fidalgo, P., Arista, M., Arroyo-Correa, B., Asís, J. D., Azpiazu, C., Baños-Picón, L., Beja, P., Boieiro, M., Borges, P. A., González Bornay, G., Carvalho, R., Casimiro-Soriguer, R., Castro, S., Costa, J., Cross, I., De la Rúa, P., de Pablos, L. M., de Paz, V., Díaz-Calafat, J., Ferrero, V., Gaspar, H., Ghisbain, G., Gómez, J. M., Gómez-Martínez, C., González-Estévez, M. Ángel, Heleno, R., Herrera, J. M., Hormaza, J. I., Iriondo, J. M., Kuhlmann, M. , Laiolo, P., Lara-Romero, C., Lázaro, A., López-Angulo, J., López-Núñez, F. A., Loureiro, J., Magrach, A., Martínez-López, V., Martínez-Núñez, C., Michez, D., Miñarro, M., Montero-Castaño, A., Moreira, B., Morente-López, J., Noval Fonseca, N., Núñez Carbajal, A., Obeso, J. R., Ornos, C., Ortiz-Sánchez, F. J., Pareja Bonilla, D., Patiny, S., Penado, A., Picanço, A., Ploquin, E. F. ., Rasmont, P., Rego, C., Rey, P. J., Ribas-Marquès, E., Roberts, S. P., Rodriguez, M., Rosas-Ramos, N., Sánchez, A. M., Santamaría, S., Tobajas, E., Tormos, J., Torres, F., Trillo, A., Valverde, J., Vilà, M., & Viñuela, E. (2022). Base de datos de abejas ibéricas:9 Ecosistemas, 2380
- Bedía, J., Herrera, García, Sixto, & Gutiérrez, J. (2013). Dangers of using global bioclimatic datasets for ecological niche modeling. Limitations for future climate projections. *Global and Planetary Change*, 107, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2013.04.005>.
- Benito de Pando, B., & Peñas de Giles, J. (2007). Aplicación de modelos de distribución de especies a la conservación de la biodiversidad en el sureste de la Península Ibérica. *GeoFocus (Artículos)*, 7, 100-119. ISSN: 1578-5157.

- Borges, P. A. V., Gaspar, C., Santos, A. M. C., Ribeiro, S. P., Cardoso, P., Triantis, K. A., & Amorim, I. R. (2009). Patterns of colonization and species distribution for Azorean arthropods: Evolution, diversity, rarity, and extinction.
- Brown, M. J. F., & Paxton, R. J. (2009). The conservation of bees: A global perspective. *Apidologie*, 40, 410-416. <https://doi.org/10.1051/apido/2009019>.
- Brooks, T. M., Pimm, S. L., Akçakaya, H. R., Buchanan, G. M., Butchart, S. H. M., Foden, W., Hilton-Taylor, C., Hoffmann, M., Jenkins, C. N., Joppa, L., Li, B. V., Menon, V., Ocampo-Peñuela, N., & Rondinini, C. (2019). Measuring Terrestrial Area of Habitat (AOH) and Its Utility for the IUCN Red List. *Department of Earth and Environment*, 99.
- Cabildo de Tenerife. (2023, 26 de enero). Espacios Naturales Protegidos. Recuperado de <https://www.tenerife.es/portalcabtfe/es/temas/medio-ambiente-de-tenerife/espacios-naturales-protegidos/categorias-de-proteccion>
- Cardoso, P. (2020). red: UICN Redlisting Tools. R package version 1.5.0. <https://CRAN.R-project.org/package=red>
- Cardoso, P., Borges, P. A., Triantis, K., Ferrández, M. Á., & Martín Esquivel, J. (2011b). Adapting the IUCN Red List criteria for invertebrates. *Biological Conservation*, 144. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.06.020>
- Cardoso, P., Erwin, T., Borges, P. A., & New, T. (2011a). The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. *Biological Conservation*, 144, 2647-2655. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.07.024>
- Cardoso, P., Borges, P. A., Triantis, K. A., Ferrández, M. A., & Martín, J. L. (2012). The underrepresentation and misrepresentation of invertebrates in the IUCN Red List. *Biological Conservation*, 149(1), 147-148.
- Casanelles-Abella, J., Fontana, S., Meier, E., Moretti, M., & Fournier, B. (2023). Spatial mismatch between wild bee diversity hotspots and protected areas. *Conservation Biology*
- Cazalis, Victor, Princé, Karine, Mihoub, Jean-Baptiste, Kelly, Joseph, Butchart, Stuart, & Rodrigues, Ana. (2020). Effectiveness of protected areas in conserving tropical forest birds.
- Comité de Estándares y Peticiones de la UICN. (2019). Directrices de uso de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN. Versión 14. Preparado por el Comité de Estándares y Peticiones. Disponible en <https://www.UICNredlist.org/es/resources/redlistguidelines>
- Chandler, M., See, L., Copas, K., Schmidt, A., Claramunt, B., Danielsen, F., Legind, J., Masinde, S., Miller-Rushing, A., Greg, N., & Turak, E. (2016). Contribution

of citizen science towards international biodiversity monitoring. *Biological Conservation*. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.09.004>

- Chowdhury, S., Jennions, M., Zalucki, M., Maron, M., Watson, J., & Fuller, R. (2023). Protected areas and the future of insect conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 38. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2023.04.006>.

- Dorta, N. (2019). Análisis de distribución espacial de la biodiversidad de las abejas (Hymenoptera: Apoidea) en las Islas Canarias: conservación de polinizadores y cambio climático. Universidad de La Laguna.

- Eggleton, P. (2020). The State of the World's Insects. *Annual Review of Environment and Resources*, 45. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-012420-050035>.

- Engelbrecht, I. (2010). Invertebrate Species Inventories in Protected Area Management: Are They Useful?. *African Entomology*, 18, 235-245. <https://doi.org/10.4001/003.018.0203>.

- Feldman, M., Imbeau, L., Marchand, P., Mazerolle, M., Darveau, M., & Fenton, N. (2021). Trends and gaps in the use of citizen science derived data as input for species distribution models: A quantitative review. *PLoS ONE*, 16. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0234587>.

- Florencio, M., Patiño, J., Nogué, S., Traveset, A., Borges, P. A. V., Schaefer, H., Amorim, I. R., Arnedo, M., Ávila, S. P., Cardoso, P., de Nascimento, L., Fernández-Palacios, J. M., Gabriel, S. I., Gil, A., Gonçalves, V., Haroun, R., Illera, J. C., López-Darias, M., Martínez, A., Martins, G. M., Neto, A. I., Nogales, M., Oromí, P., Rando, J. C., Raposeiro, P. M., Rigal, F., Romeiras, M. M., Silva, L., Valido, A., Vanderpoorten, A., Vasconcelos, R., & Santos, A. M. C. (2021). Macaronesia as a Fruitful Arena for Ecology, Evolution, and Conservation Biology. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, 718169. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.718169>

- Fortini, L., Kaiser, L., Xue, L., & Wang, Y. (2022). Bioclimatic variables dataset for baseline and future climate scenarios for climate change studies in Hawai'i. *Data in Brief*, 45, 108572. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2022.108572>.

- Frans, V., Augé, A., Fyfe, J., Zhang, Y., McNally, N., Edelhoff, H., Balkenhol, N., & Engler, J. (2021). Integrated SDM database: Enhancing the relevance and utility of species distribution models in conservation management. *Methods in Ecology and Evolution*, 13. <https://doi.org/10.1111/2041-210x.13736>.

- Galante, E., Numa Valdez, C., & Verdú, J. R. (2015). La conservación de los insectos en España, una cuestión no resuelta.

- Garibaldi, L. A., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., Aizen, M. A., Bommarco, R., Cunningham, S. A., Kremen, C., Carvalheiro, L. G., Harder, L. D., Afik, O., Bartomeus,

- I., Benjamin, F., Boreux, V., Cariveau, D., Chacoff, N. P., Dudenhöffer, J. H., Freitas, B. M., Ghazoul, J., Greenleaf, S. S., & Klein, A. M. (2013). Wild Pollinators Enhance Fruit Set of Crops Regardless of Honey Bee Abundance. *Science (New York, N.Y.)*, 339. <https://doi.org/10.1126/science.1230200>.
- Goodsell, R., Tack, A., Ronquist, F., Dijk, L., Iwaszkiewicz-Eggebrecht, E., Miraldo, A., Roslin, T., & Vanhatalo, J. (2024). The rarity of Invertebrates prevents reliable application of IUCN Red List criteria. <https://doi.org/10.32942/X23G71>.
 - Gómez, J. F., & Bourgès, F. (2016). Sobre la gestión del patrimonio natural y el paisaje en España en la era de los Espacios Naturales Protegidos: el caso de los invertebrados. *Arbor*, 192(781), a349. <https://doi.org/10.3989/arbor.2016.781n5007>
 - González-Mancebo, J. M., Dirkse, G. M., Patino, J., Romaguera, F., Werner, O., Ros, R. M., & Martín, J. L. (2012). Applying the UICN Red List criteria to small-sized plants on oceanic islands: Conservation implications for threatened bryophytes in the Canary Islands. *Biodiversity and conservation*, 21(14), 3613-3636.
 - Guisan, A., & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8, 993-1009. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>.
 - Hannah L. Protected areas and climate change. *Ann N Y Acad Sci*. 2008;1134:201-12. doi: 10.1196/annals.1439.009. PMID: 18566095.
 - Hao, T., Elith, J., Lahoz-Monfort, J., & Guillera-Arroita, G. (2020). Testing whether ensemble modelling is advantageous for maximising predictive performance of species distribution models. *Ecography*, 43. <https://doi.org/10.1111/ecog.04890>
 - Herbertsson, L., Lindström, S. A. M., Rundlöf, M., Bommarco, R., & Smith, H. G. (2016). Competition between managed honeybees and wild bumblebees depends on landscape context. *Basic and Applied Ecology*. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2016.05.001>
 - Iloldi, P., & Escalante, T. (2008). De los modelos de nicho ecológico a las áreas de distribución geográfica. *Inbioteca*. 3, 7-12.
 - Iwasaki, J. M., & Hogendoorn, K. (2022). Mounting evidence that managed and introduced bees have negative impacts on wild bees: an updated review. *Current research in insect science*, 100043.
 - Jiménez-Valverde, A., Rodríguez-Rey, M., & Peña-Aguilera, P. (2021). La fuente de datos climáticos importa en la modelización de la distribución de especies: el caso de la Península Ibérica. *Biodiversity and Conservation*, 30, 67–84. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-02075-6>

- Jung, M., Dahal, P. R., Butchart, S. H. M., Donald, P. F., De Lamo, X., Lesiv, M., Kapos, V., Rondinini, C., & Visconti, P. (2020). A global map of terrestrial habitat types. *Scientific Data*, 7(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/s41597-020-00599-8>
- Klein, A. M., Boreux, V., Fornoff, F., Mupepele, A. C., & Pufal, G. (2018). Relevance of wild and managed bees for human well-being. *Current opinion in insect science*, 26, 82–88. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2018.02.011>
- Larsen, B. B., Miller, E. C., Rhodes, M. K., & Wiens, J. J. (2017). Inordinate fondness multiplied and redistributed: The number of species on earth and the new pie of life. *Quarterly Review of Biology*, 92(3), 229-265.
- Lázaro, A., Montero-Castaño, A., Traveset, A., Ricarte, A., Ornos, C., Stefanescu, C., Botías, C., Tur-Tur, C., Garcia, D., de la Peña, E., Ortiz-Sanchez, F., Sánchez-Bayo, J., Bartomeus, I., Bosch, J., Herrera, M., Tormos, J., Asís, J., Obeso, J., Arroyo, J., & Cerdá, X. (2019). Medidas para la conservación de la biodiversidad de los polinizadores silvestres en la península ibérica. [Measures for the conservation of wild pollinator biodiversity in the Iberian Peninsula].
- Marshall, L., Leclercq, N., Carvalheiro, L. G., Dathe, H. H., Jacobi, B., Kuhlmann, M., ... & Vereecken, N. J. (2024). Understanding and addressing shortfalls in European wild bee data. *Biological Conservation*, 290, 110455.
- Martín, J. L., (2004). Propuesta metodológica para la catalogación de especies amenazadas en Canarias. En *Naturaleza de las Islas Canarias. Ecología y Conservación*.
- Martín, J. L., (2009). Are the IUCN standard home-range thresholds for species a good indicator to prioritise conservation urgency in small islands? A case study in the Canary Islands (Spain). *Journal for Nature Conservation*, 17(2), 87-98.
- Mateo, R. G., Felicísimo, Á. M., & Muñoz, J. (2011). Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural*, 84(2), 217-240.
- McGeoch, M., Sithole, H., Samways, M., Pryke, J., Picker, M., Uys, C., Armstrong, A., Dippenaar-Schoeman, A., Engelbrecht, I., Braschler, B., & Hamer, M. (2011). Conservation and monitoring of invertebrates in terrestrial protected areas. *Koedoe*, 53, 13 pp.. <https://doi.org/10.4102/koedoe.v54i1.1000>.
- Staudinger, M. D., Grimm, N. B., Staudt, A., Carter, S. L., Chapin III, F. S., Kareiva, P., Ruckelshaus, M., & Stein, B. A. (2012). Impacts of Climate Change on Biodiversity, Ecosystems, and Ecosystem Services: Technical Input to the 2013

National Climate Assessment. Cooperative Report to the 2013 National Climate Assessment, 296 p.

- Michener, C.D. (2007) *The Bees of the World*. 2nd Edition, John Hopkins University Press, Baltimore.

- Melin, A., Beale, C. M., Manning, J. C., & Colville, J. F. (2024). Fine-scale bee species distribution models: Hotspots of richness and endemism in South Africa with species-area comparisons. *Insect Conservation and Diversity*.

- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858. <https://doi.org/10.1038/35002501>

- Naranjo, M., Moreno, Á., & Martín, S. (2014). ¿Dónde buscar troglobiontes? Ensayo de una cartografía predictiva con MaxEnt en Gran Canaria (islas Canarias). *Arxius de Miscellania Zoologica*, 12. <https://doi.org/10.32800/amz.2014.12.0083>.

- Nieto, A., Roberts, S.P.M., Kemp, J., Rasmont, P., Kuhlmann, M., García Criado, M., Biesmeijer, C., Bogusch, P., Dathe, H.H., De la Rúa, P., De Meulemeester, T., Dehon, M., Dewulf, A., Ortiz-Sánchez, F.J., Lhomme, P., Pauly, A., Potts, S.G., Praz, C., Quaranta, M., Radchenko, V.G., Scheuchl, E., Smit, J., Straka, J., Terzo, M., Tomozii, B., Window, J. and Michez, D. (2014). *European Red List of Bees*. Luxembourg: Publication Office of the European Union.

- Ollerton, J. (2017). Pollinator Diversity: Distribution, Ecological Function, and Conservation. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022919>.

- Oromí P., H. López, M. Arechavaleta, H. Contreras-Díaz & B. Rodríguez (2003). The arthropod fauna of Montaña Clara (Canary Islands) I: Coleoptera. *VIERAEA*, 31: 167-182.

- Oromí, P., Zurita, N., Morales, E., & López, H. (2015). Diversidad de artrópodos terrestres en las Islas Canarias.

- Ortiz-Sánchez, F., Aguado, L., & Ornos, C. (2018). Diversidad de abejas en España, tendencia de las poblaciones y medidas para su conservación (Hymenoptera, Apoidea, Anthophila). *Boln. Asoc. esp. Ent.*, 42(1-2), 3-8.

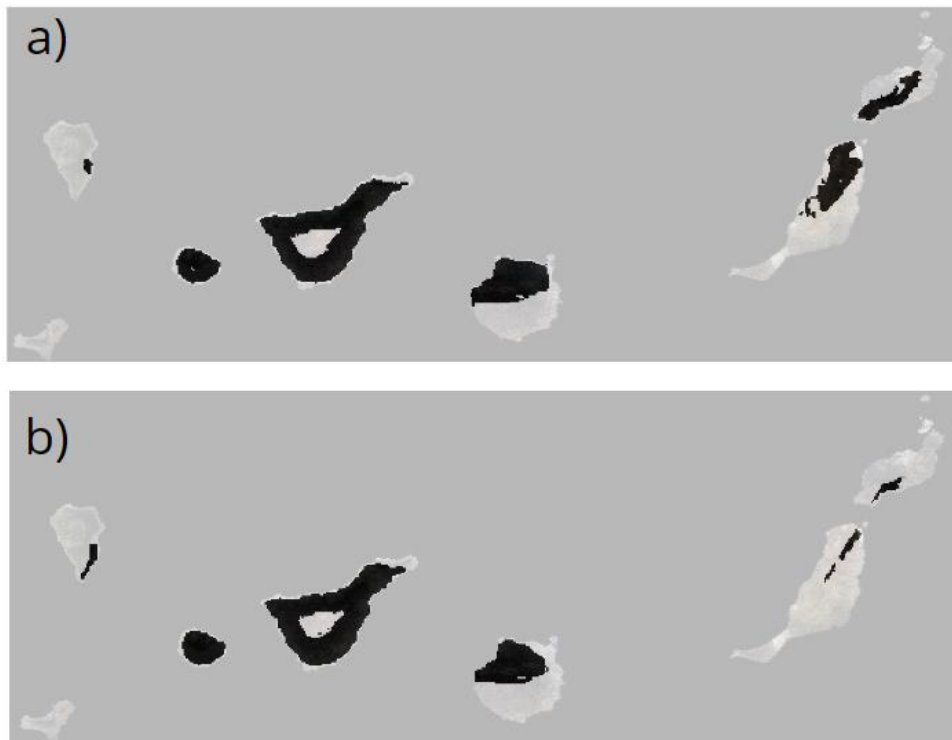
- Patel, V., Pauli, N., Biggs, E., Barbour, L., & Boruff, B. (2021). Why bees are critical for achieving sustainable development. *Ambio*, 50(1), 49–59.

<https://doi.org/10.1007/s13280-020-01333-9>

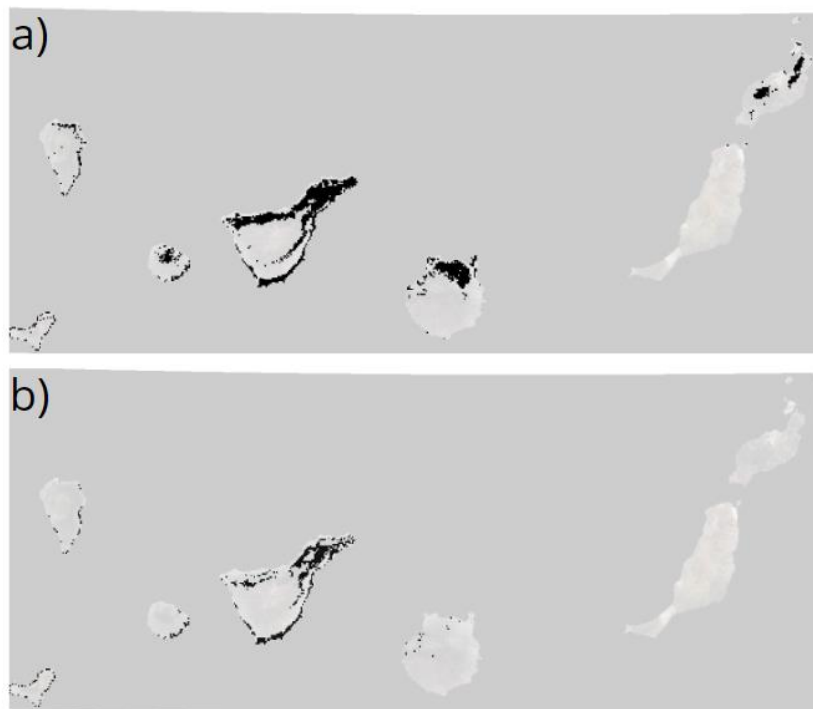
- Patiño, J., Collart, F., Vanderpoorten, A., Martín Esquivel, J., Naranjo-Cigala, A., Mirolo, S., & Karger, D. N. (2023). Spatial resolution impacts projected plant responses to climate change on topographically complex islands. *Diversity and Distributions*, 29, n/a-n/a. <https://doi.org/10.1111/ddi.13757>.
- Phillips, S. (2010). Species Distribution Modeling for Conservation Educators and Practitioners. Exercise. American Museum of Natural History, Lessons in Conservation. Available at <http://ncep.amnh.org/linc>.”
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distribution. *Ecological Modelling*, 190(3-4), 231-259. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>.
- Ramos, M., Lobo, J. & Esteban, M. (2001). Ten years inventorying the Iberian fauna: results and perspectives. *Biodiversity and Conservation* 10, 19–28.
- Randin, C. F., Engler, R., Normand, S., Zappa, M., Zimmermann, N. E., Pearman, P. B., Vittoz, P., Thuiller, W., & Guisan, A. (2009). Climate change and plant distribution: Local models predict high-elevation persistence. *Global Change Biology*, 15(6), 1557-1569. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01766.x>.
- Robinson, O. J., Ruiz-Gutierrez, V., Reynolds, M. D., Golet, G. H., Strimas-Mackey, M. E., & Fink, D. (2020). Integrating citizen science data with expert surveys increases accuracy and spatial extent of species distribution models. *Diversity and Distributions*, 26(10), 1204-1215. <https://doi.org/10.1111/ddi.13068>.
- Senapathi, D., Biesmeijer, J. C., Breeze, T. D., Kleijn, D., Potts, S. G., & Carvalho, L. G. (2015). Pollinator conservation - The difference between managing for pollination services and preserving pollinator diversity. *Current Opinion in Insect Science*, 12, 93-101. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2015.11.002>.
- sRedList Working Group (2023). The sRedList platform - a tool to support Red List assessments, version 2023.3.
- UICN. 2022. The UICN Red List of Threatened Species. Version 2022-2. <https://www.UICNredlist.org>. Accessed on [26/01/2024].
- Verdú, JR, Galante, E., & Nacionales, OAP (Eds.). (2009). *Atlas de los invertebrados amenazados de España:(especies en peligro crítico y en peligro)*. Madrid: Organismo Autónomo Parques Nacionales.
- Visualization & Analysis Systems Technologies. (2019). Geoscience Community Analysis Toolkit. Boulder, CO: NSF NCAR Computational and Information Systems Lab. doi:10.5065/a8pp-4358.

- Volis, S. (2022). Species Distribution Modeling - a conservation tool with a wide spectrum of applications in Central Asia. *Plant Diversity of Central Asia*. https://doi.org/10.54981/PDCA/vol1_iss2/a2.
- Wickham H (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York. ISBN 978-3-319-24277-4, <https://ggplot2.tidyverse.org>.
- Zhang, F., Wang, C., Zhang, C., & Wan, J. (2023). Comparing the Performance of CMCC-BioClimInd and WorldClim Datasets in Predicting Global Invasive Plant Distributions. *Biology*, 12(5), 652. <https://doi.org/10.3390/biology12050652>

ANEXO



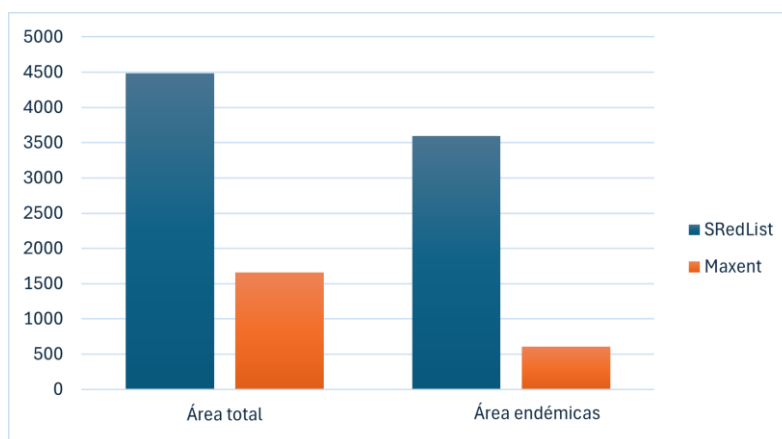
A_Figura 1. a) Representación del resultado de la modelación de SRedList de la distribución de *hotspots* para el total de especies. b) Representación del del resultado de la modelación de SRedList de la distribución de *hotspots* para especies endémicas.



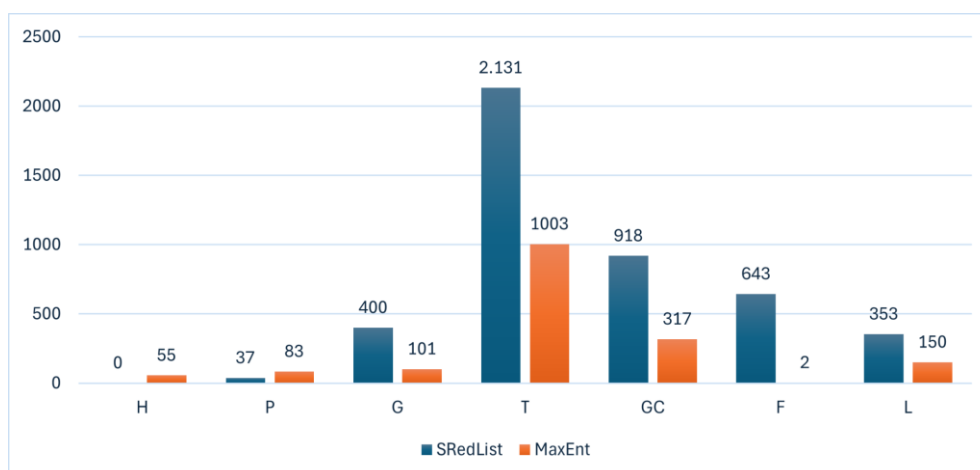
A_Figura 2. a) Representación del resultado de la modelación de MaxEnt de la distribución de *hotspots* para el total de especies. b) Representación del del resultado de la modelación de MaxEnt de la distribución de *hotspots* para especies endémicas.

A_Tabla 1: Resultado de la combinación de los resultados de ambos modelos. ATotal: Área total, a partir de la combinación de modelos, de cada isla. TComb: Área coincidente en ambos modelos para el total de especies. %coinc: Porcentaje de coincidencia de hotspot de especies totales. CombEnd: Área coincidente para especies endémicas.

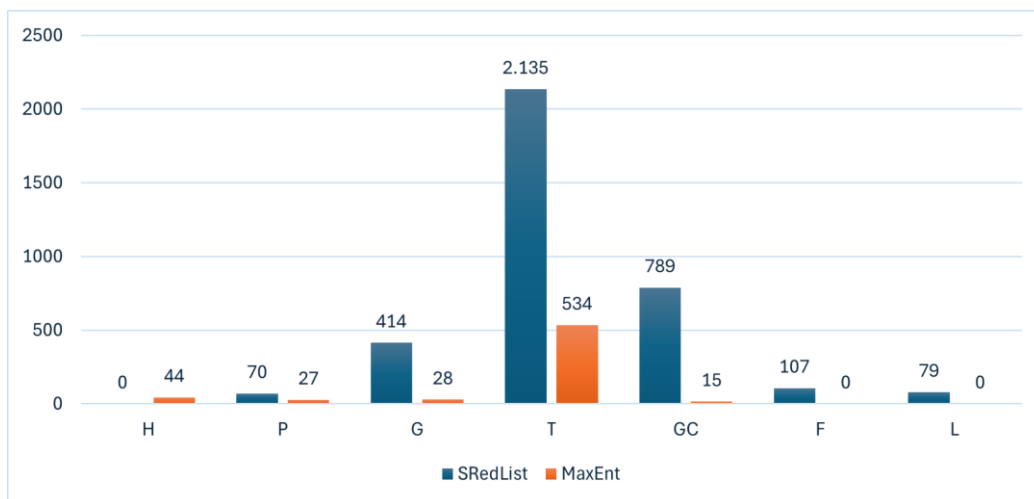
	H	P	G	T	GC	F	L	Total
ATotal (km²)	-	899	465	2.560	2.011	2.119	1.071	9.125
TComb (km²)	-	10	79	820	292	1	22	1.224
% coinc	-	1,11	16,99	32,03	14,5	0,05	2,05	13,41
CombEnd (km²)	-	4	12	425	12	-	-	453
%coinc	-	0,44	2,58	16,6	0,6	-	-	4,96



A_Figura 3: Representación de las áreas totales de *hotspot* (km²) resultantes de SRedList (azul) y MaxEnt (naranja) tanto para el total de las especies (Área total) como para las endémicas (Área endémicas).



A_Figura 4: Representación de las áreas de *hotspot* para el total de especies resultantes de la modelización de SRedList (azul) y MaxEnt (naranja), en km², para cada una de las islas. H: El Hierro; P: La Palma; G: La Gomera; T: Tenerife; GC: Gran Canaria; F: Fuerteventura; L: Lanzarote.



A_Figura 5: Representación de las áreas de *hotspot* para las especies endémicas resultantes de la modelización de SRedList (azul) y MaxEnt (naranja), en km², para cada una de las islas. H: El Hierro; P: La Palma; G: La Gomera; T: Tenerife; GC: Gran Canaria; F: Fuerteventura; L: Lanzarote.

A_Tabla 2: Resumen de los valores obtenidos, expresados en km², de los hotspot resultantes de la modelización con SRedList y MaxEnt, y el área de coincidencia con espacios naturales protegidos. T: Área de hotspots del sumatorio de todas las especies; ENP: Área de coincidencia con Espacios Naturales Protegidos; % coinc: Porcentaje de coincidencia; End: Área de hotspots del sumatorio de especies endémicas. H: El Hierro; P: La Palma; G: La Gomera; T: Tenerife; GC: Gran Canaria; F: Fuerteventura; L: Lanzarote.

Modelo	Islas	H	P	G	T	GC	F	L
SRedList	T (km ²)	-	37	400	2.131	918	643	353
	ENP (km ²)	-	1	294	1805	762	201	148
	% coinc	-	2	73,5	84,7	83	31,3	41,9
	End (km ²)	-	70	414	2135	789	107	79
	ENP (km ²)	-	24	256	1.772	616	29	43
	% coinc	-	34,3	61,8	82,9	78	27,1	54,4
MaxEnt	T (km ²)	55	83	101	1003	317	2	150
	ENP (km ²)	37	35	71	988	258	1	87
	% coinc	66	42,2	70,3	98,5	81,4	50	58
	End (km ²)	44	27	28	534	15	-	-
	ENP (km ²)	27	14	8	260	13	-	-
	% coinc	61,4	51,9	28,6	48,7	86,6	-	-