



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

MODELACIÓN DE LA CONTRIBUCIÓN DE PLANTAS
NATIVAS Y EXÓTICAS EN LA DISTRIBUCIÓN DE
Pholisora catullus (LEPIDOPTERA: HESPERIIDAE) EN
LA REGIÓN NEÁRTICA

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGO

P R E S E N T A :

EMILIANO ALBORES MENDOZA



DIRECTORA DE TESIS:

DRA. LAURA ALEXANDRA RENGIFO CORREA

Ciudad Universitaria, Ciudad de México, 2024



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

MODELACIÓN DE LA CONTRIBUCIÓN DE PLANTAS
NATIVAS Y EXÓTICAS EN LA DISTRIBUCIÓN DE
Pholisora catullus (LEPIDOPTERA: HESPERIIDAE) EN
LA REGIÓN NEÁRTICA

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGO

P R E S E N T A :

EMILIANO ALBORES MENDOZA



DIRECTORA DE TESIS:

DRA. LAURA ALEXANDRA RENGIFO CORREA

Ciudad Universitaria, Ciudad de México, 2024

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional Autónoma de México y la Facultad de Ciencias, por brindarme la oportunidad de realizar mi formación académica en la mejor institución de educación pública en el país y por ser un espacio rico en cultura, diversidad, crítica y pensamiento en el cual crecí y me convertí en la persona que soy ahora.

A todo el pueblo de México, que con el pago de sus impuestos sostienen a las instituciones de educación pública de este país. Me comprometo a regresar con creces el valor de mi educación, a ser un ejemplo para las generaciones que vienen detrás de mí y a contribuir en la creación de un mundo mejor para todos.

A los miembros del Taller de Ecología de Insectos en un Mundo Cambiante de la Licenciatura en Biología de la Facultad de Ciencias de la UNAM y al Laboratorio de Ecología de Insectos en el Antropoceno de la UNAM, por aceptarme como su estudiante y orientarme en la elección de mi directora y mi tema de tesis.

A la Dra. Laura Alexandra Rengifo Correa, por el tiempo y el empeño dedicados en la dirección de esta tesis y por ser un ejemplo de calidad humana y excelencia en investigación. Me brindó de su apoyo, motivación y paciencia al mismo tiempo que compartió conmigo sus conocimientos y experiencias. He aprendido a investigar exhaustivamente, a leer y escribir de forma consciente y comprensiva, a tener un criterio propio y plantear ideas con claridad y exactitud, a entender el quehacer académico, a comunicarme con instituciones y colegas, a procesar y analizar datos,

y, en resumen, me ha enseñado a hacer ciencia. Todo lo anterior es muy valioso para mí porque me ha llevado a superarme como persona y profesionalista.

A mis sinodales, el Dr. Alejandro Córdoba Aguilar, la Dra. Ivonne Garzón Orduña, el Dr. Moisés Armando Luis Martínez y el Dr. Juan José Morrone Lupi, por sus valiosas observaciones a este trabajo.

A mis maestros y maestras, desde la primaria hasta la universidad, porque con su talento y su dedicación a la docencia ayudaron a construir con excelencia mi formación personal, académica y profesional.

A mi maestra de Química en la secundaria, la Dra. Ángela Pimentel Segura, porque sus clases me encaminaron al estudio de la ciencia.

A mi maestra de Biología en el bachillerato, la Dra. Ana Cristina Márquez Sánchez, porque su pasión por la docencia me llevó a descubrir mi vocación por la biología.

A la Dra. Margarita Villegas Ríos y el Dr. Rodolfo Salas Lizana, por recibirme en el Laboratorio de Micología y permitirme explorar mi primer interés académico, los hongos.

A la Dra. Ivonne Garzón Orduña, quien me asesoró durante la realización de mi servicio social en la Colección Nacional de Insectos y apoyó mi interés por la entomología y la ilustración científica.

A todas mis amistades, por acompañarme durante mi formación universitaria y haber formado memorias increíbles juntos.

A toda la comunidad de la Facultad de Ciencias de la UNAM, por el ambiente tan ameno que le dan a nuestros espacios académicos y a la vida en la Universidad.

A mi gata, por brindarme compañía y ronroneos a lo largo de las incontables horas, días y noches que duró la realización de este trabajo.

DEDICATORIA

A ti, hermana, por tu fortaleza, tu valentía y tu coraje. Gracias por tu lucha y por ser mi cómplice de travesuras, alegrías y tristezas desde el día en que te conocí, cuando me picaste el ojo con tu pequeño dedo de bebé. Gracias por tu confianza y por creer en mí. Yo también creo en ti. Eres irremplazable y me has enseñado más de lo que crees. Te amo, para siempre y sin condiciones.

A ti, mamá, por tu valor y tu alegría. Contigo aprendí a hacer las cosas con esmero, a luchar por mis sueños y a siempre levantarme del suelo. Eres una gran motivación para mí. Gracias por tus consejos y tus palabras de aliento. Sé que siempre puedo contar contigo. Gracias, sobre todo, por darme la vida y darme un corazón tan grande. Creo que al nacer me diste la mitad del tuyo. Te amo.

A ti, papá, por todo tu esfuerzo y tu apoyo incondicional. Agradezco cada momento que hemos compartido juntos y deseo con todo mi corazón poder compartir más. Tus enseñanzas y tu ejemplo han cimentado los valores y principios que sigo a diario. Tú siempre estás presente en mi vida. Sin ti, no hubiera logrado llegar hasta aquí. Gracias a ti, estoy listo para llegar más lejos. Te amo.

A ustedes les dedico mi trabajo.

Con amor, Emiliano

ÍNDICE

ABREVIATURAS

ÍNDICE DE CUADROS Y FIGURAS

RESUMEN

1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1. Marco teórico.....	1
1.2. Justificación.....	3
1.2.1. Modelos ecológicos y mariposas como sujeto de estudio.....	4
1.3. Planteamiento del problema.....	6
2. OBJETIVOS.....	7
2.1. Objetivo general.....	7
2.2. Objetivos específicos.....	7
3. HIPÓTESIS.....	8
4. MÉTODOS.....	9
4.1. Área de estudio.....	9
4.2. Registros de <i>Pholisora catullus</i>	9
4.3. Predictores y huéspedes confirmados.....	10
4.4. Análisis de predictores.....	11
4.5. Inferencia de huéspedes potenciales nativos y exóticos de <i>Pholisora catullus</i> a partir de coocurrencias espaciales.....	12
4.6. Cuantificación de la contribución relativa de los huéspedes potenciales nativos y exóticos de <i>Pholisora catullus</i> en su distribución.....	15
4.7. Modelo de distribución potencial considerando la contribución relativa de los huéspedes potenciales nativos y exóticos de <i>Pholisora catullus</i> en su distribución.....	17
4.8. Validación del modelo de distribución.....	18
5. RESULTADOS.....	22
5.1. Predictores evaluados y huéspedes confirmados.....	22
5.2. Inferencia de huéspedes potenciales nativos y exóticos de <i>Pholisora catullus</i> a partir de coocurrencias espaciales.....	23
5.3. Cuantificación de la contribución relativa de los huéspedes potenciales nativos y exóticos de <i>Pholisora catullus</i> en su distribución.....	24
5.4. Modelo de distribución potencial considerando la contribución relativa de los huéspedes potenciales nativos y exóticos de <i>Pholisora catullus</i> en su distribución.....	25

5.5. Validación del modelo de distribución.....	25
6. DISCUSIÓN.....	39
6.1. Limitaciones y vistas al futuro.....	42
7. CONCLUSIÓN.....	45
8. REFERENCIAS.....	46
ANEXO 1. MATERIAL SUPLEMENTARIO.....	54
Material suplementario 1.....	54
Material suplementario 2.....	63

ABREVIATURAS

Dc: Decil

EE: Especies exóticas

EEl: Especies exóticas invasoras

EN: Especies nativas

FN: Falso negativo

GBIF: Sistema Global de Información sobre Biodiversidad

CONABIO: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad

USDA: Departamento de Agricultura de los Estados Unidos

NRCS: Servicio de Conservación de Recursos Naturales

IPNI: Índice Internacional de Nombres de las Plantas

ITIS: Sistema Integrado de Información Taxonómica

HI: Huéspedes improbables

HP: Huéspedes potenciales

IPBES: Plataforma Intergubernamental Científico-normativa sobre Diversidad

Biológica y Servicios de los Ecosistemas

SNIB: Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad

VP: Verdadero positivo

ÍNDICE DE CUADROS Y FIGURAS

Cuadros

Cuadro 1. Géneros de Amaranthaceae evaluados como predictores de <i>Pholisora catullus</i>	27
Cuadro 2. Especies de huéspedes confirmados de <i>Pholisora catullus</i>	29

Figuras

Figura 1. Celdas del área de estudio con registros de <i>Pholisora catullus</i>	20
Figura 2. Celdas del área de estudio donde se construye el modelo de distribución potencial de <i>Pholisora catullus</i>	21
Figura 3. Proporciones de huéspedes potenciales y huéspedes improbables predichos por el modelo.....	30
Figura 4. Número de huéspedes potenciales y huéspedes improbables de <i>Pholisora catullus</i> según su origen geográfico.....	31
Figura 5. Proporciones relativas observadas y esperadas de especies nativas y exóticas según su potencial como huéspedes de <i>Pholisora catullus</i>	32
Figura 6. Contribución relativa promedio por decil en la distribución de <i>Pholisora catullus</i> y curva de validación del modelo.....	34
Figura 7. Mapas de ubicación geográfica de las celdas incluidas en cada decil de Score.....	35
Figura 8. Mapa de distribución potencial de <i>Pholisora catullus</i> en el área de estudio con base en la contribución relativa de los predictores evaluados.....	38

RESUMEN

Además de impactos negativos, las especies exóticas pueden tener efectos positivos en especies nativas, como la provisión de recursos. Por ejemplo, los insectos herbívoros podrían aprovechar huéspedes de origen exótico capaces de sobrevivir en un mundo que se transforma aceleradamente y así evitar la extinción. Este trabajo es una primera aproximación al estudio de la contribución de plantas exóticas en la distribución de la mariposa *Pholisora catullus* (Lepidoptera: Papilionoidea: HesperIIDae) en el Neártico. Para esto, se analizaron 196 plantas de la familia Amaranthaceae como predictores de dicha especie, usando la plataforma SPECIES. El análisis se basó en calcular la co-ocurrencia espacial (*Épsilon*) de los predictores con *P. catullus* para inferir huéspedes potenciales y en calcular la probabilidad (*Score*) de la especie de estudio de encontrarse en una área dada la presencia de los predictores en ella, así como construir un modelo de la contribución de los predictores en la distribución de dicha especie. En total se infirieron 114 huéspedes potenciales tanto nativos como exóticos, entre los cuales, *P. catullus* no tuvo una preferencia que dependiera del origen geográfico de sus huéspedes. Asimismo, el modelo de contribución posiciona a la costa sur de California, Estados Unidos, como el área de mayor probabilidad para la presencia de *P. catullus*. Es relevante inferir la contribución de huéspedes exóticos y nativos en la distribución de insectos herbívoros como *P. catullus* y considerar a las especies exóticas en el desarrollo de estrategias contra de la pérdida de biodiversidad.

Palabras clave: especies exóticas, huéspedes potenciales, mariposas, modelo de contribución.

ABSTRACT

Besides their negative impacts, exotic species might have positive effects on native species such as resource provisioning. For example, herbivorous insects might take advantage of exotic hosts highly adaptable in a fast-changing world, preventing in this way their own extinction. This is the first approach to the study of the contribution of exotic plants in the distribution of the butterfly *Pholisora catullus* (Lepidoptera: Papilionoidea: HesperIIDae) in the Nearctic region. Here, 196 Amaranthaceae plants were analyzed as predictors of the target species, using the SPECIES platform. The analysis searches the spatial co-occurrence (*Epsilon*) between the predictors and *P. catullus* to infer potential hosts and calculates the probability (*Score*) of the target species to be located in an area given the presence of the predictors in it, as well as it builds a model of the contribution of the predictors in said species' distribution. In total, 114 native and exotic potential hosts were inferred, among which *P. catullus* did not have a preference that depended on the geographic origin of its hosts. Likewise, the south coast of California (United States) had the highest probability for the presence of *P. catullus*. It is relevant to infer the contribution of exotic and native hosts in the distribution of herbivorous insects such as *P. catullus* and to consider exotic species in the development of strategies against biodiversity loss.

Keywords: exotic species, potential hosts, butterflies, contribution model.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Marco teórico

Entre las actividades antropogénicas con mayor impacto en la pérdida de biodiversidad a nivel global se encuentran la introducción de EE y EEI (Blackburn *et al.*, 2019). Aunque existen discusiones respecto al concepto de EE (Warren, 2021; Richardson *et al.*, 2000), éstas se entienden, en general, como aquellas especies que, a consecuencia de las actividades humanas, son introducidas y se establecen exitosamente dentro de un área donde no se encontraban previamente (Pyšek *et al.*, 2020). Se estima que de las EE que logran establecerse en un nuevo ambiente, una pequeña fracción (10%) es capaz de convertirse en EEI (Andersen *et al.*, 2004; Williamson y Fitter, 1996). Otros autores proponen que dicha fracción es de hasta 25% para invertebrados (Jeschke *et al.*, 2018). Las EEI son EE capaces de propagarse rápidamente y presentan una grave amenaza para la diversidad biológica, los ecosistemas y los servicios que estos proveen (Pyšek *et al.*, 2020; Pejchar y Mooney, 2010). Entre otros, el efecto más grave de las EEI es el de alterar la composición y la abundancia de EN dentro de un ecosistema invadido (Pyšek *et al.*, 2020). Esto es posible gracias a propiedades inherentes de cada especie (p. ej., su tasa reproductiva) y a circunstancias particulares que les facilitan el éxito en un ambiente nuevo (p. ej., la presencia de otras EEI) (Hemming, 2022; Parker *et al.*, 2013). Sin embargo, se han observado una gran variedad de mecanismos mediante los cuales las EEI impactan en las EN (Ricciardi *et al.*, 2013; Simberloff, 2010). Por lo anterior, los estudios respecto al impacto de las EE tienden a enfocarse en los efectos negativos de las EEI, mientras que los críticos de la biología de invasiones argumentan que dichos efectos son exagerados (Warren, 2021; Schlaepfer *et al.*, 2011). Para el resto de EE, en la mayoría de los casos no se han observado efectos

negativos derivados de su introducción en un ambiente dado, e incluso se han reportado efectos positivos y deseables que resultan de los mismos mecanismos que pueden perjudicar a la biodiversidad nativa (Sax *et al.*, 2022; Vimercati *et al.*, 2022; Çinar *et al.*, 2014; Davis, 2009; Rodriguez, 2006; Sax y Gaines, 2003). Los efectos negativos de las EE no son fácilmente observables o medibles, mientras que los efectos positivos dependen del punto de vista o el contexto desde el cual sean analizados y suelen ir acompañados de efectos negativos o contraproducentes (Warren, 2021; Simberloff, 2014; Ricciardi *et al.*, 2013; Simberloff *et al.*, 2013).

Entre otros casos de efectos positivos, las EE pueden brindar servicios ecosistémicos y facilitar a EN mediante la proporción de ambientes y recursos valiosos, tales como refugios, sustratos, nutrientes, alimentos, polinizadores o huéspedes (Schlaepfer *et al.*, 2011; Rodriguez, 2006). Además, las EE son más resilientes ante cambios ecológicos en comparación con las EN (Warren, 2021). De tal modo, las EE pueden prosperar en ecosistemas perturbados y reemplazar las funciones ecológicas de las EN cuyas poblaciones han sido mermadas a consecuencia del cambio climático y las actividades antropogénicas (Inglis, 2020; Schlaepfer *et al.*, 2011). Igualmente, los efectos positivos derivados de la presencia de EE pueden contribuir en la conservación de EN y se ha argumentado a favor de su consideración en nuevos objetivos y estrategias de conservación (Vimercati *et al.*, 2022; Schlaepfer y Lawler, 2022; Schlaepfer *et al.*, 2011). Al respecto, destaca el caso de las plantas exóticas que fungen como nuevos huéspedes para insectos herbívoros como las mariposas, dada la reducción o extinción de sus huéspedes nativos (Loarie *et al.*, 2008; Rodriguez, 2006; Graves y Shapiro, 2003). En particular, existen casos documentados de mariposas (Papilionoidea) que dependen de la flora exótica para su supervivencia (Shapiro, 2002), así como casos de mariposas al

borde de la extinción que lograron recuperarse gracias a la presencia de nuevos huéspedes (*i. e.* plantas exóticas) (Herlihy *et al.*, 2014).

1.2. Justificación

Lo anterior cobra relevancia en el contexto de un mundo cambiante donde la pérdida de biodiversidad se da a un ritmo cada vez más rápido (IPBES, 2019; Ceballos *et al.*, 2015; Urban, 2015). De igual forma, se predicen incrementos en las introducciones de EE y la transformación de ecosistemas en todo el planeta, como resultado del cambio climático y las actividades antropogénicas (Walther *et al.*, 2009; Thuiller *et al.*, 2008). Además, cabe mencionar el preocupante declive observado en las poblaciones de insectos alrededor del mundo (Wagner, 2020). A pesar de su relevancia actual, la biología de invasiones es una disciplina relativamente joven en la que aún se debate acerca del impacto positivo o negativo de las EE y su alcance en vistas al futuro (Guaşu y Tindale, 2018; Pyšek *et al.*, 2020). En este contexto, vale la pena tomar en cuenta los retos que enfrentan los insectos herbívoros y el potencial beneficio de las plantas exóticas para su conservación en el mundo moderno (Vimercati *et al.*, 2022; Schlaepfer *et al.*, 2011). Los insectos capaces de aprovechar los nuevos huéspedes tendrían mayor oportunidad de escapar de la extinción, en vez de desaparecer junto con sus huéspedes nativos (Jahner *et al.*, 2011). Dicho esto, cobra importancia investigar la dimensión en que las plantas exóticas podrían ser aprovechadas como huéspedes por insectos herbívoros nativos en el contexto actual y cómo dicha interacción contribuye en la distribución de estos. Para este fin, un modelo ecológico sería de gran utilidad.

1.2.1. Modelos ecológicos y mariposas como sujeto de estudio

Los modelos son herramientas usadas para simplificar el estudio de sistemas complejos (Jørgensen y Bendoricchio, 2001). Los modelos abren la puerta a hacer análisis que, de otra forma, serían imposibles o muy difíciles de lograr. En ecología, entre otras aplicaciones, los modelos permiten estudiar interacciones que ocurren dentro de un ecosistema y probar hipótesis relacionadas con la distribución geográfica de una especie (Peterson y Soberón, 2012). Lo último mediante el uso de modelos de nicho, como es el caso del presente trabajo.

En el mismo sentido, las mariposas son un buen modelo para entender la contribución de las plantas exóticas en la distribución de insectos herbívoros (Jahner *et al.*, 2011). En California, Estados Unidos, se ha reportado que el 34% de las mariposas utilizan como huéspedes a plantas exóticas para oviposiciones y como alimento para sus larvas (Graves y Shapiro, 2003). Este fenómeno también se ha observado en polillas, moscas, chinches y otros artrópodos, aunque en menor medida (Jahner *et al.*, 2011; Graves y Shapiro, 2003). Sin embargo, las mariposas son insectos fáciles de reconocer, numerosos y muy estudiados. Por lo tanto, es más probable obtener datos e información sobre las interacciones entre plantas exóticas y mariposas, en comparación con otros insectos. Dicho tipo de interacción ya ha sido estudiado en distintas áreas de la biología evolutiva (Jahner *et al.*, 2011; Graves y Shapiro, 2003), pero pocos trabajos lo han explorado bajo un enfoque ecológico o de conservación (Tallamy *et al.*, 2021; Herlihy *et al.*, 2014; Graves y Shapiro, 2003; Shapiro, 2002; Collinge, 1992). De acuerdo con la literatura revisada, ningún trabajo ha explorado la idea de las EE como factores bióticos que contribuyen en la distribución de insectos herbívoros. No obstante, la idea de utilizar huéspedes en la construcción de modelos de distribución sí se ha considerado en el

estudio de insectos vectores de enfermedades (Rengifo-Correa *et al.*, 2023; González-Salazar *et al.*, 2013; González-Salazar y Stephens, 2012; Stephens *et al.*, 2009).

En una primera aproximación al estudio de la contribución de las plantas exóticas en la distribución de insectos herbívoros, es necesario tomar como objeto de estudio a una especie previamente conocida, ampliamente distribuida y de características ecológicas generales. *Pholisora catullus* (Fabricius 1793) es una especie de mariposa perteneciente a la familia Hesperidae (Lepidoptera: Papilionoidea) que tiene una amplia distribución en el Neártico (NatureServe, 2021; GBIF Secretariat, 2021). Este tipo de lepidópteros son generalmente llamados “mariposas saltarinas” o “skippers” en inglés y a esta especie en particular se le conoce como “saltarina negra de puntos blancos nortea”, “common sootywing” o “roadside rambler”. Sus larvas tienen una dieta de hábito generalista, por lo que es más probable que la especie aproveche huéspedes exóticos, en comparación con las especies especialistas y geográficamente restringidas (Jahner *et al.*, 2011). En particular, *P. catullus* tiende a alimentarse de plantas pertenecientes a los géneros *Chenopodium*, *Amaranthus*, *Celosia* y *Atriplex* (Graves y Shapiro, 2003; Capman, 1990), todas de la familia Amaranthaceae y ampliamente distribuidas en su área de distribución (NatureServe, 2021). Por otro lado, se considera que esta especie se encuentra en un estatus de conservación seguro debido a la poca preocupación que se tiene respecto a decrementos o amenazas a sus poblaciones (NatureServe, 2021). Dichas características hacen de *P. catullus* una especie de estudio adecuada para una primera aproximación al estudio de las plantas exóticas como un recurso potencial que modula la distribución de especies nativas de insectos herbívoros.

1.3. Planteamiento del problema

El interés en este trabajo es hacer notar el potencial de las EE de fungir como un recurso alternativo para las EN que puedan adaptarse a los cambios ambientales y la pérdida de biodiversidad de los ecosistemas afectados por las actividades antropogénicas. El problema se aborda con un enfoque que toma en consideración la ambivalencia del impacto de las EE, con particular interés en las interacciones entre insectos herbívoros nativos y plantas exóticas. Bajo dicho enfoque, este trabajo estudia las posibles interacciones entre la mariposa *Pholisora catullus*, y toda la gama potencial de su dieta a nivel regional y de comunidad en el Neártico. De tal forma, el presente trabajo es de carácter inferencial y macroecológico. Aquí, el objetivo general es modelar la contribución de las plantas nativas y exóticas presentes en la región en la distribución de *P. catullus*. Con este trabajo se espera fomentar la discusión de las posibles consecuencias de la interacción entre EE y EN en la postulación de estrategias de conservación.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo general

Modelar la contribución de plantas nativas y exóticas en la distribución de *Pholisora catullus* (Lepidoptera: Hesperidae) en la región Neártica.

2.2. Objetivos específicos

1. Inferir huéspedes nativos y exóticos potenciales en la región Neártica para *Pholisora catullus* a partir de coocurrencias espaciales.
2. Cuantificar la contribución relativa de huéspedes nativos y exóticos potenciales en la distribución de *Pholisora catullus* en la región Neártica, a partir de la clasificación de las puntuaciones de dichos predictores (huéspedes potenciales).
3. Representar la distribución potencial de *Pholisora catullus* en la región Neártica, considerando la contribución de huéspedes nativos y exóticos potenciales en su distribución.

3. HIPÓTESIS

La especie *Pholisora catullus* cuenta con un número significativo de huéspedes potenciales exóticos y nativos en el Neártico, los cuales contribuyen en su distribución.

4. MÉTODOS

4.1. Área de estudio

Este trabajo se ha conceptualizado con un enfoque en la región biogeográfica del Neártico, caracterizada por una amplia variedad de climas entre los cuales predomina el clima templado, y un relieve geográfico diverso, con un rango de elevación que llega hasta los 6190 m. No obstante, debido a limitaciones técnicas, el programa de cómputo utilizado (SPECIES) no reconoce regiones biogeográficas completas, sino territorios políticos (*i. e.* países). Por esto, el área de estudio está limitada a los territorios continentales de Estados Unidos y México, entre las coordenadas 49°23'04.1"N al norte, 14°32'27"N al sur, 66°56'59.2"W al este y 124°43'59"W al oeste. De acuerdo con la clasificación clásica de Wallace (1876), dicha área abarca la región del Neártico comprendida dentro de los territorios de los países mencionados, excluyendo Canadá por su ausencia dentro de la base de datos de SPECIES. De igual forma, dentro de México se incluye también una porción del Neotrópico, aunque esta región no sea de interés para el trabajo.

4.2. Registros de *Pholisora catullus*

Se recopilaron 1552 registros de colecta georreferenciados de especímenes preservados de *Pholisora catullus* dentro del área de estudio. Se recopilaron 1552 registros de colecta georreferenciados de especímenes preservados de *Pholisora catullus* dentro del área de estudio. Estos registros fueron obtenidos entre 1869 y 2019 y provienen de bases de datos electrónicas que respaldan las colecciones biológicas de instituciones tales como: Centro McGuire para Lepidópteros y Biodiversidad, Museo Peabody de Historia Natural de la Universidad de Yale, Museo de Zoología Alfonso L. Herrera y Museo de Zoología Comparada de la Universidad

de Harvard, entre otros (GBIF.org, 2021). Dichos registros presentan 899 coordenadas únicas (Figura 1).

4.3. Predictores y huéspedes confirmados

Se usaron como predictores 197 especies de plantas pertenecientes a la familia Amaranthaceae (Mat. Sup. 1). Para determinar el carácter nativo y exótico de los predictores evaluados, se realizó un proceso de curación consistente en la revisión de la clasificación oficial de las especies analizadas tanto en México como en Estados Unidos (Mat. Sup. 2) (CONABIO, 2022; USDA, NRCS, 2022; Simpson *et al.*, 2021). Se determinó como especie nativa a cualquiera que estuviera clasificada como tal en al menos uno de ambos países, considerando como prioridad a la región biogeográfica en la que se encuentran y no a las divisiones políticas de las naciones. De este modo, en esta investigación, una especie catalogada como nativa en México sería considerada de la misma forma para la región Neártica, incluso si dicha especie se cataloga como exótica en Estados Unidos. En cuanto a las EE, éstas se determinaron así en los casos donde se clasifican de tal manera tanto en México como en Estados Unidos. En el caso de la especie *Krascheninnikovia ceratoides*, no se obtuvo información suficiente para determinar su origen, por lo que la especie fue descartada del resto del análisis. Cabe mencionar que el proceso de curación no toma en cuenta la invasividad de las especies analizadas. Por otro lado, los casos de sinonimia fueron resueltos mediante la consulta de bases de datos taxonómicas y literatura especializada (Bánki *et al.*, 2022; IPNI, 2022; ITIS, 2022; Fuentes-Bazan *et al.*, 2012). Asimismo, se realizó una búsqueda bibliográfica para identificar huéspedes de *Pholisora catullus* registrados en campo hasta el año 2021

(Graves y Shapiro, 2003; Capman, 1990). El buscador utilizado fue Google Scholar, usando las palabras clave *Pholisora catullus* y *host*.

4.4. Análisis de predictores

SPECIES (species.conabio.gob.mx) es una plataforma de exploración de datos ecológicos que cuenta con acceso a bases de datos bióticos pertenecientes al GBIF y al SNIB (Stephens *et al.*, 2019). SPECIES permite cuantificar la correlación espacial entre una especie de interés y un número de predictores determinados, además de cuantificar la contribución de estos en la distribución de dicha especie y clasificar jerárquicamente las celdas en las que se divide el área geográfica de estudio de acuerdo con la probabilidad de encontrarla dentro de ellas (Rengifo-Correa *et al.*, 2023). De esta forma, SPECIES obtiene un modelo de distribución que es representado a través de un mapa. En este trabajo, se utilizó SPECIES para determinar huéspedes potenciales de la especie *Pholisora catullus* y obtener un modelo de distribución con base en la presencia y contribución de los predictores encontrados en el área de estudio.

SPECIES (species.conabio.gob.mx) es una plataforma de exploración de datos ecológicos que cuenta con acceso a bases de datos bióticos pertenecientes al GBIF y al SNIB (Stephens *et al.*, 2019). SPECIES permite cuantificar la correlación espacial entre una especie de interés y un número de predictores determinados, además de cuantificar la contribución de estos en la distribución de dicha especie y clasificar jerárquicamente las celdas en las que se divide el área geográfica de estudio de acuerdo con la probabilidad de encontrarla dentro de ellas (Rengifo-Correa *et al.*, 2023). De esta forma, SPECIES obtiene un modelo de distribución que es representado a través de un mapa. En este trabajo, se utilizó

SPECIES para determinar huéspedes potenciales de la especie *Pholisora catullus* y obtener un modelo de distribución con base en la presencia y contribución de los predictores encontrados en el área de estudio.

Para ello, se establecieron los parámetros de la plataforma como se indica a continuación. Primero se seleccionó como área de estudio a los territorios de México y Estados Unidos, correspondientes a la región biogeográfica del Neártico. A continuación, se determinó la resolución de la rejilla en 32 km (para un total de 16,245 celdas) y se cargaron los 1552 datos de ocurrencia de la especie de estudio. Finalmente se seleccionaron como predictores del análisis a las especies pertenecientes a la familia Amaranthaceae (Caryophyllales: Magnoliopsida), datos que se encuentran previamente cargados en la plataforma. Cabe mencionar que el modelo se construye en las celdas donde hay al menos un registro de alguna especie de la familia Amaranthaceae; esto es 4746 celdas (29.21% del área de estudio) (Figura 2). Por lo tanto, la probabilidad de encontrar a la especie de estudio solamente se calcula dentro de dicha área. Mientras tanto, en el área remanente (celdas nulas o vacías) no es posible aplicar el modelo. La visualización de los resultados se estableció en rangos iguales (*equal range*) mientras que el resto de los parámetros del sistema se mantuvieron en la configuración predeterminada.

4.5. Inferencia de huéspedes potenciales nativos y exóticos de *Pholisora catullus* a partir de coocurrencias espaciales

SPECIES identifica todas las coocurrencias espaciales entre la especie de estudio y los predictores seleccionados. De esta forma, el programa evalúa la probabilidad de que un predictor dado sea un huésped potencial para *Pholisora catullus*, bajo el supuesto de que hay predictores que tienen mayor probabilidad que otros de

coincidir en el espacio con la especie de estudio. La hipótesis nula, en este caso, es que la distribución observada de la especie de interés i presente coocurrencia con un predictor dado, de forma que coincida con lo esperado por el azar, $P(Bi)$. Para este estudio, Bi corresponde a un área de 608 celdas del modelo, en las cuales está presente *P. catullus*. Por otro lado, la hipótesis alternativa es que la distribución observada presente una coocurrencia mucho mayor o mucho menor que la esperada por el azar con un predictor determinado. En el caso de que la coocurrencia sea mayor, se implica que se encontró un huésped potencial en el predictor en cuestión. Por otro lado, también es posible que la coocurrencia sea menor, no obstante, este caso no es de interés para la presente investigación. Otra variable importante es Hk , que corresponde a la distribución de cualquiera de los predictores seleccionados, tomados de entre todas las variables de nicho que pueden influir en la distribución de la especie i .

Para calcular la probabilidad $P(Bi|Hk)$, SPECIES cuenta, por separado, los casos de presencia de la especie i y de los predictores en las celdas del área de estudio, así como los casos donde ambos coinciden en una misma celda. Una vez obtenidos estos datos, el programa utiliza la siguiente prueba binomial para cuantificar la correlación espacial entre Bi y Hk , para construir un modelo predictivo con base en ello:

$$\varepsilon(Bi|Hk) = \frac{NHj (P(Bi|Hk) - P(Bi))}{(NIj P(Bi) (1-P(Bi)))^{1/2}} \quad (1)$$

El numerador de la Ecuación 1 representa la diferencia de las coocurrencias observadas de la especie de estudio con los predictores, menos las ocurrencias esperadas de la especie de estudio de acuerdo con la hipótesis nula. El

denominador equivale a la desviación estándar de una distribución binomial requerida para una prueba de presencia o ausencia (ensayo de Bernoulli). Por otro lado, la variable NH_j se refiere al número de celdas donde se distribuye un predictor en particular, mientras que NI_j corresponde al valor mínimo de celdas donde ocurre dicho predictor para ser considerado en el análisis. El valor de NI_j equivale a cinco celdas de forma predeterminada en SPECIES.

Los valores resultantes de $\varepsilon(Bi|Hk)$, o *Épsilon* (ε), pueden interpretarse de manera similar al valor-p de una prueba de hipótesis. Considerando una aproximación normal a la distribución binomial y un intervalo de confianza del 95%, un valor de $|\varepsilon(Bi|Hk)|$ igual o mayor a 2 indicaría que la hipótesis nula puede rechazarse. Es decir, que las coocurrencias observadas entre un predictor dado y la especie de estudio difieren con el valor esperado por el azar. Por otro lado, valores menores a 2 indicarían lo contrario.

En el caso de los predictores nativos o exóticos que presenten valores positivos altos de *Épsilon* ($\varepsilon \geq 2$), se puede inferir que éstos coinciden en el espacio con *P. catullus* en la medida suficiente para que tengan el potencial de ser aprovechados como huéspedes. De lo contrario, sería improbable que se trate de huéspedes potenciales. No obstante, como inferencia, esta información es susceptible de verificación empírica.

Una vez realizada la inferencia de huéspedes potenciales a través de SPECIES y tras el proceso de curación de los predictores evaluados, se analizaron los resultados obtenidos. Se observó, en particular, el potencial como huésped predicho para los predictores ya confirmados como huéspedes de *P. catullus* (huéspedes confirmados), de acuerdo con la literatura revisada. Con base en dicha observación, se realizó una prueba de χ^2 ($\alpha = 0.005$). El objetivo de la prueba fue

evidenciar si el potencial predicho en los huéspedes confirmados se debía al azar. Al rechazar que los huéspedes confirmados sean valorados por SPECIES como huéspedes potenciales debido al azar, se estaría corroborando que el modelo es certero. Esto sería una señal de la validez del modelo, dado que estaría prediciendo un alto potencial como huésped en una porción significativa de los huéspedes ya confirmados.

Asimismo, se realizó una prueba de χ^2 ($\alpha = 0.005$) para comparar las proporciones de huéspedes potenciales e improbables de *P. catullus* según su origen nativo o exótico. Lo anterior, para probar si la especie de estudio presenta preferencias en relación con el origen geográfico de sus huéspedes potenciales. Para hacer una comparación equiparable, primero se identificaron las proporciones relativas de EE y EN dentro de las categorías de huéspedes potenciales e improbables, definiendo que ambas categorías conforman su propio universo de datos o 100% (Figura 5A). A partir de ello, mediante la prueba de χ^2 se compararon las proporciones observadas de HP exóticos y HI exóticos contra las proporciones esperadas (Figura 5B).

4.6. Cuantificación de la contribución relativa de los huéspedes potenciales nativos y exóticos de *Pholisora catullus* en su distribución

Por otro lado, SPECIES cuantifica la contribución relativa de cada predictor en la distribución de *Pholisora catullus*, a partir de lo cual cuantifica la contribución de cada celda en la rejilla del modelo y construye un modelo de distribución (González-Salazar *et al.*, 2013). Esto se logra a través de una función de puntuación

o Score (S) como la siguiente, fundamentada en la aproximación estadística de Naive Bayes (Hand *et al.*, 2001):

$$S(Bi|H') = \sum_{k=1}^N S(Bi|Hk) = \sum_{k=1}^N \ln\left(\frac{P(Hk|Bi)}{P(Hk|\bar{Bi})}\right) \quad (2)$$

La variable H' se refiere a la presencia de todos los predictores como conjunto y equivale a la suma de los casos independientes de cada predictor (Hk). Mientras tanto, \bar{Bi} representa al conjunto de celdas sin puntos de colecta de la especie de estudio. Es decir, donde la especie de estudio no está presente. De este modo, la función permite calcular la contribución relativa de cada predictor, que a su vez permite calcular la contribución relativa de cada celda. Esto último se logra sumando los puntajes de los predictores presentes en cada celda. Así, el valor de puntuación resultante representa una medida de la probabilidad para encontrar a la especie i en una celda dada. De esta forma se construye un modelo de distribución. Entre mayor sea el puntaje para una celda, mayor es la probabilidad de encontrar a la especie de estudio dentro de dicha área. Un puntaje igual a cero significa que la probabilidad de encontrar a la especie de estudio en esa área corresponde con la esperada por el azar, mientras que un puntaje negativo indica una probabilidad de ocurrencia cada vez menor.

Si se asumen solamente dos predictores, $H1$ y $H2$, y se considera que cada celda de la cuadrícula puede presentar alguno de los siguientes perfiles de ausencia (0) o presencia (1): $(Bi, Hk) = (0, 0), (0, 1), (1, 0), (1, 1)$, la función se expresaría como $S(Bi|H') = S(Bi|Hk) = S(Bi|H1, H2) = S(Bi|H1) + S(Bi|H2)$. Asumiendo que $H1$ se distribuye en 1000 celdas y en 100 de ellas coocurre la especie i

mientras que *H2* se distribuye en 500 celdas, pero coocurre con la especie de interés en 450; entonces *H2* obtendrá un puntaje de contribución mayor que *H1*. Esto indicaría que es más probable encontrar a la especie *i* en las celdas donde el predictor *H2* está presente.

Por otro lado, SPECIES hace una comparación de los puntajes obtenidos en todas las celdas, genera una clasificación jerarquizada de mayor a menor valor obtenido (*ranking*) y las separa ordenadamente en diez grupos o deciles de *Score* con su propio puntaje promedio. Es decir, en un decil se agrupa un 10% de las celdas y el puntaje promedio de éstas resulta en el puntaje de cada decil. De esta forma, en el Dc 10 se incluye el 10% superior del *ranking*, el cual contendría a las celdas con *Score* más alto y donde hay mayor probabilidad de encontrar a la especie de estudio. A continuación, el Dc 9 agrupa a las celdas con *Score* más alto fuera del Dc 10. Sucesivamente se llega hasta el Dc 1, en donde se encuentra el 10% inferior del *ranking* (i. e. las celdas y el decil con *Score* más bajo). De esta forma, se establece un perfil de predictibilidad para cada decil. Lo anterior es resumido gráficamente mediante un histograma donde cada barra representa el puntaje o *Score* promedio de un decil. Asimismo, SPECIES permite observar espacialmente a cada decil por separado en un mapa.

4.7. Modelo de distribución potencial considerando la contribución relativa de los huéspedes potenciales nativos y exóticos de *Pholisora catullus* en su distribución

Finalmente, SPECIES elabora un mapa de distribución potencial que representa el modelo construido en los procedimientos anteriores (Stephens *et al.*, 2019). Esto se realiza retomando los puntajes de contribución promedio obtenidos en cada decil.

De acuerdo con sus puntajes, se les asigna un color diferente a las celdas de cada decil. Se asignan tonalidades de color rojo a las celdas con puntajes más altos y tonalidades de color azul a las celdas con puntajes más bajos. La intensidad del color depende de lo alto o bajo que sea el puntaje. De tal forma, las celdas del mapa coloreadas con la mayor intensidad de color rojo corresponden con el área donde es más probable encontrar a la especie de estudio. Mientras tanto, las celdas coloreadas con la mayor intensidad de azul corresponden con el área donde es menos probable encontrar a dicha especie. Así, gracias a las celdas coloreadas plasmadas en la rejilla del área de estudio, se hace posible observar espacialmente el modelo de distribución.

4.8. Validación del modelo de distribución

Como parte del procedimiento de construcción del modelo, SPECIES realiza un proceso de validación. Este proceso, en general, consiste en tomar como conjunto de datos disponible para la construcción del modelo al 70% de las celdas evaluadas. Así, el programa realiza el procedimiento de construcción del modelo con dicha porción de los datos. A continuación, el 30% restante de las celdas se toma como otro conjunto de datos independiente y se usa como referencia para validar el modelo. En el caso de este trabajo, un modelo válido sería aquél en el cual la proporción de VP respecto a FN sea alta. VP representa la proporción de las celdas donde la predicción del modelo coincide con los puntos de distribución de la especie de estudio. Dichos puntos de distribución corresponden con los registros de colecta de *Pholisora catullus* utilizados en el análisis (Figura 1). FN, por otro lado, representa la proporción de celdas donde la predicción del modelo no coincide con los puntos de distribución de la especie de estudio; el caso contrario. Cabe

mencionar que las celdas con presencia de *P. catullus* que se encuentran fuera del área donde se construyó el modelo (celdas con presencia de alguna especie de Amaranthaceae) se consideran casos nulos.

SPECIES utiliza los deciles de *Score* obtenidos para realizar la validación. Esto se logra haciendo un recuento del valor porcentual de VP asociados a cada decil (*recall value*). De tal forma, al sumar todos los deciles se obtiene el 100% de los VP. Lo anterior puede verse gráficamente como una curva de validación, la cual está integrada en el histograma de deciles de *Score* que se elabora en SPECIES. Dicha curva se construye a partir del *recall value* en cada decil. Un modelo aleatorio presentaría un 10% de VP en cada decil y mostraría una recta constante. Mientras tanto, un modelo con un grado de predicción mayor al esperado por azar daría como resultado tener todos los puntos de colecta en las celdas de mayor rango, en el Dc 10. De este modo, entre mayor sea el *recall value* en el Dc 10, mayor será la capacidad del modelo para discriminar datos y, por ende, éste será mejor.

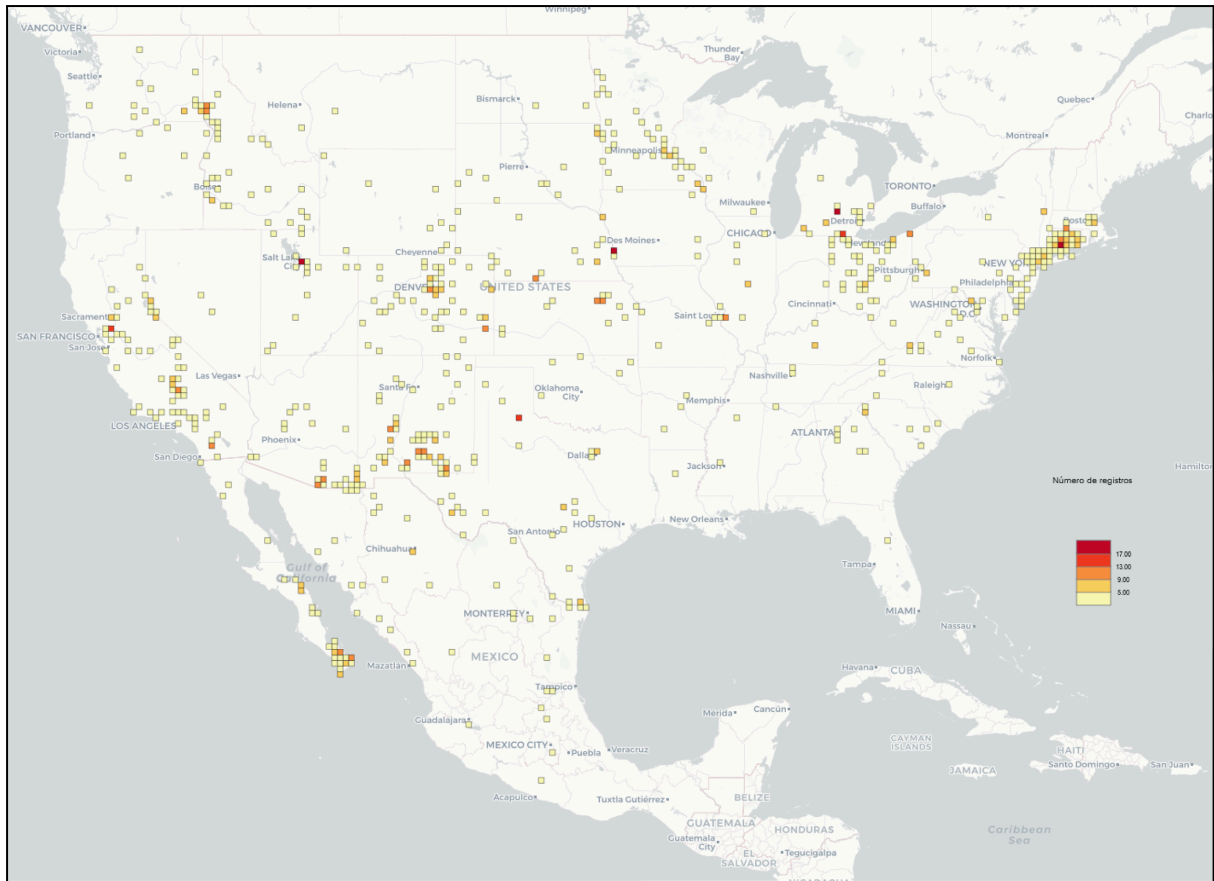


Figura 1. Celdas del área de estudio con registros de *Pholisora catullus*. Entre los 1552 registros de colecta de *Pholisora catullus* recopilados en el área de estudio, solo 899 de ellos presentan coordenadas únicas (GBIF.org, 2021). Dichas coordenadas se encuentran distribuidas dentro del área que abarcan las 608 celdas coloreadas en el mapa. En total, el área de estudio se divide en 16245 celdas de 32 km².

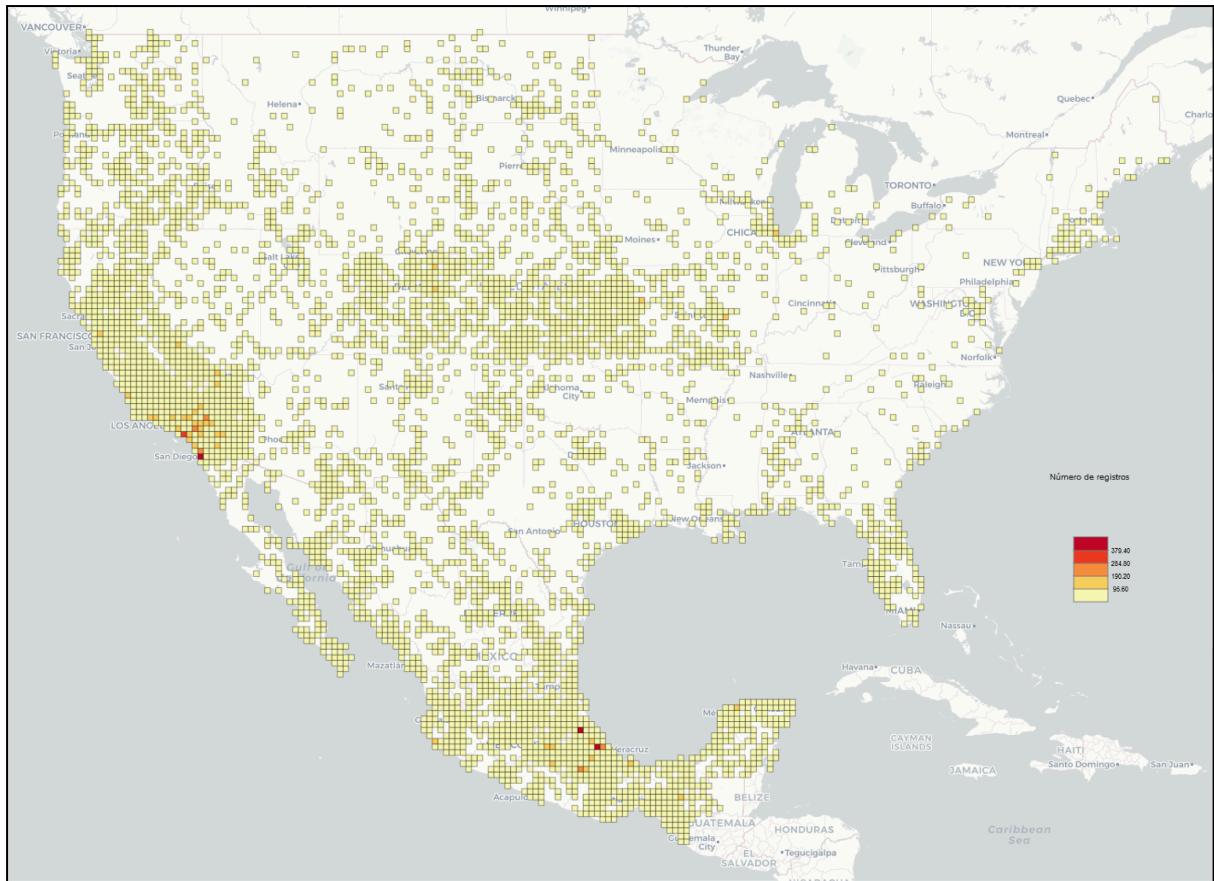


Figura 2. Celdas del área de estudio donde se construye el modelo de distribución potencial de *Pholisora catullus*. Dentro del área de estudio, 4762 celdas contienen al menos un registro de Amaranthaceae. El modelo de distribución potencial de *Pholisora catullus* se construye únicamente dentro de dichas celdas. De tal forma, el área del modelo representa el 29.21% del área de estudio, conformada por un total de 16245 celdas. El área restante (celdas nulas) no puede ser incluida en el modelo porque no cuenta con la presencia de los predictores evaluados.

5. RESULTADOS

5.1. Predictores evaluados y huéspedes confirmados

A través de SPECIES se evaluaron como predictores de *Pholisora catullus* a 197 especies de plantas pertenecientes a la familia Amaranthaceae (Mat. Sup. 1). Todas ellas se encuentran dentro de la región Neártica, en la cual se distribuye *P. catullus* (GBIF Secretariat, 2021). Tras el procedimiento de curación de los predictores evaluados, 1 (0.51%) de las especies (*Krascheninnikovia ceratoides*) fue descartada del resto del análisis. Lo anterior, por falta de información suficiente respecto al origen geográfico de *K. ceratoides* en las fuentes consultadas, y considerando que los datos resultantes de su análisis no son informativos. Se continuó el trabajo con las 196 especies restantes, de modo que éstas conforman el 100% de las especies analizadas.

Las 196 especies analizadas se encuentran distribuidas en un total de 39 géneros (Cuadro 1). De estos, los más representados son *Atriplex* (54 especies, 27.55%), *Amaranthus* (25 especies, 12.76%) y *Chenopodium* (18 especies, 9.18%), entre los cuales engloban prácticamente la mitad de las especies analizadas (97 especies, 49.49%). Del resto de géneros analizados, 12 de ellos agrupan a 66 especies (33.67%); 3 a 9 especies por cada género. Mientras, los otros 24 géneros contienen 33 especies (16.84%), incluyendo únicamente a 1 o 2 especies por género.

Del total de especies analizadas, 14 de ellas (7.14%) han sido registradas como huéspedes confirmados de *P. catullus*, de acuerdo con la literatura revisada (Graves y Shapiro, 2003; Capman, 1990) (Cuadro 2, Figura 3B). Siete de las especies confirmadas pertenecen al género *Amaranthus*, dos al género *Celosia* y el resto pertenece a los géneros *Atriplex*, *Blitum*, *Chenopodiastrum*, *Chenopodium* y

Dysphania. Entre las especies confirmadas destacan el epazote (*Dysphania ambrosioides*), la flor de terciopelo (*Celosia argentea*) y el amaranto (*Amaranthus caudatus*), por ser especies de importancia económica, alimenticia y ornamental.

5.2. Inferencia de huéspedes potenciales nativos y exóticos de *Pholisora catullus* a partir de coocurrencias espaciales

A partir del análisis realizado en SPECIES, se obtuvo que 114 (58.16%) de las especies analizadas tienen una distribución que coincide espacialmente con el área de distribución de *Pholisora catullus* en una medida mayor a la esperada por el azar ($\epsilon \geq 2$). Esto significa que dichas especies son HP de *P. catullus*. Mientras tanto, 82 especies (41.84%) tienden a no coincidir en el espacio con *P. catullus* ($\epsilon < 2$). Es decir, estas especies son HI de *P. catullus* (Figura 3A). Por otro lado, entre las 14 especies confirmadas como huéspedes de *P. catullus*, el modelo predice a 13 (92.86%) de ellas como huéspedes potenciales (Cuadro 2, Figura 3B). Solo una (7.14%) especie se predice como huésped improbable de *P. catullus*. El análisis estadístico de las proporciones de huéspedes potenciales previamente confirmados en la literatura sugiere que las predicciones del modelo no son de índole aleatoria, $\chi^2(1, N = 196) = 44.85, p = 2.1210E - 11$.

Respecto al origen geográfico de las 196 (100%) especies analizadas, se determinó que 150 (76.53%) de ellas son nativas de la región del Neártico y 46 (23.47%) son exóticas (Figura 4). De las especies nativas, 83 (42.35% del total) fueron calificadas como huéspedes potenciales de *P. catullus* y 67 (34.18%) como huéspedes improbables. Asimismo, 31 (15.82%) de las especies exóticas fueron catalogadas como huéspedes potenciales y 15 (7.65%) como huéspedes improbables. La prueba de χ^2 realizada para comparar de forma equiparable las

proporciones de EE y EN dentro de las categorías de HP y HI (Figura 5) sugiere que *P. catullus* no tiene preferencia por los huéspedes nativos ni los exóticos, al mismo tiempo que no evita unos ni otros, $\chi^2(1, N = 196) = 0.92, p = 0.34$.

5.3. Cuantificación de la contribución relativa de los huéspedes potenciales nativos y exóticos de *Pholisora catullus* en su distribución

El análisis de contribución relativa de los predictores evaluados en este trabajo puede observarse gráficamente en la Figura 6 y la Figura 7. En la Figura 6 se observa a los deciles de *Score* a través de un histograma, el cual proyecta la contribución promedio de las celdas que se encuentran en cada decil. Mientras tanto, en la Figura 7 se muestran espacialmente y por separado a los deciles obtenidos tras el cálculo de contribución relativa de los predictores y las celdas del modelo. Cabe tomar en cuenta que cada uno de los deciles representa un perfil de predictibilidad en sí mismo, es decir, un perfil de nicho. De tal forma, en el Dc 10 se localizan las celdas que más contribuyen en la distribución de *Pholisora catullus* y donde es más probable su presencia. Mientras tanto, conforme se avanza hacia el Dc 1, la contribución de las celdas de los deciles es cada vez menor. Por lo tanto, la probabilidad de presencia de *P. catullus* en dichas celdas también disminuye. Así, los deciles Dc 2 y Dc 1 comprenden las regiones donde es menos probable que *P. catullus* esté presente (Figura 6, Figura 7).

5.4. Modelo de distribución potencial considerando la contribución relativa de los huéspedes potenciales nativos y exóticos de *Pholisora catullus* en su distribución

A partir de los puntajes de contribución de cada celda, se obtuvo el mapa de distribución potencial de *Pholisora catullus* (Figura 8). Este mapa representa gráficamente las celdas donde es más o menos probable que *P. catullus* esté presente. Las tonalidades de color rojo corresponden a las celdas con un *Score* positivo, mayor a 0. Mientras tanto, las tonalidades de color azul se designan a las celdas con un *Score* negativo, menor a 0. Es posible observar que el área donde la probabilidad de encontrar a *P. catullus* es mayor corresponde con la región del Neártico. En específico, la costa sur de California, Estados Unidos, es la zona de mayor probabilidad en toda el área de estudio. No obstante, esta probabilidad se extiende en menor medida a toda la costa este y el centro de Estados Unidos, así como el estado de Florida y la costa este de México. Por otro lado, el área de menor probabilidad corresponde con la costa del Golfo de México, ubicada dentro de la región del Neotrópico.

5.5. Validación del modelo de distribución

La validación del modelo está representada a través de la curva de validación que se encuentra sobre el histograma de deciles de *Score* (Figura 6). En un modelo aleatorio, la proporción de verdaderos positivos (*recall value*) sería del 10% en cada decil. Por ende, si el modelo obtenido fuera aleatorio, ninguno de los deciles funcionaría mejor que el azar para indicar el área evaluada donde es más probable encontrar a la especie de estudio. En dicho caso, la curva de validación se observaría como una recta con todos los deciles con un *recall value* de 10%, debido

a los incrementos de 10% de VP en cada decil. Al observar la curva de validación del modelo aquí construido, se puede notar que el Dc 10 es el decil con mayor porcentaje de VP (31.91%) (Figura 6). Esto significa que el decil de mayor *Score* promedio predice correctamente la alta probabilidad de presencia de *P. catullus*, en mayor medida que lo esperado por el azar. Dicho resultado también puede observarse al comparar el mapa de celdas del Dc 10 (Figura 7) y el mapa de distribución potencial (Figura 8). Cabe mencionar que la cantidad de celdas nulas es alta debido a que el modelo construido no abarca todo el territorio del área de estudio, sino solamente el área donde se encuentra distribuido al menos una especie de la familia Amaranthaceae (Figura 2, Figura 6).

Cuadro 1. Géneros de Amaranthaceae evaluados como predictores de *Pholisora catullus*. Se incluye el número de especies incluido en cada uno de los 39 géneros evaluados y la proporción que representan respecto a las 196 especies evaluadas en total. Continúa en p. 28.

Género	Número de especies	Proporción
<i>Achyranthes</i>	1	0,51%
<i>Allenrolfea</i>	1	0,51%
<i>Alternanthera</i>	6	3,06%
<i>Amaranthus</i>	25	12,76%
<i>Aphanisma</i>	1	0,51%
<i>Arthroceras</i>	1	0,51%
<i>Atriplex</i>	54	27,55%
<i>Axyris</i>	1	0,51%
<i>Bassia</i>	3	1,53%
<i>Beta</i>	2	1,02%
<i>Blitum</i>	6	3,06%
<i>Blutaparon</i>	1	0,51%
<i>Celosia</i>	2	1,02%
<i>Chenopodiastrum</i>	3	1,53%
<i>Chenopodium</i>	18	9,18%
<i>Corispermum</i>	6	3,06%
<i>Cycloloma</i>	1	0,51%
<i>Dysphania</i>	7	3,57%
<i>Extriplex</i>	2	1,02%
<i>Froelichia</i>	3	1,53%
<i>Gomphrena</i>	4	2,04%
<i>Gossypianthus</i>	1	0,51%
<i>Grayia</i>	2	1,02%
<i>Guilleminea</i>	1	0,51%
<i>Halogeton</i>	1	0,51%
<i>Iresine</i>	2	1,02%
<i>Kali</i>	6	3,06%
<i>Lipandra</i>	1	0,51%
<i>Micromonolepis</i>	1	0,51%

Género	Número de especies	Proporción
<i>Neokochia</i>	2	1,02%
<i>Nitrophila</i>	2	1,02%
<i>Oxybasys</i>	5	2,55%
<i>Salicornia</i>	9	4,59%
<i>Salsola</i>	1	0,51%
<i>Spinacia</i>	1	0,51%
<i>Stutzia</i>	2	1,02%
<i>Suaeda</i>	8	4,08%
<i>Suckleya</i>	1	0,51%
<i>Tidestromia</i>	2	1,02%
TOTAL	196	100,00%

Cuadro 2. Especies de huéspedes confirmados de *Pholisora catullus*. De acuerdo con la literatura revisada (Graves y Shapiro, 2003; Capman, 1990), 14 (7.14%) de las 196 especies evaluadas han sido registradas como huéspedes de *Pholisora catullus*. En caso de que en la literatura se utilice un sinónimo para referirse a un huésped, éste se encuentra anotado entre paréntesis. En el cuadro se incluyen los valores de *Épsilon* y *Score* obtenidos en el análisis. Las especies con un valor de *Épsilon* igual o mayor a 2 se consideran huéspedes potenciales de *P. catullus*, de acuerdo con el modelo.

Huésped confirmado	<i>Epsilon</i>	<i>Score</i>
<i>Amaranthus albus</i>	7.20	1.14
<i>Amaranthus blitoides</i>	6.15	1.08
<i>Amaranthus caudatus</i>	5.03	2.74
<i>Amaranthus hybridus</i>	8.89	1.77
<i>Amaranthus powellii</i>	6.30	1.55
<i>Amaranthus retroflexus</i>	8.45	1.26
<i>Amaranthus spinosus</i>	1.40	0.64
<i>Atriplex rosea</i>	5.09	1.31
<i>Blitum virgatum</i> (<i>Chenopodium foliosum</i>)	2.02	1.17
<i>Celosia argentea</i>	5.13	2.44
<i>Celosia cristata</i>	5.97	3.25
<i>Chenopodium murale</i> (<i>Chenopodium murale</i>)	7.62	1.53
<i>Chenopodium album</i>	10.70	1.31
<i>Dysphania ambrosioides</i> (<i>Chenopodium ambrosioides</i>)	7.98	1.49

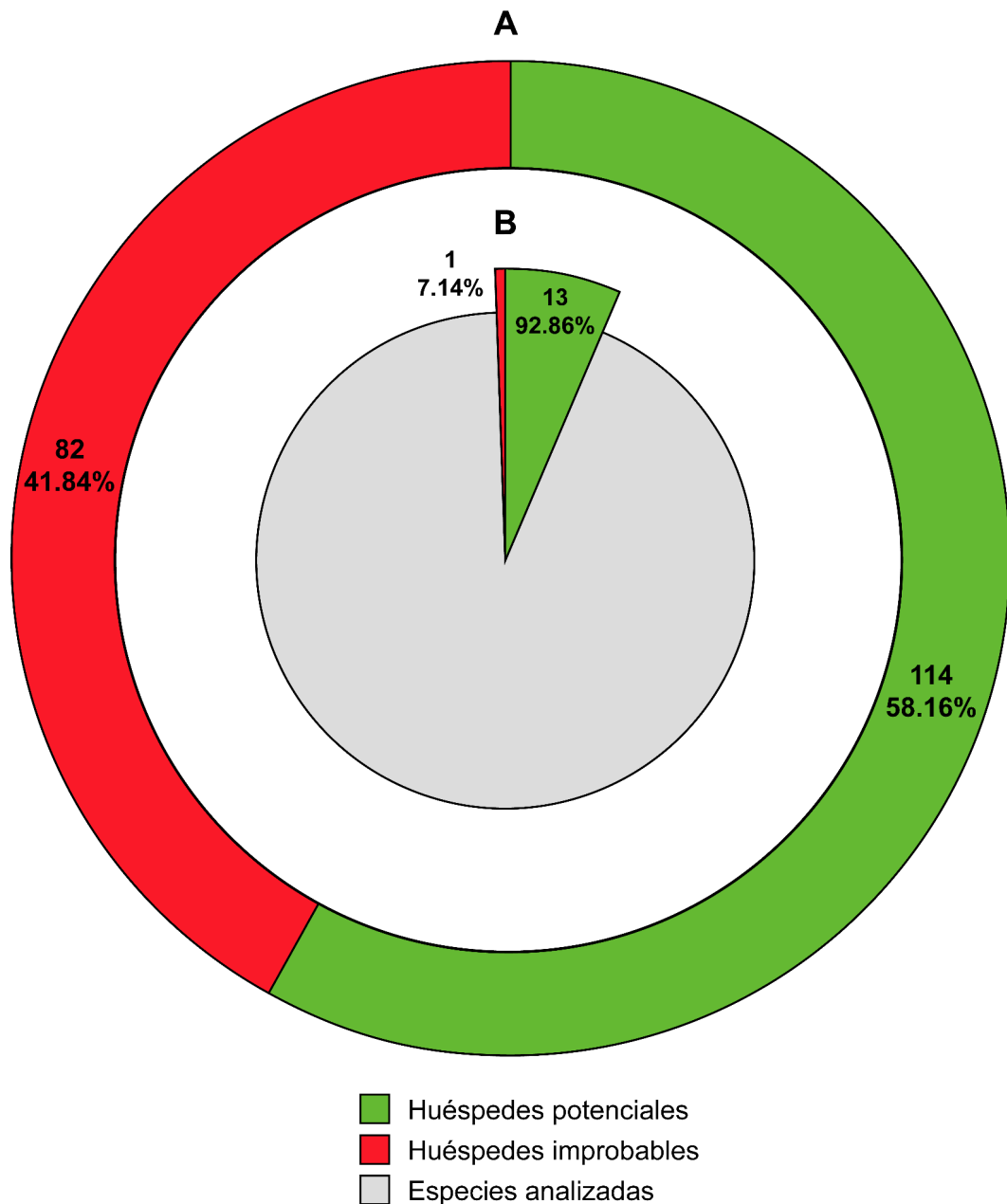


Figura 3. Proporciones de huéspedes potenciales y huéspedes improbables predichos por el modelo. (A) De las 196 (100%) amarantáceas analizadas, el modelo predice 114 (58.16%) huéspedes potenciales y 82 (41.84%) huéspedes improbables de *Pholisora catullus*. **(B)** De las 14 (100%) especies de huéspedes confirmados recopilados en la literatura revisada, 13 (92.86%) fueron predichas como huéspedes potenciales de *P. catullus*, mientras que 1 (7.14%) de ellas fue predicha como huésped improbable.

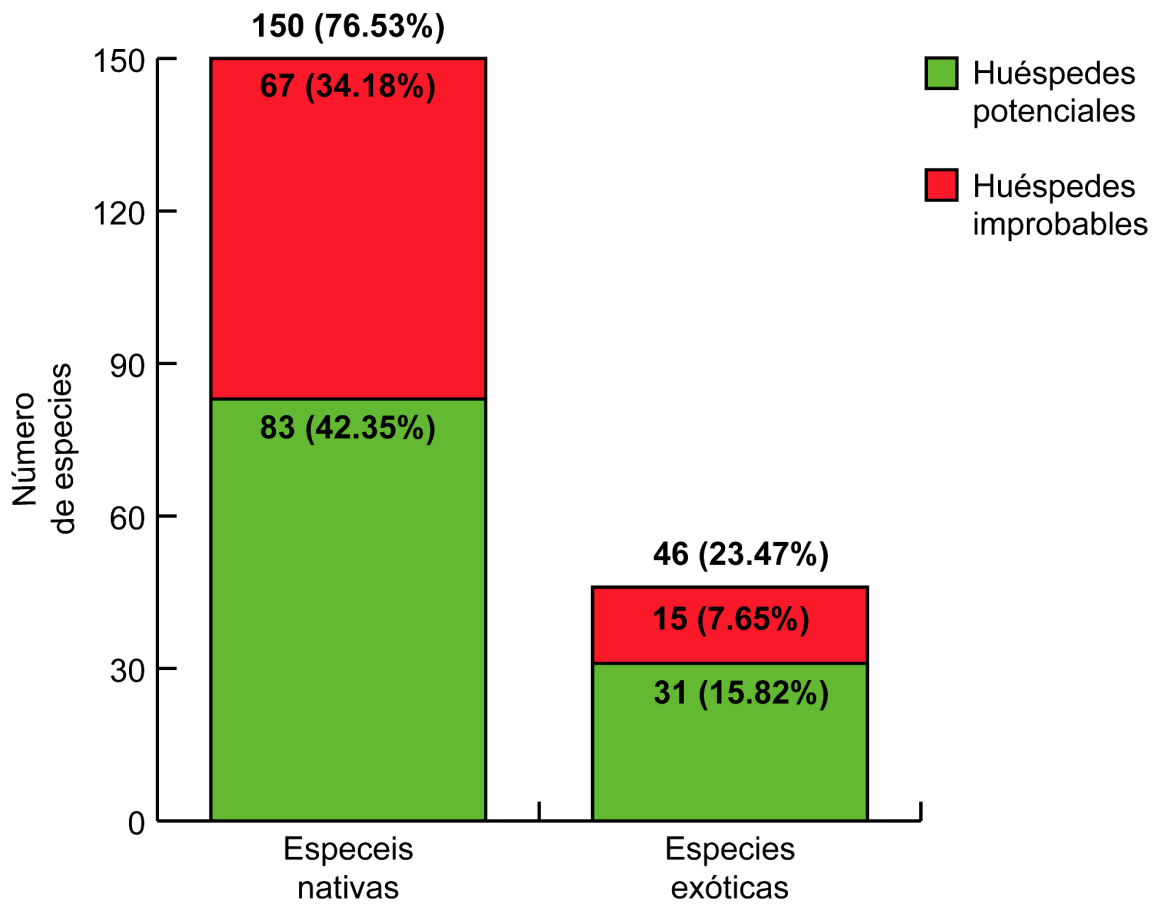


Figura 4. Número de huéspedes potenciales y huéspedes improbables de *Pholisora catullus* según su origen geográfico. De las 196 (100%) especies analizadas, 150 (76.53%) son nativas del Neártico y 46 (23.47%) son exóticas. Entre las especies nativas, 83 son huéspedes potenciales de *Pholisora catullus* y 67 son huéspedes improbables. Mientras tanto, 31 de las especies exóticas son huéspedes potenciales de *P. catullus* y 15 son huéspedes improbables.

A

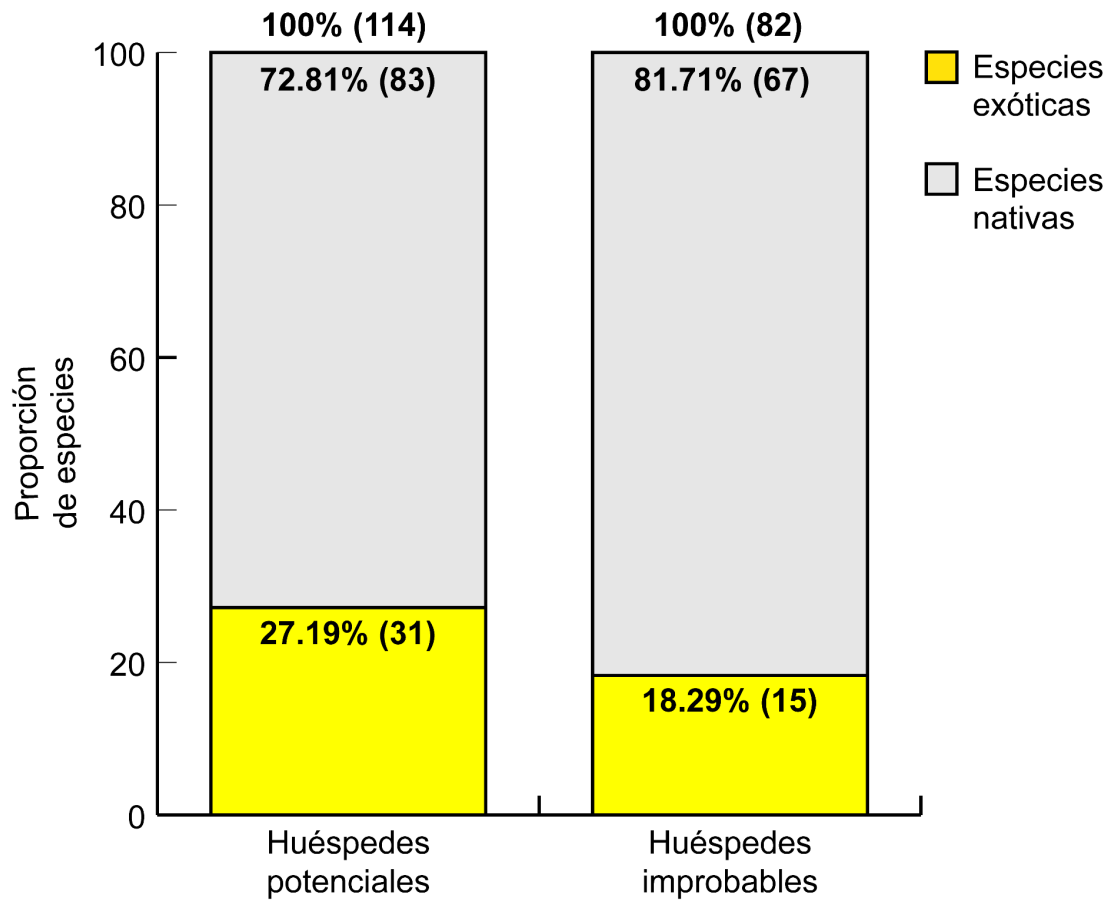


Figura 5. Proporciones relativas observadas y esperadas de especies nativas y exóticas según su potencial como huéspedes de *Pholisora catullus*. (A) Entre los huéspedes potenciales de *Pholisora catullus*, se observó que el 27.19% (31) son especies exóticas, Por otro lado, se observó que el 18.29% (15) de los huéspedes improbables de *P. catullus* son especies exóticas. (B) Continúa en p. 33.

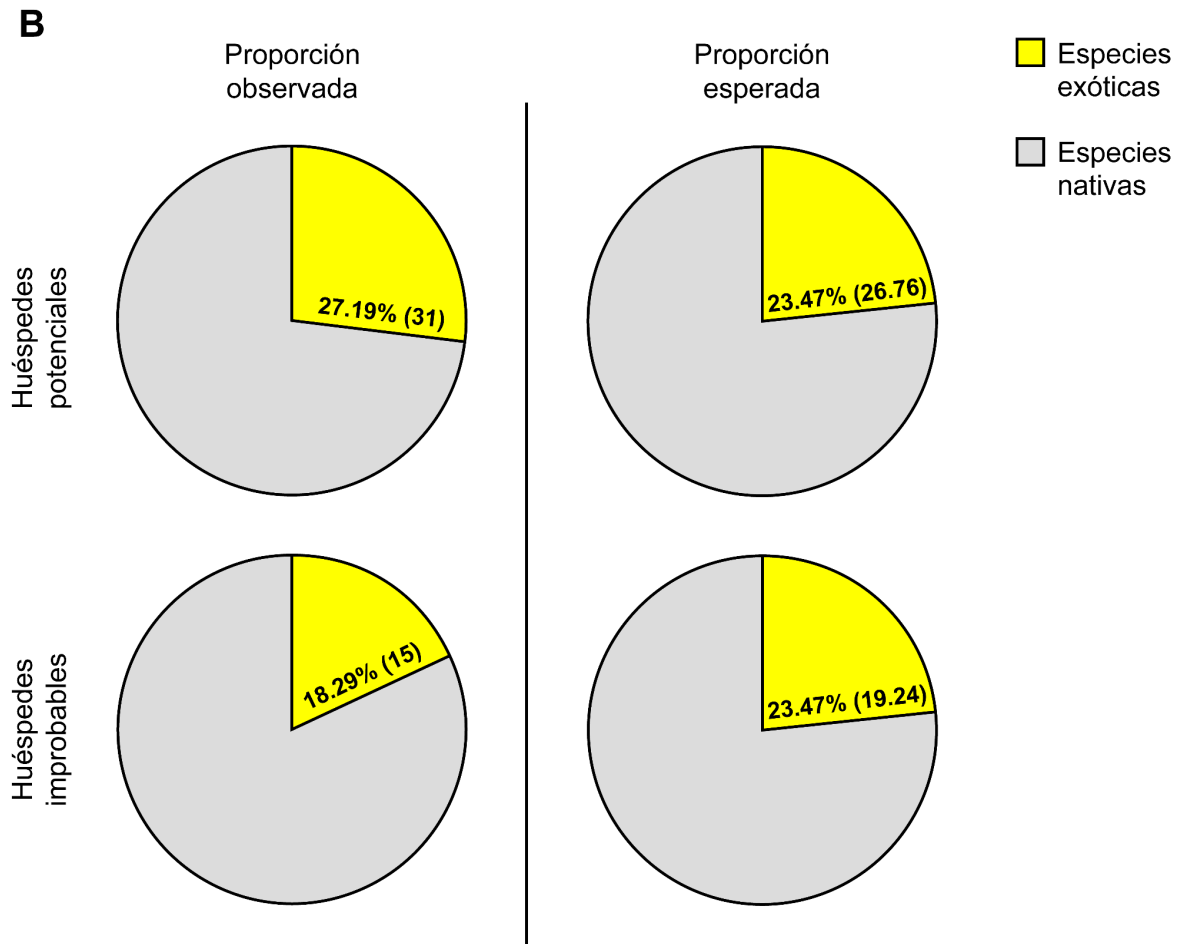


Figura 5 (continuación). (B) Asumiendo que *P. catullus* no tiene preferencia por especies exóticas o nativas, se esperaban valores de 23.5% de especies exóticas en las categorías de huéspedes potenciales y huéspedes improbables. El valor esperado de 23.5% proviene de la proporción de especies exóticas (46) en relación con el número total de especies analizadas (196). Los valores observados (lado izquierdo) se compararon con los valores esperados (lado derecho) para identificar preferencias de *P. catullus* por huéspedes exóticos o nativos. El análisis sugiere que *P. catullus* no tiene preferencias relacionadas con el origen geográfico de sus huéspedes, $\chi^2(1, N = 196) = 0.92$, $p = 0.34$.

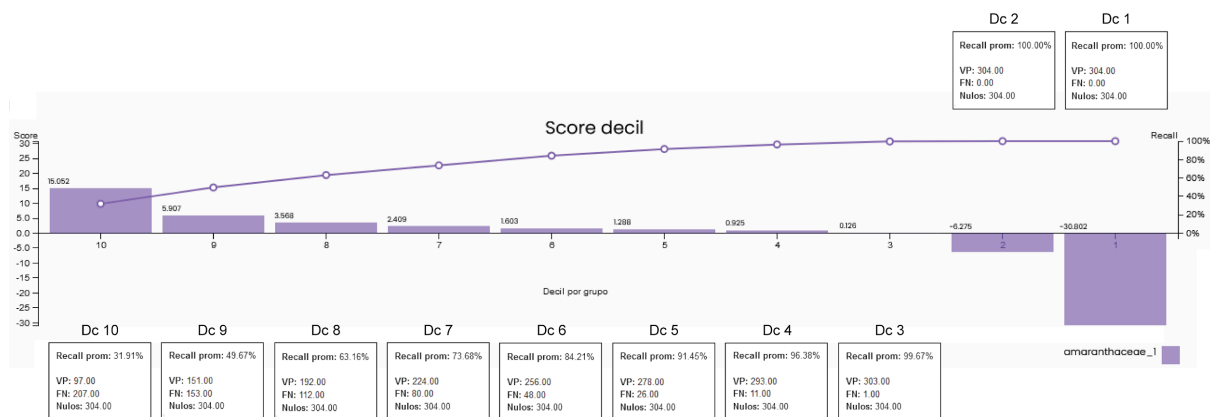


Figura 6. Contribución relativa promedio por decil en la distribución de *Pholisora catullus* y curva de validación del modelo. El histograma recopila el promedio del *Score* obtenido en las celdas de los deciles Dc 10 al Dc 1. La puntuación de cada celda resulta de la suma del *Score* individual de cada uno de los predictores evaluados presentes en la misma. Entre mayor sea el valor de *Score* promedio de un decil, mayor es la contribución de los predictores que incluye dicho decil en la distribución de la especie de *Pholisora catullus*. En la figura también se incluyen el *recall value*, el número de VP, el número de FN y el número de resultados nulos correspondientes a cada decil, así como la curva de validación del modelo. En un modelo aleatorio, el *recall value* sería del 10% en cada decil y la curva de validación sería una recta. En esta figura, se observa que el Dc 10 tiene el *recall value* de mayor porcentaje (31.91%). Esto quiere decir que en el Dc 10 se encuentra la mayor cantidad de VP. Dicho resultado le da validez al modelo por su capacidad para discriminar datos, pues las celdas del decil con mayor *Score* promedio (Dc 10) predicen correctamente la alta probabilidad de presencia de *P. catullus* en una medida mucho mayor que la esperada por el azar.

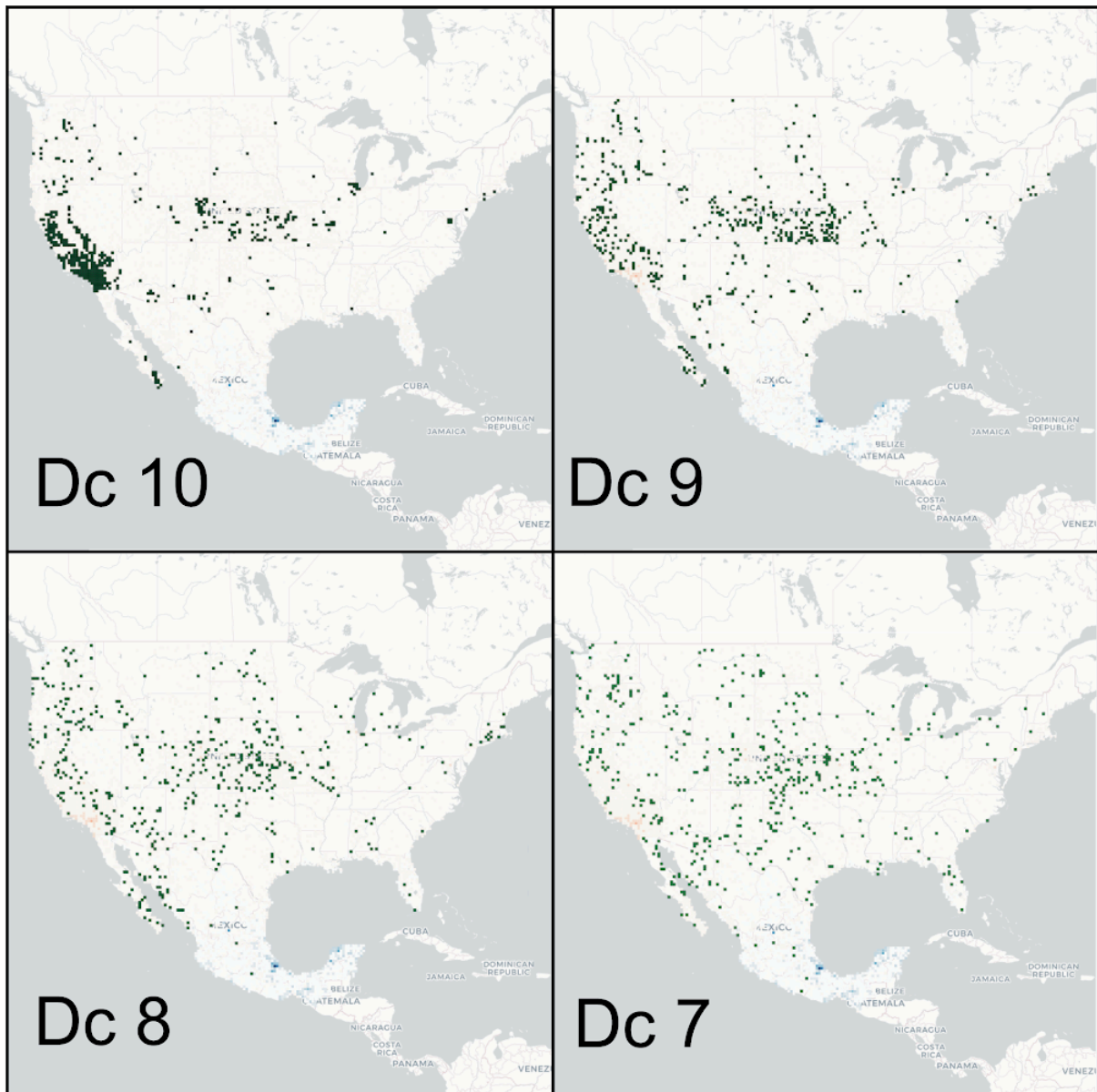


Figura 7. Mapas de ubicación geográfica de las celdas incluidas en cada decil de Score. Los mapas están ordenados desde el decil de mayor contribución en la distribución de *Pholisora catullus* (Dc 10) hasta el decil de menor contribución (Dc 1). En el Dc 10 se encuentran las celdas con mayor puntaje de contribución (Score). Estas celdas son donde es más probable que se encuentre la especie de estudio. El Dc 1 y Dc 2 comprenden las celdas donde es menos probable encontrar a *P. catullus*. Continúa en pp. 36 y 37.

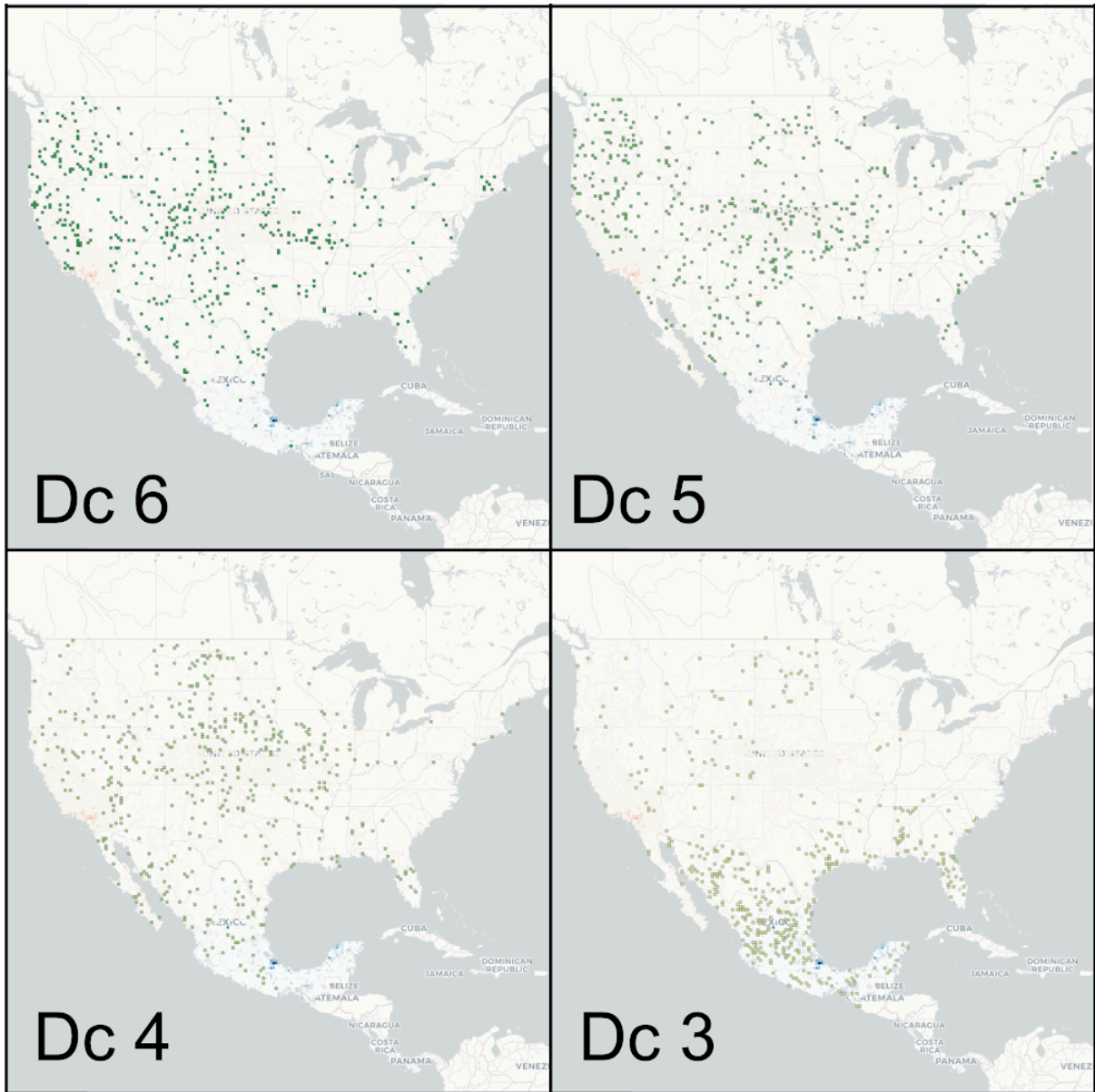


Figura 7. Continuación.

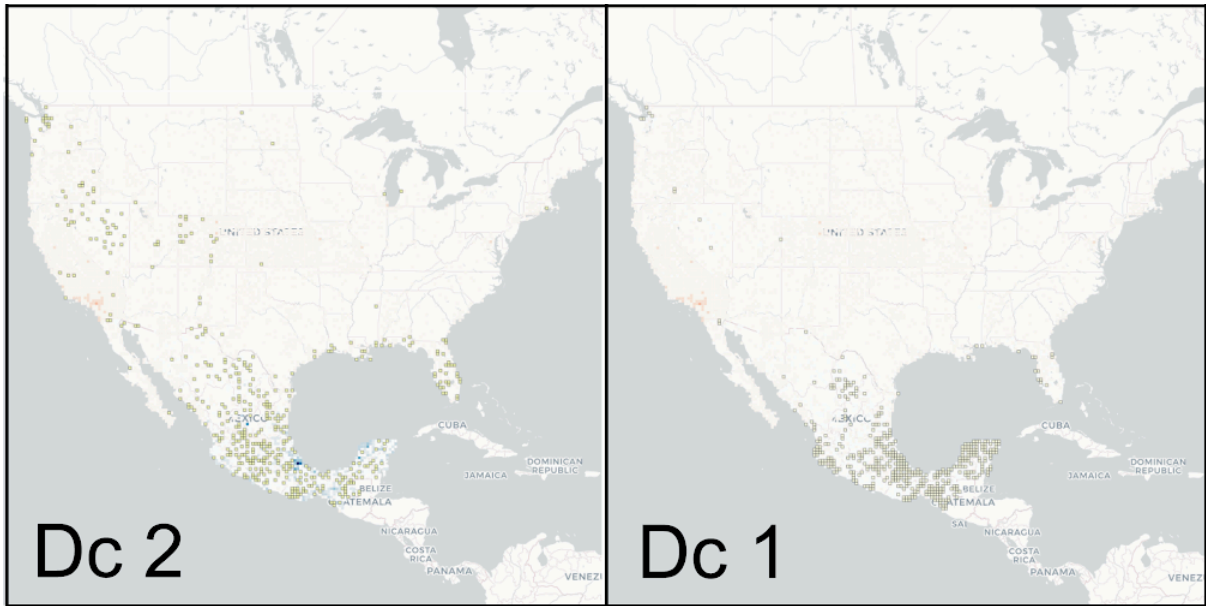


Figura 7. Continuación.

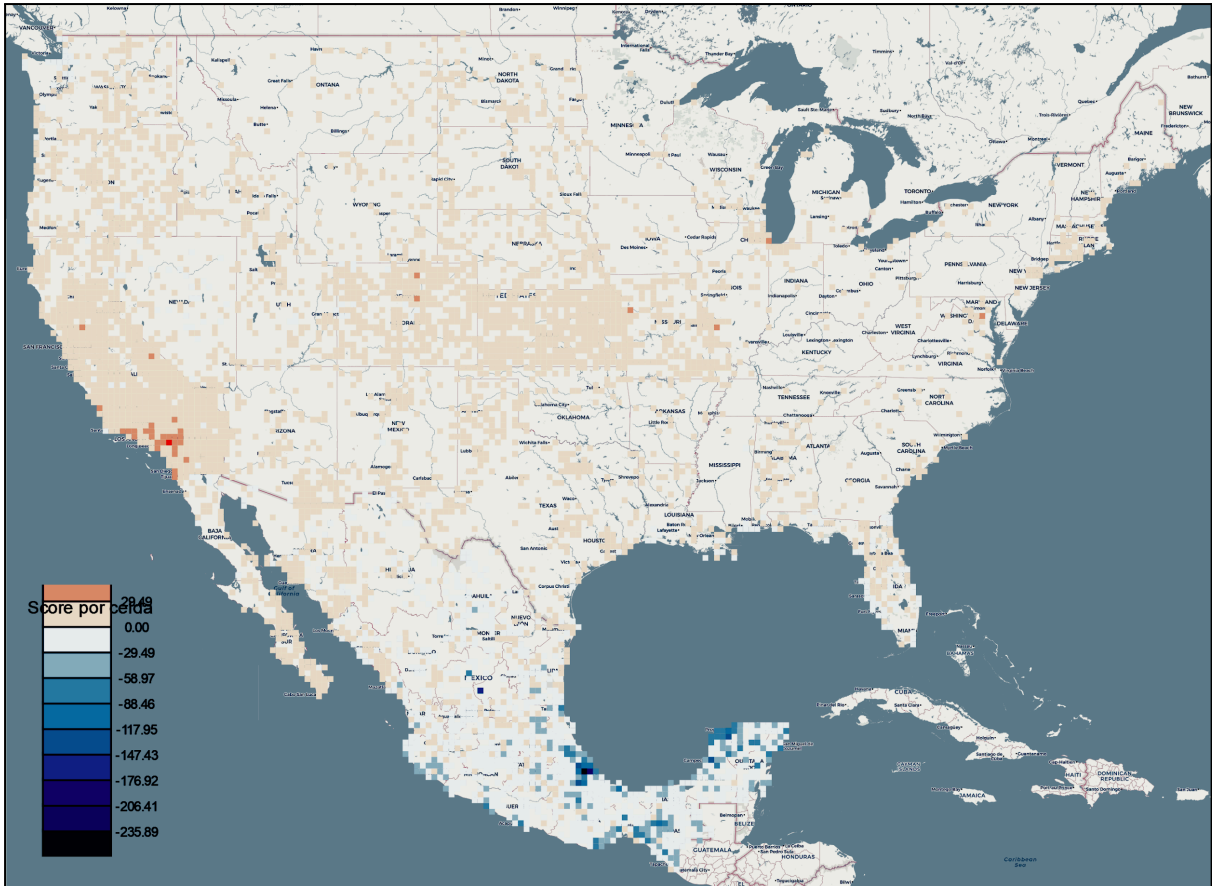


Figura 8. Mapa de distribución potencial de *Pholisora catullus* en el área de estudio con base en la contribución relativa de los predictores evaluados. Las celdas de tonalidades rojas representan el área donde es más probable contar con la presencia de *Pholisora catullus*, mientras que las celdas de tonalidades azules representan el área de menor probabilidad. Las zonas que no están coloreadas corresponden al área donde no se construyó el modelo debido a la ausencia de registros de predictores (celdas nulas). La costa sur de California, Estados Unidos, ubicada dentro del Neártico, es el área de mayor probabilidad para encontrar a *P. catullus*. Al contrario, las costas mexicanas ubicadas dentro del Neotrópico corresponden con el área de menor probabilidad para encontrar a *P. catullus*, en especial el estado de Veracruz, México.

6. DISCUSIÓN

Este trabajo es un primer acercamiento al estudio de las plantas exóticas como un recurso potencial que modula la distribución de especies nativas de insectos herbívoros, en el contexto de un mundo cuyos ecosistemas se encuentran cada vez más alterados por las actividades humanas y donde la pérdida de biodiversidad crece aceleradamente (IPBES, 2019; Ceballos *et al.*, 2015; Urban, 2015). Se tomó como objeto de estudio una sola especie de mariposa (*Pholisora catullus*) y se evaluó el potencial de decenas de especies nativas y exóticas de amarantáceas en el Neártico como huéspedes y predictores de la distribución de dicha mariposa. El modelo construido para *P. catullus* permite inferir las especies exóticas y nativas de amarantáceas presentes en el área de distribución de esta mariposa que tienen el potencial de fungir como sus huéspedes. Esta inferencia revela que muchas más especies que las registradas en la literatura podrían fungir como huéspedes de *P. catullus*. Asimismo, dichos huéspedes potenciales pueden ser aprovechados por *P. catullus* sin distinguir si se trata de especies nativas o exóticas.

De acuerdo con la inferencia de huéspedes potenciales, *P. catullus* tiene a su alcance una gran variedad de plantas exóticas y nativas que podría aprovechar. Específicamente, el modelo señala que 114 (58.16%) de las amarantáceas analizadas y disponibles en el área de distribución de *P. catullus* tienen una expectativa mayor a la esperada por el azar de ser aprovechadas como huéspedes por esta especie. Es decir, son huéspedes potenciales. Esto equivale a más de 8 veces el registro actual de huéspedes de *P. catullus* (Graves y Shapiro, 2003). Lo anterior no significa que los 114 HP sean huéspedes verdaderos, ya que los factores que determinan la selección de huéspedes no se limitan a la presencia del recurso en el área de distribución de una especie. Por ello es importante comprobar las

inferencias obtenidas con la realidad. Sin embargo, cabe notar que el modelo infirió de manera acertada a 13 de los 14 huéspedes de *P. catullus* registrados en la literatura revisada. Este resultado es una señal de la alta predictibilidad del modelo porque solo con la información geográfica se pudo recuperar la información ecológica previamente documentada. Por lo tanto, el modelo brinda una inferencia que sirve como una primera aproximación para identificar nuevos huéspedes potenciales de *P. catullus* y funge como una lista prioritaria para la búsqueda directa y confirmación empírica de su papel como huéspedes.

Por otro lado, entre las especies analizadas, la mayoría (76.53%) son nativas del Neártico y el resto (23.47%) son exóticas. En consecuencia, se esperaba que *P. catullus* mostrase preferencia por los huéspedes potenciales nativos ante los exóticos. Sin embargo, *P. catullus* no presenta indicios de preferencia por unos u otros (Figura 5). Dicho de otra forma, *P. catullus* podría aprovechar a cualquiera de los huéspedes potenciales predichos sin distinción respecto a su origen nativo u exótico. Esto se puede explicar considerando que *P. catullus* es catalogada como una especie de muy bajo riesgo a la extinción, dada su dieta generalista, su amplia distribución y los bajos niveles de estrés que enfrentan sus poblaciones actualmente (NatureServe, 2021). En este caso, la elección de *P. catullus* entre sus huéspedes potenciales nativos y exóticos no estaría afectando su supervivencia. Por lo tanto, bajo las condiciones actuales dentro de su área de distribución, *P. catullus* optaría por huéspedes nativos o exóticos dependiendo de cuáles estén más a su alcance, indiferentemente de su origen geográfico.

No obstante, si en el futuro la transformación del hábitat y el avance de las EEI repercute en el incremento de la frecuencia de especies exóticas en el área de distribución de *P. catullus*, las amarantáceas exóticas de la región Neártica podrían

tener una mayor influencia en la dieta de *P. catullus* en comparación con lo inferido actualmente (Jahner *et al.*, 2011). Un caso estudiado es el de la fauna de mariposas en California, Estados Unidos. Dicha fauna depende en gran medida de huéspedes exóticos para su reproducción y supervivencia en zonas urbanas y suburbanas donde las especies nativas de plantas han sido desplazadas (Shapiro, 2002). De hecho, se estima que dos tercios de la flora endémica de California verá su área de distribución reducida en más del 80% durante el transcurso de este siglo (Loarie *et al.*, 2008). Por otro lado, se encuentra el caso particular de la mariposa *Pieris oleracea*, la cual logró escapar de la extinción gracias a la adopción de una planta exótica como huésped en la década de 1980 (Herlihy *et al.*, 2014). Sin embargo, de acuerdo con Tallamy *et al.* (2021), la presencia de plantas exóticas estaría, en la mayoría de los casos, contribuyendo indirectamente en la pérdida de insectos herbívoros. Esto, debido a que, por lo regular, dichos insectos tienen una dieta especialista estricta y son incapaces de reconocer nuevos huéspedes. Empero, no se puede descartar que, en el futuro, *P. catullus* aproveche en mayor medida a sus huéspedes exóticos, dado su carácter generalista.

Por otra parte, en cuestión de la contribución de los huéspedes a la distribución de *P. catullus*, se puede considerar la presencia de Amaranthaceae como un factor facilitador de la presencia de *P. catullus* en su área de distribución. El decil 10, que cuenta con la mejor puntuación de contribución en la distribución de *P. catullus* se concentra principalmente dentro de los límites del estado de California, Estados Unidos (en el Neártico), por lo cual es más probable encontrar a *P. catullus* en esa área. Dadas las predicciones sobre la reducción de la flora nativa para el estado (Loarie *et al.*, 2008), se refuerza la importancia de investigar la relación de las plantas exóticas con *P. catullus* en el futuro. Por otro lado, el decil 1,

que cuenta con la menor puntuación de contribución, se concentra hacia el sur y sureste mexicano. Dicha área está comprendida dentro de la región biogeográfica del Neotrópico y es la de menor probabilidad para encontrar a *P. catullus*. Esto corresponde con el área de distribución conocida de la especie, limitada al Neártico. Cabe recalcar, también, que el *recall value* del Dc 10 fue tres veces mayor a lo esperado por el azar (31.91%) (Figura 6). Este resultado le da validez al modelo y refuerza las afirmaciones anteriores. Por lo tanto, el modelo permite predecir con un alto grado de confianza la presencia de *P. catullus* en el área comprendida por las celdas con mayor puntaje de contribución, representadas por el tono más intenso de color rojo en el mapa de distribución potencial (Figura 7, Figura 8).

6.1. Limitaciones y vistas al futuro

Cabe destacar que este trabajo no pretende promover la introducción de EE ni desincentivar los programas de erradicación de EEI, de la misma forma que no busca desestimar los efectos perjudiciales de las EE. En cambio, tiene la intención de hacer notar el potencial de las EE de fungir como un recurso alternativo para las especies nativas que puedan adaptarse a los cambios ambientales de los ecosistemas afectados por las actividades antropogénicas, como la misma introducción de EE. Dadas las tendencias actuales de incremento de EE en ambientes perturbados, es necesario comprender las interacciones de las EN con las EE en el desarrollo de estrategias de conservación (Schlaepfer y Lawler, 2022; Mačić *et al.*, 2018). Por lo tanto, estudiar cómo pueden beneficiarse las EN ante la presencia de EE ya introducidas en sus ambientes y cómo se pueden aprovechar estos beneficios para contrarrestar la pérdida de biodiversidad en los ecosistemas afectados merece atención y mayor investigación al respecto.

Por otra parte, vale la pena mencionar que, de las 196 especies analizadas en este trabajo, 23 (11.73%) son catalogadas como EEI por al menos uno de los países comprendidos en el área de estudio (México y Estados Unidos). Sin embargo, en la mayoría de los casos, cuando México o Estados Unidos catalogan a una especie como invasora a través de sus instituciones gubernamentales, el otro país la identifica solo como especie exótica. De hecho, en 6 de los 23 casos, donde un país considera como invasora a una de las especies analizadas, el otro la considera nativa. Por ende, es posible que los criterios y condiciones al evaluar especies exóticas invasoras difieran entre México y Estados Unidos. Esta diferencia en criterios dificulta la curación de los datos de origen geográfico de las especies analizadas y repercute en los resultados obtenidos sobre la condición exótica o nativa de los huéspedes potenciales disponibles para *P. catullus*. Por ello es necesario reforzar la comprensión del estatus e impacto de las EE en el Neártico y su implicación en los resultados de este trabajo. Es posible que la indiferencia observada en los indicios de preferencia por huéspedes potenciales exóticos y nativos de *P. catullus*, se deba a que la presencia de amarantáceas exóticas en la región del Neártico no ha tenido un impacto lo suficientemente grave para desplazar o extinguir en gran medida a las especies nativas que ahí habitan. También es posible que lo anterior se deba a que no hay registros suficientes para representar la amplitud de la distribución de *P. catullus* y su densidad en la actualidad. Harían falta más investigaciones al respecto para esclarecer esta cuestión. Más allá de ello, se necesitan investigaciones que abarquen todo tipo de taxones, ambientes e interacciones con el mayor número de variables posible y mayor complejidad en el recabado de datos y el análisis.

Finalmente, este trabajo se basa principalmente en información obtenida a través de bases de datos y análisis computacionales con un alcance limitado. Por lo tanto, se vería fortalecido por observaciones en campo que permitan verificar las interacciones aquí inferidas. Es decir, un paso a seguir posterior a este trabajo sería corroborar empíricamente la interacción entre *P. catullus* y las plantas inferidas como sus principales huéspedes. Los mejores candidatos para ser confirmados empíricamente en trabajos posteriores son los huéspedes referidos con las mejores puntuaciones de *Epsilon*, como *Kali tragus*, *Chenopodium berlandieri*, *Atriplex canescens* o *Dysphania botrys*, por mencionar algunos (ver Mat. Sup. 1). En particular, sería necesario obtener evidencia de que *P. catullus* aprovecha a los huéspedes potenciales inferidos en este trabajo mediante observaciones directas de oviposición en dichos huéspedes y/o larvas alimentándose de ellos dentro del área de distribución modelada.

7. CONCLUSIÓN

Ante el panorama actual de un mundo cuyos ecosistemas se están transformando y donde la pérdida de biodiversidad va en aumento, aquellas especies capaces de adaptarse y aprovechar nuevas interacciones con especies exóticas tendrán una mayor oportunidad para sobrevivir en el futuro. Para el caso de *Pholisora catullus*, hay un gran número de amarantáceas nativas y exóticas en el Neártico con el potencial de fungir como huéspedes alternativos, ante la posible desaparición de sus huéspedes tradicionales en el futuro. Esto podría ser así incluso en el presente, de acuerdo con el modelo de distribución aquí construido, aunque por ahora no habría una preferencia en particular por las especies nativas o las exóticas. Por lo tanto, hace falta corroborar empíricamente la interacción entre *P. catullus* y los huéspedes potenciales inferidos, especialmente en la Costa Este de Estados Unidos, donde la probabilidad de encontrar a la especie de estudio es mayor. Este trabajo es una primera aproximación al estudio de estas interacciones y su contribución en la distribución de insectos herbívoros como las mariposas. Dada la importancia de este tema, se recomiendan más investigaciones al respecto y aquí se establece un punto de partida claro para *P. catullus*. Asimismo, se sugiere replicar este estudio con todo tipo de taxones y condiciones ambientales, para poder evaluar a mayor profundidad el potencial que tienen las especies exóticas como recurso para especies nativas y analizar sus beneficios en la postulación de estrategias contra la pérdida de biodiversidad, considerando el creciente y acelerado impacto de las actividades humanas en los ecosistemas y la biodiversidad del planeta.

8. REFERENCIAS

- Andersen, M. C., Adams, H., Hope, B., y Powell, M. (2004). Risk assessment for invasive species. *Risk Analysis: An International Journal*, 24(4), 787-793.
- Bánki, O., Roskov, Y., Döring, M., Ower, G., Vandepitte, L., Hobern, D., Remsen, D., Schalk, P., DeWalt, R. E., Keping, M., Miller, J., Orrell, T., Aalbu, R., Adlard, R., Adriaenssens, E. M., Aedo, C., Aescht, E., Akkari, N., Alexander, S., *et al.* (2022). *Catalogue of Life Checklist* (Version 2022-11-14). Catalogue of Life. <https://doi.org/10.48580/dfqj>
- Blackburn, T. M., Bellard, C., y Ricciardi, A. (2019). Alien versus native species as drivers of recent extinctions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17(4), 203-207.
- Capman, W. C. (1990). Natural history of the common sooty wing skipper, *Pholisora catullus* (Lepidoptera: Hesperidae), in central Illinois. *The Great Lakes Entomologist*, 23(3), 6.
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., García, A., Pringle, R. M., y Palmer, T. M. (2015). Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science advances*, 1(5), e1400253.
- Çinar, M. E., Arianoutsou, M., Zenetos, A., y Golani, D. (2014). Impacts of invasive alien marine species on ecosystem services and biodiversity: a pan-European review. *Aquatic Invasions*, 9(4), 391-423.
- Collinge, S. K. (1992). Early stage of host range expansion by a specialist herbivore, *Euphydryas phaeton*. *Ecology*, 73(2), 526-536.
- CONABIO. (1 de febrero de 2022). EncicloVida. <https://enciclovida.mx/>.
- Davis, M. A. (2009). *Invasion biology*. Oxford University Press.

- Espeland, M., Breinholt, J., Willmott, K. R., Warren, A. D., Vila, R., Toussaint, E. F., Maunsel, S. C., Aduse-Poku, K., Talavera, G., Eastwood, R., Jarzyna, M. A., Guralnick, R., Lohman, D. J., Pierce, N. E., y Kawahara, A. Y. (2018). A comprehensive and dated phylogenomic analysis of butterflies. *Current Biology*, 28(5), 770-778.
- Fuentes-Bazan, S., Uotila, P., y Borsch, T. (2012). A novel phylogeny-based generic classification for *Chenopodium sensu lato*, and a tribal rearrangement of *Chenopodioideae* (Chenopodiaceae). *Willdenowia*, 42(1), 5-24.
- GBIF.org. (7 de octubre de 2021). GBIF Occurrence Download.
<https://doi.org/10.15468/dl.vztmf5>.
- GBIF Secretariat (7 de diciembre de 2021). *Pholisora catullus* Fabricius, 1793. En GBIF Backbone Taxonomy. Checklist dataset.
<https://doi.org/10.15468/39omei>.
- Guiasu, R. C., y Tindale, C. W. (2018). Logical fallacies and invasion biology. *Biology & Philosophy*, 33(5), 1-24.
- González-Salazar, C., Stephens, C. R., y Marquet, P. A. (2013). Comparing the relative contributions of biotic and abiotic factors as mediators of species' distributions. *Ecological Modelling*, 248, 57-70.
- González-Salazar, C., y Stephens, C. R. (2012). Constructing ecological networks: a tool to infer risk of transmission and dispersal of leishmaniasis. *Zoonoses and Public Health*, 59, 179-193.
- Graves, S. D., y Shapiro, A. M. (2003). Exotics as host plants of the California butterfly fauna. *Biological Conservation*, 110(3), 413-433.
- Hand, D., Mannila, H., y Smyth P. (2001). *Principles of Data Mining*. MIT Press.

- Hemming, K. T. (2022). *Forecasting native and exotic plant species richness and interactions* (Tesis de doctorado, University of Canberra, Canberra, Australia). <https://bit.ly/3v0qDd3>.
- Herlihy, M. V., Van Driesche, R. G., y Wagner, D. L. (2014). Persistence in Massachusetts of the veined white butterfly due to use of the invasive form of cuckoo flower. *Biological invasions*, 16(12), 2713-2724.
- Inglis, M. I. (2020). Wildlife ethics and practice: Why we need to change the way we talk about 'invasive species'. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 33(2), 299-313.
- IPBES. (2019). *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. IPBES Secretariat.
- IPNI. (2022). International Plant Names Index. <http://www.ipni.org>
- ITIS. (2022). Integrated Taxonomic Information System. <https://doi.org/10.5066/F7KH0KBK>
- Jahner, J. P., Bonilla, M. M., Badik, K. J., Shapiro, A. M., y Forister, M. L. (2011). Use of exotic hosts by Lepidoptera: widespread species colonize more novel hosts. *Evolution: International Journal of Organic Evolution*, 65(9), 2719-2724.
- Jeschke, J. M., Pyšek, P., y Heger, T. (2018). Tens rule. En Jeschke, J. M., y Heger, T. (Eds.). *Invasion biology: Hypotheses and evidence* (Vol. 9) (pp. 124-132). CABI.
- Jørgensen, S. E., & Bendoricchio, G. (2001). *Fundamentals of ecological modelling*. Elsevier.

- Loarie, S. R., Carter, B. E., Hayhoe, K., McMahon, S., Moe, R., Knight, C. A., y Ackerly, D. D. (2008). Climate change and the future of California's endemic flora. *PloS one*, 3(6), e2502.
- Mačić, V., Albano, P. G., Almpnidou, V., Claudet, J., Corrales, X., Essl, F., Evagelopoulos, A., Giovos I., Jimenez C., Kark S., Marković O., Mazaris A. D., Ólafsdóttir G. Á., Panayotova M., Petović S., Rabitsch W., Ramdani M., Rilov G., Tricarico E., Vega-Fernández, T., Sini M., Trygonis V., y Katsanevakis, S. (2018). Biological invasions in conservation planning: a global systematic review. *Frontiers in Marine Science*, 5, 178.
- NatureServe. (2021). *Pholisora catullus*. Common sootywing. NatureServe Explorer. <https://bit.ly/3rK8Nup>.
- Parker, J. D., Torchin, M. E., Hufbauer, R. A., Lemoine, N. P., Alba, C., Blumenthal, D. M., Bossdorf, O., Byers, J. E., Dunn, A. M., Heckman, R. W., Hejda, M., Jarošík, V., Kanarek, A. R., Martin, L. B., Perkins, S. E., Pyšek, P., Schierenbeck, K., Schlöder, C., van Klinken, R., Vaughn, K. J., Williams, W., y Wolfe, L. M. (2013). Do invasive species perform better in their new ranges?. *Ecology*, 94(5), 985-994.
- Pejchar, L., y Mooney, H. (2010). The impact of invasive alien species on ecosystem services and human well-being. *Bioinvasions and Globalization: Ecology, Economics, Management and Policy*, 161-182.
- Peterson, A. T., & Soberón, J. (2012). Species distribution modeling and ecological niche modeling: getting the concepts right. *Natureza & Conservação*, 10(2), 102-107.
- Pyšek, P., Hulme, P. E., Simberloff, D., Bacher, S., Blackburn, T. M., Carlton, J. T., Dawson, W., Essl, F., Foxcroft, L. C., Genovesi, P., Jeschke, J. M., Kühn, I.,

- Liebhold, A. M., Mandrak, N. E., Meyerson, L. A., Pauchard, A., Pergl, J., Roy, H. E., Seebens, H., van Kleunen, M., Vilà, M., Wingfield, M. J., y Richardson, D. M. (2020). Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews*, 95(6), 1511-1534.
- Rengifo-Correa, L., González-Salazar, C., y Stephens, C. R. (2023). Disentangling the contributions of biotic and abiotic predictors in the niche and the species distribution model of *Trypanosoma cruzi*, etiological agent of Chagas disease. *Acta Tropica*, 238, 106757.
- Ricciardi, A., Hoopes, M. F., Marchetti, M. P., y Lockwood, J. L. (2013). Progress toward understanding the ecological impacts of nonnative species. *Ecological monographs*, 83(3), 263-282.
- Richardson, D. M., Pyšek, P., Rejmanek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D., y West, C. J. (2000). Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and distributions*, 6(2), 93-107.
- Rodriguez, L. F. (2006). Can invasive species facilitate native species? Evidence of how, when, and why these impacts occur. *Biological Invasions*, 8(4), 927-939.
- Sax, D. F., y Gaines, S. D. (2003). Species diversity: from global decreases to local increases. *Trends in Ecology & Evolution*, 18(11), 561-566.
- Sax, D. F., Schlaepfer, M. A., y Olden, J. D. (2022). Valuing the contributions of non-native species to people and nature. *Trends in Ecology & Evolution*.
- Schlaepfer, M. A., Sax, D. F., y Olden, J. D. (2011). The potential conservation value of non-native species. *Conservation biology*, 25(3), 428-437.
- Schlaepfer, M. A., y Lawler, J. J. (2022). Conserving biodiversity in the face of rapid climate change requires a shift in priorities. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, e798.

- Shapiro, A. M. (2002). The Californian urban butterfly fauna is dependent on alien plants. *Diversity and Distributions* 8, 31–40.
- Simberloff, D. (2010). Invasive species. En Sodhi, N. S., y Ehrlich, P. R. (Eds.). *Conservation biology for all* (pp. 131-152). Oxford University Press.
- Simberloff, D., Martin, J. L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P., Sousa, R., Tabacchi, E., y Vilà, M. (2013). Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in ecology & evolution*, 28(1), 58-66.
- Simberloff, D. (2014). Biological invasions: What's worth fighting and what can be won?. *Ecological Engineering*, 65, 112-121.
- Simpson, A., Turner, R., Blake, R., Liebhold, A., y Dorado, M. (2021). United States Register of Introduced and Invasive Species: U.S. Geological Survey data release. <https://doi.org/10.5066/P95XL09Q>.
- Stephens, C. R., Heau, J. G., González, C., Ibarra-Cerdeña, C. N., Sánchez-Cordero, V., y González-Salazar, C. (2009). Using biotic interaction networks for prediction in biodiversity and emerging diseases. *PLoS One*, 4(5), e5725.
- Stephens, C. R., Sierra-Alcocer, R., González-Salazar, C., Barrios, J. M., Salazar Carrillo, J. C., Robredo Ezquivelzeta, E., y del Callejo Canal, E. (2019). SPECIES: A platform for the exploration of ecological data. *Ecology and evolution*, 9(4), 1638-1653.
- Tallamy, D. W., Narango, D. L., y Mitchell, A. B. (2021). Do non-native plants contribute to insect declines?. *Ecological Entomology*, 46(4), 729-742.

- Thuiller, W., Richardson, D. M., y Midgley, G. F. (2008). Will climate change promote alien plant invasions?. In Nentwig, W. (Ed). *Biological invasions* (pp. 197-211). Springer.
- Udvardy, M. D. (1975). A classification of the biogeographical provinces of the world. IUCN Occ. Pap., 18, 1-48.
- Urban, M. C. (2015). Accelerating extinction risk from climate change. *Science*, 348(6234), 571-573.
- USDA, NRCS. (2022). The PLANTS Database. <http://plants.usda.gov>.
- Vimercati, G., Probert, A. F., Volery, L., Bernardo-Madrid, R., Bertolino, S., Céspedes, V., Essl, F., Evans, T., Gallardo, B., Gallien, L., González-Moreno, P., Charlotte Grange, M., Hui, C., Jeschke, J. M., Katsanevakis, S., Kühn, I., Kumschick, S., Pergl, J., Pyšek, P., Rieseberg, L., Robinson, T. B., Saul, W. C., Sorte, C. J. B., Vilà, M., Wilson, J. R. U., y Bacher, S. (2022). The EICAT+ framework enables classification of positive impacts of alien taxa on native biodiversity. *Plos Biology*, 20(8), e3001729.
- Wagner, D. L. (2020). Insect declines in the Anthropocene. *Annual review of entomology*, 65, 457-480.
- Wallace, A.R. (1876). *The geographical distribution of animals*. Harper & Brothers.
- Walther, G. R., Roques, A., Hulme, P. E., Sykes, M. T., Pyšek, P., Kühn, I., Zobel, M., Bacher, S., Botta-Dukát, Z., Bugmann, H., Czúcz, B., Dauber, J., Hickler, T., Jarošík, V., Kenis, M., Klotz, S., Minchin, D., Moora, M., Nentwig, W., Ott, J., Panov, V., Reineking, B., Robinet, C., Semchenko, V., Solarz, W., Thuiller, W., Vilà, M., Vohland, K., y Settele, J. (2009). Alien species in a warmer world: risks and opportunities. *Trends in ecology & evolution*, 24(12), 686-693.

Warren, C. R. (2021). Beyond 'native v. alien': critiques of the native/alien paradigm in the Anthropocene, and their implications. *Ethics, Policy & Environment*, 1-31.

Williamson, M., y Fitter, A. (1996). The varying success of invaders. *Ecology*, 77(6), 1661-1666.

ANEXO 1. MATERIAL SUPLEMENTARIO

Material suplementario 1

Cuadro de las 196 especies de plantas amarantáceas analizadas como huéspedes potenciales de *Pholisora catullus*. Se incluyen los nombres de las especies evaluadas de acuerdo con la base de datos manejada por SPECIES (Base de Datos CONABIO-SNIB), su origen geográfico según el proceso de curación realizado (Mat. Sup. 1), si son huéspedes confirmados, si son huéspedes potenciales y sus valores de *Epsilon* y *Score*. Las especies con un valor de *Epsilon* igual o mayor a 2.00 se consideran huéspedes potenciales de *P. catullus*, mientras que el resto se consideran huéspedes improbables.

N: especie nativa; E: especie exótica.

Especie (SNIB)	Origen	Huésped confirmado	Huéspedes potenciales	<i>Epsilon</i>	<i>Score</i>
<i>Achyranthes aspera</i>	E			-0.44	-8.75
<i>Allenrolfea occidentalis</i>	N		Huésped potencial	4.28	1.29
<i>Alternanthera caracasana</i>	N		Huésped potencial	3.29	1.46
<i>Alternanthera ficoidea</i>	E		Huésped potencial	4.27	2.84
<i>Alternanthera flavescens</i>	N			-0.44	-8.75
<i>Alternanthera philoxeroides</i>	E			0.64	0.27
<i>Alternanthera pungens</i>	N		Huésped potencial	7.44	2.49
<i>Alternanthera sessilis</i>	N			-0.74	-9.78
<i>Amaranthus acanthochiton</i>	N			-0.48	-8.93
<i>Amaranthus albus</i>	E	Huésped confirmado	Huésped potencial	7.20	1.14
<i>Amaranthus arenicola</i>	N		Huésped potencial	3.48	1.11
<i>Amaranthus australis</i>	N			-0.90	-10.19
<i>Amaranthus blitoides</i>	N	Huésped confirmado	Huésped potencial	6.15	1.08
<i>Amaranthus blitum</i>	E			1.65	1.17
<i>Amaranthus californicus</i>	N		Huésped potencial	2.40	0.86

Especie (SNIB)	Origen	Huésped confirmado	Huéspedes potenciales	Epsilon	Score
<i>Amaranthus cannabinus</i>	N		Huésped potencial	7.40	2.84
<i>Amaranthus caudatus</i>	N	Huésped confirmado	Huésped potencial	5.03	2.74
<i>Amaranthus crassipes</i>	N			1.47	1.46
<i>Amaranthus cruentus</i>	N		Huésped potencial	4.30	2.07
<i>Amaranthus deflexus</i>	N		Huésped potencial	6.74	2.05
<i>Amaranthus fimbriatus</i>	N		Huésped potencial	2.89	1.10
<i>Amaranthus graecizans</i>	N		Huésped potencial	3.06	1.36
<i>Amaranthus greggii</i>	N			-0.48	-8.93
<i>Amaranthus hybridus</i>	N	Huésped confirmado	Huésped potencial	8.89	1.77
<i>Amaranthus hypochondriacus</i>	N			1.47	1.46
<i>Amaranthus palmeri</i>	N		Huésped potencial	6.15	1.31
<i>Amaranthus polygonoides</i>	N		Huésped potencial	3.88	2.15
<i>Amaranthus powellii</i>	N	Huésped confirmado	Huésped potencial	6.30	1.55
<i>Amaranthus retroflexus</i>	N	Huésped confirmado	Huésped potencial	8.45	1.26
<i>Amaranthus spinosus</i>	N	Huésped confirmado		1.40	0.64
<i>Amaranthus torreyi</i>	N		Huésped potencial	3.83	1.86
<i>Amaranthus tuberculatus</i>	N		Huésped potencial	3.11	0.69
<i>Amaranthus watsonii</i>	N		Huésped potencial	2.52	1.74
<i>Aphanisma blitoides</i>	N		Huésped potencial	2.52	1.74
<i>Arthroceras subterminale</i>	N		Huésped potencial	4.96	1.83
<i>Atriplex amnicola</i>	E			-0.59	-9.34
<i>Atriplex argentea</i>	N		Huésped potencial	8.88	2.19
<i>Atriplex canescens</i>	N		Huésped potencial	10.36	1.41
<i>Atriplex confertifolia</i>	N		Huésped potencial	4.29	0.99
<i>Atriplex cordulata</i>	N		Huésped potencial	5.58	2.37
<i>Atriplex coronata</i>	N		Huésped potencial	3.73	1.64

Especie (SNIB)	Origen	Huésped confirmado	Huéspedes potenciales	Epsilon	Score
<i>Atriplex corrugata</i>	N		Huésped potencial	2.08	1.46
<i>Atriplex coulteri</i>	N		Huésped potencial	2.44	1.40
<i>Atriplex cuneata</i>	N			-0.65	-9.54
<i>Atriplex depressa</i>	N		Huésped potencial	2.92	1.99
<i>Atriplex dioica</i>	N			0.45	0.27
<i>Atriplex elegans</i>	N			1.40	0.82
<i>Atriplex fruticulosa</i>	N			1.74	1.01
<i>Atriplex gardneri</i>	N			0.75	0.54
<i>Atriplex glauca</i>	E		Huésped potencial	2.21	1.54
<i>Atriplex gmelinii</i>	N			-0.59	-9.34
<i>Atriplex graciliflora</i>	N			1.92	1.86
<i>Atriplex hortensis</i>	E		Huésped potencial	2.18	1.25
<i>Atriplex hymenelytra</i>	N			0.62	0.28
<i>Atriplex lentiformis</i>	N		Huésped potencial	6.19	1.49
<i>Atriplex leucophylla</i>	N			0.10	0.07
<i>Atriplex lindleyi</i>	N			1.67	1.64
<i>Atriplex linearis</i>	N		Huésped potencial	3.17	2.15
<i>Atriplex micrantha</i>	E		Huésped potencial	4.25	1.58
<i>Atriplex minuscula</i>	N			1.85	1.30
<i>Atriplex mucronata</i>	N			1.31	1.30
<i>Atriplex nummularia</i>	E		Huésped potencial	3.46	2.33
<i>Atriplex nuttallii</i>	N		Huésped potencial	5.40	2.55
<i>Atriplex pacifica</i>	N		Huésped potencial	2.77	1.57
<i>Atriplex parishii</i>	N		Huésped potencial	2.21	1.54
<i>Atriplex parryi</i>	N		Huésped potencial	5.49	2.15
<i>Atriplex patula</i>	E		Huésped potencial	7.72	1.93

Especie (SNIB)	Origen	Huésped confirmado	Huéspedes potenciales	Epsilon	Score
<i>Atriplex pentandra</i>	N			-0.71	-9.71
<i>Atriplex persistens</i>	N		Huésped potencial	2.92	1.99
<i>Atriplex phyllostegia</i>	N		Huésped potencial	3.54	1.56
<i>Atriplex polycarpa</i>	N		Huésped potencial	3.07	0.90
<i>Atriplex powellii</i>	N			1.96	1.38
<i>Atriplex prostrata</i>	N		Huésped potencial	5.72	1.34
<i>Atriplex pusilla</i>	N			-0.52	-9.09
<i>Atriplex rosea</i>	E	Huésped confirmado	Huésped potencial	5.09	1.31
<i>Atriplex saccaria</i>	N			1.67	1.64
<i>Atriplex semibaccata</i>	E		Huésped potencial	5.20	1.48
<i>Atriplex serenana</i>	N		Huésped potencial	6.68	1.80
<i>Atriplex spinifera</i>	N			0.61	0.44
<i>Atriplex suberecta</i>	E		Huésped potencial	4.33	1.61
<i>Atriplex subspicata</i>	N			1.96	1.38
<i>Atriplex subtilis</i>	N			0.75	0.76
<i>Atriplex suckleyi</i>	N			0.07	0.07
<i>Atriplex torreyi</i>	N		Huésped potencial	5.81	2.27
<i>Atriplex truncata</i>	N			1.07	0.63
<i>Atriplex vallicola</i>	N			1.04	1.05
<i>Atriplex watsonii</i>	N		Huésped potencial	2.71	1.86
<i>Atriplex wolfii</i>	N			-0.56	-9.22
<i>Atriplex wrightii</i>	N			1.92	1.86
<i>Axyris amaranthoides</i>	E			-0.48	-8.93
<i>Bassia hyssopifolia</i>	E		Huésped potencial	5.76	1.35
<i>Bassia prostrata</i>	E			1.67	1.64
<i>Bassia scoparia</i>	E		Huésped potencial	7.69	1.31

Especie (SNIB)	Origen	Huésped confirmado	Huéspedes potenciales	Epsilon	Score
<i>Beta macrocarpa</i>	E			-0.62	-9.44
<i>Beta vulgaris</i>	E		Huésped potencial	3.14	1.28
<i>Blitum californicum</i>	N		Huésped potencial	8.68	1.67
<i>Blitum capitatum</i>	N		Huésped potencial	5.53	2.02
<i>Blitum hastatum</i>	N		Huésped potencial	2.94	1.46
<i>Blitum nuttallianum</i>	N		Huésped potencial	7.96	1.32
<i>Blitum spathulatum</i>	N			0.84	0.85
<i>Blitum virgatum</i>	E	Huésped confirmado	Huésped potencial	2.02	1.17
<i>Blutaparon vermiculare</i>	N			-0.81	-9.97
<i>Celosia argentea</i>	E	Huésped confirmado	Huésped potencial	5.13	2.44
<i>Celosia cristata</i>	E	Huésped confirmado	Huésped potencial	5.97	3.25
<i>Chenopodium hybridum</i>	N		Huésped potencial	4.55	1.97
<i>Chenopodium murale</i>	E	Huésped confirmado	Huésped potencial	7.62	1.53
<i>Chenopodium standleyanum</i>	N		Huésped potencial	4.94	1.41
<i>Chenopodium album</i>	E	Huésped confirmado	Huésped potencial	10.70	1.31
<i>Chenopodium atrovirens</i>	N		Huésped potencial	7.26	1.77
<i>Chenopodium berlandieri</i>	N		Huésped potencial	10.79	1.78
<i>Chenopodium cycloides</i>	N		Huésped potencial	2.36	1.64
<i>Chenopodium desiccatum</i>	N		Huésped potencial	5.95	1.75
<i>Chenopodium fremontii</i>	N		Huésped potencial	8.92	1.85
<i>Chenopodium hians</i>	N		Huésped potencial	3.39	1.38
<i>Chenopodium incanum</i>	N		Huésped potencial	3.06	1.36
<i>Chenopodium leptophyllum</i>	N		Huésped potencial	7.95	1.60
<i>Chenopodium neomexicanum</i>	N			1.31	1.30
<i>Chenopodium nevadense</i>	N		Huésped potencial	4.37	2.40
<i>Chenopodium pallescens</i>	N		Huésped potencial	6.19	2.40

Especie (SNIB)	Origen	Huésped confirmado	Huéspedes potenciales	Epsilon	Score
<i>Chenopodium pratericola</i>	N		Huésped potencial	5.33	1.25
<i>Chenopodium simplex</i>	N		Huésped potencial	4.56	1.14
<i>Chenopodium strictum</i>	E		Huésped potencial	5.07	1.86
<i>Chenopodium subglabrum</i>	N			0.84	0.85
<i>Chenopodium vulvaria</i>	E		Huésped potencial	5.99	2.33
<i>Chenopodium watsonii</i>	N			0.30	0.30
<i>Corispermum americanum</i>	N			0.30	0.30
<i>Corispermum hyssopifolium</i>	E			-0.48	-8.93
<i>Corispermum nitidum</i>	N			1.67	1.64
<i>Corispermum pacificum</i>	N		Huésped potencial	3.49	1.95
<i>Corispermum pallasii</i>	E			1.31	1.30
<i>Corispermum villosum</i>	N		Huésped potencial	2.21	1.54
<i>Cycloloma atriplicifolium</i>	N		Huésped potencial	4.09	0.97
<i>Dysphania ambrosioides</i>	N	Huésped confirmado	Huésped potencial	7.98	1.49
<i>Dysphania anthelmintica</i>	E			0.93	0.94
<i>Dysphania botrys</i>	N		Huésped potencial	9.76	1.64
<i>Dysphania chilensis</i>	E			1.47	1.46
<i>Dysphania graveolens</i>	N			1.94	1.13
<i>Dysphania multifida</i>	N			1.35	0.79
<i>Dysphania pumilio</i>	E		Huésped potencial	3.72	1.18
<i>Extriplex californica</i>	N			1.56	0.91
<i>Extriplex joaquinana</i>	N		Huésped potencial	6.23	2.25
<i>Froelichia arizonica</i>	N		Huésped potencial	3.88	2.15
<i>Froelichia floridana</i>	N			0.91	0.41
<i>Froelichia gracilis</i>	N		Huésped potencial	7.08	1.56
<i>Gomphrena caespitosa</i>	N		Huésped potencial	6.43	3.02

Especie (SNIB)	Origen	Huésped confirmado	Huéspedes potenciales	Epsilon	Score
<i>Gomphrena globosa</i>	E		Huésped potencial	5.70	2.69
<i>Gomphrena serrata</i>	N			0.35	0.25
<i>Gomphrena sonora</i>	N		Huésped potencial	8.98	4.63
<i>Gossypianthus lanuginosus</i>	N			1.67	1.64
<i>Grayia brandegeei</i>	N			0.53	0.54
<i>Grayia spinosa</i>	N		Huésped potencial	7.65	1.41
<i>Guilleminea densa</i>	N		Huésped potencial	9.41	3.13
<i>Halogeton glomeratus</i>	E			1.09	0.56
<i>Iresine diffusa</i>	N			0.03	0.03
<i>Iresine rhizomatosa</i>	N			1.54	0.78
<i>Kali collina</i>	E		Huésped potencial	3.76	1.41
<i>Kali gobicolum</i>	E		Huésped potencial	5.18	1.90
<i>Kali ryanii</i>	E			-0.56	-9.22
<i>Kali soda</i>	E			-0.59	-9.34
<i>Kali tragus</i>	E		Huésped potencial	11.08	1.41
<i>Kali turgida</i>	E		Huésped potencial	3.91	1.57
<i>Lipandra polysperma</i>	E		Huésped potencial	4.27	2.84
<i>Micromonolepis pusilla</i>	N			-1.06	-10.51
<i>Neokochia americana</i>	N		Huésped potencial	2.40	1.20
<i>Neokochia californica</i>	N		Huésped potencial	3.70	1.80
<i>Nitrophila mohavensis</i>	N			-0.44	-8.75
<i>Nitrophila occidentalis</i>	N		Huésped potencial	4.70	1.47
<i>Oxybasis chenopodioides</i>	N			0.46	0.47
<i>Oxybasis glauca</i>	E		Huésped potencial	5.76	1.35
<i>Oxybasis macrosperma</i>	N			-0.52	-9.09
<i>Oxybasis rubra</i>	N		Huésped potencial	2.03	1.02

Especie (SNIB)	Origen	Huésped confirmado	Huéspedes potenciales	Epsilon	Score
<i>Oxybasis urtica</i>	E		Huésped potencial	3.88	2.15
<i>Salicornia ambigua</i>	N			-0.52	-9.09
<i>Salicornia bigelovii</i>	N			1.40	1.00
<i>Salicornia depressa</i>	N			0.07	0.05
<i>Salicornia europaea</i>	N			1.85	1.30
<i>Salicornia pacifica</i>	N		Huésped potencial	2.60	1.17
<i>Salicornia perennis</i>	N			1.74	1.01
<i>Salicornia rubra</i>	N			0.35	0.36
<i>Salicornia utahensis</i>	N			-0.48	-8.93
<i>Salicornia virginica</i>	N			1.77	0.90
<i>Salsola paulsenii</i>	E		Huésped potencial	2.85	1.27
<i>Spinacia oleracea</i>	E		Huésped potencial	4.68	2.55
<i>Stutzia covillei</i>	N		Huésped potencial	6.98	2.23
<i>Stutzia dioica</i>	N			-0.86	-10.09
<i>Suaeda calceoliformis</i>	N		Huésped potencial	2.64	0.81
<i>Suaeda californica</i>	N			0.41	0.41
<i>Suaeda esteroa</i>	N			0.75	0.76
<i>Suaeda linearis</i>	N			0.25	0.25
<i>Suaeda maritima</i>	E			1.04	1.05
<i>Suaeda nigra</i>	N		Huésped potencial	5.95	1.24
<i>Suaeda occidentalis</i>	N			-0.90	-10.19
<i>Suaeda taxifolia</i>	N			1.00	0.72
<i>Suckleya suckleyana</i>	N		Huésped potencial	3.45	1.69
<i>Tidestromia lanuginosa</i>	N		Huésped potencial	2.37	0.98
<i>Tidestromia suffruticosa</i>	N			0.12	0.07

Material suplementario 2

Cuadro para la curación de los 197 predictores evaluados como huéspedes de *Pholisora catullus*. Se incluyen los nombres de las especies evaluadas de acuerdo con la base de datos manejada por SPECIES (Base de datos CONABIO-SNIB), sus nombres aceptados y otros nombres (sinónimos) usados en las referencias (Bánki et al., 2022; IPNI, 2022; ITIS, 2022; Fuentes-Bazan et al., 2012), el estatus de origen geográfico de cada una en México (MEX) y Estados Unidos (USA) (CONABIO, 2022; USDA, NRCS, 2022; Simpson et al., 2021) y su origen determinado según el procedimiento de curación; así como referencias relevantes para casos particulares en relación al estatus de origen o sinónimos utilizados.

N: especie nativa; E: especie exótica, Ei: especie exótica invasora; Indet: especie de origen indeterminado, SR: especie sin registro en las bases de datos consultadas.

Especie (CONABIO-SNIB)	Nombre válido (ITIS)	Sinónimos	Estatus (México)	Estatus (EE.UU.)	Origen	Referencias y notas
<i>Achyranthes aspera</i>			E	E	E	
<i>Allenrolfea occidentalis</i>			N	N	N	
<i>Alternanthera caracasana</i>			N	E	N	
<i>Alternanthera ficoidea</i>			E	Ei	E	Simpson et al., 2021
<i>Alternanthera flavescens</i>			N	N	N	
<i>Alternanthera philoxeroides</i>			E	E	E	
<i>Alternanthera pungens</i>			N	Ei	N	Simpson et al., 2021
<i>Alternanthera sessilis</i>			N	E	N	
<i>Amaranthus acanthochiton</i>			N	N	N	
<i>Amaranthus albus</i>			E	Ei	E	Simpson et al., 2021
<i>Amaranthus arenicola</i>			N	N	N	
<i>Amaranthus australis</i>			N	N	N	
<i>Amaranthus blitoides</i>			N	Ei	N	Simpson et al., 2021
<i>Amaranthus blitum</i>			E	E	E	
<i>Amaranthus californicus</i>			N	N	N	
<i>Amaranthus cannabinus</i>			SR	N	N	
<i>Amaranthus caudatus</i>			N	Ei	N	Simpson et al., 2021
<i>Amaranthus crassipes</i>	<i>A. crassipes</i>	<i>A. crassipes</i> var. <i>crassipes</i>	N	N	N	Simpson et al., 2021
<i>Amaranthus cruentus</i>			N	Ei	N	Simpson et al., 2021
<i>Amaranthus deflexus</i>			N	Ei	N	Simpson et al., 2021
<i>Amaranthus fimbriatus</i>			N	N	N	
<i>Amaranthus graecizans</i>			N	Ei	N	Simpson et al., 2021
<i>Amaranthus greggii</i>			N	N	N	
<i>Amaranthus hybridus</i>			N	N	N	
<i>Amaranthus hypochondriacus</i>			N	E	N	
<i>Amaranthus palmeri</i>			N	N	N	
<i>Amaranthus polygonoides</i>			N	N	N	
<i>Amaranthus powellii</i>			N	N	N	
<i>Amaranthus retroflexus</i>			N	N	N	
<i>Amaranthus spinosus</i>			N	N	N	
<i>Amaranthus torreyi</i>			N	N	N	
<i>Amaranthus tuberculatus</i>			SR	N	N	
<i>Amaranthus watsonii</i>			N	N	N	

Especie (CONABIO-SNIB)	Nombre válido (ITIS)	Sinónimos	Estatus (México)	Estatus (EE.UU.)	Origen	Referencias y notas
<i>Aphanisma blitoides</i>			N	N	N	
<i>Arthroceras subterminale</i>	<i>A. subterminale</i>	<i>Salicornia subterminalis</i>	N	N	N	IPNI, 2022
<i>Atriplex amnicola</i>			SR	E	E	
<i>Atriplex argentea</i>			N	N	N	
<i>Atriplex canescens</i>			N	N	N	
<i>Atriplex confertifolia</i>			N	N	N	
<i>Atriplex cordulata</i>			SR	N	N	
<i>Atriplex coronata</i>			SR	N	N	
<i>Atriplex corrugata</i>			SR	N	N	
<i>Atriplex coulteri</i>			N	N	N	
<i>Atriplex cuneata</i>	<i>A. gardneri</i> var. <i>cuneata</i>		SR	N	N	ITIS, 2022
<i>Atriplex depressa</i>			SR	N	N	
<i>Atriplex dioica</i>	<i>Stutzia dioica</i>	<i>Endolepis dioica</i>	SR	N	N	ITIS, 2022
<i>Atriplex elegans</i>			N	N	N	
<i>Atriplex fruticulosa</i>			SR	N	N	
<i>Atriplex gardneri</i>			SR	N	N	
<i>Atriplex glauca</i>			SR	E	E	
<i>Atriplex gmelinii</i>			SR	N	N	
<i>Atriplex graciliflora</i>			SR	N	N	
<i>Atriplex hortensis</i>			SR	Ei	E	Simpson <i>et al.</i> , 2021
<i>Atriplex hymenelytra</i>			N	N	N	
<i>Atriplex lentiformis</i>			N	N	N	
<i>Atriplex leucophylla</i>			N	N	N	
<i>Atriplex lindleyi</i>			N	E	N	
<i>Atriplex linearis</i>	<i>A. linearis</i>	<i>A. canescens</i> var. <i>linearis</i>	N	N	N	ITIS, 2022
<i>Atriplex micrantha</i>			SR	E	E	
<i>Atriplex minuscula</i>			SR	N	N	
<i>Atriplex mucronata</i>	<i>A. mucronata</i>	<i>A. arenaria</i>	N	SR	N	ITIS, 2022
<i>Atriplex nummularia</i>			SR	Ei	E	Simpson <i>et al.</i> , 2021
<i>Atriplex nuttallii</i>	<i>A. canescens</i> var. <i>canescens</i>		SR	N	N	ITIS, 2022
<i>Atriplex pacifica</i>			N	N	N	
<i>Atriplex parishii</i>			N	N	N	
<i>Atriplex parryi</i>			SR	N	N	
<i>Atriplex patula</i>			E	Ei	E	Simpson <i>et al.</i> , 2021
<i>Atriplex pentandra</i>	<i>A. cristata</i>		N	N	N	ITIS, 2022
<i>Atriplex persistens</i>			SR	N	N	
<i>Atriplex phyllostegia</i>			SR	N	N	
<i>Atriplex polycarpa</i>			N	N	N	
<i>Atriplex powellii</i>			SR	N	N	
<i>Atriplex prostrata</i>			N	N	N	
<i>Atriplex pusilla</i>			SR	N	N	
<i>Atriplex rosea</i>			E	E	E	
<i>Atriplex saccaria</i>			SR	N	N	

Especie (CONABIO-SNIB)	Nombre válido (ITIS)	Sinónimos	Estatus (México)	Estatus (EE.UU.)	Origen	Referencias y notas
<i>Atriplex semibaccata</i>			Ei	Ei	E	Simpson <i>et al.</i> , 2021
<i>Atriplex serenana</i>			N	N	N	
<i>Atriplex spinifera</i>			SR	N	N	
<i>Atriplex suberecta</i>			E	Ei	E	Simpson <i>et al.</i> , 2021
<i>Atriplex subspicata</i>	<i>A. dioica</i>		SR	N	N	ITIS, 2022
<i>Atriplex subtilis</i>			SR	N	N	
<i>Atriplex suckleyi</i>	<i>Stutzia dioica</i>	<i>Endolepis dioica</i>	SR	N	N	ITIS, 2022
<i>Atriplex torreyi</i>			SR	N	N	
<i>Atriplex truncata</i>			SR	N	N	
<i>Atriplex vallicola</i>			SR	N	N	
<i>Atriplex watsonii</i>			N	N	N	
<i>Atriplex wolfii</i>			SR	N	N	
<i>Atriplex wrightii</i>			N	N	N	
<i>Axyris amaranthoides</i>			SR	E	E	
<i>Bassia hyssopifolia</i>			E	Ei	E	Simpson <i>et al.</i> , 2021
<i>Bassia prostrata</i>	<i>Kochia prostrata</i>		SR	E	E	ITIS, 2022
<i>Bassia scoparia</i>			Ei	E	E	CONABIO, 2022
<i>Beta macrocarpa</i>	<i>B. vulgaris</i> ssp. <i>macrocarpa</i>		SR	E	E	ITIS, 2022
<i>Beta vulgaris</i>			E	E	E	
<i>Blitum californicum</i>	<i>Chenopodium californicum</i>		N	N	N	Fuentes <i>et al.</i> , 2012
<i>Blitum capitatum</i>	<i>Chenopodium capitatum</i> var. <i>capitatum</i>	<i>C. capitatum</i>	SR	N	N	ITIS, 2022; USDA, RNCS, 2022
<i>Blitum hastatum</i>	<i>Chenopodium capitatum</i> var. <i>parvicapitatum</i>	<i>C. overi</i>	SR	N	N	ITIS, 2022
<i>Blitum nuttallianum</i>	<i>Monolepis nuttalliana</i>		N	N	N	Fuentes <i>et al.</i> , 2012
<i>Blitum spathulatum</i>			N	SR	N	
<i>Blitum virgatum</i>	<i>Chenopodium foliosum</i>		SR	E	E	ITIS, 2022
<i>Blutaparon vermiculare</i>			N	N	N	
<i>Celosia argentea</i>	<i>C. argentea</i>	<i>C. cristata</i>	E	Ei	E	ITIS, 2022; Simpson <i>et al.</i> , 2021
<i>Celosia cristata</i>	<i>C. cristata</i>	<i>C. argentea</i> ; <i>C. argentea</i> var. <i>cristata</i>	E	Ei	E	ITIS, 2022; Simpson <i>et al.</i> , 2021
<i>Chenopodium hybridum</i>	<i>Chenopodium simplex</i>	<i>C. hybridum</i>	SR	N	N	IPNI, 2022; ITIS, 2002
<i>Chenopodium murale</i>	<i>Chenopodium murale</i>		E	E	E	Simpson <i>et al.</i> , 2021
<i>Chenopodium standleyanum</i>	<i>Chenopodium standleyanum</i>		SR	N	N	Bánki <i>et al.</i> , 2022
<i>Chenopodium album</i>			E	Ei	E	Simpson <i>et al.</i> , 2021
<i>Chenopodium atrovirens</i>			SR	N	N	
<i>Chenopodium berlandieri</i>			N	N	N	
<i>Chenopodium cycloides</i>			SR	N	N	
<i>Chenopodium desiccatum</i>			N	N	N	
<i>Chenopodium fremontii</i>			N	N	N	
<i>Chenopodium hians</i>			N	N	N	
<i>Chenopodium incanum</i>			N	N	N	
<i>Chenopodium leptophyllum</i>			N	N	N	
<i>Chenopodium neomexicanum</i>			N	N	N	
<i>Chenopodium nevadense</i>			SR	N	N	
<i>Chenopodium pallescens</i>			SR	N	N	

Espece (CONABIO-SNIB)	Nombre válido (ITIS)	Sinónimos	Estatus (México)	Estatus (EE.UU.)	Origen	Referencias y notas
<i>Chenopodium pratericola</i>			N	N	N	
<i>Chenopodium simplex</i>	<i>C. simplex</i>	<i>C. hybridum</i>	SR	N	N	ITIS, 2022
<i>Chenopodium strictum</i>	<i>C. strictum</i>	<i>C. album var. striatum, C. album var. microphyllum</i>	SR	E	E	ITIS, 2022; Simpson <i>et al.</i> , 2021
<i>Chenopodium subglabrum</i>			SR	N	N	
<i>Chenopodium vulvaria</i>			SR	E	E	
<i>Chenopodium watsonii</i>			N	N	N	
<i>Corispermum americanum</i>			N	N	N	
<i>Corispermum hyssopifolium</i>			SR	E	E	
<i>Corispermum nitidum</i>			SR	N	N	
<i>Corispermum pacificum</i>			SR	N	N	
<i>Corispermum pallasii</i>			SR	E	E	
<i>Corispermum villosum</i>			SR	N	N	
<i>Cycloloma atriplicifolium</i>			N	N	N	
<i>Dysphania ambrosioides</i>			N	N	N	
<i>Dysphania anthelmintica</i>			SR	E	E	
<i>Dysphania botrys</i>			N	E	N	
<i>Dysphania chilensis</i>			SR	E	E	
<i>Dysphania graveolens</i>			N	N	N	
<i>Dysphania multifida</i>			N	E	N	
<i>Dysphania pumilio</i>			SR	Ei	E	Simpson <i>et al.</i> , 2021
<i>Extriplex californica</i>	<i>E. californica</i>	<i>Atriplex californica</i>	N	N	N	ITIS, 2022
<i>Extriplex joaquinana</i>	<i>E. joaquinana</i>	<i>Atriplex joaquinana</i>	SR	N	N	ITIS, 2022
<i>Froelichia arizonica</i>			N	N	N	
<i>Froelichia floridana</i>			N	N	N	
<i>Froelichia gracilis</i>			N	N	N	
<i>Gomphrena caespitosa</i>			N	N	N	
<i>Gomphrena globosa</i>			E	Ei	E	Simpson <i>et al.</i> , 2021
<i>Gomphrena serrata</i>			N	N	N	
<i>Gomphrena sonorae</i>			E	N	N	
<i>Gossypianthus lanuginosus</i>			SR	N	N	
<i>Grayia brandegeei</i>	<i>G. brandegeei</i>	<i>Zuckia brandegeei</i>	SR	N	N	ITIS, 2022
<i>Grayia spinosa</i>			SR	N	N	
<i>Guilleminea densa</i>			N	N	N	
<i>Halogeton glomeratus</i>			SR	E	E	
<i>Iresine diffusa</i>			N	N	N	
<i>Iresine rhizomatosa</i>			N	N	N	
<i>Kali collina</i>	<i>Salsola collina</i>		SR	E	E	
<i>Kali gobicolum</i>			SR	E	E	Simpson <i>et al.</i> , 2021
<i>Kali ryanii</i>	<i>Salsola ryanii</i>		SR	Ei	E	Simpson <i>et al.</i> , 2021
<i>Kali soda</i>	<i>Salsola kali</i>		E	E	E	Simpson <i>et al.</i> , 2021
<i>Kali tragus</i>	<i>Salsola tragus</i>	<i>S. kali ssp. pontica</i>	E	E	E	ITIS, 2022; Simpson <i>et al.</i> , 2021
<i>Kali turgida</i>	<i>Salsola kali</i>	<i>S. kali ssp. kali</i>	E	E	E	Simpson <i>et al.</i> , 2021
<i>Krascheninnikovia ceratoides</i>			SR	SR	Indet.	Predictor descartado del análisis

Especie (CONABIO-SNIB)	Nombre válido (ITIS)	Sinónimos	Estatus (México)	Estatus (EE.UU.)	Origen	Referencias y notas
<i>Lipandra polysperma</i>	<i>Chenopodium polyspermum</i>		SR	E	E	Simpson <i>et al.</i> , 2021
<i>Micromonolepis pusilla</i>	<i>M. pusilla</i>	<i>Monolepis pusilla</i>	SR	N	N	ITIS, 2022
<i>Neokochia americana</i>	<i>Kochia americana</i>	<i>Bassia americana</i>	SR	N	N	ITIS, 2022
<i>Neokochia californica</i>	<i>Kochia californica</i>	<i>Bassia californica</i>	SR	N	N	ITIS, 2022
<i>Nitrophila mohavensis</i>			SR	N	N	
<i>Nitrophila occidentalis</i>			N	N	N	
<i>Oxybasis chenopodioides</i>	<i>Chenopodium chenopodioides</i>		N	N	N	IPNI, 2022
<i>Oxybasis glauca</i>	<i>Chenopodium glaucum</i>		E	E	E	
<i>Oxybasis macrosperma</i>	<i>Chenopodium macrospermum</i>		N	N	N	IPNI, 2022
<i>Oxybasis rubra</i>	<i>Chenopodium rubrum</i>		N	N	N	Fuentes <i>et al.</i> , 2012
<i>Oxybasis urbana</i>	<i>Chenopodium urbicum</i>		SR	Ei	E	Fuentes <i>et al.</i> , 2012; Simpson <i>et al.</i> , 2021
<i>Salicornia ambigua</i>	<i>Sarcocornia perennis</i>		N	N	N	
<i>Salicornia bigelovii</i>			N	N	N	
<i>Salicornia depressa</i>			N	N	N	
<i>Salicornia europaea</i>	<i>S. depressa</i>	<i>S. virginica</i>	N	N	N	ITIS, 2022
<i>Salicornia pacifica</i>		<i>Sarcocornia pacifica</i>	N	N	N	ITIS, 2022
<i>Salicornia perennis</i>	<i>Sarcocornia perennis</i>	<i>S. perennis</i>	N	N	N	ITIS, 2022
<i>Salicornia rubra</i>			SR	N	N	
<i>Salicornia utahensis</i>	<i>Sarcocornia utahensis</i>		SR	N	N	ITIS, 2022
<i>Salicornia virginica</i>	<i>S. depressa</i>	<i>S. europaea</i>	N	N	N	ITIS, 2022
<i>Salsola paulsenii</i>	<i>S. paulsenii</i>	<i>Kali paulsenii</i>	SR	E	E	Simpson <i>et al.</i> , 2021
<i>Spinacia oleracea</i>			E	Ei	E	Simpson <i>et al.</i> , 2021
<i>Stutzia covillei</i>	<i>S. covillei</i>	<i>Endolepis covillei</i>	SR	N	N	ITIS, 2022
<i>Stutzia dioica</i>	<i>S. dioica</i>	<i>Atriplex dioica</i> , <i>A. suckleyi</i> , <i>Endolepis dioica</i>	SR	N	N	ITIS, 2022
<i>Suaeda calceoliformis</i>			SR	N	N	
<i>Suaeda californica</i>			N	N	N	
<i>Suaeda esteroa</i>			N	N	N	
<i>Suaeda linearis</i>			N	N	N	
<i>Suaeda maritima</i>			SR	E	E	
<i>Suaeda nigra</i>	<i>S. nigra</i>	<i>S. moquinii</i>	N	N	N	ITIS, 2022
<i>Suaeda occidentalis</i>	<i>S. calceoliformis</i>		SR	N	N	ITIS, 2022
<i>Suaeda taxifolia</i>			N	N	N	
<i>Suckleya suckleyana</i>			SR	N	N	
<i>Tidestromia lanuginosa</i>			N	N	N	
<i>Tidestromia suffruticosa</i>			N	N	N	