



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**

**POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**INSTITUTO DE ECOLOGÍA**

**BIOLOGÍA EVOLUTIVA**

**EVALUACIÓN DE LA VULNERABILIDAD A LA EXTINCIÓN DE *Dioon***

***vovidesii* EN LA SIERRA DE MAZATÁN, SONORA**

**TESIS**

**QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:**

**MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**PRESENTA:**

**Biol. Karen Yoselin Jiménez Cedillo**

**TUTOR PRINCIPAL DE TESIS:**

**DR. FRANCISCO ELIZANDRO MOLINA FREANER**

**INSTITUTO DE ECOLOGÍA, UNAM**

**COMITÉ TUTOR:**

**DR. JUAN PABLO JARAMILLO CORREA**

**INSTITUTO DE ECOLOGÍA, UNAM**

**DR. CARLOS MARTORELL DELGADO**

**FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM**

**CIUDAD UNIVERSITARIA, CD. MX, SEPTIEMBRE, 2023**



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**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.

COORDINACIÓN GENERAL DE ESTUDIOS DE POSGRADO  
COORDINACIÓN DEL POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS  
ENTIDAD INSTITUTO DE ECOLOGÍA  
OFICIO: CGEP/PCB/IE/0685/2023  
ASUNTO: Oficio de Jurado

M. en C. Ivonne Ramírez Wence  
Directora General de Administración Escolar, UNAM  
P r e s e n t e

Me permito informar a usted que el Comité Académico, del Posgrado en Ciencias Biológicas, en su reunión ordinaria del día **22 de mayo de 2023** se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS** en el campo de conocimiento de **(Biología Evolutiva)** de la estudiante **JIMÉNEZ CEDILLO KAREN YOSELIN** con número de cuenta **520011212** con la tesis titulada **“EVALUACIÓN DE LA VULNERABILIDAD A LA EXTINCIÓN DE *Dioon vovidesii* EN LA SIERRA DE MAZATÁN, SONORA”**, realizada bajo la dirección del **DR. FRANCISCO ELIZANDRO MOLINA FREANER**, quedando integrado de la siguiente manera:

Presidente: DR. PEDRO LUIS VALVERDE PADILLA  
Vocal: DR. JORDAN KYRIL GOLUBOV FIGUEROA  
Vocal: M EN C. IRENE PISANTY BARUCH  
Vocal: DRA. MARIE-STEPHANIE ELEONORE ANDREE SAMAIN  
Secretario: DR. CARLOS MARTORELL DELGADO

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

**ATENTAMENTE**  
**“POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU”**  
Ciudad Universitaria, Cd. Mx., a 6 de septiembre de 2023

**COORDINADOR DEL PROGRAMA**



**DR. ADOLFO GERARDO NAVARRO SIGÜENZA**

c. c. p. Expediente del alumno

AGNS/ERR/EARR/err



## **AGRADECIMIENTOS INSTITUCIONALES**

Al Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), por permitirme realizar mis estudios de Maestría. A sus docentes, que aportaron a mi desarrollo profesional y me permitieron obtener las herramientas necesarias para la realización de este trabajo. A su área administrativa, por su disponibilidad y ayuda en los trámites y procesos durante mis estudios de posgrado.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por el apoyo otorgado mediante la beca de posgrado (CVU: 892025) durante los semestres desde el 2020-1 al 2021-2.

A mi tutor de tesis, el Dr. Francisco Elizandro Molina Frenaner, por brindarme su tiempo, guía y asesoría para la culminación de mi posgrado.

A los miembros de mi comité tutorial, por sus valiosas contribuciones durante el desarrollo de este proyecto de tesis.

- Dr. Carlos Martorell Delgado, por brindarme su apoyo y asesoría, especialmente con los constantes cambios que mi proyecto tuvo debido a la pandemia de COVID-2019.
- Dr. Juan Pablo Jaramillo Correa, por sus comentarios, apoyo, constancia y paciencia durante la realización de este trabajo.

## **AGRADECIMIENTOS A TÍTULO PERSONAL**

Al Jurado que evaluó mi proyecto de maestría: Dr. Pedro Valverde, Dr. Jordan Golubov, Dr. Carlos Martorell, M.C. Irene Pisanty y Dra. Marie-Stephanie Samain. Gracias por su apoyo y amabilidad para la revisión de este trabajo. Sus comentarios, correcciones y sugerencias enriquecieron en gran manera el presente trabajo.

A los miembros de mi comité tutor: Dr. Carlos Martorell Delgado y Dr. Juan Pablo Jaramillo Correa. Gracias por qué a pesar de sus compromisos, siempre estuvieron disponibles para revisar y comentar mis avances. Agradezco infinitamente su paciencia, empatía y comprensión entre tantos cambios realizados al proyecto original a raíz de la pandemia. Gracias por siempre motivarme a no rendirme y buscar la manera de concluir mis estudios de posgrado.

Al Q.B. José Fulgencio Martínez Rodríguez del Laboratorio de Ecología Molecular y Funcional de la Estación Regional del Noroeste de la UNAM, por su invaluable apoyo técnico en los muestreos en campo y en el trabajo en el laboratorio.

Al M.C. José Rubén Pérez Ishiwara del Laboratorio de Ecología evolutiva de las interacciones bióticas de la UNAM, por su apoyo técnico durante la primera versión de mi proyecto de maestría.

Al Dr. Marco Tulio Solano De la Cruz de la Unidad de Genética Molecular del Instituto de Ecología de la UNAM, por su invaluable apoyo en la primera versión de mi proyecto de maestría, particularmente durante la contingencia por el COVID-19. Gracias por siempre estar al pendiente de lo que necesitaba y buscar alternativas aunque el panorama pintaba terriblemente mal.

A todos mis colegas y amigos que me acompañaron a campo: Jesús Pablo Carrillo (Bebé), Luis de la Fuente, Fernanda Núñez, Sharon Hernández, Karla Yescas, Tadeo Ruiz y Javier Rosas. Gracias por su apoyo incondicional, sobre todo a más de 45 °C y a sol directo por tantas horas. Su compañía fue vital y especial para motivarme a continuar con mi posgrado.

Gracias a todos mis amigos por su compañía durante esta temporada tan dura de mi vida, especialmente a los chamucos y tlacuaches. ¿Quién iba a imaginar que las personas a más distancia son las que estarían más cerca de mi corazón? Gracias por dejarme ver que había algo más allá del dolor y la dificultad. Me devolvieron las ganas de vivir a base de películas, anime, música, minecraft y partidas de catan.

A mi familia, que en cada momento ha estado ahí para darme palabras de aliento para continuar. Gracias papá, por todas las llamadas por teléfono interminables y todos los llantos que escuchaste, siempre asegurándote que me sintiera apoyada y acompañada sin sentirme juzgada. Gracias mamá y hermano, por siempre creer en mis sueños y estar pendiente de que jamás me faltara nada. Gracias a mis tías, abuelas y primos, por amarme por quien soy y no por quien yo esperaba ser.

A Sara, por ser mi compañera de dolores y sanación. Aprendí tanto a través de compartir nuestras tristezas y sueños. Gracias por siempre estar dispuesta a escucharme y dejarme acompañarte también.

A Michelle, con quien viví la mayor parte de la cuarentena. Tuvimos que aprender a cuidarnos y abrazarnos en medio de tanta confusión y soledad. Gracias por todo el amor, cuidado y empatía que me ofreciste, lo llevo como algo especial en mi corazón. Nuestro tiempo juntas siempre lo atesoraré, gracias por nunca dejarme caer.

A Armando, por ser la mejor compañía durante los últimos años. Conocerlo ha sido la mayor bendición en esta temporada de mi vida. Gracias por ser mi compañero de risas y aventuras, mi lugar seguro, mi oso de peluche, mi mejor amigo, mi amor.

Finalmente, gracias al Dr. Francisco Molina. No encuentro las palabras suficientes para expresar lo mucho que significo para mi tenerlo como guía en esta travesía. Gracias por siempre creer en mí, aun cuando todo se veía mal y yo sentía que no podía avanzar más. Gracias por su empatía y sus enseñanzas, por no rendirse conmigo.

## **DEDICATORIA**

**A mis padres**

**“Dejadme aquí. Me alegro. Espero algo.**

**No necesito más que un alto  
sueño, y un incesante fracaso”**

**Jaime Sabines**

## ÍNDICE

<b>RESUMEN</b> .....	1
<b>ABSTRACT</b> .....	3
<b>INTRODUCCIÓN</b> .....	5
<b>OBJETIVOS</b> .....	8
<b>ANTECEDENTES</b> .....	9
<b>METODOLOGÍA</b> .....	21
<u>Zona de estudio</u> .....	21
<u>Evaluación de la vulnerabilidad a la extinción</u> .....	24
<i>Características de la distribución geográfica</i> .....	24
<i>Características del hábitat</i> .....	26
<i>Vulnerabilidad biológica intrínseca</i> .....	27
<i>Impacto de la actividad humana</i> .....	31
<b>RESULTADOS</b> .....	33
<i>Características de la distribución geográfica</i> .....	33
<i>Características del hábitat</i> .....	36
<i>Vulnerabilidad biológica intrínseca</i> .....	42
<i>Impacto de la actividad humana</i> .....	46
<b>DISCUSIÓN</b> .....	50
<u>Nivel <i>Dioon vovidesii</i></u> .....	50
<i>Características de la distribución geográfica</i> .....	50
<i>Características del hábitat</i> .....	52
<i>Impacto de la actividad humana</i> .....	55
<u>Nivel Sierra de Mazatán</u> .....	57
<i>Características del hábitat</i> .....	57
<i>Vulnerabilidad biológica intrínseca</i> .....	59
<i>Impacto de la actividad humana</i> .....	67
<i>Limitantes del trabajo</i> .....	71
<b>CONCLUSIÓN</b> .....	75
<b>PERSPECTIVAS Y RECOMENDACIONES</b> .....	76
<b>LITERATURA CITADA</b> .....	80
<b>ANEXOS</b> .....	99
<i>Anexo A</i> .....	99
<i>Anexo B</i> .....	103



## RESUMEN

Las evaluaciones de riesgo de extinción se utilizan como herramienta para conocer la condición actual de las especies, asignarles alguna categoría de riesgo y proponer estrategias de conservación. *Dioon vovidesii* es una cícada del noroeste de México recientemente descrita, por lo cual el conocimiento acerca de su biología y estado de conservación es limitado. En la Sierra de Mazatán, Sonora se conocen tres poblaciones de *D. vovidesii*, las cuales son de tamaño relativamente pequeño y presentan dispersión de semillas limitada. *Dioon vovidesii* se ha propuesto como una especie en peligro de extinción debido a factores como la fragmentación de hábitat, el saqueo para comercio ilícito, utilización de individuos para saborización de alcohol y extirpación de plantas por parte de autoridades locales. Utilizando como base los criterios aplicados por la Lista Roja de la IUCN y el Método de evaluación del riesgo de extinción de especies silvestres en México (MER) de la SEMARNAT, en este trabajo se evaluó el estado actual y vulnerabilidad a la extinción de *D. vovidesii*, con énfasis en las poblaciones en la Sierra de Mazatán, Sonora. Los criterios empleados para la evaluación de la vulnerabilidad a la extinción fueron: 1) Características de la distribución geográfica, 2) Características del hábitat, 3) Vulnerabilidad biológica intrínseca y 4) Impacto de la actividad humana. Se encontró que *D. vovidesii* posee un rango de distribución menor del 1 % del territorio nacional, con únicamente ocho registros de poblaciones en el estado de Sonora, México. *Dioon vovidesii* se encuentra en hábitats con características poco variables y muestra preferencia por distribuirse en hendiduras de roca en la Sierra de Mazatán. Las poblaciones estudiadas presentaron tamaños poblacionales reducidos (34-120 individuos) y un crecimiento poblacional estable ( $\lambda = 0.94$ ,  $\pm 95 \% = 0.89-1$ ), altamente influenciado por la sobrevivencia de los individuos adultos. Las poblaciones se encuentran cercanas a construcciones humanas, especialmente las ubicadas en el centro de Sonora. Actualmente, el saqueo ilegal y la incidencia de fuego no suponen un riesgo importante para las poblaciones de la Sierra de Mazatán. De acuerdo con lo estipulado en la Lista Roja, *D. vovidesii* se encuentra en la categoría “En Peligro (EN)”, bajo los criterios B1ab(ii,v)+2ab(ii,v) y dentro de la categoría de “Amenazada” de acuerdo con la evaluación del MER. Pese a las

limitaciones por la falta de información y estudio de cinco de las ocho poblaciones de *D. vovidesii*, los resultados de este trabajo pueden ser utilizadas como una guía para la conservación y manejo de la especie. Se recomienda continuar con el procedimiento formal para incorporar a esta especie en la NOM-059-SEMARNAT-2010 y la declaratoria del Área de Protección de Flora y Fauna Sierra Huérfana para asegurar la protección y sobrevivencia de las poblaciones de *D. vovidesii* en la Sierra de Mazatán.

## ABSTRACT

Extinction risk assessments are used as a tool to determine the current status of species, assign them a risk category and propose conservation strategies. *Dioon vovidesii* is a recently described cycad from northwestern México and, consequently, knowledge about its biology and conservation status is limited. In the Sierra de Mazatán, Sonora, three populations of *D. vovidesii* are known, where they are relatively small in size and have limited seed dispersal. *Dioon vovidesii* has been proposed as an endangered species due to factors such as habitat fragmentation, poaching for illicit trade, use of individuals for alcohol flavoring, and extirpation of plants by local authorities. Using the criteria applied by the IUCN Red List and SEMARNAT's Evaluation of Extinction Risk for Mexican Wild Species (MER) as a basis, we evaluated the current status and vulnerability to extinction of *D. vovidesii*, with emphasis on populations in the Sierra de Mazatán, Sonora. The criteria used to assess vulnerability to extinction were: 1) Characteristics of geographic distribution, 2) Habitat characteristics, 3) Intrinsic biological vulnerability, and 4) Impact of human activity. It was found that *D. vovidesii* has a distribution range of less than 1 % of the Mexican territory, with only eight records of populations in the state of Sonora, México. *Dioon vovidesii* is found in habitats with little variation among them and have preference for distribution in rock crevices in the Sierra de Mazatán. The studied populations showed small populations size (34-120 individuals) and a stable population growth ( $\lambda = 0.94$ ,  $\pm 95 \% = 0.89-1$ ), highly influenced by the survival of adult individuals. The populations are close to human constructions, especially those located in central Sonora. Currently, illegal looting and the incidence of fire do not pose a significant risk to populations of the Sierra de Mazatán. According to the parameters of the Red List, *D. vovidesii* is in the "Endangered (EN)" category, under criteria B1ab(ii,v)+2ab(ii,v) and within the "Threatened" category according to the MER evaluation. Despite the limitations due to the lack of information and study of five of the eight populations of *D. vovidesii*, our results can be used as a guide for the conservation and management of the species. It is recommended to continue with the formal procedure to incorporate this species into the NOM-059-

SEMARNAT-2010 and the declaration of the Sierra Huérfana as a protected area under the category of Flora and Fauna Protection Area to ensure the protection and survival of the populations of *D. vovidesii* in the Sierra de Mazatán.

## INTRODUCCIÓN

El ser humano ha causado un impacto innegable sobre los recursos y la biodiversidad de nuestro planeta (Andermann et al., 2020). El crecimiento de las poblaciones humanas ha estado asociado a una mayor extracción y aprovechamiento de los recursos naturales, lo cual ha reducido la capacidad de los ecosistemas para regenerarlos (Díaz et al., 2019; WWF, 2020). Las principales amenazas para la biodiversidad por su nivel de impacto, son la fragmentación, el deterioro y la pérdida de hábitat, la presencia de especies invasoras y la sobreexplotación de recursos naturales (Lawler et al., 2006). Cada una de estas amenazas afecta de diversas formas a las especies y los ecosistemas.

En ese contexto, se ha documentado una fuerte conexión entre la colonización humana y una aceleración de la extinción de especies (Andermann et al., 2020; Elewa y Abdelhaby, 2020). Se calcula que la tasa de extinción de especies actualmente es entre 8 y 1700 órdenes de magnitud mayor que a principios del Pleistoceno, cuando hubo una extinción masiva por causas naturales (Andermann et al., 2020; Ceballos et al., 2015; 2020). Hoy en día, un total de 150,388 especies han sido evaluadas por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN), de las cuales 42,108 se encuentran dentro de su Lista Roja, bajo alguna categoría de riesgo (IUCN, 2023). Centrándonos en el caso de México, 2,437 especies distribuidas en el país están clasificadas dentro de una categoría de riesgo en la Lista Roja, mientras que, de acuerdo con la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, existen más de 2,678 especies en alguna categoría de riesgo a nivel nacional (DOF, 2019; CONABIO, 2021; IUCN, 2023).

En el caso particular de las plantas, aunque existe menor información en comparación con otros grupos, hay registro de 571 especies vegetales presuntamente extintas a nivel global desde el siglo XVIII (Humphreys et al., 2019). Se calcula que 2.3 especies de plantas con semilla se extinguen por año desde hace 2.5 siglos, tasa 500 veces más alta que lo esperado por procesos naturales únicamente (extinción de fondo) (Humphreys et al., 2019). Sin embargo, se calcula que esta tasa podría ser entre 1,000 y 10,000 veces mayor que la de extinción de

fondo, debido a una subestimación causada por la falta de información, sesgos y la mínima o nula actualización de datos (Brummit et al., 2015; Humphreys et al., 2019). Por su parte, la IUCN ha evaluado cerca de 62,666 especies de plantas, de las que el 40 % (24,914) están bajo alguna categoría de riesgo. Entre los grupos más amenazados se encuentran las gimnospermas, con entre 36 y 40 % de las especies en la categoría de amenazadas (Fragnière et al., 2015; IUCN, 2023).

Dentro del grupo de las gimnospermas se encuentran las cícadas (u orden Cycadales), las cuales constituyen un linaje ancestral de plantas que ha sobrevivido durante cientos de millones de años con pocos cambios morfológicos (Goel et al. 2015). Entre sus rasgos morfológicos más relevantes, las cícadas son plantas dioicas, produciendo estructuras reproductivas llamadas estróbilos o conos (Nicolalde-Morejón et al., 2014). También poseen dos tipos de raíces: raíces suculentas y tuberosas, cuya función es el almacenamiento de nutrientes y agua, y raíces coraloides, las cuales le permiten tener relaciones simbióticas con cianobacterias fijadoras de nitrógeno (Goel et al., 2015). Las cícadas poseen tallos tanto arborescentes (como los géneros *Lepidozamia* y *Dioon*, con tallos de hasta 15 m de altura) como subterráneos (como el género *Zamia*) (Nicolalde-Morejón et al., 2014). Algunas especies pueden producir ramificaciones en sus tallos por arriba del nivel del suelo, mientras que otras producen ramificaciones basales que dan origen a agrupaciones de tallos (Stevenson, 2020). Estas agrupaciones de tallos pueden ser generalmente de origen asexual (ramificaciones basales) pero también pueden ser de origen sexual vía el establecimiento de plántulas bajo la copa de individuos adultos (Watkinson y Powel 1997). Las cícadas son plantas longevas, existiendo estimaciones de edad entre 700 a 970 años en los individuos más grandes (Chamberlain, 1911; Vovides, 1990; Lázaro-Zermeño et al., 2012).

Las cícadas son reconocidas como el grupo de plantas más amenazado, ya que cerca del 60 % de las especies se encuentran bajo alguna categoría de riesgo (225 de 370 especies) (IUCN, 2010, 2023; Goettsch et al., 2015; Calonje et al., 2023). Sin embargo, debido a la falta de información y actualización de ésta, es probable que existan más especies en riesgo. En el caso específico de México, se

reconocen 71 especies pertenecientes a tres géneros: *Ceratozamia*, *Dioon* y *Zamia*. El 84 % de las especies (60 spp.) están bajo alguna categoría de riesgo (DOF, 2019; Calonje et al., 2023; IUCN 2023). Sin embargo, 11 especies carecen de evaluaciones de riesgo de extinción, tanto por parte del gobierno mexicano como de organismos internacionales, por lo que el número de especies en riesgo podría aumentar. Las principales amenazas de las cícadas son el tráfico para comercio ilegal, así como la pérdida y fragmentación de hábitat causadas por el cambio de uso de suelo (Donaldson, 2003; Vovides et al., 2003). En México existe comercio ilegal de cícadas en viveros en varias partes del país y en diversos sitios electrónicos se ofrece la venta de semillas y plántulas de especies de cícadas protegidas por la legislación mexicana (Moreno et al. 2014). Por los anteriores motivos, el estudio de las especies mexicanas de cícadas y la evaluación de su riesgo de extinción es de vital importancia para su conservación.

## OBJETIVOS

### *Objetivo general*

Evaluar el estado actual y vulnerabilidad a la extinción de *Dioon vovidesii*, con énfasis en las poblaciones en la Sierra de Mazatán, Sonora.

### *Objetivos específicos*

- Describir las características de la distribución geográfica de *D. vovidesii*.
- Describir las características del hábitat de *D. vovidesii*.
- Evaluar la especificidad del hábitat de las poblaciones de *D. vovidesii* en la Sierra de Mazatán.
- Evaluar la vulnerabilidad biológica intrínseca de *D. vovidesii* en la Sierra de Mazatán a través de un censo poblacional y el cálculo del intervalo de confianza de la tasa finita de crecimiento.
- Describir el impacto potencial de la actividad humana en *D. vovidesii* a través de la identificación de asentamientos humanos cercanos a las poblaciones de la especie.
- Evaluar el impacto de la actividad humana en las poblaciones de *D. vovidesii* en la Sierra de Mazatán a través de simulaciones del impacto antropogénico en dinámica poblacional.

Estos objetivos están orientados a brindar información para la inclusión de la especie en la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 y la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza.



## ANTECEDENTES

Las evaluaciones de riesgo de extinción se han utilizado como una herramienta para conocer la condición actual de las especies, asignarles alguna categoría de riesgo y con base en esta proponer estrategias de manejo o conservación (Sánchez et al., 2007; Wang et al., 2018; Maciel y Martins, 2021). Estas evaluaciones surgieron a partir de las evaluaciones de la rareza de las especies, ya que se ha supuesto que la rareza está ligada a la vulnerabilidad o que la rareza es un “característica” o “paso” previo para que una especie esté en riesgo de extinción (Arellano et al., 2015; Enquist et al., 2019; Birskis-Barros et al., 2019). Debido a que los criterios utilizados para las evaluaciones usan los mismos componentes y patrones, los niveles de rareza suelen estar fuertemente relacionados con las categorías de riesgo de extinción de la IUCN (Birskis-Barros et al., 2019).

Aunque su intención original no era la creación de un método de evaluación de riesgo de extinción, los trabajos de Deborah Rabinowitz son relevantes para este tipo de estudios (Rabinowitz, 1981; Rabinowitz et al., 1986). Rabinowitz (1981) señala que existen diversas formas de rareza en plantas basadas en tres factores: 1) Rango geográfico, 2) especificidad de hábitat y 3) tamaño poblacional local (Rabinowitz, 1981). A partir de estos factores, se identifican siete formas de rareza que se basan en dos categorías dentro de cada criterio (área de distribución amplia o restringida, especificidad de hábitat extenso o limitado y abundancia local alta o baja) (Rabinowitz, 1981; Esparza-Olguín, 2004) (Tabla 1). El método de Rabinowitz se ha utilizado para evaluar la rareza y riesgo de extinción de especies en todo tipo de ecosistemas, inclusive se ha utilizado en diversos grupos de fauna (Birskis-Barros et al., 2019; Maciel y Arlé, 2020).

Tabla 1. Formas de rareza en especies de plantas. Se da un ejemplo para cada categoría. Modificado de Rabinowitz, 1982.

<b>Rango geográfico</b>	<b>Grande</b>		<b>Pequeño</b>	
<b>Especificidad de hábitat</b>	<i>Amplia</i>	<i>Restringida</i>	<i>Amplia</i>	<i>Restringida</i>
<b>Tamaño poblacional local</b>  Grande, dominante en cualquier lado	<b>Común</b> Localmente abundante en un rango amplio y muchos hábitats <i>Chenopodium album</i>	<b>Predecible</b> Localmente abundante en un rango amplio pero en un hábitat específico <i>Rhizophora mangle</i>	<b>Improbable</b> Localmente abundante en muchos hábitats pero restringida geográficamente <i>Cupressus pygmaea</i>	<b>Endémica</b> Localmente abundante en un hábitat específico pero restringida geográficamente <i>Shortia galacifolia</i>
Pequeño, no dominante	<b>Escaso</b> Regularmente escasa en un rango amplio y muchos hábitats <i>Setaria geniculata</i>	Regularmente escasa en un hábitat específico pero con un rango amplio <i>Taxus canadensis</i>	<b>¿Inexistente?</b> Regularmente escasa, geográficamente restringida y en muchos hábitats	Regularmente escasa, geográficamente restringida y en hábitat específico <i>Torreya taxifolia</i>

Las evaluaciones de vulnerabilidad a la extinción utilizan diferentes criterios, los cuales poseen sustento teórico y empírico, de cómo varios procesos pueden afectar la sobrevivencia de las especies y, en consecuencia, su riesgo de extinción (Sánchez et al., 2007; Mace et al., 2008; IUCN, 2019). El número de criterios a utilizar depende de la evaluación que se emplee; a continuación, se mencionarán algunos de los más utilizados en las evaluaciones. El criterio que más se emplea es aquél que evalúa la vulnerabilidad asociada con la distribución geográfica. Un rango de distribución geográfico amplio reduce el riesgo de extinción, mientras que un rango geográfico limitado se relaciona con un menor número de poblaciones, menor tamaño poblacional y en consecuencia mayor riesgo de extinción debido a la estocasticidad ambiental y demográfica que podría diezmar a poblaciones pequeñas (Zhong et al., 2021; Tóth et al., 2022; Yan et al., 2022). Este criterio es controversial, ya que no es suficiente una distribución limitada para clasificar a una especie como vulnerable a la extinción, si no que se necesita el conjunto de otras características (p.ej. distribución geográfica fragmentada, disminución poblacional continua, etc.) o la suma de otros criterios para asignar la categoría de amenazada a una especie (Mace et al., 2008; Birskis-Barros et al., 2019; IUCN, 2019; Yu et al., 2022).

Siendo un factor estrechamente relacionado con la distribución geográfica, la especificidad de hábitat es otro criterio utilizado en las evaluaciones de riesgo de extinción (Sykes et al., 2020; Zhong et al., 2021). Se han encontrado asociaciones entre una alta especificidad de hábitat y categorías de mayor riesgo de extinción en vertebrados, invertebrados y diversos grupos de plantas (Birskis-Barros et al., 2019; Fallon et al., 2021; Maciel y Martins, 2021; Zhong et al., 2021). Este alto riesgo de extinción se debe a que las especies que poseen requerimientos ambientales muy específicos o hábitats reducidos son menos resilientes al enfrentar los cambios o el estrés ambiental (Sykes et al., 2020; Zhong et al., 2021; Tóth et al., 2022). Sin embargo, una alta especificidad de hábitat no siempre se correlaciona con o aumenta la probabilidad de un riesgo alto de extinción (Maciel y Martins, 2021; Tóth et al., 2022), por lo que es necesario evaluar un mayor conjunto de criterios para asignar una categoría de riesgo a una especie (Manawaduge et al., 2020).

Otro de los criterios que se usa ampliamente es el de vulnerabilidad biológica, los cuales evalúan rasgos relacionados con historia de vida o biología de las especies. Cuando se modifican las tasas vitales en las poblaciones (fecundidad, crecimiento, estasis o mortalidad) por diferentes factores como estocasticidad demográfica o ambiental, las especies pueden tener mayor susceptibilidad a reducciones poblacionales que comprometan su sobrevivencia (Mace et al., 2008; Earl, 2019). El tamaño de las poblaciones de una especie también se relaciona con su vulnerabilidad, ya que entre más pequeña sea una población, mayor será el impacto que tendrán en su sobrevivencia debido a fenómenos como el efecto Allee, la estocasticidad demográfica o ambiental, la acumulación de alelos recesivos deletéreos y reducción de la variabilidad genética (Allee y Bowen 1932; Stephens y Sutherland, 1999; Luque et al., 2016). Además, rasgos como un tamaño corporal grande, cambios temporales significativos en la abundancia poblacional, la proporción de sexos en la población, dispersión limitada, entre otros, han sido relacionados con un mayor riesgo de extinción (Purvis et al., 2000; Zhong et al., 2021; Tóth et al., 2022).

Finalmente, se incluyen los criterios que evalúan el impacto que las actividades humanas ejercen sobre la sobrevivencia de las especies. Las actividades humanas han generado un aumento significativo en el riesgo de extinción de especies de todos los taxa, siendo los factores con mayor impacto el cambio de uso de suelo (p.ej. destrucción de hábitat, agricultura, ganadería), la sobreexplotación de recursos naturales, especies invasoras, contaminación, entre otros (Harfoot et al., 2021; Butt et al., 2022; Hogue y Breon, 2022; Torres-Romero y Giordano, 2022). Algunos ejemplos de impacto antropogénico incluyen el hecho de que el área de distribución potencial de las especies se reduce si habitan cerca de zonas con alto impacto antropogénico (Hirt et al., 2021; Butt et al., 2022) o que la cercanía a asentamientos humanos y caminos reduce la diversidad y abundancia de especies a causa del cambio de uso de suelo, caza o colecta de individuos (Lhoest et al., 2020; Jamil et al., 2022; Lwin et al., 2023). Por ejemplo, Lhoest y colaboradores (2020) detectaron una reducción de la riqueza de especies de mamíferos y escarabajos peloteros asociada a la cercanía a asentamientos humanos, pudiendo ser explicada por la presión debido a la caza y el cambio de uso de suelo. Aunque podría considerarse como una amenaza lejana y ha sido menos estudiada en comparación del cambio de uso de suelo o el impacto por especies invasoras, gran porcentaje de especies puede encontrarse vulnerable a la extinción por efectos de cambio climático (Foden et al., 2013; Hogue y Breon, 2022; Kimmel et al., 2022).

Las evaluaciones de riesgo de extinción han sido aplicadas ampliamente en grupos de animales, pero se calcula que solo el 15 % de las especies de plantas han sido evaluadas (IUCN, 2023). Sin embargo, se cree que más de un tercio de las especies de plantas terrestres son raras o muy raras (Brummitt et al., 2015; Enquist et al., 2019; Boyd et al., 2022). Entre los resultados más importantes encontrados gracias a las evaluaciones de riesgo de extinción específicamente de plantas están: 1) la degradación y destrucción de hábitats es la mayor amenaza (Pillet et al., 2022), 2) la incidencia de fuego, que se ha convertido en una amenaza reciente y creciente para la diversidad de las plantas (Gallagher et al., 2022), 3) el cambio climático se presenta como una fuerte amenaza, inclusive para taxa de

zonas áridas (Pillet et al., 2022), y 4) existen especies más amenazadas que otras por el uso e impacto antropogénico que sufren (Kress et al., 2022).

Se reconoce a la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés) como uno de los organismos internacionales más importantes para la evaluación de riesgo a la extinción y para la conservación de la vida silvestre (Pérez-Sarabia et al., 2020; IUCN, 2021). Dentro de sus diversos programas, la IUCN creó las categorías y criterios de la Lista Roja, que tienen como propósito ofrecer un mecanismo para hacer objetiva y transparente la evaluación de la conservación de especies y su riesgo a la extinción (IUCN, 2019). De manera general, la evaluación para la inclusión a la Lista Roja se basa en 5 criterios: a) Reducción del tamaño poblacional, b) Rango geográfico restringido, c) Tamaño poblacional pequeño y en disminución, d) Tamaño poblacional muy pequeño o restringido y e) Análisis de probabilidad de extinción (IUCN, 2019). Al evaluar uno o varios de estos criterios, se les asigna a las especies alguna categoría que dicta si esta se encuentra o no amenazada (Figura 1). Gracias a estas evaluaciones, científicos y gobiernos pueden saber qué especies están en riesgo dentro de sus áreas de investigación o de sus países y tomar acciones para evitar su pérdida.

En el caso de México, para evaluar el estado de conservación existe el Método de Evaluación del Riesgo de extinción de especies silvestres en México (denominado MER a partir de ahora) de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) (DOF, 2010). El MER que se utiliza en México tiene sus bases en el método utilizado por la IUCN, pero fue modificado y enriquecido para una evaluación más flexible y adecuada para el territorio mexicano (Sánchez et al., 2007; Sánchez-Salas et al., 2013). Se basa en el uso de 4 criterios: a) Características de la distribución geográfica, b) Características del hábitat, c) Vulnerabilidad biológica intrínseca y d) Impacto de la actividad humana. Al evaluar estos criterios y asignarles un puntaje, en caso de ser pertinente, se les concede a las especies una categoría de riesgo (Tabla 2) y quedan protegidas por la legislación mexicana (DOF, 2010, 2019).

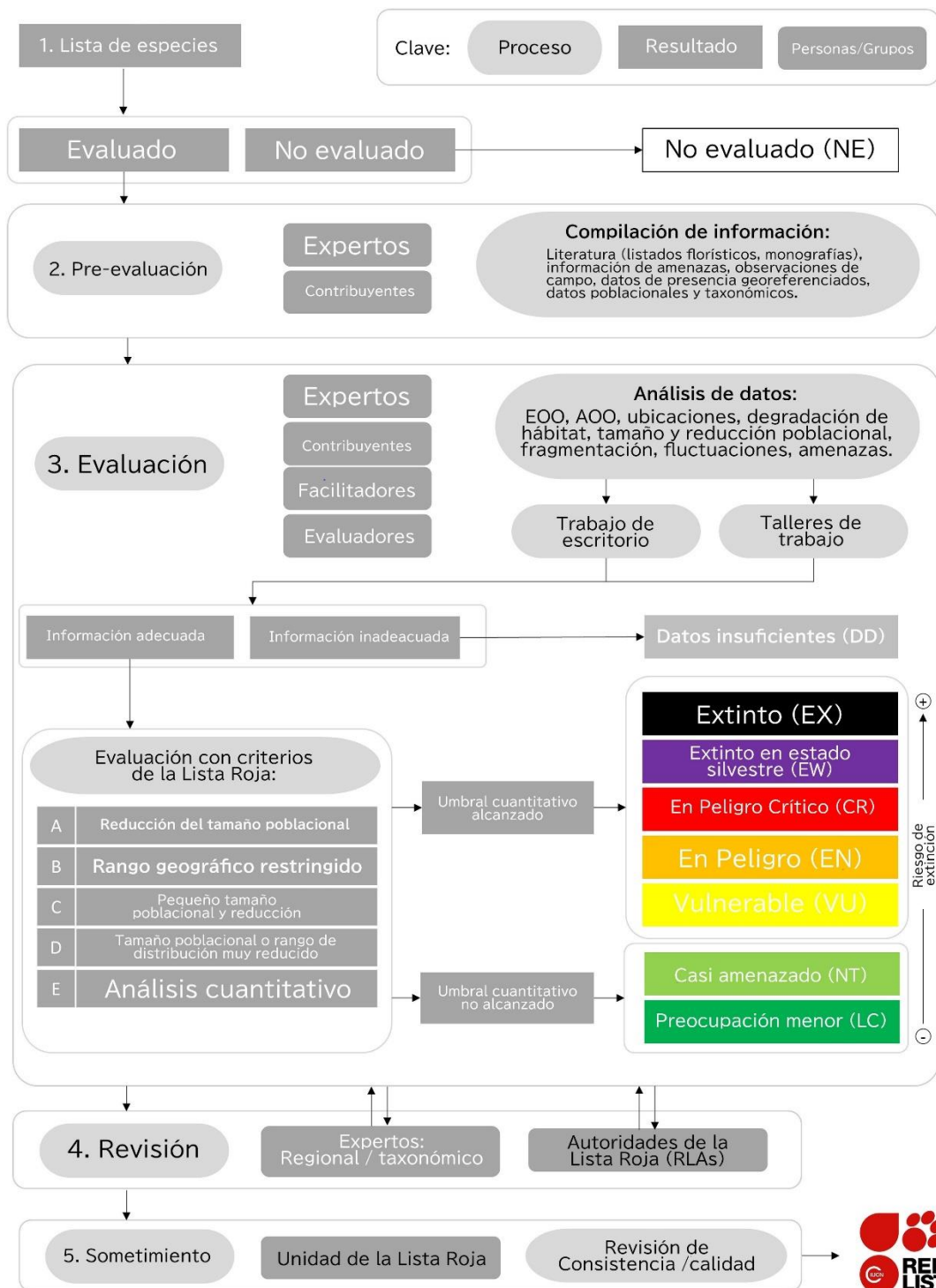


Figura 1. Diagrama de flujo generalizado de la evaluación para la Lista Roja. Los óvalos representan procesos, los rectángulos son resultados y los rectángulos curvados son personas o grupos. EOO = Extensión de presencia, AOO= Área de ocupación. Las flechas indican la dirección del flujo hacia diferentes etapas, incluyendo retroalimentación. Modificado de Bachman et al., 2019.

Tabla 2. Categorías del Método de Evaluación de especies en Riesgo (MER) de la SEMARNAT. Fuente: DOF, 2010.

Categoría	Características
Sujetas a protección especial (Pr)	<p>Aquellas especies que podrían llegar a encontrarse amenazadas por factores que inciden negativamente en su viabilidad, por lo que se determina la necesidad de propiciar su recuperación y conservación.</p> <p>Puntaje en el MER: &lt;1.7 y &gt;1.5</p>
Amenazadas (A)	<p>Aquellas especies que podrían llegar a encontrarse en peligro de desaparecer a corto o mediano plazo, si siguen operando los factores que inciden negativamente en su viabilidad, al ocasionar el deterioro o modificación de su hábitat o disminuir directamente el tamaño de sus poblaciones.</p> <p>Puntaje en el MER: &lt;2 y &gt;1.7</p>
En peligro de extinción (P)	<p>Aquellas especies cuyas áreas de distribución o tamaño de sus poblaciones en el territorio nacional han disminuido drásticamente poniendo en riesgo su viabilidad biológica en todo su hábitat natural, debido a factores tales como la destrucción o modificación drástica del hábitat, aprovechamiento no sustentable, enfermedades o depredación, entre otros.</p> <p>Puntaje en el MER: ≥2</p>
Probablemente extinta en el medio silvestre (E)	<p>Aquella especie nativa de México cuyos ejemplares en vida libre dentro del territorio nacional han desaparecido, hasta donde la documentación y los estudios realizados lo prueban, y de la cual se conoce la existencia de ejemplares vivos, en confinamiento o fuera del territorio mexicano.</p>

En México se han publicado un total de 37 trabajos de diversa índole que han evaluado el riesgo de extinción de especies de plantas que se distribuyen en su territorio, ya sea utilizando el método de la Lista Roja de la IUCN, el MER de la SEMARNAT o ambos (No se tomaron en cuenta evaluaciones de reciente descripción, Anexo A). En estos trabajos se han evaluado cerca de 3165 especies, pertenecientes a 556 géneros y 126 familias. Cerca del 50 % de las evaluaciones (ca.1850) señalan que las especies estudiadas se encuentran bajo alguna categoría de riesgo, mientras que en el resto de las evaluaciones las especies se identifican

como de preocupación menor (1823). Algunas de las familias a las que pertenecen las especies evaluadas son de alta prioridad para su conservación a nivel mundial, como las Cactáceas, Orquídeas y Zamiáceas (UICN, 2023).

Para la familia de las Zamiáceas, a la cuál pertenecen las especies de cícadas mexicanas, únicamente existen dos estudios donde se evalúa el riesgo de extinción de especies (Carvajal-Hernández et al., 2020; Montalvo-Fernández et al., 2020), aunque en este trabajo no se tomaron en cuenta evaluaciones de especies de reciente descripción, Anexo A). Montalvo-Fernández y colaboradores (2020), encontraron que la especie *Zamia prasina* debería clasificarse como Sujeta a Protección Especial (Pr) según los criterios del MER de la SEMARNAT y En Peligro (EN) de acuerdo con la Lista Roja de la IUCN, debido a una distribución restringida, su vulnerabilidad biológica y al nivel intermedio de impacto antropogénico que presenta su zona de distribución. Por su parte, Carvajal-Hernández y colaboradores en 2020, proponen que la especie *Ceratozamia miqueliana* debería clasificarse como Sujeta a Protección Especial (Pr) según los criterios del MER de la SEMARNAT y En peligro (EN) de acuerdo con la Lista Roja de la IUCN, debido a su distribución restringida y su limitado número de poblaciones. Aunque en sentido estricto no evalúan directamente el riesgo de extinción, los artículos sobre demografía de cícadas mexicanas han señalado la vulnerabilidad que presentan algunas especies por factores como decrecimiento de sus poblaciones ( $\lambda$  consistentemente menor a 1), impacto por perturbación antropogénica, baja producción de semillas y sobrevivencia de plántulas (Pérez-Farrera et al. 2006; Octavio-Aguilar et al., 2008, 2017; Álvarez-Yépez et al., 2011; Lázaro-Zermeño et al., 2011; Cabrera-Toledo et al., 2018; Castillo-Lara et al., 2018). Dada esta información previa, la evaluación de riesgo de extinción de las especies mexicanas de cícadas es vital para conocer su vulnerabilidad e implementar acciones de conservación.

*Dioon vovidesii* (Zamiaceae) o palma de la virgen, es una cícada del noroeste de México que ha sido descrita recientemente (Gutiérrez Ortega et al. 2018a). De acuerdo con su descripción (Gutiérrez-Ortega et al., 2018a), *D. vovidesii* es una planta dioica rupícola arborescente, de tallo cilíndrico que puede llegar a medir hasta



140 cm de alto (Figura 2A). Posee una corona de hojas apical con 13 a 39 hojas por corona, con hojas compuestas entre 59 y 100 foliolos de entre 7.5 y 16.5 cm de largo (Figura 2B). Los microestróbilos son solitarios, de color café claro al madurar, de 15 cm de largo (Figura 2C). Sus megaestróbilos son solitarios, lanosos entre 27 a 30 cm de largo (Figura 2D), los cuales produce semillas de gran tamaño (2.8 cm x 2.1 cm), ovoides con sarcotesta naranja al madurar y esclerotesta beige. Sus rasgos morfológicos más importantes, que distinguen a *D. vovidesii* de su especie hermana *D. sonorensis*, son que los foliolos están insertados en un ángulo agudo (65°), las hojas poseen un raquis color amarillo y los conos masculinos son subglobosos a globosos (Figura 2). Habita la parte central del estado de Sonora, México, en afloramientos rocosos en Matorrales desérticos, Bosques de *Quercus* y la transición entre estos, entre 400 y 1150 m de altitud en climas semisecos cálidos (Rzedowski y Huerta, 1978).

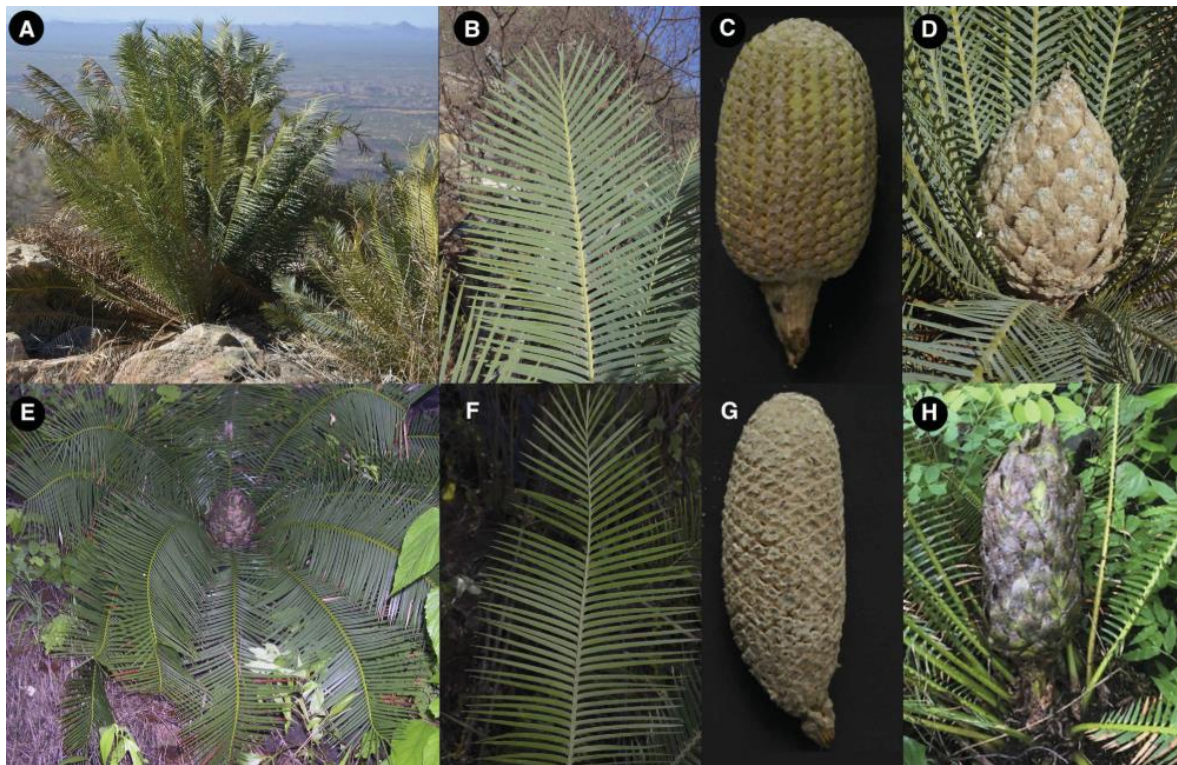


Figura 2. Comparación morfológica entre *Dioon vovidesii* (A-D) y *Dioon sonorensis* (E-H). *Dioon vovidesii* posee foliolos insertados en un ángulo agudo (65°) (B), estróbilos masculinos (C) y femeninos (D) globosos a subglobosos. *Dioon sonorensis* posee foliolos insertados en ángulo recto (90°) (F), conos masculinos (G) y femeninos (H) delgados y alargados. Tomado de Gutiérrez-Ortega et al. 2018a.

Los estudios realizados en *D. vovidesii* se pueden dividir en dos grupos, los genéticos y los ecológicos. Respecto a los estudios genéticos, Gutiérrez-Ortega y colaboradores (2014) analizaron secuencias de ADN del cloroplasto y encontraron dos haplotipos correspondientes a las poblaciones norte y sur de *D. sonorensis*. Con base en la información anterior, Gutiérrez-Ortega y colaboradores (2018b), utilizando polimorfismos de nucleótido único (SNPs, por sus siglas en inglés) y caracteres anatómicos y morfológicos, confirmaron la existencia de dos unidades evolutivas significativas (ESU, por sus siglas en inglés) diferenciadas por un gradiente climático en *D. sonorensis*. La existencia de estas dos unidades evolutivas en *D. sonorensis* fue apoyada por la evidencia encontrada de que la aridificación ha sido el motor más importante de la diversificación del género *Dioon* (Gutiérrez-Ortega et al., 2018d). Se propuso la división de estas dos ESU en dos especies: las poblaciones al sur de Sonora y norte de Sinaloa permanecen con la descripción original de *D. sonorensis*, mientras que las poblaciones del centro de Sonora fueron asignadas a la nueva especie *D. vovidesii* (Gutiérrez-Ortega et al., 2018a). Jiménez-Cedillo (2018) describió la diversidad genotípica de *D. vovidesii* en la población “Cañada de la Leona”, en la Sierra de Mazatán. Usando microsatélites este autor detectó un total de ocho genotipos multilocus y una diversidad genotípica relativamente baja ( $G/N=0.1$ ). Finalmente, utilizando una mayor cantidad de SNPs e información climática de poblaciones del género *Dioon* en Sonora, Gutiérrez-Ortega y colaboradores (2021) corroboraron la diferenciación entre *D. sonorensis* y *D. vovidesii*, además de la existencia de dos linajes (norte y sur) dentro de la última.

En cuanto a estudios ecológicos, se cuenta con datos anecdóticos sobre poblaciones de *D. vovidesii* y con el estudio ecológico de Garza (2018), también en la población “Cañada de la Leona” en la Sierra de Mazatán. En este último estudio se documentó que las plantas están constituidas por agrupaciones de tallos, con una disposición espacial agregada, y que las plantas se distribuyen preferentemente en grietas de rocas. En esa población se registraron 86 plantas, de las cuales 32 fueron de tallos solitarios y 54 formaron agrupaciones de dos hasta doce tallos, mientras que solo el 2.7 % de los individuos correspondieron a plántulas. Los datos anecdóticos que existen sobre las poblaciones de *D. vovidesii* mencionan que

existen alrededor de 7 a 14 poblaciones, todas distribuidas dentro del estado de Sonora (Gutiérrez-Ortega et al, 2014, 2021) (Figura 3). Las poblaciones conocidas de la especie rondan entre los 2 y 150 individuos y que las poblaciones más pequeñas están teniendo un mayor impacto antropogénico (Gutiérrez-Ortega et al., 2014). Además, se señala a las poblaciones de la Sierra de Mazatán como demográficamente estables y con evidencia de reclutamiento anual (Gutiérrez-Ortega et al., 2018b).

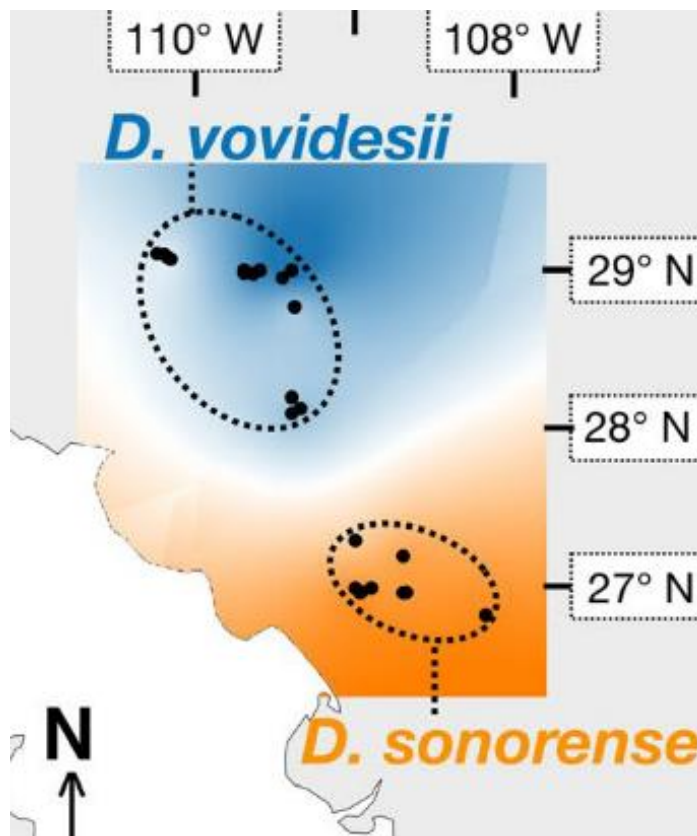


Figura 3. Distribución geográfica de las poblaciones de *Dioon vovidesii* y *Dioon sonorensis* en el estado de Sonora, México. Tomado de Gutiérrez-Ortega et al., 2021.

En la Sierra de Mazatán, Sonora se conocen tres poblaciones de *D. vovidesii*: La Cañada de la Leona, el Peñón de las Iglesias y Rancho de la Cueva. De acuerdo con observaciones de campo personales, estas poblaciones son de tamaño relativamente pequeño (menos de 100 individuos), con pocos individuos que producen conos sincrónicamente durante la época reproductiva. Tampoco se conocen los polinizadores y dispersores de esta especie. Además, se ha observado

una dispersión de semillas limitada, así como el establecimiento de plántulas cerca de plantas maduras sexualmente.

*Dioon vovidesii* se ha propuesto como una especie en peligro de extinción debido a diversos factores, como la fragmentación de hábitat, el saqueo para el comercio ilícito, utilización de individuos para la saborización de alcohol y la extirpación de plantas por parte de autoridades locales debido a la creencia de que estas plantas tienen efectos psicoactivos como el "peyote" (González-Astorga et al., 2008; Nicolalde-Morejón et al., 2014; Gutiérrez-Ortega et al., 2014; 2018b). Se ha observado una reducción del tamaño de poblaciones de fácil acceso debido a la colecta ilegal de individuos, sumado a la existencia de páginas web donde se ofrece la venta de semillas y plántulas de la especie (Gutiérrez-Ortega et al., 2018b). Además, debido a la introducción del pasto invasor "zacate buffel" (*Cenchrus ciliaris*), la especie podría enfrentarse a ciclos de fuego que no son propios de su hábitat, y que pueden afectar la viabilidad de las poblaciones a mediano o largo plazo (Negrón-Ortiz y Gorchoy, 2000; Marshall et al., 2012; Sánchez-Escalante et al., 2017; Swart et al. 2019). Por los motivos anteriores, actualmente se prepara la inclusión de *D. vovidesii* en la Lista Roja de la UICN (Gutiérrez-Ortega et al., 2018a). Por lo tanto, aportar conocimiento acerca del estatus actual de la especie en la Sierra de Mazatán y su riesgo a la extinción pudiera ayudar en su conservación y manejo.

## METODOLOGÍA

### Zona de estudio

El estado de Sonora se ubica al noroeste de México, en frontera con Estados Unidos de América. Presenta una amplia diversidad de climas gracias a factores como el gradiente altitudinal de la costa a la Sierra Madre Occidental, su posición geográfica, etc. (Brito-Castillo et al., 2010). Sonora es un estado rico en tipos de vegetación, pues de acuerdo con la clasificación de Shreve (1951), hay un total de 12 ó 13 dependiendo del autor (Martínez-Yrizar et al., 2010; Van Devender y Reina-Guerrero, 2021). Se ha propuesto a los “pastizales de zacate buffel” como ecorregión en el estado, debido al gran impacto que ha tenido la especie *Cenchrus ciliaris* en el proceso de transformación de vegetación nativa a pastizales de estructura simple. Esta transformación da pie a cambios en el funcionamiento de los ecosistemas y a la pérdida de biodiversidad, además de la aparición de ciclos de fuegos ajenos a la región (Martínez-Yrizar et al., 2010). Las actividades antropogénicas de mayor impacto en el estado han sido la agricultura, la ganadería de bovinos, la extracción forestal, la minería y el crecimiento de las ciudades (Martínez-Yrizar et al., 2010; Sittig et al., 2020).

Dentro del estado de Sonora se encuentra ubicado un complejo de “Islas del Cielo” o “Islas Serranas” conocidas como el Archipiélago Madreño. Las Islas del Cielo son un tipo de terreno continental compuesto de una secuencia de valles y montañas cuyas cimas quedan aisladas. Existen cerca de 20 complejos de Islas del Cielo en el planeta (Warshall, 1995). Reciben su nombre en analogía a los océanos y las islas oceánicas, al ser “islas” montañosas aisladas, rodeadas por “mares” de pastizales desérticos (Pastizal), matorrales de pie de monte (Matorral xerófilo) o selvas bajas caducifolias (Bosque tropical caducifolio) (Rzedowski y Huerta, 1978; Warshall, 1995; Sittig et al., 2020; Van Devender y Reina-Guerrero, 2021). Las Islas Serranas pertenecientes al Archipiélago Madreño se encuentran ubicadas geográficamente en Estados Unidos de América, en los estados de Arizona y Nuevo México, y México, en los estados de Sonora y Chihuahua, desde las Rocallosas al norte y la Sierra Madre Occidental en el sur (Sittig et al., 2020). Estas montañas

varían entre 915 y 3,500 m de altitud, lo cual les brinda la capacidad de albergar diferentes tipos de vegetación como Pastizales, Bosque de pino (Bosque de coníferas), Bosque de encino (Bosque de *Quercus*), Bosque mixto de coníferas (Bosque de coníferas), Matorral espinoso (Matorral xerófilo) y Vegetación riparia (Vegetación acuática y subacuática) (Rzedowski y Huerta, 1978; Warshall, 1995; Misztal et al., 2013; Sittig et al., 2020). Gracias a su gran diversidad de flora, fauna y recursos naturales, las Islas Serranas han sufrido una fuerte explotación y, en consecuencia, han tenido un gran impacto por el ser humano. Actualmente se enfrentan a problemáticas como el sobre-pastoreo de ganado, actividad minera, actividades recreativas y turísticas sin regulación, sequías de gran intensidad y duración, presencia de especies invasoras, incendios más frecuentes e intensos y crecimiento de asentamientos humanos (Sittig et al., 2020). La cantidad de Islas Serranas existentes en el Archipiélago Madreño depende del autor y de qué criterio se utilice para su clasificación, rondando entre 55 y 65 (Van Devender y Reina-Guerrero, 2021). Treinta y dos de estas Islas Serranas se encuentran ubicadas en Sonora (Van Devender y Reina-Guerrero, 2021). En México, las Islas Serranas se encuentran ubicadas en una mezcla de ranchos privados, ejidos y Reservas Naturales Protegidas (Sittig et al., 2020).

Aunque su inclusión dentro del complejo de las Islas Serranas de Norteamérica ha sido cuestionada, la Sierra de Mazatán es considerada por algunos autores como la “isla” más sureña del Archipiélago Madreño (Flesch y Hahn, 2005; Sánchez-Escalante et al., 2005; Sánchez-Escalante, et al., 2017). Ubicada en el centro del estado de Sonora, a 70 km al este de la capital y con una superficie de 191 km<sup>2</sup>, la Sierra de Mazatán comprende territorio de los municipios de Mazatán y Ures (Arriaga et al., 2000; Sánchez-Escalante et al., 2005; CONANP, 2012) (Figura 4). Al comprender una altitud que va desde los 700 a los 1545 metros sobre el nivel del mar, esta sierra posee diversos tipos de vegetación y climas (CONANP, 2012). Los tipos de clima que posee son BS<sub>1h</sub>(x'), BS<sub>1k</sub>(x'), climas secos del subtipo semiseco y seco cálido (Arriaga et al., 2000; CONANP, 2012). Las principales comunidades vegetales presentes en la sierra son Matorral desértico sonorense (Matorral xerófilo), Matorral espinoso de pie de monte (Matorral xerófilo), Bosque de

encino (Bosque de *Quercus*) y Vegetación de galería (Vegetación acuática y subacuática) (Rzedowski y Huerta, 1978, Sánchez-Escalante et al., 2017)

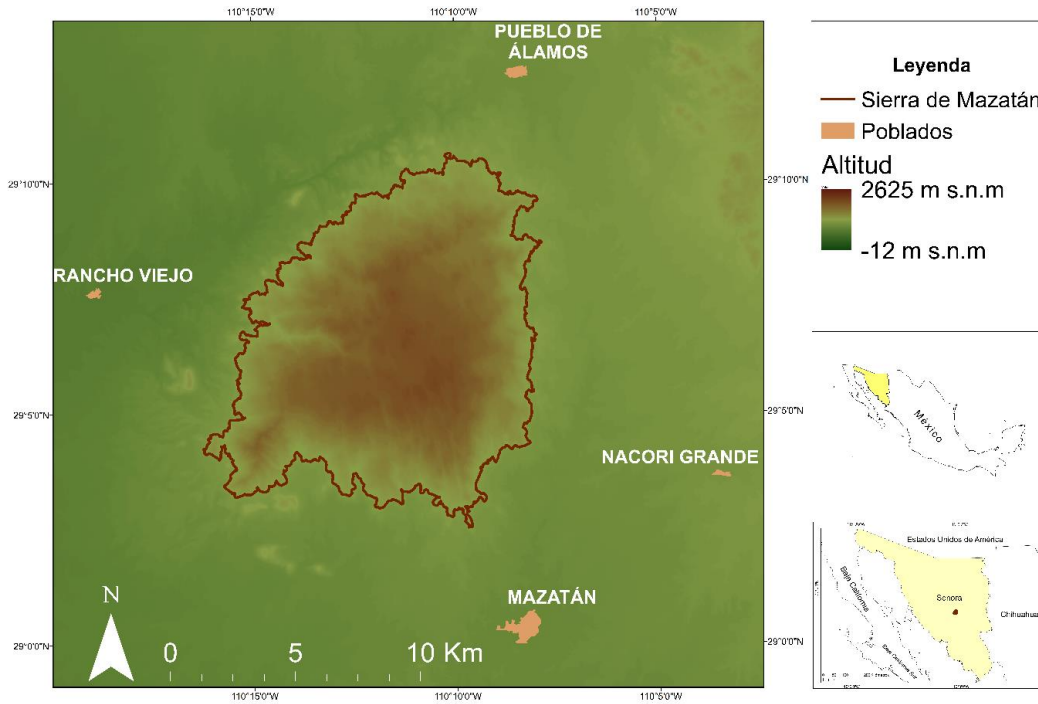


Figura 4. Ubicación geográfica de la Sierra de Mazatán, Sonora, México.

Esta Sierra ha sido de gran interés para la conservación gracias a que funciona como un corredor biológico entre las biotas del Desierto Sonorense y de la Sierra Madre Occidental (Arriaga, 2000; Sánchez-Escalante, et al., 2017). Se han contabilizado un total de 626 especies de plantas vasculares en la sierra, 42 especies de hongos gasteroides y una gran diversidad de especies de mamíferos y aves (CONANP, 2012; Piña-Páez et al., 2013; Hernández-Navarro et al., 2015; Sánchez-Escalante, et al., 2017). Además, posee varias especies de plantas sujetas a protección especial por la NOM-059-SEMARNAT-2010 como cabeza de viejo (*Mammillaria standleyi*), palofierro (*Olneya tesota*), palma blanca (*Sabal uresana*), guayacán (*Guaiacum coulteri*), saya (*Amoreuxia palmatifida*), palma de la virgen (*Dioon vovidesii*), etc., y es uno de los pocos yacimientos de granito orbicular del mundo (Sánchez-Escalante et al., 2005; DOF, 2019; CONANP, 2012; Sánchez-Escalante et al., 2017). A pesar del historial de trabajo, estudios y propuestas de conservación en la región, la Sierra de Mazatán continúa sin ser oficialmente

designada área natural protegida nacional (Arriaga et al., 2000; Sánchez-Escalante et al., 2005; CONANP, 2012; Sánchez-Escalante et al., 2017).

Históricamente la Sierra de Mazatán ha tenido diversas actividades de aprovechamiento como la cría y pastoreo de ganado para producción de carne y lácteos, colecta de agave (*Agave angustifolia*) para la producción de mezcales, colecta de chiltepín (*Capsicum annuum* var. *aviculare*), minería, cacería, turismo, entre otros. (Arriaga et al., 2000; CONANP, 2012; Sánchez-Escalante, et al., 2017). Estas actividades humanas han llevado al deterioro de la vegetación nativa y a la introducción de especies exóticas e invasoras como el zacate buffel (*Cenchrus ciliaris*) (Sánchez-Escalante et al., 2005; Martínez-Yrizar et al., 2010). Sin embargo, existe disposición por parte de los lugareños y ejidatarios para disminuir los impactos antropogénicos a la zona y designarla como área natural protegida (CONANP, 2012).

#### Evaluación de la vulnerabilidad a la extinción

Para la evaluación de la vulnerabilidad a la extinción de *D. vovidesii* se utilizaron 4 criterios: 1) Características de la distribución geográfica, 2) Características del hábitat, 3) Vulnerabilidad biológica intrínseca e 4) Impacto de la actividad humana. Estos criterios se basaron en los utilizados en las evaluaciones de riesgo de extinción de la Lista Roja de la IUCN y el MER de la SEMARNAT (DOF, 2010; IUCN, 2019). Debido a limitaciones de tiempo, la extensión de la distribución geográfica, difícil acceso y la inseguridad de algunas regiones, no fue posible visitar todas las poblaciones conocidas de la especie; en consecuencia, algunos de los criterios usados en este trabajo se emplearon solo en las poblaciones de la Sierra de Mazatán: Cañada de la Leona, Peñón de las Iglesias y Rancho de la Cueva.

#### *Características de la distribución geográfica*

La distribución geográfica de *Dioon vovidesii* fue evaluada a través de la recopilación de datos acerca del número y ubicación de poblaciones, con énfasis en poblaciones ubicadas en la Sierra de Mazatán, Sonora. Una vez recabada esta



información, se elaboró un mapa de distribución geográfica utilizando el software ArcGIS versión 10.5 (ArcGis, 2016). Sumado a esto, utilizando la herramienta GeoCAT (Bachman et al., 2011) se calculó la extensión de la distribución según los criterios de la IUCN, que se basan en el área de ocupación (AOO) y la extensión de presencia (EOO) (IUCN, 2019). La extensión de presencia (EOO) se define como un “parámetro que mide la dispersión espacial de las zonas actualmente ocupadas por un taxón” (IUCN, 2019). Por su parte, el área de ocupación (AOO) se define “como el área dentro de la 'extensión de presencia', que es ocupada por un taxón” (IUCN, 2019). Finalmente se realizó el cálculo del porcentaje que representaba la extensión de la distribución de *D. vovidesii* a nivel nacional, estatal y municipal.

Para la elaboración de un mapa de la distribución geográfica de *D. vovidesii*, se obtuvo información acerca de la ubicación geográfica de las poblaciones de la especie utilizando registros de herbarios nacionales e internacionales, utilizando las herramienta de búsqueda de la Red de Herbarios del Noroeste de México (RHNM), la cual incluye conexiones con bases de datos de herbarios de México y Estados Unidos de América, y la Base de Datos de las Colecciones Biológicas del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México (IBdata) (UNAM, 2023). Sumado a esto, se realizó la búsqueda de registros de *D. vovidesii* en Global Biodiversity Information Facility (GBIF, por sus siglas en inglés). No se tomaron en cuenta registros que no poseían coordenadas geográficas o tenían información inadecuada o deficiente, como coordenadas ubicadas en ciudades o muy poca información de las localidades (nombre, datos sobre vegetación, número de individuos, etc.). Debido a que la descripción de *D. vovidesii* es reciente, parte de los registros de herbario de esta especie aún poseen el nombre específico de su especie hermana (*D. sonorensis*). Para diferenciar los registros de cada especie, los registros de *D. sonorensis* encontrados en el centro del estado de Sonora fueron asignados a *D. vovidesii*, de acuerdo con los resultados encontrados por Gutiérrez-Ortega y colaboradores (2018a, 2018b). Además, se realizaron salidas de campo exploratorias y entrevistas a personas que viven a lo largo de la Sierra de Mazatán, Sonora, para confirmar o descartar la existencia de poblaciones. Finalmente, se consultó con expertos del género *Dioon* y de flora del Desierto Sonorense para

solicitar información sobre poblaciones de *D. vovidesii* (Carvajal-Hernández et al., 2020; Espadas-Manrique et al., 2020).

En el caso de la estimación del área de ocupación (AOO) y la extensión de presencia (EOO), el programa GeoCAT usa los criterios recomendados por la IUCN: cada punto o registro de ubicación geográfica se representa como una celda de 2 km × 2 km (4 km<sup>2</sup>) y con la suma de todas estas celdas se calcula el área de ocupación (Bachman et al., 2011; IUCN, 2019). Sin embargo, como resultado del trabajo de campo en el que encontramos que las poblaciones de la especie estudiada no son tan grandes, se modificó el tamaño de las celdas a 2 km, 1 km y 100 m, con el objetivo de usar un criterio que refleje la distribución real de los individuos dentro de las poblaciones. Una vez elegido el criterio a utilizar, se estimó el porcentaje que representaba la extensión de la distribución de *D. vovidesii* a nivel nacional, estatal y municipal (DOF, 2010; IUCN, 2019). En el caso de la escala municipal, solo se tomó en cuenta la suma de los municipios de Ures y Mazatán, ya que únicamente en estos municipios se realizó una exploración exhaustiva de poblaciones de *D. vovidesii*. De acuerdo con el resultado obtenido de AOO y EOO, GeoCAT asigna una categoría de riesgo acorde a los lineamientos de la Lista Roja (Bachman et al., 2011; IUCN, 2019). Finalmente, se asignó una categoría de riesgo según las características de la distribución geográfica de *D. vovidesii* con base en la información obtenida utilizando GeoCAT y las condiciones adicionales para la evaluación del criterio B de la Lista Roja (IUCN, 2019).

### *Características del hábitat*

Con el fin de conocer las características y el grado de especificidad del hábitat donde crece *D. vovidesii*, se caracterizó el hábitat de la especie identificando el tipo de vegetación, suelo y clima entre otras variables, con la información recolectada de la ubicación geográfica de las poblaciones. Estas características fueron rescatadas de la descripción original de la especie, bibliografía especializada y de las capas de información geográfica de México y Sonora del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), el “Continuo de Elevaciones Mexicano 3.0 de

INEGI” y la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) (Ruiz-Jiménez et al., 2018; Gutiérrez-Ortega et al., 2018a; Anexo B). Sumado a esto, para las poblaciones de *D. vovidesii* que se encontraron en la Sierra de Mazatán se elaboró un mapa con curvas de nivel para identificar si existía diferencia en la altitud en que se ubicaban, utilizando el software ArcGIS versión 10.5 (ArcGis, 2016).

Nuestras observaciones en el campo sugerían que los individuos de *D. vovidesii* en las poblaciones de la Sierra de Mazatán se distribuyen principalmente en hendiduras de roca, tal y como lo observó Garza (2018). Por lo tanto, para conocer si existe algún tipo de preferencia de microhábitat donde crecen y se establecen las plantas de esta especie, se contrastó la distribución observada de la ubicación de las plantas en el suelo de cada población contra la distribución esperada en caso de no existir preferencia. Para cada planta registrada en campo se tomaron datos del sustrato donde se encontraba, utilizando las categorías de sustrato: roca, suelo o hendidura, entendiendo como hendidura a pequeños huecos que quedan entre las rocas. Utilizando el método de transecto lineal de Brower y colaboradores (1997), se trazaron 5 líneas de Canfield de 50 m de longitud con punto de inicio y dirección aleatoria dentro del área ocupada por la población. Tanto el punto de inicio, como el azimut de la dirección del transecto fue determinada usando una tabla de números aleatorios. Se midió en cada transecto la longitud interceptada por cada categoría de sustrato. Posteriormente se calculó el porcentaje que representa cada categoría y se promediaron los valores entre transectos. Con la información anterior, se evaluó si la distribución observada se ajustaba a la distribución esperada si se distribuyeran aleatoriamente de acuerdo con la frecuencia de cada sustrato, a través de una prueba de ji cuadrada ( $\chi^2$ ).

#### *Vulnerabilidad biológica intrínseca*

La vulnerabilidad biológica intrínseca se define como “el conjunto de factores relacionados con la historia o forma de vida propios del taxón, que lo hacen vulnerable” (DOF, 2010). Para la evaluación usando este criterio, durante el mes de

marzo, en los años 2020 y 2021 se estudiaron las tres poblaciones conocidas de *Dioon vovidesii* en la Sierra de Mazatán: “Cañada de la Leona”, “Peñón de las Iglesias” y “Rancho de la Cueva”. La abundancia de individuos se estimó a través de censos poblacionales, donde se contabilizó a todos los individuos y se clasificaron en categorías de tamaño en función de la suma de la longitud de cada uno de sus tallos. Se les asignó un código y se marcaron a los individuos con etiquetas rectangulares de cartón forrado con papel aluminio de 7 cm × 2 cm, para que en caso de ser necesario regresar a rectificar algún dato o rasgo.

El tamaño de las plantas y la estructura poblacional se describieron midiendo la longitud de los tallos (desde la base al ápice) pertenecientes a cada individuo utilizando un flexómetro, para posteriormente sumar estas longitudes y proceder a clasificar a los individuos en categorías de tamaño (Lázaro-Zermeño et al., 2011; Cabrera-Toledo et al., 2019). Se utilizaron las siguientes categorías de tamaño: a) plántulas; plantas cuyo tallo no es evidente y presentan una o dos hojas con un tamaño menor 30 cm de longitud, b) plantas sin tallo; plantas cuyos tallos no son visibles por arriba de la superficie del suelo y presentan una corona de hojas con dos o más hojas de más de 30 cm de longitud (I), c) plantas cuya suma de longitud de los tallos se encuentra entre 1 y 40 cm (II), d) plantas cuya suma se encuentre entre 41 y 80 cm (III), e) plantas cuya suma se encuentre entre 81 y 120 cm (IV), f) plantas cuya suma se encuentre entre 121 y 160 cm (V) y g) plantas cuya suma sea mayor que 160 cm (VI).

Para analizar la dinámica demográfica de *D. vovidesii* en la Sierra de Mazatán, se integró la información de los censos de las tres poblaciones, debido a que de esta manera se obtuvo una mejor distribución de los individuos en las siete categorías de tamaño y, por lo tanto, se puede realizar un análisis matricial con mayor confiabilidad. Con los datos de las tres poblaciones se creó una matriz de transición de Lefkovitch ( $L$ ), la cual contiene la probabilidad promedio de transición entre categorías de tamaño, estasis y fecundidad de los datos observados durante el tiempo de monitoreo (2019-2020). En esta matriz, los valores de estasis aparecen en la diagonal y corresponden a los individuos que sobrevivieron y se mantienen

dentro de la misma categoría de tamaño después de un año. Los valores bajo la diagonal se refieren a los individuos que cambiaron de una clase de tamaño a la siguiente en el mismo periodo de tiempo. Los valores de fecundidad, es decir, de producción de nuevos individuos, aparecen en la fila superior de la matriz. El tamaño poblacional después de un año fue determinado por la ecuación  $N_{t+1} = L * N_t$ , donde  $N_{t+1}$  es el tamaño poblacional al año siguiente,  $L$  es la matriz de Lefkovitch y  $N_t$  es el vector que contiene el número de individuos inicial por categoría de tamaño. Este proceso fue repetido hasta que la proporción de individuos por categoría de tamaño se mantuviera estable, representado por el vector derecho ( $w$ ). La tasa finita de crecimiento ( $\lambda$ ) fue obtenida del modelo matricial:  $(N_{t+1}/N_t)$ , donde  $N_{t+1}$  es el número total de individuos al tiempo  $t+1$  y  $N_t$  es el número de individuos al tiempo  $t$  (Caswell, 2001).

Utilizando el paquete de R “Popbio” (Stubben y Milligan, 2007), se estimó la tasa finita de crecimiento poblacional ( $\lambda$ ) producto de la matriz de transición, así como el intervalo de confianza del 95 % de este valor (100,000 muestras de bootstrapping). Además, se calcularon los vectores de estructura estable ( $w$ ) y valor reproductivo ( $v$ ). La proporción de individuos en la estructura estable ( $w$ ) fue comparada con la estructura observada bajo condiciones naturales con una prueba de  $\chi^2$  con  $k-1$  grados de libertad. Se calcularon matrices de sensibilidad ( $S$ ) y elasticidad ( $E$ ) para conocer la influencia que tiene cada uno de los procesos demográficos y las categorías de tamaño en la tasa finita de crecimiento poblacional. La matriz de sensibilidad fue construida con los vectores  $w$  y  $v$ , que representan el valor de estructura estable y valor reproductivo proporcional en cada categoría de tamaño. El valor escalar  $vw$  fue obtenido con estos dos vectores, el cual es:  $v_1w_1 + v_2w_2 + \dots + v_jw_j$ . Los valores de la matriz de sensibilidad fueron obtenidos con la ecuación:  $S_{ij} = v_iw_j/vw$ . El análisis de elasticidad ( $E_{ij}$ ) descompone la tasa finita de crecimiento ( $\lambda$ ) en contribuciones hechas por las transiciones del ciclo de vida y las categorías de tamaño (Caswell, 2001). Estos parámetros se estimaron usando la ecuación  $E_{ij} = S_{ij} * (L_{ij}/\lambda)$ , donde  $E_{ij}$  es el  $(i,j)$  elemento de la matriz de elasticidad,  $S_{ij}$  es el  $(i,j)$  elemento de la matriz de sensibilidad,  $L_{ij}$  es el  $(i,j)$  elemento de la matriz de Lefkovitch, y  $\lambda$  es la tasa finita de crecimiento. Todos estos cálculos se realizaron

basado en lo estipulado por de Kroon et al., (1986); Álvarez-Buylla y Slatkin, (1994), Silvertown et al., (1996) y Caswell, (2001).

Para estimar la fecundidad, se realizó un cálculo aproximado de cuántas semillas se produjeron durante el año de evaluación. Basado en la forma que poseen los conos y en que los conos de las especies de este género no producen semillas en la parte inferior ni superior (Mora et al., 2013), se eligió la forma del cilindro como la más cercana al número potencial de semillas por cono. Se midió el ancho y el largo de 17 estróbilos femeninos encontrados durante el año 2019, información con la cual se calculó su área. Utilizando el tamaño promedio, obtenido promediando 10 megaesporófilos medidos en campo, se calculó cuántas veces cabía el área de un megaesporófilo dentro del área de los conos. El valor anterior fue multiplicado por dos, debido a que en cada megaesporófilo se producen dos semillas. La fecundidad fue determinada como el número de plántulas producidas por individuo, estimado como el producto algebraico del número potencial de semillas por cono femenino observado, tasa de germinación del 100% (basada en los resultados encontrados en Vovides, 1990; Álvarez-Yépiz et al., 2011) y sobrevivencia de plántulas durante el tiempo de monitoreo de acuerdo con el método de Raimondo y Donaldson, (2003). Dado que se observaron estructuras reproductivas en todas las categorías, exceptuando en las plántulas, se calculó la fecundidad para cada categoría de tamaño de acuerdo con la cantidad de conos observada en individuos de cada categoría. Es relevante mencionar que de acuerdo con observaciones en campo y lo reportado para especies del género, las hembras del género *Dioon* no producen conos todos los años, sino en intervalos de tiempo entre 2 y 4 años (Vovides, 1990; Lázaro-Zermeño et al., 2011). Debido a lo anterior, el cálculo de la fecundidad solo es aplicable para el período de estudio utilizado en este trabajo. Finalmente, se estimó la proporción de sexos en las poblaciones durante las visitas al identificar el sexo de los individuos que poseían estructuras reproductivas (presentes o restos de estas) o existencia de semillas en la cercanía de las plantas madre).

### *Impacto de la actividad humana*

Debido a que existen datos anecdóticos acerca de la colecta ilegal y destrucción por las autoridades de individuos de *Dioon vovidesii* en poblaciones de fácil acceso (Gutiérrez-Ortega et al., 2018b), se evaluó el impacto potencial de la extracción de plantas y otras formas de impacto como el cambio de uso de suelo o daño directo, asociado a cercanía de caminos y asentamientos humanos de las poblaciones de la especie. Se realizó una búsqueda y selección de capas de información topográfica en el portal del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), las cuales cubrieran la ubicación geográfica de las poblaciones. Una vez obtenidos los conjuntos de datos vectoriales de información topográfica necesarios (Apéndice B), a través del programa ArcGIS (ArcGis, 2016) se identificaron construcciones y asentamientos humanos en un radio de 5 kilómetros de la población, utilizando la función “Generar tabla de cercanía”. Finalmente, se creó una tabla para resumir la información encontrada para cada población.

Como se mencionó anteriormente en este trabajo, las amenazas más importantes que enfrenta *D. vovidesii* en la Sierra de Mazatán son el tráfico ilegal de plantas y la invasión de sus poblaciones por el pasto invasor zacate buffel (Gutiérrez-Ortega et al., 2014, 2018a, 2018b Sánchez-Escalante et al., 2017). Para evaluar el impacto que podrían tener estos factores en las poblaciones de *D. vovidesii*, se hicieron simulaciones del impacto que podría tener en la sobrevivencia a largo plazo de la especie en la Sierra de Mazatán basado en lo realizado en los trabajos de Raimondo y Donaldson en 2003 y Álvarez-Yépiz y colaboradores en 2011. Para ambos casos, los estadios o categorías de tamaño con mayor vulnerabilidad por la extracción ilegal o por la mortalidad por fuego son las semillas y plántulas (Gutiérrez-Ortega et al. 2014, 2018a, 2018b; Negrón-Ortiz y Gorchov, 2000; Swart et. al 2019). Sin embargo, aunque la extracción ilegal y la mortalidad por fuego afectan los mismos estadios, cada fenómeno fue evaluado por separado debido a que su impacto en las poblaciones probablemente sucede de manera diferente. Para la creación de escenarios de impacto antropogénico se establecieron como supuestos qué:

- Los incendios aumentan la mortalidad en los estadios tempranos de *D. vovidesii*, como lo son las semillas y plántulas. Los fuegos reducen la sobrevivencia y crecimiento de plántulas y semillas, alterando los valores de permanencia y crecimiento en plántulas y el reclutamiento efectivo en el caso de las semillas.
- La extracción ilegal reduce la cantidad de plántulas y semillas en el área de la población, pero no altera el reclutamiento efectivo ni la sobrevivencia y crecimiento de las plántulas que permanecen dentro de la población. Por lo tanto, se altera en cada año el porcentaje de plántulas que existen dentro del área de ocupación, sin cambiar los procesos demográficos como reclutamiento efectivo o sobrevivencia y crecimiento de plántulas.

Para evaluar el impacto causado por mortalidad asociada al fuego, se realizaron simulaciones numéricas de cómo impactaría a la tasa finita de crecimiento la reducción de la sobrevivencia y crecimiento de las plántulas, así como la disminución del reclutamiento efectivo en un 30, 60 y 90 %, resultando un total de 9 escenarios. Por otro lado, para evaluar el impacto causado por la extracción ilegal, se realizaron proyecciones poblacionales a 1000 años. En cada año de proyección, a través de la modificación del vector poblacional, se reducía un 30, 60 y 90 % el porcentaje de plántulas en la población. De esta manera, se generaron un total de 3 escenarios de impacto por extracción ilegal.



## RESULTADOS

### *Características de la distribución geográfica*

La base de datos resultante de registros geográficos de poblaciones del género *Dioon* en Sonora reunió un total de 103 registros. Se obtuvieron registros provenientes de los herbarios ARIZ, ASDM, HNT, JBC, K, MEXU, MICH, MO, UCR, USON y XAL. Además de los especímenes de herbario, dentro de los registros se encontraron individuos vivos en jardines botánicos, registros facilitados por expertos en el género *Dioon* y flora del Desierto Sonorense y una observación en la plataforma de ciencia ciudadana iNaturalist (Montijo, 2021). Se realizó una depuración de los registros una vez completada la base de datos, identificando los registros pertenecientes a *Dioon vovidesii* y los registros anteriormente identificados como *Dioon sonorensis*. Se identificaron un total de 56 y 47 registros pertenecientes a *D. sonorensis* y *D. vovidesii*, respectivamente. Los registros de *D. vovidesii* fueron analizados para eliminar registros con errores, duplicaciones o deficiencias de referencia geográfica (Figura 5). Finalmente, la base de datos quedó constituida por un total de ocho registros, representando ocho subpoblaciones de *D. vovidesii* localizadas en el estado de Sonora, México (IUCN, 2019; Figura 5, 6).

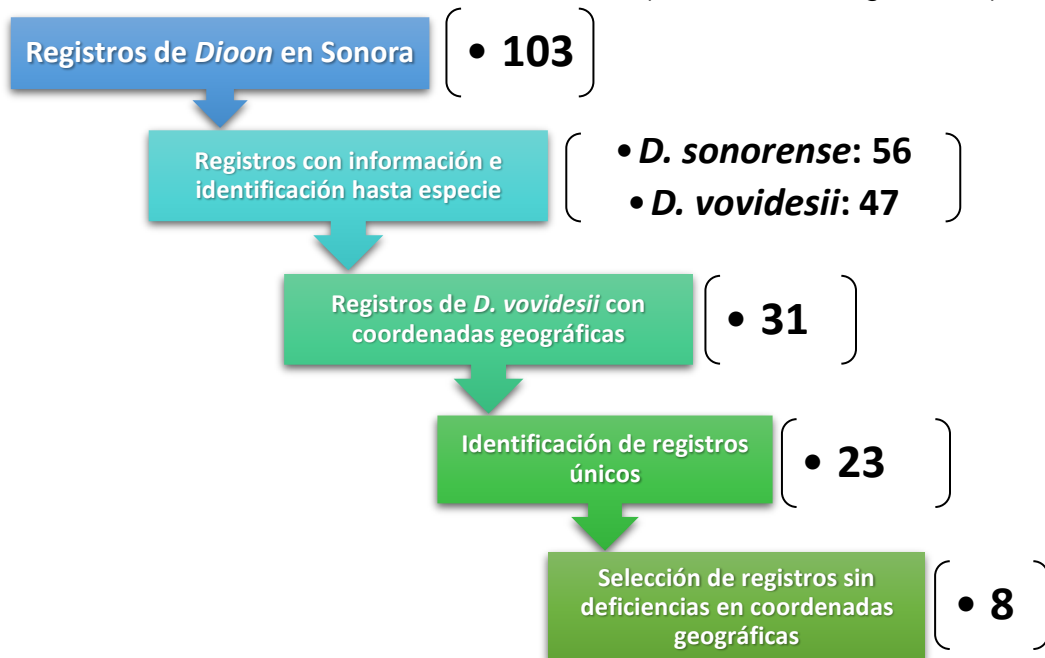


Figura 5. Diagrama del proceso de búsqueda, depuración e identificación de registros de poblaciones de *Dioon vovidesii* en el estado de Sonora, México.

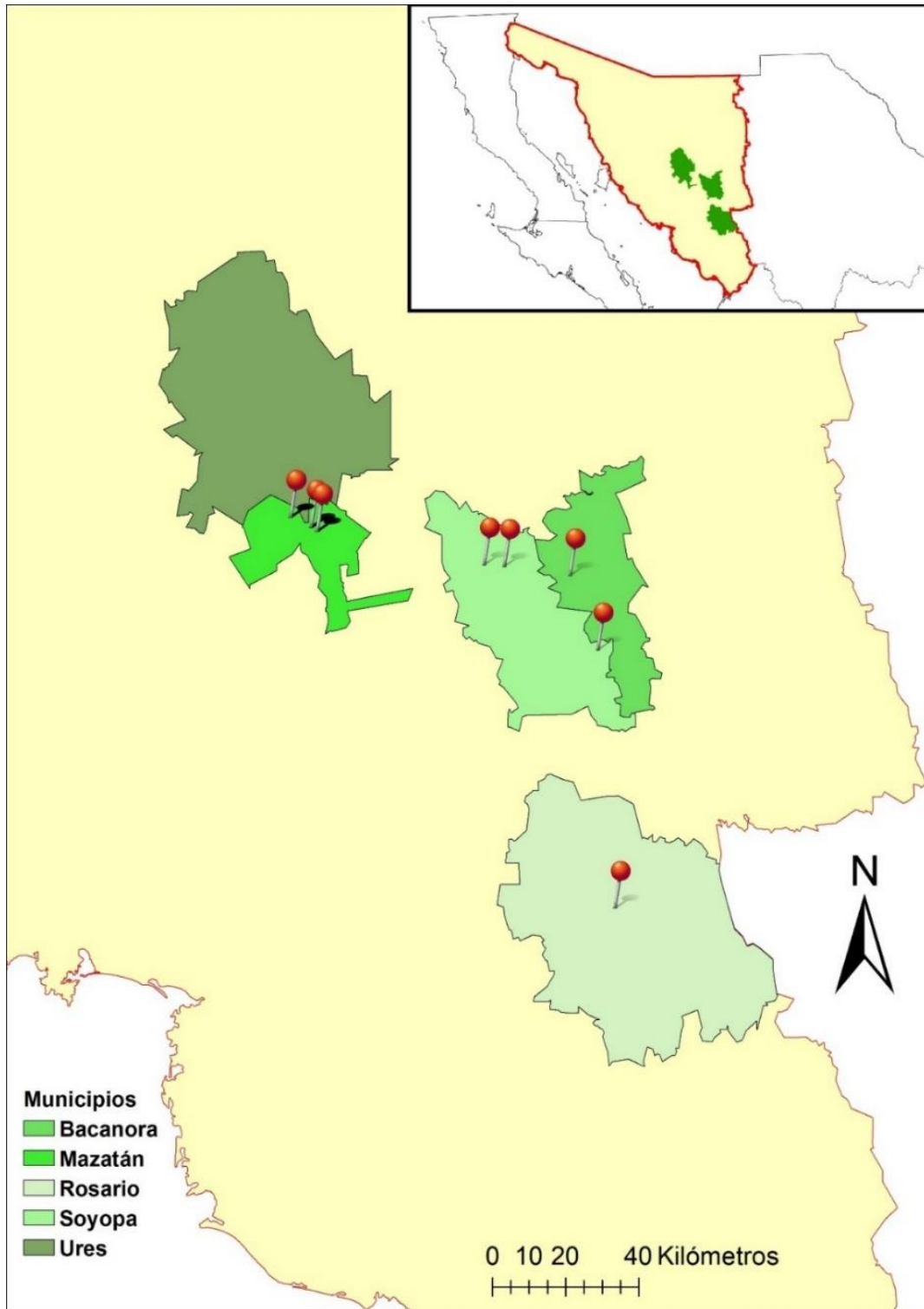


Figura 6. Distribución geográfica de *Dioon vovidesii* en el estado de Sonora, México. Las tachuelas rojas representan la ubicación de las poblaciones dentro de los municipios que habita la especie.

De acuerdo con los lineamientos dictados por el criterio B de la Lista Roja de la IUCN, una especie es vulnerable a la extinción si su extensión de presencia (EOO) es menor a 20,000 km<sup>2</sup> y si su Área de ocupación (AOO) es menor a 2,000 km<sup>2</sup>, pudiendo aumentar a categorías de mayor riesgo (En peligro o En peligro crítico) conforme estas áreas se vean reducidas en tamaño (Tabla 3, IUCN, 2019). En el caso de *D. vovidesii*, la categoría de riesgo de extinción asignada en relación con el valor de la estimación del AOO fue similar sin importar el tamaño de la celda a considerar (Tabla 3). Únicamente se encontró la asignación a una categoría de riesgo menor usando el tamaño estándar recomendado por la IUCN (2 km x 2 km), mientras que en los otros 2 niveles se encontró en peligro crítico a la extinción (IUCN, 2019) (Tabla 3). En el caso de la EOO, debido a que ésta se calcula como “el polígono de menor superficie que contenga todos los lugares de presencia”, esta no cambia su valor ni su categoría de riesgo asignada, sin importar el tamaño de celda utilizado (IUCN, 2019). Respecto a la representatividad de la distribución geográfica de *D. vovidesii* a nivel nacional y estatal, se encontró que las poblaciones representan menos del 1 % en los dos niveles utilizando el tamaño estándar de celda recomendado por la Lista Roja (AOO = 32 km<sup>2</sup>). Por otra parte, considerando el área que ocupan las tres poblaciones en la Sierra de Mazatán evaluadas en este trabajo (AOO = 12 km<sup>2</sup>) y su representatividad en los municipios (Ures y Mazatán), también representan menos del 1 % de este territorio (Tabla 4).

*Tabla 3. Categoría de riesgo asignada a Dioon vovidesii de acuerdo con diferentes tamaños de área de ocupación, conforme a los criterios de la IUCN. EOO= Extensión de presencia, AOO= Área de ocupación, EN= En peligro, CR= En peligro crítico.*

Tamaño de celda	EOO (km <sup>2</sup> )	AOO (km <sup>2</sup> )	Categoría de riesgo
2 x 2 km	3,624.95	32	EN/EN
1 x 1 km	3,624.95	8	EN/CR
0.1 x 0.1 km	3,624.95	0.080	EN/CR

Tabla 4. Porcentaje que representa el área de ocupación de *Dioon vovidesii* (32 km<sup>2</sup>) a nivel municipal, estatal y nacional. A nivel municipal solo se consideraron las tres poblaciones evaluadas en la Sierra de Mazatán (12 km<sup>2</sup>). A nivel estatal y nacional se consideraron los 8 registros de poblaciones de *D. vovidesii* en el estado de Sonora.

Nivel de escala geográfica	Tamaño (km <sup>2</sup> )	Representatividad de área de ocupación
Municipal (Ures/Mazatán)	3,087 + 649.27 = 3,736.27	0.0032 %
Estatad (Sonora)	179,355	0.0002 %
Nacional (México)	1 964 375	0.00002 %

Con base en la información más reciente, confiable y comprobable que se logró recolectar de la distribución geográfica, *D. vovidesii* se encontraría bajo la categoría “En Peligro” en la Lista Roja (Criterios B1 [EOO > 100 km<sup>2</sup>] y B2 [AOO > 10 km<sup>2</sup>], cumpliendo las condiciones a [Severamente fragmentada] y b [Disminución continua proyectada]) (IUCN, 2019). Por otro lado, *D. vovidesii* suma un puntaje de 0.73 de acuerdo con el MER (Criterio A; Tabla 11) (DOF, 2010). Sin embargo, para asignar una categoría de riesgo precisa es necesario tomar en cuenta los demás criterios evaluados en este trabajo (Características del hábitat, vulnerabilidad biológica intrínseca e impacto de la actividad humana) (DOF, 2010; IUCN, 2019).

#### *Características del hábitat*

A partir de los registros de poblaciones provenientes de bases de datos de herbarios, especialistas de flora del Desierto Sonorense y de exploraciones en campo se realizó una tabla resumen de características bióticas y abióticas de las poblaciones de *Dioon vovidesii* (Tabla 5). Con la información de estos registros se confirmó que *D. vovidesii* es endémica de la provincia biogeográfica “Provincia Sonorense” de acuerdo con los criterios de Arriaga et al., (1997) o de la “Provincia de Sonora” de acuerdo con Morrone et al. (2017). El área de distribución de esta provincia abarca

la Planicie Costera Noroccidental de México, incluyendo fragmentos del estado de Baja California, la mayor parte de Sonora, la costa de Sinaloa y parte de los estados Arizona y California en Estados Unidos (Morrone et al., 2017; Morrone, 2019).

Las poblaciones se encuentran, en orden de frecuencia, en: 1) climas semicálidos templados ((A)C) con precipitación anual promedio entre 554 y 946 mm y una temperatura media anual entre 17 y 22.5 °C, 2) Cálidos y semicálidos secos (BS1) con precipitación anual promedio entre 387 y 742 mm y una temperatura media anual entre 20.5 a 25 °C y 3) Climas templados (C) con precipitación anual promedio entre 554 y 742 mm y una temperatura anual promedio entre 17 y 18.5 °C, de acuerdo con la clasificación de Köppen (1936), modificada por García (1964) e INEGI (1980). Todas las poblaciones, a excepción de El Novillo, se distribuyen en algún tipo de Leptosol, suelos con menos de 25 cm de espesor o con más de 80 % de su volumen ocupado por piedras o gravas (Tabla 5).

De acuerdo con la información obtenida con base en los resultados de la asignación de altitud realizada a los registros a partir de un modelo digital de elevación de México (con resolución espacial de 15 m) se encontró que *Dioon vovidesii* se distribuye en un amplio intervalo de altitud que va desde 1397 m s. n. (Población La Cañada de la Leona) hasta los 376 m s. n. m. (Población El Novillo) (Tabla 5). Al superponer los registros conocidos de *Dioon vovidesii* en el mapa de uso de suelo y vegetación en México de INEGI (serie VII) (INEGI, 2018) se encontró que esta especie se distribuye en los siguientes tipos de vegetación: Selva baja caducifolia (Bosque tropical caducifolio), Bosque de encino (Bosque de Quercus) y Matorral subtropical (Matorral xerófilo), en orden de mayor a menor frecuencia respectivamente (Rzedowski y Huerta, 1978). La mayoría de los sitios de registros han tenido impacto antropogénico, y presentan remanentes de poblaciones alguna vez más abundantes, donde permanecen individuos en parches de vegetación secundaria arbórea o arbustiva (INEGI, 2018) (Tabla 5).

Tabla 5. Características bióticas y abióticas de las poblaciones de *Dioon vovidesii*, obtenida a través de la exploración de las capas de información geográfica de México y Sonora de INEGI y de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) y el “Continuo de Elevaciones Mexicano 3.0 de INEGI” (Apéndice B).

Población	Suelo	Formula climática	Régimen de lluvia	Oscilación térmica	Precipitación promedio anual (mm)	Temperatura promedio anual (°C)	Altitud (m s. n. m.)	Uso de suelo y vegetación
Rancho de la Cueva	Leptosol esquelético lítico	BS <sub>1</sub> hw(x')	Verano	Muy extremoso	387-554	20.54-22.54	950	Matorral subtropical
Cañada de la Leona	Leptosol eutrítico esquelético	C(w <sub>0</sub> )(x')	Verano	Extremoso	554-742	17.03-18.66	1397	Bosque de encino
Peñón de las Iglesias	Leptosol eutrítico esquelético	(A)C(w <sub>0</sub> )(x')	Verano	Extremoso	554-742	17.03-18.66	1174	Bosque de encino
Soyopa	Leptosol esquelético lítico	BS <sub>1</sub> hw(x')	Verano	Muy extremoso	554-742	20.54-22.54	875	Vegetación secundaria arbórea de Selva baja caducifolia
El Novillo	Cambisol esquelético léptico	BS <sub>1</sub> (h')hw(x')	Verano	Muy extremoso	554-742	22.54-24.80	376	Vegetación secundaria arbustiva de Matorral subtropical
Bacanora-El Novillo	Leptosol esquelético lítico	(A)C(w <sub>0</sub> )(x')	Verano	Muy extremoso	554-742	20.54-22.54	861	Selva baja caducifolia
Bacanora	Leptosol esquelético lítico	(A)C(w <sub>0</sub> )(x')	Verano	Extremoso	742-946	17.03-18.66	869	Selva baja caducifolia
Nuri	Leptosol mólico esquelético	(A)C(w <sub>0</sub> )(x')	Verano	Extremoso	742-946	20.54-22.54	404	Vegetación secundaria arbustiva de Selva baja caducifolia

Respecto a las características del hábitat de las poblaciones de *D. vovidesii* en la Sierra de Mazatán, Sonora, se creó un mapa de la ubicación de las poblaciones a lo largo del gradiente altitudinal (Figura 7). La población de la Cañada de la Leona fue la que se encontró a mayor altitud, junto con la del Peñón de las Iglesias, a 1397 y 1174 m s. n. m., respectivamente. La población de Rancho de la Cueva se encontró a 950 m s. n. m., siendo la ubicada a menor altitud. Esta diferenciación en altitud reflejó también cambios en el tipo de vegetación, tipo de clima, precipitación y temperatura promedio anual, pese a que las poblaciones se ubiquen a pocos kilómetros de distancia (Tabla 5). Las poblaciones de la Cañada de la Leona y Peñón de las Iglesias se encuentran presentes en la transición de Matorral subtropical (Matorral xerófilo) y Bosque de encino (Bosque de *Quercus*), mientras que en Rancho de la Cueva se encuentra en su totalidad en Matorral subtropical (Matorral xerófilo) (Rzedowski y Huerta, 1978).

Para evaluar lo encontrado por Garza (2018) en una población y nuestra hipótesis de la existencia de una preferencia de microhábitat por parte de los individuos de *D. vovidesii* en la Sierra de Mazatán, se contrastó la distribución observada de la ubicación de las plantas en el suelo de cada población contra la distribución esperada en caso de no existir preferencia. Al evaluar la bondad de ajuste entre la distribución observada y la distribución esperada, se encontró que en las tres poblaciones se rechazó la hipótesis nula de distribución esperada de acuerdo con la frecuencia de tipos de sustrato (Tabla 6). Las plantas de las tres poblaciones presentan, de manera general, preferencia por distribuirse en hendiduras y evidentemente ninguna se distribuye sobre rocas. Sin embargo, en la población de la Cañada de la Leona, la distribución esperada y la observada en la categoría “suelo” es similar, sugiriendo que las plantas se establecen de acuerdo con la frecuencia de este tipo de sustrato. En contraste, en el Peñón de las Iglesias, no se registraron plantas creciendo en suelo. La Tabla 7 muestra los porcentajes de plantas que se encuentran distribuidos sobre las diferentes categorías de sustratos, donde se observa la preferencia sobre hendiduras de rocas a pesar de su limitada disponibilidad dentro del área donde se encuentran las poblaciones.

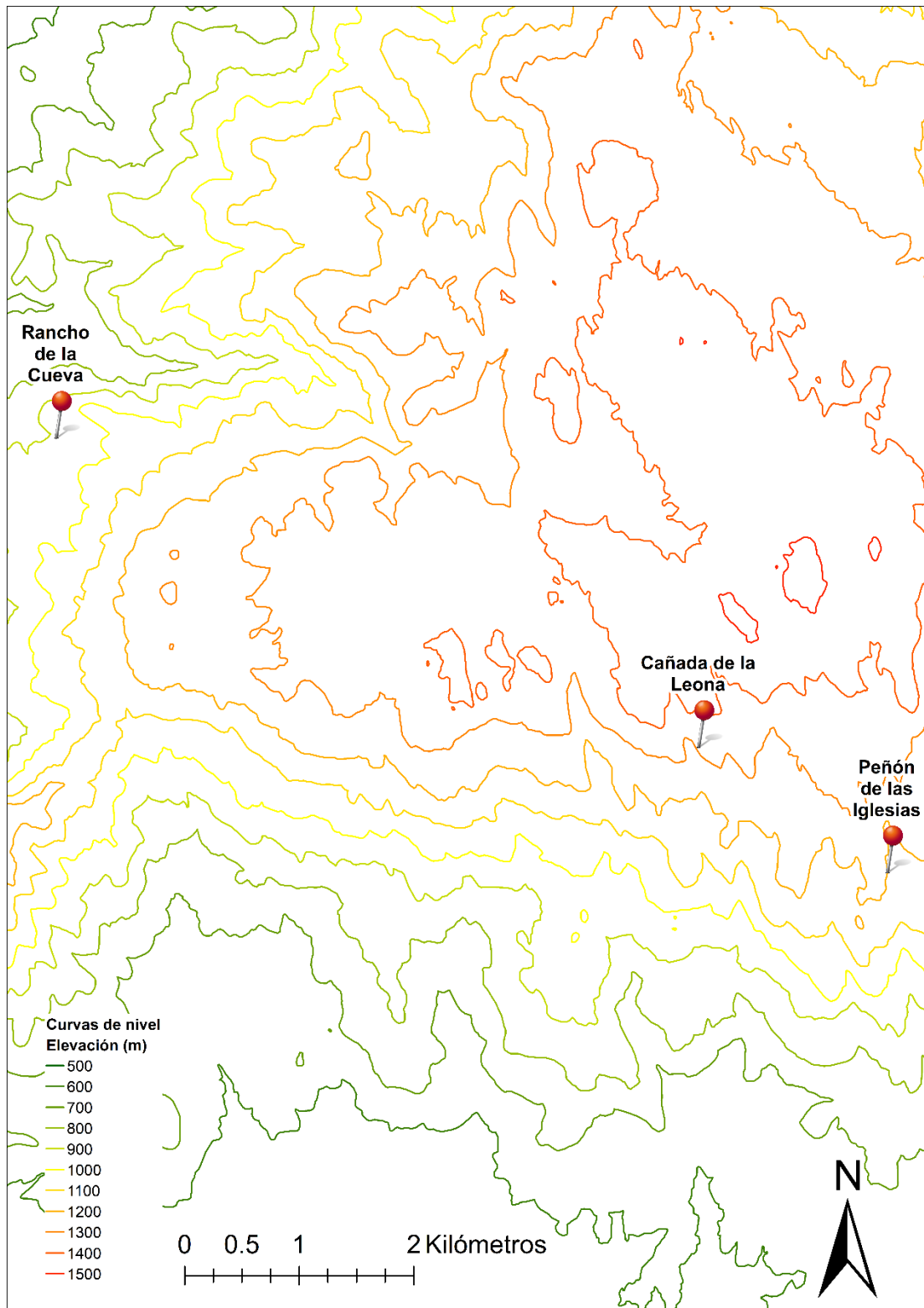


Figura 7. Distribución de las tres poblaciones conocidas de *Dioon vovidesii* a lo largo del gradiente altitudinal de la Sierra de Mazatán, Sonora, México. Las marcas rojas representan la ubicación de las poblaciones.



Tabla 6. Resultados de la evaluación de preferencia de microhábitat en las poblaciones de *Dioon vovidesii*.  $\alpha = 0.05$ .  $gl = 2$ . Valor crítico: 5.991.

<b>Cañada de la Leona</b>				
Tipo de sustrato	Hendidura	Roca	Suelo	Total
Plantas esperadas	4.54	72.55	42.91	120 plantas
Plantas observadas	86	0	34	
$\chi^2$	1459.61	72.55	1.85	<b>1534.01</b>
<b>Peñón de las Iglesias</b>				
Tipo de sustrato	Hendidura	Roca	Suelo	Total
Plantas esperadas	0.96	15.82	17.22	34 plantas
Plantas observadas	34	0	0	
$\chi^2$	1130.15	15.82	17.22	<b>1163.18</b>
<b>Rancho de la cueva</b>				
Tipo de sustrato	Hendidura	Roca	Suelo	Total
Plantas esperadas	0.66	16.63	17.71	35 plantas
Plantas observadas	22	0	13	
$\chi^2$	692.22	16.63	1.25	<b>710.10</b>

Tabla 7. Porcentaje de plantas ubicados en las distintas categorías de sustrato en las poblaciones de *Dioon vovidesii*.

	<b>Hendidura</b>		<b>Roca</b>		<b>Suelo</b>	
	Esperado	Observado	Esperado	Observado	Esperado	Observado
<b>Cañada de la Leona</b>	3.79 %	71.67 %	60.45 %	0 %	28.33 %	25.98 %
<b>Peñón de las Iglesias</b>	2.84 %	100 %	46.52 %	0 %	50.64 %	0 %
<b>Rancho de la Cueva</b>	1.88 %	62.86 %	47.52 %	0 %	50.60 %	37.14 %

Dentro de la evaluación del MER, las características del hábitat (Criterio B) suman un valor de 0.11 puntos para *D. vovidesii* (Tabla 11, DOF, 2010). Este valor es menor al aportado por el criterio A (Características de distribución geográfica): 0.73. Este valor fue obtenido debido a la limitada información que se posee sobre las poblaciones, exceptuando las ubicadas en la Sierra de Mazatán, por lo que es recomendable el estudio de las características del hábitat en toda la distribución de *D. vovidesii*.

### *Vulnerabilidad biológica intrínseca*

Al realizar los censos poblacionales, se encontró un tamaño de 120, 34 y 35 individuos en las poblaciones de la Cañada de la Leona, Peñón de las Iglesias y Rancho de la Cueva, respectivamente (Figura 8). Para la población del Peñón de las Iglesias podemos observar que, sin tomar en cuenta a las plántulas, existe una mayor cantidad de individuos en las categorías de tamaño inferiores (I y II, plantas sin tallo y de 1 a 40 cm), y que va disminuyendo conforme incrementan el tamaño de las categorías. Para la Cañada de la Leona, con excepción de la categoría IV, donde hay un ligero aumento, se aprecia una disminución gradual en la abundancia conforme aumenta el tamaño de las plantas. En contraste, para el Rancho de la Cueva, no se observa un patrón decreciente en la abundancia conforme aumenta el tamaño de las plantas (Figura 8). Sin embargo, las estructuras de las poblaciones no difieren significativamente entre sí ( $\chi^2 = 14.516$ ,  $df = 12$ ,  $P > 0.005$ ).

Por otro lado, los análisis demográficos se realizaron considerando a estas tres poblaciones como una sola, dando en total una “población” de 189 individuos. En la Tabla 9 se muestra la Matriz de Lefkovitch ( $L$ ) resultante de los procesos demográficos ocurridos durante el periodo de estudio. Se encontró una baja sobrevivencia en plántulas, pero conforme aumentó el tamaño de la planta también incrementó su probabilidad de sobrevivir. La tasa finita de crecimiento mostró un valor cercano al equilibrio ( $\lambda = 0.94$ ), al igual que su intervalo de confianza ( $\pm 95 \% = 0.89-1$ ). La distribución de la estructura estable (vector  $w$ ) mostró que cerca del 60% de los individuos pertenecen a la categoría de tamaño más pequeña (plántulas), con una mínima cantidad de individuos en las categorías de mayor tamaño, exceptuando a la categoría de tamaño mayor (VI) (Tabla 8; Figura 9). La distribución observada difiere significativamente del patrón de distribución de estructura estable para todas las clases ( $\chi^2 = 970.77$ ,  $df = 6$ ,  $P < 0.005$ ).

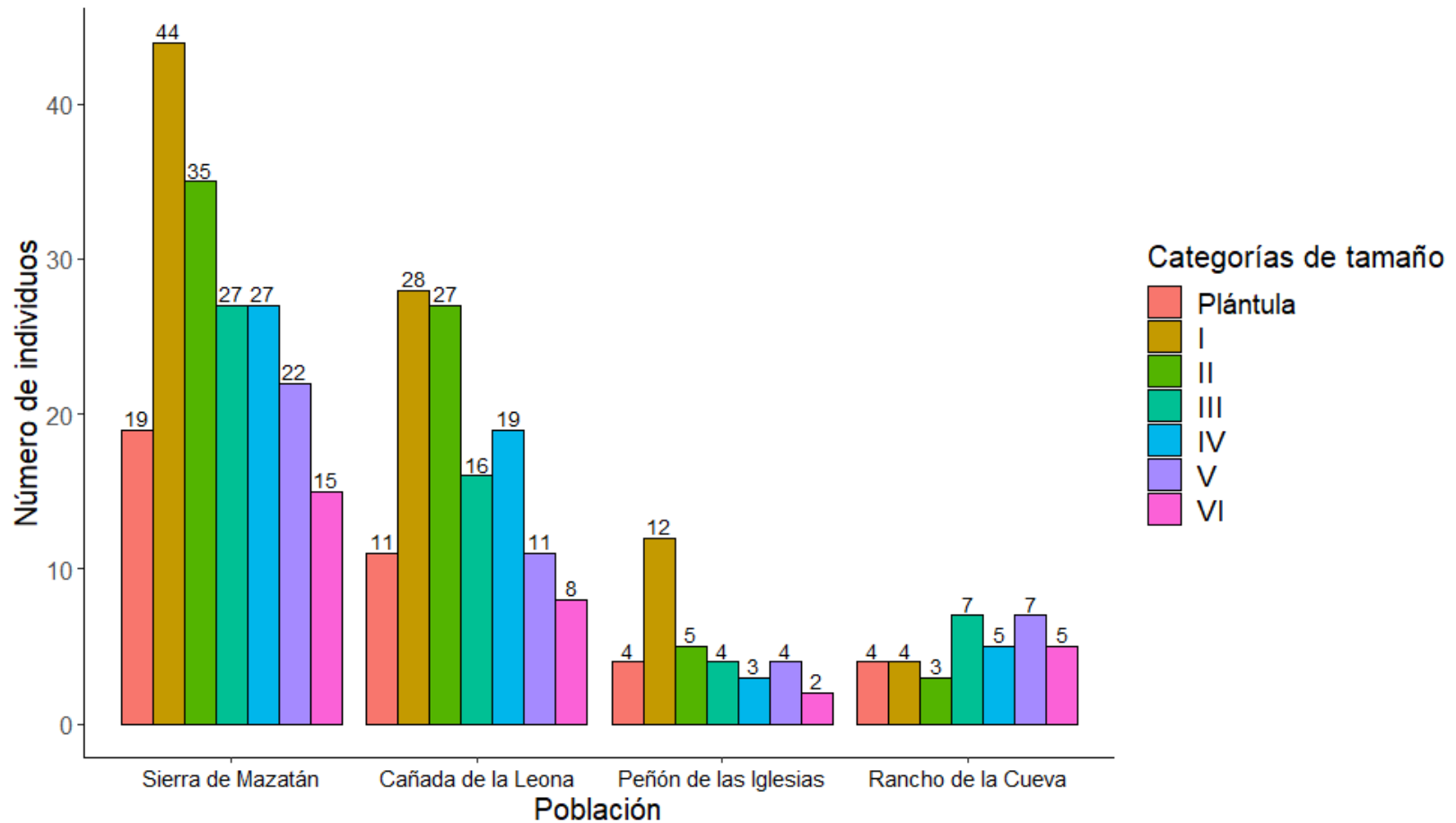


Figura 8. Distribución de los individuos en las categorías de tamaño de las poblaciones de *D. vovidesij*. La población señalada como “Sierra de Mazatán” representa la suma de las tres poblaciones estudiadas. I= Plantas sin tallo, II= Plantas cuya suma de longitud de los tallos se encuentra entre 1 y 40 cm, III= Plantas cuya suma se encuentra entre 41 y 80 cm, IV= Plantas cuya suma se encuentra entre 81 y 120 cm, V= Plantas cuya suma se encuentra entre 121 y 160 cm, VI= Plantas cuya suma es mayor que 160 cm (VI).

Se contabilizaron un total de 17 conos femeninos: dos conos en la categoría “I”, un cono en las categorías de tamaño “II” y “III”, seis conos en la categoría “IV”, 5 conos en la categoría “V” y 2 conos en la categoría “VI”. El promedio del cálculo de semillas producidas por cono fue  $84 \pm 34$  semillas (36 – 179). Entre más grande fue el individuo, mayor fue la producción de conos femeninos, y más grandes fueron éstos. Se estimó un reclutamiento efectivo de 0.005, siendo producto de la división del registro de siete plántulas nuevas entre la estimación de una producción de  $\approx 1424$  semillas. La proporción de sexos, calculada a partir de la identificación de estructuras reproductivas, presentó una mayor frecuencia de plantas femeninas (1♂:1.5♀). El valor reproductivo (vector  $v$ ), aumentó conforme aumenta la categoría de tamaño, a excepción de la categoría VI, en la que se reduce en comparación de la categoría anterior (Figura 10, Tabla 8).

Tabla 8. Matrices de Lefkovitch y Elasticidad para *Dioon vovidesii* en el periodo de tiempo 2020-2021.  $w$  = distribución estable de categorías de tamaño,  $v$  = valor reproductivo de cada categoría de tamaño,  $PD$  = proceso demográfico,  $F$  = fecundidad,  $C$  = crecimiento,  $E$  = estasis,  $E\%$  = valor de elasticidad expresado en porcentaje,  $\lambda$  = tasa finita de crecimiento.

Matriz	Plántula	I	II	III	IV	V	VI	$w$	$v$	
L	0.3158	0.4967	0.2488	0.4268	2.7558	2.1248	1.0650	0.568	1	
	0.0526	0.7500						0.155	11.92	
		0.0227	0.8571					0.041	79.45	
			0.0286	0.8889				0.022	230.46	
				0.0370	0.8148			0.006	326.16	
					0.1111	0.9091		0.020	351.93	
						0.0909	0.9333	0.188	108.45	
E	0.0047	0.0020	0.0003	0.0002	0.0005	0.0011	0.0053	F	0.94	
	0.0094	0.0366						E	94.81	
		0.0074	0.0736					C	4.25	
			0.0071	0.1165						
				0.0069	0.0436				$\lambda$	0.94
					0.0064	0.1713				
					0.0053	0.5018				

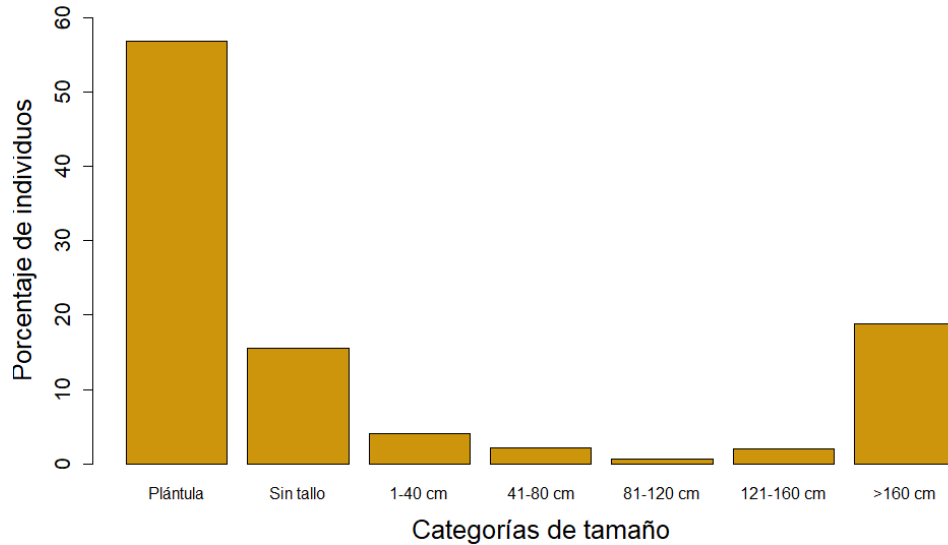


Figura 9. Distribución de la estructura estable (vector  $w$ ) de *Dioon vovidesii* en la Sierra de Mazatán, Sonora.

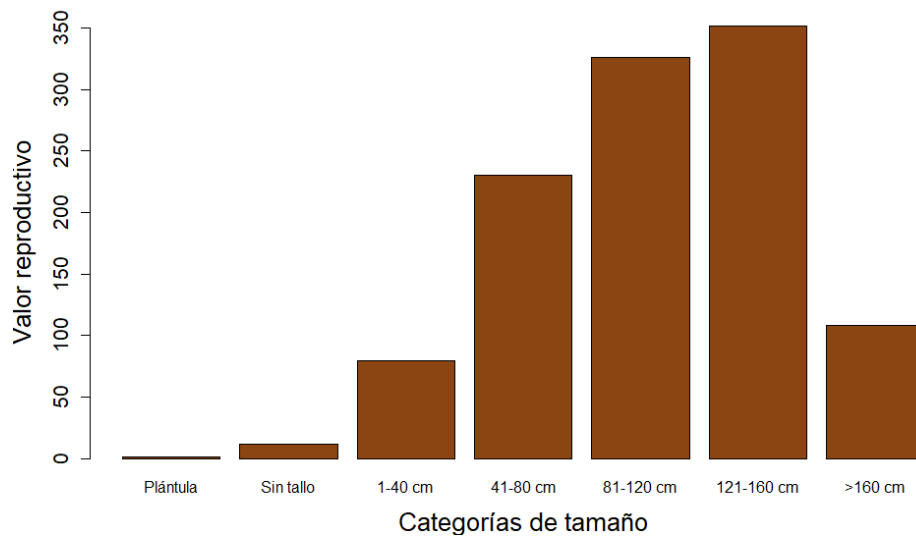


Figura 10. Distribución de los valores reproductivos (vector  $v$ ) de *Dioon vovidesii* en la Sierra de Mazatán, Sonora

Las entradas de la matriz de elasticidad (representadas como proporciones) sugieren que la dinámica poblacional está influenciada fuertemente por la sobrevivencia de las plantas establecidas (94.81 %), dado que la clase VI es la que mayor contribución tiene (50.18 %, Tabla 8). Esta gran contribución por el proceso demográfico de estasis puede ser explicado por la baja fecundidad y el lento crecimiento encontrado en *D. vovidesii*.

La vulnerabilidad biológica intrínseca, criterio C dentro de la evaluación del MER, obtuvo un valor de 0.48 puntos para *D. vovidesii* (Tabla 11, DOF, 2010). Este valor es mayor al aportado por las características del hábitat (Criterio B= 0.11) y menor al aportado por el criterio A (Características de distribución geográfica) = 0.73. Este valor obtenido es debido a la limitada información que se posee sobre la especie, por lo que son necesarios estudios y evaluaciones sobre características de historia de vida y ecología de *D. vovidesii*.

### *Impacto de la actividad humana*

En la evaluación del impacto potencial a las poblaciones asociado a la cercanía a asentamientos humanos se encontró que todas las poblaciones se encuentran cerca de algún tipo de construcción humana, dentro de un radio de 5 km (Tabla 9). Los tipos de evidencias de actividad humana encontrados fueron: áreas de cultivo, bordos, caminos, carreteras, cuerpos de agua artificiales, edificaciones, minas y localidades. La construcción más común encontrada fueron las edificaciones, con un total de 289, sobre todo de ranchos ganaderos. En contraste, las minas fueron la construcción menos frecuente, con un total de 3 de ellas, únicamente una se encuentra activa y las otras abandonadas. Las poblaciones ubicadas en la Sierra de Mazatán no están cercanas a carreteras, únicamente están cercanas a caminos rurales en distancias entre 140 metros y 2 km. Por otro lado, las demás poblaciones están muy cercanas a carreteras, desde 0.50 metros (Nuri) hasta 2.4 km (Bacanora). La población de Bacanora tuvo una menor frecuencia de tipos de construcciones humanas con un total de 4, mientras que la población con mayor frecuencia fue Bacanora-El Novillo, que sumó 7 tipos. Por otro lado, la población de Nuri se encuentra a menos de un metro de distancia de una carretera, siendo así la que tiene mayor cercanía a asentamientos humanos. El Peñón de las Iglesias fue la población con mayor distancia a una construcción humana, ubicándose a por lo menos 2 km de caminos y cuerpos de agua. De manera general, las poblaciones ubicadas en la parte centro y sur de la distribución de *D. vovidesii* se encuentran en mayor cercanía con más tipos y cantidad de asentamientos humanos (Tabla 9).

Tabla 9. Evidencia de actividades humanas en un radio de 5 kilómetros a las poblaciones de *Dioon vovidesii*. **Evidencia de actividad humana:** Cantidad de elementos por cada evidencia de actividad humana. **Distancia** = Distancia de la evidencia más cercana. **Bordo:** Obra hecha generalmente de tierra que sirve para la captación y el almacenamiento de agua. **Edificación:** Construcción permanente, en áreas abiertas, que sirve para diferentes usos. **Localidad:** Lugar ocupado con una o más edificaciones utilizadas como viviendas, las cuales pueden estar habitadas o no, este lugar es reconocido por un nombre dado por alguna disposición legal o la costumbre. **Banco de material:** Lugar de explotación en roca y depósitos recientes para la utilización en diversos fines. Definiciones tomadas de INEGI, 2013.

<b>Población</b>	<b>Evidencia de actividad humana</b>	<b>Distancia</b>
<i>Cañada de la Leona</i>	- 22 Bordos - 28 Caminos - 22 Cuerpos de agua - 30 Edificaciones - 4 Localidades	1.5 kilómetros
<i>Peñón de las Iglesias</i>	- 1 Área de cultivo - 24 Bordos - 40 Caminos - 23 Cuerpos de agua - 4 Edificaciones - 10 Localidades	2 kilómetros
<i>Rancho de la Cueva</i>	- 2 Áreas de cultivo - 18 Bordos - 39 Caminos - 18 Cuerpos de agua - 19 Edificaciones - 1 Mina - 2 Localidades	144 metros
<i>Soyopa</i>	- 7 Bordos - 23 Caminos - 3 Carreteras - 12 Cuerpos de agua - 34 Edificaciones - 2 Minas - 3 Localidades	408 metros
<i>El Novillo</i>	- 1 Banco de material - 2 Bordos - 22 Caminos - 7 Carreteras - 8 Cuerpos de agua - 38 Edificaciones - 3 Localidades	55 metros
<i>Bacanora - El Novillo</i>	- 7 Áreas de cultivo - 2 Bordos - 24 Caminos - 2 Carreteras - 2 Cuerpos de agua - 16 Edificaciones - 9 Localidades	18 metros
<i>Bacanora</i>	- 25 Caminos - 1 Carretera - 40 Edificaciones - 3 Localidades	413 metros
<i>Nuri</i>	- 14 Áreas de cultivo - 63 Caminos - 4 Carreteras - 3 Cuerpo de aguas - 68 Edificaciones - 5 Localidades	0.5 metros

Los escenarios de impacto antropogénico por fuego y saqueo ilegal en las poblaciones de *D. vovidesii* de la Sierra de Mazatán no presentaron cambios importantes en la tasa finita de crecimiento (Tabla 10). El escenario con una

reducción del 90 % del reclutamiento efectivo y la permanencia y crecimiento de plántulas presentó la tasa finita de crecimiento con menor valor de todos los escenarios ( $\lambda = 0.93342$ ).

Tabla 10. Tasas finitas de crecimiento resultantes de los 12 escenarios de impacto antropogénico en las poblaciones de *Dioon vovidesii* en la Sierra de Mazatán, Sonora.  $\lambda$  = Tasa finita de crecimiento del año 2020-2021, sin modificaciones.

<b>Fuego</b>	<b>Reducción en reclutamiento efectivo</b>		
<b>Reducción en permanencia y crecimiento de plántulas</b>	30 %	60 %	90 %
30 %	0.93789	0.93607	0.93406
60 %	0.93577	0.93477	0.93371
90 %	0.93391	0.93367	0.93342
<b>Saqueo ilegal</b>	<b>Reducción en plántulas</b>		
30 %	0.93962		
60 %	0.93672		
90 %	0.93415		
$\lambda$	<b>0.94315</b>		

El criterio D del MER (impacto de la actividad humana), obtuvo un valor de 0.40 puntos para *D. vovidesii* (Tabla 11, DOF, 2010). El valor obtenido puede ser debido a que los resultados de las evaluaciones sobre el impacto de la actividad humana en *D. vovidesii* no son aplicables dentro del criterio D del MER, ya que éste no considera dentro de sus factores de riesgo la cercanía a actividades humanas o simulaciones de impacto antropogénico (DOF, 2010). La suma de todos los criterios evaluados por el MER da en total una puntuación de 1.72 para *D. vovidesii* ( $A = 0.73 + B = 0.11 + C = 0.48 + D = 0.40$ ), asignando a la especie en la categoría “Amenazada” (Tabla 11, DOF, 2010).



Tabla 11. Puntaje para *Dioon vovidesii* según el Método de Evaluación del Riesgo de Extinción de las Especies Silvestres en México.

Factor	Puntaje
Extensión de distribución: Área de distribución ocupa más de 1 km <sup>2</sup> pero ≤1 % del territorio nacional	3
Número de poblaciones: Entre 4 y 8	2
Número de provincias biogeográficas: 1, Provincia de Sonora	3
Representatividad de la distribución en el territorio mexicano: Distribución no periférica o extralimital	0
<b>Subtotal del Criterio A (Características de la distribución geográfica)</b>	<b>8 ÷ 11 = 0.73</b>
Tipos de vegetación donde se encuentra presente: 3	1
Presencia en hábitat especializado permanente: No	0
Permanencia de poblaciones es dependiente de hábitat primario: No	0
Permanencia de poblaciones requiere perturbación particular: No	0
Amplitud de intervalo altitudinal: Mayor o igual que 1000 m	0
<b>Subtotal del Criterio B (Características del hábitat)</b>	<b>1 ÷ 9 = 0.11</b>
Número total de individuos: 501 – 5,000	2
Reclutamiento: Observaciones en algunas poblaciones	2
Atributos demográficos: Sin densodependencia, Hay clonalidad, Decrecimiento poblacional, Sin varianza grande en fecundidad, Dioicidad, Reproducción sincrónica, Producción de pocos propágulos	4
Variación molecular: Alta	0
Estructura genética molecular: Alta	0
Cantidad de variación genética: Alta	0
Nivel de diferenciación entre poblaciones: Alta	1
Requerimiento de “nodriza” para establecimiento: No	0
Requerimiento de hospedero: No	0
Requerimiento de polinizador específico: Si	1
Presencia de dispersor específico: Si	1
Presencia de mirmecofilia obligada: No	0
Dependencia estricta a micorrizas: No	0
Afectación importante por depredadores o patógenos: No	0
<b>Subtotal de Criterio C (Vulnerabilidad biológica intrínseca)</b>	<b>11 ÷ 23 = 0.48</b>
Afectación por alteración antrópica del hábitat: Es perjudicada por el disturbio	1
Nivel de impacto de actividades humanas sobre hábitat: Impacto fuerte en algunas o moderado en todas las poblaciones	2
Evidencia de deterioro en calidad o extensión del hábitat como efecto de cambios globales o previsión de cambio drástico de uso de suelo: No	0
Impacto del uso sobre la especie: Impacto fuerte en algunas o moderado en todas las poblaciones	2
Cultivado o propagado ex situ: Si	-1
<b>Subtotal del criterio D (Impacto de la actividad humana)</b>	<b>4 ÷ 10 = 0.40</b>
<b>Puntaje total = 1.72 (Amenazada)</b>	

## DISCUSIÓN

Debido a que las evaluaciones realizadas en este trabajo fueron hechas en dos escalas espaciales (rango de distribución de la especie y poblaciones en la Sierra de Mazatán), la discusión estará dividida en dos secciones.

### Nivel *Dioon vovidesii*

#### *Características de la distribución geográfica*

Se identificaron un total de 8 poblaciones de *Dioon vovidesii*, cumpliendo una de las tres condiciones necesarias para ubicar a la especie en la categoría “Vulnerable” según el criterio B (Distribución geográfica) de la Lista Roja de la IUCN (IUCN, 2019). Las especies mexicanas de cícadas evaluadas según los criterios de la Lista Roja, *Zamia prasina* y *Ceratozamia miqueliana*, poseen una mayor cantidad de poblaciones, con un total de 10 y 21 poblaciones respectivamente (Carvajal-Hernández et al., 2020; Montalvo-Fernández et al., 2020). *Dioon vovidesii* presenta un mayor número de poblaciones en comparación con *Zamia inermis*, clasificada en la Lista Roja como “En peligro crítico” (Octavio-Aguilar et al., 2017; Bösenberg, 2022c). En contraste, *Ceratozamia fuscoviridis* es la cícada mexicana con mayor cantidad de poblaciones registradas, contado con 29 poblaciones y siendo clasificada como “En peligro” según los criterios de la Lista Roja (Pulido et al., 2015; Martínez-Domínguez y Nicolalde-Morejón, 2022). Dentro del género *Dioon* existen especies que solo tienen desde 2 poblaciones conocidas (*D. angustifolium* y *D. planifolium*) hasta 15 – 20 poblaciones registradas para *D. edule* (Cabrera-Toledo et al., 2019; Chemnick y Gregory, 2022a, b). Finalmente, respecto a la especie hermana de *D. vovidesii*, Gutiérrez-Ortega y colaboradores (2021) reportaron un total de 9 registros de poblaciones de *D. sonorensis*.

Para *D. vovidesii*, se estimó una extensión de presencia (EOO) de 3,624.95 km<sup>2</sup>, un área de ocupación (AOO) de 32 km<sup>2</sup> y cumpliendo con las condiciones a [Severamente fragmentada] y b [Disminución continua proyectada] necesarias para asignar una categoría de riesgo bajo el criterio B (IUCN, 2019), ubicando a la

especie en la categoría “En peligro” de acuerdo con los criterios B1 y B2 de la Lista Roja (IUCN, 2019). Estos valores son reducidos en comparación de lo encontrado en las especies mexicanas de cícadadas evaluadas según los criterios de la Lista Roja, *Zamia prasina* (EOO = 168,970 km<sup>2</sup>, AOO de 300 km<sup>2</sup>, sin cumplir ninguna condición de criterio B, categoría = LC) y *Ceratozamia miqueliana* (EOO = 7065 km<sup>2</sup> y AOO: 76 km<sup>2</sup>, cumpliendo condición a y b, categoría: EN) (Carvajal-Hernández et al. 2020; Montalvo-Fernández et al., 2020). De acuerdo con lo encontrado por Castillo-Lara y colaboradores (2018), *Ceratozamia zaragozae* posee una EOO de 113.8 km<sup>2</sup>, una AOO de 10 km<sup>2</sup> y cumple con condiciones a y b, lo cual es menor que lo encontrado para *D. vovidesii*. Dentro del género *Dioon*, *D. rzedowskii* es la que posee la EOO menor, de tan solo 25 km<sup>2</sup>, y estando clasificada como una especie “En peligro” según los criterios de la Lista Roja (Criterio B, condiciones a y b) (Vovides et al., 2022). En comparación con su especie hermana, *D. sonorensis* (sin riesgo según criterio B) tiene reportada una EOO de 6883 km<sup>2</sup>, casi el doble que *D. vovidesii* (Bösenberg, 2022b).

El criterio de características de la distribución geográfica del MER dicta que entre menos sea el porcentaje que ocupa el área de ocupación de la especie en comparación del territorio nacional, mayor será su riesgo a la extinción (DOF, 2010). El área de ocupación de *D. vovidesii* representa menos del 1 % del territorio nacional, estatal y municipal (Tabla 4). En cuanto a la representatividad de las tres poblaciones ubicadas en la Sierra de Mazatán, éstas de igual manera representan menos del 1 % del total del área de esta sierra (entre 128 a 191 km<sup>2</sup>) (Arriaga et al., 2000; CONANP, 2012). Sin embargo, esta representatividad está basada en el tamaño de celda estándar propuesto por la Lista Roja, siendo celdas de 2 km × 2 km (4 km<sup>2</sup>) por cada registro de poblaciones. Se ha encontrado que, para plantas con hábitats especializados, el tamaño de celda estándar para el cálculo del AOO sobreestima el área que ocupan las especies y lleva a la subestimación de su vulnerabilidad a la extinción (Manawaduge et al., 2020). Al considerar un tamaño de celda de 1 km × 1 km (utilizada por Manawaduge et al., 2020) y 0.1 km × 0.1 km (más adecuada a lo observado en las poblaciones evaluadas en este estudio), *D. vovidesii* puede ser clasificada como una especie “En peligro crítico” según el criterio

B2 de la Lista Roja y suma puntos para la elevación a una categoría de riesgo superior según el MER (DOF, 2010; IUCN, 2019). No obstante, utilizando el tamaño de celda estándar (4 km<sup>2</sup>) y cumpliendo con las condiciones a [Severamente fragmentada] y b [Disminución continua proyectada]), *D. vovidesii* se encontraría bajo la categoría “En Peligro” en la Lista Roja según el criterio B1 y B2 (IUCN, 2019).

De acuerdo con Gutiérrez-Ortega y colaboradores (2021), existen un total de 14 registros de poblaciones de *D. vovidesii*. Sin embargo, en la revisión y depuración de los registros de la especie realizada en este trabajo, solo se consideraron ocho. No obstante, consideramos que existen cinco registros que pese a la falta de información confiable o inexactitud en las coordenadas y que fueron descartados en este estudio, podrían representar poblaciones existentes de *D. vovidesii*. Se recomienda la futura exploración de estos registros para su estudio y protección, pudiendo constituir poblaciones de mayor tamaño o con alto valor en cuanto a diversidad genética.

#### *Características del hábitat*

*Dioon vovidesii* habita en tres tipos de climas: 1) climas semicálidos templados ((A)C), 2) Cálidos y semicálidos secos (BS1) y 3) Climas templados (C), de acuerdo con la clasificación de Köppen (1936), modificada por García (1964) e INEGI (1980). En comparación con otras cícadas mexicanas, *Ceratozamia matudae* y *C. mirandae* se encuentran en sitios con climas cálidos húmedos y sub-húmedos (Pérez-Farrera y Vovides, 2004; Pérez-Farrera et al., 2006). Respecto a especies del mismo género, *D. edule*, *D. purpusii* y *D. merolae* habitan en climas cálidos y semicálidos, como lo encontrado para *D. vovidesii* (Yáñez-Espinosa y Sosa-Sosa, 2007; Lázaro-Zermeño et al., 2012; Rubio-Méndez et al., 2021). *Dioon sonorensis* habita sitios con clima cálidos, semiáridos, climas encontrados en algunas poblaciones de *D. vovidesii* con vegetación de Matorral subtropical (Rancho de la Cueva) y Selva baja caducifolia (Soyopa y El Novillo) (Tabla 5; Álvarez-Yépez et al., 2011; Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álamos Río Cuchujaqui, 2011). *Dioon vovidesii* habita en

climas en los que se han encontrado otras especies de cícadadas mexicanas, del género *Dioon* y de su especie hermana, *D. sonorensis*.

La precipitación media anual encontrada en los sitios donde están las poblaciones de *Dioon vovidesii* es de 387 a 946 mm. Esta precipitación es mucho menor en comparación con lo encontrado para las especies mexicanas *Ceratozamia matudae* (2870 mm; Pérez-Farrera y Vovides, 2004) y *C. zaragozae* (1600 a 2350 mm; Castillo-Lara et al., 2018), pero dentro de los rangos encontrados para *C. mirandae* (300 a 1600 mm; Pérez-Farrera et al., 2006). Dentro del mismo género, *D. edule* (700 a 1,500 mm) y *D. merolae* (500 a 2500 mm) habitan en sitios con regímenes de lluvia más altos y amplios, *D. angustifolium* se encuentra en sitios que tienen un régimen de lluvia similar (586 a 754 mm) y *D. caputoi* habita el régimen de lluvia más severo en el género (319 mm) (Cabrera-Toledo et al., 2012; Lázaro-Zermeño et al., 2012; Rubio-Méndez et al., 2019; Rubio-Méndez et al., 2021). Por su parte, *D. sonorensis* crece con un régimen de lluvia similar a lo encontrado a *D. vovidesii* (614.4 a 712 mm), especialmente en las poblaciones que habitan en selva baja caducifolia (Álvarez-Yépiz et al., 2011; Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álamos Río Cuchujaqui, 2011).

El rango de temperatura promedio anual en el hábitat de *D. vovidesii* fue de 17–25 °C. Este rango es similar a lo encontrado en otras cícadadas mexicanas (Pérez-Farrera y Vovides, 2004; Pérez-Farrera et al., 2006), en especies pertenecientes al género *Dioon* (Yáñez-Espinosa y Sosa-Sosa, 2007; Lázaro-Zermeño et al., 2012; Cabrera-Toledo et al., 2019; Rubio-Méndez et al., 2021) y a *D. sonorensis* (Álvarez-Yépiz et al., 2011; Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álamos Río Cuchujaqui, 2011).

En cuanto al rango altitudinal, las poblaciones de *D. vovidesii* se encontraron ubicadas de 376 a 1397 m s.n.m. Otras especies mexicanas poseen rangos más amplios y por encima de los 1400 m s.n.m. (*Ceratozamia matudae*, Pérez-Farrera y Vovides, 2004; *C. mirandae*, Pérez-Farrera et al., 2006; *C. zaragozae*, Castillo-Lara et al., 2018). Dentro del género, *D. angustifolium* posee un rango altitudinal similar (200 a 1,500 m s.n.m., Rubio-Méndez et al., 2019), al igual que *D. sonorensis* (500

a 1200 m s.n.m., Álvarez-Yépiz et al., 2011; Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álamos Río Cuchujaqui, 2011). Gutiérrez-Ortega y colaboradores (2021) encontraron que no existen diferencia entre los rangos altitudinales entre *D. vovidesii* y *D. sonorensis*.

*Dioon vovidesii* se encontró principalmente en el tipo de suelo Leptosol, siendo suelos con menos de 25 cm de espesor o con más de 80 % de su volumen ocupado por rocas o gravas. Es común encontrar poblaciones del género *Dioon* en sitios con suelo del tipo Litosol (o Leptosol), con texturas gruesas y poca profundidad (González-Espinosa et al., 2010; Álvarez-Yépiz et al., 2011; Rubio-Méndez et al., 2019). Se ha propuesto que las cícadas habitan este tipo de suelo en ambientes extremos como resultado de la competencia con especies de angiospermas (Lázaro-Zermeño et al., 2012; Álvarez-Yépiz et al., 2014).

Respecto al tipo de vegetación, *D. vovidesii* se encuentra ubicado principalmente en Selva baja caducifolia (Bosque tropical caducifolio), Bosque de encino (Bosque de *Quercus*) y Matorral subtropical (Matorral xerófilo) (Rzedowski y Huerta, 1978, INEGI, 2018). Las especies mexicanas del género *Ceratozamia* habitan los mismos tipos de vegetación, además de formar parte de la vegetación propia de ambientes más húmedos y de mayor altitud como el Bosque mesófilo de montaña (Rzedowski y Huerta, 1978, Pérez-Farrera y Vovides, 2004; Pérez-Farrera et al., 2006; Castillo-Lara et al., 2018). De la misma manera, *D. vovidesii* habita los mismos tipos de vegetación que otras especies del género como *D. edule* (Rubio-Méndez et al., 2021), *D. purpusii* (Yáñez-Espinosa y Sosa-Sosa, 2007), *D. merolae* (Cabrera-Toledo et al., 2012), *D. caputoi* (Cabrera-Toledo et al., 2019), *D. angustifolium* (Rubio-Méndez et al., 2019) y *D. sonorensis* (Álvarez-Yépiz et al., 2011).

De manera general, *D. vovidesii* no se encuentra en hábitats muy diversos, como sucede en otras especies mexicanas como *D. merolae* (Lázaro-Zermeño et al., 2012). Esto puede estar relacionado tanto con lo reducido de su área de distribución como con el escaso número de poblaciones (Tabla 4). Sumado a esto, Gutiérrez-Ortega y colaboradores (2021) encontraron que *D. vovidesii* tiene una

amplitud de nicho menor que su especie hermana *D. sonorensis*. La estacionalidad de la temperatura fue encontrada como la característica del hábitat que diferencia a *D. vovidesii* de *D. sonorensis*, estando la primera presente en hábitats con menor precipitación y mayor estacionalidad (Gutiérrez-Ortega et al., 2021). A pesar de no poseer características de hábitat que la diferencien de otras especies mexicanas o de su especie hermana, *D. vovidesii* es vulnerable a la extinción dada su limitada área de ocupación y reducida amplitud de nicho (Gutiérrez-Ortega et al., 2021).

### *Impacto de la actividad humana*

Todas las poblaciones de *D. vovidesii* se encuentran dentro de un radio de 5 km de distancia de algún tipo de construcción humana (Tabla 9). La evidencia disponible indica que, para las cícadas, una baja calidad de hábitat, menor área de extensión y número de individuos se relaciona con mayor impacto antropogénico en la cercanía a las poblaciones (López-Gallego, 2008; Velasco-García et al., 2016). Sumado a esto, en conjunto las evidencias de actividad humana en cercanía a las poblaciones de *D. vovidesii* representan un disturbio ambiental crónico, el cuál a largo plazo, puede ser igual de destructivo que actividades como el desmonte o destrucción directa de las poblaciones (Martorell y Peters, 2005). Por lo tanto, las poblaciones de *D. vovidesii* pueden presentar una alta vulnerabilidad a la extinción dado el tipo y cantidad de evidencias de actividad humana.

Los tipos de evidencias de actividad humana cercanas a las poblaciones de *D. vovidesii* son similares a las asociadas como principales amenazas para las especies de cícadas mexicanas: fragmentación de hábitat y cambio de uso de suelo por actividades agrícolas y ganaderas, quemas controladas o incendios y colecta de semillas, hojas e individuos (González-Espinosa et al., 2010; Velasco-García et al., 2016; Cabrera-Toledo et al., 2019). Se ha señalado que la mayor amenaza para las cícadas en Mesoamérica es la destrucción de hábitat (Donaldson, 2003), la cual ha estado asociada al cambio de uso de suelo para actividad agrícola y ganadera en poblaciones de cícadas del género *Dioon* en México (Velasco-García et al., 2016; Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álamos Río Cuchujaqui, 2011). Los

ranchos ganaderos fueron la construcción cercana más común a las poblaciones de *D. vovidesii* (Tabla 9). La cercanía de actividades ganaderas podría hacer a las poblaciones vulnerables a diversos procesos como fragmentación de hábitat, reducción de la calidad de hábitat y densidad de individuos por población (Velasco-García et al., 2016).

Las principales amenazas para la sobrevivencia de *D. sonorensis* asociadas con el impacto antropogénico son la fragmentación de hábitat por actividad ganadera, aprovechamiento de recursos maderables en las poblaciones ubicadas en bosque de encino, los efectos de fuegos inducidos o naturales y la colecta ilegal para comercio o saborización de alcohol (Álvarez-Yépiz et al., 2011; Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álamos Río Cuchujaqui, 2011). Gran parte de estas amenazas tuvieron impacto o continúan afectando a las poblaciones de *D. vovidesii* antes consideradas o clasificadas como *D. sonorensis* (Gutiérrez-Ortega et al., 2018a). Las poblaciones de la Sierra de Mazatán (Cañada de la Leona, Peñón de los Iglesias y Rancho de la Cueva) tienen señales claras de actividad humana en su mayoría relacionadas con actividades ganaderas, como bordos y cuerpos de agua para el ganado, construcciones en su mayoría constituyendo ranchos ganaderos y caminos rurales (Tabla 9). Desde el año 2012 existe la propuesta de convertir la Sierra de Mazatán en un Área de protección de Flora y Fauna, junto con el compromiso y apoyo de los habitantes locales para la reducción del impacto generado por actividades agrícolas y ganaderas (CONANP, 2012). Por lo tanto, las poblaciones de *D. vovidesii* de la Sierra de Mazatán tendrían mayor protección y se beneficiarían si la Sierra se decretara como área natural protegida (CONANP, 2012; Gutiérrez-Ortega et al., 2014).

A diferencia de lo encontrado en la Sierra de Mazatán, las poblaciones de *D. vovidesii* ubicadas en el centro del estado de Sonora presentan mayor evidencia de disturbios antropogénicos. Las poblaciones de Soyopa, El Novillo, Bacanora - El Novillo, Bacanora y Nuri se encuentran cercanas a carreteras y edificaciones no rurales con población permanente (Tabla 9). Sumado a esto, estas poblaciones se ubican a una menor distancia de las evidencias de actividad humana (carreteras),



entre 413 (Bacanora) y 0.5 metros (Nuri). Gutiérrez-Ortega y colaboradores (2014) reportaron que, en las poblaciones de El Novillo, El Novillo-Bacanora y Nuri existe un número reducido de individuos asociado a la colecta ilegal y a la cercanía que estas poblaciones tienen a asentamientos humanos. Bacanora fue la población en el centro de Sonora con menor cantidad de evidencia de actividad humana, además de ser la que se encontraba a mayor distancia de esta (413 metros, Tabla 9). Dado los resultados encontrados respecto a impacto antropogénico y el tamaño poblacional reportado por Gutiérrez-Ortega y colaboradores (2014, 2018b) (60 individuos en 2014, 30 individuos en 2018), se sugiere el estudio y la protección de la población de Bacanora para reducir su riesgo de extirpación.

### Nivel Sierra de Mazatán

#### *Características del hábitat*

Las poblaciones de *Dioon vovidesii* en la Sierra de Mazatán se ubican en dos grupos: las poblaciones que se encuentran por encima de los 1000 m s.n.m. (Cañada de la Leona y el Peñón de las Iglesias) y la población que se ubica a menos de 1000 m s.n.m. (Rancho de la Cueva) (Figura 7). Aunque estos dos grupos de poblaciones se ubiquen a solo 6 km de distancia, se distribuyen dentro de condiciones ecológicas distintas (Tabla 5; Gutiérrez-Ortega et al., 2014). Esta diferenciación ecológica dentro de la misma Sierra hace deseable la protección de estas poblaciones para poder salvaguardar la diversidad genética adaptativa que podrían poseer (Gutiérrez-Ortega et al., 2018b).

Los individuos de *D. vovidesii* en las poblaciones de la Sierra de Mazatán se distribuyen preferentemente en hendiduras de roca (Tabla 6 y 7). El caso más extremo de este patrón de distribución se encontró en la población de Peñón de las iglesias, donde no se encontró ninguna planta creciendo sobre el suelo. La distribución asociada a hendiduras de roca ha sido observada en otras especies del género *Dioon*, estando los individuos distribuidos en oquedades situadas en afloramientos o promontorios rocosos, en sitios donde el suelo tiene poca

profundidad (6 a 20 cm en promedio) (Figura 11; Yáñez-Espinosa y Sosa-Sosa, 2007; González-Espinosa et al., 2010; Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álamos Río Cuchujaqui, 2011; Lázaro-Zermeño et al., 2012; Rubio-Méndez et al., 2019; Rubio-Méndez et al., 2021). El establecimiento de plantas en hendiduras de roca probablemente se deba a que puedan ser sitios propicios para el reclutamiento, ya que ofrecen un microclima favorable para las plántulas, con un ambiente con menor amplitud térmica que el suelo expuesto, así como mayor contenido de humedad y protección contra otros disturbios ambientales (Sehhati et al., 2015; Liu et al., 2019; García et al., 2020). Álvarez-Yépiz y colaboradores (2014) encontraron que la probabilidad de sobrevivencia en plántulas de *D. sonorensis* aumentaba hasta 17 veces más cuando se encontraban en cercanía de rocas en comparación con individuos conespecíficos. Además, en todos los estadios de vida de *D. sonorensis* se tuvo una fuerte asociación positiva con rocas (Álvarez-Yépiz et al., 2014). Se ha sugerido que las hendiduras de roca crean micrositios seguros para el establecimiento y reclutamiento de individuos, dado que son sitios con baja competencia con otras especies, presentan mayor sombra, menor amplitud térmica y suelo rico en materia orgánica, si la hendidura es utilizada como zona de resguardo o madriguera de animales (González-Christen, 1990; Álvarez-Yépiz et al., 2014; Yáñez-Espinosa y Flores, 2016; Yáñez-Espinosa et al., 2022). Sin embargo, en la población de Cañada de la Leona se encontró que las plantas poseen una distribución observada similar a la esperada en suelo (Tabla 7). Lo anterior podría deberse a que esta población se encuentra bajo condiciones ambientales más benignas para el establecimiento de individuos. Sin embargo, se sugiere la realización de estudios experimentales para evaluar el papel de las hendiduras de roca como microambientes propicios para el reclutamiento de individuos de *D. vovidesii*.



Figura 11. Establecimiento de individuos de cícadas en hendiduras de roca u oquedades. Izquierda: Individuo de *Dioon vovidesii* en la población de Cañada de la Leona. Derecha: Individuo de *D. edule* establecido en hendidura de roca, San Luis Potosí (Imagen tomada de Yáñez-Espinosa y Flores, 2016).

#### *Vulnerabilidad biológica intrínseca*

En los censos poblacionales realizados en las poblaciones de *Dioon vovidesii* de la Sierra de Mazatán se encontraron tamaños poblacionales de 120 (Cañada de la Leona), 34 (Peñón de las Iglesias) y 35 individuos (Rancho de la Cueva). Estos tamaños poblacionales son reducidos al compararlos con lo encontrado en las especies *Ceratozamia mirandae* y *Zamia inermis* (Tabla 12). Comparando con otras especies del género *Dioon*, *D. caputoi* y *D. purpusii* también poseen tamaños poblacionales mayores que lo encontrado en este trabajo, con poblaciones entre los 58 y 443 individuos (Tabla 12). Los tamaños poblacionales reportados para *D. sonorensis* son parecidos a los encontrados para *D. vovidesii* en este estudio, aunque esta información debe tomarse con cautela ya que no hay reportes recientes de las condiciones de las poblaciones en los últimos 12 años (Tabla 12). Se encontraron discrepancias entre el número de individuos de *D. vovidesii* presentes en las poblaciones de la Sierra de Mazatán según lo reportado por Gutiérrez-Ortega y colaboradores (2014). Cañada de la Leona presentó un tamaño poblacional mayor que el reportado con anterioridad, mientras que las otras dos poblaciones tuvieron una menor cantidad de individuos (Tabla 12). La diferencia en enfoque de los

trabajos, el criterio utilizado para definir un “individuo” (conteo de genets o ramets), el esfuerzo de muestreo o el saqueo en los diferentes periodos de estudio pueden explicar estas diferencias en tamaños poblacionales.

Tabla 12. Tamaños poblacionales en especies mexicanas de cícadras, con énfasis en *D. sonorensis*, *D. vovidesii* y los resultados de este trabajo. n = Tamaño poblacional

Especie	n	Referencia
<i>Ceratozamia mirandae</i>	178	Pérez-Farrera et al., 2006
	198	
<i>Zamia inermis</i>	654	Octavio-Aguilar et al., 2017
<i>Dioon caputoi</i>	58	Cabrera-Toledo et al., 2019
	70	
<i>Dioon purpusii</i>	146	Yáñez-Espinosa y Sosa-Sosa, 2007
	148	
	443	
<i>Dioon sonorensis</i>	117	Álvarez-Yépiz et al., 2011
	15	Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álamos Río Cuchujaqui, 2011
	20	
	25	
	26	
	40	
	53	
	54	
	50	Gutiérrez-Ortega et al., 2014
	75	
<b>Dioon vovidesii</b> El Novillo	2	Gutiérrez-Ortega et al., 2014
El Novillo – Bacanora	7	
Nuri	8	
Bacanora	60	
	30	Gutiérrez-Ortega et al., 2018b
Rancho de la Cueva	75	Gutiérrez-Ortega et al., 2014
	<b>35</b>	<b>Este trabajo</b>
Cañada de la Leona	100	Gutiérrez-Ortega et al., 2014
	<b>120</b>	<b>Este trabajo</b>
Peñón de las Iglesias	150	Gutiérrez-Ortega et al., 2014
	<b>34</b>	<b>Este trabajo</b>

De manera general, la estructura poblacional de *Dioon vovidesii* de la Sierra de Mazatán mostró estar principalmente representada por individuos en categorías de menor tamaño y gradualmente reduciéndose el número de individuos conforme aumenta la categoría de tamaño (Figura 8). En otras especies de cícadas como *Encephalartos villosus*, *C. matudae*, *D. purpusii*, *D. merolae*, *D. planifolium* y *D. sonorensis* se ha encontrado poblaciones con una mayor cantidad de plántulas y juveniles (Raimondo y Donaldson, 2003; Pérez-Farrera y Vovides, 2004; Yáñez-Espinosa y Sosa-Sosa, 2007; González-Espinosa et al., 2010; Álvarez-Yépiz et al., 2011; Cabrera-Toledo et al., 2019). Sin embargo, al analizar de manera individual cada población, se encontraron dos tipos o patrones de estructura poblacional de acuerdo con Bongers y colaboradores (1988). La población de Peñón de las Iglesias presentó un patrón de estructura poblacional de “J a la inversa” o Bongers patrón III, con una mayor abundancia de individuos en las categorías de tamaño inferiores (I y II) y disminución conforme aumenta el tamaño de los individuos (Figura 8; Bongers et al., 1988). Este tipo de estructura representa una población con alta mortalidad en las primeras etapas, en la que solo pocos individuos logran llegar a edades avanzadas donde tienen mayor posibilidad de sobrevivir. Se suele encontrar este patrón de estructura poblacional en especies con gran cantidad de eventos reproductivos y reclutamiento regular pero reducido (Bongers et al., 1988). En *D. edule* y *C. matudae* también se encontró una estructura poblacional de J a la inversa o Bongers patrón III (Bongers et al., 1988; Vovides, 1990; Pérez-Farrera y Vovides, 2004). En cambio, la población de Cañada de la Leona presentó un patrón de estructura poblacional más cercana al patrón II de Bongers (Bongers et al., 1988). Este patrón representa una alta proporción de plántulas, pero las clases de tamaño adyacentes se ven reducidas de manera constante. La frecuencia de individuos a lo largo de las clases de tamaño tiene altos y bajos hacia las últimas categorías de tamaño. Esto se ve reflejado en una estructura poblacional bimodal o con “dos picos”, representando especies con gran cantidad de eventos reproductivos pero un reclutamiento discontinuo (Bongers et al., 1988). Al tener un patrón de estructura poblacional tipo II según Bongers, los picos en la estructura poblacional observados pueden ser reflejo de eventos de reclutamiento importantes en el pasado (Bongers

et al., 1988; Vovides, 1990; Cabrera-Toledo et al., 2019). Este patrón de estructura poblacional fue encontrado también en poblaciones de *Dioon purpusii* y *Dioon holmgrenii* (Bongers et al., 1988; Yáñez-Espinosa y Sosa-Sosa, 2007; Velasco-García et al., 2016; Velasco-García et al., 2017). Por otro lado, la población de Rancho de la Cueva no presentó un patrón parecido a los propuestos por Bongers, lo que puede deberse a que el reducido tamaño de las poblaciones de *D. vovidesii* impide hacer inferencias robustas sobre lo que ocurre en ellas. Sumado a esto, el parámetro o rasgo utilizado para describir la estructura poblacional en cícadras (Diámetro basal, número de hojas, clases de tamaño diversas) puede influir en el tipo de estructura obtenida (Martínez-Ramos y Álvarez-Buylla, 1995; Velasco-García et al., 2016).

La tasa finita de crecimiento encontrada para *D. vovidesii* en la Sierra de Mazatán mostró un valor cercano al equilibrio ( $\lambda = 0.94$ ), que fue confirmado al calcular su intervalo de confianza ( $\alpha = 0.05$ , [0.89;1]). Estos resultados sugieren que la población pudiera ser estable; es decir, que no crece ni reduce su tamaño. Según lo reportado para otras especies de cícadras, la tasa finita de crecimiento de *D. vovidesii* es similar a otras especies del género *Dioon* y su especie hermana *D. sonorensis* (Tabla 13). Aunque la tasa finita de crecimiento no fue diferente a 1, se encontró una alta mortalidad en las plántulas, que se fue reduciendo conforme aumentó el tamaño de los individuos (Tabla 8). Este resultado es congruente con lo encontrado respecto a la estructura poblacional con curva tipo III de Deevey o Patrón III de Bongers (Deevey, 1947; Bongers et al., 1988). Una alta mortalidad en las primeras etapas de vida se ha encontrado en diversas especies dentro del grupo de las cícadras (Octavio-Aguilar et al., 2017; Castillo-Lara et al., 2018; Rubio-Méndez et al., 2021). El valor de la tasa finita de crecimiento encontrado puede estar influenciado por la alta permanencia o estasis de individuos en categorías de tamaño mayor, por lo que no necesariamente significa que las poblaciones de *D. vovidesii* no se encuentren en riesgo de disminuir su abundancia en la Sierra de Mazatán (Raimondo y Donaldson, 2003; Lázaro-Zermeño et al., 2011).

Tabla 13. Comparación de tasas finitas de crecimiento encontradas en especies de cícadas.  $\lambda$  = Tasa finita de crecimiento

Especie	$\lambda$	Referencia
<b>Especies no mexicanas</b>		
<i>Encephalartos cycadifolius</i>	1.000454	Raimondo y Donaldson, 2003
<i>Encephalartos villosus</i>	1.047	
<i>Zamia erosa</i>	0.9575 – 0.9898	Negrón-Ortiz et al., 1996
<b>Especies mexicanas</b>		
<i>Ceratozamia mirandae</i>	0.86 - 1.039	Pérez-Farrera et al., 2006
<i>Ceratozamia zaragozae</i>	$\bar{x} = 0.89$ (0.23 – 1.9)	Castillo-Lara et al., 2018
<i>Zamia inermis</i>	0.963	Octavio-Aguilar et al., 2017
<i>Especies del género <u>Dioon</u></i>		
<i>Dioon angustifolium</i>	0.974 – 0.993	Rubio-Méndez et al., 2019
<i>Dioon caputoi</i>	0.99 – 1	Cabrera-Toledo et al., 2019
<i>Dioon edule</i>	0.995 – 1	Octavio-Aguilar et al., 2008
<i>Dioon merolae</i>	0.9631 – 1.0526	Lázaro-Zermeño et al., 2011
<i>Dioon sonorensis</i>	0.60 – 0.98	Álvarez-Yépiz et al., 2011
<i>Dioon vovidesii</i>	$\bar{x} = 0.94$ (0.89 – 1)	Este trabajo

El crecimiento de las cícadas está relacionado con la producción anual de hojas, la cual aumenta conforme el individuo crece (Lázaro-Zermeño et al., 2012). En *D. vovidesii*, entre mayor fue la categoría de tamaño a la que pertenecía un individuo, la posibilidad de pasar a categorías subsiguientes de tamaño se elevaba (a excepción de las plántulas) (Diagonal inferior, Tabla 8). Esto ha sido observado en las especies de cícadas *Zamia pumila*, *C. matudae* y *D. edule*, donde la producción de coronas de hojas fue aumentando conforme los individuos crecían, aumentando también su tamaño (Negrón-Ortiz y Breckon, 1989; Vovides, 1990; Pérez-Farrera y Vovides, 2004). Los individuos de *D. vovidesii* presentaron un crecimiento reducido, mostrando baja probabilidad de cambiar de categoría de tamaño (Diagonal inferior, Tabla 8). De manera similar, se ha registrado en otras especies del género, *D. caputoi* y *D. merolae*, un crecimiento anual reducido de

entre 1 a 3 cm dependiendo del tamaño del individuo (Lázaro-Zermeño et al., 2011; Cabrera-Toledo et al., 2019).

La distribución de la estructura estable (vector  $w$ ) en *D. vovidesii* difirió significativamente de lo observado en todas las categorías de tamaño. Si la población estuviera en equilibrio, más del 56 % de los individuos pertenecerían a la categoría de tamaño menor (plántulas) (Tabla 8; Figura 9). *Ceratozamia mirandae* y *D. merolae* también difirieron significativamente entre lo observado y esperado respecto a estructura poblacional (Pérez-Farrera et al., 2006; Lázaro-Zermeño et al., 2011). La baja cantidad de individuos en la Sierra de Mazatán y dentro de cada una de las categorías de tamaño (especialmente en la categoría VI), además de los altos valores de permanencia encontrados en las categorías de mayor tamaño pudieran sumar error al modelo utilizado (Tabla 8; Raimondo y Donaldson, 2003; Lázaro-Zermeño et al., 2011). Si se continúa con las mismas tendencias poblacionales, dada la alta permanencia de los individuos adultos y la mortalidad de plántulas, *D. vovidesii* en la Sierra de Mazatán estaría representada casi únicamente por individuos adultos.

La producción y tamaño de los conos femeninos, y por lo tanto de producción de semillas, fue aumentando conforme aumentaba el tamaño de los individuos. Este patrón fue interrumpido por una menor producción de semillas por parte de la categoría "II" en comparación con la categoría "I", pudiendo deberse a que se encontró un cono más en la categoría "I" (Tabla 8). Los estudios demográficos en el género *Dioon* señalan que los individuos son adultos reproductivos cuando sobrepasan una altura de entre los 27 y 100 cm de longitud de tallo (Álvarez-Yépez et al., 2011; Lázaro-Zermeño et al., 2012; Cabrera-Toledo et al., 2019). Sin embargo, en este trabajo se encontraron individuos sin tallo produciendo estróbilos, pudiendo ser un rasgo único de *D. vovidesii* dentro del género al que pertenece.

El promedio de semillas producidas por cono fue menor en *D. vovidesii* en comparación con las especies *D. edule*, *D. purpusii* y *D. sonorensis* (Yáñez-Espinosa y Sosa-Sosa, 2007; Álvarez-Yépez et al., 2011; Mora et al., 2013). Sin embargo, estuvo dentro del rango encontrado en su especie hermana *D. sonorensis*



(mínimo 50, máximo 170) y *D. merolae* (107 a 149) (Álvarez-Yépez et al., 2011; Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álamos Río Cuchujaqui, 2011; Lázaro-Zermeño et al., 2012). El total de semillas producidas durante el periodo de estudio fue reducido en comparación con lo encontrado para *D. sonorensis*, para la que se contabilizó el doble de semillas que lo calculado para este estudio (Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álamos Río Cuchujaqui, 2011). En *Zamia inermis*, una especie catalogada en peligro crítico de extinción, se contabilizó una producción de 954 semillas (Octavio-Aguilar et al., 2017). Aunque la cantidad de semillas producidas por cono en *D. vovidesii* es similar a lo encontrado en otras especies de cícadas, la producción total de semillas es un factor preocupante para la viabilidad de la especie a largo plazo.

El reclutamiento efectivo encontrado en *D. vovidesii* (0.005) fue sumamente reducido en comparación de *D. edule* (0.0425) y *Zamia inermis* (0.096) (Mora et al., 2013; Octavio-Aguilar et al., 2017). Este bajo reclutamiento puede ser explicado por diversos factores como mortalidad debido a la desecación de semillas y plántulas por sequía, polinización ineficiente o nula, la depredación por roedores y/o depresión endogámica (Donaldson, 2003; Raimondo y Donaldson, 2003; Pérez-Farrera y Vovides, 2004; Mora et al., 2013; Velasco-García et al., 2016; Octavio-Aguilar et al., 2017; Cabrera-Toledo et al., 2019). Por ejemplo, se ha reportado una baja producción de semillas viables en *D. edule* (42.5 %) y *Macrozamia platyrhachis* (54 %), debido a una baja eficiencia o ausencia de polinizadores, insuficiente producción de polen o baja sincronía en la producción de conos de ambos sexos (Terry et al., 2008; Mora et al., 2013). En condiciones de invernadero se ha encontrado un alto porcentaje de germinación y sobrevivencia de plántulas en cícadas (97-100 %); sin embargo, la sobrevivencia de plántulas en condiciones naturales puede rondar entre 1 y 10 % (Eckenwalder, 1980; Mora et al., 2013; Castillo-Lara et al., 2018). Esto puede deberse a que el reclutamiento efectivo únicamente sucede en microsítios idóneos como debajo de la planta madre o en madrigueras de animales situadas en hendiduras de roca, donde existen mayores niveles de humedad y sombra, suelo rico de materia orgánica por excretas y restos de comida (González-Christen, 1990; Álvarez-Yépez et al., 2014; Yáñez-Espinosa y

Flores, 2016; Yáñez-Espinosa et al., 2022). La proporción de sexos encontrada para *D. vovidesii* presentó una tendencia aparente de mayor frecuencia de hembras, al igual que en poblaciones de cícadras como *Encephalartos latifrons*, *Zamia inermis* y *D. planifolium* (Octavio-Aguilar et al., 2017; Cabrera-Toledo et al., 2019; Swart et al., 2019). Para asegurar el éxito reproductivo y reclutamiento efectivo en poblaciones de cícadras se ha señalado la necesidad de que exista una proporción de sexo sesgada hacia los machos, cercanía entre individuos masculinos y femeninos, sumado a sincronidad entre la producción de estructuras reproductivas de ambos sexos (Donaldson, 2003; Lazcano-Lara y Ackerman, 2018). Aunque el reducido número de individuos reproductivos, la proporción de sexos sesgada a hembras y las condiciones climáticas del área donde habitan las poblaciones de *D. vovidesii* en la Sierra de Mazatán pudieran explicar el bajo reclutamiento efectivo encontrado, es necesario realizar un monitoreo más prolongado y específico para conocer con certeza los factores que provocan vulnerabilidad en las semillas y plántulas.

El vector de valor reproductivo (vector  $v$ ), acorde a lo encontrado con la producción de conos femeninos, aumentó conforme el tamaño de los individuos. Sin embargo, este valor se redujo en la última categoría de tamaño (VI) (Figura 10; Tabla 8). Esta reducción en el valor reproductivo en la categoría de mayor tamaño pudiera ser explicada por senescencia reproductiva, como ha sido reportado en otros grupos y especies de plantas (Baden et al., 2021; Qiu et al., 2021; Paiha y Laird, 2022). No existen investigaciones enfocadas al estudio de senescencia reproductiva ni reducción del valor reproductivo en las categorías de mayor tamaño en otras especies de cícadras, por lo que sería necesario un periodo de estudio mayor y especializado para confirmar este proceso en *D. vovidesii*.

La sobrevivencia o estasis fue el proceso demográfico con mayor influencia en la tasa finita de crecimiento en *D. vovidesii*, representando casi el 100 % (Tabla 8). Este patrón es común en el grupo de las cícadras y se ha encontrado en especies como *Encephalartos cycadifolius*, *E. villosus*, *Zamia inermis*, *D. caputoi*, *D. edule*, *D. merolae*, *D. sonorensis* (Raimondo y Donaldson, 2003; Octavio-Aguilar et al., 2008, 2017; Álvarez-Yépez et al., 2011; Lázaro-Zermeño et al., 2011; Cabrera-Toledo et

al., 2019). Las cícadas pertenecen al grupo de plantas del cual su tasa finita de crecimiento se encuentra altamente influenciada por la persistencia y en mínima medida por el crecimiento y reproducción, junto con especies de arbustos y árboles de larga vida (Silvertown et al., 1996; Raimondo y Donaldson, 2003; Takada et al., 2018). Por otra parte, la permanencia de la clase de mayor tamaño (VI) fue el proceso que mayor influencia tuvo en la tasa finita de crecimiento (50.18 %). Los adultos o individuos en categorías de tamaño mayor han sido reportados como los de mayor influencia en la tasa finita de crecimiento en otras especies de cícadas como *Encephalartos cycadifolius*, *E. villosus*, *Zamia inermis*, *D. edule*, *D. sonorensis* (Raimondo y Donaldson, 2003; Octavio-Aguilar et al., 2008; Álvarez-Yépiz et al., 2011; Octavio-Aguilar et al., 2017). Los valores encontrados de elasticidad señalan que los individuos de mayor tamaño son los de mayor influencia en las dinámicas poblacionales, siendo prioridad su conservación dentro de las poblaciones de *D. vovidesii*. Sin embargo, factores como la dimensión de la matriz poblacional y el valor de la tasa finita de crecimiento pueden aumentar o reducir los valores de elasticidad de los procesos demográficos (Enright et al., 1995; Takada et al., 2018). De esta manera, aunque los valores de elasticidad de *D. vovidesii* sugieren una priorización en la protección de los individuos de mayor tamaño, se recomienda tomar con cautela este resultado y realizar estudios más profundos para realizar planes y acciones de conservación efectivas (Silvertown et al., 1996; Takada et al., 2018). Sumado a esto, pese al reducido valor de elasticidad de la reproducción, es de vital importancia la producción y protección de plántulas en las poblaciones. Esto puede realizarse través de la introducción de plántulas cultivadas en invernadero, fortaleciendo así el mantenimiento a largo plazo de las poblaciones de *D. vovidesii* en la Sierra de Mazatán (Pérez-Farrera et al., 2006; Lázaro-Zermeño et al., 2011; Cabrera-Toledo et al., 2019)

#### *Impacto de la actividad humana*

En cícadas se han realizado simulaciones de escenarios de impacto antropogénico en las especies *Cycas armstrongii* (Liddle, 2004), *Encephalartos cycadifolius*, *E. villosus* (Raimondo y Donaldson, 2003), *D. caputoi* (Cabrera-Toledo et al., 2019), *D.*

*edule* (Octavio-Aguilar et al., 2008) y *D. sonorensis* (Álvarez-Yépiz et al., 2011). Para las poblaciones de *D. vovidesii* de la Sierra de Mazatán, ninguno de los escenarios de impacto antropogénico por fuego y saqueo ilegal mostraron cambios sustanciales en la tasa finita de crecimiento (Tabla 10). Acorde a los valores encontrados de elasticidad (Tabla 8), las modificaciones en el reclutamiento efectivo, la permanencia y crecimiento de plántulas no modificaron la tasa finita de crecimiento; Es decir, la tendencia poblacional se mantendría, aunque no hubiera reclutamiento y sobrevivencia de plántulas. Raimondo y Donaldson (2003) encontraron en una población de *Encephalartos cycadifolius* un patrón similar, donde la colecta de todas las semillas y juveniles mantendría una tasa finita de crecimiento cercana a 1. Sin embargo, esto es biológicamente poco realista y producto de la influencia de la permanencia de los individuos adultos en la tasa finita de crecimiento (Silvertown et al., 1996; Raimondo y Donaldson, 2003). En cambio, para *D. sonorensis* y *D. edule* se reportó que la tasa finita de crecimiento puede ser sensible a cambios en producción de semillas y establecimiento de plántulas, por lo que se recomienda la protección de todos los estadios de tamaño (Octavio-Aguilar et al., 2008; Álvarez-Yépiz et al., 2011). No obstante, en comparación con nuestro trabajo, Álvarez-Yépiz y colaboradores (2011) únicamente realizaron escenarios poblacionales “positivos”, evitando realizar escenarios con bajo reclutamiento efectivo y sobrevivencia de plántulas. El tipo de escenario planteado (“positivo” o “negativo”) y el método de ejecución de los escenarios (modificación de matriz de poblacional o vector poblacional) pueden modificar los resultados y conclusiones posteriores (Raimondo y Donaldson, 2003; Octavio-Aguilar et al., 2008; Álvarez-Yépiz et al., 2011). Sería necesario un estudio prolongado sobre las dinámicas poblacionales e historia de vida de *D. vovidesii* para plantear simulaciones de escenarios de impactos antropogénicos más realistas que permitan realizar planes y acciones de conservación.

Pese a no encontrar cambios importantes en la tasa finita de crecimiento con los escenarios de impacto antropogénico planteados, la incidencia de fuegos y el saqueo ilegal son señaladas como amenazas importantes en las cícadas en Mesoamérica (González-Espinosa et al., 2010; Velasco-García et al., 2016;

Cabrera-Toledo et al., 2019). La incidencia de fuego en las poblaciones de cícadras se ha señalado como un estimulador de producción de hojas y conos reproductivos (Ornduff, 1991; Negrón-Ortiz y Gorchov, 2000). Sin embargo, el fuego reduce significativamente la sobrevivencia de los individuos juveniles y la viabilidad de las semillas maduras y en proceso de desarrollo dentro de los estróbilos (Vovides, 1990; Negrón-Ortiz y Gorchov, 2000; Raimondo y Donaldson, 2003; Liddle, 2004; Terry et al., 2008; Lázaro-Zermeño et al., 2012; Velasco-García et al., 2016; Etherington et al., 2018; Swart et al., 2019). La expansión de la distribución de pastos invasores ha aumentado la frecuencia de fuegos en zonas donde no eran eventos frecuentes o no ocurrían, incluyendo los hábitats de algunas especies de cícadras (Liddle, 2004; González-Espinosa et al., 2010; Miller et al. 2010; Lázaro-Zermeño et al., 2012; Fusco et al., 2019; Swart et al., 2019; Wilder et al., 2021). En el caso particular de la Sierra de Mazatán, el zacate buffel (*Cenchrus ciliaris*) podría ser una amenaza para las poblaciones de *D. vovidesii* dado que produce fuegos de mayor temperatura en comparación con lo que son capaces de resistir otras especies de cícadras o plantas del Desierto Sonorense (Negrón-Ortiz y Gorchov, 2000; McDonald y Mcpherson, 2013). Sumado a esto, se ha reportado que *C. ciliaris* reduce el desempeño reproductivo y sobrevivencia de plántulas en especies de zonas áridas (Miller et al. 2010; Marshall et al., 2012; Edwards et al., 2019; Wilder et al., 2021; Sommers et al., 2022). Dada la evidencia del impacto negativo que tiene el zacate búffel en otras especies, no se descarta la idea de que en el futuro la invasión de *C. ciliaris* pueda comprometer la sobrevivencia de las poblaciones de *D. vovidesii* en la Sierra de Mazatán.

Por otra parte, se ha reportado el saqueo ilegal como una actividad de igual o mayor impacto que la incidencia de fuegos en las poblaciones de cícadras (Donaldson, 2003; Liddle, 2004). Este saqueo consiste en la colecta de semillas y plántulas, actividad que lleva a las poblaciones de cícadras a presentar tasas reproductivas reducidas y tasas finitas de crecimiento menores a 1 (Rubio-Méndez et al., 2019). Por ejemplo, la colecta ilegal de semillas e individuos juveniles se señala como un probable factor de la estructura poblacional encontrada en diversas poblaciones de *D. sonorensis*, las cuales tienen una tendencia al decrecimiento

(Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álamos Río Cuchujaqui, 2011). Sin embargo, se ha reportado que la colecta controlada de semillas y plántulas no afecta significativamente a la tasa finita de crecimiento de poblaciones de diversas especies de cícadas (Raimondo y Donaldson, 2003; Castillo-Lara et al., 2018; Rubio-Méndez et al., 2021). Dado lo antecedentes en otras especies y lo encontrado en este trabajo, la colecta moderada de semillas y plántulas en las poblaciones de *D. vovidesii* es una actividad viable para buscar satisfacer la demanda en el mercado y la posible reintroducción de plántulas germinadas en viveros a las poblaciones de origen (Donaldson, 2003; Cabrera-Toledo et al., 2019).

En comparación de lo encontrado con los registros de otras poblaciones de *D. vovidesii*, las poblaciones ubicadas en la Sierra de Mazatán no se encuentran en cercanía de carreteras y localidades con un número importante de habitantes (Tabla 9). En cícadas, se ha encontrado una asociación negativa entre el impacto antropogénico y el tamaño poblacional (López-Gallego y O'Neil, 2010; Velasco-García et al., 2016). Lo anterior fue válido para la Cañada de la Leona, ya que esta es la población de mayor tamaño y se encuentra a una distancia de 1.5 kilómetros de cualquier evidencia de actividad humana. Sin embargo, Peñón de las Iglesias y Rancho de la Cueva poseen un tamaño poblacional similar a pesar de que la segunda población se encuentra a menos de 200 metros de un camino rural. Esto lleva a pensar que las poblaciones antes mencionadas son naturalmente pequeñas y su tamaño no depende del impacto antropogénico. La disminución de la intensidad de actividades de aprovechamiento se ha recomendado como una medida para la recuperación natural de poblaciones de otras especies de cícadas (Donaldson, 2003; Velasco-García et al., 2016). Los habitantes que viven cerca de la Sierra de Mazatán están de acuerdo con la creación de un área natural protegida en la zona y con la disminución y control de actividades de aprovechamiento (CONANP, 2012). Dentro las actividades a realizar para la protección de la flora y fauna en la Sierra de Mazatán, se propone el control y erradicación de especies invasoras y protección contra el saqueo ilegal, actividades valiosas para la conservación de *D. vovidesii* (CONANP, 2012). Sin embargo, hasta la fecha el gobierno federal no ha continuado

con el proceso para la oficialización de la “Área de Protección de Flora y Fauna Sierra Huérfana”.

### *Limitantes del trabajo*

Los criterios utilizados para la evaluación de la vulnerabilidad a la extinción en *D. vovidesii*, mostraron que la especie posee un número reducido de poblaciones y rango de distribución, además de encontrarse en cercanía de zonas con actividad humana que podrían afectar su sobrevivencia a largo plazo. Sin embargo, es necesario tomar en cuenta diversas limitaciones o fuentes de error incluidas en este estudio. La búsqueda de poblaciones de *D. vovidesii* se realizó utilizando registros obtenidos de las bases de datos de herbarios, para después pasar un proceso de depuración de posibles errores taxonómicos y de ubicación geográfica, según lo recomendado por diversos trabajos (Lughadha et al., 2019; Panter et al., 2020; Ribeiro et al., 2022; Samain et al., 2022). Sin embargo, se tomaron en cuenta registros “históricos” provenientes de fuentes confiables, pero siendo sitios sin visitas en más de 14 años. Se ha señalado que el uso de registros de gran antigüedad y sin visitas recientes puede sobrestimar el área de distribución de las especies (Maldonado et al., 2015; Ribeiro et al., 2022). Por lo tanto, la visita a las cinco poblaciones que se encuentran fuera del área de la Sierra de Mazatán sería vital para tener mayor precisión en la estimación del área de distribución de la especie. Además, dado que únicamente se realizaron visitas sistemáticas a las poblaciones de *D. vovidesii* en la Sierra de Mazatán, no se realizó la evaluación de la preferencia de microhábitat y vulnerabilidad biológicamente intrínseca en cinco de los ocho registros de poblaciones de la especie. Sumado a esto, el análisis de características del hábitat e impacto de la actividad humana que se realizó a nivel especie está limitado a lo reportado por las capas de información de INEGI, especialmente en las poblaciones que no se visitaron. Esta limitación es especialmente importante en la evaluación del impacto de las actividades antropogénicas, ya que las capas de información utilizadas para este análisis fueron publicadas en los años 2015 y 2017 (ver Anexo 2). Sería necesario visitar las demás

poblaciones de *D. vovidesii* para realizar una evaluación más realista sobre la vulnerabilidad a la extinción de la especie.

En el caso particular de las poblaciones en la Sierra de Mazatán, Sonora, estas presentan tamaños poblacionales de menos de 40 individuos, a excepción de una población, y muestran una tendencia al decrecimiento poblacional. Sin embargo, varios rasgos encontrados en las poblaciones estudiadas pudieron influenciar y afectar los resultados obtenidos. Dos de las tres poblaciones estudiadas fueron de un tamaño menor a 40 individuos, por lo que la evaluación de su tendencia demográfica utilizando modelos matriciales no fue viable dado el error que suma la utilización de un tamaño de muestra reducida en estos modelos (Ramula et al., 2009; Merow et. al 2014). Para tratar de reducir este error, se sumaron los individuos de las tres poblaciones en la Sierra de Mazatán para la realización del análisis demográfico. Esta acción, a pesar de permitirnos analizar la tendencia demográfica de la especie en la Sierra de Mazatán, podría estar enmascarando los procesos demográficos particulares ocurridos en cada población. Sumado a esto, únicamente se monitorearon las poblaciones durante un año, limitando nuestra capacidad de capturar procesos demográficos que no ocurren anualmente o son influenciados por factores abióticos (Lázaro-Zermeño et al., 2011; Octavio-Aguilar et al., 2017; Cabrera-Toledo et al., 2019). La utilización de herramientas más modernas y precisas para el análisis de la tendencia poblacional (modelos de proyección integral) y un monitoreo a largo plazo ayudarían a tener un conocimiento más preciso de la vulnerabilidad a la extinción de las poblaciones de *D. vovidesii* en la Sierra de Mazatán (Ramula et al., 2009; Merow et. al 2014).

Durante los años de 2018 a 2021 en México se presentaron una serie de sequías importantes, siendo de gran impacto para el estado de Sonora (SMN, 2023). Las sequías pudieran ejercer una alta mortalidad en las semillas y plántulas como ha sido reportado para otras cícadras (González-Espinosa et al., 2010; Mora et al., 2013; Cabrera-Toledo et al., 2019). Para conocer si el reducido reclutamiento efectivo encontrado en *D. vovidesii* en la Sierra de Mazatán es independiente de la intensidad de sequía, es necesario el monitoreo sistemático y continuo de las



poblaciones a largo plazo. Dado lo anterior, se debe tomar con precaución los resultados y conclusiones realizadas respecto a la vulnerabilidad a la extinción en las poblaciones de *D. vovidesii* en la Sierra de Mazatán, sin que esto implique invalidar nuestros resultados, que son los primeros datos con los que se cuenta para estas poblaciones.

La Lista Roja de la IUCN, a nivel global, y el uso del MER, a nivel nacional, han funcionado como herramientas para la evaluación de la vulnerabilidad a la extinción de especies (Sánchez et al., 2007; Pérez-Sarabia et al., 2020; IUCN, 2021). No obstante, ambos instrumentos poseen sesgos y limitaciones que afectan su aplicación y uso. Existe un sesgo significativo hacia el estudio de vertebrados, especialmente mamíferos, llevando a un desconocimiento acerca de la vulnerabilidad a la extinción de otros grupos de seres vivos (García-Aguilar et al., 2017; Bachman et al., 2019; Alfonzetti et al., 2020; Cazalis et al., 2022). Sesgos importantes que limitan el conocimiento sobre la vulnerabilidad a la extinción de grupos y especies de plantas son la inversión preferente de recursos a especies carismáticas, estudio de especies cercanas a centros de investigación o de valor económico y/o la preferencia por especies con mayor abundancia (Possingham et al., 2002; García-Aguilar et al., 2017; Jarić et al., 2017; Andrade y Freitas, 2021). La falta de asesoría y entrenamiento para la correcta utilización de los criterios de la Lista Roja, además de la gran cantidad de información requerida para la evaluación de sus criterios, limita el uso de esta herramienta (Sánchez-Salas et al., 2013; Cazalis et al., 2022). Además, la falta de transparencia y acceso a la mayoría de las evaluaciones realizadas no permiten conocer los procesos utilizados por otros investigadores y evaluadores para la inclusión de las especies a la Lista Roja o la NOM-059 de la SEMARNAT (Possingham et al., 2002; García-Aguilar et al., 2017). Ninguna de las dos herramientas cuenta con criterios cuantitativos que evalúen el riesgo a la extinción que pueden ocasionar factores como la presencia de especies invasoras, la sobreexplotación, el cambio climático, contaminación, etc. (Cazalis et al., 2022). Dado lo anterior, las evaluaciones de vulnerabilidad a la extinción deben ser utilizadas con precaución como una guía para la conservación de las especies,

sumadas al monitoreo a largo plazo de las poblaciones para aumentar el conocimiento de historia de vida y tendencia demográfica.

## CONCLUSIÓN

Usando como base los criterios para evaluar la vulnerabilidad a la extinción empleados por la Lista Roja de la IUCN y el MER de la SEMARNAT, se encontró que *Dioon vovidesii* cumple con las características para clasificarse dentro de alguna categoría de riesgo. De acuerdo con lo estipulado en la Lista Roja y únicamente utilizando la información de distribución geográfica, *D. vovidesii* se encuentra en la categoría “En Peligro (EN)”, bajo los criterios B1ab(ii,v)+2ab(ii,v) (IUCN, 2019). En el caso del MER, *D. vovidesii* suma un puntaje de 1.72, siendo clasificada dentro de la categoría de “Amenazada”. Las categorías de riesgo asignadas estuvieron mayormente influenciadas por el escaso número de poblaciones y distribución geográfica restringida de la especie, especialmente para la evaluación de la Lista Roja. Por lo tanto, es importante remarcar que existe la posibilidad de que al realizar un monitoreo sistemático y continuo de todas las poblaciones conocidas de *D. vovidesii*, esta cambie a una categoría de mayor o menor riesgo de extinción.

A pesar de los sesgos y limitaciones particulares que presentan, la Lista Roja y el MER han funcionado como herramientas de gran valor para la conservación y manejo de especies a nivel global y nacional (Sánchez-Salas et al., 2013). Una especie que posee evaluaciones de vulnerabilidad a la extinción suele ser más estudiada y recibir mayor cantidad de fondos para conservación (Possingham et al., 2002; Bachman et al., 2019; Andrade y Freitas, 2021). La inclusión de *D. vovidesii* a la Lista Roja y la Lista de Especies en Riesgo de la NOM-059-SEMARNAT-2010 es un paso inicial y vital para la conservación y acciones de manejo de la especie. El monitoreo sistemático y continuo y la colaboración entre la academia, gobierno y ciudadanos cercanos al área de distribución son fundamentales para asegurar la sobrevivencia a largo plazo de *D. vovidesii*.

## PERSPECTIVAS Y RECOMENDACIONES

En el presente trabajo únicamente se estudiaron tres poblaciones de *Dioon vovidesii* en la Sierra de Mazatán, mientras que cinco de los ocho registros de poblaciones de la especie no fueron visitados. De acuerdo con Gutiérrez-Ortega y colaboradores (2014, 2018b), el tamaño de las poblaciones de *D. vovidesii* que no fueron visitadas rondan entre 30 y 2 individuos. Conocer el estado actual de estas poblaciones es vital, ya que es probable que algunas de ellas ya hayan sido extirpadas por colecta ilegal o cambio uso de suelo. Sumado a esto, se recomienda la exploración a mayor profundidad de la Sierra de Mazatán y la búsqueda de las poblaciones asociadas a registros que fueron descartados en este trabajo, ya que podrían existir una mayor cantidad de poblaciones de lo registrado por este trabajo (Gutiérrez-Ortega et al., 2021).

Actualmente no se posee información acerca de gran parte de los rasgos de historia de vida y ecología de *D. vovidesii* como su temporada de producción de estróbilos, tiempo de maduración de semillas, producción de semillas, identidad y abundancia de polinizadores y dispersores especializadas, etc. Se ha demostrado que, a pesar de ser plantas de vida larga, la influencia que tienen en la sobrevivencia los procesos demográficos (Reproducción, crecimiento y estasis) y los estadios de vida puede variar de manera importante entre especies de cícadas (Raimondo y Donaldson, 2003). Por lo tanto, entre mayor sea el conocimiento que se posee de *D. vovidesii* se podrán realizar acciones de conservación más adecuadas para la sobrevivencia de la especie (Raimondo y Donaldson 2003; Liddle, 2004).

Los estudios demográficos deben realizarse utilizando la mayor cantidad de años de monitoreo posibles dada la posibilidad de la existencia de procesos demográficos que no ocurren anualmente o la estocasticidad ambiental, especialmente en especies de larga vida como las cícadas (Lázaro-Zermeño et al., 2011; Octavio-Aguilar et al., 2017; Cabrera-Toledo et al., 2019). La creación de planes y acciones de conservación con información demográfica limitadas puede llevar a no fijar objetivos realistas o evaluar adecuadamente la recuperación de las poblaciones (Liddle, 2004; Lázaro-Zermeño et al., 2011; Cogoni et al., 2019). El

monitoreo sistemático y continuo de las poblaciones de *D. vovidesii* podría permitir conocer si los procesos demográficos son regulares a través de los años o si estos pueden estar influenciados por factores como la sequía, nevadas o la frecuencia de fenómenos meteorológicos como El Niño y La Niña.

La creación de viveros de cícadas en zonas rurales cercanas a poblaciones silvestres ha sido una herramienta de conservación exitosa en México (Donaldson, 2003; Vovides et al., 2010). En las poblaciones naturales existe bajo reclutamiento vía semilla, mientras que en condiciones controladas en laboratorio o vivero se ha encontrado una germinación del 90 % en especies de cícadas mexicanas (Vovides, 1990; Mora et al., 2013). Con las semillas colectadas en campo, un porcentaje de plántulas son reintroducidas a sus poblaciones de origen y otro se utiliza para comercialización local e internacional (Vovides et al., 2010). Dada la evidencia de producción de semillas en las poblaciones y el análisis demográfico preliminar realizado en este trabajo, la creación de un vivero sería una acción de conservación factible para *D. vovidesii*. La creación de Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA) para el aprovechamiento de *D. vovidesii*, junto con otras especies de interés en el área como *Agave angustifolia* o *Sabal uresana*, sería un instrumento de conservación valioso para la Sierra de Mazatán (CONANP, 2012).

Evaluar experimentalmente si la distribución encontrada en los individuos de *D. vovidesii* en la Sierra de Mazatán dentro de hendiduras de roca es producto del establecimiento preferencial de las plantas en micrositios favorables sería importante para la reintroducción de semillas y plántulas a las poblaciones. Medir la germinación de semillas y sobrevivencia de plántulas y su relación con la temperatura, humedad y disponibilidad de luz, como lo realizado en *D. edule* por Yáñez-Espinosa y Flores (2016), sería útil para evaluar si las hendiduras de roca proveen micrositios favorables para el reclutamiento. Además, se ha reportado el consumo y dispersión ocasional de semillas en el género *Dioon* por acción de roedores (González-Christen, 1990; Espinosa y Flores, 2016). Por lo tanto, la distribución de individuos de *D. vovidesii* en hendiduras de roca podría deberse a que estas funcionen como sitios de alimentación o madrigueras de roedores.

Evaluar el reclutamiento dentro de hendiduras de roca y la dispersión de semillas en las poblaciones de *D. vovidesii* podría beneficiar a las acciones de conservación, como la introducción y sobrevivencia de plántulas provenientes de viveros.

Se han realizado diversos trabajos de genética y genómica donde se incluyen individuos de las poblaciones de *D. vovidesii* mencionadas en este trabajo (Gutiérrez-Ortega et al., 2014; 2018b, 2021). Sin embargo, estos estudios solo han utilizado un máximo de 16 individuos por población y su fin principal no era la estimación de la diversidad genética dentro y entre las poblaciones. La realización de evaluaciones de diversidad genética en *D. vovidesii* con un mayor número de individuos y con herramientas más sofisticadas (Polimorfismos de nucleótido único [SNP], secuenciaciones completas, estudios de asociación del genoma completo [GWAS], etc.), ayudaría a la identificación y priorización de poblaciones con información genética deseable de proteger.

Continuar con el procedimiento formal para la declaratoria del Área de Protección de Flora y Fauna Sierra Huérfana sería clave para asegurar la protección y sobrevivencia de las poblaciones de *D. vovidesii* en la Sierra de Mazatán (CONANP, 2012). Afortunadamente, hay disposición por parte de los habitantes cercanos a la zona para el manejo sustentable de actividades ganaderas y la protección de especies en riesgo, con énfasis en particular a las poblaciones de *D. vovidesii* (CONANP, 2012). La actualización del estudio previo justificativo para el establecimiento del área de protección sería crucial para la población de Rancho de la Cueva, ya que está no está incluida dentro de la Zona núcleo y pudiera verse afectada por actividades antropogénicas (CONANP, 2012). La toma de decisiones y ejecución de acciones de conservación en la Sierra de Mazatán debe realizarse en conjunto entre organismos de gobierno, asociaciones de conservación, ejidatarios y científicos para resguardar la biodiversidad de la Sierra de Mazatán, particularmente la sobrevivencia de *D. vovidesii* (Smith et al., 2009).

Finalmente, con la información recabada en este trabajo y, de ser posible realizar alguna de las recomendaciones anteriormente mencionadas, se sugiere la postulación de *D. vovidesii* en la categoría de “En Peligro (EN)” en la Lista Roja de

la IUCN y “Amenazada” en la NOM-059 de la SEMARNAT. La asignación de categorías de riesgo a nivel nacional e internacional incentivaría el estudio e inversión para planes de conservación en las poblaciones de *D. vovidesii* (Possingham et al., 2002; Bachman et al., 2019; Andrade y Freitas, 2021). Sin embargo, es necesario continuar con el estudio de *D. vovidesii* para lograr realizar la evaluación y asignación de categoría de riesgo más realista posible.

## LITERATURA CITADA

Alfonzetti, M., Rivers, M. C., Auld, T. D., Le Breton, T., Cooney, T., Stuart, S., Zimmer, H., Makinson, R., Wilkins, K., Delgado, E., Dimitrova, N., & Gallagher, R. V. 2020. Shortfalls in extinction risk assessments for plants. *Australian Journal of Botany*, 68(6), 466–471. doi: 10.1071/BT20106

Allee, W. C., Bowen, E. S. 1932. Studies in animal aggregations: Mass protection against colloidal silver among goldfishes. *Journal of Experimental Zoology*, 61(2), 185–207. doi:10.1002/jez.1400610202

Álvarez-Yépez, J. C., Búrquez, A., Dovčiak, M. (2014). Ontogenetic shifts in plant-plant interactions in a rare cycad within angiosperm communities. *Oecologia*, 175(2), 725–735. doi: 10.1007/s00442-014-2929-3

Álvarez-Yépez, J. C., Dovčiak, M., Búrquez, A. 2011. Persistence of a rare ancient cycad: Effects of environment and demography. *Biological Conservation*, 144(1), 122–130. doi: 10.1016/j.biocon.2010.08.007

Andermann, T., Faurby, S., Turvey, S. T., Antonelli, A., Silvestro, D. 2020. The past and future human impact on mammalian diversity. *Science Advances*, 6(36), 1–18. doi: 10.1126/sciadv.abb2313

Andrade, R. S., Freitas, L. 2021. Impact of an IUCN national Red List of threatened flora on scientific attention. *Endangered Species Research*, 46, 175–184. doi: 10.3354/esr01154

Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álamos Río Cuchujaqui. 2011. Monitoreo de la palma de la virgen (*Dioon sonorense*) en el Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álamos Río Cuchujaqui. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Consultado el 03 de Marzo de 2023

ArcGIS [GIS software]. Versión 10.5. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute, Inc., 2016.

Arellano, G., Loza, M. I., Tello, J. S., Macía, M. J. 2015. Commonness and rarity determinants of woody plants in different types of tropical forests. *Biodiversity and Conservation*, 24(5), 1073–1087. doi: 10.1007/s10531-014-0843-y

Arriaga, L., J.M. Espinoza, C. Aguilar, E. Martínez, L. Gómez y E. Loa (coordinadores). 2000. Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

Arriaga, L., Aguilar, C., Espinosa, D. y Jiménez, R. (Eds.), 1997. Regionalización ecológica y biogeográfica de México. Taller de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio), noviembre de 1997.



Bachman, S. P., Field, R., Reader, T., Raimondo, D., Donaldson, J., Schatz, G. E., Lughadha, E. N. 2019. Progress, challenges and opportunities for Red Listing. *Biological Conservation*, 234(February), 45–55. doi: 10.1016/j.biocon.2019.03.002

Bachman, S., Moat, J., Hill, A. W., de laTorre, J., Scott, B. 2011. Supporting red list threat assessments with GeoCAT: Geospatial conservation assessment tool. *ZooKeys*, 150, 117–126. doi: 10.3897/zookeys.150.2109

Baden H.M., Roach D., Schweingruber F.H., Reitzel K., Lundgreen K., Dahlgren J.P. 2021. The effects of age on the demography of a perennial plant depend on interactions with size and environment. *Journal of Ecology* 109(2):1068-1077. doi:10.1111/1365-2745.13537

Balding, M., Williams, K. J. H. 2016. Plant blindness and the implications for plant conservation. *Conservation Biology*, 30(6), 1192–1199. doi: 10.1111/cobi.12738

Birskis-Barros, I., Alencar, L. R. V., Prado, P. I., Böhm, M., Martins, M. 2019. Ecological and conservation correlates of rarity in New World pitvipers. *Diversity*, 11(9), 1–15. doi: 10.3390/d11090147

Bongers F, Popma J, del Castillo JM, Carabias J. 1988. Structure and floristic composition of the lowland rain forest of Los Tuxtlas, Mexico. *Vegetatio* 74(1):55-80. doi:10.1007/BF00045614

Bösenberg, J.D. 2022a. *Dioon purpusii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2022: e.T42147A69830671. doi: 10.2305/IUCN.UK.2022-1.RLTS.T42147A69830671.en. Consultado el 07 de Marzo de 2023.

Bösenberg, J.D. 2022b. *Dioon sonorensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2022: e.T42130A69831933. doi: 10.2305/IUCN.UK.2022-1.RLTS.T42130A69831933.en. Consultado el 03 de Marzo de 2023.

Bösenberg, J.D. 2022c. *Zamia inermis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2022: e.T42111A69833031. doi: 10.2305/IUCN.UK.2022-1.RLTS.T42111A69833031.en. Consultado el 03 de marzo de 2023

Boyd, J. N., Anderson, J. T., Brzyski, J., Baskauf, C., Cruse-sanders, J. 2022. Eco-evolutionary causes and consequences of rarity in plants: a meta-analysis. *New Phytologist*. doi: 10.1111/nph.18172

Brito-Castillo, L., M.A. Crimmins S.C. Díaz C. 2010. Clima. En: F.E. Molina-Freaner y T.R. Van-Devender, eds. *Diversidad biológica de Sonora*. UNAM, México, pp. 73-96.

Brower, J., Zar, J., von Ende, C. 1997. *Field and Laboratory Methods for General Ecology*. 4ta edición. McGraw-Hill Education.

Brummitt, N. A., Bachman, S. P., Griffiths-Lee, J., Lutz, M., Moat, J. F., Farjon, A., Donaldson, J. S., Hilton-Taylor, C., Meagher, T. R., Albuquerque, S., Aletrari, E., Andrews, A. K., Atchison, G., Baloch, E., Barlozzini, B., Brunazzi, A., Carretero, J., Celesti, M., Chadburn, H., ... Lughadha, E. M. N. 2015. Green plants in the red: A baseline global assessment for the IUCN Sampled Red List Index for Plants. *PLoS ONE*, 10(8), 1–22. doi: 10.1371/journal.pone.0135152

Butt, N., Halpern, B. S., O'Hara, C. C., Allcock, A. L., Polidoro, B., Sherman, S., Byrne, M., Birkeland, C., Dwyer, R. G., Frazier, M., Woodworth, B. K., Arango, C. P., Kingsford, M. J., Udyawer, V., Hutchings, P., Scanes, E., McClaren, E. J., Maxwell, S. M., Diaz-Pulido, G., ... Klein, C. J. 2022. A trait-based framework for assessing the vulnerability of marine species to human impacts. *Ecosphere*, 13(2), 1–17. doi: 10.1002/ecs2.3919

Cabrera-Toledo, D., González-Astorga, J., Flores-Vázquez, J. C. 2012. Fine-scale spatial genetic structure in two Mexican cycad species *Dioon caputoi* and *Dioon merolae* (Zamiaceae, Cycadales): Implications for conservation. *Biochemical Systematics and Ecology*, 40(February), 43–48. doi: 10.1016/j.bse.2011.09.004

Cabrera-Toledo, D., González-Astorga, J., Vovides, A. P., Casas, A., Vargas-Ponce, O., Carrillo-Reyes, P., Nolasco-Soto, J., Vega, E. 2019. Surviving background extinction: Inferences from historic and current dynamics in the contrasting population structures of two endemic Mexican cycads. *Population Ecology*, 61(1), 62–73. doi: 10.1002/1438-390X.1008

Castillo-Lara, P., Octavio-Aguilar, P., De-Nova, J. A. 2018. *Ceratozamia zaragozae* Medellín-Leal (Zamiaceae), an endangered Mexican cycad: New information on population structure and spatial distribution. *Brittonia*, 70(2), 155–165. doi: 10.1007/s12228-017-9513-1

Calonje M, Stevenson DW, Osborne R. The World List of Cycads, online edition [Internet]. 2013-2023. [cited 2023 Jan 19]. Available from: <http://www.cycadlist.org>

Carvajal-Hernández, C. I., Juárez-Fragoso, M. A., Armenta-Montero, S., Demeneghi-Calatayud, A. P., Vázquez-Torres, M. 2020. Different criteria for evaluation of the conservation status of *Ceratozamia miqueliana* (Zamiaceae). *Tropical Conservation Science*, 13. doi: 10.1177/1940082920952682

Caswell, H. 2001. Matrix population models: construction, analysis, and interpretation. Second edition. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, USA.

Cazalis, V., Di Marco, M., Butchart, S. H. M., Akçakaya, H. R., González-Suárez, M., Meyer, C., Clausnitzer, V., Böhm, M., Zizka, A., Cardoso, P., Schipper, A. M., Bachman, S. P., Young, B. E., Hoffmann, M., Benítez-López, A., Lucas, P. M., Pettorelli, N., Patoine, G., Pacifici, M., ... Santini, L. 2022. Bridging the research-implementation gap in IUCN Red List assessments. *Trends in Ecology and Evolution*, 37(4), 359–370. doi: 10.1016/j.tree.2021.12.002

Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., García, A., Pringle, R. M., Palmer, T. M. 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances*, 1(June), 1–5. doi: 10.1126/sciadv.1400253

Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Raven, P. H. 2020. Vertebrates on the brink as indicators of biological annihilation and the sixth mass extinction. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 117(24), 13596–13602. doi: 10.1073/pnas.1922686117

Chamberlain, C. J. 1911. The adult cycad trunk. *Botanical Gazette* 52: 81-104.

Chemnick, J. & Gregory, T. 2022a. *Dioon angustifolium*. The IUCN Red List of Threatened Species 2022: e.T178868A69829750. doi: 10.2305/IUCN.UK.2022-1.RLTS.T178868A69829750.en. Consultado el 03 Marzo de 2023.

Chemnick, J. & Gregory, T. 2022b. *Dioon edule*. The IUCN Red List of Threatened Species 2022: e.T42158A69829495. doi: 10.2305/IUCN.UK.2022-1.RLTS.T42158A69829495.en. Consultado el 03 de Marzo de 2023.

Cogoni, D., Sulis, E., Bacchetta, G., Fenu, G. 2019. The unpredictable fate of the single population of a threatened narrow endemic Mediterranean plant. *Biodiversity and Conservation*, 28(7), 1799–1813. doi: 10.1007/s10531-019-01757-0

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas [CONANP]. 2012. Estudio Previo Justificativo para el establecimiento del Área de Protección de Flora y Fauna Sierra Huérfana, en el Estado de Sonora.

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [CONABIO]. 2021. Categorías de riesgo en México. [www.biodiversidad.gob.mx](http://www.biodiversidad.gob.mx). Fecha de actualización: 16 de octubre de 2021. <https://www.biodiversidad.gob.mx/especies/catRiesMexico>

Deevey E. 1947. Life Tables for Natural Populations of Animals. *Q Rev Biol*. 22(4):283-314. doi:10.1007/978-3-642-35858-6\_9

Díaz, S., Settele, J., Brondízio, E. S., Ngo, H. T., Agard, J., Arneth, A., Balvanera, P., Brauman, K. A., Butchart, S. H. M., Chan, K. M. A., Lucas, A. G., Ichii, K., Liu, J., Subramanian, S. M., Midgley, G. F., Miloslavich, P., Molnár, Z., Obura, D., Pfaff, A., ... Zayas, C. N. 2019. Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science*, 366(eaax3100), 1–10. doi: 10.1126/science.aax3100

Diario Oficial de la Federación [DOF]. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental– Especies nativas de México de flora y fauna silvestres– Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión,

exclusión o cambio— Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación. 30 de diciembre de 2010.

Diario Oficial de la Federación [DOF]. 2012. AVISO por el que se informa al público en general que están a su disposición los estudios realizados para justificar la expedición del Decreto por el que se pretende declarar como área natural protegida con la categoría de Área de Protección de Flora y Fauna, la zona conocida como Sierra Huérfana, con una superficie de 12,813-50-49.25 hectáreas, localizada en los municipios de Ures y Mazatán en el Estado de Sonora. Diario Oficial de la Federación. 27 de noviembre de 2012.

Diario Oficial de la Federación [DOF]. 2019. Modificación del Anexo Normativo III, Lista de especies en riesgo de la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación 14 de noviembre, 2019.

Donaldson, J.S. (Ed.), 2003. Cycads: A Status Survey and Conservation Action Plan. IUCN/SSC Cycad Specialist Group, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. ix + 86 pp

Earl, J. E. 2019. Evaluating the assumptions of population projection models used for conservation. *Biological Conservation*, 237, 145–154. doi: 10.1016/j.biocon.2019.06.034

Eckenwalder, J. E. 1980. Dispersal of the West Indian Cycad, *Zamia pumila* L. *Biotropica*, 12(1), 79–80.

Edwards, K. M., Schlesinger, C., Ooi, M. K. J., French, K., Gooden, B. 2019. Invasive grass affects seed viability of native perennial shrubs in arid woodlands. *Biological Invasions*, 21(5), 1763–1774. doi: 10.1007/s10530-019-01933-x

Elewa, A. M. T., Abdelhady, A. A. 2020. Past, present, and future mass extinctions. *Journal of African Earth Sciences*, 162 (September 2019), 103678. doi: 10.1016/j.jafrearsci.2019.103678

Enquist, B. J., Feng, X., Boyle, B., Maitner, B., Newman, E. A., Jørgensen, P. M., Roehrdanz, P. R., Thiers, B. M., Burger, J. R., Corlett, R. T., Couvreur, T. L. P., Dauby, G., Donoghue, J. C., Foden, W., Lovett, J. C., Marquet, P. A., Merow, C., Midgley, G., Morueta-Holme, N., ... McGill, B. J. 2019. The commonness of rarity: Global and future distribution of rarity across land plants. *Science Advances*, 5(11), 1–14. doi: 10.1126/sciadv.aaz0414

Enright, N. J., Franco, M., Silvertown, J. 1995. Comparing plant life histories using elasticity analysis: the importance of life span and the number of life-cycle stages. *Oecologia*, 104(1), 79–84. doi: 10.1007/BF00365565

Espadas-Manrique, C., Linares, M., Orellana, R., Peniche-aké, S., Reyes-García, C. 2020. Evaluación del riesgo de extinción de *Beaucarnea pliabilis* (Asparagaceae) (despeinada o tsiipil), especie endémica de la península de Yucatán. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 91.

Esparza-Olguín, L. G. 2004. ¿Qué sabemos de la rareza en especies vegetales? Un enfoque genético-demográfico. *Boletín de La Sociedad Botánica de México*, 75, 17–32.

Etherington, R., Jeffers, B., Grigg, L., Paddock, A. 2018. Investigating the demographics and intrapopulation spatial patterns of the endangered *Cycas megacarpa* K.D.Hill in central Queensland, Australia. *Austral Ecology*, 43(1), 110–116. doi: 10.1111/aec.12548

Fallon, C. E., Walker, A. C., Lewis, S., Cicero, J., Faust, L., Heckscher, C. M., Pérez-Hernández, C. X., Pfeiffer, B., Jepsen, S. 2021. Evaluating firefly extinction risk: Initial red list assessments for North America. *PloS ONE*, 16(11 November 2021), 1–18. doi: 10.1371/journal.pone.0259379

Flesch, A. D, Hahn, L. A. 2005. Distribution of birds and plants at the western and southern edges of the Madrean Sky Islands in Sonora, Mexico. In: Gottfried, Gerald J.; Gebow, Brooke S.; Eskew, Lane G.; Edminster, Carleton B., comps. *Connecting mountain islands and desert seas: biodiversity and management of the Madrean Archipelago II*. Proc. RMRS-P-36. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station: 80-87.

Foden, W.B., S.H.M. Butchart, S.N. Stuart, J.-C. Vié, H. Resit Akçakaya, Ariadne Angulo, Lyndon M. DeVantier, et al. 2013. Identifying the World's Most Climate Change Vulnerable Species: A Systematic Trait-Based Assessment of all Birds, Amphibians and Corals. *PLoS One* 8: e65427

Fragnière, Y., Bétrisey, S., Cardinaux, L., Stoffel, M., Kozłowski, G. 2015. Fighting their last stand? A global analysis of the distribution and conservation status of gymnosperms. *Journal of Biogeography*, 42(5), 809–820. doi: 10.1111/jbi.12480

Fusco, E. J., Finn, J. T., Balch, J. K., Chelsea Nagy, R., Bradley, B. A. 2019. Invasive grasses increase fire occurrence and frequency across US ecoregions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 116(47), 23594–23599. doi: 10.1073/pnas.1908253116

Gallagher, R. V., Allen, S. P., Mackenzie, B. D. E., Keith, D. A., Nolan, R. H., Rumpff, L., Gosper, C. R., Pegg, G., van Leeuwen, S., Ooi, M. K. J., Yates, C. J., Merow, C., Williams, R. J., Nikolopoulos, E. I., Beaumont, L. J., Auld, T. D. 2022. An integrated approach to assessing abiotic and biotic threats to post-fire plant species recovery: Lessons from the 2019–2020 Australian fire season. *Global Ecology and Biogeography*, February, 1–14. doi: 10.1111/geb.13478

García, M. B., Domingo, D., Pizarro, M., Font, X., Gómez, D., Ehrlén, J. 2020. Rocky habitats as microclimatic refuges for biodiversity. A close-up thermal approach. *Environmental and Experimental Botany*, 170(May 2019), 103886. doi: 10.1016/j.envexpbot.2019.103886

García-Aguilar, M. C., Luévano-Esparza, J., De la Cueva, H. 2017. La fauna nativa de México en Riesgo y la NOM-059: ¿Están todos los que son y son todos los que están? *Acta Zoológica Mexicana (N.S.)*, 33(2),188-198.

Garza, A. 2018. Estudio ecológico de una población de *Dioon sonorensis* de la Sierra de Mazatán en el estado de Sonora. Tesis de licenciatura. Departamento de Investigaciones Científicas y Tecnológicas de la Universidad de Sonora. Hermosillo, Sonora, México.

Goel, A., Khurajam, J. 2015. Cycads: An Overview. Pp. 349- 360. En: Bahadur B., Venkat Rajam M., Sahijram L., Krishnamurthy K. (eds) *Plant Biology and Biotechnology*. Springer, New Delhi, India.

Goettsch, B., Hilton-Taylor, C., Cruz-Piñón, G., Duffy, J. P., Frances, A., Hernández, H. M., Inger, R., Pollock, C., Schipper, J., Superina, M., Taylor, N. P., Tognelli, M., Abba, A. M., Arias, S., Arreola-Nava, H. J., Baker, M. A., Bárcenas, R. T., Barrios, D., Braun, P., ... Gaston, K. J. 2015. High proportion of cactus species threatened with extinction. *Nature Plants*, 1(October), 1-7. doi: 10.1038/nplants.2015.142

González-Astorga, J., Vergara, F., Vovides, A., Nicolalde, F., Cabrera, D., Pérez, M. 2008. Diversity and genetic structure of three species of *Dioon* Lindl. (Zamiaceae, Cycadales) from the Pacific seaboard of Mexico. *Biological Journal of the Linnean Society* 94: 765-776. doi: 10.1111/j.1095-8312.2008.01034.x

González-Christen, A. 1990. Algunas interacciones entre *Dioon edule* (Zamiaceae) y *Peromyscus mexicanus* (Rodentia- Cricetidae). *La Ciencia y El Hombre*, 5, 77–92.

González-Espinosa, M., Pérez-Espinosa, B. A., Ramírez-Marcial, N. 2010. Distribución espacial y respuesta fototrópica de *Dioon merolae* (Zamiaceae) en poblaciones relictuales del centro de Chiapas, México. *Botanical Sciences*, 90(1), 63–72.

Gutiérrez-Ortega, J., Kajita, T., Molina, F. 2014. Conservation genetics of an endangered cycad, *Dioon sonorensis* (Zamiaceae): Implications from variation of chloroplast DNA. *Botanical Sciences* 96: 441-451. doi: 10.1007/s10592-018-1079-2

Gutiérrez-Ortega, J., Jiménez-Cedillo, K., Pérez-Farrera, M., Martínez, J., Molina-Freaner, F., Watano, Y., Kajita, T. 2018a. Species definition of *Dioon sonorensis* (Zamiaceae, Cycadales), and description of *D. vovidesii*, a new cycad species from northwestern Mexico. *Phytotaxa* 369 (2): 107-114. doi: 10.11646/phytotaxa.369.2.4

Gutiérrez-Ortega, J., Jiménez-Cedillo, K., Pérez-Farrera, M., Vovides, A., Martínez, J., Molina-Freaner, F., Imai, R., Tsuda, Y., Matsuki, Y., Suyama, Y., Watano, Y., Kajita, T. 2018b. Considering evolutionary processes in cycad conservation: identification of evolutionarily significant units within *Dioon sonorensis* (Zamiaceae) in northwestern Mexico. *Conservation Genetics* 19(5):1069-1081. doi: 10.1007/s10592-018-1079-2

Gutiérrez-Ortega, J. S., Salinas-Rodríguez, M. M., Martínez, J. F., Molina-Freaner, F., Pérez-Farrera, M. A., Vovides, A. P., Matsuki, Y., Suyama, Y., Ohsawa, T. A., Watano, Y., Kajita, T. 2018c. The phylogeography of the cycad genus *Dioon* (Zamiaceae) clarifies its Cenozoic expansion and diversification in the Mexican transition zone. *Annals of Botany*, 121(3), 535–548. doi: 10.1093/aob/mcx165

Gutiérrez-Ortega, J. S., Yamamoto, T., Vovides, A. P., Pérez-Farrera, M. A., Martínez, J. F., Molina-Freaner, F., Watano, Y., Kajita, T. 2018d. Aridification as a driver of biodiversity: A case study for the cycad genus *Dioon* (Zamiaceae). *Annals of Botany*, 121(1), 47–60. doi: 10.1093/aob/mcx123

Gutiérrez-Ortega, J. S., Molina-Freaner, F., Martínez, J. F., Pérez-Farrera, M. A., Vovides, A. P., Hernández-López, A., Tezuka, A., Nagano, A. J., Watano, Y., Takahashi, Y., Murakami, M., Kajita, T. 2021. Speciation along a latitudinal gradient: The origin of the Neotropical cycad sister pair *Dioon sonorensis*–*D. vovidesii* (Zamiaceae). *Ecology and Evolution*, 11(11), 6962–6976. doi: 10.1002/ece3.7545

Harfoot, M. B. J., Johnston, A., Balmford, A., Burgess, N. D., Butchart, S. H. M., Dias, M. P., Hazin, C., Hilton-Taylor, C., Hoffmann, M., Isaac, N. J. B., Iversen, L. L., Outhwaite, C. L., Visconti, P., Geldmann, J. 2021. Using the IUCN Red List to map threats to terrestrial vertebrates at global scale. *Nature Ecology and Evolution*, 5(11), 1510–1519. doi: 10.1038/s41559-021-01542-9

Hernández-Navarro, E., Esqueda, M., Lizárraga, M., López-Peña, D., Gutiérrez, A. 2015. Registros nuevos de hongos gasteroides y mixomicetes de la Sierra de Mazatán, Sonora, México. *Revista Mexicana de Micología*, 42, 45–52.

Hirt, M. R., Barnes, A. D., Gentile, A., Pollock, L. J., Rosenbaum, B., Thuiller, W., Tucker, M. A., Brose, U. 2021. Environmental and anthropogenic constraints on animal space use drive extinction risk worldwide. *Ecology Letters*, 24(12), 2576–2585. doi: 10.1111/ele.13872

Hogue, A. S., Breon, K. 2022. The greatest threats to species. *Conservation Science and Practice*, 4(5), 1–9. doi: 10.1111/csp2.12670

Holz, H., Segar, J., Valdez, J., Staude, I. R. 2022. Assessing extinction risk across the geographic ranges of plant species in Europe. *Plants People Planet*, 4(3), 303–311. doi: 10.1002/ppp3.10251

Humphreys, A. M., Govaerts, R., Ficinski, S. Z., Nic Lughadha, E., & Vorontsova, M. S. 2019. Global dataset shows geography and life form predict modern plant extinction and rediscovery. *Nature Ecology and Evolution*, 3(7), 1043–1047. doi: 10.1038/s41559-019-0906-2

Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI]. 2018. Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación. Escala 1:250 000. Serie VII. Conjunto nacional.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2013. Diccionario de datos topográficos: escala 1:50 000: versión 2.

Jamil, A., Zubair, M., Manzoor, S. A., Muhammad, M. W., Yasin, G., Rahman, S. U., Alzain, M. N., Alqarawi, A. A., Abd\_Allah, E. F. (2022). Impact of Human Settlements on Diversity of Range Vegetation. *Sustainability*, 14(1), 1–15. doi: 10.3390/su14010519

Jarić, I., Roberts, D. L., Gessner, J., Solow, A. R., Courchamp, F. (2017). Science responses to IUCN Red Listing. *PeerJ*, 2017(11), 1–11. doi: 10.7717/peerj.4025

Jiménez-Cedillo, K. 2018. Diversidad genotípica de agrupaciones de *Dioon vovidesii* en una población de la Sierra de Mazatán, Sonora. Tesis de licenciatura. Departamento de Investigaciones Científicas y Tecnológicas de la Universidad de Sonora. Hermosillo, Sonora, México.

Kimmel, K., Clark, M., Tilman, D. 2022. Impact of multiple small and persistent threats on extinction risk. *Conservation Biology*, June 2021, 1–10. doi: 10.1111/cobi.13901

Kress, W. J., Krupnick, G. A. 2022. Lords of the biosphere: Plant winners and losers in the Anthropocene. *Plants People Planet*, 4(4), 1–17. doi: 10.1002/ppp3.10252

Lawler, J. J., Aukema, J. E., Grant, J. B., Halpern, B. S., Kareiva, P., Nelson, C. R., Ohlth, K., Olden, J. D., Schlaepfer, M. A., Silliman, B. R., Zaradic, P. 2006. Conservation science: A 20-year report card. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4(9), 473–480. doi: 10.1890/1540-9295(2006)4[473:CSAYRC]2.0.CO;2

Lázaro-Zermeño, J. M., González-Espinosa, M., Mendoza, A., Martínez-Ramos, M. 2012. Historia natural de *Dioon meroale* (Zamiaceae) en Chiapas, México. *Botanical Sciences*, 90(1), 73–87.

Lázaro-Zermeño, J. M., González-Espinosa, M., Mendoza, A., Martínez-Ramos, M., Quintana-Ascencio, P. F. 2011. Individual growth, reproduction and population dynamics of *Dioon merolae* (Zamiaceae) under different leaf harvest histories in Central Chiapas, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 261(3), 427–439. doi: 10.1016/j.foreco.2010.10.028



Lazcano-Lara JC, Ackerman JD. 2018. Best in the company of nearby males: Female success in the threatened cycad, *Zamia portoricensis*. PeerJ. 2018 (7). doi:10.7717/peerj.5252

Lhoest, S., Fonteyn, D., Dainou, K., Delbeke, L., Doucet, J. L., Dufrêne, M., Josso, J. F., Ligot, G., Oszwald, J., Rivault, E., Verheggen, F., Vermeulen, C., Biwolé, A., Fayolle, A. (2020). Conservation value of tropical forests: Distance to human settlements matters more than management in Central Africa. *Biological Conservation*, 241, 1–11. doi: 10.1016/j.biocon.2019.108351

Liddle, D.T., 2004. The ecology of *Cycas armstrongii* and management of fire in Australia's tropical savannas. Tesis doctoral. Charles Darwin University, Darwin, Australia.

Liu, H., Jiang, Z., Dai, J., Wu, X., Peng, J., Wang, H., Meersmans, J., Green, S. M., & Quine, T. A. 2019. Rock crevices determine woody and herbaceous plant cover in the karst critical zone. *Science China Earth Sciences*, 62(11), 1756–1763. doi: 10.1007/s11430-018-9328-3

López-Gallego, C. 2008. Demographic variation in cycad populations inhabiting contrasting forest fragments. *Biodiversity and Conservation*, 17(5), 1213–1225. doi: 10.1007/s10531-007-9263-6

López-Gallego, C., O'Neil, P. 2010. Life-history variation following habitat degradation associated with differing fine-scale spatial genetic structure in a rainforest cycad. *Population Ecology*, 52(1), 191–201. doi: 10.1007/s10144-009-0171-3

Lughadha, E. N., Walker, B. E., Canteiro, C., Chadburn, H., Davis, A. P., Hargreaves, S., Lucas, E. J., Schuiteman, A., Williams, E., Bachman, S. P., Baines, D., Barker, A., Budden, A. P., Carretero, J., Clarkson, J. J., Roberts, A., Rivers, M. C. 2019. The use and misuse of herbarium specimens in evaluating plant extinction risks. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 374(1763). doi: 10.1098/rstb.2017.0402

Luque, G. M., Vayssade, C., Facon, B., Guillemaud, T., Courchamp, F., Fauvergue, X. 2016. The genetic Allee effect: A unified framework for the genetics and demography of small populations. *Ecosphere*, 7(7). doi: 10.1002/ecs2.1413

Lwin, Y. H., Wang, L., Li, G., & Quan, R. C. (2023). Where do we manage? Uncovering the hidden impact of human presence on mammal conservation in northern Myanmar. *Biological Conservation*, 284(June), 110188. doi: 10.1016/j.biocon.2023.110188

Mace, G. M., Collar, N. J., Gaston, K. J., Hilton-Taylor, C., Akçakaya, H. R., Leader-Williams, N., Milner-Gulland, E. J., Stuart, S. N. 2008. Quantification of extinction

risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Conservation Biology*, 22(6), 1424–1442. doi: 10.1111/j.1523-1739.2008.01044.x

Maciel, E. A., Martins, F. R. 2021. Rarity patterns and the conservation status of tree species in South American savannas. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 285 (January), 151942. doi: 10.1016/j.flora.2021.151942

Maciel, E. A., Arlé, E. 2020. Rare7: An R package to assess the forms of rarity in a community. *Ecological Indicators*, 115(April), 106419. doi: 10.1016/j.ecolind.2020.106419

Maes, D., Isaac, N. J. B., Harrower, C. A., Collen, B., van Strien, A. J., Roy, D. B. 2015. The use of opportunistic data for IUCN Red List assessments. *Biological Journal of the Linnean Society*, 115(3), 690–706. doi: 10.1111/bij.12530

Maldonado, C., Molina, C. I., Zizka, A., Persson, C., Taylor, C. M., Albán, J., Chilquillo, E., Rønsted, N., Antonelli, A. 2015. Estimating species diversity and distribution in the era of Big Data: To what extent can we trust public databases? *Global Ecology and Biogeography*, 24(8), 973–984. doi: 10.1111/geb.12326

Manawaduge, C. G., Yakandawala, D., Yakandawala, K. 2020. Does the IUCN Red-Listing 'Criteria B' do justice for smaller aquatic plants? A case study from Sri Lanka Aponogetons. *Biodiversity and Conservation*, 29(1), 115–127. doi: 10.1007/s10531-019-01873-x

Marshall, V. M., Lewis, M. M., Ostendorf, B. 2012. Buffel grass (*Cenchrus ciliaris*) as an invader and threat to biodiversity in arid environments: A review. *Journal of Arid Environments*, 78, 1–12. doi: 10.1016/j.jaridenv.2011.11.005

Martínez-Domínguez, L. Nicolalde-Morejón, F. 2022. *Ceratozamia fuscoviridis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2022: e.T212754607A2959711. doi: 10.2305/IUCN.UK.2022-1.RLTS.T212754607A2959711.en. Consultado el 03 de Marzo de 2023.

Martínez-Ramos M, Álvarez-Buylla E. 1995. Ecología de poblaciones de plantas en una selva húmeda de México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 1995;56:121-153.

Martínez-Yrizar, A., R.S. Felger A. Búrquez. 2010. Los ecosistemas terrestres: un diverso capital natural. En: F.E. Molina-Freaner y T.R. Van Devender, eds. *Diversidad biológica de Sonora*. UNAM, México, pp. 129-156.

Martorell, C., Peters, E. M. 2005. The measurement of chronic disturbance and its effects on the threatened cactus *Mammillaria pectinifera*. *Biological Conservation*, 124(2), 199–207. doi: 10.1016/j.biocon.2005.01.025

McDonald, C. J., Mcpherson, G. R. 2013. Creating hotter fires in the Sonoran Desert: Buffelgrass produces copious fuels and high fire temperatures. *Fire Ecology*, 9(2), 26–39. doi: 10.4996/fireecology.0902026

Merow, C., Dahlgren, J. P., Metcalf, C. J. E., Childs, D. Z., Evans, M. E. K., Jongejans, E., Record, S., Rees, M., Salguero-Gómez, R., McMahon, S. M. 2014. Advancing population ecology with integral projection models: A practical guide. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(2), 99–110. doi: 10.1111/2041-210X.12146

Miller, G., Friedel, M., Adam, P., Chewings, V. 2010. Ecological impacts of buffel grass (*Cenchrus ciliaris* L.) invasion in central Australia - Does field evidence support fire-invasion feedback? *Rangeland Journal*, 32(4), 353–365. doi: 10.1071/RJ09076

Misztal, L.W., N. Deyo, C.F. Campbell (Sky Island Alliance, Tucson, AZ). 2013. Springs in the Sky Island Region: Inventory, Assessment, and Management Planning Project. Final Report to the Desert Landscape Conservation Cooperative for WaterSMART Agreement No R11AP81528; December 2013. 43 pp.

Montijo, P. 2021. iNaturalist observation: <https://www.inaturalist.org/observations/96454039>. Visitado 20/01/2023

Mora, R., Yáñez-Espinosa, L., Flores, J., Nava-Zárate, N. 2013. Strobilus and seed production of *Dioon edule* (Zamiaceae) in a population with low seedling density in San Luis Potosí, Mexico. *Tropical Conservation Science*, 6(2), 268–282. doi: 10.1177/194008291300600208

Moreno, Y. M., Castañeda, E. S., Barajas Domínguez, M. I. 2014. Comercialización de cícadas mexicanas (Zamiaceae) en Atlixco, Puebla. Un estudio exploratorio. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 5(4), 633–644. <http://www.scielo.org.mx/pdf/remexca/v5n4/v5n4a8.pdf>

Morrone, J. J. 2019) Regionalización biogeográfica y evolución biótica de México: encrucijada de la biodiversidad del Nuevo Mundo. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 90(0), 1–68. doi: 10.22201/ib.20078706e.2019.90.2980

Morrone, J. J., Escalante, T., Rodríguez-Tapia, G. 2017. Mexican biogeographic provinces: map and shapefiles. *Zootaxa*, 4277, 277–279. doi: 10.11646/zootaxa.4277.2.8

Negrón-Ortiz, V., Gorchov, D. L. 2000. Effects of fire season and postfire herbivory on the cycad *Zamia pumila* (Zamiaceae) in Slash Pine Savanna, Everglades National Park, Florida. *International Journal of Plant Sciences*, 161(4), 659–669.

Negrón-Ortiz, V., Gorchov, D. L., Breckon, G. J. 1996. Population structure in *Zamia* (Zamiaceae) in northern Puerto Rico. II. Seed germination and stage-Structured populaton projection. *International Journal of Plant Sciences*, 157(5), 605–614.

Negrón-Ortiz, V., Breckon, G. J. 1989. Population structure in *Zamia debilis* (Zamiaceae). I. Size classes, leaf phenology, and leaf turnover. *American Journal of Botany*, 76(6), 891–900.

Nicolalde-Morejón, F., González, J., Vergara, F., Stevenson, D., Rojas, O., Medina, A. 2014. Biodiversidad de Zamiaceae en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85: 114-125.

Octavio-Aguilar, P., González-Astorga, J., Vovides, A. P. 2008. Population dynamics of the mexican cycad *Dioon edule* lindl. (Zamiaceae): Life history stages and management impact. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 157(3), 381–391. doi: 10.1111/j.1095-8339.2008.00814.x

Octavio-Aguilar, P., Rivera-Fernández, A., Iglesias-Andreu, L. G., Vovides, P. A., de Cáceres-González, F. F. N. 2017. Extinction risk of *Zamia inermis*: a demographic study in its single natural population. *Biodiversity and Conservation*, 26(4), 787–800. doi: 10.1007/s10531-016-1270-z

Ornduff, R. 1989. Size distribution and coning behaviour of the Australian cycad *Lepidozamia peroffskyana*. *Australian Journal of Ecology*, 14, 241–245. doi: 10.1111/j.1442-9993.1989.tb01432.x

Paiha, A. P., Laird, R. A. 2022. Pace and shape of senescence in three species of duckweed. *Ecology and Evolution*, 12(7), 1–9. doi: 10.1002/ece3.9038

Panter, C. T., Clegg, R. L., Moat, J., Bachman, S. P., Klitgård, B. B., White, R. L. 2020. To clean or not to clean: Cleaning open-source data improves extinction risk assessments for threatened plant species. *Conservation Science and Practice*, 2(12). doi: 10.1111/csp2.311

Pérez-Farrera, M. A., Vovides, A. P. 2004. Spatial distribution, population structure, and fecundity of *Ceratozamia matudai* Lundell (Zamiaceae) in El Triunfo Biosphere Reserve, Chiapas, Mexico. *The Botanical Review*, 70(4), 299–311. doi: 10.1663/0006-8101(2004)070

Pérez-Farrera, M. A., Vovides, A. P., Octavio-Aguilar, P., González-Astorga, J., Cruz-Rodríguez, J. D. La, Hernández-Jonapá, R., Villalobos-Méndez, S. M. 2006. Demography of the cycad *Ceratozamia mirandae* (Zamiaceae) under disturbed and undisturbed conditions in a biosphere reserve of Mexico. *Plant Ecology*, 187(1), 97–108. doi: 10.1007/s11258-006-9135-2

Pérez-Sarabia, J. E., de Stefano, R. D., Cetzal-Ix, W., Alvarado-Segura, A. A., Basu, S. K. 2020. Conservation assessment using the IUCN criterion B: A case study on palms of the Mexican portion of the Yucatán Peninsula Biotic Province. *Kew Bulletin*, 75(4), 1–13. doi: 10.1007/s12225-020-09896-2

Pillet, M., Goettsch, B., Merow, C., Maitner, B., Feng, X., Roehrdanz, P. R., Enquist, B. J. 2022. Elevated extinction risk of cacti under climate change. *Nature Plants*, 8(April). doi: 10.1038/s41477-022-01130-0

Piña-Páez, C., Esqueda, M., Gutierrez, A., González-Ríos, H. 2013. Diversity of Gasteroid Fungi in the Sierra de Mazatán, México. *The Southwestern Naturalist*, 58(3), 351–356.

Possingham, H. P., Andelman, S. J., Burgman, M. A., Medellín, R. A., Master, L. L., Keith, D. A. 2002. Limits to the use of threatened species lists. *Trends in Ecology and Evolution*, 17(11), 503–507. doi: 10.1016/S0169-5347(02)02614-9

Pulido, M. T., Vargas-Zenteno, M., Vite, A. and Vovides, A. P. 2015. Range extension of the endangered Mexican cycad *Ceratozamia fuscoviridis* Moore (teosintle): implications for conservation. *Tropical Conservation Science* Vol. 8 (3): 778-795.

Purvis, A., Gittleman, J. L., Cowlishaw, G., Mace, G. M. 2000. Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 267(1456), 1947–1952. doi: 10.1098/rspb.2000.1234

Qiu, T., Aravena, M. C., Andrus, R., Ascoli, D., Bergeron, Y., Berretti, R., Bogdziewicz, M., Boivin, T., Bonal, R., Caignard, T., Calama, R., Camarero, J. J., Clark, C. J., Courbaud, B., Delzon, S., Calderon, S. D., Farfan-Rios, W., Gehring, C. A., Gilbert, G. S., ... Clark, J. S. 2021. Is there tree senescence? The fecundity evidence. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 118(34), 1–10. doi: 10.1073/pnas.2106130118

Rabinowitz, D. 1981. Seven forms of rarity. In H. Synge (Ed.), *The biological aspects of rare plant conservation* (pp. 205–217). John Wiley & Sons Ltd.

Rabinowitz D., Cairns S. Dillon T. 1986. Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British Isles. En: Soulé M.E. Ed. *Conservation Biology: the Science of Scarcity and Diversity*, pp. 182-203, Sinauer, Sunderland.

Raimondo, D. C., Donaldson, J. S. 2003. Responses of cycads with different life histories to the impact of plant collecting: Simulation models to determine important life history stages and population recovery times. *Biological Conservation*, 111(3), 345–358. doi: 10.1016/S0006-3207(02)00303-8

Ramula, S., Rees, M., Buckley, Y. M. 2009. Integral projection models perform better for small demographic data sets than matrix population models: A case study of two perennial herbs. *Journal of Applied Ecology*, 46(5), 1048–1053. doi: 10.1111/j.1365-2664.2009.01706.x

Ribeiro, B. R., Guidoni-Martins, K., Tessarolo, G., Velazco, S. J. E., Jardim, L., Bachman, S. P., Loyola, R. 2022. Issues with species occurrence data and their

impact on extinction risk assessments. *Biological Conservation*, 273(July). doi: 10.1016/j.biocon.2022.109674

Rubio-Méndez, G., Chávez-Acuña, I. J., Yáñez-Espinosa, L., Fortanelli-Martínez, J. 2021. Effect of seed collection on the structure and dynamics of wild populations of *Dioon edule* (Zamiaceae). *Journal of the Torrey Botanical Society*, 148(1), 17–26. doi: 10.3159/TORREY-D-20-00021.1

Rubio-Méndez, G., Yáñez-Espinosa, L., Salinas-Rodríguez, M. M., Hernández-Hernández, K. A., Balderas-González, D. 2019. Demography and population structure of *Dioon angustifolium* (Zamiaceae) in northeastern Mexico. *Botanical Sciences*, 97(4), 685–690. doi: 10.17129/botsoci.2262

Rzedowski, J., Huerta, L. 1978. *Vegetación de México*. México: Limusa.

Samain, M. S., Guzmán Díaz, S., Machuca Machuca, K., Dolores Fuentes, A. C., Zacarías Correa, A. G., Valentín Martínez, D., Aldaba Núñez, F. A., Redonda-Martínez, R., Oldfield, S. F., Martínez Salas, E. M. 2022. Meta-analysis of Red List conservation assessments of Mexican endemic and near endemic tree species shows nearly two thirds of these are threatened. *Plants People Planet*, July, 1–19. doi: 10.1002/ppp3.10308

Sánchez, Ó., Medellín, R., Aldama, A., Goettsch, B., Soberón, J., & Tambutti, M. 2007. Método de Evaluación del Riesgo de Extinción de las Especies Silvestres en México (MER). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Instituto de Ecología de la Universidad Autónoma de México, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

Sánchez-Escalante, Jose Jesus; Espericueta-Betancourt, Manuel; Castillo-Gamez, Reyna Amanda. 2005. A preliminary floristic inventory in the Sierra de Mazatan, Municipios of Ures and Mazatan, Sonora, Mexico. In: Gottfried, Gerald J.; Gebow, Brooke S.; Eskew, Lane G.; Edminster, Carleton B., comps. *Connecting mountain islands and desert seas: biodiversity and management of the Madrean Archipelago II*. Proc. RMRS-P-36. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station: 118-126.

Sánchez-Escalante, José, Reina-Guerrero, Ana, Van Devender, Thomas. 2017. Lista anotada de la flora vascular de la Sierra de Mazatán (Huérfana), centro de Sonora, México. *Phytoneuron*. 2017. 1-44.

Sánchez-Salas, J., Muro, G., Estrada-Castillón, E., Alba-Ávila, J. A. 2013. El Mer: Un instrumento para evaluar el riesgo de extinción de especies en México. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas*, XII(1), 30–34. doi: 10.5154/r.rchsza.2012.06.037

Sehhati, M. T., Sepehr, A., Ekhtesasi, M. R., Goudie, A. 2015. The eco-geomorphological roles of rocky deep crevices for water supply on arid zone

mountain slopes (case study: Mehriz–Yazd, Iran). *Environmental Earth Sciences*, 74(1), 493–504. doi: 10.1007/s12665-015-4056-9

Servicio Meteorológico Nacional [SMN]. 2023. Monitor de Sequía en México [MSM]. Consultado el 11 de Abril del 2023. <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/monitor-de-sequia/monitor-de-sequia-en-mexico>

Shreve, F. 1951. *Vegetation of the Sonoran Desert*. Carnegie Institution of Washington, Publication No. 591. Washington, D.C.

Silvertown, J., Franco, M., Menges, E. 1996. Interpretation of elasticity matrices as an aid to the management of plant populations for conservation. *Conservation Biology*, 10(2), 591–597. doi: 10.1046/j.1523-1739.1996.10020591.x

Sittig, J., Whitaker, C., Fisher, L., Grabau, M., Robertson, T., Misztal, L. 2020. Collaborative conservation in the Madrean Sky Islands. In *Islands and Atolls - Life in and Surrounded by Water* (Vol. 1-5, pp. 240-250). Elsevier. doi: 10.1016/B978-0-12-409548-9.11946-3

Smith, R. J., Veríssimo, D., Leader-Williams, N., Cowling, R. M., Knight, A. T. 2009. Let the locals lead. *Nature*, 462(7271), 280–281. doi: 10.1038/462280a

Sommers, P., Davis, A., Chesson, P. 2022. Invasive buffel grass (*Cenchrus ciliaris*) increases water stress and reduces success of native perennial seedlings in southeastern Arizona. *Biological Invasions*, 24(6), 1809–1826. doi: 10.1007/s10530-022-02750-5

Stevenson, D. W. 2020. Observations on vegetative branching in cycads. *International Journal of Plant Sciences*, 181(6). doi: 10.1086/708812

Stephens, P.A., Sutherland, W.J. Freckleton, R.P. 1999. What is the Allee-effect? *Oikos*, 87, 185-190.

Stubben, C.J. Milligan, B.G. 2007. Estimating and analyzing demographic models using the popbio Package in R. *Journal of Statistical Software* 22(11): 1–23. doi: 10.18637/jss.v022.i11

Swart, C., Rowswell, R., Donaldson, J.; Barker, N. 2019. Population structure and survival of the critically endangered cycad *Encephalartos latifrons* in South Africa. *South African Journal of Botany*, 127, 80–90. doi: 10.1016/j.sajb.2019.08.034

Sykes, L., Santini, L., Etard, A., Newbold, T. 2020. Effects of rarity form on species' responses to land use. *Conservation Biology*, 34(3), 688–696. doi: 10.1111/cobi.13419

Takada, T., Kawai, Y., Salguero-Gómez, R. 2018. A cautionary note on elasticity analyses in a ternary plot using randomly generated population matrices. *Population Ecology*, 60(1–2), 37–47. doi: 10.1007/s10144-018-0619-4

Terry, I., Forster, P. I., Moore, C. J., Roemer, R. B., Machin, P. J. 2008. Demographics, pollination syndrome and conservation status of *Macrozamia platyrhachis* (Zamiaceae), a geographically restricted Queensland cycad. *Australian Journal of Botany*, 56(4), 321–332. doi: 10.1071/BT06202

Torres-Romero, E. J., Giordano, A. J. 2022. Impact of the Anthropocene on the status of the world's small carnivores: A global macroecological perspective. *Journal of Biogeography*, September 2021, 916-929. doi: 10.1111/jbi.14357

Tóth, R., Czeglédi, I., Takács, P., Tedesco, P. A., Erős, T. 2022. Taxonomic rarity and functional originality of freshwater fishes and their responses to anthropogenic habitat alterations. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 32(3), 484–494. doi: 10.1002/aqc.3768

Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza [IUCN]. 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Cycad Facts. [www.iucn.org](http://www.iucn.org). Consultado el 16 de noviembre de 2021. [https://www.iucn.org/downloads/cycad\\_factsheet\\_final.pdf](https://www.iucn.org/downloads/cycad_factsheet_final.pdf)

Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza [IUCN]. 2019. Directrices de uso de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN. <http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>

Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza [IUCN]. 2021. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza: México, América Central y el Caribe Oficina Regional informe anual 2020. <https://portals.iucn.org/>. Consultado el 06 de enero de 2022: (<https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2021-012-Es.pdf>).

Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza [IUCN]. 2023. The IUCN Red List of Threatened Species. Versión 2022-2. [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org). Visitado el 19 de enero de 2023. (<http://www.iucnredlist.org>).

Universidad Nacional Autónoma de México [UNAM]. 2023. IBdata: Base de Datos de las Colecciones Biológicas del Instituto de Biología, UNAM (en línea), Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. México. Accedido el 20/01/2023. Disponible en: <http://ibdata.ib.unam.mx>

Van Devender, T. R., Reina-Guerrero, A. L. 2021. The vegetation of Sonora, México. *Phytoneuron*, 67, 1–22.

Velasco-García, M. V., Valdez-Hernández, J. I., Ramírez-Herrera, C., Hernández-Hernández, M. L. 2017. Atributos dendrométricos, estructura poblacional y



diversidad de estadios de *Dioon holmgrenii* (Cycadales: Zamiaceae). *Revista de Biología Tropical*, 65(4), 1609–1624. doi: 10.15517/rbt.v65i4.26980

Velasco-García, M. V., Valdez-Hernández, J. I., Ramírez-Herrera, C., Hernández-Hernández, M. L., López-Upton, J., López-Mata, L., López-Sánchez, H. 2016. Structure, heterogeneity of stages and spatial dispersion pattern of *Dioon holmgrenii* (Zamiaceae). *Botanical Sciences*, 94(1), 75–87. doi: 10.17129/botsoci.258

Volis, S., Deng, T. 2020. Importance of a single population demographic census as a first step of threatened species conservation planning. *Biodiversity and Conservation*, 29(2), 527–543. doi: 10.1007/s10531-019-01897-3

Vovides, A. P. 1990. Spatial distribution, survival, and fecundity of *Dioon edule* (Zamiaceae) in a tropical deciduous forest in Veracruz, Mexico, with notes on its habitat. *American Journal of Botany*, 77(12), 1532–1543. doi: 10.2307/2444486

Vovides, A.P., Chemnick, J. Gregory, T. 2022. *Dioon rzedowskii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2022: e.T42148A69830460. doi: 10.2305/IUCN.UK.2022-1.RLTS.T42148A69830460.en. Consultado el 03 de Marzo de 2023.

Vovides, A. P., Pérez-Farrera, M. A., Iglesias, C. 2010. Cycad propagation by rural nurseries in Mexico as an alternative conservation strategy: 20 years on. *Kew Bulletin*, 65(4), 603–611. doi: 10.1007/s12225-010-9240-1

Vovides, A., Pérez, M., Gonzáles, J., Gonzáles, D., Gregory, T., Chemnick, J., Iglesias, C., Octavio, P., Avendaño, S., Bárcenas, C., Salas, S. 2003. An outline of our current knowledge on Mexican cycads (Zamiaceae, Cycadales). *Current Topics in Plant Biology* 4: 159- 174.

Vovides, A. P., Peters, C. M. 1987. *Dioon edule*: la planta más antigua de México. *Ciencia y Desarrollo*, 13(73), 19–24.

Wang, Y., Si, X., Bennett, P. M., Chen, C., Zeng, D., Zhao, Y., Wu, Y., Ding, P. 2018. Ecological correlates of extinction risk in Chinese birds. *Ecography*, 41, 782–794. doi: 10.1111/ecog.03158

Warshall, P. 1995. The Madrean Sky Island Archipelago: A planetary overview. In *Biodiversity and Management of the Madrean Archipelago: The Sky Islands of Southwestern United States and Northwestern Mexico*. General Technical Report RM-GTR-264. Tucson, Arizona: U.S. Forest Service. July.

Watkinson, A., Powell, J. 1997. The life history and population structure of *Cycas armstrongii* in monsoonal northern Australia. *Oecologia* 111: 341-349. Doi: 10.1007/s004420050244

Wilder, B. T., Jarnevich, C. S., Baldwin, E., Black, J. S., Franklin, K. A., Grissom, P., Hovanes, K. A., Olsson, A., Malusa, J., Kibria, A. S. M. G., Li, Y. M., Lien, A. M.,

Ponce, A., Rowe, J. A., Soto, J. R., Stahl, M. R., Young, N. E., Betancourt, J. L. 2021. Grassification and Fast-Evolving Fire Connectivity and Risk in the Sonoran Desert, United States. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9(October), 1–20. doi: 10.3389/fevo.2021.655561

Fondo Mundial para la Naturaleza [WWF]. 2020. Living Planet Report 2020. <https://livingplanet.panda.org/es-es/about-the-living-planet-report>. Consultado el 16 de Noviembre de 2021.

Yan, C., He, F., He, J., Zhang, Z. 2022. The relationship between local and regional extinction rates depends on species distribution patterns. *Ecography*. doi: 10.1111/ecog.05828

Yáñez-Espinosa, L., Barragán-Torres, F., Ibarra, A. B., Morales, J. I. 2022. Dispersal of *Dioon edule* cycad seeds by rodents in a tropical oak forest in Mexico. *Tropical Zoology*, 34(3–4), 57–71. doi: 10.4081/tz.2021.105

Yáñez-Espinosa, L., Flores, J. 2016. Effects of shade on germination traits of the endangered cycad *Dioon edule* (Zamiaceae). *Botanical Sciences*, 94(1), 127–132. doi: 10.17129/botsci.264

Yáñez-Espinosa, L., Sosa-Sosa, F. 2007. Population structure of *Dioon purpusii* Rose in Oaxaca, Mexico. *Neotropical Biology and Conservation*, 2(1), 46–54. doi: 10.4013/5925

Yu, H., Sui, X., Sun, M., Yin, X., Deane, D. C. 2022. Relative Importance of Ecological, Evolutionary and Anthropogenic Pressures on Extinction Risk in Chinese Angiosperm Genera. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10(March). doi: 10.3389/fevo.2022.844509

Zhong, Y., Chen, C., Wang, Y. 2021. Biological and extrinsic correlates of extinction risk in Chinese lizards. *Current Zoology*, 1-9. doi: 10.1093/cz/zoab040

## ANEXOS

### Anexo A

Trabajos de vulnerabilidad a la extinción de especies mexicanas de plantas. No se incluyeron los artículos que hacen evaluaciones para la Lista Roja de la IUCN de especies de reciente descripción. Lo anterior debido a que gran parte de estas evaluaciones están limitadas en cuanto información, como falta de monitoreos poblacionales a largo plazo o falta de información de características ecológicas y rasgos de historia de vida. Sumado a esto, la mayoría de las evaluaciones de riesgo de especies recientemente descritas únicamente se basan en el uso del criterio B (Distribución geográfica) de la Lista Roja para clasificar a las especies en alguna categoría de riesgo, sin considerar el cumplimiento de 2 de las 3 condiciones solicitadas: a) Poblaciones severamente fragmentadas o menos de 10 poblaciones, b) Disminución continua observada, estimada, inferida o proyectada de extensión de presencia, área de ocupación, área, extensión y/o calidad de hábitat, número de localidades o subpoblaciones y número de individuos maduros y c) fluctuaciones extremas de extensión de presencia, área de ocupación, número de localidades o subpoblaciones y número de individuos maduros (IUCN, 2019).

Referencia	Cita
1	Chávez-Hernández, M. G., Alvarado-Cárdenas, L. O. (2022). Taxonomy, Distribution and Conservation of <i>Funastrum</i> (Apocynaceae; Asclepiadoideae) in Mexico. <i>Botanical Sciences</i> , 100(4), 1073–1101. doi: 10.17129/botsci.3018
2	Martínez-León, T., Clark-Tapia, R., Campos, J. E., Peinado-Guevara, L. I., Campista-León, S., Molina-Freaner, F., Pacheco-Cruz, N., González-Adame, G., Von Thaden Ugalde, J. J., Alfonso-Corrado, C. 2022. A Change in Conservation Status of <i>Pachyphytum caesium</i> (Crassulaceae), a Threatened Species from Central Mexico Based on Genetic Studies. <i>Biology</i> , 11(3). doi: 10.3390/biology11030379
3	Samain, M. S., Guzmán Díaz, S., Machuca Machuca, K., Dolores Fuentes, A. C., Zacarías Correa, A. G., Valentín Martínez, D., Aldaba Núñez, F. A., Redonda-Martínez, R., Oldfield, S. F., Martínez Salas, E. M. 2022. Meta-analysis of Red List conservation assessments of Mexican endemic and near endemic tree species shows nearly two thirds of these are threatened. <i>Plants People Planet</i> , July, 1–19. doi: 10.1002/ppp3.10308
4	Goettsch, B., Urquiza-Haas, T., Koleff, P., Acevedo Gasman, F., Aguilar-Meléndez, A., Alavez, V., Alexandre-Iturbide, G., Aragón Cuevas, F., Azurdia Pérez, C., Carr, J. A., Castellanos-Morales, G., Cerén, G., Contreras-Toledo, A. R., Correa-Cano, M. E., De la Cruz Larios, L., Debouck, D. G., Delgado-Salinas, A., Gómez-Ruiz, E. P., González-Ledesma, M., ... Jenkins, R. K. B. 2021. Extinction risk of Mesoamerican crop wild relatives. <i>Plants People Planet</i> , 3(6), 775–795. doi: 10.1002/ppp3.10225
5	Carrero, C., Jerome, D., Beckman, E., Byrne, A., Coombes, A. J., Deng, M., González Rodríguez, A., Van Sam, H., Khoo, E., Nguyen, N., Robiansyah, I., Rodríguez Correa, H., Sang, J., Song, Y.-G., Strijk, J., Sugau, J., Sun, W., Valencia-Ávalos, S., Westwood, M. (2020). The Red List of Oaks 2020. The

	Morton Arboretum, Botanic Gardens Conservation International. www.seascapedesign.co.uk
6	Carvajal-Hernández, C. I., Juárez-Fragoso, M. A., Armenta-Montero, S., Demeneghi-Calatayud, A. P., Vázquez-Torres, M. 2020. Different Criteria for Evaluation of the Conservation Status of <i>Ceratozamia Miqueliana</i> (Zamiaceae). Tropical Conservation Science, 13. doi: 10.1177/1940082920952682
7	Espadas-Manrique, C., Linares, M., Orellana, R., Peniche-aké, S., Reyes-garcía, C. 2020. Evaluación del riesgo de extinción de <i>Beaucarnea pliabilis</i> (Asparagaceae) (despeinada o tsiipil), especie endémica de la península de Yucatán. Revista Mexicana de Biodiversidad, 91.
8	Galván-Hernández, D. M., Octavio-Aguilar, P., Bartolo-Hernández, C. de J., García-Montes, M. A., Sánchez-González, A., Ramírez-Bautista, A., Vovides, A. 2020. Current Status of <i>Magnolia vovidesii</i> (Magnoliaceae, Magnoniales): New Data on Population Trends, Spatial Structure, and Disturbance Threats. Tropical Conservation Science, 13. doi: 10.1177/1940082920923894
9	Montalvo-Fernández, G., Carnevali, G., Vovides, A. P., Muñoz-López, J., & Martínez-Castillo, J. 2020. Evaluación del riesgo de extinción de <i>Zamia prasina</i> en la Provincia Biótica Península de Yucatán. Revista Mexicana de Biodiversidad, 91(e913012). doi:10.22201/ib.20078706e.2020.91.3012
10	Pérez-Sarabia, J. E., de Stefano, R. D., Cetzal-Ix, W., Alvarado-Segura, A. A., Basu, S. K. 2020. Conservation assessment using the IUCN criterion B: A case study on palms of the Mexican portion of the Yucatán Peninsula Biotic Province. Kew Bulletin, 75(4), 1–13. doi: 10.1007/s12225-020-09896-2
11	Christensen, C. S. L., Seal, C. E., Rico-Arce, L. 2019. Threatened status of neglected and underutilised <i>Jatropha</i> (Euphorbiaceae) species endemic to Mexico. Revista Mexicana de Biodiversidad, 90. doi: 10.22201/ib.20078706e.2019.90.2903
12	Krömer, T., Acebey, A. R., Armenta-Montero, S., Croat, T. B. 2019. Diversity, distribution, and conservation status of araceae in the state of Veracruz, Mexico. Annals of the Missouri Botanical Garden, 104(1), 10–32. doi: 10.3417/2018214
13	Anguiano-Constante, M. A., Munguía-Lino, G., Ortiz, E., Villaseñor, J. L., Rodríguez, A. 2018. Riqueza, distribución geográfica y conservación de <i>Lycianthes</i> serie Meizonodontae (Capsiceae, Solanaceae). Revista Mexicana de Biodiversidad, 89, 516–529. doi: 10.1016/j.rmb.2015.04.009
14	Barstow, M., Oldfield, S., Westwood, M., Jerome, D., Beech, E., Rivers, M. (2018). The Red List of <i>Fraxinus</i> . Botanic Gardens Conservation International & Fauna and Flora International.
15	Jones, R. W., Cruz-Torres, M. F., López-González, C., Duarte-Fernández, M. A. (2018). Conservation status of the genus <i>Hampea</i> (Malvaceae: Gossypieae) in Mexico. Botanical Sciences, 96(3), 426–442. doi: 10.17129/botsci.1857
16	Montero-Castro, J. C., Zuñiga-Zuñiga, J. A., Sáenz-Romero, C., Sánchez-Vargas, N. M. 2018. Propuesta de evaluación para asignar tentativamente riesgo de extinción (ETRE): El caso de <i>Peltogyne mexicana</i> (Leguminosae). Botanical Sciences, 96(4), 609–618. doi: 10.17129/botsci.1971
17	Ruiz-Jiménez, C. A., De los Santos-Posadas, H. M., Parraguirre-Lezama, J. F., Saavedra-Millán, F. D. 2018. Evaluación de la categoría de riesgo de extinción del cedro rojo ( <i>Cedrela odorata</i> ) en México. Revista Mexicana de Biodiversidad, 89, 938–949. doi: 10.22201/ib.20078706e.2018.3.2192
18	Vergara-Rodríguez, D., Mathieu, G., Samain, M. S., Armenta-Montero, S., Krömer, T. 2017. Diversity, distribution, and conservation status of <i>Peperomia</i>

	(Piperaceae) in the state of Veracruz, Mexico. <i>Tropical Conservation Science</i> , 10(44). doi: 10.1177/1940082917702383
19	García-González, A., Damon, A., Riverón-Giró, F. B., Aguilar-Romero, O., Solís-Montero, L., Ávila-Díaz, I. 2016. <i>Telipogon helleri</i> (Orchidaceae): Population characteristics, new locality in Mexico and risk of extinction. <i>Botanical Sciences</i> , 94(1), 97–106. doi: 10.17129/botsci.280
20	Rivers, M., Beech, E., Murphy, L., Oldfield, S. (2016). The Red List of Magnoliaceae- revised & extended. Botanic Gardens Conservation International & Flora & Fauna International.
21	Armenta-Montero, S., Carvajal-Hernández, C. I., Ellis, E. A., Krömer, T. 2015. Distribution and conservation status of <i>Phlegmariurus</i> (Lycopodiaceae) in the state of Veracruz, Mexico. <i>Tropical Conservation Science</i> , 8(1), 114–137. doi: 10.1177/194008291500800111
22	García-González, A., Riverón-Giró, F. B., Solano-Gómez, R., Aguilar-Romero, O., Martínez-Ovando, E. 2015. Nuevas localidades y formas florales del endemismo mexicano <i>Stelis zootrophionoides</i> (Orchidaceae), y evaluación de su riesgo de extinción. <i>Botanical Sciences</i> , 93(4), 865–875. doi: 10.17129/botsci.199
23	Goettsch, B., Hilton-Taylor, C., Cruz-Piñón, G., Duffy, J. P., Frances, A., Hernández, H. M., Inger, R., Pollock, C., Schipper, J., Superina, M., Taylor, N. P., Tognelli, M., Abba, A. M., Arias, S., Arreola-Nava, H. J., Baker, M. A., Bárcenas, R. T., Barrios, D., Braun, P., ... Gaston, K. J. 2015. High proportion of cactus species threatened with extinction. <i>Nature Plants</i> , 1(October). doi: 10.1038/nplants.2015.142
24	Hernández-Nicolás, N., Córdova-téllez, L., Romero-manzanaras, A., Jiménez-Ramírez, J., Lobato-Ortiz, R., Cuevas-Sánchez, J. 2015. Diagnóstico ecológico para la conservación de <i>Jatropha</i> spp. (Euphorbiaceae) y sus hábitats, en la Reserva Tehuacán-Cuicatlán, México. <i>Revista de Biología Tropical</i> , 63(1), 23–33.
25	Vázquez-García, J. A., Muñoz-Castro, M. Á., Arroyo, F., Pérez, Á. J., Serna, M., Cuevas Guzmán, R., Domínguez-Yescas, R., Castro Arce, E., Gurrolla-Díaz, C. M. 2013. Novelties in Neotropical Magnolia and an addendum proposal to the IUCN Red List of Magnoliaceae. In E. Salcedo Pérez, E. Hernández Álvarez, J. A. Vázquez García, T. Escoto Garcia, & N. Díaz Echavarría (Eds.), <i>Recursos Forestales en el Occidente de México: Biodiversidad, manejo, producción, aprovechamiento y conservación</i> (Issue II, pp. 461–496). Amaya Ediciones S de RL de CV.
26	González-Espinosa, M., Meave, J. A., Lorea-Hernández, F. G., Ibarra-Manríquez, G., Newton, A. C. (Eds.). 2011. The Red List of Mexican Cloud Forest Trees. <i>Fauna and Flora International</i> .
27	López-Toledo, L., González-Salazar, C., Burslem, D. F. R. P., Martínez-Ramos, M. 2011. Conservation Assessment of <i>Guaiaacum sanctum</i> and <i>Guaiaacum coulteri</i> : Historic Distribution and Future Trends in Mexico. <i>Biotropica</i> , 43(2), 246–255. doi: 10.1111/j.1744-7429.2010.00682.x
28	Feria-Arroyo, P. T., Solano, E., García-Mendoza, A. 2010. Reevaluación del riesgo de extinción de cinco especies del género <i>Polianthes</i> L. (Agavaceae). <i>Acta Botánica Mexicana</i> , 92, 11–28.
29	Hernández, H. M., Gómez-Hinostrosa, C., Hoffmann, G. 2010. Is geographical rarity frequent among the cacti of the Chihuahuan Desert? <i>Revista Mexicana de Biodiversidad</i> , 81(1), 163–175. doi: 10.22201/ib.20078706e.2010.001.186
30	McCauley, R. A., Cortés-Palomec, A. C., Oyama, K. (2010). Distribution, genetic structure, and conservation status of the rare microendemic species, <i>Guaiaacum unjugum</i> (Zygophyllaceae) in the Cape Region of Baja California,

	Mexico. <i>Revista Mexicana de Biodiversidad</i> , 81(3), 745–758. doi: 10.22201/ib.20078706e.2010.003.646
31	Feria-Arroyo, T. P. F., Olson, M. E., García-Mendoza, A., Solano, E. 2009. A GIS-based comparison of the Mexican national and IUCN methods for determining extinction risk. <i>Conservation Biology</i> , 23(5), 1156–1166. doi: 10.1111/j.1523-1739.2009.01241.x
32	Valverde, P. L., Zavala-Hurtado, J. A., Jiménez-Sierra, C., Rendón-Aguilar, B., Cornejo-Romero, A., Rivas-Arancibia, S., López-Ortega, G., Pérez-Hernández, M. A. 2009. Evaluación del riesgo de extinción de <i>Mammillaria pectinifera</i> , cactácea endémica de la región de Tehuacán-Cuicatlán. <i>Revista Mexicana de Biodiversidad</i> , 80, 219–230.
33	León De La Luz, J. L. 2005. Evaluation of the conservation status of <i>Morangaya pensilis</i> (Cactaceae), a little known endemic monotypic genus of southern Baja California, Mexico. <i>Oryx</i> , 39(2), 219–222. doi: 10.1017/S0030605305000463
34	Martínez-García, M., López Urrutia, E. L., Campos, J. E., Aguirre-León, E., Santos-Hernández, L. 2005. An assessment of conservation alternatives of <i>Laelia albida</i> (Orchidaceae) in Zapotitlan Salinas, Puebla, through the Mexican Wild Species Extinction Risk Evaluation Method (MER): Culture and uses of the biological resource. <i>Environmental Science and Policy</i> , 8, 145–151. doi: 10.1016/j.envsci.2004.12.011
35	Olson, M. E., Lomelí, J. A., Cacho, N. I. 2005. Extinction threat in the <i>Pedilanthus</i> clade ( <i>Euphorbia</i> , Euphorbiaceae), with special reference to the recently rediscovered <i>E. conzattii</i> ( <i>P. pulchellus</i> ). <i>American Journal of Botany</i> , 92(4), 634–641.
36	Luna Vega, I., Alcántara Ayala, O., Contreras-Medina, R. 2004. Patterns of diversity, endemism and conservation: An example with Mexican species of Ternstroemiaceae Mirb. ex DC. (Tricolpates: Ericales). <i>Biodiversity and Conservation</i> , 13(14), 2723–2739. doi: 10.1007/s10531-004-2145-2
37	Lomelí-Sención, J. A., Sahagún-Godínez, E. 2002. Rediscovery of <i>Pedilanthus coalcomanensis</i> (Euphorbiaceae), a threatened endemic Mexican species. <i>American Journal of Botany</i> , 89(9), 1485–1490. doi: 10.3732/ajb.89.9.1485

Anexo B.

Capas de información geográfica utilizadas para la identificación de las características del hábitat y la evaluación de impacto antropogénico en las poblaciones de *D. vovidesii*.

<b>Conjunto de datos</b>	<b>Información</b>	<b>Cita</b>
<i>Suelo</i>	Tipo de suelo	INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2007. Carta edafológica H1208e. Conjunto de Datos Vectorial Edafológico. Escala 1:250 000 Serie II Continuo Nacional Hermosillo.
		INEGI. 2007. Carta edafológica H1212e. Conjunto de Datos Vectorial Edafológico. Escala 1:250 000 Serie II Continuo Nacional Hermosillo.
<i>Clima</i>	Fórmula climática, Régimen de lluvia, Oscilación térmica, Precipitación promedio anual, Temperatura promedio anual	INEGI. 2020. Carta climatológica nacional. Climas 1902-2011
<i>Elevación</i>	Elevación	INEGI. 2013. Continuo de Elevaciones Mexicano. Resolución 15 m del estado de Sonora.
<i>Uso de suelo y vegetación</i>	Tipo de vegetación	INEGI. 2018. Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación. Escala 1:250 000. Serie VII. Conjunto nacional.
<i>Topografía</i>	Ubicación de sitios con actividad humana que pudieran impactar por su cercanía a las poblaciones	INEGI. 2015. Conjunto de datos vectoriales de información topográfica H12D43 Mazatán escala 1:50 000 serie III
		INEGI. 2015. Conjunto de datos vectoriales de información topográfica H12D44 San José del Batuc escala 1:50 000 serie III
		INEGI.2015. Conjunto de datos vectoriales de información topográfica H12D45 Santa Teresa escala 1:50 000 serie III
		INEGI.2017. Conjunto de datos vectoriales de información topográfica H12D54 Rebeico escala 1:50 000 serie III
		INEGI.2017. Conjunto de datos vectoriales de información topográfica H12D55 Bacanora escala 1:50 000 serie III
		INEGI.2017. Conjunto de datos vectoriales de información topográfica H12D65 Tonichi escala 1:50 000 serie III
		INEGI.2017. Conjunto de datos vectoriales de información topográfica H12D85 Movas escala 1:50 000 serie III
		INEGI.2017. Conjunto de datos vectoriales de información topográfica H12D86 Nuri escala 1:50 000 serie III