



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS, INGENIERÍA Y MEDICINA

PROGRAMA MULTIDISCIPLINARIO DE POSGRADO EN CIENCIAS
AMBIENTALES

EVALUACIÓN DE LA INFLUENCIA DE AMBIENTES CON DISTURBIO ANTRÓPICO SOBRE LAS POBLACIONES DE *Beaucarnea inermis* (ASPARAGACEAE), ESPECIE AMENAZADA DE LA SIERRA MADRE ORIENTAL

TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

DOCTORADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

PRESENTA:

Gabriel Rubio Méndez

DIRECTOR DE TESIS:

Dr. José Arturo de Nova Vázquez

ASESORES:

Dr. Guillermo Espinosa Reyes

Dr. Luis Hernández Sandoval

Marzo de 2019

CRÉDITOS INSTITUCIONALES

PROYECTO REALIZADO EN:

Reserva de la Biosfera Sierra del Abra Tanchipa

Instituto de Investigación de Zonas Desérticas, UASLP

Laboratorio de Biotecnología, Facultad de Agronomía y Veterinaria, UASLP

CON FINANCIAMIENTO DE:

CONACYT, SEP-PRODEP, CONABIO

A TRAVÉS DEL PROYECTO DENOMINADO:

**CONACYT CB-2014/243454, SEP-PRODEP 103.5/13/6575, CONABIO
FB1829/PJ029/17**

AGRADEZCO A CONACyT EL OTORGAMIENTO DE LA BECA-TESIS

Becario No. 290685

**EI DOCTORADO EN CIENCIAS AMBIENTALES RECIBE APOYO ATRAVÉS
DEL PROGRAMA NACIONAL DE POSGRADOS DE CALIDAD (PNPC)**

Dedicatoria

A Lalis por su incondicional apoyo perfectamente mantenido a través del tiempo.

A mi familia por ser el pilar fundamental en todo lo que soy.

Todo este trabajo ha sido posible gracias a ellos.

Agradecimientos

Agradezco a mi familia y en especial a mis padres por su apoyo incondicional.

A Lalis por su amor y comprensión durante estos años, por ayudarme a crecer en muchos aspectos y por ayudarme a sacar lo mejor de mí.

Al Dr. José Arturo de Nova Vázquez por todo el apoyo que me otorgo durante la realización de esta tesis y por su amistad.

Al Dr. Guillermo Espinosa Reyes y Dr. Luis Hernández Sandoval por disponer de su tiempo para la revisión del presente trabajo.

Al Dr. Javier Fortanelli y Dr. Joel Flores por fungir como Sinodales en esta etapa.

Al Dr. Pablo Delgado por aceptarme en su Laboratorio y por su apoyo para realizar los análisis genéticos.

A la Dirección del Instituto de Investigación de Zonas Desérticas por permitirme realizar la presente tesis

A la Dirección de la Reserva de la Biosfera Sierra del Abra Tanchipa y en especial a las autoridades del Ejido Laguna del Mante por permitirme desarrollar esta tesis.

A Don Hermelindo por ser mi guía dentro de la RBSAT y su valiosa ayuda durante los muestreos, haciéndolos más amenos.

A Mané por su amistad y su apoyo en los muestreos de campo.

A mis compañeros del Laboratorio de Biotecnología por hacer divertidas las jornadas en el lab.

A mis compañeros del PMPCA por los agradables momentos que pasamos dentro y fuera de las aulas.

A TODOS MUCHAS GRACIAS...

Resumen

Beaucarnea inermis es una especie que destaca por su importancia ecológica y económica derivada de su aprovechamiento como ornamental. Es la especie del género que presenta la distribución más norteña en los límites de la zona tropical. Sus poblaciones se han visto afectadas por la pérdida y fragmentación del hábitat derivado de actividades humanas y por la extracción de individuos para su comercialización principalmente. En el presente documento de tesis se determinó el estado actual de conservación de *B. inermis* a través de estudios demográficos, análisis de diversidad genética y vulnerabilidad.

En el Capítulo 1 se describe la población de *Beaucarnea inermis* dentro de un área natural protegida, la Reserva de la Biosfera Sierra del Abra Tanchipa (RBSAT), con base en atributos demográficos como son el número de individuos y la proporción de edades, morfológicos como la altura de la planta, el diámetro de base, el diámetro de cuello y otros atributos cuantitativos como el número de ramas, el número de rosetas y la proporción de sexos, en siete parcelas distribuidas en la zona de amortiguamiento y zona núcleo de la RBSAT. También se determinó el valor de importancia (IVIa) de la especie en el ámbito de la reserva. *B. inermis* destaca como especie dominante dentro de la RBSAT en donde alcanza densidades de hasta 560 ind/ha^{-1} , y un área basal máxima de 14m^2 . Esto coloca a la especie como un competidor muy fuerte que logra desplazar a otras especies. La población se encuentra dominada por individuos adultos principalmente, y la proporción de sexos estimada fue de 0.9:1 (m:f).

En el Capítulo 2, se evaluó el efecto de los disturbios derivados de actividades humanas sobre las poblaciones de *Beaucarnea inermis* en un área protegida y áreas sin protección. Se hicieron correlaciones entre el nivel de disturbio y algunos parámetros demográficos

(densidad, tasa de sobrevivencia, tasa de mortalidad, esperanza de vida, tasa intrínseca de crecimiento poblacional, etc.). De acuerdo con los resultados obtenidos, el disturbio afecta de manera negativa a las poblaciones, lo que aumenta las tasas de mortalidad en las poblaciones principalmente en las etapas de plántula y juvenil. Los agentes de disturbio que presentan mayor efecto sobre las poblaciones son la ganadería y las actividades humanas dentro de estas últimas destacan la cercanía a poblaciones y núcleos de actividad principalmente, carreteras y bancos de material pétreo.

En el Capítulo 3 se caracterizaron regiones microsátélites (SSR) útiles para evaluar la diversidad genética de *Beaucarnea inermis*. Se utilizaron primer's diseñados para especies filogenéticamente emparentadas con el género *Beaucarnea*. Se lograron amplificar exitosamente cinco marcadores provenientes de las especies *Dracaena cambodiana* y *Asparagus cochinchinensis*, ambas pertenecientes a la familia Asparagaceae, los cuales mostraron niveles aceptables de heterocigosis para la especie en estudio, por lo que resultan adecuados para la evaluación de su diversidad genética.

Por último, en el Capítulo 4 se evaluaron los criterios del Método de Evaluación de Riesgo de Extinción (MER-Plantas) de acuerdo con lo establecido en el Anexo Normativo II de la NOM-059-SEMARNAT-2010, para determinar la correcta clasificación de *Beaucarnea inermis* como especie amenazada. La superficie que potencialmente puede ocupar *B. inermis* es de apenas el 0.08% del territorio Nacional, sin embargo, de esta distribución, solo el 22.3% de esta superficie se encuentra en áreas destinadas para la conservación, lo que corresponde a solo 0.01% del territorio nacional. Las poblaciones analizadas en el área de distribución están amenazadas por la presencia de actividades humanas como agricultura, ganadería y bancos de material pétreo, lo cual disminuye el tamaño poblacional y hace difícil el

establecimiento de nuevos individuos. Además, se ha registrado el saqueo de plantas para su venta, de acuerdo con información proporcionada por PROFEPA. Los resultados indican que *B. inermis* se encuentra correctamente clasificada como especie Amenazada. La especie se encuentra bajo un riesgo latente de extinción, ya que, aunque en algunas zonas se encuentra protegida y el impacto de las actividades humanas es menor, la mayor parte del área que potencialmente puede ocupar no se encuentra bajo ninguna clase de protección por lo que la incidencia de actividades es mayor. En este sentido, es urgente la aplicación de planes de manejo y programas de conservación enfocados en la concientización, aprovechamiento sustentable y propagación de esta especie en UMA's y viveros comunitarios que permitan la conservación de la especie.

Palabras clave: Conservación, Disturbio crónico, Diversidad genética, *Beaucarnea inermis*, Especie amenazada

Abstract

Beaucarnea inermis is a species with a notable ecological and economic importance since its ornamental use. It is the species that presents the most northern distribution in the genus. Its populations have been affected by the fragmentation and loss of habitat derived from human activities, and by extraction of individuals for commercialization. Thus, the main goal of this work was to determine the current condition of *B. inermis* in its range, using demographic studies, genetic diversity and vulnerability.

In Chapter 1, the population of *Beaucarnea inermis* within the RBSAT was described, based on demographic, morphological and non-morphological attributes in seven plots distributed in the buffer and core zone. It also determined the ecological importance value (IVIa) for the species in the protected area. *B. inermis* results the most dominant species in the RBSAT, where achieves densities up to 560 ind/ha⁻¹ and a maximum basal area of 14m², as a very strong competitor to displace other species. This population is dominated by adults, and the sex proportions are 0.9:1 (m:f).

In Chapter 2, the effect of the disturbances derived from human activities on the populations of *Beaucarnea inermis* in a protected and unprotected areas was evaluated. Correlations were made between the level of disturbance and some demographic parameters (density, survival rate, mortality rate, life expectancy, intrinsic rate of population growth, etc.). According to the results, the disturbance negatively affects populations, increasing mortality rates in populations mainly in the seedling and juvenile stages. Disturbance agents have a greater effect on populations are livestock and human activities within these latter include the proximity to towns and centers of activity mainly roads and banks stone material.

In Chapter 3 useful microsatellite regions (SSR) were characterized to assess the genetic diversity of *Beaucarnea inermis*. We used SSR markers designed for phylogenetically related species with *Beaucarnea*. Five markers from the species *Dracaena cambodiana* and *Asparagus cochinchinensis*, were successfully amplified, which showed acceptable levels of heterozygosity, so they are suitable for the evaluation of the genetic diversity of *B. inermis*.

Finally, in Chapter 4, the criteria of the Método de Evaluación del Riesgo de Extinción (MER-Plantas) was evaluated in accordance with the provisions of Anexo Normativo II of NOM-059-SEMARNAT-2010, to determine the correct classification of *Beaucarnea inermis* as a threatened species. The surface that can potentially occupy *B. inermis* is only 0.08% of the country, however, only 22.3% of this area occurs in a protected area, that is, only 0.01% of the country. The populations analyzed in the distribution area are threatened by the presence of human activities such as agriculture, livestock and banks of stony material, which decreases the population size and makes it difficult to establish new individuals. In addition, the poaching of plants has been registered for sale, according to information provided by PROFEPA. According to the analysis of the information, *B. inermis* is correctly classified as a threatened species. *B. inermis* is under a latent risk of extinction since it is protected in some areas where the impact of human activities is lower, most of the area that can potentially occupy it is not under any kind of protection, so the impact of activities is greater. In this sense, the implementation of management plans is needed, and conservation programs must be focused on awareness, sustainable use and spread of this species in UMA's and community nurseries for the conservation of the species.

Key words: Conservation, Chronic disturbance, Genetic diversity, *Beaucarnea inermis*, Threatened species

Contenido

Dedicatoria	1
Agradecimientos	2
Resumen	4
Abstract	7
Índice de Cuadros	11
Índice de Figuras	12
Anexos	13
Introducción	14
Hipótesis	19
Objetivos	20
General	20
Específicos	20
Justificación	21
Bibliografía	22
Capítulo 1 La población de <i>Beaucarnea inermis</i>	24
Capítulo 2 Chronic disturbance affects the demography and population structure of <i>Beaucarnea inermis</i>, a threatened species endemic to Mexico.	40
Capítulo 3 Identificación de marcadores microsatélites en <i>Beaucarnea inermis</i> mediante amplificación interespecífica	53
Introducción	53
Marcadores Microsatélites (SSR: <i>Short Sequence Repeats</i>)	53
Especie de estudio	54
Materiales y métodos	55
Resultados	57
Discusión	60
Conclusiones	61
Bibliografía	62
Capítulo 4 Evaluación del riesgo de extinción de la pata de elefante <i>Beaucarnea inermis</i>, a través de los criterios MER-Plantas	68
Introducción	70
Materiales y métodos	73

<i>Área de estudio</i>	73
<i>Índice de Rareza</i>	74
<i>Índice de Impacto Antropogénico</i>	76
Resultados	77
<i>Índice de Rareza</i>	77
<i>Índice de Impacto Antropogénico</i>	84
<i>Evaluación del MER-Plantas</i>	85
Discusión	86
Conclusiones	89
Bibliografía	90
Discusión General	102
Conclusión General	105
Bibliografía	107

Índice de Cuadros

Cuadro 3-1 Características de cinco marcadores SSR utilizados en <i>Beaucarnea inermis</i> ...	58
Cuadro 3-2 Diversidad genética estimada para cinco poblaciones de <i>Beaucarnea inermis</i> basada en cinco marcadores SSR mediante amplificaciones interespecíficas.	59
Cuadro 4-1 Categorías de riesgo de acuerdo con el Anexo Normativo II del MER-Plantas (SEMARNAT, 2010).	72
Cuadro 4-2 Tabla de vida para <i>Beaucarnea inermis</i> encada uno de los niveles de disturbio estimados (modificado de Rubio-Méndez et al., 2018).....	81
Cuadro 4-3 Diversidad genética de <i>Beaucarnea inermis</i>	83
Cuadro 4-4 Valores de Disturbio Antrópico para siete sitios analizados en donde se distribuye <i>Beaucarnea inermis</i>	84
Cuadro 4-5 Evaluación de los criterios MER-Plantas para <i>Beaucarnea inermis</i>	85

Índice de Figuras

Figura 3-1 Mapa de ubicación de los sitios de muestreo.....	56
Figura 4-1 Localización de las poblaciones de <i>Beaucarnea inermis</i> analizadas.....	73
Figura 4-2 Distribución potencial de <i>Beaucarnea inermis</i>	78

Anexos

Anexo 3-1 Primer´s utilizados para evaluar la diversidad genética en *Beaucarnea inermis*.
..... 66

Anexo 4-1 Diferencias morfológicas entre *Beaucarnea recurvata* y *Beaucarnea inermis*. 96

Anexo 4-2 Criterios para la evaluación del Riesgo de Extinción de acuerdo con el Método
de Evaluación del Riesgo de Extinción en Plantas (SEMARNAT, 2010). 98

Introducción

El género *Beaucarnea* forma parte del linaje arborescente Nolinoideae dentro de la familia Asparagaceae, con la base ensanchada y de crecimiento lento. Son plantas dioicas con inflorescencias paniculadas en las que cada fruto alado contiene una semilla, y presenta las hojas agrupadas en roseta al final del tallo (Hernández-Sandoval et al., 2012), sus especies son conocidas en Latinoamérica como “pata de elefante” por su uso ornamental. Se tiene registro de 11 especies, de las cuales 10 habitan en México y al menos ocho son endémicas con áreas de distribución restringidas a regiones particulares del país.

Estas destacan en los paisajes tropicales estacionales y semiáridos de la porción suroriental de nuestro país en la vegetación seca templada, cálida subhúmeda y en la templada subhúmeda (Hernández-Sandoval et al., 2012). Además de su valor ornamental, las especies de este género se han utilizado para elaboración de artesanías (hojas), alimento (flores), y en los últimos años se han realizado algunos estudios para su uso potencial como fuente de precursores de hormonas esteroidales por lo que ha alcanzado una alta cotización en el mercado internacional (Eskander et al., 2011 Hernández-Sandoval et al., 2012).

De todas las especies del género, *Beaucarnea inermis* (S. Watson) Rose es la que tiene una distribución más septentrional. Es una especie con importante uso ornamental, por lo que se ha visto amenazada debido a la sobrecolecta en el pasado. Es una planta arborescente perennifolia que llega a alcanzar los 18 m de altura. Presenta una base globosa en ocasiones con contrafuertes, que se angosta hacia el cuello, con corteza color oscuro-grisáceo a café-grisáceo y su tallo está generalmente libre de hojas, en la parte terminal del tallo se encuentran las hojas que forman rosetas, cada hoja llega a medir hasta 1.5 m de largo y 2.5 cm de ancho con bordes finamente aserrados a casi lisos y el pedúnculo de color

amarillo paja. Son plantas dioicas con flores blanco-cremosas y sus frutos tienen alas (Castillo-Gómez, 2011). Se distribuye al norte de la región geográfico-cultural conocida como Huasteca, desde el sur de Tamaulipas al noreste de San Luis Potosí, en donde es llamada localmente “soyate” o “cuhuich”. Sus poblaciones se localizan principalmente en laderas pronunciadas, acantilados y lomeríos sobre suelos someros, pedregosos. Se desarrolla principalmente en climas cálido subhúmedo y subcálido húmedo, a una altitud de entre los 200 y 500 msnm, dentro del bosque tropical caducifolio en donde destaca como elemento dominante.

Las poblaciones de *Beaucarnea inermis* se han visto afectadas en su tamaño, debido principalmente a la colecta ilegal, como consecuencia de la gran demanda de esta especie como elemento ornamental principalmente en E.E.U.U. y Europa. En el pasado llegó a representar una importante fuente de recursos económicos para los pobladores de las áreas de distribución de la especie. Además, el Cambio de Uso de Suelo, la ganadería extensiva y los aprovechamientos forestales no planificados, entre otras amenazas, causan una enorme presión sobre las poblaciones y ponen en riesgo su viabilidad (Castillo-Gómez, 2011). Una de las áreas que actualmente se han detectado como la región con mejor estatus de conservación para esta especie es la Reserva de la Biosfera Sierra del Abra Tanchipa (RBSAT), tanto por la baja fragmentación del hábitat como por la densidad poblacional de dicha especie.

En el año de 1994 se publicó en el Diario Oficial de la Federación el decreto por el que se declara como Área Natural protegida a la región conocida como Sierra del Abra Tanchipa, ubicada en los municipios de Ciudad Valles y Tamuín en el Estado de San Luis Potosí, como resultado de las gestiones iniciadas por la sociedad civil de estos municipios,

preocupados por la pérdida de la cubierta vegetal y la expansión de la frontera agropecuaria que ponía en riesgo los fenómenos de infiltración hacia mantos acuíferos, así como la diversidad de especies de flora y fauna existentes en la región y de la cual no se tenía suficiente información (SEMARNAT-CONANP, 2014). De este modo, se logró establecer una Área Natural Protegida que comprende una superficie de 21,464.4425 ha, las cuales presentan un bajo grado de fragmentación que permite la continuidad espacial de especies en peligro de extinción, amenazadas o con protección especial ubicadas en los bosques tropicales del sur que se desarrollan desde Veracruz, Hidalgo y Querétaro con los relictos de bosque húmedo de montaña en la Sierra Madre Oriental, en la porción de San Luis Potosí, y el bosque templado de pino-encino, que se extiende hacia el norte de la Reserva en los estados de Nuevo León y Tamaulipas (SEMARNAT-CONANP, 2014).

En el contexto de la RBSAT, destaca *Beaucarnea inermis* como un elemento importante tanto ecológica como culturalmente, donde representa un emblema de conservación junto con el jaguar. Al ser una especie dominante en el ecosistema y culturalmente reconocida por los habitantes de la región como una especie ornamental y medicinal, es necesario desarrollar estudios para conocer su potencial de aprovechamiento, y así mismo generar estrategias que garanticen su conservación a través de estudios demográficos, genéticos y de vulnerabilidad (SEMARNAT-CONANP, 2014).

Los bosques tropicales estacionales en dónde se distribuye *Beaucarnea inermis* son de los ecosistemas más vulnerables debido al disturbio generado por el hombre. El disturbio se define como un evento discreto y puntual de muerte, desplazamiento o daño de uno o más individuos o colonias que crea, directa o indirectamente, oportunidades para el

establecimiento de nuevos individuos o colonias y se ha identificado como la mayor fuente de heterogeneidad dentro de las comunidades ecológicas (Sousa, 1984; Turner et al., 2001).

A diferencia de los disturbios naturales, que son necesarios para la renovación de las poblaciones, los disturbios derivados de actividades antrópicas modifican tan profundamente el sistema, que los organismos no tienen la capacidad de aprovechar los recursos liberados. Este tipo de disturbio es generado por la emisión de gases de efecto invernadero (GEI), descargas de aguas residuales, introducción de especies exóticas, generación de residuos y el cambio de uso de suelo, el cual propicia la pérdida y fragmentación de hábitat y provoca cambios demográficos que se reflejan en la disminución del tamaño poblacional de las especies y altera la proporción de sexos, así como las tasas de reproducción y sobrevivencia (Vega y Peters, 2003).

El disturbio antrópico puede ser agudo, este se caracteriza por presentarse de manera puntual, y permite que el sistema se recupere una vez pase su efecto. Por otro lado, el disturbio crónico es una perturbación que se mantiene en el tiempo y espacio y no permite la recuperación del sistema lo que provoca su colapso productivo. Este tipo de disturbio es el más común en países emergentes en donde la extracción de biomasa para usos domésticos como combustible, materiales de construcción, forraje y otros productos no maderables, y es una amenaza constante para los bosques (Vega y Peters, 2003).

La consecuencia demográfica más grave de los disturbios es la extinción de las poblaciones afectadas o de las especies en casos extremos. La extinción es un proceso natural que forma parte del proceso evolutivo e incluso permite el surgimiento de nuevos grupos evolutivamente diversos. Se sabe sobre las extinciones masivas del pasado como la ocurrida a finales del Cretácico (65 MDA) que eliminó gran parte de la flora y fauna como los

dinosaurios, y permitió así la proliferación de los mamíferos y las plantas con flores. Sin embargo, la tasa de extinción de especies actualmente supera por mucho a la tasa de origen de nuevas especies (Frankham et al., 2002).

Hipótesis

Diferentes actividades antrópicas han alterado el hábitat de *Beaucarnea inermis*, lo que afecta la estructura poblacional de la especie. Esto provoca efectos adversos en su dinámica poblacional y disminuye su diversidad genética, lo que pone en riesgo su conservación *in situ*. Se espera que en las regiones destinadas a la conservación como son las ANP's el efecto de las actividades antrópicas sobre la dinámica poblacional de *B. inermis* sea menor y asegure la viabilidad de la especie.

Objetivos

General

Evaluar el estado actual de las poblaciones de *Beaucarnea inermis* sujetas a distintos niveles de disturbio antrópico que incidan en su conservación *in situ*.

Específicos

- Analizar la estructura de la población de *Beaucarnea inermis* dentro del Área Natural Protegida Reserva de la Biosfera Sierra del Abra Tanchipa.
- Evaluar el efecto del disturbio antrópico sobre poblaciones de *Beaucarnea inermis* que se encuentran tanto dentro como fuera del Área Natural Protegida Reserva de la Biosfera Sierra del Abra Tanchipa.
- Evaluar los criterios del Método de Evaluación de Riesgo de Extinción de Especies (MER) para determinar el estado de protección adecuado para *Beaucarnea inermis*.
- Caracterizar regiones genéticas de microsatélites útiles para describir la diversidad y estructura genética de las poblaciones de *Beaucarnea inermis*.

Justificación

Beaucarnea inermis es una especie que además de su importancia ecológica tiene valor como planta ornamental por lo que ha sido saqueada en el pasado, lo que asociado al cambio de uso de suelo de regiones donde se distribuye ha afectado la dinámica y estructura poblacional de la especie. En este sentido resulta importante conocer su estado actual en regiones conservadas y perturbadas para diseñar estrategias adecuadas para su manejo y poder asegurar la viabilidad de las poblaciones naturales.

Bibliografía

- Castillo-Gómez, H. A. (2011). Estado actual de conservación de *Beaucarnea inermis* (S. Watson) Rose (Ruscaceae) en San Luis Potosí y Tamaulipas. Universidad Autónoma de Querétaro.
- Eskander, J., Lavaud, C., y Harakat, D. (2011). Steroidal saponins from the leaves of *Beaucarnea recurvata*. *Phytochemistry*, 72(9), 946–951.
<https://doi.org/10.1016/j.phytochem.2011.03.004>.
- Frankham, R., Ballou, J. D., y Briscoe, D. A. (2002). Introduction to conservation genetics (Primera Ed). Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Hernández-Sandoval, L. G., Osorio-Rosales, M. L., Orellana-Lanza, R., Martínez, M., Pérez-Farrera, M. Á., Contreras-Hernandez, A., ... Félix, A. (2012). Manejo y conservación de las especies con valor comercial de Pata de elefante (*Beaucarnea*) (Primera Ed). Querétaro, Qro., México: Editorial universitaria UAQ.
- SEMARNAT-CONANP. (2014). Programa de manejo de la Reserva de la Biosfera Sierra del Abra Tanchipa (Primera). Mexico, D.F.: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Sousa, W. P. (1984). The Role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 15(1), 353–391.
<https://doi.org/10.1146/annurev.es.15.110184.002033>.
- Turner, M. G., Gardner, R. H., y O'Neill, R. V. (2001). Landscape ecology in theory and practice: Pattern and process (Primera Ed). New York, USA: Springer-Verlag.

Vega, E., y Peters, E. (2003). Conceptos generales sobre el disturbio y sus efectos en los ecosistemas. En O. Sánchez, E. Vega, E. Peters, O. Monroy-Vilchis (Eds.). Conservación de ecosistemas templados de montaña en México (Primera Ed.). México D.F. Instituto Nacional de Ecología.

Capítulo 1 La población de *Beaucarnea inermis*

Rubio-Méndez, G., de Nova-Vázquez, A., Castillo-Gómez, H. A., Hernández-Sandoval, L. 2018. La población de *Beaucarnea inermis*. En: Reyes-Hernández, H., de Nova-Vázquez, J. A., Durán-Fernández A. (Coords.) Reserva de la Biosfera Sierra del Abra Tanchipa. Biodiversidad y Acciones para su conservación. pp. 97-109. Comisión Nacional de Áreas Protegidas-Universidad Autónoma de San Luis Potosí. San Luis Potosí, S.L.P., México.

Reserva de la Biosfera Sierra del Abra Tanchipa. Biodiversidad y Acciones para su Conservación

Universidad Autónoma de San Luis Potosí,
Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.

Humberto Reyes Hernández
José Arturo de Nova Vázquez
Alejandro Durán Fernández



UASLP

Universidad Autónoma
de San Luis Potosí



CONANP
COMISIÓN NACIONAL
DE ÁREAS NATURALES
PROTEGIDAS



FONDO MEXICANO
PARA LA CONSERVACIÓN
DE LA NATURALEZA, A.C.

INSTITUCIÓN PRIVADA



VERDAD, BELLEZA, PROBIIDAD

UAT

COORDINADORES

Humberto Reyes Hernández

Facultad de Ciencias Sociales y Humanidades.

Universidad Autónoma de San Luis Potosí

hreyes@uaslp.mx

José Arturo de Nova Vázquez

Instituto de Investigación de Zonas Desérticas

Universidad Autónoma de San Luis Potosí

arturo.denova@uaslp.mx

Alejandro Durán Fernández

Dirección de la Reserva de la

Biosfera Sierra del Abra Tanchipa

aduran@conanp.gob.mx

ISBN: 978-607-535-054-7

D.R. 2018, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas

Ejército Nacional No. 223, Col. Anáhuac,

Delegación Miguel Hidalgo, CDMX, C.P. 11320

D.R. 2018, Universidad Autónoma de San Luis Potosí

Facultad de Ciencias Sociales y Humanidades

Álvaro Obregón 64, Col. Centro, C.P. 78300 San Luis Potosí, S.L.P.

Primera edición: Junio 2018

Prohibida la reproducción total o parcial por cualquier medio impreso o electrónico de los textos y de las fotografías.

Este libro fue sometido a un proceso de dictaminación por pares académicos externos de acuerdo con normas editoriales establecidas por la Universidad Autónoma de San Luis Potosí

La Población de *Beaucarnea inermis*

*Gabriel Rubio Méndez, *José Arturo de Nova Vázquez, **Hugo Alberto Castillo Gómez, **Luis Hernández Sandoval⁶

Resumen

El “soyate”, *Beaucarnea inermis* (S. Watson) Rose, es una planta arborescente perennifolia de los bosques tropicales estacionales de la porción noreste de la Sierra Madre Oriental en los estados de San Luis Potosí y Tamaulipas. Sus poblaciones han sido afectadas por la pérdida y fragmentación del hábitat a causa del cambio de uso de suelo y el saqueo de la planta para uso ornamental, lo que amenaza su conservación *in situ*. La densidad promedio de *B. inermis* en la reserva es de 284 individuos por hectárea, destacando como una especie dominante en las variantes de vegetación en las que crece, particularmente en la selva baja subcaducifolia. Durante la época reproductiva de 2014 se estimó que el 56% fue reproductivo, con un 27% de individuos masculinos y 29% femeninos.

Introducción

El género *Beaucarnea* Lem. (Asparagaceae) se compone de 11 especies, de las cuales 10 se encuentran en México y ocho son endémicas (Hernández-Sandoval *et al.*, 2012), y se distribuyen principalmente en regiones tropicales, cálidas subhúmedas y templadas subhúmedas. Se caracterizan por presentar una base ensanchada que se angosta hacia el cuello por lo que a sus especies se les conoce como “Pata de elefante”, aunque localmente cada especie tiene un

⁶ * Instituto de Investigación de Zonas Desérticas, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Altair No. 200 Colonia del Llano, C.P. 78377, San Luis Potosí, S.L.P. México

** Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro, Avenida de las Ciencias S/N, Juriquilla, Delegación Santa Rosa Jáuregui, C.P. 76230, Querétaro, México.

nombre común. En México, las hojas de algunas especies son utilizadas para la elaboración de artesanías y adornos ceremoniales, y en algunos casos las flores son utilizadas como alimento (Hernández-Sandoval *et al.*, 2012). También se han observado a individuos de *Beaucarnea* como forofitos de epifitas pertenecientes a las familias Orchidaceae, Bromeliaceae y Cactaceae, así como de líquenes y briofitas, además, las bases dañadas de los troncos sirven como madrigueras para algunos vertebrados y las depresiones en los troncos sirven de abastecimiento de agua y son hábitat de invertebrados y anfibios (Castillo-Gómez, 2011)

Beaucarnea inermis (S. Watson) Rose, es una planta arborescente perennifolia que llega a alcanzar los 17 m de altura (Figuras 1 y 2). Presenta una base globosa en ocasiones con contrafuertes, que se angosta hacia el cuello, con corteza color oscuro-grisáceo a café-grisáceo y su tallo esta generalmente libre de hojas. En la parte terminal del tallo se encuentran las hojas que forman rosetas, cada hoja llega a medir hasta 1.5 m de largo y 2.5 cm de ancho con bordes finamente aserrados a casi lisos. Son plantas dioicas con flores blanco-cremosas y sus frutos tienen alas (Castillo-Gómez, 2011).

Se distribuye al norte de la región geográfico-cultural conocida como huasteca, abarcando el noreste de San Luis Potosí y el sur de Tamaulipas, en donde es llamada localmente “Soyate” y “cuchuich” (Rzedowski, 1966). Sus poblaciones se localizan principalmente en laderas pronunciadas, acantilados y lomeríos sobre suelos someros, pedregosos, aunque también se han encontrado en terrenos semiplanos.

Dicha distribución es discontinua en parches aislados (Hernández-Sandoval, *et al.*, 2012), en tres zonas con características geomorfológicamente distintas: la Sierra Madre Oriental (SMOr), la Sierra de Tamaulipas y terrenos semiplanos en la Llanura Costera del Golfo en Tamaulipas (Castillo-Gómez, 2011). Para el caso de San Luis Potosí, una de las áreas de distribución más grandes se localiza en la Reserva de la Biosfera Sierra del Abra Tanchipa (RBSAT) dentro de la SMOr, la cual presenta un bajo grado de fragmentación.

Figura 1: Individuo de *Beaucarnea inermis* en la RBSAT



Figura 2. Población de *Beaucarnea inermis* dentro de la RBSAT



Esta especie, junto con las demás del género, tienen importancia comercial como plantas de ornato y tienen una alta cotización en el mercado internacional por lo que sus poblaciones se han visto afectadas en su tamaño debido al saqueo y la gran demanda de esta especie principalmente en E.E.U.U y Europa, por lo que llegó a representar una importante fuente de recursos económicos para los campesinos. Además, el cambio de uso de suelo, la ganadería extensiva y los aprovechamientos forestales no planificados, entre otras amenazas causan una enorme presión sobre las poblaciones de *Beaucarnea inermis*, lo que pone en riesgo su viabilidad (Castillo-Gómez, 2011). En San Luis Potosí se tienen registros de decomisos de especímenes de *B. inermis* en la última década. Los más numerosos fueron los realizados en 2012 en el municipio de Huehuetlán en

donde se decomisaron 346 plantas y en el municipio de Tancanhuitz 29 plantas según lo reportado por PROFEPA⁷.

Estudios demográficos

Los estudios demográficos de *Beaucarnea inermis* dentro de la RBSAT se comenzaron desde el año 2007 y en la actualidad se cuenta con suficiente información para describir su estatus de conservación. Estos estudios analizan los nacimientos, muertes y migración de los individuos en una población, y representan una herramienta fundamental en la evaluación de las posibilidades de permanencia y/o extinción de las poblaciones de una especie, ya que la reducción significativa en sus tamaños poblacionales la vuelven vulnerable a los efectos de la estocasticidad demográfica.

Para el análisis de la población de *Beaucarnea inermis* dentro de la RBSAT, se han establecido de forma permanente dos parcelas de muestreo en la zona de amortiguamiento y cinco en la zona núcleo. Para cada una se ha registrado el número de individuos por hectárea, clasificándolos de acuerdo a su edad, en plántulas, juveniles, y adultos. Se toman en cuenta parámetros estructurales como altura total, diámetro de base, diámetro de cuello, número de rosetas, número de ramas, que nos permiten estimar la edad y estructura de la población.

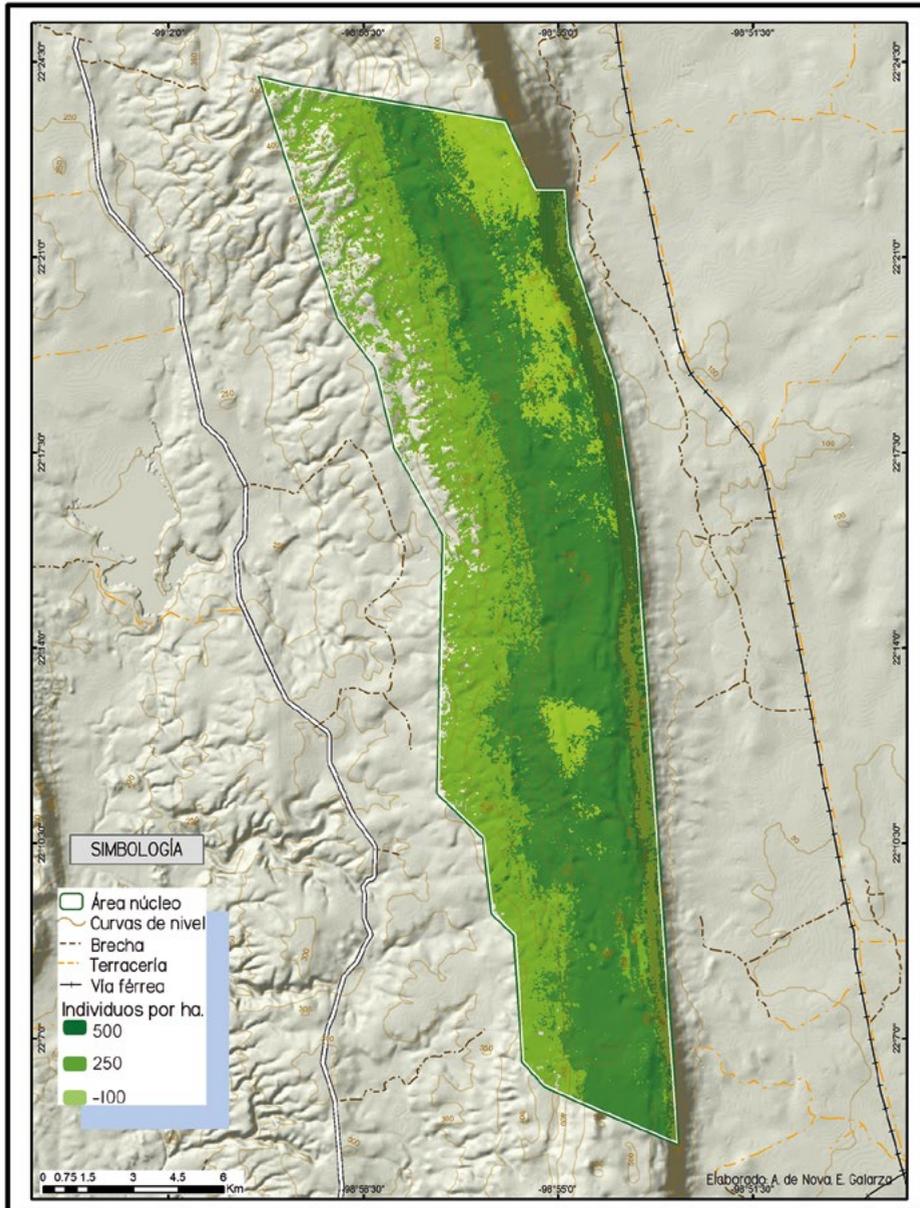
La floración de *Beaucarnea inermis* no es anual y no ha sido determinada con exactitud, sin embargo, durante el 2014 se presentó una floración importante dentro de la reserva. En un transecto de aproximadamente 2.5 km se obtuvo la proporción de sexos (femenino o masculino; f:m) de los individuos adultos reproductivos. Así mismo se ha evaluado la vegetación que acompaña a *Beaucarnea inermis*, y se generó un Índice de Valor de Importancia (IVI) por especie, el cual mide el valor ecológico con base en tres parámetros principales, dominancia, abundancia y frecuencia.

7 Solicitud de información Plataforma Nacional de Transparencia <https://www.infomex.org.mx>, consultado en agosto de 2017.

Resultados

La densidad total promedio de *Beaucarnea inermis* dentro de la RBSAT se ha estimado en $284 \text{ ind} \cdot \text{ha}^{-1}$. Las parcelas que se encuentran en la zona núcleo de la RBSAT presentan una mayor densidad de individuos, cercana del doble del promedio. De acuerdo con recorridos exploratorios dentro de toda la reserva, se ha observado un patrón similar, lo que permite asociar un promedio estimado por vegetación en la reserva que presentamos en el mapa de la Figura 3.

Figura 3. Densidad poblacional de *Beaucarnea inermis* dentro del área núcleo de la RBSAT



Extrapolación de los valores estimados en las parcelas distribuidas en los diferentes tipos de vegetación dentro de la reserva.

Estudios demográficos para otras especies indican en general valores menores, algunos ejemplos son *Beaucarnea recurvata* Lem. (130 ind*ha⁻¹); y *B. gracilis* Lem. (16.9 ind*ha⁻¹). Únicamente *B. sanctomariana* L.Hern. (301 ind*ha⁻¹) y *B. goldmanii* Rose (460 ind*ha⁻¹) presentan una densidad promedio mayor (Hernández-Sandoval *et al.*, 2012; Pérez-Farrera *et al.*, 2012).

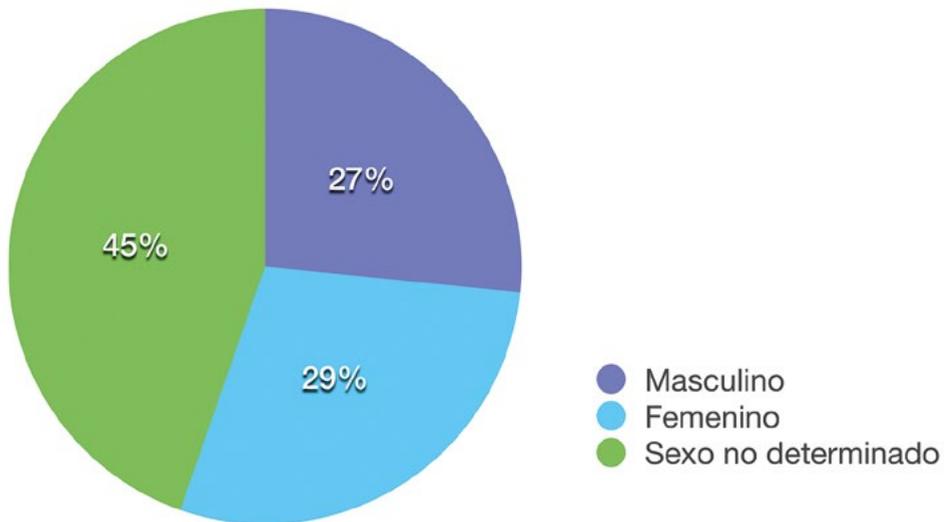
Previamente, se había reportado una densidad poblacional promedio de 256 ind*ha⁻¹ para seis poblaciones de *Beaucarnea inermis* ubicadas en la SMO_r (Castillo-Gómez, 2011). Se encontró que las poblaciones que se ubican al oeste de la SMO_r tienen mayor densidad de individuos lo cual coincide con los sitios más húmedos, donde los períodos de sequía son menos extremos, y esto último podría favorecer mayor reclutamiento de individuos juveniles que en las poblaciones del este, donde las poblaciones están más expuestas a huracanes, nortes y sequías prolongadas.

Se observa dominancia de individuos adultos, registrándose plántulas y juveniles en pocos sitios, lo que indica una baja tasa de establecimiento, lo cual ha sido registrado también para otras especies del género *Beaucarnea* (Cardel *et al.*, 1997; Hernández-Sandoval *et al.*, 2012; Pérez-Ferrera *et al.*, 2012). La rápida mortalidad de las plántulas puede deberse a la depredación de las semillas por parte de hormigas (observación personal) o de plántulas por parte de herbívoros (Cardel *et al.*, 1997), así como a condiciones ambientales desfavorables. Las plántulas y juveniles son las clases de edad más vulnerables al disturbio antrópico, lo que puede explicar las altas tasas de mortalidad y que la presión de la perturbación del hábitat afecta principalmente al reclutamiento.

En la época de floración estudiada se ha registrado un 56% de individuos adultos reproductivos de una muestra de 410 individuos, 29% femeninos y el 27% masculinos (Figura 4). Hernández-Sandoval, *et al.* (2012), reportan que cada individuo femenino de *Beaucarnea inermis* puede producir hasta 20

inflorescencias con hasta 60,000 semillas. La proporción de germinación es de cerca del 90%, en una temporada favorable de humedad y temperatura, pero un porcentaje mínimo es el que logra sobrevivir y establecerse como juvenil (Castillo-Gómez, 2011). Aunque se requieren estudios más finos sobre germinación en campo para tener un mejor estimado de la dinámica poblacional de la especie, podemos mencionar que *Beaucarnea inermis* se comporta como un estratega 'k' (Odum, 1972; Smith y Smith, 2007), pues a pesar de que el reclutamiento de semillas es muy bajo, los individuos son muy longevos. Además, este comportamiento también es característico de especies que dependen de claros para su establecimiento, como es el caso de las especies pioneras (Palacios-Wassenaar *et al.*, 2016).

Figura 4: Proporción de sexos de *Beaucarnea inermis* en la RBSAT durante el 2014

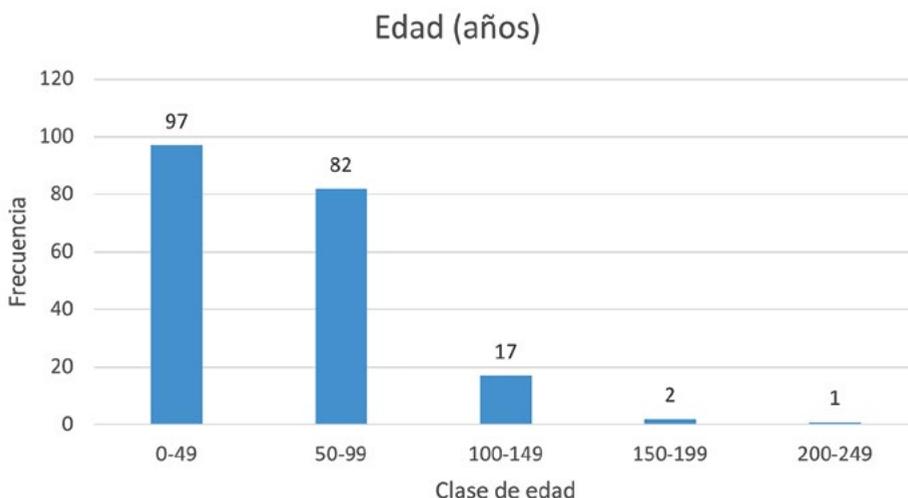


En las parcelas estudiadas se ha registrado una altura máxima de 17 m, con un promedio general de 8.7 m. Se estimó la edad de los individuos

registrados con base en el número de ramificaciones que cada uno presentaba, considerando que cada ramificación es precedida por un evento de floración, la primera ramificación corresponde a 20 años y las subsecuentes a intervalos de cinco años aproximadamente. La mayor parte de los individuos registrados oscilan entre los 20 y 99 años, solamente se registró un individuo de 245 años (Figura 5).

De acuerdo con la estructura de edades, las poblaciones de *Beaucarnea inermis* que se encuentran en el interior de la RBSAT parecen permanecer estables, con individuos adultos de gran tamaño sobre todo en afloramientos rocosos, lo que dificulta que individuos juveniles puedan competir por espacio a diferencia de las poblaciones que no se encuentran protegidas, en las cuales la apertura del dosel, así como la baja densidad de individuos adultos y otros competidores parece favorecer el establecimiento de nuevos individuos.

Figura 5: Histograma de edad de *Beaucarnea inermis* en la RBSAT



Con respecto al Índice de Valor de Importancia (IVI) de las especies en las parcelas analizadas, *Beaucarnea inermis* es la que presenta los mayores valores,

con un área basal de hasta 14 m², pues es una especie altamente competitiva una vez que alcanza la edad adulta. Las especies que le siguen en importancia ecológica son *Pseudobombax ellipticum* (Kunth) Dugand, *Bursera simaruba* (L.) Sarg. y *Euphorbia schlechtendalii* Boiss. En el caso de *P. ellipticum*, presenta un área basal considerable, además de que la densidad en las diferentes parcelas le confieren esta importancia, por otro lado, *B. simaruba* y *E. schlechtendalii*, se encuentran con mayor frecuencia en las parcelas. El IVI estimado resalta a *Beaucarnea inermis* como la especie más importante dentro de la RBSAT, en donde alcanza dimensiones que le permiten competir e incluso desplazar a especies abundantes como *Croton niveus* Jacq., además de que puede establecerse en sitios escarpados con afloramientos calizos en donde las demás especies no pueden competir.

Conclusiones

La RBSAT funciona como un refugio para *Beaucarnea inermis*, protegiéndola contra disturbios de origen antropógenicos, principalmente aquellos derivados de la extracción ilegal de individuos en etapas de plántula y juvenil, así como del cambio de uso de suelo. Sin embargo, es necesario establecer planes estratégicos de conservación ya que, debido a la dificultad de su establecimiento, *B. inermis* es vulnerable a perturbaciones en su hábitat lo que afecta la viabilidad de sus poblaciones aun dentro de la RBSAT. Por esta razón se apoya la propuesta de Castillo-Gómez (2011) de mantener a *B. inermis* en la categoría de Amenazada de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010, así como en el Apéndice II de CITES. En este sentido es necesario continuar los estudios con otras especies clave dentro de la RBSAT como son *Dioon edule* Lindl., *Zamia vazquezii* D.W.Stev., Sabato & De Luca, *Stanhopea tigrina* Bateman ex Lindl., *Panthera onca* entre otras especies consideradas en alguna categoría de riesgo dentro de la NOM-059-SEMARNAT-2010 y que ocupan un nicho importante dentro de la RBSAT y en general en la SMO, en donde presentan un alto riesgo de amenaza por problemas de conservación debido a la presión de su hábitat.

Referencias

- Cardel, Y., Rico-Gray, V., García-Franco, J.G., Thien, L.B. 1997. Ecological status of *Beaucarnea gracilis*, an endemic species of the semiarid Tehuacan Valley, México. *Conservation Biology* 11: 367–374.
- Castillo-Gómez, H.A. 2011. *Estado actual de conservación de Beaucarnea inermis (S. Watson) Rose (Ruscaceae) en San Luis Potosí y Tamaulipas*. Tesis de licenciatura en Biología, UAQ, Queretaro, Qro. 109 p.
- Hernández-Sandoval, L., Osorio-Rosales, M.L., Orellana-Lanza, R., Martínez, M., Pérez-Ferrera, M.A., Contreras-Hernández, A., Malda-Barrera, G., Espadas-Manrique, C., Almanza-Rodríguez, K.E., Castillo-Gómez, H.A., Félix, A. 2012. Manejo y conservación de las especies con valor comercial de Pata de elefante (*Beaucarnea*). Querétaro, México. Editorial Universitaria UAQ. 116 p.
- Odum, E. P. 1972. *Ecología*. México, D. F. Nueva Editorial Interamericana. 653 p.
- Palacios-Wassenaar, O., Castillo-Campos, G., Vázquez-Torres, S.M. 2016. Análisis de la estructura poblacional como indicador rápido del estado de conservación de especies arbóreas amenazadas. el caso de *Resinanthus aromaticus* en el centro de Veracruz, México. *Botanical Sciences* 94: 241–252.
- Pérez-Farrera, M.A., Hernández-Sandoval, L., López-Cruz, A., Espinosa-Jiménez, J.A., López, S., Zenteno-Cruz, G., Gómez-Domínguez, H. 2012. Estructura, densidad poblacional y relaciones alométricas de *Beaucarnea goldmanii* Rose y *Beaucarnea sanctomariana* L.Hern. *Lacandonia* 6: 7–17.

Rzedowski, R. 1966. Nombres regionales de algunas plantas de la Huasteca Potosina. *Acta Científica Potosina* 6: 7-58.

Smith, T.M., Smith, R.L. 2007. *Ecología*. Madrid, España. Pearson Educación, S.A. 776 p.

Capítulo 2 Chronic disturbance affects the demography and population structure of *Beaucarnea inermis*, a threatened species endemic to Mexico.

Rubio-Méndez, G., Castillo-Gómez, H. A., Espinosa-Reyes, G., Hernández-Sandoval, L., de-Nova, J. A. 2018. Chronic disturbance affects the demography and population structure of *Beaucarnea inermis*, a threatened species endemic to Mexico. *Tropical Conservation Science* 11:1-12.

Chronic Disturbance Affects the Demography and Population Structure of *Beaucarnea inermis*, a Threatened Species Endemic to Mexico

Gabriel Rubio-Méndez^{1,2}, Hugo A. Castillo-Gómez³, Luis Hernández-Sandoval³, Guillermo Espinosa-Reyes⁴, and J. Arturo De-Nova^{2,5}

Tropical Conservation Science
Volume 11: 1–12
© The Author(s) 2018
Reprints and permissions:
sagepub.com/journalsPermissions.nav
DOI: 10.1177/1940082918779802
journals.sagepub.com/home/trc



Abstract

Beaucarnea inermis is a threatened plant of the seasonally dry tropical forests of the northeastern Sierra Madre Oriental mountains. It has been affected by habitat loss and fragmentation, mainly from changes in land use and poaching. The number of *B. inermis* plants, sexual proportion, and structural parameters were recorded in natural populations inside the Sierra del Abra Tanchipa Biosphere Reserve and unprotected sites. Effects of chronic disturbance on demography parameters and asymmetry coefficient were estimated. Average population density is 280 ind*ha⁻¹ inside the protected area and 186 ind*ha⁻¹ in unprotected sites. Life tables indicate a high seedling to juvenile mortality rate, but life expectancy increases in juveniles, suggesting a survival type III curve. Population size distribution skewness indicates differences associated with disturbance. Sex ratio was 0.93:1 (m:f) inside the protected area and 0.76:1 (m:f) in unprotected sites. Anthropogenic disturbance affects life expectancy and the survival and mortality rates mainly in early life classes; however, once the adult stage is reached, mortality rate is reduced and survival rate increases. The natural protected area represents a refuge for the species from the effects of anthropogenic disturbance and illegal poaching. Additional studies are needed to evaluate the genetic diversity in *B. inermis* in protected and unprotected sites, and how it is affected by disturbance. Also, it is important to highlight other species inside the protected area such as *Dioon edule*, *Zamia fischeri*, and *Stanhopea tigrina*, which are considered as endangered or threatened.

Keywords

seasonally dry tropical forest, in situ conservation, Sierra Madre Oriental, endangered plants, asymmetry coefficient

Introduction

Beaucarnea inermis (S.Watson) Rose (Asparagaceae) is an endemic plant of the Sierra Madre Oriental (SMOr), occurring in the states of San Luis Potosí and Tamaulipas in Mexico. It is listed as a threatened species (A) under Official Mexican Standard NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010) and is listed in Appendix II of the Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora with other species that are not necessarily threatened with extinction now but may become endangered if trade is not tightly controlled. Locally, it is known as *soyate* and *cuhuich* from ancient languages. Along with other *Beaucarnea* species, *B. inermis* is known in the market as *pata de elefante*, elephant's

¹Programas Multidisciplinarios de Posgrado en Ciencias Ambientales, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México

²Instituto de Investigación de Zonas Desérticas, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México

³Biología, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro, México

⁴Facultad de Medicina—Coordinación para la Innovación y Aplicación de la Ciencia y la Tecnología, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México

⁵Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México

Received 22 February 2018; Revised 27 April 2018; Accepted 1 May 2018

Corresponding Author:

J. Arturo De-Nova, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Altair 200, Col del Llano, San Luis Potosí 78200, Mexico.

Email: arturo.denova@uaslp.mx



foot palm, bottle palm, and the ponytail palm (Figure 1). All the species in the genus are used as living ornamentals, and some cultures use the flowers and leaves as food, or to elaborate handicrafts and ceremonial ornaments (Hernández-Sandoval et al., 2012). Owing to the demand for these species for ornamental use—mainly in the United States and Europe where prices are high—illegal poaching has affected the demography and structure of its natural populations (Hernández-Sandoval, 1993; Osorio-Rosales & Mata-Rosas, 2005). In addition, changes in land use, extensive livestock production, and the lack of planned forest harvesting strongly impact these species and their viability in future.

B. inermis inhabits the seasonally dry tropical forests (SDTF) of the SMOr, and its best conserved populations are in the Sierra del Abra Tanchipa Biosphere Reserve (SATBR) in San Luis Potosí (SEMARNAT-CONANP, 2014). The SATBR was declared a protected natural area in 1994 as the direct result of petitions signed by citizens and landowners who were concerned about the loss of biodiversity in the region. As part of the SMOr, the SATBR is an important connectivity link for threatened and endangered species in the region's ecological corridors.

The conservation of biodiversity requires an extensive understanding of how its different components are affected by current threats. Habitat destruction and fragmentation are considered the primary causes of species extinction, accelerating when anthropogenic disturbance is regular or chronic. This reduces the size of populations, affecting their demography and dynamics, and decreases their genetic diversity (Hernández-Oria, Chávez, & Sánchez, 2006; Lande, 1988; Rai, 2006; Ribeiro et al., 2016; Valencia-Díaz, Flores-Palacios, & Castillo-Campos, 2012).

Here, we present new information about the population structure of *B. inermis* in the SMOr for populations inside the SATBR protected area and in unprotected sites with different levels of anthropogenic disturbance. We describe the demography and population structure, and the ecological importance of the species, as well as the relationship of these variables to chronic disturbance.

Methods

Study Area and Sampling

We studied natural populations of *B. inermis* occurring in the SDTF of the SMOr with different levels of deciduousness. The climate in the region type Aw1(x') is of subhumid warm, with a dry season from December to May. The main population of *B. inermis* is found in the SATBR, a protected natural area covering 21,464 ha, located between 22°05'00" and 22°24'22" N lat. and 98°52'46" and 99°01'00" W long. in the municipalities

of Ciudad Valles and Tamuín in the state of San Luis Potosí. The other populations included in this study are in the municipalities of Ciudad Mante and Ocampo in Tamaulipas, and Tamasopo and Ciudad Valles in San Luis Potosí. We used thirteen 100 × 10 m plots (0.1 ha); seven plots were set up inside the SATBR, separated by 500 m, along an elevation gradient from 338 to 473 m a.s.l., and six plots were set up outside of the SATBR (Figure 2).

Structural, Morphological, and Demographic Parameters

On each plot, we recorded the number of *B. inermis* plants and estimated their density as individuals per hectare ($\text{ind} \cdot \text{ha}^{-1}$; number of individuals in each plot of $0.1 \text{ ha} \cdot 10$). To describe the population structure, morphometric and nonmorphometric traits were measured in each plant: (a) trunk base diameter, (b) neck diameter (where the base is narrowed), (c) total height of the plant, and (d) sex ratio in the flowering season. Plants were categorized according to life classes: (a) seedlings were plants that had germinated in the last reproductive event prior to sampling, without a developed base; (b) juveniles were nonreproductive plants with a developed base and only one rosette or a few, but not from flowering events; and (c) adults were plants with at least one branching and rosettes from flowering events.

Individual frequencies in life classes were used to construct static life tables at different disturbance levels (Martorell & Peters, 2005) in the analyzed plots (see Disturbance Index section), representing specific mortality and survival for each class (Odum, 1972; Smith & Smith, 2007). Static life tables are generated with different attributes describing a population based on temporal demographic traits: l_x , the proportion of surviving individuals entering class x , with respect to the initial number of individuals; q_x , mortality rate as the proportion of dead individuals during the time interval from class x to $x+1$, with respect to the original number of individuals; E_x , life expectancy as the expected life time of an individual of class x ; R_0 , net reproductive rate of each generation (Table 1). The intrinsic population growth rate was calculated as $\lambda = e^r$, where $e = \text{Avogadro's constant of } 2.71828$ and $r = \text{population growth rate per capita}$ (Table 1). When $\lambda = 1$, population size is constant; $\lambda > 1$ indicates increase in population size per generation, while $\lambda < 1$ indicates decrease (Caswell, 2001; Castillo-Lara, Octavio-Aguilar, & De-Nova, 2017).

Seed frequencies were estimated from the literature and personal observations made during the study, taking the average number of seeds produced per panicle as ca. 2,000 based on Hernández-Sandoval et al. (2012), and counting the number of panicles on the plants sampled in each plot. The number of seedlings was



Figure 1. *B. inermis* in its habitat. (a) Adult plant, (b) male panicle, (c) fruit, (d) male flowers, (e) female flower, (f) seedlings, (g) juveniles, and (h) young adults.

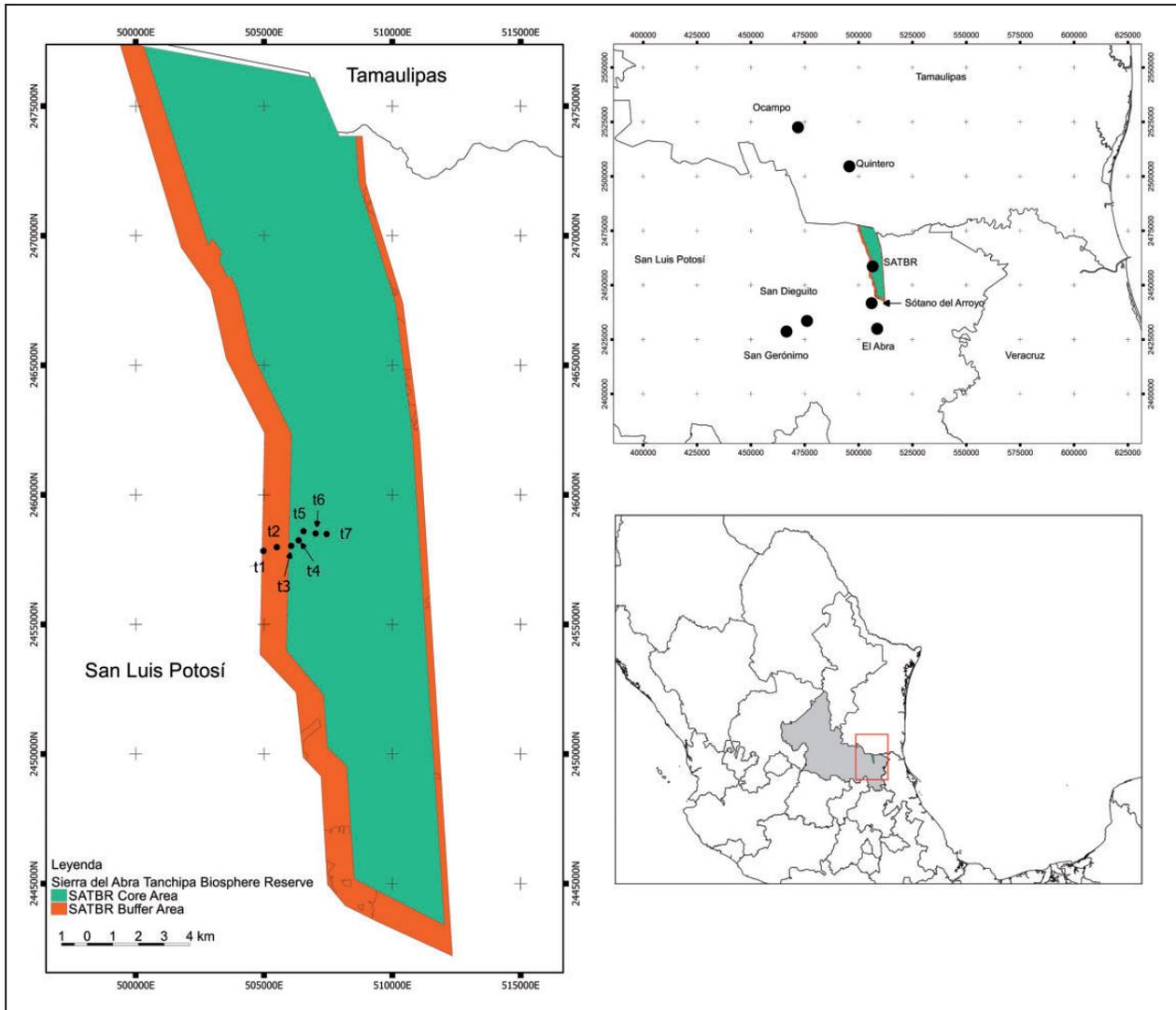


Figure 2. Study area, showing the location of the sample plots.

fixed at the highest number of seedlings found in all the plots sampled because the real frequency of the seedling class is very difficult to record in all seasons owing to the high mortality that occurs in the first months after germination.

Asymmetry Coefficient

To evaluate the inequality of size classes as an additional component of population structure, we estimate the Gini coefficient (gI) for each plot following Bendel, Higgins, Teberg, and Pyke (1989). We used (a) base diameter and (b) neck diameter for each *B. inermis* plant because they are more suitable than height to describe size in this genus. The gI index was calculated after Palacios-Wassenaar, Castillo-Campos, and Vázquez-Torres (2016) as follows: $g_1 = \frac{n \sum_i (x_i - \bar{x})^3}{(n-1)(n-2)s^3}$, where n is the number

of plants, x_i is the logarithm of the diameter of base or neck for each plant i , \bar{x} is the average of x , and s is the standard deviation of x_i .

Disturbance Index

We followed the method proposed by Martorell and Peters (2005) that combines 14 parameters clustered in three disturbance categories (livestock raising, human activities, and land degradation) to calculate a chronic disturbance index (CDI; Appendix 1, Supporting information), recorded for each plot in our study. Data were standardized and merged using a principal components analysis (PCA), discarding those with no variation for the sites as recommended in previous studies (e.g., Hernández-Oria et al., 2006; Martorell & Peters, 2005; Ribeiro et al., 2016). We constructed a frequency table

Table 1. Static Life Table Components From Valverde, Cano-Santana, Meave, and Carabias (2005).

Parameter	Represents	Formula
l_x	Proportion of surviving individuals entering class x , with respect to the initial number of individuals	$\frac{n_x}{n_0}$
d_x	Proportion of dead individuals during the time interval from class x to $x+1$, with respect to the initial number of individuals. When calculated from n , d_x represents the number of dead organisms between x and $x+1$	$l_x - l_{x+1}$ or $n_x - n_{x+1}$
q_x	Mortality rate as the proportion of dead individuals during the time interval from class x to $x+1$, with respect to the original number of individuals	$\frac{n_x}{n_{x+1}}$
P_x	Proportion of surviving individuals with respect to the total number of individuals entering class x	$1 - q_x$
m_x	Fecundity as the average number of descendants per individual (female) in each age class	$\frac{E_x}{n_x}$
F_x	Total number of descendants from class x	From field observations
E_x	Life expectancy as the expected life time of an individual of class x	$\frac{T_x}{n_x}$ $T_x = \sum L_x$ $L_x = \frac{n_x + n_{x+1}}{2}$
R_0	Net reproductive rate of each generation	$\sum l_x m_x$
T_G	Generation time. Average time between the birth of an individual and the birth of its descendants	$\frac{\sum x l_x m_x}{R_0}$
r	Population growth rate per capita	$\frac{\ln R_0}{T_G}$
λ	Intrinsic population growth rate	e^r

for CDI values for each studied plot using Sturges' rule to detect disturbance levels for the analyzed populations. We conduct a chi-squared test of independence to investigate the response of life stage frequencies to the disturbance level. Linear regressions were conducted to estimate the correlation of CDI with l_x , E_x , q_x , λ , R_0 , density in each life class, morphological traits (total height and base and neck diameter), and the asymmetry coefficient gI , to evaluate the effects of the identified disturbance levels on the population demography and morphology of *B. inermis*. Statistical analyses were conducted in GNU PSPP v.0.10.4-g50f7b7 (Free Software Foundation, 2017).

Results

Structural and Demographic Parameters

A total of 405 plants were recorded in the 13 plots sampled, with an average density of 236.9 ind*ha⁻¹; SD=158.76 for juveniles and adults. Average density inside the SATBR was 280 ind*ha⁻¹; SD=193.04, with adults dominating (Table 2). Plots t5, t6, and t7 were the sites with the greatest density (476.66 ind*ha⁻¹; SD=64.29) and are located in the core area of the SATBR from 420 to 470 m a.s.l., in the less deciduous variant of SDTF. Outside of the protected area, the average density was 186.66 ind*ha⁻¹; SD=100.73; the plot t12 (El Abra) had the greatest density at 320 ind*ha⁻¹. The dominant life class was adults both inside and

Table 2. Adult and Juvenile Density of *B. inermis* Inside and Outside^a of the SATBR.

Plot	Adults		Juveniles	
	ind*plot ⁻¹	ind*ha ⁻¹	ind*plot ⁻¹	ind*ha ⁻¹
t1	14	140	5	50
t2	8	80	8	80
t3	22	220	22	220
t4	9	90	8	80
t5	45	450	45	450
t6	43	430	43	430
t7	55	550	53	530
t8 ^a	20	200	19	190
t9 ^a	4	40	2	20
t10 ^a	23	230	12	120
t11 ^a	10	100	8	80
t12 ^a	32	320	29	290
t13 ^a	23	230	23	230

Note. SATBR = Sierra del Abra Tanchipa Biosphere Reserve.

^aPlots outside of the SATBR.

outside of the natural protected area, and inside the SATBR, juveniles were only recorded in three plots (t1, t4, and t7).

The average height inside the SATBR was 7.65 m (SD=3.60), and the maximum height recorded was 17 m for a plant in the core area in plot t2. The maximum

base diameter recorded was 3.09 m, and the average base diameter was 1.35 m ($SD=0.67$; Table 3). Outside of the protected area, the average height was 6.87 m ($SD=3.57$), and the average base diameter was 1.20 m ($SD=0.68$;

Table 3. Morphometric Traits and Skewness Coefficient for *B. inermis* Inside and Outside of the SATBR.

Plot	Height	Base diameter	Neck diameter	Skewness coefficient	
				Base diameter	Neck diameter
t1	3.636	0.741	0.228	0.489	1.039
t2	8.713	1.594	0.587	-0.568	-0.145
t3	8.453	1.490	0.579	0.295	1.05
t4	8.424	1.549	0.703	-1.175	-0.804
t5	8.497	1.450	0.480	-0.508	0.302
t6	5.681	1.910	0.605	-0.307	-0.796
t7	5.359	0.897	0.358	-2.501	-1.163
t8 ^a	8.860	1.420	0.720	-0.498	-0.444
t9 ^a	6.750	1.350	0.610	1.386	2.453
t10 ^a	4.430	0.830	0.290	-0.081	0.362
t11 ^a	6.070	1.380	0.590	-1.447	-1.604
t12 ^a	7.020	1.180	0.440	-3.927	-2.096
t13 ^a	7.450	1.310	0.520	0.037	-0.221

Note. SATBR = Sierra del Abra Tanchipa Biosphere Reserve.
aPlots outside of the SATBR.

Table 3). The average neck diameter inside SATBR was 0.48 m ($SD=0.31$) and outside was 0.50 m ($SD=0.35$; Table 3).

Adults had the highest mean survival rate (l_x) (5.39×10^{-5} ; $SE=1.73 \times 10^{-5}$; Figure 3), and seedlings had the lowest (3.54×10^{-5} ; $SE=3.71 \times 10^{-6}$; Figure 3), as expected for a type III curve according to the criteria of Deevey (1947). Mean mortality rate (q_x) was high in the transition from seed to seedling (-0.471 ; $SE=1.265$; Table 4) for all disturbance levels, but in the medium and high levels of disturbance, mortality also was detected in the transition from seedling to juvenile (-8.89 ; $SE=3.89$; Table 3). The net reproductive rate (R_0) was <1 in the whole disturbance levels as expected in a declining population; however, the life expectancy (Ex) was higher in the classes juvenile and seedling (15.84; $SE=6.73$ and 65.8; $SE=2.19$, respectively) inside the SATBR where the lowest CDI value was registered (Table 4). Chi-squared test of independence rejects the null hypothesis that the frequencies of life stages are independent of the disturbance level ($p < 2.2e-16$).

Asymmetry Coefficient

The distribution of size classes analyzed with $g1$ shows differences between the plots (Table 3) ranging from -3.92 to 1.38 when base diameter is used and -2.09 to 2.45 with the neck diameter. Average $g1$ inside the

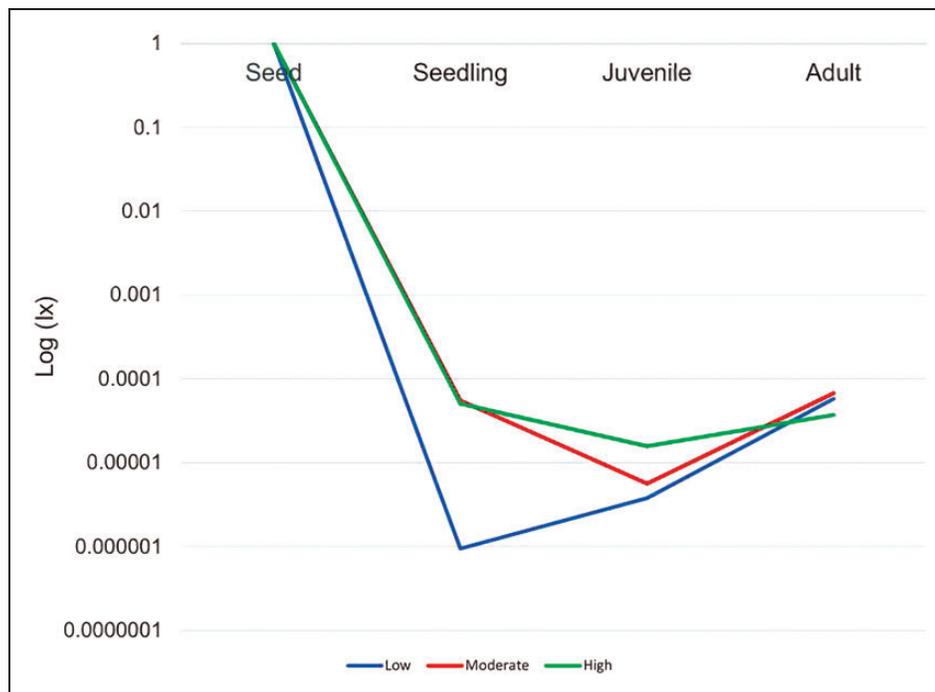


Figure 3. Survival curve for *B. inermis* for each CDI level. CDI = chronic disturbance index.

Table 4. Life Table for *B. inermis* for Each of the Estimated CDI Levels.

Life stage	CDI level	l_x	q_x	E_x
Seedling	Low	9.40E-07	-3	65.83
	Moderate	5.48E-05	0.89	1.82
	High	5.04E-05	0.68	1.54
	M; SE	3.54E-05; 1.73E-05	-0.47; 1.265	23.06; 21.38
Juvenile	Low	3.76E-06	-14.33	15.83
	Moderate	5.60E-06	-11	12.5
	High	1.56E-05	-1.35	2.85
	M; SE	8.35E-06; 3.71E-06	-8.89; 3.89	10.39; 3.89
Adult	Low	5.76E-05	1	0.5
	Moderate	6.72E-05	1	0.5
	High	3.69E-05	1	0.5
	M; SE	5.39E-05; 8.93E-06	-	-
R_0	Low	3.06E-04		
	Moderate	2.11E-02		
	High	1.10E-02		
	M; SE	3.19E-02; 1.43E-02		
λ	Low	0.66		
	Moderate	0.82		
	High	0.79		
	M; SE	0.83; 2.31E-02		

Note. CDI = chronic disturbance index.

SATBR was -0.61 (base diameter) and -0.07 (neck diameter), and outside it was -0.75 (base diameter) and -0.25 (neck diameter), indicating the predominance of bigger plants (adults).

Sex Proportions

Both inside and outside of the SATBR the proportion of reproductive plants was close to 50%. The sex ratio for the population inside the SATBR was 0.93:1 m:f, and outside it was 0.76:1 m:f (Figure 4).

Disturbance Index

According to the analyses, the disturbance parameters with the greatest effect on the sample plots were the proportion of plants damaged by cutting, proximity to human populations and to areas of human activity, with human activity the main threat to *B. inermis*. Plots with the highest CDI were in San Gerónimo (t8), San Dieguito (t9), and Ocampo (t10), all outside of the SATBR.

For the PCA, we discarded goat droppings frequency (GOAT), soil compaction (COMP), land (LUSE), presence of soil islands (ISLA), and totally modified surfaces (TOMS) because they showed no variation for the plots analyzed (Table 5). Axis 1 explained 75.54% of the

variation of all parameters analyzed in decreasing order with cattle droppings frequency (CATT), browsing (BROW), fuelwood extraction (FUEL), human trails surface (TRAS), evidence of wildfires (FIRE), human trails density (TRAN), settlement proximity (PROX), and contiguity to activity cores (CORE) ($p < .05$; Appendix 2, Supporting information). A high degree of positive correlation was found among most parameters (Appendix 2, Supporting information). Some negative coefficients were obtained between Erosion (EROS) and CATT, and BROW and livestock trail density (LTRA). Significant correlation was found between variables from human activities (CORE, FUEL, FIRE, PROX, and TRAS) and livestock raising (BROW, CATT, and LTRA). Values of Axis 1 were rescaled from 0 to 100, from the least to the most disturbed site, to generate a custom CDI for our sites. The Sturges' rule identified three different disturbance levels that we called low (CDI = 0.23–0.39) inside SATBR; moderate (CDI = 0.698–0.733) plots t11, t12, and t13; and high (CDI = 1.36–1.37) in plots t8, t9, and t10.

Variable Correlations

The custom CDI reveals a high degree of correlation with demographic parameters (Table 6) but not for

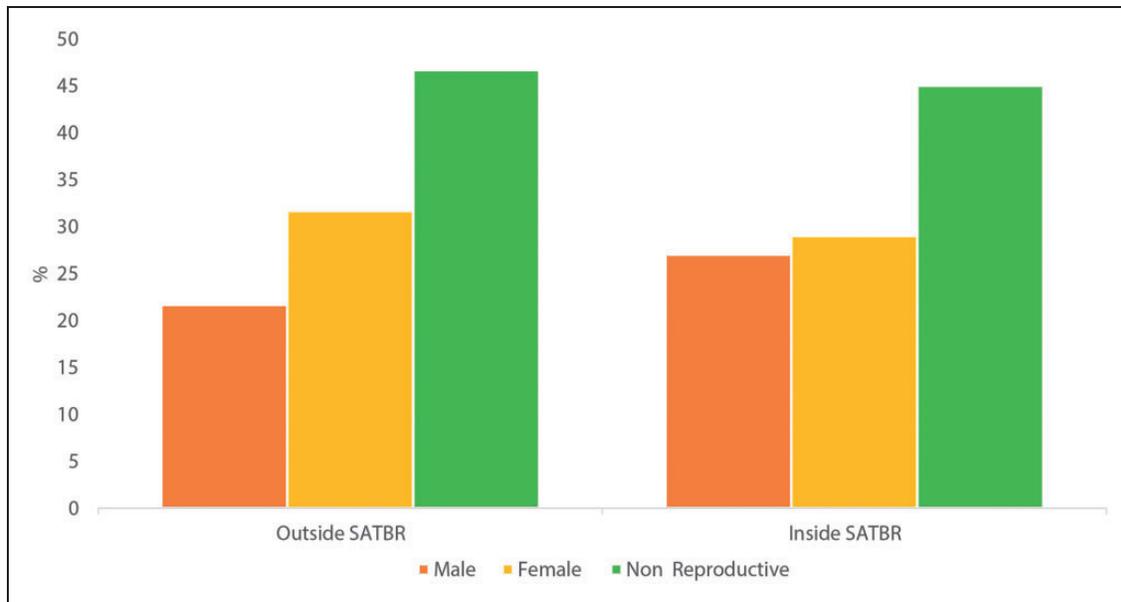


Figure 4. Proportions of reproductive (male and female) and nonreproductive *B. inermis* plants inside and outside of the SATBR. SATBR = Sierra del Abra Tanchipa Biosphere Reserve.

Table 5. Chronic Disturbance Index Values for the Sites Analyzed Inside and Outside^a of the SATBR.

Plot	CATT	BROW	LTRA	FUEL	FIRE	TRAS	PROX	CORE	EROS	Total disturbance
t1	0	0	0	0	0	0	0.38	0.33	0	0.39
t2	0	0	0	0	0	0	0.38	0.33	0	0.39
t3	0	0	0	0	0	0	0.38	0.33	0	0.39
t4	0	0	0	0	0	0	0.25	0	0	0.23
t5	0	0	0	0	0	0	0.25	0	0	0.23
t6	0	0	0	0	0	0	0.25	0	0	0.23
t7	0	0	0	0	0	0	0.25	0	0	0.23
t8 ^a	0	0	0	0.13	1	0.01	0.56	1	0.1	0.70
t9 ^a	0	0	0	0.02	0	0	0.56	1	0	0.69
t10 ^a	0	0	0	0.5	0	0.015	0.56	1	0	0.73
t11 ^a	0	0	0	0.06	0	0.01	0.56	1	0.1	1.33
t12 ^a	0.2	0.1	0	0.19	1	0	0.56	1	0	1.36
t13 ^a	0.2	0.1	0.18	0.16	1	0.01	0.56	1	0	1.37

Note. CATT = cattle droppings frequency; BROW = browsing; LTRA = livestock trail density; FUEL = fuelwood extraction; FIRE = evidence of wildfires; TRAS = human trails surface; PROX = settlement proximity; CORE = contiguity to activity cores; EROS = Erosion; SATBR = Sierra del Abra Tanchipa Biosphere Reserve.

^aPlots outside of the SATBR.

morphological traits such as height, and neck and base diameter (Table 6). The survival rate (lx) results positively correlated with CDI in all life stages (Table 6). Life expectancy (Ex) results are positively correlated with CDI only in the seedling ($R^2 = .73$, $F = 29.11$, $p = 2.18 \times 10^{-4}$) and juvenile stages ($R^2 = .96$, $F = 283.99$, $p = 3.32 \times 10^{-9}$). The mortality rate is also positively correlated with CDI in the seedling ($R^2 = .69$, $F = 24.49$, $p = 4.36 \times 10^{-4}$) and juvenile stages ($R^2 = .96$,

$F = 283.99$, $p = 3.32 \times 10^{-9}$). Density and asymmetry coefficient show no correlation with CDI (Table 6). Total height and the base and neck diameter are not correlated with CDI (Table 6).

Discussion

The density estimated for *B. inermis* in the present study is one of the highest recorded for the genus. Maximum

Table 6. Correlations Between the CDI and the Demographic and Structural Parameters for *B. inermis* Inside and Outside of the SATBR.

Parameter	Life class	Statistics	Coefficient (SE)	Explained variance (%)
lx	Seedling	$F(1,11) = 22.04^{**}$	4.914E-05 (1.038E-05)	67
	Juvenile	$F(1,11) = 132.9^{**}$	9.389E-07 (11.5285)	92
	Adult	$F(1,11) = 11.36^{**}$	-1.763E-05 (5.229E-06)	51
Ex	Seedling	$F(1,11) = 29.11^{**}$	-63.31 (11.73)	73
	Juvenile	$F(1,11) = 283.99^{**}$	-11.90 (0.706)	96
	Adult			
qx	Seedling	$F(1,11) = 24.49^{**}$	3.65 (0.738)	69
	Juvenile	$F(1,11) = 283.99^{**}$	11.90 (0.706)	96
	Adult			
R_0	Total	$F(1,11) = 9.067$	0.00455 (0.015)	45
λ	Total	$F(1,11) = 12.354$	-0.013 (0.0039)	52
Density	Juvenile	$F(1,11) = 1.563$	2.794 (2.235)	12.40
	Adult	$F(1,11) = 2.99$	-17.27 (9.99)	21.30
	Total	$F(1,11) = 2.203$	-14.483 (9.756)	16.60
Height	Adult	$F(1,11) = 0.08$	-0.0224 (0.0775)	0.76
Base diameter	Adult	$F(1,11) = 0.446$	-0.268 (0.401)	3.90
Neck diameter	Adult	$F(1,11) = 0.146$	0.338 (0.883)	1.13
gl	Neck diameter	$F(1,11) = 1.041$	0.803 (0.787)	0.086
	Base diameter	$F(1,11) = 0.872$	0.826 (0.884)	0.073

Note. CDI = chronic disturbance index; SATBR = Sierra del Abra Tanchipa Biosphere Reserve.

* $p < .05$. ** $p < .01$.

values for the species were recorded inside the SATBR core area and range from 280 to 550 ind*ha⁻¹, being higher in subdeciduous SDTF. Demographic studies for other species report lower values; for example, *B. recurvata* Lem. (130 ind*ha⁻¹) and *B. gracilis* Lem. (16.9 ind*ha). Only *B. sanctomariana* L.Hern. (301 ind*ha⁻¹) and *B. goldmanii* Rose (460 ind*ha⁻¹) had a higher average value (Hernández-Sandoval et al., 2012; Pérez-Farrera et al., 2012). Inside the SATBR *B. inermis* is the most dominant species, where it reaches sizes large enough to compete with or even displace abundant species like *Croton niveus*. Also, *B. inermis* can establish in the common rocky outcrops inside the SATBR, where few species can compete.

According to the survival curve, the population of *B. inermis* has a high mortality rate in the first stages of establishment (seed and seedlings), resulting in a high density of adults as previously reported in other studies (Cardel, Rico-Gray, García-Franco, & Thien, 1997; Hernández-Sandoval et al., 2012; Pérez-Farrera et al., 2012). Under lab conditions, more than 90% of the seeds germinate and become seedlings. In the wild, it is possible to have a high germination rate too, but seed predation by ants (personal observation) and of seedlings

by herbivores (Cardel et al., 1997), as well as unfavorable conditions, increase mortality in these early stages, making the transition from seed to seedling ephemeral and difficult to record in the field. Mortality from seedling to juvenile was detected in the plots outside SATBR, and this could be associated some kind of disturbance like land use change, ranching, or poaching.

Additional studies of germination in the field are required to better estimate the population dynamics of *B. inermis*; however, the survival curve in our study represents a first attempt at understanding recruitment in the species. The curve coincides with a *k* strategy (Odum, 1972; Smith & Smith, 2007), with very low seed recruitment but great longevity in surviving plants. This is characteristic in plant species from SDTF that depend on canopy openings to establish and require more light, as occurs in pioneer species (Palacios-Wassenaar et al., 2016). In general, we found more juvenile plants in the unprotected sites outside of the SATBR, in accordance with the findings of Palacios-Wassenaar et al. (2016) who indicate that the high density of juveniles is related to the decrease in the number of adult plants in *Resinanthus aromaticus* (Cast.-Campos & Lorence) Borhidi. These individuals are more vulnerable to deforestation,

trampling of cattle, or extraction, so they could not reach the adult stage, compared with those within the reserve that ensure their permanence in the population due to the protection offered by the SATBR.

The population of *B. inermis* inside the SATBR is dominated by adults (asymmetry coefficient $g1 < 0$), and only one plot (t1) located at the border of the protected area results dominated by juveniles. The coefficient $g1$ is not correlated with estimated chronic disturbance levels, although the plots that are outside the SATBR show an increasing density of small plants (mainly juvenile). This increasing density in earlier life classes could be associated to absence of adult individuals to compete with, in sites with higher levels of disturbance. It has been previously reported in large, sessile, passively dispersed plant species that small individuals (seedlings and juveniles) are likely to be shaded by large individuals, so they have less energy to devote to survival and reproduction (Harcombe, 1987). The consequence is higher mortality rates of shaded young individuals (Enright & Ogden, 1979; Hartshorn, 1975; Highsmith, Riggs, & D'Antonio, 1980; Hughes, 1984; Jackson, 1977; Lefkovitch, 1965; Werner & Caswell, 1977). Light-demanding species are relatively rare as seedlings because they are ephemeral, either dying quickly if shaded, or growing rapidly into large size classes if light levels remain high (Wright, Muller-Landau, Condit, & Hubbell, 2003). In the less disturbed sites, populations of *B. inermis* seem to reach stability with adults that are large in size, mainly on rocky outcrops, making it difficult for juveniles compete for space.

Flowering in *B. inermis* is not annual, and its periodicity has not been described with any accuracy. Our estimates indicate that *B. inermis* has a good balance of reproductive and nonreproductive plants (44%), and in the proportion of the sexes (27% male, 29% female), suggesting an equilibrium with no major competition among males, and thus a low reproductive cost (Cipollini & Stiles, 1991). However, the number of plants for which sex was recorded as indeterminate could change the proportion in future years because these plants could be young reproductive adults that are flowering less constantly than older adults.

The disturbance parameters analyzed in our study were used to generate an index of chronic disturbance for quantifying the effect of disturbance on the demography of *B. inermis*. The following were the parameters that had a major effect on total disturbance: CATT, BROW, CORE, EROS, FUEL, FIRE, LTRA, PROX, and TRAN. This highlights the significant impact of human activities on habitat degradation. The plots inside the SATBR show the lowest CDI levels, due to the almost null anthropogenic activity. However, the plots outside SATBR showed two different levels of disturbance according to its location. Medium disturbance is

associated to livestock raising parameters (BROW, CATT, and LTRA). High disturbance is associated to human activities (CORE, FIRE, PROX, and TRAN), the parameters with the largest loadings for the CDI. Low intensity disturbance like livestock raising may actually benefit the establishment of some plant species (Martorell & Peters, 2008) and improve their recruitment, as in *B. inermis* where the sites with a medium disturbance have acceptable demographic parameters. The disturbance is as important for conservation as the direct management of the species (e.g., prescribed fire); however, when it comes to anthropogenic disturbance, its complete elimination is frequently the only management practice, and human influence may also be disguised in the shape of natural disturbance to minimize its impact (Hansen, Spies, Swanson, & Ohmann, 1991; Martorell & Peters, 2008; Niemelä, 1999).

The demographic parameters most affected by disturbance are life expectancy, and the survival and mortality rates. The most vulnerable stages are from seedling to juvenile because the pressures of disturbance mainly affect the recruitment. Newly emerged seedlings no longer have the ability to withstand the adverse conditions tolerated by the ungerminated seed because they do not yet have the physical robustness it will acquire with age (Kitajima & Fenner, 2000). The mortality in these early stages is affected for a wide range of biotic and abiotic factors, which vary spatially and temporally (Mack & Pyke, 1984). The high mortality in *B. inermis* at the seedling stage may act as a strong selective filter on seed traits and seedling traits like in other plant species (Kitajima & Fenner, 2000), where traits can be interpreted as "gap-detection mechanisms" in seeds restrict germination in time and space, enhancing the likelihood of seedling survival and growth. Also, many abiotic stress factors, such as shade, excess light, heat, water stress, and flooding, may not kill seedlings immediately but may lower their tolerance to biotic mortality agents, such as herbivores and pathogens (Augsburger, 1984; Augsburger & Kelly, 1984; Kitajima & Fenner, 2000). However, once the adult stage is reached in *B. inermis*, the population seems to be stabilized and the mortality rate and life expectancy remain constant, but the survival rate increases. This may be related to the size that individuals reach, which allows them to tolerate disturbances, likewise, it makes them less vulnerable to poaching.

Implications for Conservation

According to our results, it is correct to include *B. inermis* as a threatened species (A) under the Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010), and in Appendix II of the Convention on International Trade in Endangered

Species of Wild Fauna and Flora because unprotected populations are still subjected to illegal poaching of seedlings and juveniles, and the low survival and high mortality rates specially in early stages. The SATBR represents an effective refuge for *B. inermis*, protecting it from anthropogenic disturbance such as changes in land use and the illegal poaching of mainly seedlings and juveniles. Additional studies are needed to evaluate the genetic diversity of populations of *B. inermis*, genetic flow, and how it is affected by disturbance. Also, it is important to highlight other key species inside the protected area such as *Dioon edule* Lindl., *Zamia fischeri* Miq. ex Lem., and *Stanhopea tigrina* Bentam ex Lindl., which are considered as endangered or threatened according to the Official Mexican Standard NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010).

Supporting Information

Metrics that were recorded in plots (Appendix 1) and PCA results (Appendix 2) are available online. The authors are solely responsible for the content and functionality of these materials. Queries (other than the absence of material) should be directed to the corresponding author.

Acknowledgments

The authors are grateful to Pedro Castillo Lara, Hermelindo Guzmán Antonia, Luis Enrique Martínez, Mercedes Elizabeth Ramírez Elías, Maywalida Montenegro Herrera, María Magdalena Salinas Rodríguez, Benjamín Castillo, Ana Virginia Chávez Oyarvide, Alberto Prado, Arturo Medina Sánchez, Jonathan German Alacio, Luis Barba Escoto, Don Antonio Chávez Martínez, Don Polo García, Don Baldomero Palacios Flores, Pablo Luna Mendoza, and Alejandro Ávila Ramírez for their help with the field work and to José García Pérez and the SLPM Herbarium for providing herbarium specimens. The authors would like to thank SEMARNAT-CONANP for allowing them to conduct their field work in the Sierra del Abra Tanchipa Biosphere Reserve and for facilitating contact with the locals. The authors are also grateful to the authorities of Ejidos Laguna del Mante, Los Sabinos, and Gustavo Garmendia.

Declaration of Conflicting Interest

The author(s) declared no potential conflicts of interest with respect to the research, authorship, and/or publication of this article.

Funding

The author(s) disclosed receipt of the following financial support for the research, authorship, and/or publication of this article: This research was funded by grants CONACYT CB-2014/243454, CONABIO FB1829/PJ029/17, and SEP-PRODEP 103.5/13/6575. The first author gratefully acknowledges the support of CONACYT (Graduate Studies Scholarship 290685) and PMPCA-UASLP.

References

- Augsburger, C. K. (1984). Seedling survival of tropical tree species: Interactions of dispersal distance, light gaps, and pathogens. *Ecology*, *65*, 1705–1712.
- Augsburger, C. K., & Kelly, C. K. (1984). Pathogen mortality of tropical tree seedlings: Experimental studies of the effects of dispersal distance, seedling density, and light conditions. *Oecologia*, *61*, 211–217.
- Bendel, R. B., Higgins, S. S., Teberg, J. E., & Pyke, D. A. (1989). Comparison of skewness coefficient, coefficient of variation, and Gini coefficient as inequality measures within populations. *Oecologia*, *78*, 394–400.
- Cardel, Y., Rico-Gray, V., García-Franco, J. G., & Thien, L. B. (1997). Ecological status of *Beaucarnea gracilis*, an endemic species of the semi-arid Tehuacan Valley, México. *Conservation Biology*, *11*, 367–374.
- Castillo-Lara, P., Octavio-Aguilar, P., & De-Nova, J. (2017). *Ceratozamia zaragozae* Medellín-Leal (Zamiaceae), an endangered Mexican cycad: New information on population structure and spatial distribution. *Brittonia*. Retrieved from <http://scihub.tw/10.1007/s12228-017-9513-1>.
- Caswell, H. (2001). *Matrix population models. Construction, analysis and interpretation*. Sunderland, MA: Sinauer Associates, Inc. Publishers.
- Cipollini, M. L., & Stiles, W. (1991). Costs of reproduction in *Nyssa sylvatica*: Sexual dimorphism in reproductive frequency and nutrient flux. *Oecologia*, *86*, 585–593.
- Deevey, E.S. (1947) Life tables for natural populations of animals. *The Quarterly Review of Biology*, *22*, 283–314. doi:10.1086/395888.
- Enright, N., & Ogden, J. (1979). Applications of transitional matrix models in forest dynamics: *Araucaria* in Papua New Guinea and *Nothofagus* in New Zealand. *Australian Journal of Ecology*, *4*, 3–23.
- Hansen, A. J., Spies, T. A., Swanson, F. J., & Ohmann, J. L. (1991). Conserving biodiversity in managed forests. *BioScience*, *41*, 382–392.
- Harcombe, P. A. (1987). Tree life tables. *BioScience*, *37*, 557–568.
- Hartshorn, G. S. (1975). A matrix model of tree population dynamics. In: F. B. Golley, & E. Medina (Eds.). *Tropical ecological systems* (pp. 41–51). New York, NY: Springer-Verlag.
- Hernández-Oria, J. G., Chávez, R., & Sánchez, E. (2006). Efecto del disturbio crónico en *Echinocereus schmollii* (Weing.) NP Taylor, una cactácea en peligro de extinción en el Semidesierto Queretano, México [Effect of chronic disturbance in *Echinocereus Schmollii* (Weing.) NP Taylor, a Cactaceae in danger of extinction in the Semidesert Queretano, Mexico]. *Zonas Áridas*, *10*, 59–73.
- Hernández-Sandoval, L. (1993). *Beaucarnea* ¿un género amenazado? [Beaucarnea, a threatened genre?]. *Cactáceas y Suculentas Mexicanas*, *38*, 11–14.
- Hernández-Sandoval, L., Osorio-Rosales, M. L., Orellana-Lanza, R., Martínez, M., Pérez-Farrera, M. A., Contreras-Hernández, A., . . . Félix, A. (2012). *Manejo y conservación de las especies con valor comercial de Pata de Elefante (Beaucarnea)* [Management and conservation of species with commercial value of Elephant's Foot (Beaucarnea)]. Queretaro, Mexico: Ed. Universitaria UAQ.

- Highsmith, R. C., Riggs, A. C., & D'Antonio, C. A. (1980). Survival of hurricane-generated coral fragments and a disturbance model of reef calcification/growth rates. *Oecologia*, *46*, 322–329.
- Hughes, T. P. (1984). Population dynamics based on individual size rather than age: A general model with a reef coral example. *The American Naturalist*, *123*, 778–795.
- Jackson, J. B. C. (1977). Competition on hard substrata: The adaptive significance of solitary and colonial strategies. *The American Naturalist*, *111*, 743–767.
- Kitajima, K., & Fenner, M. (2000). Ecology of seedling regeneration. In: M. Fenner (ed.) *Seeds: The ecology of regeneration in plant communities* (pp. 331–359). Wallingford, UK: CABI Publishing.
- Lande, R. (1988). Genetics and demography in biological conservation. *Science*, *241*, 1455–1460.
- Lefkovich, L. P. (1965). The study of population growth in organisms grouped by stages. *Biometrics*, *21*, 1–18.
- Mack, R. N., & Pyke, D. A. (1984). The demography of *Bromus tectorum*: The role of microclimate, grazing and disease. *Journal of Ecology*, *72*, 731–748.
- Martorell, C., & Peters, E. M. (2005). The measurement of chronic disturbance and its effects on the threatened cactus *Mammillaria pectinifera*. *Biological Conservation*, *124*, 199–207.
- Martorell, C., & Peters, E. M. (2008). Disturbance-response analysis: A method for rapid assessment of the threat to species in disturbed areas. *Conservation Biology*, *23*, 377–387.
- Niemelä, J. (1999). Management in relation to disturbance in boreal forest. *Forest Ecology and Management*, *115*, 127–134.
- Odum, E. P. (1972). *Ecología*. Mexico City, Mexico: Nueva Editorial Interamericana.
- Osorio-Rosales, M. L., & Mata-Rosas, M. (2005). Micropropagation of endemic and endangered Mexican species of Ponytail Palms. *HortScience*, *40*, 1481–1484.
- Palacios-Wassenaar, O., Castillo-Campos, G., & Vázquez-Torres, S. M. (2016). Análisis de la estructura poblacional como indicador rápido del estado de conservación de especies arbóreas amenazadas. El caso de *Resinanthus aromaticus* en el centro de Veracruz, México [Analysis of the population structure as a rapid indicator of the conservation status of threatened tree species. The case of *Resinanthus aromaticus* in the center of Veracruz, Mexico]. *Botanical Sciences*, *94*, 241–252.
- Pérez-Farrera, M. A., Hernández-Sandoval, L., López-Cruz, A., Espinosa-Jiménez, J. A., López, S., Zenteno-Cruz, G., & Gómez-Domínguez, H. (2012). Estructura, densidad poblacional y relaciones alométricas de *Beaucarnea goldmanii* Rose y *Beaucarnea sanctomariana* L. Hern [Structure, population density and allometric relationships of *Beaucarnea goldmanii* Rose and *Beaucarnea sanctomariana* L. Hern. (Asparagaceae) in Chiapas and Oaxaca, Mexico]. *Lacandonia*, *6*, 7–17.
- Rai, U. K. (2006). Minimum sizes for viable population and conservation biology. *Our Nature*, *1*, 3–9.
- Ribeiro, E. M. S., Santos, B. A., Arroyo-Rodríguez, V., Tabarelli, M., Souza, G., & Leal, I. R. (2016). Phylogenetic impoverishment of plant communities following chronic human disturbances in the Brazilian Caatinga. *Ecology*, *97*, 1583–1592.
- SEMARNAT. (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* [Official Mexican Standard Nom-059-Semarnat-2010, Environmental protection-species native to Mexico of wild flora and fauna-Risk categories and specifications for inclusion, exclusion or change—List of species at risk]. Diario Oficial de la Federación, 30 de diciembre de 2010. Mexico City, Mexico.
- SEMARNAT-CONANP (2014). *Programa de manejo de la Reserva de la Biosfera Sierra del Abra Tanchipa* (Primera Edición) [Management program for the Sierra del Abra Tanchipa Biosphere Reserve (First Edition)]. Mexico City, Mexico: Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Smith, T. M., & Smith, R. L. (2007). *Ecología*. Madrid, España: Pearson Educación, S.A.
- Valencia-Díaz, S., Flores-Palacios, A., & Castillo-Campos, G. (2012). Tamaño poblacional y características del hábitat de *Mammillaria eriacantha*, una cactácea endémica del centro de Veracruz, México [Population size and habitat characteristics of *Mammillaria eriacantha*, an endemic cactus from central Veracruz, Mexico]. *Botanical Sciences*, *90*, 195–202.
- Valverde, T., Cano-Santana, Z., Meave, J., & Carabias, J. (2005). *Ecología y medio ambiente* [Ecology and environment]. Mexico City, Mexico: Pearson Education.
- Werner, P. A., & Caswell, H. (1977). Population growth rates and age vs. *stage distribution models for teasel* (*Dipsacus sylvestris* Huds.). *Ecology*, *58*, 1103–1111.
- Wright, S. J., Muller-Landau, H. C., Condit, R., & Hubbell, S. P. (2003). Gap-dependent recruitment, realized vital rates, and size distributions of tropical trees. *Ecology*, *84*, 3174–3185.

Capítulo 3 Identificación de marcadores microsatélites en *Beaucarnea inermis* mediante amplificación interespecífica

Introducción

La diversidad genética se refiere a los cambios heredables dentro de la población y es la responsable de las adaptaciones que permiten a las especies sobrevivir en ambientes cambiantes y se deriva principalmente de procesos de mutación y recombinación en la molécula del Ácido Desoxirribonucleico (ADN; Frankham et al., 2002; Jiménez y Collada, 2000; Loo, 2011). Las tasas de mutación varían en áreas diferentes del genoma, de tal modo que las tasas de mutación en regiones del ADN que codifican genes son considerablemente menores que en aquellas regiones que no codifican genes o que no tienen un propósito conocido (Loo, 2011).

A partir de los años 80 comenzaron a utilizarse análisis genéticos en especies en cautiverio y también los primeros experimentos en laboratorio enfocados en la cuantificación de la variación genética y los tamaños poblacionales efectivos. Con el uso de los marcadores moleculares fue posible recopilar una gran cantidad de datos genéticos de las poblaciones naturales de especies amenazadas o en peligro de extinción y mostraron la relevancia de los factores genéticos, principalmente en casos como la depresión por endogamia (Aguirre-Liguori, 2012; Cornejo-Romero, 2004; Rocha y Gasca, 2007).

Marcadores Microsatélites (SSR: *Short Sequence Repeats*)

Los microsatélites son secuencias repetidas de uno a cinco nucleótidos distribuidos a lo largo del genoma, y permiten medir la diversidad de genotipos mediante la técnica de reacción en cadena de la polimerasa (PCR, por sus siglas en inglés) la región del ADN genómico que contiene secuencias repetidas. Estos marcadores presentan un elevado grado de

polimorfismo, su herencia es mendeliana simple, son codominantes, fáciles de medir, con una confiabilidad de 100% y son comúnmente utilizados en el análisis de la estructura genética de poblaciones de plantas silvestres y cultivadas (Aranguren-Méndez et al., 2005).

Las estimaciones de las tasas de mutación que se han realizado muestran que la mutación en los microsatélites es de 1×10^3 a 1×10^6 , esta información nos brinda una base importante para realizar análisis robustos de la genealogía que a su vez nos permite conocer acerca de la historia evolutiva de las especies (Eguiarte et al., 2007).

Algunas de las ventajas de los microsatélites son su codominancia, multialelismo, y su alta heterocigosidad. Otra ventaja de estos marcadores es que utilizan muy poca cantidad de ADN comparados con otros marcadores como los Polimorfismos de ADN amplificados al azar (RAPD, por sus siglas en inglés). La principal desventaja de los microsatélites es el tiempo y costo invertido en el diseño de los primer's, aunque existe la posibilidad de utilizar los mismos cebadores en más de una especie debido a que existe un grado de conservación de estos entre genomas de especies tan distantes como algunos mamíferos, plantas anuales y perennes (Becerra y Paredes, 2000; Ojeda et al., 2012; Soldati et al., 2014).

Especie de estudio

Beaucarnea inermis (S. Watson) Rose se distribuye al norte de la región geográfico-cultural conocida como Huasteca, en los estados de San Luis Potosí y Tamaulipas, en donde es llamada localmente “Soyate”, sus poblaciones se localizan principalmente en laderas pronunciadas, acantilados y lomeríos sobre suelos someros, pedregosos en climas cálido subhúmedo y subcálido húmedo, a una altitud de entre los 200 y 500 msnm, dentro del bosque tropical caducifolio (BTC) en donde destaca como elemento dominante (Castillo-Gómez, 2011; Rubio-Méndez et al., 2018).

Es una especie con importante uso ornamental, por lo que se ha visto amenazada debido a la sobrecolecta en el pasado, así como por la pérdida y fragmentación de hábitat derivado del cambio de uso de suelo por actividades antrópicas lo cual ha provocado una baja considerable en las poblaciones naturales principalmente. Esto afecta a los adultos reproductivos y a las semillas, lo que provoca una merma en la tasa de sexos, razón por la cual esta especie se encuentra en la categoría de Amenazada (A) de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010 y en el Apéndice II del CITES (Hernández-Sandoval et al., 2012; Rubio-Méndez et al., 2018).

En este trabajo se plantea analizar la diversidad genética de *Beaucarnea inermis* para evaluar su grado de vulnerabilidad ante los cambios ambientales actuales. Se probaron cuatro sets de marcadores microsatélites diseñados para *Agave* spp., *Dracaena cambodiana* y *Asparagus conchinchinensis* (Anexo 3-1) debido a la cercanía filogenética que existe entre estas especies y *B. inermis*, mediante amplificaciones interespecíficas para encontrar un set de marcadores adecuado toda vez que no existen marcadores moleculares específicos para el género.

Materiales y métodos

Se extrajo ADN genómico de tejido foliar de 10 individuos adultos de *Beaucarnea inermis* provenientes de cinco poblaciones, mediante el método CTAB modificado (1% de polivinil pirrolidona (PVP) y 0.1 % de metabisulfito de sodio).

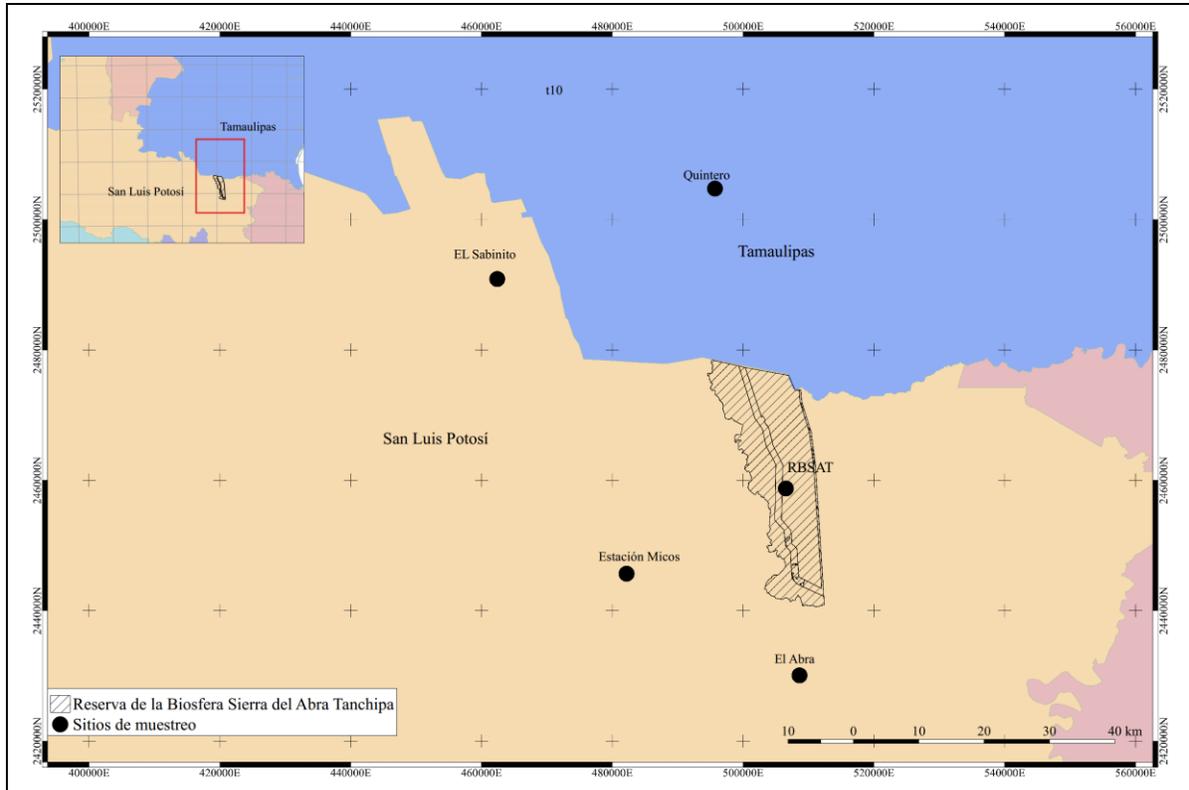


Figura 3-1 Mapa de ubicación de los sitios de muestreo

Se probaron en total 27 juegos de primers, cinco de *Agave potatorum*, 11 de *A. utahensis*, siete de *Dracaena cambodiana* y cuatro de *Asparagus cochinchinensis* (Byers et al., 2014; Félix-Valdéz et al., 2015; Kim et al., 2017; Zhang y Li, 2010), mediante amplificaciones interespecíficas. Las condiciones de PCR fueron estandarizadas a través de varios ensayos para cada par de primer's. Los siguientes parámetros fueron estandarizados: concentración de ADN, concentración de cloruro de magnesio y temperatura de alineamiento.

Las reacciones definitivas incluyeron 2.5 μl de 10x Taq Buffer+(NH_4) $_2$ SO $_4$ (Thermo Fisher Scientific, Waltham, Massachusetts, USA), 0.4 μl de DNTP's 100 mM (Thermo Fisher Scientific, Waltham, Massachusetts, USA), 2/1.5 μl de MgCl $_2$ 25 mM (Tabla 1), 0.5 μl de cada primer (Fwd y Rev) 10 mM, 0.1 μl de Taq 500u (Thermo Fisher Scientific,

Waltham, Massachusetts, USA), 50 ng de ADN y agua ultrapura (Laboratorio PiSA, México) hasta un volumen de 25 µl. Las reacciones fueron realizadas en un termociclador T100 Thermal Cycler (Bio Rad, Hercules, California, USA) bajo el siguiente programa: 94 °C por 5' seguido de 40 ciclos de 94 °C por 30", Ta (Tabla 1) por 30", 72 °C por 1' y una extensión final a 72° C por 8'.

Los productos de PCR fueron separados en un gel de Poliacrilamida al 12% teñido con EtBr y visualizados en un fotodocumentador Benchtop 2uv Biodoc it Imaging System (UVP Laboratory System, Upland, California, USA). El tamaño de los fragmentos fue cuantificado con un marcador de peso molecular de 50 Bp (Thermo Fisher Scientific, Waltham, Massachusetts, USA). El genotipado se realizó con el software GelAnalyzer V. 2010a (<http://www.gelanalyzer.com/index.html>).

Con el fin de determinar la utilidad de cada fragmento amplificado para el estudio de la diversidad genética de las poblaciones de *Beaucarnea inermis* se estimaron los siguientes parámetros de diversidad genética: porcentaje de loci polimórficos, número de alelos diferentes y la heterocigosidad esperada y observada para las muestras analizadas con GenAlex 6.5 (Peakall y Smouse, 2006).

Resultados

De los 27 pares de primer's utilizados, se lograron amplificar cinco primer's con un 80% de loci polimórficos en promedio (Cuadro 3-1). El resto de los primer's se descartaron porque no amplificaron o resultaron inespecíficos.

Cuadro 3-1 Características de cinco marcadores SSR utilizados en *Beaucarnea inermis*.

Locus	Secuencia	Repetición	Ta (°C)	MgCl ₂ (μl)	Referencia
DC136	F: CAGGATCACAAGTGCTAT R: CCTGAGTAAGGAGTACAA	(GA) 10	51.6	2	Zhang y Li, 2010
DC450	F: GAGGCACATCGGCAAGTT R: CTTCTTCCATCTCCCACC	(AG)8..(TG) 8(GA) 6	57	2	Zhang y Li, 2010
DC623	F: TGGTTTGGATGCAGGGAG R: CGTGACACCACCAGAAGAA	(GA)8	48.8	2	Zhang y Li, 2010
AC017	F: CAAAAACCCAGCTGGCAGAC R: CCGCAAGTGAGGAGAGGTTT	GA8	56	2	Kim et al., 2017
AC084	F: GACACATGTCCTCCAGCACA R: TACTCATTTTCATCCCCCGCG	CAA7	56.8	1.5	Kim et al., 2017

Se obtuvo un promedio de 2.1 (0.17) alelos por locus (Cuadro 3-2). El locus que presentó el mayor promedio de alelos por locus fue el DC623 (3; 0.447). La heterocigosis observada fue mayor que la esperada en los loci DC623 y AC017, mientras que los loci DC136 y AC084 la H_o fue 0, probablemente por la presencia de alelos nulos (Cuadro 3-2), además, el Índice de Fijación (F), muestra que estos loci se segregan en las poblaciones (F=1).

Cuadro 3-2 Diversidad genética estimada para cinco poblaciones de *Beaucarnea inermis* basada en cinco marcadores SSR mediante ampliaciones interespecíficas.

Locus	N	Na		Ne		I		Ho		He		F	
		Promedio	SE										
DC623	9	3.000	0.447	2.933	0.452	1.040	0.155	0.700	0.200	0.625	0.056	-0.093	0.333
DC136	8	1.600	0.245	1.600	0.245	0.416	0.170	0.000	0.000	0.300	0.122	1.000	0.000
DC450	8	1.600	0.245	1.600	0.245	0.416	0.170	0.200	0.200	0.300	0.122	0.333	0.516
AC17	9	2.600	0.400	2.453	0.423	0.875	0.150	0.900	0.100	0.550	0.064	-0.653	0.150
AC84	8	1.800	0.200	1.800	0.200	0.555	0.139	0.000	0.000	0.400	0.100	1.000	0.000
Total		2.120	0.176	2.077	0.173	0.660	0.082	0.360	0.094	0.435	0.048	0.213	0.171

N= tamaño de muestra; Na= Número de alelos diferentes; I= Índice de diversidad de Shannon; Ho= Heterocigosidad observada; He= Heterocigosidad esperada; Índice de fijación.

Discusión

Los marcadores microsatélites han sido reconocidos como los marcadores moleculares apropiados para utilizarse en estudios de ecología molecular debido a su elevado polimorfismo (Vázquez-Lobo y Morales-García, 2004). Adicionalmente, la homología en las regiones flanqueantes permiten su uso transespecífico en taxones relacionados en distintos niveles, por lo que los microsatélites son una herramienta valiosa en estudios comparativos entre taxa relacionados y programas de reproducción y conservación (Ojeda et al., 2012; Soldati et al., 2014).

Sin embargo, cuando se transfieren los SSR entre taxones, es posible que el polimorfismo disminuya significativamente, debido a deleciones o mutaciones (Barbará et al., 2007; Soldati et al., 2014). En nuestro caso, al ser un trabajo exploratorio, se seleccionó un tamaño de muestra pequeño, lo que probablemente influyo en el número de alelos encontrados, sin embargo, es posible que al aumentar el tamaño de la muestra este también aumente.

La falta de amplificación en algunos primer's se puede deber a que el diseño de los primer's coincidió con una región con una tasa de mutación elevada en la especie fuente, por otro lado, probablemente los primer's pueden hibridar en regiones diferentes a la región flanqueante en la que fueron diseñados y generan un patrón de bandas inespecífico (Hamill et al., 2007). En este sentido, es posible conseguir amplificaciones exitosas al modificar las concentraciones de los componentes de la PCR, con el uso de algunos aditivos como DMSO y/o diferentes temperaturas de alineamiento (Hamill et al., 2007).

Conclusiones

Los primer's provenientes de *Dracaena cambodiana* y *Asparagus cochinchinensis* son adecuados para utilizarlo en *Beaucarnea inermis* ya que en el análisis exploratorio realizado mostraron niveles aceptables de polimorfismo. Sin embargo, es necesario continuar con el ajuste de las condiciones de las amplificaciones PCR en aquellos primer's que resultaron inespecíficos para obtener un set de marcadores SSR más robusto que nos permita analizar la diversidad genética de *B. inermis*.

Bibliografía

- Aguirre-Liguori., J. A. (2012). Genética de poblaciones y filogeografía de *Fouquieria shrevei* (Familia Fouquieriaceae), especie gipsófila endémica de Coahuila. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Aranguren-Méndez, J. A., Román-Bravo, R., Isea, W., Villasmil, Y., & Jordana, J. (2005). Los microsatelites (STR's), marcadores moleculares de ADN por excelencia para programas de conservación: una revisión. Archivos Latinoamericanos de Producción Animal, 13(1), 1–13.
- Barbará, T., Palma-Silva, C., Paggi, G. M., Bered, F., Fay, M. F., y Lexer, C. (2007). Cross-species transfer of nuclear microsatellite markers: Potential and limitations. Molecular Ecology, 16(18), 3759–3767. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2007.03439.x>
- Becerra, V., y Paredes, M. (2000). Uso de marcadores bioquímicos y moleculares en estudios de diversidad genética. Agricultura Técnica, 60(3), 270–281.
<https://doi.org/10.4067/S0365-28072000000300007>
- Byers, C., Maughan, P. J., Clouse, J., y Stewart, J. R. (2014). Microsatellite primers in *Agave utahensis* (Asparagaceae), a keystone species in the Mojave Desert and Colorado Plateau. Applications in Plant Sciences, 2(9), 9–11.
<https://doi.org/10.3732/apps.1400047>
- Castillo-Gómez, H. A. (2011). Estado actual de conservación de *Beaucarnea inermis* (S. Watson) Rose (Ruscaceae) en San Luis Potosí y Tamaulipas. Universidad Autónoma de Querétaro.

Cornejo Romero, A., Serrato Díaz, A., Rendón Aguilar, B., y Rocha Munive, M. G. (2004). Herramientas moleculares aplicadas en ecología: aspectos teóricos y prácticos (Primera Ed). México, D.F.: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Eguiarte, L., Souza, V., y Aguirre, X. (2007). Ecología Molecular (Primera Ed). México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

Félix-Valdez, L. I., Vargas-Ponce, O., Cabrera-Toledo, D., Casas, A., Cibrián-Jaramillo, A., y de la Cruz-Larios, L. (2015). Effects of traditional management for mescal production on the diversity and genetic structure of *Agave potatorum* (Asparagaceae) in central Mexico. *Genetic Resources and Crop Evolution*, 1–17. <https://doi.org/10.1007/s10722-015-0315-6>

Frankham, R., Ballou, J. D., y Briscoe, D. A. (2002). Introduction to conservation genetics (Primera Ed). Cambridge, UK: Cambridge University Press.

Hamill, R. M., Webb, S. A., Macías García, C., Graves, J. A., Magurran, A. E., y Ritchie, M. G. (2007). Comparison of genetic diversity at microsatellite loci in near-extinct and non-endangered species of Mexican goodeine fishes and prediction of cross-amplification within the family. *Journal of Fish Biology*, 70(SUPPL. A), 16–32.

<https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2006.01288.x>

Hernández-Sandoval, L. G., Osorio-Rosales, M. L., Orellana-Lanza, R., Martínez, M., Pérez-Farrera, M. Á., Contreras-Hernández, A., ... Félix, A. (2012). Manejo y conservación de las especies con valor comercial de Pata de elefante (*Beaucarnea*) (Primera Ed). Querétaro, Qro., México: Editorial universitaria UAQ.

Jiménez, P., y Collada, C. (2000). Técnicas para la evaluación de la diversidad genética y su

- uso en los programas de conservación. *Investigacion Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, fuera de serie (2), 237–248.
- Kim, B.-Y., Park, H.-S., Lee, J.-H., Kwak, M., y Kim, Y.-D. (2017). Development of microsatellite markers based on Expressed Sequence Tags in *Asparagus Cochinchinensis* (Asparagaceae). *Applications in Plant Sciences*, 5(4), 1700021. <https://doi.org/10.3732/apps.1700021>
- Loo, J. A. (2011). *Manual de genética de la conservación. Principios aplicados de genética para la conservación de la diversidad biológica* (Primera Ed). Zapopan, Jalisco, México: Comisión Nacional Forestal.
- Ojeda, A. P., Hirt, L. M., y Zapata, P. D. (2012). Amplificación interespecífica de microsatélites de *Astyanax abramis*, utilizando cebadores para la especie emparentada *Astyanax fasciatus*. *Revista Ciencia y Tecnología*, (17), 38–43.
- Peakall, R., y Smouse, P. E. (2006). GenAlex 6: Genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research. *Molecular Ecology Notes*, 6(1), 288–295. <https://doi.org/10.1111/j.1471-8286.2005.01155.x>
- Rocha, M., y Gasca, J. (2007). Ecología molecular de la conservación. En L. Eguiarte, V. Souza, & X. Aguirre (Eds.), *Ecología Molecular* (Primera, pp. 251–278). México, D.F.: CONABIO.
- Rubio-Méndez, G., Castillo-Gómez, H. A., Hernández-Sandoval, L., Espinosa-Reyes, G., y De-Nova, J. A. (2018). Chronic Disturbance Affects the Demography and Population Structure of *Beaucarnea inermis*, a Threatened Species Endemic to Mexico. *Tropical Conservation Science*, 11, 1940082918779802.

<https://doi.org/10.1177/1940082918779802>

Soldati, M. C., Inza, M. V., Fornes, L., y Zelener, N. (2014). Cross transferability of SSR markers to endangered *Cedrela* species that grow in Argentinean subtropical forests, as a valuable tool for population genetic studies. *Biochemical Systematics and Ecology*, 53, 8–16. <https://doi.org/10.1016/j.bse.2013.12.003>

Vázquez-Lobo, A., y Morales-García, A. (2004). Los Microsatélites. En A. Cornejo-Romero, A. Serrato-Díaz, B. Rendón Aguilar y M. G. Rocha-Munive (Eds.), *Herramientas Moleculares aplicadas en ecología: aspectos teóricos y prácticos (Primera Ed)*. México, D.F.: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Zhang, L., y Li, Q. M. (2010). Isolation and characterization of microsatellite markers in an endangered species *Dracaena cambodiana* (Liliaceae). *American Journal of Botany*, 97(10), 91–93. <https://doi.org/10.3732/ajb.1000245>

Anexo 3-1 Primer's utilizados para evaluar la diversidad genética en *Beaucarnea inermis*.

locus	especie	Secuencia	Repetición	referencia
DC003	<i>Dracaena cambodiana</i>	F: AGAAAGGGAGGTGACAGG	(AG) 10..(AG)	(Zhang & Li, 2010)
		R: GTCAAAGAGCCCAAACAA	5 A(AG) 5	
DC006		F: GTTTCTAGTTCAAGAACCCAA	(AG) 16	
		R: TTCCTCCTCTTTCTCATCCT		
DC136		F: CAGGATCACAAGTGCTAT	(GA) 10	
		R: CCTGAGTAAGGAGTACAA		
DC450		F: GAGGCACATCGGCAAGTT	(AG) 8 ..(TG)	
		R: CTTCTTCCATCTCCCACC	8(GA) 6	
DC465		F: TCCCATAAATGCTCCTCA	(CT) 9	
		R: TCAAGCTATGCATCCAAC		
DC522		F: GTAAGAAGAAAAGAGGAAGA	(GA) 20	
		R: AGGGAATCTGTCACTTGT		
DC623		F: TGGTTTGGATGCAGGGAG	(GA)8	
		R: CGTGACACCACCAGAAGAA		
AC011	<i>Asparagus cochinchinensis</i>	F: TGTGCGGTCGACTGAATTGA	(TA)7	(Kim et al., 2017)
		R: GAGGCTACACACTCCCAAGG		
AC079		F: GCTTTCGGAGGGGGAAGAAA	(CCG)6	
		R: GAAGCGGCGAGAGAGAGTAC		
AC017		F: CAAAAACCCAGCTGGCAGAC	(GA)8	
		R: CCGCAAGTGAGGAGAGGTTT		
AC084		F: GACACATGTCCTCCAGCACA	(CAA)7	
		R: TACTCATTTTCATCCCCCGCG		
1763	<i>Agave potatorum</i>	F: CGATCGAGGAGCTGAAGTCT	(AGA)15	(Félix-Valdez et al., 2015)
		R: TTCTTCAGGGATGAGCCATT		
2-12		F: CGTCACCGCCAGTTAAGAG	(CT)7	
		R: GTGCCCATGATCTGTGGTTG		
3-11		F: TGTGGCGGCTAAAAGAAGG	(AAC)4	
		R: CCGATCCGGCGTAATTCTC		
C20		F: AGTTGCTGAAATCGAAGATCCG	(AG)7	
		R: TCTCGGTTGGATTCCGGTCG		
C28		F: CCTCCTGCGTAGAGGAACC	(AAG)4	
		R: TCTCCGTTTGAACCTCCGTG		
BYU3268	<i>Agave uthaensis</i>	F: CCTCCAATCAAATTCCTCA	(GCT)5	(Byers et al., 2014)
		R: TGAAAGACCCCTCATCATCC		
BYU3674		F: CATCAATTAATAACATGAAGAATGG	(ACA)6	
		R: TGGTTCATGTAGCCTACCCC		
BYU4012		F: TTTTGGGAGTAAGCTGGGA	(CAC)5	

BYU4463	R: CCCGGGGAGTAAAGAGAGAG F: CGTTGAGCTTGTTGAAGTCG	(GAG)6
BYU4988	R: AACCACACCAAAGTCAAGCAG F: GACGCTGGTATATTTCTCCTG	(TAT)5
BYU5164	R: TCTCGGATCTTCAATCTGGG F: ATCGCTCCTCCAGAGTTTCA	(CCA)7
BYU5866	R: GTGTGTGCTTTGTTGGTTGG F: ACACAGGCCCAACACAAAAT	(AAT)5
BYU7269	R: GGGACAATCCTTCCATTAACA F: GATCCATAGCCGACTCCAAA	(GTT)6
BYU8490	R: GAGGATGACAAACAATCCGC F: CCAAATACTTGGGACAAATGG	(GTT)6
BYU8677	R: CAGAAATAGAAGGCCTTAATAAGTGG F: AAACCAAAAACAGGCCACTG	(AAT)10
BYU9897	R: TGAGTCGAGGGAATTAGGGA F: TAGTTAATTGCGCCCCCTTT R: CCGGAGTTGGGAGGAGTC	(TTC)6

Capítulo 4 Evaluación del riesgo de extinción de la pata de elefante *Beaucarnea inermis*, a través de los criterios MER-Plantas

Gabriel Rubio-Méndez^{1,2}, Hugo Castillo-Gómez³, Luis Hernández-Sandoval³, Guillermo Espinosa-Reyes⁴, Francisco Javier Sahagún-Sánchez⁵, Arturo Mora-Olivo⁶, José Arturo De-Nova^{2,7,*}

¹Programas Multidisciplinarios de Posgrado en Ciencias Ambientales, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, S.L.P., 78210, México.

²Instituto de Investigación de Zonas Desérticas, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, S.L.P., 78377, México.

³Biología, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro, Qro., 76230, México.

⁴Facultad de Medicina – Coordinación para la Innovación y Aplicación de la Ciencia y la Tecnología, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, S.L.P., 78210, México.

⁵Departamento de Políticas Públicas, CUCEA, Universidad de Guadalajara, Zapopan, Jalisco, 45100, México

⁶Instituto de Ecología Aplicada, Universidad Autónoma de Tamaulipas. División del Golfo # 356, Col. Libertad C.P. 87019. Cd. Victoria, Tamaulipas, México.

⁷Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, S.L.P., 78321, México.

*Autor para la correspondencia: arturo.denova@gmail.com

Resumen

Beaucarnea inermis (S. Watson) Rose es una especie endémica de la Sierra Madre Oriental que se distribuye en los estados de San Luis Potosí y Tamaulipas. Es apreciada como planta ornamental, por lo que sus poblaciones están sujetas al saqueo de individuos juveniles y adultos para su comercialización. En trabajos anteriores se determinó que sus poblaciones han sido afectadas debido al disturbio por la incidencia de actividades antrópicas que afectan la viabilidad de la especie. En la presente contribución se determina el nivel de riesgo de *B. inermis* con base en el Anexo Normativo II “Método de Evaluación de Riesgo de Extinción de Plantas en México” de la NOM-059-SEMARNAT-2010. Se estudiaron seis poblaciones en los estados de San Luis Potosí y Tamaulipas, tanto en áreas naturales protegidas como en sitios no protegidos. Los criterios MER considerados fueron: a) amplitud de la distribución, b) estado del hábitat con respecto al desarrollo natural del taxón, c) vulnerabilidad biológica intrínseca y d) impacto de la actividad humana. El análisis de estos criterios arroja un valor de **1.91**, por lo que de acuerdo con el Anexo Normativo II de la NOM-059-SEMARNAT-2010, a *Beaucarnea inermis* se le asigna la categoría de **Amenazada**.

Introducción

Beaucarnea inermis es una planta arborescente que puede alcanzar los 18 m de altura y hasta 3 m de diámetro de base, presenta las hojas arregladas en forma de roseta al final del tallo, es una planta dioica y presenta inflorescencias muy ramificadas que pueden producir hasta 2000 semillas. Se distribuye al norte de la región geográfico-cultural conocida como La Huasteca, en el noreste de San Luis Potosí y el sur de Tamaulipas y se encuentra principalmente en laderas pronunciadas, acantilados y lomeríos, sobre suelos someros, pedregosos. Se desarrolla principalmente en climas cálido subhúmedo y subcálido húmedo, a una altitud de entre los 200 y 500 msnm, dentro del bosque tropical caducifolio en donde destaca como elemento dominante (Castillo-Gómez, 2011; Hernández-Sandoval et al., 2012; Rubio-Méndez et al., 2018). *Beaucarnea inermis* se ha considerado como sinónimo de *B. recurvata* por algunos autores lo que dificulta su estudio, sin embargo, existen diferencias morfológicas en el hábito, las bases de las ramas, rosetas e inflorescencias que permiten su correcta identificación (Rojas-Piña et al., 2014; Hernández-Sandoval et al., 2012; Anexo 4-1).

Es una especie con importante uso ornamental que se ha visto amenazada debido a la sobrecolecta, además de que su hábitat ha estado sujeto a cambios de uso de suelo para producción agropecuaria, por lo que sus poblaciones se han visto afectadas. Esto ha provocado una baja considerable que afecta principalmente a los adultos reproductivos y a las semillas y altera la proporción de sexos y el establecimiento de nuevos individuos.

Por esta razón, *Beaucarnea inermis* junto con las otras especies del género se encuentran en alguna categoría de riesgo de la NOM-059-SEMARNAT-2010 (Hernández-Sandoval et al., 2012) y en el apéndice II del CITES, aunque no se encuentra en la Lista Roja

de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés).

El Método de Evaluación del Riesgo de Extinción de Especies Silvestres en México (MER), es una herramienta que permite identificar y ponderar los factores que afectan o ponen en riesgo a los taxones. Este método surgió a partir de la actualización de la NOM-059-ECOL-1994 en el año 2001, como una forma de promover la objetividad y da mayor relevancia credibilidad y legitimidad en la asignación de categorías de riesgo de extinción (Castillo-Gómez, 2011; Pérez-Paredes, 2013; Sánchez-Salas et al., 2013; Tambutti et al., 2001). A partir de la actualización de la NOM-059 en el año 2010, se incluye el Anexo Normativo II “Método de Evaluación de Riesgo de Extinción de Plantas en México”, esto al considerar que las plantas poseen características particulares como la distribución geográfica, especificidad de hábitat y cuestiones demográficas que obligan a que sean evaluadas de manera distinta a los animales (Sánchez-Salas et al., 2013; SEMARNAT, 2010).

De acuerdo con este anexo, el MER-plantas se fundamenta en dos índices, el Índice de Rareza (IR) y el Índice de Impacto Antropogénico (IIA), estos dos índices engloban a los cuatro criterios independientes de decisión: Criterio A Amplitud de la distribución en México; Criterio B Estado del Hábitat con respecto al desarrollo natural del taxón; Criterio C Vulnerabilidad biológica intrínseca del taxón, estos tres incluidos en el IR, y Criterio D Impacto de la actividad humana sobre el taxón, incluido en el IIA (SEMARNAT, 2010; Anexo 4-2). Cada criterio tiene la misma ponderación y su valor máximo es 1, mediante la normalización con el puntaje máximo para ese criterio, con el puntaje obtenido se determinan las categorías de riesgo, así como vías directas particulares de algún criterio para catalogar especies en riesgo (Ruiz-Jiménez et al., 2018; SEMARNAT, 2010; Cuadro 4-1).

Cuadro 4-1 Categorías de riesgo de acuerdo con el Anexo Normativo II del MER-Plantas (SEMARNAT, 2010).

Categoría de riesgo	Definición	Puntaje obtenido
En peligro de extinción (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.	a) mayor o igual a 2 b) vías indirectas: I.- cuando en las características de la distribución geográfica, el área de distribución sea menor o igual a 1 km ² II. Cuando demográficamente, el número total de individuos sea igual o menor a 500 III.- Cuando el nivel de impacto de las actividades humanas sobre el hábitat del taxón, el hábitat remanente no permite la viabilidad de las poblaciones existentes IV.- Cuando la especie tenga poblaciones hiperdispersas con una densidad de población de 1 individuo cada 5 ha o menor; y que además la sumatoria del criterio D sea mayor que 0.4
Amenazada (A)	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.	a) Mayor a 1.7 menor a 2 b) Vía directa: cuando la especie tenga poblaciones hiperdispersas con una densidad de población de 1 individuo cada 5 ha o menor y que la sumatoria del criterio D sea mayor que 0.3 y menor a 0.4
Sujeta a protección especial (Pr)	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 o la recuperación y conservación de poblaciones de especies asociadas.	a) mayor o igual que 1.5 y menor a 1.7 b) mayor o igual a 1 y menor que 1.5 y que la sumatoria del criterio D sea igual o mayor a 0.3

En este trabajo se realizó la evaluación de los criterios del Método de Evaluación de Riesgo (MER-Plantas) como parte de la justificación Técnica y científica para determinar si *Beaucarnea inermis* se encuentra correctamente clasificada en la NOM-059-ECOL-2010 como especie Amenazada (A) o en su caso, proponer un cambio de categoría.

Materiales y métodos

Área de estudio

Para el presente estudio se seleccionaron 13 parcelas de 1000 m² (10 x 100 m) en siete poblaciones representativas de la distribución natural de *Beaucarnea inermis* (Figura 4-1) en los estados de San Luis Potosí y Tamaulipas. Los criterios utilizados para la selección de dichos sitios fueron su distribución y aislamiento geográfico con respecto a otras poblaciones, así como el nivel de disturbio antrópico que previamente fue estimado (Rubio-Méndez, Castillo-Gómez, et al., 2018): 1) Disturbio bajo: Reserva de la Biosfera Sierra del Abra Tanchipa (RBSAT; parcelas t1-t7); 2) Disturbio medio: Sótano del Arroyo, SLP (t11), El Abra, SLP (t12), Grutas de Quintero, Tamps (t13); 3) Disturbio alto: San Gerónimo, SLP (t8), San Dieguito, SLP (t9), Ocampo, Tamps (t10).

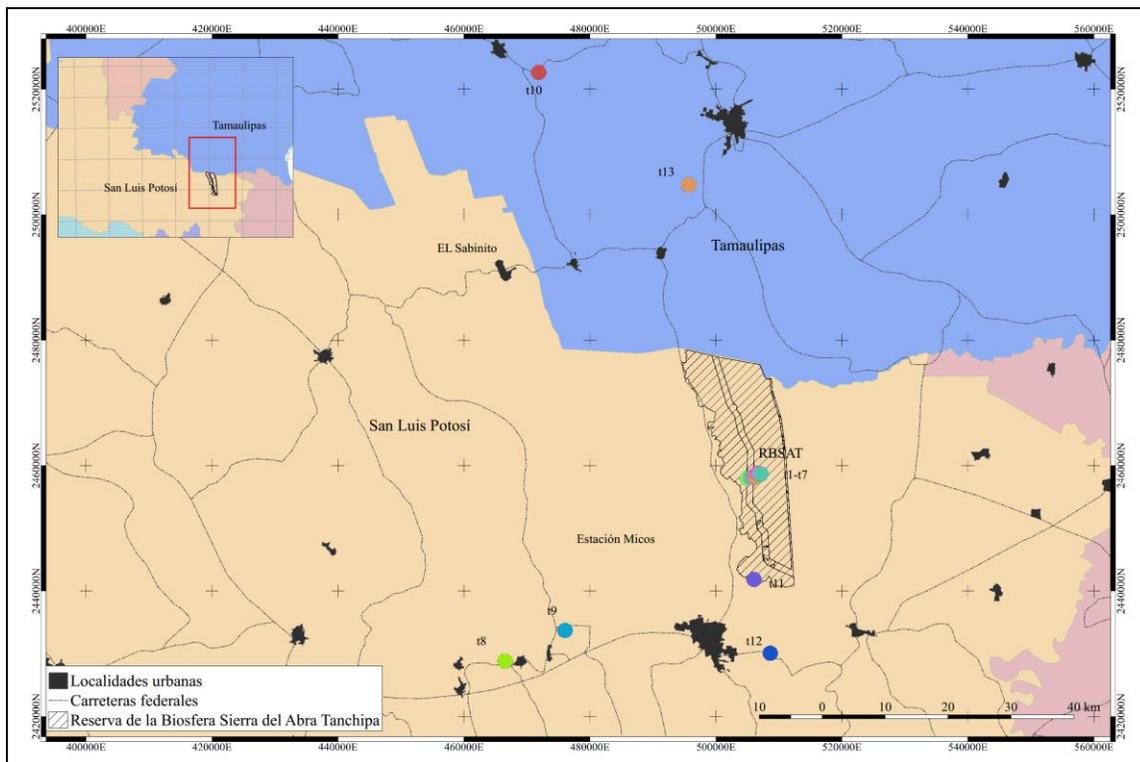


Figura 4-1 Localización de las poblaciones de *Beaucarnea inermis* analizadas.

Índice de Rareza

Criterio A: Amplitud de la distribución

Para evaluar la amplitud de la distribución de *Beaucarnea inermis* se utilizaron registros de bases de datos como GBIF, iNaturalist, y de herbarios SLPM, MEXU y QMEX, validados en campo, además de los que se han derivado del trabajo de campo propio. A partir de estos datos, se generaron mapas para delimitar la extensión del área ocupada (Solano & Feria, 2007) y se modeló el área de distribución potencial, a partir de la proyección del cálculo del hábitat disponible en el espacio geográfico con el programa MaxEnt v. 3.4.1 (Elith et al., 2006; Hernández et al., 2006; Phillips, Anderson, & Schapire, 2006)

Este método ha resultado ser confiable para obtener la idoneidad del hábitat para las especies en función de las variables ambientales; además, no requiere de datos de ausencia para generar las hipótesis de distribución y permite el uso de variables continuas y categóricas. asimismo, se pueden incorporar interacciones entre las variables, es repetible y se ajusta a los datos (Ortega-Huerta & Peterson, 2008; Phillips et al., 2006; Suárez-Seoane et al., 2008). La información derivada fue posteriormente analizada con respecto a la disponibilidad real del hábitat en las áreas y su zona de influencia.

Criterio B: Estado actual del hábitat

El conocimiento del estado actual del hábitat y los requerimientos para el establecimiento de *Beaucarnea inermis* ha sido previamente estudiado de acuerdo con las características de los sitios, principalmente respecto al nivel de disturbio y la vegetación y asociaciones presentes (Castillo-Gómez, 2011; Hernández-Sandoval et al., 2012; Rubio-Méndez et al., 2018).

Criterio C: Vulnerabilidad biológica intrínseca del taxón

Para llevar a cabo el análisis de este criterio se tomaron en cuenta los siguientes factores:

- Demografía: se contaron todos los individuos que se encontraron dentro de las parcelas analizadas y fueron clasificados por edad, de acuerdo con lo propuesto por Castillo-Gómez (2011). Con las frecuencias de cada edad, se construyeron las tablas de vida para cada grupo de poblaciones en los diferentes niveles de disturbio (Rubio-Méndez et al., 2018) para describir la sobrevivencia y mortalidad en cada clase de edad basado en diferentes atributos: tasa de sobrevivencia (l_x), la proporción de individuos que sobreviven en el paso de una edad a la siguiente con respecto al número inicial de individuos; tasa de mortalidad (q_x), proporción de individuos que mueren en el paso de una edad a la siguiente con respecto al número inicial de individuos; esperanza de vida (e_x), tiempo de vida esperado para un individuo de una edad x ; R_0 , tasa neta reproductiva; r , tasa de crecimiento *per cápita*; λ , tasa intrínseca de crecimiento poblacional (Castillo-Lara et al., 2018; Caswell, 1996; Carabias et al., 2009).
- Estructura poblacional: la estructura de la población se estimó con base en el Coeficiente de Asimetría (Bendel et al., 1989; Palacios-Wassenaar et al., 2016; Rubio-Méndez et al., 2018) utilizando medidas del diámetro de base, diámetro de cuello (donde se angosta la base), Altura total de la planta registrándose la frecuencia de individuos en cada una de las clases definidas.
- Proporción de sexos: se registró el sexo de los individuos adultos con base en la presencia de estructuras reproductoras (Castillo-Gómez, 2011; Hernández-Sandoval et al., 2012).

- Fenología: se identificaron dos fenofases, floración y fructificación. Los periodos en los que se presenta cada fase fueron establecidos con base en la revisión de ejemplares de herbario y colectas durante las visitas a campo (Castillo-Gómez, 2011).
- Germinación de semillas: las semillas previamente desinfectadas fueron colocadas sobre papel filtro húmedo en cajas Petri cubiertas con papel periódico. Se utilizaron 240 semillas colectadas en seis sitios (n=40; Cardel et al. 1997; Castillo-Gómez, 2011).

Adicionalmente se evaluaron cinco marcadores moleculares tipo Microsatélite (SSR: *Short Sequence Repeat*) mediante amplificaciones cruzadas para evaluar la diversidad genética de *Beaucarnea inermis*. Los parámetros medidos fueron: número de alelos diferentes, heterocigosidad esperada, heterocigosidad observada, índice de fijación, F de Wrigth (Fst, Fis, Fit; Peakall y Smouse, 2006).

La evaluación de este criterio se complementó con base en las notas de campo, así como por medio de una revisión bibliográfica sobre aspectos relacionados con las interacciones de *Beaucarnea inermis* en su hábitat. Se incluyeron también algunos estudios basados en otras especies del género *Beaucarnea* para complementar la información que pudiera resultar escasa para la especie en estudio (Cardel et al., 1997; Castillo-Gómez, 2011; Hernández-Sandoval et al., 2012; Pérez-Farrera et al., 2012; Rojas-Piña et al., 2014; Rubio-Méndez et al., 2018).

Índice de Impacto Antropogénico

Criterio D: Evaluación del impacto de la actividad humana sobre el taxón

Se identificaron factores de riesgo potenciales de origen antrópico para *Beaucarnea inermis* en los sitios de estudio, mediante el Índice de Disturbio Crónico (IDC; Martorell y Peters,

2005, 2009), el cual se basa en 14 variables agrupadas en tres agentes de disturbio: ganadería, actividades humanas y degradación del sitio (Martorell y Peters, 2005, 2009; Rubio-Méndez et al., 2018). Se elaboró un índice mediante el cual se determinó la presencia o ausencia de estos factores de riesgo en los sitios durante los muestreos de campo y a cada factor se les asignaron valores, dependiendo de la magnitud del impacto considerado para cada uno (Hernández-Oria et al., 2006; Rubio-Méndez et al., 2018). Adicionalmente se solicitó información sobre decomisos de especímenes de *B. inermis* en el estado de San Luis Potosí a la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente mediante la Plataforma de Acceso a la Información del Gobierno Federal.

Resultados

Índice de Rareza

Criterio A: Amplitud de la distribución

Las poblaciones conocidas de *Beaucarnea inermis* se ubican en tres zonas con características geomorfológicamente distintas: la Sierra Madre Oriental, la Sierra de Tamaulipas y los terrenos semiplanos de la Llanura Costera del Golfo en Tamaulipas, y presentan una distribución discontinua en parches aislados, aunque en algunos casos se distribuye en áreas relativamente extensas como en la Reserva de la Biosfera Sierra del Abra Tanchipa en San Luis Potosí y la Sierra de Tamalave en Tamaulipas (Figura 4-2).

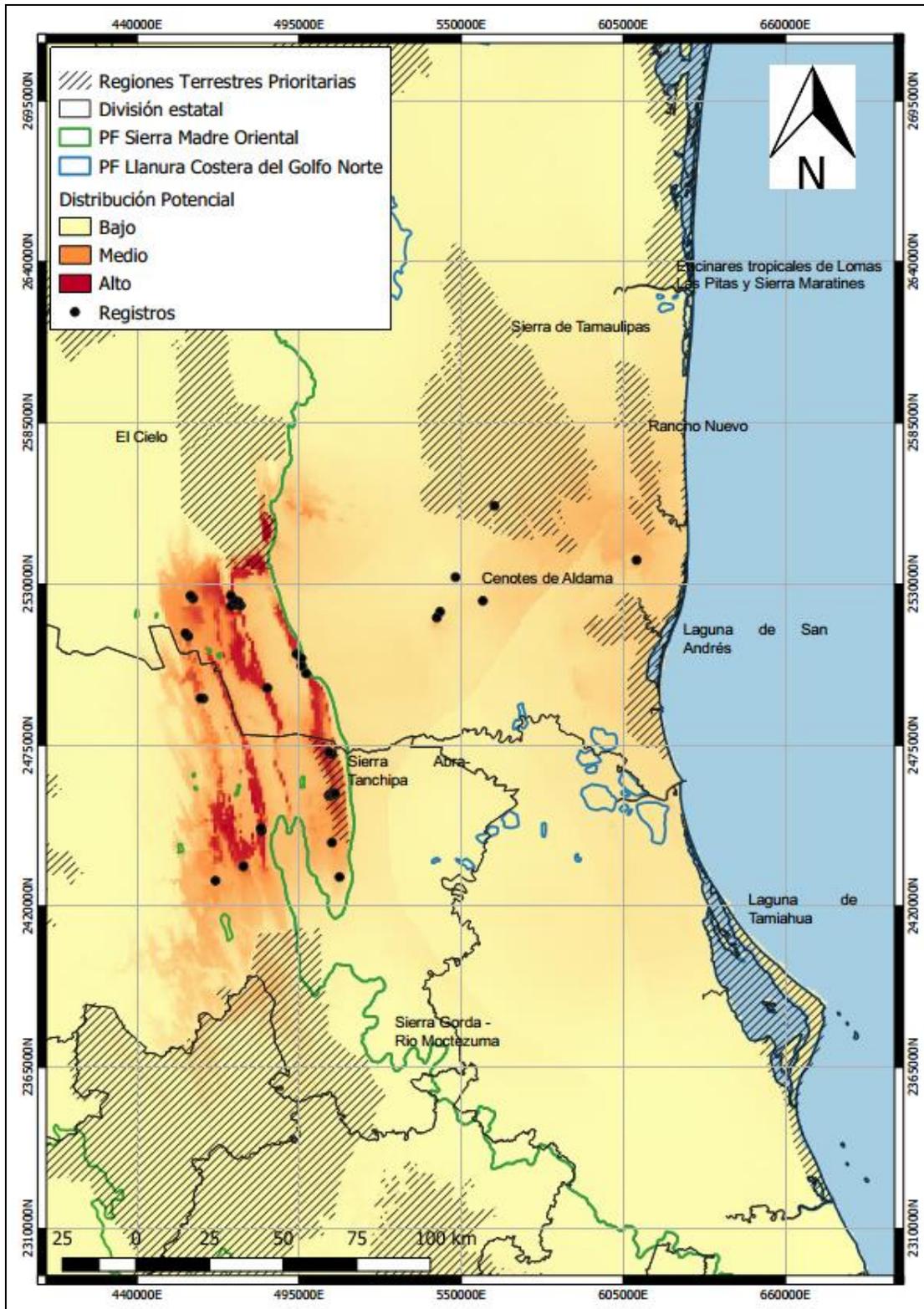


Figura 4-2 Distribución potencial de *Beaucarnea inermis*.

El mapa de distribución potencial generado mostró una probabilidad alta de presencia (>75%) que coincidió con la distribución conocida actual y algunas áreas próximas en la Sierra Madre Oriental y pequeñas zonas en la Llanura Costera del Golfo con una superficie aproximada de 102,531.42 ha en San Luis Potosí lo que representa apenas el 1.6 % del territorio estatal, mientras que para Tamaulipas la superficie aproximada es de 55,338.48 ha, 0.68% del territorio estatal. En total la superficie que potencialmente podría ocupar *Beaucarnea inermis* es de 157,869.90 ha, esto es apenas el 0.08 % del territorio nacional. De esta superficie potencial, solamente el 22.3% se encuentra dentro de alguna ANP, que incluye la Reserva de la Biosfera Sierra del Abra Tanchipa en S.L.P., la Reserva de la Biosfera el Cielo y la Reserva de la Biosfera Sierra de Tamaulipas en Tamaulipas, el 0.01% del territorio nacional.

Criterio B: Estado del hábitat

Los sitios analizados presentaron un alto porcentaje de afloramientos calizos y suelo somero, de terrenos semiplanos a laderas más o menos pronunciadas. Estos sitios presentan climas semicálidos húmedos y cálidos subhúmedos de acuerdo con la clasificación modificada de Köepen, con dos estaciones climáticas bien definidas, caracterizadas por diferencias en los rangos de precipitación: una estación lluviosa entre junio y septiembre y una estación seca entre noviembre y abril, en este último periodo ocurren dos picos de precipitación en los meses de junio y septiembre y en el periodo intermedio, ocurre una sequía de medio verano conocida como canícula. Las parcelas San Gerónimo (t8) y Ocampo (t10) son las más húmedas con rangos superiores a 1500 mm anuales de precipitación, mientras que los sitios de RBSAT (t1-t7), Sótano del Arroyo (t11), El Abra (t12), Quintero (t13) y San Dieguito (t9) muestran condiciones más secas entre 900 y 1,000 mm anuales de precipitación.

La vegetación presente en los sitios de estudio es el bosque tropical caducifolio (BTC), en todos los sitios se encontró *Beaucarnea inermis* en asociación con *Bursera simaruba*, *Pseudobombax ellipticum*, *Bromelia pinguin* y *Dioon edule*.

Las parcelas dentro de la RBSAT (t1-t7) presentan una distribución continua, y presenta el mayor valor de IVI dentro de la ANP, estas parcelas corresponden al nivel más bajo de disturbio. En la parcela San Gerónimo (t8) se presenta el dosel más alto, con árboles de hasta 18 m de altura, en la parcela San Dieguito (t9) se encuentra vegetación secundaria de BTC con abundancia de *Bromelia pinguin* y *Sabal mexicana* y en ambos sitios el sotobosque es muy cerrado; y la parcela Ocampo (t10) se encuentra cerca de un banco de roca caliza. Estas tres parcelas corresponden al nivel más alto de disturbio. En las parcelas El Abra (t12) y Sótano del Arroyo (t11) presentan un estrato arbustivo más abierto y un estrato herbáceo con abundancia de *B. pinguin* y *Hechtia* spp. En la parcela Quintero (t13) los estratos arbustivos y herbáceo son más abiertos. Estas parcelas corresponden al nivel intermedio de disturbio.

Criterio C: Vulnerabilidad biológica intrínseca del taxón

La mayor densidad se encontró dentro de la RBSAT (218 ind/ha; S.E. 60.71). El índice de asimetría muestra que las poblaciones están dominadas por individuos de talla grande, que en este caso corresponderían a individuos adultos ($g1 = -0.61$ dentro de la RBSAT y -0.75 fuera), solamente en la parcela El Abra (t12) la dominancia corresponde a plántulas, la cual presenta un nivel intermedio de disturbio.

Los individuos adultos muestran la mayor tasa de sobrevivencia tanto dentro como fuera de la RBSAT. Se detectaron dos eventos de mortalidad, el primero es en el paso de semilla a plántula, este se presenta dentro y fuera de la RBSAT y el segundo en el paso de

plántula a juvenil, este solo se presenta en las parcelas fuera de la RBSAT. La tasa neta reproductiva (R_0) es <1 en todas las parcelas (Cuadro 4-2), sin embargo, la esperanza de vida para plántulas y juveniles dentro de la RBSAT es mayor que para las parcelas que se encuentran fuera.

Cuadro 4-2 Tabla de vida para *Beaucarnea inermis* encada uno de los niveles de disturbio estimados (modificado de Rubio-Méndez et al., 2018).

Estadio de vida	Nivel de disturbio	lx	qx	ex
Plántula	Bajo	9.40E-07	-3	65.83
	Medio	5.48E-05	0.89	1.82
	Alto	5.04E-05	0.68	1.54
	Promedio; S.E.	3.54E-05; 1.73E-05	-0.47; 1.265	23.06; 21.38
Juvenil	Bajo	3.76E-06	-14.33	15.83
	Medio	5.60E-06	-11	12.5
	Alto	1.56E-05	-1.35	2.85
	Promedio; S.E	8.35E-06; 3.71E-06	-8.89; 3.89	10.39; 3.89
Adulto	Bajo	5.76E-05	1	0.5
	Medio	6.72E-05	1	0.5
	Alto	3.69E-05	1	0.5
	Promedio; S.E	5.39E-05; 8.93E-06	-	-
R_0	Bajo		3.06E-04	
	Medio		2.11E-02	
	Alto		1.10E-02	
	Promedio; S.E.		3.19E-02; 1.43E-02	
λ	Bajo		0.66	
	Medio		0.82	
	Alto		0.79	
	Mean; S.E.		0.83; 2.31E-02	

La proporción de individuos en fase reproductiva durante el muestreo realizado fue de aproximadamente el 50%. La proporción de sexos (m:f) fue de 0.93:1 dentro de la RBSAT y 0.76 fuera. La floración ocurre de febrero a agosto y la fructificación se presenta desde junio hasta abril del año siguiente, con dos picos uno en agosto y otro en enero.

El porcentaje de germinación en laboratorio fue de hasta el 92.5%, en campo probablemente ocurra lo mismo en épocas favorables de humedad y temperatura, sin embargo, solo una pequeña proporción logra establecerse como juvenil; una vez alcanzada la etapa adulta las poblaciones parecen permanecer estables.

La heterocigosis esperada promedio fue de 0.43 y la heterocigosis observada 0.36, lo que indica un exceso de homocigotos en las poblaciones de la especie. Así mismo, el índice de fijación y los estadísticos F de Wright muestran que las poblaciones fijan alelos diferentes como resultado posiblemente de la interrupción del flujo genético (Cuadro 4-3).

Cuadro 4-3 Diversidad genética de *Beaucarnea inermis*.

Locus	Na		Ne		I		Ho		He		F		Fis	Fit	Fst
	Promedio	SE													
P623	3.00	0.44	2.93	0.45	1.04	0.15	0.70	0.20	0.62	0.05	-0.09	0.33	-0.12	0.20	0.29
P136	1.60	0.25	1.60	0.24	0.41	0.17	0.00	0.00	0.30	0.12	1.00	0.00	1.00	1.00	0.63
P450	1.60	0.24	1.60	0.24	0.41	0.17	0.20	0.20	0.30	0.12	0.33	0.51	0.33	0.65	0.48
P17	2.60	0.40	2.45	0.42	0.87	0.15	0.90	0.10	0.55	0.06	-0.65	0.15	-0.63	-0.08	0.33
P84	1.80	0.20	1.80	0.20	0.55	0.13	0.00	0.00	0.40	0.10	1.00	0.00	1.00	1.00	0.52
Promedio total	2.12	0.17	2.07	0.17	0.66	0.08	0.36	0.09	0.43	0.04	0.21	0.17	0.31	0.55	0.45

Índice de Impacto Antropogénico

Criterio D: Evaluación del impacto de la actividad humana sobre el taxón

Los principales factores de riesgo identificados fueron las actividades humanas principalmente la incidencia de incendios y la cercanía a poblados y núcleos de actividad humana (parcelas, carreteras, etc.; Cuadro 4-4). Estas actividades afectan principalmente a la sobrevivencia y mortalidad en las etapas de plántula y juvenil, comprometen el establecimiento de nuevos individuos, alteran la proporción de sexos y disminuyen la tasa reproductiva.

Cuadro 4-4 Valores de Disturbio Antrópico para siete sitios analizados en donde se distribuye *Beaucarnea inermis*.

Parcela	Población	Ganadería	Actividades Humanas	Deterioro del hábitat	IDC	
T1	RBSAT	1	0.715	0	0.390	Disturbio bajo
T2	RBSAT	1	0.715	0	0.390	
T3	RBSAT	1	0.715	0	0.390	
T4	RBSAT	1	0.253	0	0.232	
T5	RBSAT	1	0.253	0	0.232	
T6	RBSAT	1	0.253	0	0.232	
T7	RBSAT	1	0.253	0	0.232	
T8	San Gerónimo	1.48	2.7498	0	1.370	Disturbio alto
T9	San Dieguito	1.3	2.761	0	1.365	
T10	Ocampo	1	2.642	0.1	1.332	Disturbio medio
T11	Sótano del Arroyo	1	2.083	0	0.733	
T12	El Abra	1	1.592	0	0.698	
T13	Quintero	1	1.708	0.1	0.704	

De acuerdo con PROFEPA, en San Luis Potosí se tiene registro de decomisos de especímenes de *Beaucarnea inermis* en la última década, los más numerosos sucedieron en el año 2012

en el municipio de Huehuetlán en donde se decomisaron 346 plantas y 29 en Tancanhuitz (Rubio-Méndez et al., 2018).

Evaluación del MER-Plantas

El análisis de los criterios MER arroja un valor de **1.91**, por lo que de acuerdo con el Anexo Normativo II de la NOM-059-SEMARNAT-2010, a *Beaucarnea inermis* se le asigna la categoría de **Amenazada**. En el Cuadro 4-5 se muestran las calificaciones para cada uno de los criterios evaluados.

Cuadro 4-5 Evaluación de los criterios MER-Plantas para *Beaucarnea inermis*.

Índice de Rareza	
Criterio A. Características de la distribución geográfica	
1) Extensión de la distribución	b) El área de distribución ocupa más de 1 km ² , pero < 1% del territorio nacional = 3
2) Número de poblaciones o localidades conocidas	d) >26 = 0
3) Número de provincias biogeográficas	b) 2 - 3 = 2
4) Representatividad de la distribución del taxón en el territorio mexicano	b) Distribución no periférica o extralimitada = 0
Subtotal Criterio A	0.45
Criterio B. Características del hábitat	
1) Número de tipos de vegetación	c) 1 = 1
2) Presencia del taxón en un hábitat especializado	a) Si = 1
3) Dependencia del taxón de hábitat primario	b) No = 0
4) Dependencia del taxón a regímenes de perturbación particular o asociación a etapas transitorias en la sucesión ecológica	b) No = 0
5) Amplitud del intervalo altitudinal que ocupa el taxón	c) 500 < 1000 = 1
Subtotal Criterio B	0.33
Criterio C. Vulnerabilidad biológica intrínseca	
C-1 Demografía	
1) Número total de individuos	b) 501-5000 = 2
2) Reclutamiento	b) Hay evidencia de reclutamiento en algunas poblaciones = 2
3) Atributos demográficos	
a) Evidencia de densodependencia en la reproducción	b) No = 0
b) Presencia de clonalidad	a) Si = 0
c) Evidencia de decrecimiento de las poblaciones en el país	a) Si = 1
d) Evidencia de varianza de fecundidad grande	b) No = 0
e) Taxón dioico, individuos dicógamos o autoincompatibles	a) Si = 1

f) Floración sincrónica o gregaria	a) Si = 1
g) Producción de propágulos por el taxón	b) No = 0
C-2 Genética	
1) Cantidad de variación molecular (heterocigosis)	a) baja=1
2) Estructura genética molecular (Fst, Gst, proporción de la variación genética)	a) baja=1
3) Cantidad de Variación Genética estimada indirectamente mediante otros caracteres	0
4) Nivel de diferenciación entre poblaciones estimada indirectamente mediante otros caracteres	0
C-3 Interacciones bióticas especializadas	
1) Requerimiento de nodriza para el establecimiento del taxón	b) Si = 1
2) Requerimiento del taxón de un hospedero o forófito específico	a) No = 0
3) Requerimiento del taxón de un polinizador específico	a) No=0
4) Requerimiento del taxón de un dispersor específico	a) No = 0
5) Presencia de mirmecofilia obligada	a) No = 0
6) Dependencia estricta a micorrizas	a) No = 0
7) Afectación del taxón por depredadores, patógenos, competencia (especies invasoras)	a) No = 0
subtotal Criterio C	0.43
Índice de Impacto Antropogénico	
Criterio D. Impacto de la actividad humana	
1) Relación del taxón con la alteración antrópica del hábitat	c) Es perjudicado por el disturbio = 1
2) 3Nivel de impacto de las actividades humanas sobre el hábitat del taxón	c) El impacto es fuerte en algunas poblaciones o moderado en todas las poblaciones = 2
3) Existe evidencia (mediciones, modelos o predicciones) que indiquen un deterioro en la calidad o extensión del hábitat como efecto de cambios globales	b) si=1
4) Impacto del uso del taxón (intensidad y extensión de uso, extracción, cosecha de propágulos o la remoción de parte de la biomasa de un individuo)	c) El impacto de uso es fuerte en algunas o moderado en todas las poblaciones = 2
5) El taxón es cultivado o propagado <i>ex situ</i> (a nivel nacional o internacional)	a) Si= -1
subtotal Criterio D	0.7
Puntaje total obtenido	1.91

Discusión

Extinción, en su sentido estricto, es la muerte de una especie o bien la desaparición física de la totalidad de los individuos que la constituyen. En México, la norma encargada de

determinar el riesgo de extinción de las especies es la Nom-059, la cual ha sido modificada a través de los años, desde su publicación en 1994, con la finalidad de formar un elemento de consulta regulatorio y coherente que sobre dictamen pueda sufrir cambios para mayor protección de las especies, mediante la consulta de expertos en los diferentes grupos taxonómicos de México (Sánchez-Salas et al., 2013; Tambutti et al., 2001).

En este contexto el MER es un protocolo para la aplicación de criterios que busca estimar el riesgo de extinción de una especie con base en la mayor información disponible. Pondera por medio de una escala numérica jerárquica, los factores que afectan a una especie a la escala del país y su objetivo es reunir la información acerca de las especies listadas, sistematizarla y hacerla disponible mediante un método más objetivo y riguroso (Castillo-Gómez, 2011).

El resultado final de este procedimiento es reunir toda la información necesaria del taxón en estudio para justificar su propuesta de inclusión, exclusión, cambio o confirmación de categoría en la lista de especies en riesgo de la NOM- 059-ECOL-2001. El MER considera además los estudios y análisis que existan para ámbitos locales como insumos valiosos al aplicar el método además de tomar en cuenta las variaciones que puedan existir en el resto del ámbito geográfico que ocupa la especie en México (Castillo-Gómez, 2011; Sánchez et al., 2007; Tambutti et al., 2001).

Después de aplicar el cuestionario incluido en el MER-Plantas, *Beaucarnea inermis* se mantuvo en la misma categoría en la que se encontraba Amenazada (A). De acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010, las especies amenazadas son “aquellas que podrían llegar a encontrarse en peligro de desaparecer en el corto o mediano plazo, si continúan 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” (SEMARNAT, 2010).

En este sentido, los resultados del presente estudio indican que el disturbio generado por las actividades antrópicas afecta de manera importante la dinámica demográfica de *Beaucarnea inermis* en su área de distribución (Rubio-Méndez et al., 2018).

Las Áreas Naturales Protegidas Reserva de la Biosfera Sierra del Abra Tanchipa y Reserva de la Biosfera Sierra de Tamaulipas funcionan como núcleos de protección para el hábitat de *Beaucarnea inermis*, y amortiguan los efectos del disturbio antrópico. Esto permite que los individuos alcancen la edad reproductiva y de esta manera la especie pueda mantenerse a través del tiempo. Sin embargo, es importante aumentar el tamaño del muestreo en el análisis genético para evaluar los niveles de heterocigosis y flujo genético entre las poblaciones y como estos niveles son afectados por el disturbio antrópico y así poder tener un mejor panorama del estado de conservación de las poblaciones de *B. inermis*.

En este sentido, se propone utilizar un set de marcadores diseñados para las especies *Dracaena cambodiana* y *Asparagus cochinchinensis* (Kim et al., 2017; Zhang y Li, 2010), las cuales están emparentadas con *Beaucarnea inermis* y presentaron niveles aceptables de heterocigosis.

Por otro lado, la comercialización de *Beaucarnea inermis* constituye un problema latente para la conservación de la especie, pues, aunque se tiene registro de viveros que la producen de manera legal (Salcedo-Gálvez y Hernández-Sandoval, com. pers.), continúan los saqueos de individuos silvestres de todas las edades, de acuerdo con información proporcionada con PROFEPA.

Conclusiones

Se confirma el estatus de *Beaucarnea inermis* como especie Amenazada de acuerdo con los criterios del MER-Plantas, sin embargo, esto podría cambiar si la intensidad de los impactos detectados no disminuye, lo que puede llevar a *B. inermis* al estatus de en peligro de extinción.

El principal factor de riesgo para la especie son las actividades antrópicas, como el cambio de uso de suelo y las actividades extractivas principalmente de roca caliza, por lo que es urgente la aplicación de planes de manejo y programas de conservación enfocados en la concientización, aprovechamiento sustentable y propagación de esta especie en UMA's y viveros comunitarios, que permitan reducir los efectos del disturbio antrópico sobre las poblaciones y de este modo lograr su conservación en el largo plazo.

Así mismo es necesario también hacer modelos de predicción de la distribución de esta especie para determinar la tendencia (ampliación/reducción) de las poblaciones ante los distintos escenarios de cambio climático.

Bibliografía

- Bendel, R. B., Higgins, S. S., Teberg, J. E., y Pyke, D. A. (1989). Comparison of skewness coefficient, coefficient of variation, and Gini coefficient as inequality measures within populations*. *Oecologia*, 78, 394–400.
- Carabias, J., Meave, J. A., Valverde, T., y Cano-Santana, Z. (2009). *Ecología y medio ambiente en el siglo XXI (Primera Ed)*. México, D. F.: Pearson Educación de México, S. A.
- Cardel, Y., Rico-Gray, V., García-Franco, J. G., y Thien, L. B. (1997). Ecological status of *Beaucarnea gracilis*, an endemic species of the semiarid Tehuacan Valley, Mexico. *Conservation Biology*, 11(2), 367–374. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.95322.x>
- Castillo-Gómez, H. A. (2011). Estado actual de conservación de *Beaucarnea inermis* (S. Watson) Rose (Ruscaceae) en San Luis Potosí y Tamaulipas. Universidad Autónoma de Querétaro.
- Castillo-Lara, P., Octavio-Aguilar, P., y 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. <https://doi.org/10.1007/s12228-017-9513-1>
- Caswell, H. (1996). Analysis of life table response experiments II. Alternative parameterizations for size- and stage-structured models. *Ecological Modelling*, 88(1–3), 73–82. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(95\)00070-4](https://doi.org/10.1016/0304-3800(95)00070-4)
- Elith, J., H. Graham, C., P. Anderson, R., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., ... E.

- Zimmermann, N. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29(2), 129–151. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x>
- Hernández-Oria, J. G., Chávez, R., y Sánchez, E. (2006). Efecto del disturbio crónico en *Echinocereus schmollii* (Weing.) NP Taylor, una cactácea en peligro de extinción en el Semidesierto Queretano, México. *Zonas Áridas*, 59–73. Recuperado de <papers2://publication/uuid/99937ADC-80D4-47ED-B03E-E774B7AA7C16>
- Hernández-Sandoval, L. G., Osorio-Rosales, M. L., Orellana-Lanza, R., Martínez, M., Pérez-Farrera, M. Á., Contreras-Hernandez, A., ... Félix, A. (2012). Manejo y conservación de las especies con valor comercial de Pata de elefante (*Beaucarnea*) (Primera Ed). Querétaro, Qro., México: Editorial universitaria UAQ.
- Hernández, P. A., Graham, C. H., Master, L. L., y Albert, D. L. (2006). The effect of sample and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 29, 773–785. <https://doi.org/10.1021/jp048527b>
- Kim, B.-Y., Park, H.-S., Lee, J.-H., Kwak, M., y Kim, Y.-D. (2017). Development of microsatellite markers based on Expressed Sequence Tags in *Asparagus cochinchinensis* (Asparagaceae). *Applications in Plant Sciences*, 5(4), 1700021. <https://doi.org/10.3732/apps.1700021>
- Martorell, C., y Peters, E. M. (2005). The measurement of chronic disturbance and its effects on the threatened cactus *Mammillaria pectinifera*. *Biological Conservation*, 124(2), 199–207. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.025>
- Martorell, C., y Peters, E. M. (2009). Disturbance-Response Analysis: a method for rapid

- assessment of the threat to species in disturbed areas. *Conservation Biology*, 23(2), 377–387. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01134.x>
- Ortega-Huerta, M. A, y Peterson, A. T. (2008). Modelling ecological niches and predicting geographic distributions: a test of six presence-only methods. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 79, 205–216. [https://doi.org/10.1016/S0167-2991\(08\)61949-7](https://doi.org/10.1016/S0167-2991(08)61949-7)
- Palacios-Wassenaar, O., Castillo-Campos, G., y Vázquez-Torres, S. M. (2016). Análisis de la estructura poblacional como indicador rápido del estado de conservación de especies arbóreas amenazadas. el caso de *Resinanthus aromaticus* en el centro de Veracruz, México. *Botanical Sciences*, 94(2), 241–252. <https://doi.org/10.17129/botsci.271>
- Peakall, R., y Smouse, P. E. (2006). GenAlex 6: Genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research. *Molecular Ecology Notes*, 6(1), 288–295. <https://doi.org/10.1111/j.1471-8286.2005.01155.x>
- Pérez-Farrera, M. Á., Hernández-Sandoval, L., López-cruz, A., Espinosa-Jiménez, J. A., López, S., Zenteno-Cruz, G., y Gómez-Domínguez, H. (2012). Estructura, densidad poblacional y relaciones alométricas de *Beaucarnea goldmanii* Rose y *Beaucarnea sanctomariana* L.Hern. (Asparagaceae) en Chiapas y Oaxaca, México. *Lacandonia*, 6(2), 7–17.
- Pérez-Paredes, M. G. (2013). Evaluación del riesgo de extinción de las especies de Cyatheaceae en dos municipios del estado de Hidalgo, México. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., y Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3–4), 231–259.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>

Rojas-Piña, V., Olson, M. E., Alvarado-Cárdenas, L. O., y Eguiarte, L. E. (2014). Molecular phylogenetics and morphology of *Beaucarnea* (Ruscaceae) as distinct from *Nolina* , and the submersion of *Calibanus* into *Beaucarnea*. TAXON, 63(December), 1193–1211. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.12705/636.31> Abstract

Rubio-Méndez, G., Castillo-Gómez, H. A., Hernández-Sandoval, L., Espinosa-Reyes, G., y de-Nova, J. A. (2018). Chronic Disturbance Affects the Demography and Population Structure of *Beaucarnea inermis*, a Threatened Species Endemic to Mexico. Tropical Conservation Science, 11, 1940082918779802.

<https://doi.org/10.1177/1940082918779802>

Rubio-Méndez, G., de-Nova, J. A., Castillo-Gómez, H. A., y Hernández-Sandoval, L. G. (2018). La población de *Beaucarnea inermis*. En H. Reyes-Hernández, J. A. de-Nova, y A. Durán-Fernández (Eds.), Reserva de la Biosfera Sierra del Abra Tanchipa. Biodiversidad y acciones para su conservación (Primera Ed, p. 188). San Luis Potosí, México: CONABIO-UASLP.

Ruiz-Jiménez, C. A., De los Santos-Posadas, H. M., Parraguirre-Lezama, J. F., y Saavedra-Millán, F. D. (2018). Evaluación de la categoría de riesgo de extinción del cedro rojo (*Cedrela odorata*) en México. Revista Mexicana de Biodiversidad, 89, 938–949. <https://doi.org/https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2018.3.2192>

Sánchez-Salas, J., Muro, G., Estrada-Castillón, E., y 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.

<https://doi.org/10.5154/r.rchsza.2012.06.037>

Sánchez, Ó., Medellín, R., Aldama, A., Goettsch, B., Soberón, J., y Tambutti, M. (2007).

Método de Evaluación del Riesgo de Extinción de las Especies Silvestres en México (MER) (Primera Ed). México, D. F.: Instituto Nacional de Ecología, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

SEMARNAT. (2010). Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental, especies nativas de flora y fauna silvestres en México, categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio y lista de especies en riesgo. Mexico, D.F.: Congreso de la Unión.

Solano, E., y Feria, T. P. (2007). Ecological niche modeling and geographic distribution of the genus *Polygonum* L. (Agavaceae) in Mexico: Using niche modeling to improve assessments of risk status. *Biodiversity and Conservation*, 16(6), 1885–1900. <https://doi.org/10.1007/s10531-006-9091-0>

Suárez-Seoane, S., García de la Morena, E. L., Morales Prieto, M. B., Osborne, P. E., y de Juana, E. (2008). Maximum entropy niche-based modelling of seasonal changes in little bustard (*Tetrax tetrax*) distribution. *Ecological Modelling*, 219(1–2), 17–29. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.07.035>

Tambutti, M., Aldama, A., Sánchez, O., Medellín, R., y Soberón, J. (2001). La determinación del riesgo de extinción de especies silvestres en México. *Gaceta Ecológica*, 61, 11–21. <https://doi.org/10.1371/journal.pgen.1000645>

Zhang, L., y Li, Q. M. (2010). Isolation and characterization of microsatellite markers in an endangered species *Dracaena cambodiana* (Liliaceae). *American Journal of Botany*,

97(10), 91–93. <https://doi.org/10.3732/ajb.1000245>

Anexo 4-1 Diferencias morfológicas entre *Beaucarnea recurvata* y *Beaucarnea inermis*.

Características	<i>Beaucarnea recurvata</i>	<i>Beaucarnea inermis</i>
Base	Cónica globosa, con contrafuertes en pendientes y laderas, llegando a tener una forma ovada a elipsoide en la parte inferior, semejando una bota. Diámetro en la parte inferior de hasta 3 m.	Cónica, con prolongaciones en pendientes y laderas, que se angosta hacia el cuello.
Corteza	Tanto la de la base como la del tronco gris oscuro a café oscuro con placas alargadas a cuadrangulares o rectangulares en la base a 0.5-1 cm de grosor, poligonales hacia el tronco, algo rugosas; fisuras poco profundas.	Lisa a rugosa, de la base como del tronco gris oscuro a café oscuro con placas cuadrangulares o rectangulares en la base a 0.5-1 cm de grosor, poligonales y alargándose hacia el tronco, algo rugosas; fisuras poco profundas
Ramas terminales	Elongadas, aplanadas en la base y redondeadas hacia el ápice, 1-2 m de largo x 3-5 cm de ancho.	15-50 cm de largo x 3-5 cm de diámetro.
Yemas bajo la roseta	Elipsoides a ovadas, de 1.5-2.0 x 1 mm.	Elipsoides a ovadas, de 1.5-2.0 x 1 mm.
Hojas	Agrupadas en rosetas al final de las ramas, recurvadas, de 80-150 x 1-2.5 cm, color verde a verde claro con la superficie acanalada y lisa.	Agrupadas en rosetas al final de las ramas, recurvadas, de 80-115 x 1.3-2.5 cm, color verde a verde pálido con la superficie acanalada y lisa.
Márgenes	Igual de verde que el resto de la hoja a más pálido, microserrulado, denticillos persistentes.	Igual de verde que el resto de la hoja a un poco más pálido, finamente aserrado casi liso.
Bases	Planas, anchamente deltadas, 5-7 x 4-5 x 1-2 cm (ancho en la parte inferior x largo x ancho en la parte superior).	Planas, largamente triangulares, 1.6-2.8 x 4.7-5.5 x 1-1.2 cm (ancho en la parte inferior x largo x ancho en la parte superior).
Inflorescencias	Panículas estrechamente ovoides a estrechamente elipsoides, 0.7-1.3 m, color amarillo a rojizo.	Panículas ovoides a elipsoides, 0.7-1 m, color amarillo paja a rojizo
Pedúnculos	de 20-50 x 1-1.5 cm.	De 20-29.5 x 1.5-2.5 cm.
Ramas	Erectas a unduladas aplanadas, van disminuyendo de tamaño desde 18 cm en la base hasta 7 cm en el ápice, se subdividen formando ramas secundarias. Ramillas erectas de 1.8-2 cm, sustentadas por brácteas triangulares.	Algo elongadas en zig-zag, van disminuyendo de tamaño desde 24 cm en la base hasta 4 cm en el ápice, se subdividen formando ramas secundarias. Ramillas de 4-8 cm, sustentadas por brácteas deltadas o anchamente triangulares.

Brácteas	Lineares, reflejas, 16 x 1 cm, color verde a amarillo paja (superiores).	Linear lanceoladas, reflejas, color rojizo de jóvenes y verde pálido a café al madurar.
-----------------	--------------------------------------------------------------------------	-----------------------------------------------------------------------------------------

Anexo 4-2 Criterios para la evaluación del Riesgo de Extinción de acuerdo con el Método de Evaluación del Riesgo de Extinción en Plantas (SEMARNAT, 2010).

Índice de Rareza	
Criterio A. Características de la distribución geográfica	
1) Extensión de la distribución	a) EL área de distribución es menor o igual a $1 \text{ km}^2=4$ b) El área de distribución ocupa más de 1 km^2 pero $< 1\%$ del territorio nacional=3 c) El área de distribución ocupa $>1 - < 5\%$ del territorio Nacional=2 d) El área de distribución ocupa $>5 - < 40\%$ del territorio nacional=1 e) El área de distribución ocupa $>40\%$ del territorio nacional =0
Número de poblaciones o localidades conocidas	a) 1-3=3 b) 4-8=2 c) 9-25=1 d) Mayor o igual que 26=0
Número de provincias biogeográficas	a) 1=3 b) 2-3=2 c) 4-5=1 d) Mayor o igual que 6=0
Representatividad de la distribución del taxón en el territorio mexicano	a) Distribución periférica o extralimital =1 b) Distribución no periférica o extralimital =0
subtotal Criterio A	suma del puntaje obtenido/11
Criterio B. Características del hábitat	
Número de tipos de vegetación	a) 1=3 b) 2=2 c) 3=1 d) Mayor o igual a 4=0
Presencia del taxón en un hábitat especializado	a) si=1 b) no=0
Dependencia del taxón de hábitat primario	a) si=1 b) no=0
Dependencia del taxón a regímenes de perturbación particular o asociación a etapas transitorias en la sucesión ecológica	a) si=1 b) no=0
Amplitud del intervalo altitudinal que ocupa el taxón	a) $<200 \text{ m}=3$ b) $200 - <500 \text{ m}=2$ c) $500 <1000 \text{ m}=1$ d) mayor o igual a $1000=0$

subtotal Criterio B	suma del puntaje total/9
Criterio C. Vulnerabilidad biológica intrínseca	
C-1 Demografía	
Número total de individuos	a) Menor o igual que 500=3 b) 501-5000=2 c) 5001-50000=1 d) Mayor o igual que 50001= 0
Reclutamiento	a) Hay observaciones de reclutamiento en todas las poblaciones=0 b) Hay evidencia de reclutamiento en algunas poblaciones=2 c) Hay observaciones de la ausencia de reclutamiento en todas las poblaciones=4
Atributos demográficos	
a) Evidencia de densodependencia en la reproducción	a) si=1 b) no=0
b) Presencia de clonalidad	a) si=0 b) no=1
c) Evidencia de decrecimiento de las poblaciones en el país	a) si=1 b) no=0
d) Evidencia de varianza de fecundidad grande	a) si=1 b) no=0
e) Taxón dioico, individuos dicógamos o autoincompatibles	a) si=1 b) no=0
f) Floración sincrónica o gregaria	a) si=1 b) no=0
g) Producción de propágulos por el taxón	a) si=1 b) no=0
C-2 Genética	
Cantidad de variación molecular (heterocigosis)	a) baja (=10%)=1 b) alta (>10%)=0
Estructura genética molecular (Fst, Gst, proporción de la variación genética)	a) baja (=20%)=0 b) alta (>20%)=1
Cantidad de Variación Genética estimada indirectamente mediante otros caracteres	a) baja=1 b) alta=0
Nivel de diferenciación entre poblaciones estimada indirectamente mediante otros caracteres	a) baja=0 b) alta=1
C-3 Interacciones bióticas especializadas	
Requerimiento de nodriza para el establecimiento del taxón	a) no=0 b) si=1

Requerimiento del taxón de un hospedero o forófito específico	a) no=0 b) si=1
Requerimiento del taxón de un polinizador específico	a) no=0 b) si=1
Requerimiento del taxón de un dispersor específico	a) no=0 b) si=1
Presencia de mirmecofilia obligada	a) no=0 b) si=1
Dependencia estricta a micorrizas	a) no=0 b) si=1
Afectación del taxón por depredadores, patógenos, competencia (especies invasoras)	a) no=0 b) si=1
subtotal Criterio C	suma del puntaje obtenido/23
Índice de Impacto Antropogénico	
Criterio D. Impacto de la actividad humana	
Relación del taxón con la alteración antrópica del hábitat	a) Es beneficiado por el disturbio=-1 b) No le afecta o no se sabe=0 c) Es perjudicado por el disturbio=1
Nivel de impacto de las actividades humanas sobre el hábitat del taxón	a) El hábitat remanente no permite la viabilidad de las poblaciones existentes=4 b) El impacto es fuerte y afecta a todas las poblaciones=3 c) El impacto es fuerte en algunas poblaciones o moderado en todas las poblaciones=2 d) El impacto es moderado y solo afecta algunas poblaciones=1 e) No hay impacto significativo en ninguna población=0
Existe evidencia (mediciones, modelos o predicciones) que indiquen un deterioro en la calidad o extensión del hábitat como efecto de cambios globales	a) no=0 b) si=1
Impacto del uso del taxón (intensidad y extensión de uso, extracción, cosecha de propágulos o la remoción de parte de la biomasa de un individuo)	a) El impacto de uso implica la remoción de las poblaciones=4 b) El impacto de uso es fuerte y afecta a todas las poblaciones =3 c) El impacto de uso es fuerte en algunas o moderado en todas las poblaciones=2 d) El impacto de uso es moderado y solo afecta algunas poblaciones =1

	e) No hay impacto de uso significativo en ninguna población=0
El taxón es cultivado o propagado ex situ (a nivel nacional o internacional)	a) si=-1 b) no= 0
subtotal Criterio D	suma del puntaje obtenido/10

Discusión General

Beaucarnea inermis es un elemento importante ecológica y culturalmente en su rango de distribución. A nivel ecológico es una especie dominante en el ecosistema de acuerdo a la magnitud de los IVI estimados y debido a su biomasa. Por la parte cultural, es reconocida por la mayoría de los habitantes como una especie útil, ya sea por el uso medicinal y ornamental que le dan y por el valor económico que llega a representar al comercializarla como planta ornamental, muchas veces de forma ilegal (SEMARNAT-CONANP, 2014).

Los resultados presentados en el Capítulo 1 muestran a *Beaucarnea inermis* como una especie dominante dentro de la RBSAT, la densidad poblacional que alcanza esta especie es superior a lo reportado para otras especies del género como *B. recurvata* y *B. gracilis* (Hernández-Sandoval, 2012; Pérez-Farrera, 2012). La baja densidad de plántulas se ha reportado en otros estudios y está asociada principalmente a depredación de semillas por hormigas (observación personal), herbivoría, o condiciones ambientales desfavorables que impiden el establecimiento de nuevos individuos (Cardel et al., 1997; Hernández-Sandoval et al., 2012; Pérez-Farrera, 2012).

Los análisis presentados en el capítulo 2 muestran que las poblaciones de *Beaucarnea inermis* son afectadas por la incidencia de disturbios derivados de las actividades antrópicas, principalmente la agricultura y ganadería. Los efectos de los disturbios se presentan en las primeras etapas del establecimiento, e incrementan la mortalidad de plántulas y juveniles, lo que limita en consecuencia la repoblación de la especie. Esto se debe principalmente a que los individuos jóvenes, de menor tamaño, no tienen la robustez suficiente para tolerar los factores de estrés abiótico generados por el disturbio como son, mayor radiación, sequía etc. (Augspurger, 1984; Augspurger y Kelly, 1984; Kitajima y Fenner, 2000), sin embargo, una

vez que los individuos alcanzan la edad adulta, la población parece estabilizarse y las tasas de sobrevivencia y mortalidad permanecen constantes.

Los primer's diseñados para *Dracaena cambodiana* y *Asparagus cochinchinensis* utilizados en el Capítulo 3 resultaron ser una buena opción para el análisis de la diversidad genética en *Beaucarnea inermis*. Es importante mencionar que, durante la transferencia interespecífica de los marcadores, es posible la reducción de la heterocigosis, sin embargo, este efecto se puede compensar al aumentar el tamaño de la muestra y con el uso de un mayor número de marcadores (Barbará et al., 2007; Soldati et al., 2014).

Por último, los criterios MER evaluados en el Capítulo 4 muestran a *Beaucarnea inermis* como una especie amenazada, es decir, “que podrían llegar a encontrarse en peligro de desaparecer en el corto o mediano plazo, si continúan 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” (SEMARNAT, 2010). En este sentido, los resultados del presente estudio indican que el disturbio generado por las actividades antrópicas afecta de manera importante la dinámica demográfica de *Beaucarnea inermis* en su área de distribución (Rubio-Méndez et al., 2018).

La fragmentación del hábitat provocada por las actividades humanas puede generar barreras físicas que a su vez provocan una disminución en el flujo genético y aumenta la endogamia al interior de las poblaciones de tal modo que a largo plazo estas poblaciones pueden experimentar problemas de adaptación a los cambios ambientales, así como la expresión de alelos deletéreos que las pueden conducir a la extinción. Esto es especialmente relevante al considerar que los polinizadores de *Beaucarnea inermis* son generalistas, por lo que la pérdida de flujo genético nos podría indicar cambios en la dinámica del ecosistema.

Las especies bioindicadoras son aquellas que pueden ser utilizadas como estimadoras de otras especies o de las condiciones ambientales (González et al., 2014). De acuerdo con los resultados expuestos podemos inferir que *Beaucarnea inermis* puede funcionar como una especie bioindicadora por su sensibilidad a los diferentes niveles de disturbio, medida en términos del aumento en la mortalidad de plántulas y cambios en la proporción de sexos, así como por la disminución de la heterocigosidad asociada a la disminución de polinizadores. En este sentido, las áreas naturales protegidas (ANP's) en su carácter de espacios territoriales sometidos a control estatal, supone el mantenimiento y la protección de los recursos naturales ahí localizados (Maldonado-Miranda, 2018).

De acuerdo con la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente, las ANP's se definen como las zonas del territorio nacional sobre las que la nación ejerce su soberanía y jurisdicción, en donde los ambientes originales no han sido significativamente alterados por la actividad del ser humano o que requieren ser preservadas y restauradas y pueden servir a su vez como espacios de experimentación de prácticas alternativas de conservación y manejo para el uso sustentable de los recursos naturales en beneficio de la sociedad, y estas alternativas pueden extenderse más allá de los estrechos límites de los parques y reservas (Maass et al., 2010).

Sin embargo, es importante reconocer que un sistema de ANP no es suficiente para frenar o revertir los procesos de deterioro ambiental, pues también sujetas a múltiples amenazas, y además son vulnerables a los esquemas de manejo de sus áreas colindantes, e inclusive dentro de la misma área protegida ya que, en muchos casos, hay poblaciones humanas dentro de ellas (Maass et al., 2010).

Conclusión General

La Reserva de la Biosfera Sierra del Abra Tanchipa representa el parche de hábitat más grande y continuo para *Beaucarnea inermis*, en donde llega a ser un elemento dominante en la vegetación. Además, funciona como un núcleo de protección contra los efectos del disturbio y permite la permanencia de la especie.

El disturbio crónico afecta a las poblaciones de *Beaucarnea inermis* en su rango de distribución, principalmente aquellas que se encuentran fuera de los núcleos de protección que ofrecen las ANP's. Esto altera su dinámica poblacional y compromete el establecimiento de nuevos individuos. Los principales factores de riesgo identificados para la especie son la ganadería y las actividades humanas que incluyen el cambio de uso de suelo para actividades agropecuarias, así como la apertura de bancos de material pétreo. Además, el saqueo de individuos continua, principalmente plántulas y juveniles, que son las etapas más importantes para el establecimiento de la especie.

Los primer's provenientes de *Dracaena cambodiana* y *Asparagus cochinchinensis* son adecuados para utilizarlo en *Beaucarnea inermis* ya que en el análisis exploratorio realizado mostraron niveles aceptables de polimorfismo. Sin embargo, es importante aumentar el tamaño del muestreo en el análisis genético para evaluar los niveles de heterocigosis y flujo genético entre las poblaciones y como estos niveles son afectados por el disturbio antrópico y así poder tener un mejor panorama del estado de conservación de las poblaciones de *B. inermis*.

De acuerdo con la información disponible actualmente, *Beaucarnea inermis* se clasifica como una “especie amenazada” de acuerdo con los criterios del MER-Plantas. Sin embargo, si continua la presión por las actividades antrópicas, la especie puede cambiar a “en riesgo de extinción”. Es necesario continuar con los análisis pertinentes para determinar otros factores de riesgo a nivel genético para la especie, así como la implementación de programas de manejo y protección que permitan la conservación de la especie a largo plazo.

Bibliografía

- Augspurger, C. K. (1984). Seedling survival of tropical tree species: Interactions of dispersal distance, light gaps, and pathogens. *Ecology*, 65, 1705–1712.
- Augspurger, C. K., y Kelly, C. K. (1984). Pathogen mortality of tropical tree seedlings: Experimental studies of the effects of dispersal distance, seedling density, and light conditions. *Oecologia*, 61, 211–217
- Barbará, T., Palma-Silva, C., Paggi, G. M., Bered, F., Fay, M. F., y Lexer, C. (2007). Cross-species transfer of nuclear microsatellite markers: Potential and limitations. *Molecular Ecology*, 16(18), 3759–3767. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2007.03439.x>
- Cardel, Y., Rico-Gray, V., García-Franco, J. G., y Thien, L. B. (1997). Ecological status of *Beaucarnea gracilis*, an endemic species of the semiarid Tehuacan Valley, México. *Conservation Biology*, 11, 367–374.
- González-Zuarth, C., y Vallarino, A. (2014). Los bioindicadores ¿una alternativa para la protección del medio ambiente? En C. González-Zuarth, A. Vallarino, J. C. Pérez-Jiménez, y A. Low-Pfeng (Eds.), *Bioindicadores: Guardianes de nuestro futuroambiental* (Primera Ed, pp. 21–37). San Cristobal de las Casas, Chiapas, México: ECOSUR-INECC.
- Hernández-Sandoval, L. G., Osorio-Rosales, M. L., Orellana-Lanza, R., Martínez, M., Pérez-Farrera, M. Á., Contreras-Hernandez, A., ... Félix, A. (2012). Manejo y conservación de las especies con valor comercial de Pata de elefante (*Beaucarnea*) (Primera Ed). Querétaro, Qro., México: Editorial universitaria UAQ
- Kitajima, K., y Fenner, M. (2000). Ecology of seedling regeneration. En: M. Fenner (ed.)

Seeds: The ecology of regeneration in plant communities (pp. 331–359). Wallingford, UK: CABI Publishing.

Maass, M., Jardel, E., Martínez-Yrizar, A., Calderón, L., Herrera, J., Castillo, A., ... Equihua, M. (2010). Las áreas naturales protegidas y la investigación ecológica de largo plazo en México. *Revista Ecosistemas*, 19(2), 69–83. <https://doi.org/10.7818/re.2014.19-2.00>

Maldonado-Miranda, J. (2018). La Acción Pública en el Manejo y Conservación de los Recursos Naturales. En H. Reyes Hernández, J. A. de-Nova y A. Durán-Fernández (Eds.), *Reserva de la Biosfera Sierra del Abra Tanchipa. Biodiversidad y acciones para su conservación* (Primera Ed, pp. 169–186). San Luis Potosí, México: CONANP-UASLP.

Pérez-Farrera, M. Á., Hernández-Sandoval, L., López-cruz, A., Espinosa-Jiménez, J. A., López, S., Zenteno-Cruz, G., y Gómez-Domínguez, H. (2012). Estructura, densidad poblacional y relaciones alométricas de *Beaucarnea goldmanii* Rose y *Beaucarnea sanctomariana* L.Hern. (Asparagaceae) en Chiapas y Oaxaca, México. *Lacandonia*, 6(2), 7–17.

Rubio-Méndez, G., Castillo-Gómez, H. A., Hernández-Sandoval, L., Espinosa-Reyes, G., y de-Nova, J. A. (2018). Chronic Disturbance Affects the Demography and Population Structure of *Beaucarnea inermis*, a Threatened Species Endemic to Mexico. *Tropical Conservation Science*, 11, 1940082918779802.

<https://doi.org/10.1177/1940082918779802>

SEMARNAT-CONANP. (2014). Programa de manejo de la Reserva de la Biosfera Sierra del Abra Tanchipa (Primera). Mexico, D.F.: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos

Naturales.

Soldati, M. C., Inza, M. V., Fornes, L., y Zelener, N. (2014). Cross transferability of SSR markers to endangered *Cedrela* species that grow in Argentinean subtropical forests, as a valuable tool for population genetic studies. *Biochemical Systematics and Ecology*, 53, 8–16. <https://doi.org/10.1016/j.bse.2013.12.003>