





SERVICIOS DE CONSULTORÍA PARA LA ELABORACIÓN DE ANÁLISIS DE RIESGO DETALLADOS PARA ESPECIES INVASORAS DE ALTO RIESGO PARA MÉXICO: ANÁLISIS DE RIESGO DE CINCO ESPECIES DE PALMAS CON POTENCIAL INVASOR EN MÉXICO

PROGRAMA DE NACIONAS UNIDAS PARA EL desarrollo (PNUD)

IC-2019-11

Proyecto: 00089333 “Aumentar las Capacidades Nacionales para el Manejo de las Especies Exóticas Invasoras (EEI) a través de la Implementación de la Estrategia Nacional de EEI”

Ricardo Rodríguez Estrella

7 Diciembre, 2019

Informe final

“Las opiniones, análisis y recomendaciones de política incluidas en este informe no reflejan necesariamente el punto de vista del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, como tampoco de su junta ejecutiva ni de sus estados miembros.”



Al servicio
de las personas
y las naciones

Reporte final Análisis de riesgo de cinco especies de palmas con potencial invasor en México

Objetivo: Fortalecer el conocimiento acerca del potencial invasor en México de las cinco especies de palmas *Elaeis guineensis*, *Livistona chinensis*, *Phoenix canariensis*, *Ptychosperma macarthurii* y *Rosystonea oleracea*, objeto de esta consultoría, para apoyar la toma de decisiones respecto a la implementación de las acciones preventivas, control y manejo.

Área geográfica objeto del informe: Todo el país, México.

Autores: Ricardo Rodríguez-Estrella, J.J. Pérez Navarro, A.A. Sánchez Velasco, Y. Ferrer Sánchez, S. Muñoz Arroyo, A. Falcón Brindis, & C.J. Pérez Estrada.

Modo de citar el informe: **PNUD México (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo)**. 2019. Análisis de riesgo de cinco especies de palmas con potencial invasor en México. Informe final. Proyecto GEF 0089333 “Aumentar las Capacidades Nacionales para el Manejo de las Especies Exóticas Invasoras (EEI) a través de la Implementación de la Estrategia Nacional de EEI”. **Rodríguez-Estrella, R., J.J. Pérez Navarro, A.A. Sánchez Velasco, Y. Ferrer Sánchez, S. Muñoz Arroyo, A. Falcón Brindis, & C.J. Pérez Estrada**. Grupo laboratorio Análisis Espacial, Ecología y Conservación, CIBNOR, La Paz, Baja California Sur, México. 447 pp. + 2 Anexos + 4 Apéndices; 62 figuras, 6 tablas.

Fecha de inicio y terminación del proyecto: 31 de enero al 30 de noviembre de 2019.

Vínculos con los objetivos estratégicos y las metas de la Estrategia Nacional sobre especies invasoras en México: La consultoría atiende con la información analizada primeramente la acción transversal 5. Generar conocimiento para la toma de decisiones informadas. Atiende los tres objetivos estratégicos, incidiendo más en el objetivo 1. Prevenir, detectar y reducir el riesgo de introducción, establecimiento y dispersión de especies invasoras, y en particular las metas 1.2 *Información científica y técnica, relevante, oportuna y accesible, que genere capacidades en diversos sectores para atender las prioridades relacionadas con las especies invasoras*; 1.3, *Vías de introducción y dispersión identificadas y vigiladas para las especies invasoras de mayor riesgo*; y 1.4 *Mecanismos y protocolos estandarizados de prevención en operación, para reducir el riesgo de introducción, establecimiento y dispersión de especies invasoras*. Se vincula también con el objetivo 2. *Establecer programas de control y erradicación de poblaciones de especies invasoras que minimicen o eliminen sus impactos negativos y favorezcan la restauración y conservación de los ecosistemas* y la meta 2.1 *Prioridades acordadas para el control o erradicación de especies invasoras*. Y se vincula al objetivo 3. *Informar oportuna y eficazmente a la sociedad para que asuma responsablemente las acciones a su alcance en la prevención, control y erradicación de las especies invasoras* y la meta 3.1 *La población, grupos clave y autoridades conocen las amenazas e impactos que las especies invasoras ocasionan a la*

biodiversidad, los servicios ecosistémicos, la economía y salud; así como las medidas para su prevención y control.

Resumen: El análisis de riesgo WRA con la información detallada señala que *Elaeis guineensis*, *Livistona chinensis*, *Phoenix canariensis*, *Ptychosperma macarthurii* y *Rosystonea oleracea* deben ser rechazadas para su comercio e ingreso a México, debido a los elevados riesgos de invasión que tienen en el país. La modelación por afinidad climática muestra que hay una alta probabilidad de invasión en México por las 5 especies de palmas, pero sobre todo de *Phoenix canariensis* y *Ptychosperma macarthurii*; también *Rosystonea oleracea* pero menor; estos escenarios son evidente sobre todo al considerar la modelación con registros del área de invasión. Los riesgos de hibridación en México de especies de palmas que se sabe pueden hibridar, son extensos dentro del sur y sureste del país. Todos los híbridos potenciales que se podrían presentar en México tendrían una amplia extensión en el país, pero sobre todo los de *Phoenix canariensis* X *P. dactylifera* y *Rosystonea oleracea* X *R. regia*.

Elaeis guineensis



Livistona chinensis



Phoenix canariensis



Ptychosperma macarthurii



Rosystonea oleracea



ÍNDICE

Resumen	22
Introducción	26
Conocimiento general de las especies	27
Breve planteamiento del problema	32
Ámbito del Análisis de Riesgo.....	37
Contexto de la invasión	37
Consideraciones sobre el punto de Control y mitigación	41
<i>Elaeis guineensis</i>	45
1. Introducción.....	45
1.1 Taxonomía	45
1.1.1 Sinónimos	46
1.1.2 Nombres comunes.....	47
1.2 Descripción	47
1.3 Biología e historia natural.....	49
1.4 Estatus	64
1.4.1 Distribución nativa.....	64
1.4.2 Distribución de invasión	64
1.4.3 Distribución en México	66
2. Rutas de introducción.....	67
2.1 Origen e historia de los individuos comercializados	67
2.2 Historia de la comercialización en México	69
2.3 Usos y comercialización.....	69
2.3.1 Análisis económico de la comercialización	71
2.3.2 Manejo y condiciones de cultivo	80
3. Potencial de establecimiento y colonización	81
3.1 Potencial de colonización	81
3.2 Potencial de dispersión	82
3.3 Factores que favorecen su establecimiento y dispersión	82

4. Evidencias de impactos.....	82
4.1 Impactos a la salud	82
4.2 Impactos ambientales y a la biodiversidad	83
4.3 Impactos a actividades productivas	86
4.4 Impactos económicos.....	86
5. Control y mitigación.....	91
6. Normatividad	92
6.1 Legislación Mexicana	93
6.2 Legislación Internacional	93
7. Resultados del análisis de riesgo de <i>Elaeis guineensis</i> :	101
8. Riesgo de invasión de <i>Elaeis guineensis</i> en función de la similitud climática:	110
9. Resultado del Análisis de riesgo de <i>Elaeis guineensis</i>	112
10. Conclusión	112
<i>Livistona chinensis</i>	113
1. Introducción.....	113
1.1 Taxonomía	114
1.1.2 Nombres comunes.....	115
1.2 Descripción	115
1.3 Biología e historia natural.....	116
1.3.1 Biología	116
1.3.2 Ecología.....	119
1.3.3. Especies con las que <i>Livistona chinensis</i> puede hibridar	133
1.4 Estatus	133
1.4.1 Distribución nativa.....	134
1.4.2 Distribución de invasión	135
1.4.3 Distribución en México	136
2. Rutas de introducción.....	137
2.1 Origen e historia de los individuos comercializados	138
2.2 Historia de la comercialización en México	139
2.3 Usos y comercialización.....	139
2.3.1 Análisis económico de la comercialización	143
2.3.2 Manejo y condiciones de cultivo	146
3. Potencial de establecimiento y colonización	148

3.1	Potencial de colonización	148
3.2	Potencial de dispersión	149
3.3	Factores que favorecen su establecimiento y dispersión	149
4.	Evidencias de impactos.....	150
4.1	Impactos a la salud	150
4.2	Impactos ambientales y a la biodiversidad	150
4.3	Impactos a actividades productivas	151
4.4	Impactos económicos.....	151
5.	Control y mitigación.....	152
6.	Normatividad	153
6.1	Legislación Mexicana	153
6.2	Legislación Internacional	154
7.	Resultados del análisis de riesgo de <i>Livistona chinensis</i>	159
8.	Riesgo de invasión de <i>Livistona chinensis</i> en función de la similitud climática	168
9.	Resultado del Análisis de riesgo de <i>Livistona chinensis</i>	170
10.	Conclusión	170
	Phoenix canariensis	171
1.	Introducción.....	171
1.1	Taxonomía	172
1.1.1	Sinónimos	172
1.1.2	Nombres comunes.....	172
1.2	Descripción	173
1.3.	Biología e historia natural.....	175
1.3.1	Biología	175
1.3.2	Ecología.....	179
1.3.3	Especies con las que <i>Phoenix canariensis</i> puede hibridar.....	185
1.4	Estatus	195
1.5	Distribución nativa.....	196
1.6	Distribución de invasión	196
1.7	Distribución en México.....	197
2.	Rutas de introducción.....	198
2.1	Origen e historia de los individuos comercializados	199
2.2	Historia de la comercialización en México	203

2.3 Usos y comercialización.....	205
2.3.1 Análisis económico de la comercialización	208
2.3.2 Manejo y condiciones de cultivo	210
3. Potencial de establecimiento y colonización	212
3.1 Potencial de colonización	212
3.2 Potencial de dispersión	213
3.3 Factores que favorecen su establecimiento y dispersión	214
4. Evidencias de impactos.....	215
4.1 Impactos a la salud	215
4.2 Impactos ambientales y a la biodiversidad	216
4.3 Impactos a actividades productivas	218
4.4 Impactos económicos.....	219
5. Control y mitigación.....	219
6. Normatividad	221
6.1 Legislación Mexicana	222
6.2 Legislación Internacional	222
7. Resultados del análisis de riesgo de <i>Phoenix canariensis</i>	229
8. Riesgo de invasión de <i>Phoenix canariensis</i> en función de la similitud climática	241
9. Resultado del Análisis de riesgo de <i>Phoenix canariensis</i>	243
10. Conclusión	243
<i>Ptychosperma macarthurii</i>	244
1. Introducción.....	244
1.1 Taxonomía	245
1.1.1 Sinónimos	245
1.1.2 Nombres comunes.....	246
1.2 Descripción	246
1.3 Biología e historia natural.....	250
1.3.1 Biología	250
1.3.2 Ecología.....	252
1.3.3 Especies con las que <i>Ptychosperma macarthurii</i> puede hibridar	263
1.4 Estatus	263
1.4.1 Distribución nativa.....	264
1.4.2 Distribución de invasión	264

1.4.3 Distribución en México	265
2. Rutas de introducción.....	266
2.1 Origen e historia de los individuos comercializados	267
2.2 Historia de la comercialización en México	268
2.3 Usos y comercialización.....	268
2.3.1 Análisis económico de la comercialización	269
2.3.2 Manejo y condiciones de cultivo	270
3. Potencial de establecimiento y colonización	271
3.1 Potencial de colonización	271
3.2 Potencial de dispersión	271
3.3 Factores que favorecen su establecimiento y dispersión	272
4. Evidencias de impactos.....	272
4.1 Impactos a la salud	272
4.2 Impactos ambientales y a la biodiversidad	273
4.3 Impactos a actividades productivas	273
4.4 Impactos económicos.....	274
5. Control y mitigación.....	274
6. Normatividad	275
6.1 Legislación Mexicana	277
6.2 Legislación Internacional	277
7. Resultados del análisis de riesgo de <i>Ptychosperma macarthurii</i>	279
8. Riesgo de invasión de <i>Ptychosperma macarthurii</i> en función de la similitud climática	288
9. Resultado del Análisis de riesgo de <i>Ptychosperma macarthurii</i>	290
10. Conclusión	290
<i>Roystonea oleracea</i>	291
1. Introducción.....	291
1.1 Taxonomía	292
1.1.1 Sinónimos	292
1.1.2 Nombres comunes.....	292
1.2 Descripción	293
1.3. Biología e historia natural.....	295
1.3.1 Biología	295
1.3.2 Ecología.....	298

1.3.3 Especies con las que <i>Roystonea oleracea</i> puede hibridar.....	311
1.4 Estatus	311
1.4.1 Distribución nativa.....	312
1.4.2 Distribución de invasión	312
1.4.3 Distribución en México	314
2. Rutas de introducción.....	315
2.1 Origen e historia de los individuos comercializados	315
2.2 Historia de la comercialización en México	317
2.3 Usos y comercialización.....	317
2.3.1 Análisis económico de la comercialización	321
2.3.2 Manejo y condiciones de cultivo	321
3. Potencial de establecimiento y colonización	322
3.1 Potencial de colonización	322
3.2 Potencial de dispersión	323
3.3 Factores que favorecen su establecimiento y dispersión	324
4. Evidencias de impactos.....	324
4.1 Impactos a la salud	324
4.2 Impactos ambientales y a la biodiversidad	325
4.3 Impactos a actividades productivas	326
4.4 Impactos económicos	326
5. Control y mitigación.....	327
6. Normatividad	327
6.1 Legislación Mexicana	328
6.2 Legislación Internacional	328
7. Resultados del análisis de riesgo de <i>Roystonea oleracea</i>	331
8. Riesgo de invasión de <i>Roystonea oleracea</i> en función de la similitud climática	341
9. Resultado del Análisis de riesgo de <i>Roystonea oleracea</i>	343
10. Conclusión	343
Modelación de riesgo para la distribución de híbridos potenciales entre especies de palmas en México:.....	344
Conclusiones generales	353
Literatura citada	356
ANEXO 1. ANÁLISIS DE RIESGO, PROCEDIMIENTO	397

ANEXO 2. PROCEDIMIENTO PARA MODELAR EL RIESGO DE INVASIÓN EN MEXICO EN FUNCIÓN DE LA SIMILITUD CLIMÁTICA.....	399
APÉNDICE 1. FORMATO ANÁLISIS DE RIESGO WRA	408
APÉNDICE 2. SOBREPOSICIÓN DE REGISTROS POR ESPECIE DE PALMA EN SU ÁREA NATIVA Y DE INVASIÓN CON EL MAPA DE CLIMAS DEL MUNDO	418
APÉNDICE 3. SEQUÍAS PROLONGADAS EN MÉXICO POR ESTADO DEL PAÍS, INDICADOS PARA LOS REGISTROS DE PARA CADA ESPECIE DE PALMA, DE ACUERDO AL SERVICIO METEOROLÓGICO NACIONAL (SMN) 2018	443
APÉNDICE 4. TIPOS DE SUELO INDICADOS PARA LOS REGISTROS DE CADA ESPECIE DE PALMA, DE ACUERDO AL INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA Y GEOGRAFÍA (INEGI) 2019	444

Lista de Figuras

Figura 1. Árbol filogenético de las 5 subfamilias de la familia Arecaceae.....	28
Figura 2. Cladograma que muestra la relación de las 5 subfamilias.....	29
Figura 3. Árbol filogenético sintetizando las relaciones globales entre palmas.....	30
Figura 4. Distribución global de la riqueza de especies de palmas considerando todas las especies (A), dentro de las subfamilias de Arecoideae, Ceroxyloideae, Coryphoideae y Calamoideae.....	31
Figura 5. Fases de la curva de invasión.....	36
Figura 6. Inflorescencias y racimos de frutos de <i>Elaeis guineensis</i>	53
Figura 7. Frutos y semillas de <i>Elaeis guineensis</i>	54
Figura 8. Frutos y semillas de <i>Elaeis guineensis</i>	55
Figura 9. Hojas y ramas de <i>Elaeis guineensis</i>	56
Figura 10. Ramas y tronco de <i>Elaeis guineensis</i>	57
Figura 11. Fenología de la palma <i>Elaeis guineensis</i>	58
Figura 12. Interacciones, palma <i>Elaeis guineensis</i> con helechos	63
Figura 13. Distribución nativa y exótica de <i>Elaeis guineensis</i>	65
Figura 14. Distribución de <i>Elaeis guineensis</i> en México.....	66

Figura 15. Cosecha de frutos de la palma <i>Elaeis guineensis</i>	74
Figura 16. Usos de la palma <i>Elaeis guineensis</i> , obtención de aceite y azúcar.....	75
Figura 17. Plantaciones de la palma africana <i>Elaeis guineensis</i>	76
Figura 18. Plantaciones de palma africana <i>Elaeis guineensis</i> , para producción de aceite a escala industrial.....	79
Figura 19. Algunas consecuencias de los cambios de uso de suelo para las plantaciones de palma africana <i>Elaeis guineensis</i>	90
Figura 20. Modelos de Maxent para <i>Elaeis guineensis</i> , riesgo de invasión para México.....	111
Figura 21. Inflorescencias y flores de <i>Livistona chinensis</i>	125
Figura 22. Inflorescencias y flores de <i>L. chinensis</i>	126
Figura 23. Racimos de frutos y frutos de la palma china.....	127
Figura 24. Frutos y semillas de palma china	128
Figura 25. Detalle de hojas y copa de <i>Livistona chinensis</i>	129
Figura 26. Características del tronco y de la estructura de la palma china.....	130
Figura 27. Desarrollo de plántulas a palma adulta de <i>Livistona chinensis</i>	131
Figura 28. Palmerales de <i>Livistona chinensis</i> en hábitat nativo y exótico de invasión.....	132
Figura 29. Distribución nativa y exótica de <i>Livistona chinensis</i>	136
Figura 30. Distribución de <i>Livistona chinensis</i> en México.....	137
Figura 31. Usos ornamentales de la palma china <i>Livistona chinensis</i>	142
Figura 32. Modelos de Maxent para <i>Livistona chinensis</i> , riesgo de invasión para México.....	169
Figura 33. Racimos de frutos y frutos de <i>Phoenix canariensis</i>	186
Figura 34. Espinas y corteza de tronco con cicatrices, <i>Phoenix canariensis</i>	187
Figura 35. Forma y estructura de palmas juveniles y adultas de <i>Phoenix canariensis</i>	188
Figura 36. Hábitat de <i>Phoenix canariensis</i> en región nativa, en las Islas Canarias.	189
Figura 37. Hábitat de <i>Phoenix canariensis</i> en región de invasión, rango no nativo.....	190

Figura 38. Interacciones planta-planta con <i>Phoenix canariensis</i>	191
Figura 39. Uso ornamental de <i>Phoenix canariensis</i>	194
Figura 40. Mapa mostrando la distribución nativa y exótica de <i>Phoenix canariensis</i>	197
Figura 41. Distribución de <i>Phoenix canariensis</i> en México.....	198
Figura 42. Modelos de Maxent para <i>Phoenix canariensis</i> , riesgo de invasión para México.	242
Figura 43. Brotes florales, flores, racimos de frutos, infrutescencias y frutos de <i>Ptychosperma macarthurii</i>	258
Figura 44. Frutos de <i>Ptychosperma macarthurii</i>	259
Figura 45. Tallos, hojas y corteza de <i>Ptychosperma macarthurii</i>	260
Figura 46. Planta juvenil y adulto de la palma <i>Ptychosperma macarthurii</i>	261
Figura 47. Interacciones animal-planta y planta-planta, considerando a la palma macarthurii.....	262
Figura 48. Mapa mostrando la distribución nativa y exótica de <i>Ptychosperma macarthurii</i>	265
Figura 49. Distribución de <i>Ptychosperma macarthurii</i> en México.....	266
Figura 50. Modelos de Maxent para <i>Ptychosperma macarthurii</i> , riesgo de invasión para México.....	289
Figura 51. Hojas compuestas, tronco y copa de la palma <i>Roystonea oleracea</i>	307
Figura 52. Tronco o tallo de la palma <i>Roystonea oleracea</i>	308
Figura 53. Palma real <i>Roystonea oleracea</i> en hábitat natural.....	309
Figura 54. Interacciones de animales con <i>R. oleracea</i> ; líquen en tronco.....	310
Figura 55. Mapa mostrando la distribución nativa y exótica de <i>Roystonea oleracea</i>	313
Figura 56. Mapa mostrando la distribución de <i>Roystonea oleracea</i> en México.....	314
Figura 57. Uso de palma real <i>Roystonea oleracea</i>	320
Figura 58. Modelos de Maxent para <i>Roystonea oleracea</i> , riesgo de invasión para México.....	342
Figura 59. Modelos de Maxent para distribución del híbrido <i>E. guineensis</i> X <i>E. oleifera</i> proyectados a México.....	345

Figura 60. Modelos de Maxent para distribución del híbrido *P. canariensis* X *P. dactylifera* proyectados a México.....347

Figura 61. Modelos de Maxent para el híbrido *R. oleracea* X *R. regia* proyectados a México.....349

Figura 62. Modelos de Maxent para el híbrido *R. oleracea* X *R. dunlapiana* proyectados a México.....351

Lista de tablas

Tabla 1. Producción anual de aceite vegetal de la palma africana mundialmente.....	71
Tabla 2. El mercado vía internet de <i>Livostona chinensis</i> . Ejemplos.....	144
Tabla 3. Productos de <i>P. canariensis</i> vendidos en el sitio de internet eBay (2019).....	208
Tabla 4. Productos de <i>P. canariensis</i> vendidos en el sitio de internet mercado libre en México.....	209
Tabla 5. Herbicidas usados como método de control químico en la palmera <i>Phoenix canariensis</i>	220
Tabla 6. Productos de <i>R. oleracea</i> vendidos en sitios de internet.....	321

Nota sobre las fotos incluidas en este reporte:

Todas las fotos tienen autorización de los autores y de organizaciones para usarse con los fines académicos de esta publicación.

Agradecimientos. A todos los autores de las fotos que amablemente autorizaron su uso. A las organizaciones que autorizaron el uso de fotos.

Resumen

Las palmas *Elaeis guineensis*, *Livistona chinensis*, *Phoenix canariensis*, *Ptychosperma macarthurii* y *Rosystema oleracea* tienen orígenes en las regiones africana guineana; China, Japón y Taiwán; Islas Canarias; Australia, Papúa Nueva Guinea e Indonesia; y Antillas, el norte de Sudamérica y Guatemala, respectivamente. Estas palmas todas superan los 20 m de altura pudiendo llegar a los 40 m, son plantas frondosas y pueden crecer rápida o lentamente, dependiendo de la especie y de las condiciones del hábitat. Son muy longevas, dependiendo de cada especie, pero se han estimado edades superiores a entre 75 (*Livistona chinensis*) y 300 años (*P. canariensis*). Todas tienen un uso comercial intensivo como plantas ornamentales, pero una de ellas se ha comercializado para la producción de aceite de palma comestible; también hay otros usos como en la construcción, producción de artesanías, reforestación de áreas ribereñas, medicinales (como para tratar cáncer), y hasta como alimento. El uso más fuerte ha sido el ornamental para cuestiones paisajísticas para cuatro de las especies de palmas, y para una de ellas la producción masiva de aceite comestible de palma (*Elaeis guineensis*). Lo anterior provocó movimientos de comercio importantes de estas palmas desde el año 1500. Las palmas se cultivan, pero no existe mucha información sobre las extensiones dedicadas al cultivo, excepto para *Elaeis guineensis*. Hay una venta sostenida en todo el mundo, y varias de las especies se comercian (semillas, plántulas, plantas jóvenes) inclusive por internet. Para la palma de aceite *Elaeis guineensis* hay un programa de cultivo extensivo en México a una gran escala, con las implicaciones de cambios de uso de la tierra extensos, en la zona tropical y subtropical. Todas las especies tienen reproducción sexual, y son prolíficas en la producción de semillas, la viabilidad de las mismas es por lo general alta, aunque el tiempo en que son viables es corto, por lo que no forman bancos de semillas de > 1 año por lo general. Son dispersadas principalmente por la gente, con sus actividades de comercio, pero también por animales (aves, mamíferos) en los sitios donde colonizan y se establecen; para algunas de ellas, el agua puede ser un vehículo de dispersión de las semillas. Ha habido escapes de estas especies de palmas a sistemas naturales no manejados por el humano; posteriormente, estas especies de palmas se vuelven invasoras

y pueden ser catalogadas en diferentes legislaciones en esta categoría. Son tolerantes a distintas condiciones y tipos de vegetación, pero son sensibles a temperaturas muy altas y muy bajas. Requieren grandes volúmenes de agua para germinar y establecerse después. Tardan varios años para lograr la primera reproducción. Se ha visto que estas especies cuando son invasoras afectan la biodiversidad y el ambiente, pero estos costos no se han medido. De los costos, solo se dan los relativos al comercio y los beneficios de su venta, pero para particulares. Aún así, los costos económicos no han sido cuantificados. No se indican tampoco montos de retribuciones en impuestos a los países donde se tienen los cultivos y se hace el comercio. Parece ser un negocio rentable dado que se están realizando inclusive ventas en internet. No obstante la problemática, la normatividad y legislación en prácticamente todos los países es reducida y limitada en sus alcances, solo una parte las considera invasoras y recomienda que deben controlarse y erradicarse. Se desconoce el grado de invasión en México, aunque todas las especies se han reportado en distintos estados del país, unas con mayores registros. Para algunas de estas especies el proceso de invasión puede ser reciente. Estas especies de palmas no están incluidas en la legislación de México, por lo que su categorización a la fecha no es vinculante con los recursos que las consideran invasoras. Estas especies de palmas han invadido sobre todo ambientes tropicales y subtropicales, aunque algunas zonas templadas también. Se adaptan bien a ambientes humanizados y degradados. Todas las especies, están consideradas como invasoras y que deben ser controladas dentro de EUA.

Se usaron un total de de 5,228 registros de las cinco especies en su rango nativo, y 1,840 registros en su rango de invasión, y un total de 79 registros de las cinco especies de palma en México para los modelos del análisis de riesgo (*Elaeis guineensis*, 17; *Livistona chinensis*, 9; *Phoenix canariensis*, 48; *Ptychosperma macarthurii*, 2 y *Rosystonea oleracea*, 3). Asimismo, se hizo una modelación de riesgo de invasión considerando los híbridos de las especies para las que se ha reportado ocurre la hibridación en su rango de invasión. Dentro de México, *Elaeis guineensis* se ha reportado en Campeche, Chiapas, Tabasco, Veracruz y Yucatán; *Livistona chinensis*, en Chiapas, Veracruz y Yucatán; *Phoenix canariensis*, en Aguascalientes, Baja California, Baja California Sur, Ciudad de México,

Chiapas, Estado de México, Jalisco, Nuevo León, Oaxaca, Querétaro, San Luis Potosí, Sinaloa, Veracruz y Yucatán; *Ptychosperma macarthurii*, en México (Xochimilco) y en Veracruz; y *Rosystonea oleracea* en Colima, Jalisco y Morelos. El uso de todas las especies de palma ha sido básicamente como plantas ornamentales en todo México. La información recopilada fue suficiente y de buena calidad para realizar el análisis de riesgo WRA (Weed Risk Assessment) para cada una de las 5 especies. Con los resultados del puntaje del análisis de riesgo WRA se concluye que *Elaeis guineensis*, *Livistona chinensis*, *Phoenix canariensis*, *Ptychosperma macarthurii* y *Rosystonea oleracea* deben ser rechazadas para su comercio e ingreso a México, debido a los riesgos de volverse una especie altamente invasora, lo que tendrá consecuencias de pérdida de diversidad biológica y servicios ambientales. La modelación para obtener la probabilidad de invasión en México por afinidad climática muestra que hay un riesgo alto de invasión por las 5 especies, pero de manera diferencial. *E. guineensis* presenta un elevado riesgo de invasión considerando la similitud climática que hay en México con las áreas de su distribución nativa, sobre todo en el sureste de México, desde Veracruz hasta la península de Yucatán, mientras que en la vertiente del Pacífico desde Jalisco hasta Chiapas, en la franja costera. Al considerar la presencia por región invadida actualmente, el riesgo es mucho más alto. No queda restringida ni limitada su zona de invasión en cualquiera de los casos. *Livistona chinensis* presenta un elevado riesgo de invasión en pocas zonas en México, remarcándose en las dos vertientes del país y expandiéndose a más estados incluidos Oaxaca y Chiapas, y las regiones de la península de Yucatán y de Baja California. No queda restringida ni limitada su zona de invasión en estas regiones, sobre todo en el caso de considerar las zonas invadidas. *Phoenix canariensis* presenta un elevado riesgo de invasión considerando la similitud climática que hay entre México y los climas de la región invadida. El riesgo es alto en gran parte de México en ambas sierras madre, la Occidental y Oriental, así como el centro norte del país bajando hacia el centro a Oaxaca y al occidente hacia Nayarit y Jalisco; también las sierras y región mediterránea de la península de Baja California, incluida Sierra de la Laguna. *Ptychosperma macarthurii* presenta un elevado riesgo de invasión considerando la similitud climática que hay entre México y los climas de

la región nativa. Al considerar los climas de la región de invasión puede verse un alto riesgo en la mayor parte del país, excepto en la península de Baja California y las zonas áridas de Chihuahua, Durango, Coahuila, Nuevo León y hacia el centro del país. *Roystonea oleracea* presenta un elevado riesgo de invasión en una franja estrecha de México en particular en Tabasco, la península de Yucatán, Guerrero y Chiapas, considerando la similitud climática que hay en México con las áreas de su distribución nativa; si se considera la distribución de invasión, el riesgo se eleva en gran parte del país, exceptuando la península de Baja California (donde el riesgo es intermedio en la Sierra de la Laguna, en la región del Cabo), y la parte árida del norte del país.

Al proyectar para México la distribución geográfica potencial de los híbridos de las diferentes especies de palmas que pueden hibridar, se encontró que para el híbrido de *Elaeis guineensis* y *Elaeis oleifera* hay un riesgo en la parte sur del país, en particular en parte de Veracruz, Tabasco, Campeche y en parte de Chiapas, Oaxaca y Guerrero; para el híbrido *Phoenix canariensis* y *Phoenix dactylifera* hay un riesgo alto en gran parte del país, sobre todo al considerar el clima de la región invadida; para el híbrido de *Roystonea oleracea* y *Roystonea regia* se denota que hay un riesgo en el este y sureste del país. Al considerar el clima de la región invadida, una gran parte del país tendría el riesgo de hibridación, exceptuando el norte y prácticamente toda la península de Baja California; para el híbrido *Roystonea oleracea* y *Roystonea dunlapiana* hay un riesgo sobre todo en el este y sureste del país. En resumen, los riesgos de hibridación de las especies de palmas en México, son extensos dentro del sur y sureste del país, en especial en Tamaulipas, Veracruz, Campeche, parte de Chiapas y península de Yucatán, en cuya distribución potencial coinciden los híbridos analizados. Estas regiones deberían ser consideradas como prioritarias en la atención al realizar un programa de manejo y control de las especies de palmas. La invasión por estas cinco especies de palmas puede provocar pérdida de biodiversidad y problemas con la disponibilidad de agua sobretodo, en las zonas de México donde se expandan sus poblaciones.

Introducción

Las invasiones biológicas son una de las mayores amenazas a la biodiversidad a nivel mundial. Especies de rangos no nativos son introducidas exitosamente a otros ecosistemas donde modifican las interacciones entre los taxa nativos y son parte del proceso de homogeneización de los sistemas biológicos en el mundo. El análisis de los efectos y consecuencias que producen las especies invasoras son difíciles de discernir pero deben abordarse porque se predice que este problema se volverá más grave conforme el cambio global se incremente (Mooney & Hobbs, 2000).

Tanto el comercio como el transporte son los dos principales factores de la movilización e introducción de especies (Levine & D'Antonio, 2003; Lodge *et al.*, 2006). Los humanos han realizado introducciones de especies para diferentes usos desde hace miles de años, generando el problema de las invasiones biológicas, mismas que han terminado produciendo graves problemas ambientales, económicos e inclusive sociales, incluyendo especies que inicialmente se introdujeron para generar un beneficio a los humanos (Vitousek *et al.*, 1997; Pimentel *et al.*, 2000; Zavaleta *et al.*, 2001; Simberloff *et al.*, 2013). Se ha estimado que 85% de las especies de plantas leñosas invasoras fueron introducidas intencionalmente en EUA (Reichard & White, 2001). Es muy importante evaluar los costos y beneficios de este tipo de comercio, y en el balance determinar la importancia de los ecosistemas con su conformación y funcionalidad nativa en el largo plazo. Los balances en el corto plazo no son adecuados para el manejo de los recursos naturales, con una perspectiva de sustentabilidad ecológica (Callicott & Mumford, 1997; Schneider *et al.*, 2010).

Las palmas (Arecaceae) se distribuyen en las regiones tropicales y subtropicales en el mundo, y se encuentran entre las monocotiledóneas con flor más antiguas. Esta familia cuenta con 2,400 especies que se distribuyen de manera variable en la riqueza, filogenias y formas de vida (Eiserhardt *et al.*, 2011), existiendo inclusive una gran riqueza de especies endémicas por su evolución en islas o en ambientes muy especializados, como en Brasil

(*Astrocaryum aculeatissimum*; Galetti *et al.*, 2006), Madagascar (*Dypsis saintelucei*; Rakotoarinivo & Dransfield, 2012), India (*Phoenix pusilla*; Kinhal & Parthasarathy, 2008), Islas Canarias (*Phoenix canariensis*), entre otros. Las palmas son especies clave en los ecosistemas, representando un recurso para polinizadores y frugívoros, y presentan historias evolutivas importantes con estos grupos (Eiserhardt *et al.*, 2011). Asimismo, las palmas tienen relevancia para los humanos por sus usos en la construcción, como material combustible, alimento (como el dátil), medicinal, y de manera relevante como plantas ornamentales (Balick & Bek, 1990; Eiserhardt *et al.*, 2011). Varias especies de palmas, sobre todo las endémicas con una distribución estrecha y limitada, tienen problemas de conservación por sobre-explotación, comercio (legal e ilegal) y cambios de uso de suelo, colocándolas en riesgo de extinción en su distribución nativa, lo cual amenaza las formas de vida de los pobladores de regiones rurales que dependen de ellas en varios aspectos para su subsistencia (IUCN, 2012; Hogg *et al.*, 2013). Por otro lado, el comercio de algunas especies de palmas ha llevado a que una vez establecidas en los sitios de introducción, se vuelvan invasoras ocasionando graves problemas para la biodiversidad local y para actividades económicas de estos sitios.

Conocimiento general de las especies

Las palmas que se analizan en este documento, pertenecen a la familia Arecaeae, la cual se subdivide en 5 subfamilias: Arecoideae, con 112 géneros; Ceroxyloideae, con 8 géneros; Coryphoideae, con 45 géneros; Nypoideae, con 1 género; y Calamoideae, con 21 géneros (según la clasificación de Asmussen *et al.*, 2006). Esta clasificación parece resolver las relaciones dentro de la familia a niveles superiores, pero se ha discutido que aún se requieren estudios moleculares con mejor resolución que permitan resolver las relaciones a nivel de género (Roncal *et al.*, 2008).

Las figuras 1 y 2 muestran las filogenias reconstruidas a nivel de subfamilia:

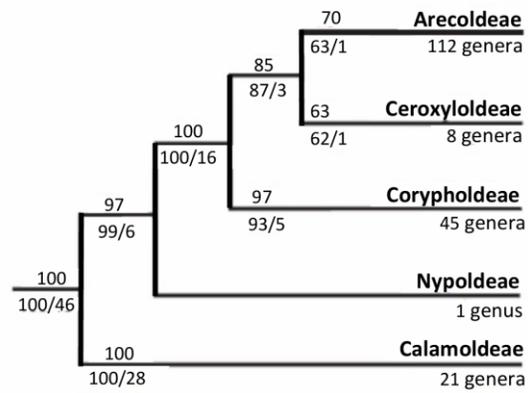


Figura 1. Árbol filogenético de las 5 subfamilias de la familia Arecaceae (Fuente: Asmussen *et al.*, 2006).

El total de géneros descritos para la familia Arecaceae es de 187, lo que es un indicativo de la complejidad en la evolución del grupo.

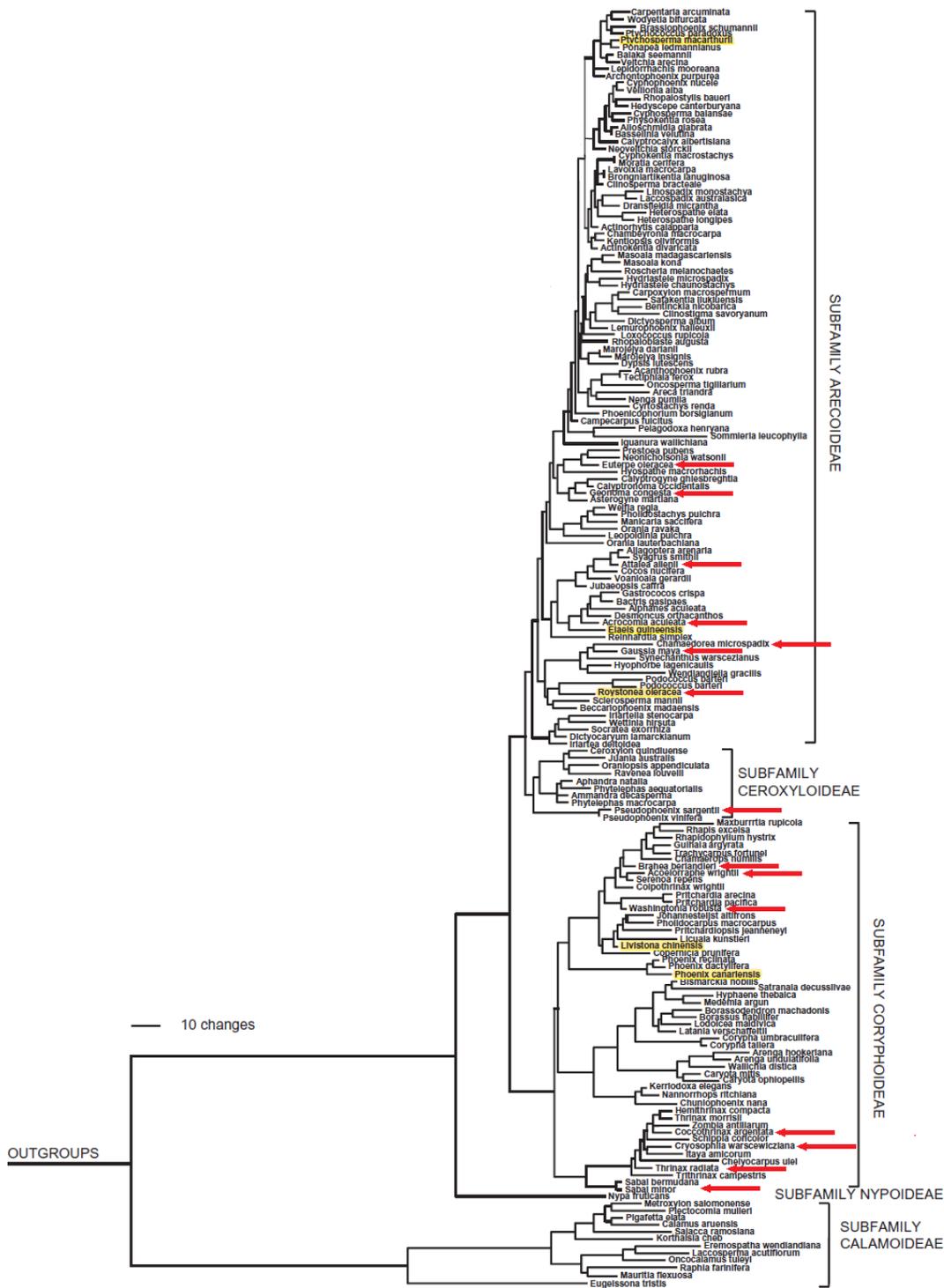


Figura 2. Cladograma que muestra la relación de las 5 subfamilias. Las especies del presente proyecto se han remarcado con amarillo. Se indican con flecha roja las especies de palmas de los

géneros nativos de México de acuerdo con Ricker & Hernández (2010) (adaptado de Asmussen *et al.*, 2006).

En otro estudio, se ha determinado que a la fecha hay alrededor de 181 géneros, con cerca de 2,600 especies. Estas se encuentran ubicadas en 5 subfamilias y 28 tribus. Estos número se cree cambiarán porque tan solo en 8 años se describieron seis géneros nuevos y 200 nuevas especies; en este tiempo ocho géneros han caído en sinonimia (Baker & Dransfield, 2016).

Después de una revisión extensa en GP2, se muestra esta filogenia de las palmas en la Fig. 3:

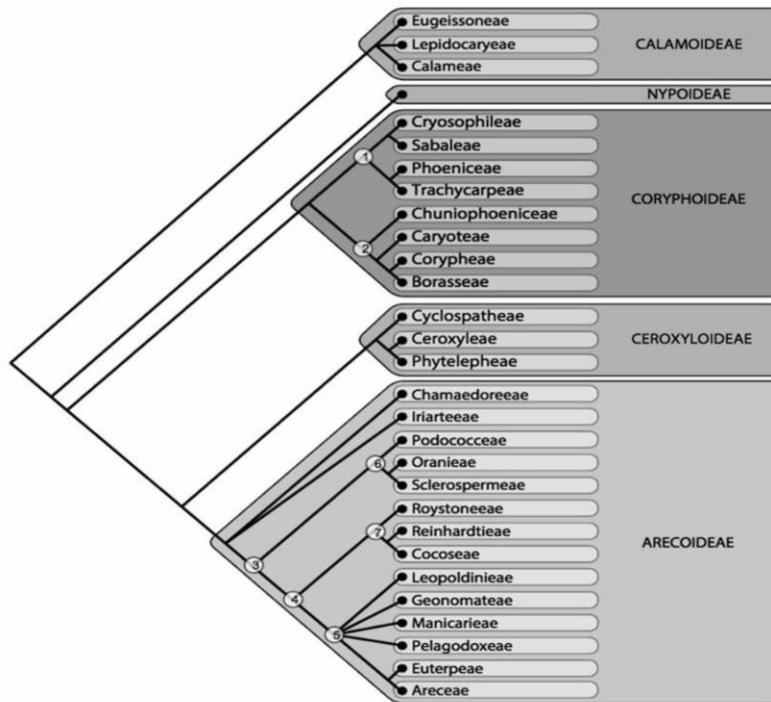


Figura 3. Árbol filogenético sintetizando las relaciones entre palmas (Fuente: modificado de Baker & Dransfield, 2016). Nótese las 5 subfamilias y la distribución de las 28 tribus.

Las especies de estas subfamilias están distribuidas en los ecosistemas tropicales y subtropicales del mundo. Se han analizado los patrones de distribución y riqueza de las

especies de 4 subfamilias y del global, encontrando distintos patrones de diversidad (Fig. 4) (Eiserhardt *et al.*, 2011).

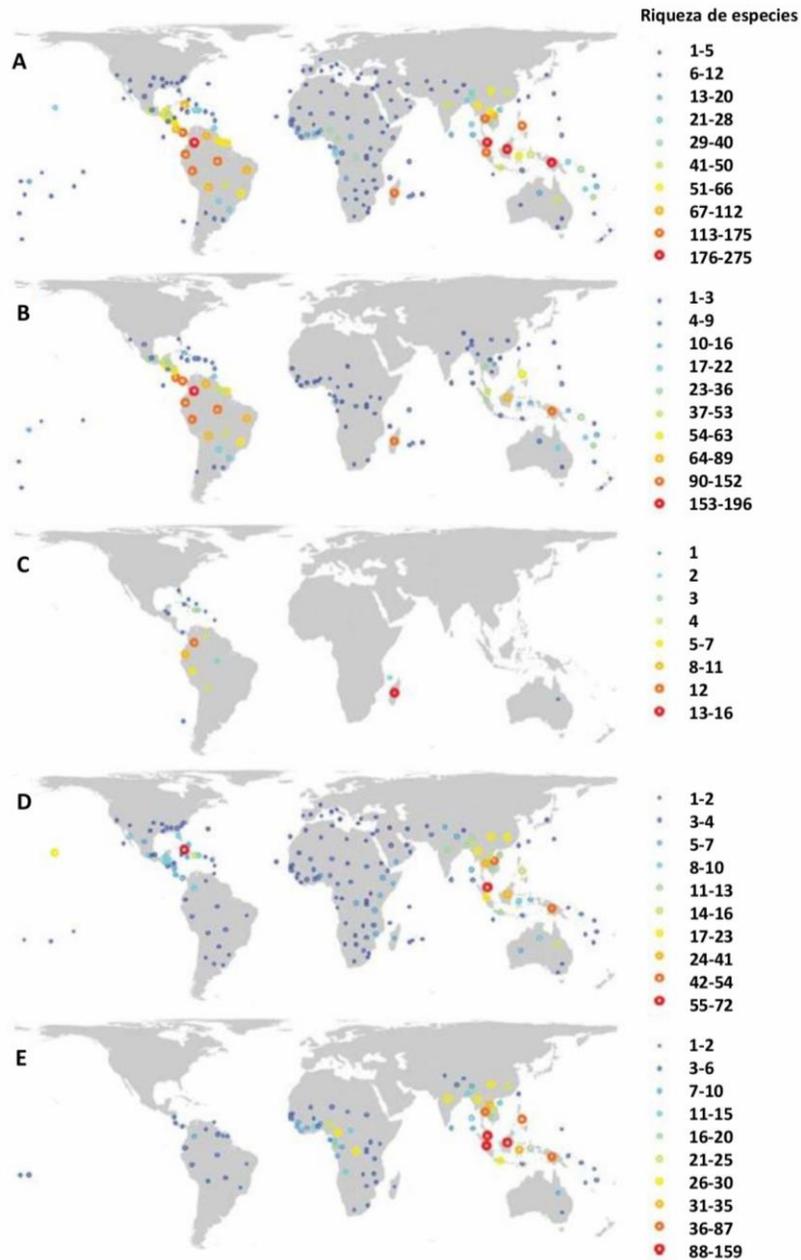


Figura 4. Distribución global de la riqueza de especies de palmas considerando todas las especies (A), dentro de las subfamilias de Arecoideae (B), Ceroxyloideae (C), Coryphoideae (D) y Calamoideae (E). El número de especies de palmas se muestra de acuerdo al centroide de cada región geográfica (Fuente: Eiserhardt *et al.*, 2011).

Casos de hibridación

Hay registros de hibridación entre elementos de la familia Arecaceae, incluyendo híbridos intergenéricos de *Attalea* y *Orbignya*, así como de *Coccothrinax* con *Thrinax*. Sin embargo, los híbridos interespecíficos son más frecuentes dentro de los géneros *Attalea*, *Calypstrogyne*, *Caryota*, *Copernicia*, *Desmoncus*, *Hyospathe*, *Phoenix*, *Syagrus* y *Sabal* (Goldman *et al.*, 2011). Diversas especies de palmas son muy populares como especies de ornato, por lo que individuos de cultivo pueden mostrar gran variación en su morfología con respecto de los ejemplares de poblaciones silvestres; estas diferencias se han explicado por posibles eventos de hibridación que pudieron dar origen a algunas especies. No existía sin embargo un soporte demostrado que validara este origen (Zona, 1996).

Breve planteamiento del problema

Las invasiones biológicas ocurren como resultado de la introducción de especies exóticas, provenientes de otras áreas geográficas, a regiones nuevas, con su posterior establecimiento y expansión a lo largo del mundo (Elton, 1958). Las invasiones son producidas por la introducción accidental o intencionada, y hay varios factores que las favorecen. El proceso de invasión inicia entonces cuando una especie es transportada, por un medio humano, a un área fuera de su rango de distribución natural; a estas especies se les conoce como introducidas. Posteriormente, si las condiciones del ambiente son adecuadas y si un número suficiente de individuos es liberado, se pueden reproducir y establecer en pequeñas poblaciones; si llegan a extender su rango de distribución en esta área y explotar, afectando la biodiversidad en los ecosistemas y los procesos del ecosistema o servicios ecosistémicos, se vuelven invasoras (Mack *et al.*, 2000; Mooney & Hobbs, 2000; Duncan *et al.*, 2003; Pyšek & Richardson, 2010; Vilà *et al.*, 2011; Keller *et al.*, 2015). Las especies invasoras tienen impactos negativos, considerando los efectos ecológicos y funcionales en los ecosistemas, hasta los impactos económicos y en la salud humana. Son de especial preocupación para su manejo aquellas especies que tienen

fuertes efectos negativos en la biodiversidad, que modifican las interacciones entre especies, y en particular que afectan aspectos de salud humana y económicos. Las introducciones pueden variar en tiempo para cada especie y región, aunque más recientemente, debido a la facilidad del transporte y a la globalización del comercio y movimientos, las invasiones se han incrementado.

En las plantas con usos ornamentales, como especies forestales y para la construcción, así como para la producción de aceite de palma, como es el caso de la mayoría de las palmas, los factores que las llevan de un lado a otro son intencionales, a través de su transportación. El movimiento e importación de palmas a México ha ocasionado que algunos individuos se liberen o escapen hacia áreas y ecosistemas naturales en donde no se encontraban anteriormente. Las palmas exóticas constituyen elementos ornamentales importantes, por lo que son propagadas, sembradas y transportadas en México y en la mayor parte de las ciudades del mundo. Asimismo, ha incrementado el uso de estas especies para actividades productivas, como es el caso de la palma africana (*Elaeis guineensis*) que tiene una alta demanda de nuevas plantaciones en el sur del país para la producción de aceite. Esta demanda ha ocasionado que individuos se establezcan en zonas y ecosistemas naturales en donde no se encontraban originalmente. Algunos de estos han desarrollado un comportamiento invasor convirtiéndose en amenazas para la biodiversidad y ecosistemas nativos.

Este reporte se ha enfocado en determinar el potencial invasor de las especies de palmas *Elaeis guineensis*, *Livistona chinensis*, *Phoenix canariensis*, *Ptychosperma macarthurii* y *Rosystonea oleracea* en México. Estas especies de palma deben ser controladas y erradicadas porque según se ha mostrado en la literatura, pueden escapar a áreas naturales afectando la diversidad nativa (como *P. canariensis*, *P. macarthurii*), reducen la abundancia de animales (como aves en cultivos de *Elaeis guineensis*); pueden afectar el nivel freático del agua (como *P. canariensis*); pueden afectar la salud de la población humana por algunas alergias reportadas o producir daños en tejidos por sus espinas (como *P. canariensis*). Se han hecho grandes desmontes y se continúa haciéndolo, para cultivar algunas especies de palmas que tienen un valor comercial importante, lo cual

provoca cambios en los ecosistemas, perdiéndose diversidad y funcionalidad. Por ejemplo, hay una tendencia fuerte de desmontar enormes extensiones de bosques nativos para el cultivo de la palma africana *Elaeis guineensis*. Se ha demostrado que debido a estos desmontes hay una gran pérdida de ecosistemas nativos, de su biodiversidad, funcionalidad y servicios ecosistémicos (i.e hidrología, fertilidad del suelo). Como resultado de estos cambios en el uso de la tierra, a la fecha hay cientos de miles de hectáreas en el sureste de Asia con monocultivos de palma (Koh & Wilcove, 2008).

La erradicación o control de especies invasoras es clave para los programas de restauración y de eliminación de los problemas que estas especies han ocasionado en los sistemas naturales (D'Antonio & Meyerson, 2002). En diversos proyectos de control y erradicación que se han hecho con especies exóticas invasoras, el éxito depende por una parte de la distribución y abundancia que tenga la especie en los sitios invadidos, de los requerimientos ecológicos que requiera para colonizar y expandirse (Bashkin *et al.*, 2003; Abella *et al.*, 2012), de su biología, de la competencia con otras especies, y por otra parte de lo que las normatividades permiten y de las actitudes de la gente (Keller *et al.*, 2015); también de manera relevante depende de los métodos y costos que conlleve la erradicación y el control y del éxito de la restauración, entre otros factores. En conclusión, se debe utilizar el mejor método para la especie y las características del sitio donde se encuentre la especie invasora que se desea controlar y erradicar, cuidando de no impactar los procesos ecológicos ni los servicios ambientales por el método utilizado.

Por otro lado, se requiere un programa de acciones de prevención y restauración ecológica. La erradicación de las especies invasoras depende de la interrelación de factores biológicos, operativos, socio-políticos y económicos (Simberloff *et al.*, 2005; Cacho *et al.*, 2006; Gardener *et al.*, 2010). Pero es mucho mejor que antes de llegar a tener las condiciones que generen los elevados costos por el control y erradicación, antes de tener que tomar decisiones sobre los costos y beneficios de introducir una especie en un país, se tenga un programa de prevención para la entrada o importación de especies que se pueden volver invasoras a un país.

No obstante, si la prevención falla para detener la llegada de especies exóticas invasoras a un ecosistema, se debe tener un programa para lograr una detección temprana y una respuesta rápida para erradicar a esos individuos o población con el fin de que se minimicen los daños a un ecosistema (Wittenberg & Cock, 2001). Nótese en la siguiente figura de la curva de invasión, los tiempos en que es conveniente y posible realizar la erradicación de la especie, los cuales son muy cortos (Fig. 5). Por ello, es muy importante la identificación temprana y una respuesta rápida eliminando a la planta. Y es crítico para ello tener los métodos adecuados, ubicados los requerimientos legales y los recursos económicos para actuar de la manera más rápida posible.

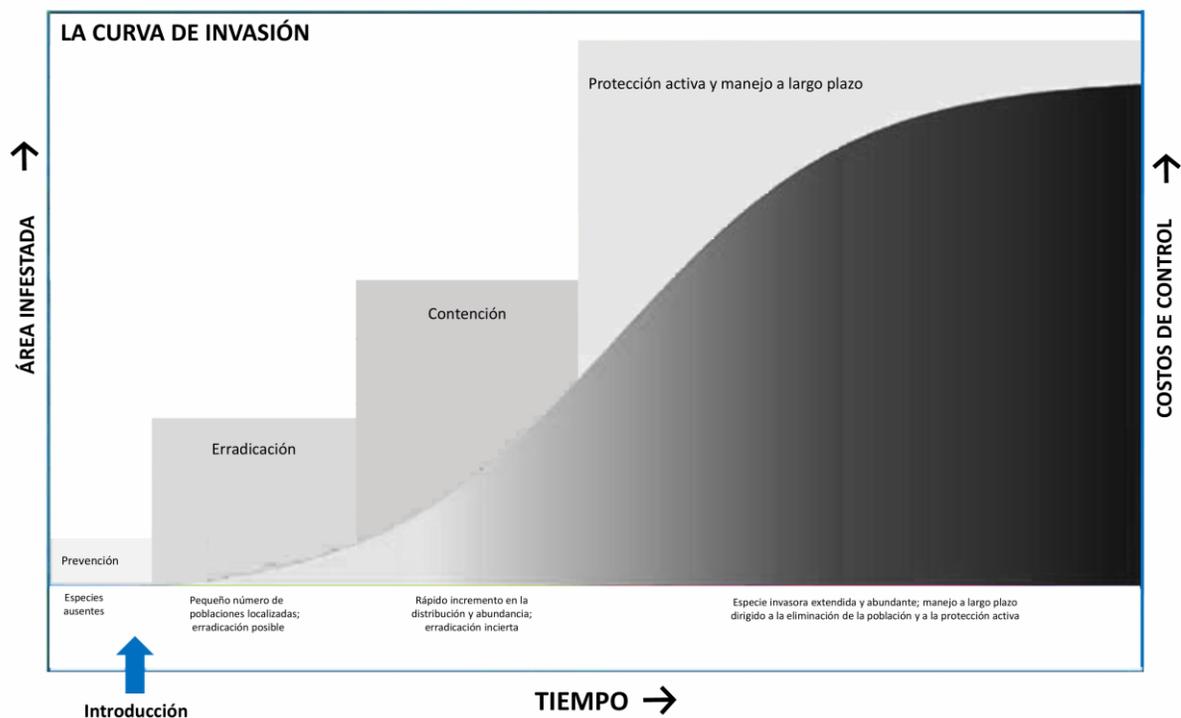


Figura 5. Fases de la curva de invasión Fuente: modificado de Ad Hoc Working Group on Invasive Species and Climate Change, 2014.

Los análisis de riesgo de especies tienen como finalidad, en parte, proveer información para prevenir el ingreso, de manera comercial o intencional, de especies que se pueden volver invasoras. Los análisis de riesgo pueden servir de base en un país, para mejorar y ajustar la normatividad con el fin de que la legislación contemple la regulación y las prohibiciones y actividades cuarentenarias en su caso, antes de permitir su ingreso al país. Debe tenerse con ello contemplado en la ley la forma de proteger a los ecosistemas y la economía de las regiones que se verían afectadas con la entrada de especies que pueden escaparse de las condiciones de cultivo o comercio controlado.

Los análisis de riesgo deben ser lo más rigurosos posibles y repetibles dentro de un país y es deseable que puedan aplicarse los mismos criterios de manera internacional. Por ello, en este trabajo presentamos los análisis de riesgo que han sido hechos y validados por un diseño que permite repetirlo y compararlo entre sitios, con una perspectiva temporal.

Para apoyar la toma de decisiones, se presenta en este reporte la información de la revisión detallada de las especies de palmas exóticas a México, *Elaeis guineensis*, *Livistona chinensis*, *Phoenix canariensis*, *Ptychosperma macarthurii* y *Rosystema oleracea*, así como los resultados de los análisis de riesgo de cada una de ellas. Para ello se presenta la información sobre el estado del conocimiento de los aspectos biológicos, ecológicos, de comercio y de legislación de estas cinco especies de plantas exóticas, cuyas potencialidades de invasión no habían sido evaluadas en el país con un método reconocido y aplicado ya de manera internacional. Para cada especie se hace primero un análisis independiente del conocimiento de los aspectos señalados, revisando la literatura. En segundo lugar, se presenta el análisis de riesgo, y posteriormente se hace la modelación de probabilidad de riesgo de invasión en función de la similitud climática. Asimismo, se incluye un análisis de potencialidades de hibridación entre especies de palmas para las que ya se han hecho estudios genéticos que confirman que ocurre este proceso de hibridación. Finalmente, se dan las recomendaciones pertinentes para cada una de las especies indicadas en función de los resultados de estos análisis. Los resultados del análisis de riesgo y las recomendaciones surgidas se presentan en el apartado respectivo de cada especie.

Ámbito del Análisis de Riesgo

Contexto de la invasión

Las palmas son uno de los grupos de plantas que mayor comercialización han tenido en el mundo. Es uno de los grupos de mayor interés por el humano para usarse como plantas de ornato. Algunas de sus especies también se han comercializado con otros fines, tales como para la producción de aceite de palma, para el consumo de sus frutos (e.g. la palma datilera *Phoenix dactylifera*) e inclusive en la construcción de casas rurales o techos (e.g. *Washingtonia* spp.). Las palmas que se analizan en este reporte *Elaeis guineensis*, *Livistona chinensis*, *Phoenix canariensis*, *Ptychosperma macarthurii* y *Rosystema oleracea* tienen en su mayoría usos ornamentales, son muy apreciadas con este fin. Sin embargo, la

palma de aceite por el precio del producto ha empezado a comercializarse de manera importante en el país, y se tiene un plan para un mayor desarrollo del cultivo en México, al que llaman Roundable Sustainable Palm Oil en México. También tienen otros usos como material para la construcción, medicinales, restauración de ambientes y como alimento humano.

Estos usos han promovido un comercio y movimiento intensos, algunos todavía a la fecha. No obstante, en la actualidad se han iniciado programas para el control y erradicación de algunas especies en algunos sitios de algunos países. Los efectos registrados tienen que ver con procesos de competencia con especies nativas a las que desplaza, y la invasión de zonas donde la gente desarrolla actividades productivas. Dichas afectaciones pueden por tanto provocar cambios en los ecosistemas y en los servicios ambientales que brindan al humano. Los diferentes aspectos de la biología y ecología de cada una de las especies de palmas en este estudio y los usos que la gente les da, se incluyen en el contexto de los análisis de riesgo que se muestran en este informe.

Un ejemplo de la historia de la transportación de especies para introducirlas a otros ambientes para beneficio de la gente es el de la palma de coco (*Cocos nucifera*). Esta especie fue introducida y movilizada entre islas por indígenas desde hace 1,500 años usándola como alimento y para la obtención de fibra, y más actualmente por empresarios europeos que han plantado grandes extensiones para la producción de copra (Young *et al.* 2017). Para desarrollar estos cultivos se desmontaron y destruyeron cientos de miles de hectáreas de bosques lluviosos intactos con el fin de conducir a una conformación de bosques monodominantes de palmas de coco distribuidos ampliamente en ambientes costeros tropicales (Young *et al.*, 2017); la palma de coco se considera ahora una especie invasora en varias islas (Rejmánek & Richardson, 2013). Esta misma tendencia de desmontar enormes extensiones de bosques nativos para el cultivo de palmas, se ha descrito para la palma de aceite (*Elaeis guineensis*), generando una gran pérdida de ecosistemas nativos, de su biodiversidad, funcionalidad y servicios ecosistémicos (i.e hidrología, fertilidad del suelo), con el fin de atender un problema de comercio, de economía y de impuestos (Snaddon *et al.*, 2013; Barnes *et al.*, 2014; Petrenko *et al.*, 2016;

Sumarga *et al.*, 2016). Se espera que el problema empeore en los siguientes años, no se ha logrado un balance entre el desarrollo de estas plantaciones y la disminución de la afectación.

Con respecto al análisis de riesgo, este se basa en el WRA (Weed Risk Assessment) que fue probado en Australia primero y ha sido utilizado y validado en otros países (Pheloung, 1995; Pheloung *et al.*, 1999; con las modificaciones para las condiciones en México basado en Gordon *et al.*, 2010 de acuerdo al Anexo 2 de la convocatoria). El análisis tienen el objetivo de determinar los riesgos de invasión de una especie, con el fin de recomendar se rechace o no su ingreso a un país. Se presenta la justificación y las referencias incluidas para dar respuesta a cada pregunta dentro del análisis de riesgo WRA para cada especie. Los procedimientos así como los valores que se dan para rechazar la entrada de una especie en un país, pueden ser revisados en los Anexo 1. Entre la información que se incluye para cada especie con el fin de que el análisis de riesgo sea más robusto, se encuentran aspectos básicos de la biología de la especie (p. ej. tipo de reproducción, producción, mortalidad, germinación) y de su ecología (formas de dispersión, colonización; potencial de establecimiento), así como su origen y taxonomía; también su distribución tanto en la parte nativa como donde ha invadido; incluimos información sobre su situación en las legislaciones tanto de México como en el mundo. Se consideran las rutas de introducción, los usos y comercialización, los impactos ambientales y a la biodiversidad, a la salud, a las actividades productivas y los económicos. Finalmente, se presenta la información de lo que se conoce sobre su control y mitigación y las formas de manejo.

Se evaluó el riesgo de invasión en México en función de la similitud climática. Para ello, se usó modelación Maxent con relación a los climas en su rango nativo y proyectado a los climas similares donde potencialmente podría establecerse en México cualquiera de las especies presentadas en este documento. Se hizo la proyección usando los climas de a. su rango nativo, b. donde la especie se ha establecido como planta invasora, y c. en Norte América, poniendo énfasis sobre el riesgo en México. Se hizo una modelación adicional incluyendo las distribuciones potenciales de algunas especies de palma sobreponiéndolas

con la de las especies con las que se sabe que hay una potencial hibridación. De esta manera, se generaron los mapas de distribución potencial para cada especie de planta exótica utilizando la modelación Maxent con las variables climáticas a nivel del país y por similitud climática. El método, la ubicación de la base de datos y el procedimiento de la modelación así como el número de registros o tamaño de muestra de entrenamiento y evaluación del modelo para cada especie de palma así como de la posibilidad de hibridación entre las especies para las que se conoce se da este proceso, se pueden consultar en el Anexo 2. Asimismo, los resultados de la contribución relativa e importancia de las variables climáticas a los modelos de Maxent de cada especie en su región nativa, en la zona de invasión a nivel mundial, proyectando para denotar el riesgo para la región de Norte y Centro América en especial con relación a México se presentan también en el Anexo 2.

En 2010 se publica la Estrategia Nacional sobre Especies Invasoras en México, en donde se establecen los objetivos y acciones estratégicas que son necesarios para atender el tema en nuestro país (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010). En el mismo año, se modifican la Ley General de Vida Silvestre y La Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente para incluir el término “especie exótica invasora” y determinar las acciones legales que se deben de llevar a cabo en México en relación a este problema (LGVS, 2018; LGEEPA, 2018). Añadido a estas modificaciones el 6 de diciembre de 2016 se publicó en el Diario Oficial de la Federación (DOF, 2016) la lista oficial de especies invasoras para México.

La CONABIO ha identificado la necesidad de desarrollar Análisis de riesgo detallados enfocados a aquellas especies que son de alto riesgo, pero que también representan un beneficio económico o comercial; de tal manera que esta información permita a las autoridades tomar las mejores decisiones de manejo.

Por lo anterior, se realizaron los *Servicios de consultoría para la elaboración de análisis de riesgo detallados para especies invasoras de alto riesgo para México: **Análisis de riesgo de cinco especies de palmas con potencial invasor en México (IC-2019-11)***, haciendo un análisis de riesgo basado en la revisión detallada individual del conocimiento de las cinco

especies de palmas con potencial invasor en México.

Consideraciones sobre el punto de Control y mitigación

Se han desarrollado protocolos para el control, eliminación y erradicación de especies exóticas invasoras en algunos países. Estos protocolos son aplicables en términos generales, pero es necesario tener en cuenta las particularidades de cada una de las especies a tratar (i.e. su biología, hábitat donde se pretende hacer el control, la biodiversidad asociada). Dependiendo de la edad de la palma, de su estructura, ubicación, densidad y sus hábitos de crecimiento se podría determinar el control que fuera más eficiente. Para lograr la erradicación, o sea eliminarlas a largo plazo, se sugiere integrar o combinar al menos dos métodos de control (Gouldthorpe, 2008).

Al llevar a cabo un control de especies invasoras, se deben considerar ciertos aspectos como:

- Tamaño, densidad y especie que produce la infestación
- Objetivos a corto y largo plazo del proyecto
- Accesibilidad y tipo de sitio infestado
- Tipo y cantidad de vegetación presente que sea endémica, nativa o deseable

Los seis pasos fundamentales que sugiere el manual para control compilado en Australia (Gouldthorpe, 2008) se presentan a continuación.

- 1. Definir la maleza, las áreas problemáticas y las prioridades*
- 2. Determinar las opciones de control*
- 3. Desarrollar un plan financiero*
- 4. Llevar a cabo el control de la especie objetivo*
- 5. Monitorear el progreso*
- 6. Hacer un seguimiento desde el inicio, anual*

Aunque el procedimiento no fue hecho para cada una de las especies tratadas en este informe, se recomienda seguir los seis pasos fundamentales que sugiere el manual para control de otro árbol invasor (*Tamarix*) compilado en Australia (Gouldthorpe, 2008).

Existen diferentes tipos de control que se han usado en la eliminación, se debe elegir el más efectivo y conveniente para la especie que se vaya a controlar; se pueden inclusive usar 2 o más métodos distintos. Los métodos de control son:

- *Control manual*: se limita al control con herramientas de mano.
- *Control mecánico*: para el control mecánico se puede usar maquinaria pesada, tractores y retroexcavadoras.
- *Control mecánico mediante la trituración agregando herbicida*
- *Control mecánico mediante el corte de tallos y agregando herbicida*
- *Control biológico*: se busca el control biológico comercial más exitoso
- *Control químico*: se determina la eficacia y la idoneidad de varios herbicidas y las técnicas de aplicación.
- *Control de quema*: Los escombros cortados se apilan en los tocones y entonces se queman.
- El monitoreo, la prevención, la detección temprana y la erradicación local es el enfoque más eficaz para el control de una especie invasora que es complicada de erradicar. La detección y control de manera temprana es fundamental, ya que se logra un dominio efectivo en condiciones favorables (Sheley *et al.*, 1996; Lovich, 2000; Gouldthorpe, 2008).
- Se recomienda seguir los siguientes pasos para su control y erradicación en caso de necesitarse (Gouldthorpe, 2008). Es importante señalar que varios de estos pasos probablemente no aplicarían directamente a un país como México porque al presente no existen planes detallados ni programas locales, regionales ni nacionales para erradicar a estas especies invasoras. Sin embargo, la parte técnica y de organización son importantes para su consideración y ejecución, pues permitirán hacer el control y erradicación más efectivos en México en el dado caso de realizarse el control de la especie.

1. *Definir la maleza, las áreas problemáticas y las prioridades*: Se mapea el área infestada, utilizando toda cartografía y mapas actuales e históricos (de existir). Posteriormente, se identifica el tipo de vegetación donde

ocurre la infestación y se categoriza, por ejemplo en: baja, mediana, alta. Para ubicar las zonas y los problemas se usa un Sistema de Información Geográfica (SIG), y se ordenan las zonas de acuerdo a los problemas; entonces se prioriza de acuerdo al tipo de infestación y la mejor forma en que se pueden controlar los parches de la especie (los cuales pueden ser: a. árboles individuales en áreas limpias; b. infestaciones pequeñas, remotas o fáciles; c. infestaciones aguas arriba; d. infestaciones en contra del viento; e. infestaciones principales, graves). En este paso se debe considerar cuáles son las responsabilidades que tiene ante la ley el grupo que controlará, los vecinos y la comunidad, con respecto a esta especie invasora. Finalmente, considerar las prioridades y planes locales y regionales con respecto a la erradicación de la especie.

2. *Determinar las opciones de control:* Se debe determinar el equipo y maquinaria que estén disponibles, así como la mano de obra con que se contará con el fin de determinar las opciones de manejo. Para determinar los permisos necesarios, se deben investigar las restricciones en la legislación para la limpieza de tierras con respecto a las especies, en el uso de herbicidas y fuego, así como con respecto a las normas para la protección de especies amenazadas, del patrimonio cultural y de obras fluviales. En caso de que el control se lleve en vías fluviales, se debe consultar con expertos sobre la morfología del cuerpo de agua e identificar los posibles impactos de perturbaciones mecánicas en bancos y canales. Con ello decidir qué métodos se utilizarán para el control inicial, seguimiento y monitoreo de la especie.
3. *Desarrollar un plan financiero:* Se deben estimar los costos del manejo de cada infestación, para lo que se incluirán los costos del trabajo y de la mano de obra. Se debe hacer un presupuesto lo más estricto posible a corto y largo plazo, sobre todo cuando se trata de grandes costos.

Identificar si hay incentivos financieros, subvenciones, préstamos a bajo interés o programas de apoyo laboral disponibles para ayudar en este tipo de actividades. Finalmente, tener en cuenta el costo del seguimiento en el futuro, lo cual a menudo es subestimado.

4. *Llevar a cabo el control de malas hierbas*: Es importante evitar la propagación de la especie objetivo mediante la limpieza de maquinaria después de realizar control. Considerar que diferentes opciones de control pueden ser efectivas en diferentes estaciones, por lo que se deben contemplar las condiciones climáticas durante el control; se debe equilibrar esta situación con la disponibilidad de tiempo y de la mano de obra. Preparar un cronograma para el control de *A. indica* durante los siguientes cinco años.

5. *Monitorear el progreso*: Trazar el progreso en el mapa generado (desde el paso 1) y registrar lo realizado con detalle. Verificar anualmente las áreas tratadas para evitar rebrotes, o de acuerdo a como lo vaya mostrando el monitoreo. Inspeccionar regularmente sitios para detectar nuevos brotes. Documentar los costos de control y evaluar la efectividad de cada método. Tomar fotos en el mismo punto a lo largo del tiempo, para mostrar el progreso logrado por el control de malezas.

6. *Hacer un seguimiento desde el inicio*: Hacer un seguimiento anual en los sitios controlados, o según lo indique el monitoreo realizado. Usar el método de seguimiento más adecuado para cada situación.

Lo más deseable como método es realizar un programa de prevención.

A continuación se presenta la información para cada una de las especies de interés en este reporte relativo al conocimiento de las cinco especies de palmas con potencial invasor en México.

Elaeis guineensis

1. Introducción

Elaeis guineensis es una palma nativa de África que ha sido introducida en diversas partes de Europa y América. En África ha sido usada como fuente de alimentos, medicinas y fibras, cosechándolas tanto de individuos silvestres como de aquellos cultivados en bosques mixtos de la palma con otras especies de bosque (Bhagwat & Willis, 2008). En América tropical es el cultivo perenne más importante como fuente de aceite vegetal (Zona, 2000a). Se están haciendo propuestas para hacer plantaciones a gran escala en México para la producción de aceite de palma. Ha sido ampliamente introducido en un gran número de países desde 1911 que inició en Indonesia el cultivo con semillas traídas de África. Se ha introducido y establecido en 75 países e islas. En México se ha registrado en cinco estados. *E. guineensis* se incluye en el Compendio Global de Malezas (Randall, 2012), se considera un árbol invasor (Richardson, 2011).

1.1 Taxonomía

***Elaeis guineensis* Jacq.**

Reino: Plantae

División: Tracheophyta

Clase: Equisetopsida C. Agardh

Subclase: Magnoliidae Novák ex Takht.

Superorden: Liliales Takht.

Orden: Arecales Bromhead

Familia: Arecaceae Bercht. & J. Presl.

Género: *Elaeis*

Especie: *Elaeis guineensis* Jacq.

1.1.1 Sinónimos

Elaeis guineensis subsp. *nigrescens* (Jacq.) A. Chev.

Elaeis dybowskii Hua

Elaeis guineensis var. *albescens* Becc.

Elaeis guineensis f. *androgyna* A.Chev.

Elaeis guineensis var. *angulosa* Becc.

Elaeis guineensis f. *caryolitica* Becc.

Elaeis guineensis var. *ceredia* A.Chev.

Elaeis guineensis var. *compressa* Becc.

Elaeis guineensis f. *dioica* A.Chev.

Elaeis guineensis f. *dura* Becc.

Elaeis guineensis f. *fatua* Becc.

Elaeis guineensis var. *gracilinux* A.Chev.

Elaeis guineensis var. *idolatrix* A.Chev.

Elaeis guineensis var. *intermedia* A.Chev.

Elaeis guineensis var. *leucocarpa* Becc.

Elaeis guineensis var. *macrocarpa* A.Chev.

Elaeis guineensis var. *macrocaria* Becc.

Elaeis guineensis var. *macrophylla* A.Chev.

Elaeis guineensis var. *macrosperma* Welw.

Elaeis guineensis var. *madagascariensis* Jum. & H.Perrier

Elaeis guineensis var. *microsperma* Welw.

Elaeis guineensis var. *pisifera* A.Chev.

Elaeis guineensis f. *ramosa* A.Chev.

Elaeis guineensis var. *repanda* A.Chev.

Elaeis guineensis var. *rostrata* Becc.

Elaeis guineensis f. *semidura* Becc.

Elaeis guineensis var. *sempernigra* A.Chev.

Elaeis guineensis var. *spectabilis* A.Chev.

Elaeis guineensis f. *tenera* Becc.

Elaeis guineensis subsp. *virescens* A.Chev.

Elaeis madagascariensis (Jum. & H.Perrier) Becc.

Elaeis melanococca Gaertn.

Elaeis melanococca var. *semicircularis* Oerst.

Elaeis virescens (A.Chev.) Prain

Palma oleosa Mill.

1.1.2 Nombres comunes

Español: Palma africana, palma de aceite, palma africana de aceite, palma aceitera, corajo de guinea (León, 2000; León *et al.*, 2006; González-Oliva & González-Torres, 2015).

Inglés: African oil palm, wild oil palm, guinea oil palm, oil palm (Duke, 1983; Orwa *et al.*, 2009).

1.2 Descripción

Elaeis guineensis es una palmera monoica, de tallo único, erecta, que llega a medir 15 a 30 m de altura; el tallo es cilíndrico de 15 a 75 cm de diámetro; en palmas jóvenes el tallo está cubierto con la base de los peciolo, pero en plantas de más de 10-12 años de edad el tallo es liso. Tiene una corona terminal de 40-50 hojas pennadas (penninervias), las hojas miden más de 8 m de largo; las hojas juveniles son lanceoladas y enteras, gradualmente se vuelven pinnadas, hojas maduras dísticas, paripinnadas; el peciolo mide de 1 a 2 m de largo, es espinoso-dentado en el borde, la base está sujeta al tallo; foliolos lineales de 35 a 65 cm de largo y de 2 a 4 cm de ancho; los segmentos alrededor de 1.20 m, ápices agudos o con dos hendiduras; cada hoja puede tener hasta 376 foliolos (Marquís, 1908; IACI, 1910; León, 2000; Zona, 2000a).

Sus raíces son cilíndricas y tienen protuberancias o neumatóforos. Una palma adulta

puede tener hasta 10,000 raíces primarias, miden de 5 a 10 mm de diámetro y aproximadamente 5 m de longitud, y pueden alcanzar 3 m de profundidad. Las raíces primarias dan lugar a las raíces secundarias, éstas a terciarias e incluso puede tener raíces de cuarto orden. Después de la fase juvenil de transición se pueden identificar 8 tipos de raíces: raíces primarias verticales y horizontales, raíces secundarias horizontales, raíces secundarias verticales de crecimiento ascendente y de crecimiento descendente, raíces terciarias superficiales y profundas, y raíces cuaternarias (Jourdan & Rey, 1997; León, 2000).

Las inflorescencias dentro de la corona de hojas, son panículas densas con 1 orden de ramificación, parcialmente ocultas por las bases de las hojas, Las inflorescencias son unisexuales, axilares, pedunculadas, siendo los pedúnculos cortos. Produce inflorescencias masculinas y femeninas separadas sobre la misma palma. La inflorescencia femenina o pistilada es una espiga, cubierta al principio por dos espatas y protegida en la base por 5 a 10 brácteas duras y puntiagudas de hasta 15 cm de largo; la espiga es sostenida por un pedúnculo al raquis grueso que se encuentra en el centro, en el que van insertadas numerosas ramillas o espiguillas (hasta 150 por inflorescencia), cada uno con 10 a 20 grupos de flores, dispuestas en espiral; cada espiguilla también lleva dos flores masculinas no funcionales. Cada flor es cubierta en la base por una bráctea dura y aguda; bráctea perpendicular leñosa, dividiéndose abaxialmente, las raquillas gruesas con ápices rígidos. La flor es subglobosa, los sépalos se dividen en dos verticilos, durante la antesis son blancas con áreas verdosas; el ovario es tricarpelar y tiene en cada lóculo un óvulo basal; termina en un estigma trífido, cuyas ramas se arquean hacia afuera, con la superficie interna cubierta con papilas. La inflorescencia masculina o estaminada está formada por un eje central erecto y delgado, con numerosas ramillas (dedos), cilíndricas y largas, de 5 a 20 cm de longitud, que terminan en un ápice duro y punteado; cada inflorescencia tiene de 100 a 300 ramillas con un total de 500 a más de 1,500 flores masculinas (estaminadas), que se insertan en espiral directamente en el raquis de la ramilla, y miden de 3 a 5 mm de largo; el perianto de la flor masculina se compone de 6 tépalos, 3 sépalos imbricados, libres, 3 pétalos imbricados, libres también, el anillo estaminoidal con 6 marcas cortas, 1

pistilo con 3 óvulos, 3 estilos indistintos, 3 estigmas. Tres tépalos externas, oblongas, amarillentas y tres internas más anchas y suaves; los estambres están colocados en un tubo y hacia el centro de este aparecen los rudimentos del ovario; las anteras se abren longitudinalmente y producen polen en abundancia, con olor a anís (Marquís, 1908; León, 2000; Adam *et al.*, 2005).

El fruto es una drupa, ovoide, con un epicarpio liso, duro y brillante, madurando de verde a rojo o negro, exocarpo amarillo-naranja; el mesocarpo es una masa amarillenta de parénquima rico en aceite, recorrido por fibras y haces vasculares. El endocarpo grueso, negro, óseo, de tres lados, con tres poros de germinación. El fruto mide de 3 a 5 cm de largo y de 2 a 3 cm de ancho, es de color oscuro; madura en 5 meses (Marquís, 1908; IACI, 1910; León, 2000).

1.3 Biología e historia natural

1.3.1 Biología

Elaeis guineensis es nativa de África. La mayor variación genética de esta especie se encuentra en Nigeria y en el oeste de Camerún; hay evidencia fósil de que el Delta del Niger es con seguridad el centro de origen de la palma africana (PROTA4U, 2016). Esta palma es heterocigota, presentando células diploides ($2n=32,36$) (Duke, 1983).

La palma *E. guineensis* se separa en 3 variedades, de acuerdo al grosor del endocarpo del fruto (León, 2000; CABI, 2019a):

- ✓ *Pisifera*: palma homocigoto, sin endocarpo duro, mesocarpo menos grueso que las otras variedades; su fruto es más pequeño.
- ✓ *Dura*: homocigoto, endocarpo relativamente grueso de 5 a 9 mm. Tiene frutos más grandes.
- ✓ *Tenera*: heterocigoto, endocarpo relativamente delgado de 0.5 a 5 mm. Es cruce

entre las variedades Dura x Pisifera. Tiene mayor porcentaje de aceite que las otras variedades, por lo que es preferido como material de siembra.

Se separa a veces una cuarta variedad, pero actualmente está clasificada dentro del grupo *Dura*.

La reproducción de *E. guineensis* sólo es por semillas (Martine *et al.*, 2009). Esta palma aceitera empieza a desarrollar inflorescencias hacia los 32-36 meses después de haber germinado, mostrando una inflorescencia visible. Alcanza por tanto su desarrollo para reproducirse cerca de 3 años (Adam *et al.*, 2005), aunque también se ha indicado que pueden ser entre 3-5 años (CABI, 2019a). A los cinco años desarrolla los frutos; la fructificación se incrementa a los 10 años y continúa fructificando por más de 20 años. Los frutos tardan cinco meses en madurar después de la polinización (IACI, 1910).

La floración en Norteamérica, rango de introducción, ocurre en primavera-verano (Zona 2000a).

La infrutescencia tiene de 500 a 3,000 frutos juntos en racimos de 6 a 8 frutos o incluso de 25 (Marquís, 1908; Hardon *et al.*, 2001). Cada fruto contiene normalmente una sola semilla; raramente produce 2 o más semillas (PlantFile, 2019a). Su semilla es recalcitrante, sensible a la deshidratación. La germinación inicia con la aparición de un botón blanco y en cuatro semanas se desarrolla a plántula (Van der Vossen & Umali, 2001).

En condiciones naturales favorables el proceso de germinación de *E. guineensis* puede ocurrir entre 1 y 3 años, con una tasa de germinación baja por la latencia que tiene, ya que el endocarpio tiene una consistencia dura y densa que no le permite a la semilla la absorción de oxígeno, evitando el alargamiento del embrión (Hussey, 1958; Martine *et al.*, 2009; Green *et al.*, 2013). A este respecto, se ha descrito que bajo condiciones naturales en su rango nativo, África Occidental, a temperaturas promedio en el suelo de 25-30°C, la germinación de la semilla de la palma africana puede llevar años, es esporádica y tiene una tasa muy baja (Hussey, 1958). En temperaturas de ambientes tropicales, elevadas (e.g. 27°C), la viabilidad de la semilla se pierde entre 9 a 12 meses (Van der Vossen & Umali, 2001; Martine *et al.*, 2009). Cuando se han hecho tratamientos térmicos continuos,

experimentales o de cultivo, se ha registrado hasta 50% de germinación a temperaturas de tratamiento de 38-40°C, ya sean semillas extraídas de las nueces (fruto) o las nueces; la germinación se produce a los pocos meses, hasta 6 meses (Hussey, 1958). Lo anterior, debido a que las semillas tienen dormancia, por lo que se requieren temperaturas iguales o superiores a 35°C para que germinen (CABI, 2019a).

Se realizó un estudio de germinación de *E. guineensis* de la variedad *Dura* en Costa de Marfil, con diferentes periodos de almacenamiento. Se dividieron las semillas en tres lotes; el primer lote con semillas frescas, sin almacenamiento, presentaron el 55.39% de germinación; el segundo lote con semillas almacenadas 3 meses, tuvieron el 45.78%; y el tercer lote con semillas almacenadas 6 meses, con el 38.68% de germinación. Para romper la latencia todas las semillas fueron sometidas a temperaturas de 40°C; se hicieron pruebas de calor con diferentes días de duración: las semillas sometidas a 40 días de calor, tuvieron 38.85% de germinación; con 60 días de calor, 56.03% de las semillas germinaron; y 44.96% de las semillas germinaron bajo 80 días de calor (Martine *et al.*, 2009). Asimismo, en el rango introducido de *E. guineensis* se hicieron pruebas de germinación de semillas producidas en el Amazonas, Brasil. Todas las semillas fueron sometidas a 40°C, a periodos de 40, 50, 60 y 80 días de calor también; la máxima tasa de germinación fue a los 45 días con el 70% de germinación y a los 80 días con el 84% de germinación (Green *et al.*, 2013). O sea, que a diferencia de las semillas de plantas en su rango nativo donde hay un óptimo a los 60 días, en las plantas en rango de invasión caluroso, germina un mayor porcentaje de semillas mientras más días de calor están en tratamiento.

El crecimiento promedio de la palma aceitera es de 30-60 cm de altura por año, aunque hay palmas aceiteras que crecen entre 40-75 cm por año (León *et al.*, 2006). El follaje de esta palma determina el rendimiento, ya que cada hoja corresponde a una inflorescencia (León, 2000).

La transpiración de la palma africana, bajo condiciones de cultivo es de 1.15 mm H₂O/ha por día (Bayona-Rodríguez & Mauricio-Romero, 2016). Una vez que la planta se establece tiene un requerimiento muy elevado de agua y durante periodos secos responde a un riego profundo ocasionalmente (PlantFile, 2019a).

Esta especie de palma puede llegar a vivir hasta más de 100 años (Adam *et al.*, 2005).

La hibridación interespecífica entre *Elaeis guineensis* x *E. oleifera*, produce híbridos de porte bajo, pero que tienen mejor calidad de aceite y mayor resistencia a enfermedades; presentan cierto grado de infertilidad (Jones & Hughes, 1989; León, 2000). En Ecuador, la marchitez sorpresiva es una enfermedad que está afectando a estos híbridos interespecíficos (Asipuela-Haro *et al.*, 2017).

Partes de la planta



a) Racimo de inflorescencia macho, visitado por abejas. Autor: Scamperdale^{CC}.



b) Racimos de inflorescencia. Autor: Bishnu Sarangi^{DP}.



c) Racimo de frutos maduros. Autor: Reinaldo Aguilar^{CC}



d) Racimos de frutos maduros. Autor: Cayambe^{CC}.

Figura 6. Inflorescencias y racimos de frutos de *Elaeis guineensis*. (a-d) ^{CC}= Creative commons, ^{DP}= Dominio público.



a) Fruto maduro de *E. guineensis*. Autor: Carrieseltzer^{CC}.



b) Fruto mostrando el mesocarpio, endocarpio y la semilla. Autor: Victor Barro^{CC}.

Figura 7. Frutos y semillas de *Elaeis guineensis*. (a, b) ^{CC}= Creative commons.



a) Fruto maduro. Autor: Tristantan^{DP}.



b) Semilla sin la pulpa de fruto. Autor: LiChieh Pan^{CC}.



c) Semilla sin la pulpa de fruto. Autor: LiChieh Pan^{CC}.

Figura 8. Frutos y semillas de *Elaeis guineensis*. En c y d se denota una semilla sin la pulpa; ^{CC}= Creative commons, ^{DP}= Dominio público.



a) Hojas compuestas de *E. guineensis*. Autor: Orousse^{CC}.



b) Hojas y copa de *E. guineensis*. Autor: Bárbol^{CC}.



c) Ramas y copa de la palma aceitera. Autor: LiChieh Pan^{CC}.

Figura 9. Hojas y ramas de *Elaeis guineensis*. ^{CC}= Creative commons



m) Ramas de *E. guineensis*. Autor: Yercaud-elango^{CC}.



n) Ramas secas de *E. guineensis*. Autor: Forest & Kim Starr^{CC}.

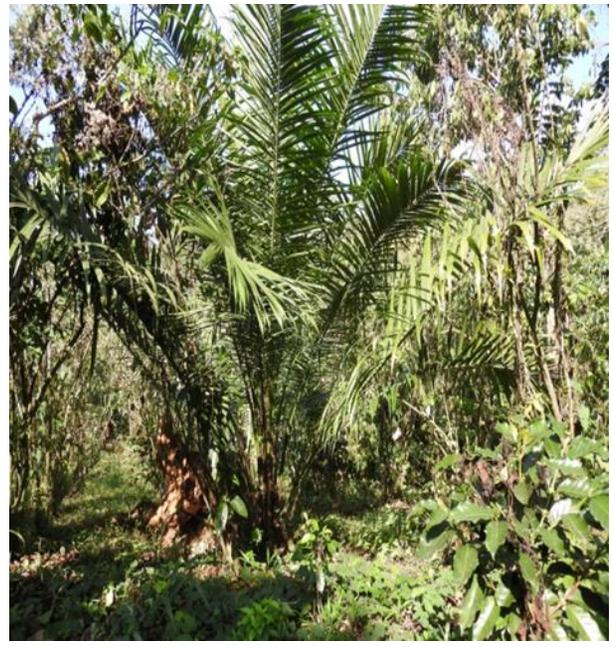


o) Tronco de *E. guineensis*. Autor: LiChieh Pan^{CC}.

Figura 10. Ramas y tronco de *Elaeis guineensis*. En el tronco se muestran las cicatrices. ^{CC}= Creative commons.



a) Plántula de palma africana. Autor: natureloveyou.sg^{PA}.



b) Palma juvenil, espécimen en jardín botánico de Alemania. Autor: Daderot^{DP}.



c) Palma *E. guineensis* juvenil. Autor: Ebyn Saenz Garcia^{CC}.



d) Palma adulta de *E. guineensis*. Autor: Daderot^{DP}.

Figura 11. Fenología de la palma *Elaeis guineensis*. En el tronco se muestran las cicatrices. ^{CC}= Creative commons, ^{PA}= Permiso académico, ^{DP}= Dominio público.

1.3.2 Ecología

La palma africana *Elaeis guineensis* originalmente se desarrolla en los trópicos húmedos, en las tierras bajas (Duke, 1983; CABI, 2019a). Crece generalmente asociada a condiciones húmedas y semi-sombreadas; se le encuentra en las orillas de cursos de agua, orillas de lagos, valles húmedos, pantanos, llanuras aluviales, franjas de bosques, principalmente bosques atípicos, como un mosaico de sabana (Zeven, 1972; Orwa *et al.*, 2009). En bosques altos no se desarrolla bien y llega a morir (Zeven, 1972). En su rango nativo en África Occidental, crece espontáneamente en sitios húmedos y abiertos. Prefiere los sitios abiertos soleados, y es sensible a las sequías y heladas (PlantFile, 2019a). En Costa de Marfil, las plantaciones de *E. guineensis* crecen en un clima subtropical húmedo (Jourdan & Rey, 1997; Hala *et al.*, 2012). En el Congo y Nigeria forma rodales puros a orillas de ríos y durante algunos meses crece en el agua (Zeven, 1972; León, 2000). Se adapta a una amplia variedad de tipos de vegetación y de suelo, ocurriendo en sabanas abiertas, en bosques secundarios y persiste en granjas y zonas barbechadas (Cosiaux *et al.*, 2016), presentándose en bosques subtropicales secos a los tropicales secos y bosques húmedos (Duke, 1979; 1983). Tanto en su rango nativo como introducido es una especie considerada de sucesión, porque crece en bosques talados o quemados y en hábitats abiertos (Orwa *et al.*, 2009).

Crece en casi cualquier tipo de suelo, que no sea excesivamente arenoso, rocoso o pantanoso, pero que tenga agua disponible (IACI, 1910; Duke, 1983). También usa suelos arcillosos en zonas aluviales costeras marinas, suelos de origen volcánico, arenas ácidas y en general suelos aluviales costeros (Duke, 1979). En su rango de introducción se establece en distintos tipos de suelo, por ejemplo en Colombia, crece en un suelo con fertilidad de alta a moderada, con texturas medias a finas (Gómez-López, 2010); en Venezuela, el tipo de suelo es Udic Paleustults franco arenoso (León *et al.*, 2006); en Ecuador, el suelo donde se encuentra es inceptisol, con un pH de 6-8 (Thurber & Morales 2017). Por lo anterior, para establecer cultivos de esta palma se recomienda se haga en suelos aluviales, cercanos a ríos, volcánicos y marinos. Crece idóneamente en suelos con pH de 4-6, aunque tolera pH menores de 3.5. No soporta la sequía por periodos muy

prolongados, aunque soporta un máximo 4 meses con menos de 60 mm de lluvia al mes (Gómez-López, 2010; Sandoval-Esquives, 2011).

Esta especie de palma es nativa de áreas con precipitaciones anuales de 1,780 a 2,280 mm. La temperatura media máxima es de 30-32°C y una temperatura media mínima de 21-24°C (Duke, 1979; 1983). Se ha determinado que prefiere sitios con temperaturas promedio anual de 18 a 32°C (IACI, 1910; Sandoval-Esquives, 2011) y que las plántulas detienen su crecimiento por debajo de los 15°C (Duke, 1979; 1983).

En condiciones de cultivo, *E. guineensis* presenta una amplia tolerancia a condiciones ambientales, ya que crece bien en áreas entre 300-400 msnm, con precipitación anual de 1,000 mm, aunque puede soportar hasta 6,000 mm de lluvia anual. Es decir, incrementa su tolerancia en sitios con altas precipitaciones. En Costa de Marfil, parte de su rango nativo, las plantaciones de *E. guineensis* crecen en sitios a 80 msnm con promedio anual de lluvia de 1,400-1,500 mm y temperaturas promedio de entre 24-28°C (Jourdan & Rey, 1997; Hala *et al.*, 2012). En regiones de su rango de introducción, como Santander, Colombia, una plantación de palma africana está a 140 msnm, con una temperatura promedio de 32°C (Bayona-Rodríguez & Mauricio-Romero, 2016). También en Colombia, en María la Baja, a 14 msnm, hay plantaciones comerciales de esta palma, donde la temperatura promedio es de 27°C, y una precipitación anual de hasta 2,300 mm (Gómez-López, 2010). En Monagas, Venezuela, una plantación de esta palma aceitera se encuentra a 30 msnm, en un clima ligeramente húmedo y cálido, con temperatura promedio de 28°C y precipitación anual de 1,340 mm (León *et al.*, 2006). En Pueblo Viejo, Ecuador, una plantación se encuentra a 20 msnm, con un clima tropical megatérmico semi-húmedo, con precipitación promedio anual de 1,794 mm, y temperatura promedio anual de 27°C (mínima 17° C, máxima 34°C) (Thurber & Morales, 2017). En La Alianza, Mapastepec, Chiapas, México, hay plantaciones de palma africana que se encuentran a 25 msnm, con un clima cálido húmedo, con temperatura promedio anual de 26.5°C y precipitación promedio de 2,000 mm en mayo y octubre, y de 100 mm de noviembre a abril (Velázquez-González *et al.*, 2013).

La palma africana es de polinización cruzada, principalmente polinizada por insectos, por lo que es entomófila (Duke, 1983; Hala *et al.*, 2012). También puede ocurrir polinización por el viento, pero es menos común que por insectos (Barcelos *et al.*, 2015). En su rango nativo, en Costa de Marfil, los insectos más comunes en inflorescencias, tanto masculinas como femeninas, son *Elaeidobius sp.*, *Microporum sp.*, *Prosoestus sp.* y *Atheta burgeoni*; los insectos más abundantes en las inflorescencias femeninas son *Elaeidobius kamerunicus* y *Prosoestus sp.*; los insectos con menor frecuencia de visita a las inflorescencias femeninas son *Gabrius sp.*, *Thrips sp.*, *Anthocoride sp.*, *Lithargus sp.*, y las abejas, *Nomia sp.* y *Apis mellifera* (Hala *et al.* 2012). Por otro lado, en su rango de introducción, en Malasia, en un estudio se encontraron 1,426 insectos polinizando las inflorescencias de la palma africana, de las que 4.5% se encontraban en inflorescencias femeninas; 88% de los insectos correspondieron a *Apis florea*, *Apis indica*, *Apis dorsata* y *Trigona laeviceps* (Pesson & Louveaux, 1984). En Malasia, Indonesia, Papúa Nueva Guinea introdujeron el insecto *Elaeidobius kamerunicus* proveniente de África con el fin de que realizara la polinización de las inflorescencias ya que les interesaba el cultivo (Van der Vossen & Umali, 2001).

Las aves y algunos mamíferos pequeños consumen los frutos y los dispersan (Zona, 2000a; Howard & Ziller, 2008).

En cuanto a las principales plagas que se han reportado para la palma africana en su rango nativo, en África Occidental, se encuentra *Coelaenomenodera elaeidis* (un minador de hojas) y el gorgojo *Rhynchophorus phoenicis*. La principal enfermedad de la palma africana y que solo la afecta en esta región, es el marchitamiento vascular causado por el hongo patógeno *Fusarium axysporum* f. sp. *elaeides* (Van der Vossen & Umali, 2001). En su rango de introducción, en Malasia e Indonesia, los insectos que se encuentran en las plantaciones de esta palma, son gusanos de bolsa como *Cremastopsyche pendula*, *Mahasena corbetti* y *Metisa plana*, y orugas como *Darna trima* y *Setora nitens*; la enfermedad más importante es la podredumbre basal causada por el hongo *Ganoderma sp.* (Van der Vossen & Umali, 2001). En el continente americano los insectos dañinos de la palma africana son las orugas defoliadoras *Darna metaleuca* y *Sibine fusca*, la oruga

minera *Sagalassa valida*, y el escarabajo rinoceronte *Strategus aloeus*. Las enfermedades más graves en centro y sudamérica son la pudrición del cogollo, provocada por el oomiceto *Phytophthora palmivora* y la marchitez sorpresiva, causado por un flagelado protozoario *Phytomonas staheli* (Van der Vossen & Umali, 2001; SENASICA, 2016; Asipuela-Haro *et al.*, 2017).

Existen programas de hibridación con *Elaeis guineensis* y *E. oleifera* cuyo objetivo es mejorar el rendimiento y la calidad del aceite que producen ambas especies; estos programas incluyen ciclos de reproducción y selección clásicos, y se exploran métodos biotecnológicos de hibridación para acortar los tiempos de producción de variedades, y para aumentar la eficiencia de selección (Ithnin *et al.*, 2011; Ojeda *et al.*, 2017). Los híbridos de estas especies producen bajas cantidades de polen y la tasa de viabilidad es baja también (Meléndez & Ponce, 2016).

1.3.3 Especies con las que *Elaeis guineensis* puede hibridar

El género *Elaeis* se integra por dos especies, *E. guineensis* y *E. oleifera*. Su distribución es disyunta en África y Centro-Sudamérica, respectivamente. A pesar de esta separación geográfica las dos especies hibridan con facilidad. *E. oleifera* se distribuye desde Honduras a Panamá, las Guyanas, la cuenca del Amazonas y la porción caribeña de Colombia y Venezuela (Montúfar *et al.*, 2018). No existen especies nativas del género en México.



a) Helechos en las ramas secas del tronco. Autor: Peter Kirkland – www.plantfile.com^{PA}.



b) Helechos en las ramas secas del tronco. Autor: Peter Kirkland – www.plantfile.com^{PA}.

Figura 12. Interacciones, palma *Elaeis guineensis* con helechos creciendo sobre ella. ^{PA}= Permiso académico.

1.4 Estatus

Elaeis guineensis se distribuye en su región nativa desde la región guineana hasta el Río Senegal, al sur hasta Angola y al este hasta el Lago Alberto (León, 2000). Se ha introducido y establecido en 75 países e islas, incluido México, donde se tienen registros en 5 estados. Hay 7 países e islas que la consideran especie invasora. *E. guineensis* se incluye en el Compendio Global de Malezas (Randall, 2012), se considera un árbol invasor (Richardson, 2011). Se encuentra en las listas de especies invasoras de EUA como una maleza nociva introducida en Florida y en algunas islas del Pacífico y exceptuando a Hawaii (USDA-NRCS, 2012; <https://plants.sc.egov.usda.gov/core/profile?symbol=ELGU>). En algunos sitios de Florida se presentan individuos que han escapado al ambiente natural (Zona, 2000a). Se le considera como una planta de interés para cultivo y para comercio forestal; crece sobre todo en zonas tropicales y subtropicales. Es una planta que puede escapar de cultivos y puede afectar a otros cultivos; es una maleza escapada de cultivo, naturalizada, invasora, para la que se recomienda cuarentena (Randall, 2012).

1.4.1 Distribución nativa

Es nativa de África, de Angola, Benín, Burundi, Camerún, Congo, Costa de Marfil, Gabón, Ghana, Guinea, Kenia, Liberia, Nigeria, República Centroafricana, República Democrática del Congo, Ruanda, Senegal, Sierra Leona, Tanzania, Togo y Uganda (León, 2000; USDA-ARS, 2019) (Fig. 13).

1.4.2 Distribución de invasión

E. guineensis ha sido introducida a Alemania, Antigua y Barbuda, Antillas Francesas (Guadalupe y Martinica), Australia, Bahamas, Bélgica, Belice, Birmania, Bolivia, Brasil, Burkina Faso, Burundi, Camboya, China, Colombia, Costa Rica, Cuba, Ecuador, El Salvador, Estados Federados de Micronesia, Estados Unidos de América, Francia, Filipinas, Fiyi, Gambia, Guam, Guatemala, Guayana Francesa, Guinea Ecuatorial, Guinea-Bisáu, Guyana,

Haití, Honduras, India, Indonesia, Isla de Navidad, Islas Cook, Islas Marshall, Islas Salomón, Jamaica, Madagascar, Malasia, Malauí, Malí, Marruecos, Mauricio, Mayotte (Departamento Francés), México, Nicaragua, Niue, Nueva Caledonia, Palaos, Panamá, Papúa Nueva Guinea, Paraguay, Perú, Polinesia Francesa, Puerto Rico, Reino Unido, República Dominicana, Reunión, Santo Tomé y Príncipe, Seychelles, Singapur, Sri Lanka, Sudáfrica, Sudán, Suecia, Surinam, Tailandia, Taiwán, Trinidad y Tobago, Venezuela, Vietnam, Zimbabue (PIER, 2013a; CABI, 2019a; GBIF, 2019a; Tropicos, 2019a) (Fig. 13).

En Norte América, en EUA se le ha encontrado en Florida y Puerto Rico (NRCS USDA, 2019a).

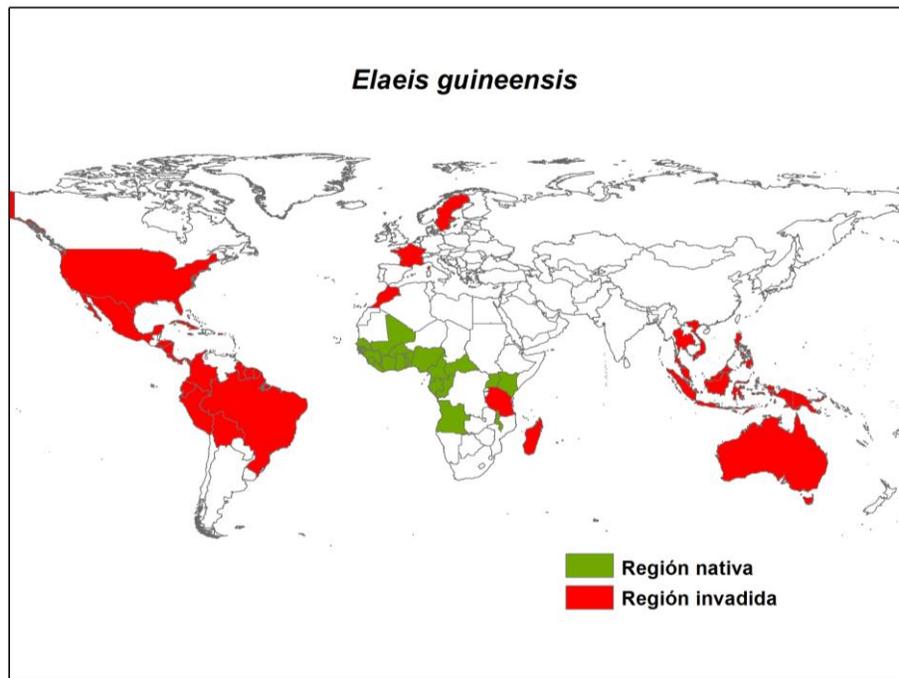


Figura 13. Distribución nativa de *Elaeis guineensis*, así como en los países donde se le ha introducido y es exótica invasora.

1.4.3 Distribución en México

Se encuentra en México en Campeche, Chiapas, Tabasco, Veracruz y Yucatán (Base de datos del proyecto) (Fig. 14).

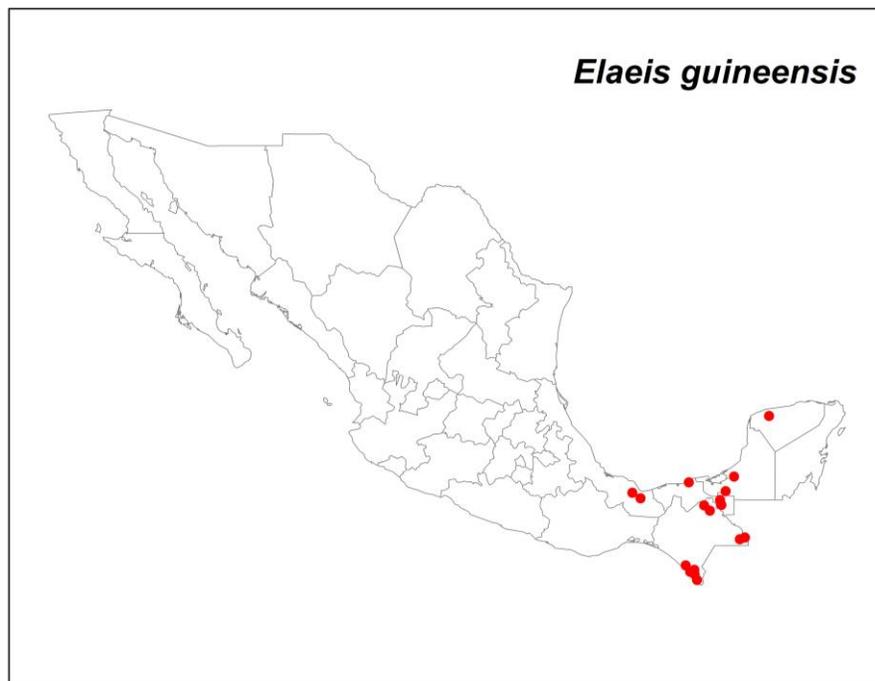


Figura 14. Distribución de *Elaeis guineensis* en México, por estados (conforme a registros de la base de datos del proyecto).

2. Rutas de introducción

Las semillas de *E. guineensis* son dispersadas por el agua al encontrarse las palmas tan asociadas a zonas con agua (CABI, 2019a). También las aves y algunos mamíferos consumen los frutos y los dispersan (Howard & Ziller, 2008). Pero tanto las semillas como las plantas enteras son transportadas sobre todo por la gente, para cultivos, por lo que la propagación es intencional. Se ha cultivado con fines ornamentales pero sobre todo comerciales por el aceite; este comercio ha sido la principal ruta de introducción en los países, incluido México. Y debido a que su comercio continúa creciendo, se espera que su movimiento y transporte se incrementarán con lo que seguirá dispersándose.

2.1 Origen e historia de los individuos comercializados

Las palmas de *Elaeis guineensis* se produjeron en cultivos comerciales en Indonesia y Malasia, las cuales provinieron de semillas de cuatro palmeras del Jardín Botánico de Bogor, Indonesia. Estas palmas fueron introducidas en el siglo XIX, probablemente de Mauricio o Reunión (León, 2000; CABI, 2019a). Los principales centros de producción de semillas en el mundo se encuentran en Costa de Marfil, Nueva Guinea, Costa Rica, Brasil y Colombia (León *et al.*, 2006).

Se ha documentado el uso de *E. guineensis* desde hace 5,000 años en su rango nativo, África occidental, básicamente para obtener aceite de la palma (Sandoval-Esquives, 2011). *E. guineensis* fue introducida por esclavos africanos al noreste de Brasil en el siglo XVI (León, 2000). Hacia finales de 1800s se llevó la palma africana al sureste de Asia (Basiron, 2007), para continuar hasta finales del siglo XX en que se iniciaron los planes para producir cultivos a gran escala (Koh & Wilcove, 2008). En 1848, fue introducida a Indonesia, donde cuatro plántulas traídas de África Occidental (probablemente de Mauricio o Reunión), se plantaron en el Jardín Botánico Bogor; de la descendencia de estas palmas, se establecieron plantaciones comerciales en Indonesia en 1911 y en Malasia en 1917 (León, 2000; Van der Vossen & Umali, 2001; CABI, 2019a). En el siglo XIX el aceite de palma y de

palmiste, se producían completamente de palmeras semi-silvestres de *E. guineensis*, para el comercio tanto en África como en Europa. A mediados del siglo XIX, las palmas africanas comenzaron a ser exportadas de las costas de África a Europa, para la extracción del aceite (León, 2000). En el siglo XX, la demanda de aceite de palma aumentó, por lo que entonces se establecieron plantaciones comerciales, iniciando en Indonesia en 1911, en Malasia en 1917 y se establecieron en Zaire, Nigeria, Costa de Marfil y el Congo en 1920. En marzo de 1927, el Departamento de Agricultura de EUA (USDA) recibió semillas de *E. guineensis* de Camerón, mismas que fueron colectadas por un explorador agrícola (Ryerson, 1929). Nuevamente el 2 de febrero en 1932 se introdujeron semillas de palma africana colectadas en enero de 1932 en Nasáu, Bahamas; las semillas eran de una palma muy vieja que todavía daba frutos (Ryerson, 1933). En 1938, se exportaban anualmente medio millón de toneladas de aceite de palma, el 50% provenía del sudeste asiático; asimismo, se exportaban anualmente 0.7 millones de toneladas de aceite de palmiste, provenientes casi exclusivamente de África (León, 2000; Van der Vossen & Umali, 2001). En Colombia la palma africana fue introducida por primera vez en 1932, pero como plantación comercial inició en 1945 (Carrere, 2006). En 1940, se iniciaron plantaciones comerciales de *E. guineensis* en Honduras y Costa Rica (León, 2000). En 1945 inició la plantación de palma africana en Colombia por “United Fruit Company” usando plantas procedentes de Honduras (Gómez-López, 2010). En 1953-1954 iniciaron las plantaciones de *E. guineensis* en Ecuador, con semillas procedentes de plantaciones de Honduras y a su vez estas eran procedentes de Sumatra (Carrión & Cuvi, 1985). Fue en la década de 1970 cuando inició el mayor desarrollo del aceite de palma a nivel mundial (Van der Vossen & Umali, 2001). En Asia, antes de que se establecieran las plantaciones comerciales, esta palma se encontraba como planta ornamental a lo largo de las carreteras (Zeven, 1972). La palma africana fue introducida en India por primera vez a principios de la década de los treinta y el cultivo sistemático empezó en la década de los sesenta (Murugesan *et al.*, 2006). En la década de 1970 el mayor productor y exportador de aceite de palmiste en el mundo fue Nigeria, la mayor parte de su procesamiento comercial se llevaba en Europa. Entre 1977-78 Malasia superó a Nigeria y se convirtió en el mayor productor y exportador

de aceite de palmiste, pero en el año 2000 el consumo del aceite aumentó en Malasia y sus exportaciones disminuyeron, por lo que en ese año Indonesia fue el mayor exportador del aceite de palmiste (Pantzaris & Ahmad, 2001). Como resultado de estos movimientos, a la fecha hay cientos de miles de hectáreas en el sureste de Asia con monocultivos de palma (Koh & Wilcove, 2008) y otras partes del mundo se están incorporando a tener grandes extensiones con el cultivo de la palma africana (Butler & Laurance, 2009; Barcelos *et al.*, 2015).

No se dan datos del origen de las plantas con las que se iniciaron los cultivos en México, pero podría suponerse que de cualquiera de los países del sur del continente.

2.2 Historia de la comercialización en México

En México, según la información disponible, la primer plantación de *E. guineensis* se estableció en la región del Socunusco, Chiapas, en 1948. Posteriormente, se realizaron programas a gran escala en este estado y en 1978 se establecieron más de 2,500 ha en los municipios de Acacoyagua, Acapetahua, Mapastepec y Villa Comaltitlán (Hernández-Rojas *et al.*, 2018). En Veracruz y Campeche se establecieron las primeras plantaciones en 1997; y en Tabasco en 1998 (Hernández-Rojas *et al.*, 2018).

2.3 Usos y comercialización

El principal beneficio que tiene el comercio y cultivo de *Elaeis guineensis* es la obtención de aceite vegetal y usos ornamentales. La palma africana es una especie que tiene una gran importancia comercial, ya que se usa principalmente para generar aceite de palma; también tiene importancia para la producción de jabón y glicerina por ejemplo. Del aceite vegetal, se obtienen múltiples productos y subproductos de valor agrícola e industrial (León *et al.*, 2006). En África ha sido usada como fuente de alimentos, medicinas y fibras, cosechándolas tanto de individuos silvestres como de aquellos cultivados en bosques mixtos de la palma con otras especies de bosque (Bhagwat & Willis, 2008). Actualmente, la palma africana es la principal fuente de aceite vegetal a nivel mundial, es la oleaginosa

conocida de mayor rendimiento anualmente, en una hectárea de cultivo de palma africana se producen entre 3 y 4 toneladas de aceite de palma y 21.68 toneladas de residuos sólidos y líquidos (León, 2000; Sandoval-Esquives, 2011; Sierra-Márquez *et al.*, 2017; USDA NRCS, 2019a). El aceite de palma, en específico la oleína, es insumo para la producción de agrodiesel (Gómez-López, 2010; Rodríguez-Wallenius, 2017). En el sureste asiático y en Colombia se ha optado por usar los desechos de la industria de la palma aceitera en la generación de energía y vapor (Sierra-Márquez *et al.*, 2017). En su rango nativo y otras partes de África, se usa para la producción de vino (Zeven, 1972).

El fruto es ligeramente rojo y del mesocarpio se obtiene el aceite de palma, el cual se procesa para obtener la oleína (la parte líquida) y la estearina de palma (la parte sólida), y sus versiones hidrogenadas; estos dos productos se usan en la producción de aceite para la cocina, margarina y jabón; en la industria sirven en la fabricación de estaño, velas y glicerina (León, 2000; Sandoval-Esquives, 2011). La oleína y estearina se usan en la fabricación de sustitutos de manteca de cacao, grasas para confitería, masas para galletas y cremas para rellenos, glaseados para tortas, helados, imitación de crema batida, margarinas de fusión rápida y de mesa, caramelos masticables, cremas no lácteas, sustitutos de leche, jabones y supositorios (Pantzaris & Ahmad, 2001). En entrevistas a palmicultores de María la Baja, en Colombia indicaron que las plantaciones comerciales de esta palma son la fuente más importante de empleos en el municipio, pero no hay información estadística que confirmen esta percepción. Los empleos generados por la palma se quedan dentro de la propia familia cultivadora, y los empleos no ofrecen una estabilidad laboral, ni seguridad social (Gómez-López, 2010).

Debido a esta importancia comercial y rendimiento, se ha promovido la plantación de palma africana en grandes extensiones de terreno en bosques y selvas primarias, como en países de Asia lo que ha provocado se hayan desmontado grandes extensiones de bosques primarios, nativos; (Snaddon *et al.*, 2013; Barnes *et al.*, 2014; Petrenko *et al.*, 2016).

En México, el gobierno se encuentra apoyando la siembra de la palma africana *Elaeis guineensis*, con incentivos económicos y programas de apoyo a campesinos y pequeños productores, como el Prodeplan, el Programa Estratégico para el Desarrollo Rural

Sustentable de la Región Sur-Sureste de México, Trópico Húmedo y Pronafor (Rodríguez-Wallenius, 2017). Estos apoyos y propuesta de que se desarrolle el cultivo en grandes extensiones en México, tiene el potencial de pérdida vegetación primaria por los desmontes requeridos.

2.3.1 Análisis económico de la comercialización

Elaeis guineensis era a principios de los 1980s el segundo cultivo de mayor producción de aceite vegetal a nivel mundial, con el 16%, después de la soya (Jones & Hughes, 1989; Adam *et al.*, 2005). La palma africana es el principal productor de aceite vegetal a nivel mundial, considerando que en 2018-2019 se han producido 73.49 millones de toneladas métricas; el segundo es la soya, con 56.97 millones de toneladas métricas (Tabla 1; FAS-USDA, 2019). Esto da una idea de la importancia comercial del cultivo de la palma africana.

Tabla 1. Producción anual de aceite vegetal de la palma africana mundialmente (basada en reporte de FAS-USDA, 2019).

Años (del 1 de octubre al 30 de septiembre)	Producción (millones de toneladas métricas)	Precio por tonelada métrica (Dólares EUA)	Ganancias aprox. (Dólares EUA)
2007/08	41.45	1,058	43,854,100,000
2008/09	44.49	633	28,162,170,000
2009/10	46.38	793	36,779,340,000
2010/11	49.21	1,154	56,788,340,000
2011/12	52.55	1,032	54,231,600,000
2012/13	56.37	791	44,588,670,000
2013/14	59.28	803	47,601,840,000
2014/15	61.78	626	38,674,280,000

2015/16	58.88	628	36,976,640,000
2016/17	65.27	699	45,623,730,000
2017/18	70.46	626	44,107,960,000
2018/19	73.49	523	38,435,270,000

Durante el periodo 2018/19, los países con mayor producción de aceite vegetal de la palma africana fueron: Indonesia, con 41,500 toneladas métricas; Malasia, con 20,500 toneladas métricas; Tailandia, con 2,900 toneladas métricas; Colombia, con 1,630 toneladas métricas; Nigeria, con 1,015 toneladas métricas; y otros países, con 5,941 toneladas métricas (FAS-USDA, 2019).

En México, el cultivo de palma de aceite representó el 0.16% del PIB agrícola nacional en 2016, habiéndose producido poco más de 755,000 toneladas. Se exportaron 3,460 toneladas a EUA, Puerto Rico y Uruguay. El consumo nacional fue de más de 1,226,000 toneladas. El país solo cubre el 61.56% de la demanda de aceite de palma, por lo que el restante 38% por ciento debe ser importado; el resto se importa de Guatemala, Costa Rica y de Colombia. Se han hecho estimaciones de que para 2030 la producción de palma de aceite en el país aumentará a 1.14 millones de toneladas (SAGARPA, 2017). De acuerdo al “paquete tecnológico palma de aceite” de INIFAP, para el establecimiento de *E. guineensis* en una hectárea en México, se invierten \$19,397.00 M.N.; en el mantenimiento del primer al segundo año se requieren \$5,542.00 M.N., y para el mantenimiento del segundo al tercer año se necesitan \$6,586.00 M.N., con una inversión total a los tres años (antes de la primer cosecha) de \$31,435.00 M.N. (Sandoval-Esquives, 2011).

Chiapas es el estado con mayor superficie sembrada de palma africana con 43,443 ha, seguido de Campeche con 23,328 ha, Tabasco con 16,195 ha y Veracruz con 7,151 ha (Hernández-Rojas *et al.* 2018). Se ha calculado el retorno económico del cultivo de la palma de aceite, siendo en Chiapas de \$39.00 pesos diarios por hectárea y en Campeche de \$19.00 pesos por hectárea. Ambos retornos económicos han sido inferiores al salario

mínimo por hectárea (Castro, 2009; Isaac-Márquez *et al.*, 2018), lo cual es un indicio de la baja rentabilidad de este cultivo.

No obstante, en Chiapas y en el ejido Independencia, municipio de Carmen, Campeche, este cultivo es la fuente principal de ingresos para pequeños productores rurales. Se indica que el valor comercial de la tierra aumenta si hay plantaciones de palma africana. En Campeche, el cultivo de la palma africana parece darles mayores beneficios económicos que la ganadería, debido a que el cultivo genera recursos todo el año y en menor tiempo (Hernández-Rojas *et al.*, 2018; Isaac-Márquez *et al.*, 2018).



a) Colecta de frutos de la palma africana o aceitera. Autor: Reinaldo Aguilar^{CC}.



b) Transporte de racimos de frutos. Autor: Stan Lupo^{CC}.



c) Separando los frutos del racimo. Autor: Reinaldo Aguilar^{CC}.

Figura 15. Cosecha de frutos de la palma *Elaeis guineensis*. ^{CC}= Creative commons.



a) Selección de frutos maduros. Autor: Scamperdale^{CC}



b) Pasta a partir de la que se obtiene el aceite. Autor: Hodag^{CC}.



c) Azúcar de palma, derivado de la palma africana. Autor: tbSMITH^{CC}.

Figura 16. Usos de la palma *Elaeis guineensis*, obtención de aceite y azúcar. ^{CC}= Creative commons.



a) Plantación reciente de *E. guineensis*. Autor: glennhurowitz^{CC}.



b) Plantación de *E. guineensis*. Autor: hodag^{CC}.



c) Plantación de palmas adultas de *E. guineensis*. Autor: Flore de Preneuf / World Bank^{CC}.

Figura 17. Plantaciones de la palma africana *Elaeis guineensis*, para su comercialización. ^{CC}= Creative commons.



a) Plantación de palma africana para producción de aceite a escala industrial. Autor: Marufish^{CC}.



b) Plantación de palma africana, vista aérea.
Autor: Axel Drainville^{CC}.



c) Plantación de palma africana, grandes extensiones. Autor: Klima- og miljødepartementet^{CC}.



d) Quema de áreas naturales para generar plantaciones de palma africana.
Autor: Klima- og miljødepartementet^{CC}.



e) Quema de áreas naturales para permitir plantaciones de palma africana. Autor: Victor Barro^{CC}.



f) La quema de plantaciones de palma africana es una práctica común para la obtención de turba y mejorar el suelo. Autor: Victor Barro^{CC}.



g) Deforestación de vegetación natural para introducir palma africana. Autor: Flore de Preneuf / World Bank^{CC}.



h) Eliminación de vegetación natural para la expansión de plantaciones de palma africana aceitera. Autor: Victor Barro^{CC}.

Figura 18. Plantaciones de palma africana *Elaeis guineensis*, para producción de aceite a escala industrial, para su comercialización. (a-h) ^{CC}= Creative commons.

2.3.2 Manejo y condiciones de cultivo

La propagación de *Elaeis guineensis* para cultivo se hace principalmente usando las plantas completas o a partir de semillas.

La palma africana se empieza a cosechar a partir de los 2-3 años de su plantación y sigue su producción por más de 25 años (León, 2000; Sandoval-Esquives, 2011; USDA NRCS, 2019a).

Para establecer una plantación de *E. guineensis*, se recomienda (Sandoval-Esquives, 2011):

- Preparación del terreno: Primero, se debe eliminar la maleza y vegetación existente. Humedecer el suelo y realizar subsoleo a 60-80 cm de profundidad, después barbechar a 20-40 cm de profundidad y realizar un rastreo una o dos veces. En caso de suelos suaves y no compactados, esta labor no se realiza.
- Marco de siembra: La forma de colocación de las palmas en el terreno es al tresbolillo, la distancia entre palmas es de 9 m y entre líneas de 7.80 m.
- Trasplante: realizar un hoyo con la profundidad del tamaño del pilón de suelo de la bolsa, más 5 cm al fondo y 10 cm a los lados. Antes de realizar el trasplante, colocar en el hoyo 150-300 gm de fosfato diamónico o superfosfato triple y urea, y cubrir con 5 cm de tierra. Colocar la palma en el agujero con todo y pilón, sin la bolsa.
- Reposición de fallas: Reponer las palmas dañadas antes del año de la plantación y con palmas de la misma edad y de buena calidad.
- Fertilización: En los primeros 3 años de plantación se recomienda fertilizar con urea, superfosfato de calcio triple, cloruro de potasio, carbonato de magnesio y bórax, para cada región y tipo de suelo las cantidades son diferentes, esto se determinará de acuerdo a análisis foliares y de suelo.

En el sudeste de Asia se realiza la polinización de la palma africana manualmente. Para obtener una producción normal de frutos se requieren entre 90 a 170 granos de polen por cm² durante tres días (Pesson & Louveaux, 1984).

3. Potencial de establecimiento y colonización

3.1 Potencial de colonización

E. guineensis tiene un elevado potencial de colonización. Su reproducción solo es por semillas (Martine *et al.*, 2009). Empieza la reproducción entre 3 y 5 años, por lo que inicia la potencial colonización después de un periodo largo (Adam *et al.*, 2005; CABI, 2019a). La infrutescencia tiene de 500 a 3,000 frutos juntos en racimos de 6 a 8 frutos o incluso de 25 (Marquís, 1908; Hardon *et al.*, 2001). Su semilla es recalcitrante, sensible a la deshidratación. En temperaturas de ambientes tropicales (e.g. 27°C) la viabilidad de la semilla se pierde entre 9 a 12 meses (Van der Vossen & Umali, 2001; Martine *et al.*, 2009). En condiciones naturales el proceso de germinación de *E. guineensis* puede ocurrir entre 1 y 3 años, con una tasa de germinación baja por latencia (Hussey, 1958; Martine *et al.*, 2009; Green *et al.*, 2013). Las semillas tienen dormancia, y para que germinen se requieren temperatura de 35°C o mayores (CABI, 2019a).

Crece en casi cualquier tipo de suelo, siempre y cuando no sea excesivamente arenoso, rocoso o pantanoso (IACI, 1910). Crece en suelos con 4-6 de pH, pero tolera menores de 3.5. No soporta la sequía, como máximo soporta 4 meses con menos de 60 mm de lluvia al mes (Sandoval-Esquives, 2011; Gómez-López, 2010). Se presenta en una variedad de climas y ambientes, desde los 300 a los 6,000 msnm (Sandoval-Esquives, 2011). Los híbridos que llega a formar entre *Elaeis guineensis* x *E. oleifera*, presentan cierto grado de infertilidad y mayor resistencia a enfermedades, aunque en Ecuador se ha registrado que el híbrido es atacado por la enfermedad de marchitez sorpresiva (Jones & Hughes, 1989; León, 2000; Asipuela-Haro *et al.*, 2017).

3.2 Potencial de dispersión

En su rango nativo en África Occidental, *E. guineensis* se ha dispersado principalmente por el hombre y por agentes naturales (León, 2000). Las semillas son dispersadas por aves y mamíferos (Howard & Ziller, 2008) y seguramente por el agua (CABI, 2019a). Por ello, su potencial de dispersión es alto.

3.3 Factores que favorecen su establecimiento y dispersión

Entre los factores que favorecen el establecimiento de *E. guineensis* se encuentra su tolerancia a una amplia variedad de climas y tipos de vegetación, sobre todo en sitios con condiciones húmedas y semi-sombreadas; también en sitios abiertos soleados, donde no hay sequías prolongadas ni heladas y con precipitaciones medias a elevadas (ver Ecología).

Su atractivo como plantas de ornato es uno de los factores que favorecen su dispersión por los humanos; también su fruto que es atractivo para las aves y mamíferos (Zona, 2000a; Howard & Ziller, 2008).

4. Evidencias de impactos

4.1 Impactos a la salud

Los impactos a la salud por el uso de *E. guineensis* con fines alimenticios pueden ser negativos y positivos. El aceite de palmiste es un aceite saturado en 82%, y este aceite y sus derivados hidrogenados son la materia para fabricar productos alimenticios procesados; los aceites hidrogenados crean mayor saturación y generan ácidos grasos *trans*; de acuerdo a estudios realizados, las grasas *trans* son más dañinas que las grasas saturadas, provocan acumulación de colesterol en la sangre (Pantzaris & Ahmad, 2001). Mientras que el aceite rojo de la palma, que es un derivado del mesocarpio de la palma

africana, es rico en vitamina A y E, lo que hace a este aceite seguro para el consumo humano; sus nutrientes tienen la capacidad de retardar la peroxidación, de eliminar radicales libres, tienen potencial antimutagénico e hipocolesterolémico, y podría ser usado para combatir la deficiencia de vitamina A en los países pobres (Rukmini, 1994; Sandoval-Esquives, 2011; Barcelos *et al.*, 2015). Por otro lado, la palma africana se usa como remedio popular para el cáncer, el dolor de cabeza y el reumatismo (Duke, 1983).

4.2 Impactos ambientales y a la biodiversidad

El impacto directo de *E. guineensis* en los países donde ha escapado y se ha naturalizado está documentado. En Brasil, la palma africana se ha adaptado bien y ha tenido una expansión tal que ha formado poblaciones autosuficientes; en estas zonas inhibe el crecimiento de las plantas nativas. Se le ha registrado así como una especie que ha ido invadiendo y amenazando los bosques del Atlántico que se han convertido en gran parte en áreas homogéneas de monocultivos, que se han producido no por palmas que han sido plantadas, sino por las palmas que han invadido estas áreas debido a que no han tenido ningún control o manejo (Howard & Ziller, 2008). Se ha registrado también de esta manera a la palma africana como invasora en la región amazónica de Colombia (Howard & Ziller, 2008). No obstante los efectos que se ha registrado afectan a la diversidad nativa, en otras regiones los impactos que se han documentado han sido evaluados más en función de las grandes áreas desmontadas para el cultivo que por la invasión en sí misma. La tendencia de desmontar enormes extensiones de bosques nativos para el cultivo de la palma africana *Elaeis guineensis* ha generado una gran pérdida de ecosistemas nativos, de su biodiversidad, funcionalidad y servicios ecosistémicos (i.e hidrología, fertilidad del suelo); los cambios de uso de suelo hechos para cultivar esta especie de palma han tenido el objetivo de atender un problema de comercio y de economía, pero sin considerar el aspecto ambiental, aparentemente porque no lo consideran relevante (Maddox *et al.*, 2007; Wilcove & Koh, 2009; Snaddon *et al.*, 2013; Barnes *et al.*, 2014; Petrenko *et al.*, 2016; Sumarga *et al.*, 2016; Andrianto *et al.*, 2019). Ha habido una demanda creciente de

aceite comestible en el mundo, con lo que el área dedicada a cultivos de palma de aceite ha pasado de 3.6 millones de hectáreas en 1961 a 13.2 millones de hectáreas en 2006 (FAO, 2010; Koh & Wilcove, 2008). La tasa de expansión del cultivo es estimada en 246,000 hectáreas por año, lo que ha llevado como consecuencia la pérdida de grandes extensiones de bosques tropicales en el sureste de Asia, en África y Latinoamérica (Bhagwat & Willis, 2008; Koh & Wilcove, 2008; Butler & Laurance, 2009; WRM, 2010; WWF, 2010; Bhagwat *et al.*, 2012). Estas pérdidas de diversidad biológica han afectado sistemas de bosques (Carrere, 2006), e inclusive al orangután de Sumatra que se encuentra en riesgo de extinción, por la pérdida de hábitat (*Pongo abelii*; Donald, 2004).

En su rango nativo, en Nigeria, se llevó a cabo un estudio sobre la pérdida de nutrientes por lixiviado en plantaciones de la palma africana, encontrando que bajo el cultivo la pérdida es muy alta comparado con los cultivos anuales. La pérdida anual de nutrientes por lixiviado del nitrógeno (46 kg/ha), potasio (29 Kg/ha) y azufre (66 Kg/ha) aplicadas como fertilizante fue moderado, mientras que para el magnesio (30 Kg/ha), calcio (116 Kg/ha) y cloruro (70 Kg/ha) las pérdidas fueron muy altas (Omoti *et al.*, 1983).

Se ha evaluado y considerado que el cultivo de la palma africana contribuye al cambio climático, debido al cambio de uso de suelo y al aumento de producción de CO₂. La captación de carbono es mayor en bosques que en el monocultivo de *E. guineensis*. En la producción de una tonelada de aceite de palma se emiten 33 toneladas de CO₂ (Castro, 2009). Se ha mostrado que el monocultivo de la palma africana genera un problema ambiental porque a causa de su condición fisiológica de ser menos competitivo, en las zonas donde se cultiva no se le intercala con otros cultivos; lo anterior provoca desgaste de ciertos nutrientes del suelo, y contamina ríos y costas por el arrastre de productos químicos (Velázquez-González *et al.*, 2013).

La expansión de la palma africana en México ha generado la pérdida y transformación de la vegetación natural de algunos municipios. Se han establecido plantaciones de *E. guineensis* en Chiapas, Campeche, Veracruz y Tabasco. Para Acapetahua, Chiapas, el 1% de vegetación hidrófila fue reemplazada por plantaciones de palma africana; del 2013 al 2016 en el municipio del Carmen, Campeche, el 24% de selva y el 2% de pastizal fueron

sustituidos por esta palma; en Balancán, Tabasco, el 10% de selva fue deforestada para establecer las plantaciones mientras que en Mecayapan, Veracruz el 2% de selva fue transformado para cultivar la palma africana (Hernández-Rojas *et al.*, 2018). En cultivos de la palma africana en La Alianza, Mapastepec, Chiapas se realizó un estudio sobre las propiedades físicas y químicas del suelo, concluyendo que este tipo de cultivo impacta negativamente las propiedades físicas y químicas del suelo, al encontrar deficiencias y alteraciones en los valores de los macro y micronutrientes (Velázquez-González *et al.*, 2013).

En la región oriental de Colombia encontraron que la composición, riqueza y abundancia de aves de un cultivo de palma de aceite africana fue baja, además de que las especies que aún alberga son de amplia distribución y baja importancia de conservación. El 75% de los miembros de la comunidad fueron raros dentro de la plantación, por lo que concluyen que la expansión acelerada del monocultivo de la palma africana podría resultar en un detrimento en la disponibilidad y calidad de hábitat para las aves (Tamaris *et al.*, 2017). En Guatemala, comparando la riqueza y abundancia de aves en los cultivos de palma africana con los remanentes de bosques tropicales y con las áreas de regeneración del bosque, se encontró que el cultivo de palma era usado solo por 11% de las especies de aves; asimismo, que solo el 5% de la abundancia total de las aves capturadas estaba en el cultivo. Por lo anterior, concluyeron que al reducir la diversidad de las aves la palma africana es una seria amenaza para este grupo (Cajas-Castillo *et al.*, 2015). En Malasia encontraron resultados similares, registrando que la diversidad y riqueza de las aves disminuyen, así como se modifica la funcionalidad al cambiar la distribución de los guilds alimenticios en los cultivos de palma africana comparado con lo que se encuentra en los bosques nativos y de vegetación secundaria (Azman *et al.*, 2011). Otro estudio también hecho en Malasia, indica que hay un número importante de aves en los cultivos de palma africana, pero no compararon sus resultados con lo que contendrían los bosques nativos, por lo que no se pueden evaluar los efectos (Amir *et al.*, 2015).

4.3 Impactos a actividades productivas

Se ha mencionado que el gobierno mexicano ha promovido la siembra de la palma africana a ejidatarios y campesinos con la promesa de mayores ingresos, provocando el monocultivo y desplazando a la producción de alimentos de sustento diario, como el maíz. Sin embargo, esto ha sido motivo de controversia debido a que monocultivo de la palma africana hace dependientes a los campesinos y pequeños productores a empresas extractivas del aceite de palma, de las que solo seis empresas tienen el control en el país, a saberse: Agroindustrias de Palenque, Agroindustrias de Mapastepec, Palma Tica de México, Compañía Aceitera Campechana, Aceite de Palma Acayucan y Propalma (Rodríguez-Wallenius, 2017; Hernández-Rojas *et al.*, 2018). Esto a la vez reduce la diversificación de actividades productivas en la región.

Por ejemplo, el cultivo de palma de aceite ha crecido rápidamente en Campeche en los últimos años bajo un modelo de plantaciones campesinas a pequeña escala y se planifica convertir al estado en el principal productor de aceite de palma de México. Pero la expansión de la palma de aceite es motivo de controversia por sus impactos ambientales y sociales. Los campesinos del ejido Independencia tienen una visión positiva sobre el cultivo de la palma de aceite como fuente de ingresos y empleo para los palmicultores, pero no perciben que haya mejorado las condiciones de vida de la comunidad. Deben asimismo hacerse más estudios sobre la rentabilidad económica para las comunidades, debido a que un estudio calculó que el retorno económico del cultivo de la palma de aceite era bajo en Chiapas y Campeche, ya que ha sido inferior al salario mínimo por hectárea (Castro, 2009; Isaac-Márquez *et al.*, 2018).

4.4 Impactos económicos

Se han registrado algunos impactos en las economías locales. En Indonesia, los pueblos indígenas y comunidades que habitan en los bosques se han visto afectados por la expansión de las plantaciones comerciales de *Elaeis guineensis*. El gobierno de Indonesia ha facilitado que las grandes empresas de plantaciones comerciales de *E. guineensis* se

apropien de las tierras de los pueblos indígenas y comunidades locales, a través de la Ley Básica Forestal 1967 y la Ley Forestal revisada de 1999 que establece que el estado es propietario de todos los bosques de Indonesia; no se toman en cuenta los derechos tradicionales y las tradiciones locales, ya que aquellos que habiten en bosques asignados para conversión, sea a plantaciones de aceite de palma o a alguna otra especie, pierden el control de sus tierras y recursos, y son obligados a abandonar sus tierras. En 1998, los pobladores locales transfirieron 827,351 hectáreas a inversores privados de la palma africana, que dio como resultado que 214 hogares perdieran su fuente de ingresos; se asume que al menos 1.1 millones de personas se vieron afectadas al no contar con su fuente de ingresos para cubrir sus necesidades básicas (Siscawati, 2001). Una vez que las tierras son liberadas para las plantaciones comerciales de palma africana, en promedio el ingreso total de los locales se redujo entre 37 a 57% (Andrianto *et al.*, 2019).

Por otro lado, no se cuenta con la información de los costos de remediación, control y erradicación para la palma africana. Tampoco se cuenta con la información sobre las pérdidas económicas causadas por la invasión de zonas que pueden disminuir su productividad por desplazamiento de especies nativas, es decir, las pérdidas por el costo ambiental no se han estimado. Este punto debe de ser considerado de manera relevante para México.



a) Eliminación y fragmentación de vegetación natural por los cultivos de palma africana. Autor: Bernal Saborio^{CC}.



b) Fragmentación de la vegetación. Autor: Brett Ciccotelli^{CC}.



c) Emisión de gases en fábricas en el proceso de obtención de aceite. Autor: Marufish^{CC}.



d) Emisión de gases en fábricas en el proceso de obtención de aceite. Autor: Victor Barro^{CC}.



e) Desplazamiento de la fauna al destruir su hábitat natural. Autor: Lian Pin Koh^{CC}.



f) El orangután es una de las especies amenazadas por la destrucción de hábitat natural para producir plantaciones de *E. guineensis*. Autor: Victor Barro^{CC}.

Figura 19. Algunas consecuencias de los cambios de uso de suelo para las plantaciones de palma africana *Elaeis guineensis*. (a-f)^{CC} = Creative commons.

5. Control y mitigación

Debido a que la planta africana se cultiva masivamente y se considera benéfica, no se han hecho muchos programas de control. Sin embargo, en algunas áreas en particular se han establecido estrategias de control.

El control de *Elaeis guineensis* consiste en la combinación del método físico y químico, ya que después de cortarla rebrota; se corta la palma a ras de suelo y se aplica un herbicida (PIER, 2013; GISD, 2019a).

En Brasil, se ha indicado que se le puede controlar de la siguiente manera:

Mecánico: Primero se deben arrancar todas las plántulas en el área de control. Destruir la yema apical de palmeras jóvenes que aún no tienen el tronco formado e inyectar herbicida. Esto inhibe el rebrote y hace que la palmera muera. La eficiencia de este método es de 93%. Cuando se hace el corte de los troncos, se logra la muerte de las palmeras; sin embargo, esta acción tiende a dañar la cadena de la motosierra por lo que se sugieren otros métodos también.

Control químico: Para la muerte en pie, hacer 4 perforaciones en el tronco cada 10-15 cm, en toda la circunferencia, e inyectar 10-20 ml de herbicida a base de glifosato en cada agujero, en dilución del 36%. Las copas en general empiezan a secarse en 15 días. La mortalidad fue del 100% con la concentración indicada. Se deben probar soluciones con menor concentración de glifosato.

El control de la palma africana debe llevar un seguimiento a largo plazo y los costos son permanentes para mantener limpios los bosques naturales y áreas abiertas (Howard & Ziller, 2008).

6. Normatividad

En México existen actualmente algunos recursos bibliográficos donde se considera a *Elaeis guineensis* como especie invasora, pero sin ningún carácter legal, tales como:

CONABIO. 2016. Sistema de información sobre especies invasoras en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Considerada como especie de alto riesgo para México.

<http://www.biodiversidad.gob.mx/especies/Invasoras/pdf/Plantas.pdf>

<http://www.biodiversidad.gob.mx/invasoras>

A continuación, se resume información de documentos en los países donde es considerada como prohibida, exótica o invasora. También en caso de existir se resumen las leyes, normas y regulaciones emitidas en los diferentes países con respecto a la exclusión, prohibición, restricción o autorizaciones para la introducción de *Elaeis guineensis*. Las localidades para hacer la búsqueda se obtuvieron de CABI y GRIIS, y de la base de datos del proyecto. También se hicieron búsquedas en las localidades donde es considerada nativa, introducida, exótica e invasora.

CABI. 2018a. *Elaeis guineensis* [original text by Nick Pasiecznik, Consultant, France]. In: Invasive Species Compendium. Wallingford, UK: CAB International.

<https://www.cabi.org/ISC/datasheet/20295>

GRIIS: Global register of introduced and invasive species.

<http://www.griis.org/>

Se presenta la normatividad nacional y posteriormente la internacional para esta especie de planta, *Elaeis guineensis*.

6.1 Legislación Mexicana

En México se considera a *Elaeis guineensis* como especie invasora, pero sin ningún carácter legal.

6.2 Legislación Internacional

Se hizo primeramente una búsqueda sobre los rangos de distribución y estatus de la planta, mismos que se presentan en los apartados respectivos.

Además de hacer las búsquedas normales en las páginas gubernamentales de cada país también se realizaron búsquedas en Google de diferentes maneras, manejando diferentes formas de búsqueda como, por ejemplo: list of alien plants of Colombia, quarantine species of Colombia, list pest of Colombia, list weeds of Colombia, list invasive plants of Colombia, noxious weeds of Colombia.

Países que la consideran prohibida, exótica introducida o invasora

Australia

Es considerada como maleza con la categoría 5. Esta planta ha sido registrada como una especie invasora. Este es el criterio más serio que puede aplicarse a una planta y se utiliza generalmente para malas hierbas ambientales y/o agrícolas de alto impacto, que se propagan rápidamente y muchas veces crean monocultivos. CRC for Australian Weed Management. The introduced flora of Australia and its weed status.

Randall, R. P. & Randall, R. P. (2007). The introduced flora of Australia and its weed status. Adelaide: CRC for Australian Weed Management. Department of Agriculture and Food, Western Australia.

https://www.une.edu.au/_data/assets/pdf_file/0019/52372/2007.-The-introduced-flora-of-Australia-and-its-weed-status.pdf

No obstante, no se encuentra en el listado ACT WEEDS STRATEGY 2009–2019. Policy: Natural Environment| April 2009, por lo que la especie no está legislada.

https://www.environment.act.gov.au/_data/assets/pdf_file/0007/575071/ACT-Weeds-Strategy-2009-2019.pdf

Blangadesh

Considerada dentro de la categoría de plantas con restricciones de importación o prohibición. The Gazette of Pakistan, January 27, 1967. Ministry of Agriculture and Works (Food and Agriculture Division). Islamabad, the 2nd January, 1967 S.R.O. 129(K)/67.

<https://bangladesh.gov.bd/site/search?key=Elaeis+guineensis>

http://www.lakshmipur.gov.bd/sites/default/files/files/www.lakshmipur.gov.bd/law_policy/b2044e44_2147_11e7_8f57_286ed488c766/Low%2033333.doc

http://dae.portal.gov.bd/sites/default/files/files/dae.portal.gov.bd/page/634ba167_b3aa_4297_8d44_2cf394d7552c/Plant%20Quarentine%20Act%202011%28English%20Version%29.pdf

Brasil

Considerada como especie invasora por I3N Invasives Information Network. Considerada como una de las mayores especies exóticas invasoras en Brasil. Bioinvasión and Global Environmental Governance: The Transnational Policy Network on Invasive Alien Species Brazil's Actions on IAS.

En Brasil, hay medidas de control para *E. guineensis*.

<http://i3n.institutohorus.org.br/www/?p=Z2tilXY%2BYzJibTBxfRoBS0xeD1oFVUdIRxFTNGdidDU3MQ%3D%3D>

<http://www.icmbio.gov.br/portal/ultimas-noticias/20-geral/2635-rebio-guaribas-inicia-remocao-de-especies-invasoras>

Para información sobre la legislación consultar la siguiente liga:

http://www.institutohorus.org.br/download/marcos_legais/PORTARIA_IAP_N_095_DE_2_2_DE_MAIO_DE_2007.pdf

<https://www.cbd.int/invasive/doc/legislation/Brazil.pdf>

Colombia

Considerada como especie invasora en el documento Mora-Goyes M.F. & J.I. Barrera-Cataño. 2015. Catálogo de especies invasoras del territorio CAR. Pontificia Universidad Javeriana, Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca – CAR. Bogotá, D.C. 220p.

<https://www.car.gov.co/uploads/files/5b451c903677d.pdf>

Considerada como especie exótica de alto riesgo de invasión en el documento Plantas exóticas con alto potencial de invasión en Colombia.

Para Colombia, las estrategias de manejo orientadas a reducir los impactos de las plantas con potencial invasor como *E. guineensis* están consignadas en el Plan nacional para la prevención, el control y manejo de las especies introducidas, trasplantadas e invasoras en Colombia; en este Plan se consideran como ejes estratégicos, entre otros, el desarrollo de políticas que atiendan esta problemática, las investigaciones que brinden respaldo científico a la creación o fortalecimiento de programas de prevención y manejo de invasiones, la disponibilidad de la información sobre estas especies, y su divulgación para sensibilizar a la población general sobre los riesgos que representan estas especies (MADS 2011).

Cárdenas-López, D., Baptiste M.P. y Castaño N. (Eds). 2017. Plantas exóticas con alto potencial de invasión en Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D.C. 295 pp.

file:///G:/Ricardo/Especies%20exoticas%20de%20arboles/Recursos%20Bibliograficos/Colombia_plantasinvasorasdecolombia.pdf

MADS (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible). 2011. Plan nacional para la prevención, el control y manejo de las Especies Introducidas, Trasplantadas e Invasoras: Diagnóstico y listado preliminar de especies introducidas, trasplantadas e invasoras en Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt - IAvH; The Nature Conservancy - TNC. Bogotá D. C., Colombia. 131 p.

<http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/col173040.pdf>

Regulada por el Plan Nacional para la Prevención, el Control y Manejo de las Especies Introducidas, Trasplantadas e Invasoras. Presenta un diagnóstico preliminar de las especies introducidas, trasplantadas e invasoras continentales (terrestres y acuáticas), marinas y costeras registradas en el país y establece las directrices nacionales para la prevención, manejo y control de las invasiones biológicas en Colombia. Contiene una propuesta de líneas de acción, metas y actividades que se deben poner en marcha con la participación de la comunidad académica, ONGs, instituciones del SINA y comunidad en general, con el fin de prevenir y controlar las invasiones biológicas.

<http://www.minambiente.gov.co/images/BosquesBiodiversidadyServiciosEcosistemicos/pdf/Planes-para-la-conservacion-y-uso-de-la-biodiversidad/PlanAccion-BAJA.pdf>

Considerada como especie de alto riesgo de invasión en el documento: Análisis de riesgo y propuesta de categorización de especies Introducidas para Colombia.

<http://repository.humboldt.org.co/bitstream/handle/20.500.11761/31384/191.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Cuba

Considerada como potencialmente invasora, así como que la especie ya está naturalizada, mostrando una tendencia a proliferar en alguna localidad dentro del territorio de Cuba, en el documento: Lista nacional de plantas invasoras de Cuba-215, Programa Diversidad Biológica - CITMA/AMA. No se encontró legislación gubernamental.

Oviedo Prieto, R., & González-Oliva, L. (2015). Lista nacional de plantas invasoras y potencialmente invasoras en la República de Cuba-2015. *Bissea*, 9, 1-88.

<http://repositorio.geotech.cu/jspui/bitstream/1234/520/3/Lista%20nacional%20de%20especies%20de%20plantas%20invasoras%20y%20potencialmente%20invasoras%20en%20la%20Rep%C3%ABlica%20de%20Cuba%20-%202011.pdf>

Guinea-Bissau

Considerada como introducida y cultivada en The Republic of Guinea-Bissau. The State's General Office of The Environment. Strategy and National Action Plan for the Biodiversity. 2015 – 2020.

<https://www.cbd.int/doc/world/gw/gw-nbsap-v2-en.pdf>

Guam

Considerada como especie invasora en el documento:

Space, J. C., & Imada, C. T. (2004). Report to the Republic of Kiribati on invasive plant species on the islands of Tarawa, Abemama, Butaritari and Maiana. USDA Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Institute of Pacific Islands Forestry.

<https://www.sprep.org/att/IRC/eCOPIES/Countries/Kiribati/11.pdf>

Guatemala

Considerada como especie potencialmente invasora en excepciones a la lista negra de especies exóticas de Guatemala.

El criterio de inclusión para especies en esta categoría es el siguiente:

Especies exóticas presentes en el país, que poseen un potencial invasor alto ya que son capaces de establecerse y reproducirse en estado silvestre dentro del país, pero que sustentan economías locales, así como son de interés nacional, relacionadas con el fortalecimiento de la seguridad alimentaria o con actividades industriales de gran escala.

El espíritu de normativa para esta categoría es:

Se debe fortalecer y promover el manejo adecuado de estas especies con fines de producción (monosexado, acuicultura de encierro y debe prohibirse su introducción intencional a cuerpos de agua naturales y bosques de galería), así como generar planes de mitigación de sus impactos en los cuerpos de agua naturales y bosques riparios en los que ya fueron introducidas.

Deben realizar evaluación de impacto ambiental de EEI en cuanto a su introducción con base al documento técnico No. 20 (09-2004) de CONAP “Criterios técnicos para la evaluación del impacto ambiental de Especies Exóticas”, aprobado por resolución de secretaría ejecutiva del CONAP No. ALC/54/2004, con fecha del 29 de noviembre de 2004.

<https://www.cbd.int/invasive/doc/meetings/isaem-2015-01/DECISION%20SUPPORT%20TOOLS/iasem-guatemala-dst-04-esp.pdf>

Hawaii

Considerada como especie invasora en el documento:

Space, J. C., & Imada, C. T. (2004). Report to the Republic of Kiribati on invasive plant species on the islands of Tarawa, Abemama, Butaritari and Maiana. USDA Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Institute of Pacific Islands Forestry.

<https://www.sprep.org/att/IRC/eCOPIES/Countries/Kiribati/11.pdf>

Honduras

Considerada como especie potencialmente invasora recientemente documentado en Honduras dentro del listado de excepciones a Lista Negra, en el documento:

CONAP (2011). Fortalecimiento de las Capacidades Institucionales para Abordar las Amenazas Provocadas por la Introducción de Especies Exóticas en Guatemala. Guatemala. Documento técnico No. (79-2010).

<https://www.cbd.int/invasive/doc/meetings/isaem-2015-01/DECISION%20SUPPORT%20TOOLS/iasem-guatemala-dst-04-esp.pdf>

Palau

Considerada dentro del listado de las principales especies invasoras en la República de Palau. Se ha identificadas como especie dañinas, invasivas o plagas. Listado: Especies de plantas naturalizadas o cultivadas.

Shine, C., J.K. Reaser, & A.T. Gutierrez. (eds.). 2003. Invasive alien species in the Austral Pacific Region: National Reports & Directory of Resources. Global Invasive Species Programme, Cape Town, South Africa.

<http://www.issg.org/pdf/publications/GISP/Resources/AP-1.pdf>

Considerada como una de las mayores especies exóticas invasoras. Bioinvasion and Global Environmental Governance: The Transnational Policy Network on Invasive Alien Species Palau's Actions on IAS.

Regulación

Palau National Code Title 25, Chapter 20: la especie está regulada por ciertos aspectos del comercio internacional de plantas y animales con el fin de proteger a Palau contra la introducción y mayor difusión de insectos dañinos, plagas y enfermedades dentro de la República. Con la aprobación previa del presidente, el Jefe de la División de Agricultura emitirá cuarentenas de plantas y animales, y los reglamentos relacionados con la administración y cumplimiento de los controles establecidos por este Capítulo. De vez en cuando, el jefe de la división de agricultura y el presidente pueden emitir cartas y memorandos relacionados con la administración y el cumplimiento de dichas cuarentenas y reglamentos. El jefe de la división de agricultura administrará las disposiciones de las cuarentenas y reglamentos de plantas y animales. Los inspectores de cuarentena agrícola bajo la dirección del Jefe de la División de Agricultura, harán cumplir las disposiciones de las cuarentenas y reglamentos de plantas y animales.

<https://www.cbd.int/invasive/doc/legislation/Palau.pdf>

<https://www.cbd.int/doc/submissions/ias/ias-pw-strategy-2007-en.pdf>

Polinesia Francesa

Considerada en el listado de plantas posiblemente dañinas en la Polinesia Francesa. ARRETE no 740 CM du 12 juillet 1996 fixant la liste des organismes nuisibles, des végétaux et produits végétaux susceptibles de véhiculer des organismes nuisibles dont l'importation en Polynésie française est interdite ou autorisée sous certaines conditions.

<http://lexpol.cloud.pf/LexpolAfficheTexte.php?texte=155827>

Reunión

Considerada como prohibida y con categoría de impacto potencial alto. Arrêté Préfectoral n° 2011-1479 du 30 septembre 2011 fixant les conditions phytosanitaires requises pour l'introduction sur le territoire de l'île de la Réunion de végétaux, produits végétaux et autres objets.

http://daaf.reunion.agriculture.gouv.fr/IMG/html/536_A3_cle47722a.html

https://www.especiesinvasives.re/spip.php?action=accéder_document&arg=1484&cle=51b07000a578400f84015cf9e65a3b25c0a15f0f&file=xls%2FREG_Liste_PEE_La_Reunion_190423_Diff_WebGEIR.xls

7. Resultados del análisis de riesgo de *Elaeis guineensis*:

A continuación, se presenta la justificación y las referencias consideradas para cada pregunta dentro del análisis de riesgo de WRA (Weed Risk Assessment; Pheloung, 1995; Pheloung *et al.*, 1999) con las modificaciones para las condiciones en México basado en Gordon *et al.* (2010) para *Elaeis guineensis* (ver Apéndice 1):

Historia/Biogeografía

1. Domesticación/Cultivo

1.01. ¿Es una especie domesticada?

R= No (0). *Elaeis guineensis* se ha transportado con fines comerciales y ornamentales, básicamente. Tiene una gran importancia comercial, ya que se usa principalmente para generar aceite de palma (ver Usos y comercialización), pero no se conoce alguna variedad domesticada de esta especie.

2. Clima y Distribución

2.01. Especie adecuada a climas en México

R= Sí (2). Alto. De acuerdo a la modelación y al análisis de similitud climática realizados, se puede ver una alta adecuación a climas de México en el sur y en ambas zonas costeras del país (ver modelos de similitud climática (Fig. 20).

2.02. Calidad de la similitud climática

R= Alta (2). Basado en el alto número de registros de distribución nativa e introducida *E. guineensis*, la especie presenta una alta coincidencia entre el clima de México y el de las regiones donde se ha sembrado y escapado (ver modelos de similitud climática, Fig. 2, Apéndice 2).

2.03. Especie adaptable a un rango ambiental muy amplio

R= Sí (1). Se sabe que *E. guineensis* crece en climas con precipitaciones entre 1,000 a 6,000 mm, con una temperatura media máxima de 18 a 32°C. Crece en ambientes subtropicales secos a los tropicales secos y bosques húmedos (Jourdan & Rey, 1997; León *et al.*, 2006; Gómez-López, 2010; Sandoval-Esquives, 2011; Hala *et al.*, 2012; Bayona-Rodríguez & Mauricio-Romero, 2016) (ver Ecología).

En México *E. guineensis* crece solo en dos tipos de clima actualmente (ver 2.01, Fig. 14). Por otro lado, analizando los registros que obtuvimos de su área nativa y sobreponiéndolos al mapa de climas del mundo (World Maps of Koppen-Geiger Climate Classification; <http://koeppen-geiger.vu-wien.ac.at/>), *E. guineensis* se encuentra en climas del tipo tropical seco o de sabana con invierno seco, tropical seco o de sabana con verano seco, tropical monzónico, semiárido cálido y ecuatorial o tropical húmedo. De acuerdo a los registros del área invadida, se denotan climas más diversos, y que van del tipo tropical seco o de sabana con invierno seco, tropical seco o de sabana con verano seco, tropical monzónico, ecuatorial o tropical húmedo y oceánico mediterráneo con verano suave. Es decir, la especie tiene un alto grado de versatilidad ambiental.

2.04. Nativo o naturalizada en hábitats con periodos extensivos de sequía

R= Sí (1). Se ha reportado que *E. guineensis* no soporta sequías por periodos muy prolongados, pero soporta como máximo 4 meses con menos de 60 mm de lluvia al mes (Gómez-López, 2010; Sandoval-Esquives, 2011). En México, de acuerdo a los registros de la base de datos, *E. guineensis* se encuentra en sitios donde se presentan sequías prolongadas, como en Campeche, Tabasco y Yucatán (tipos Aw y Am) (de acuerdo a datos del SMN; Apéndice 3).

2.05. Hay evidencia de introducciones repetidas fuera de su rango de distribución natural?

R= Sí. Hacia finales de 1800s se llevó la palma africana al sureste de Asia, este movimiento continuó hasta finales del siglo XX. El inicio del cultivo a gran escala de la palma africana comenzó en Indonesia en 1911 y en Malasia en 1917; como resultado de estos movimientos, a la fecha hay cientos de miles de hectáreas en el sureste de Asia con monocultivos de palma (Koh & Wilcove, 2008). Esta especie se estableció en Zaire, Nigeria,

Costa de Marfil y el Congo en 1920 (León, 2000; Van der Vossen & Umali, 2001; Basiron, 2007; Koh & Wilcove, 2008). En 1940 se iniciaron plantaciones comerciales de *E. guineensis* en Honduras y Costa Rica (León, 2000). Los principales centros de producción de semillas y el mejoramiento de la palma de aceite en el mundo se encontraban en Costa de Marfil, Nueva Guinea, Costa Rica, Brasil y Colombia (León *et al.*, 2006), y actualmente son Costa Rica, Costa de Marfil, Nigeria, Camerún, Benín y Ghana (MPOB, 2016). Desde estos países se ha introducido a distintos países. En México, donde ya se había reportado el comercio de la especie y la existencia de plantaciones, el gobierno se encuentra apoyando la siembra de la palma africana y promoviendo nuevas introducciones (Rodríguez-Wallenius, 2017). La primera plantación en el país se estableció en la región del Soconusco, Chiapas, en 1948. Posteriormente, se realizaron programas a gran escala en el estado y en 1978 se establecieron cultivos en los municipios de Acacoyagua, Acapetahua, Mapastepec y Villa Comaltitlán; en Veracruz y Campeche se establecieron las primeras plantaciones en 1997, y en Tabasco en 1998 (ver Rutas de introducción, Historia de la comercialización).

3.01. Naturalizado fuera de su rango nativo de distribución

R= Sí (2). En un gran número de países a través del mundo donde se ha introducido con distintos fines y se ha convertido en una especie naturalizada. Se ha introducido y establecido en 75 países e islas, incluido México, donde se tienen registros en 5 estados. Se le considera como una maleza, naturalizada e invasora (Randall, 2012).

3.02. Maleza de jardines o de espacios de uso público urbano

R= No (0). No hay evidencia de que esto ocurra.

3.03. Maleza agrícola, hortícola o forestal

R= Sí (4). Se considera que *E. guineensis* puede escapar de cultivos y se le considera una maleza (Richardson, 2011; Randall, 2012; CABI, 2019a).

3.04. Maleza ambiental (campo)

R= Sí (4). Se le ha considerado en Brasil y en la región amazónica de Colombia como especie invasora debido a que en las zonas donde se ha expandido inhibe el crecimiento de las plantas nativas (Howard & Ziller, 2008).

3.05. Relación filogenética cercana con especies de malezas

R= No (0). No hay reportes de que sus congéneres sean considerados malezas.

Biología/Ecología

4. Rasgos indeseables

4.01. Produce espinas, o estructuras ganchudas

R= No (0). En el apartado de Descripción de la especie no se indica que se presenten estas estructuras.

4.02. Alelopática

R= No (0). No existe evidencia en la literatura que indique que *E. guineensis* presenta esta actividad.

4.03. Parásita

R= No (0). No existe evidencia que indique que *E. guineensis* sea parásita de otras especies de plantas. Es una palma de crecimiento arbóreo (ver apartado de Descripción de la especie).

4.04. No adecuado para animales de pastoreo

R= Se desconoce. No hay evidencia de que *E. guineensis* tenga este uso (ver Usos y comercialización).

4.05. Tóxica a animales

R= No (0). No existen reportes de que la palma africana o sus derivados tengan efectos tóxicos en los animales. Dada su composición, no se prevén efectos tóxicos en animales (ver Impactos a la salud de *E. guineensis*).

4.06. Hospedero de plagas o patógenos reconocidos

R= No (0). Aunque la palma africana es hospedero de parásitos y patógenos, no hay reportes de que éstos tengan efectos en la producción agrícola y hortícola (ver Ecología).

4.07. Causa alergias o es tóxico para los humanos

R= No (0). No hay evidencia de que *E. guineensis* tenga efectos en la salud humana. El aceite de palmiste y el aceite rojo de la palma son seguros para el consumo humano; la palma africana también se usa como remedio popular para el tratamiento del cáncer, el dolor de cabeza y reumatismo (ver Impactos a la salud de *E. guineensis*).

4.08. Crea un riesgo de incendio en sistemas naturales

R= No (0). No existe evidencia de que la palma africana *E. guineensis* pueda generar un riesgo de incendio en las zonas donde se encuentra (ver Ecología).

4.09. Es una planta tolerante a la sombra en alguna fase de su ciclo de vida

R= Sí (1). Esta especie crece generalmente asociada a condiciones húmedas y semi-sombreadas (Zeven, 1972; Orwa *et al.*, 2009).

4.10 Crece en suelos de México

R= Sí (1). De acuerdo a los registros de la base de datos, *E. guineensis* puede crecer en México en suelos litosol, rendzina, gleysol plintico, solonchak gleyico, luvisol ortico, cambisol eutrico (Apéndice 4).

4.11. Hábito trepador

R= No (0). La palma africana tiene una estructura arbórea (ver apartado de Descripción).

4.12. Crecimiento cerrado o denso

R= No (0). No hay evidencia de este tipo de crecimiento (ver Ecología).

5. Tipo de planta

5.01. Acuática

R= No (0). Es una especie terrestre. Ver apartado de Descripción.

5.02. Pastos (Poaceae)

R= No (0). Es un árbol. Ver apartado de Descripción.

5.03. Plantas fijadoras de Nitrógeno

R= No (0). Ver apartado de Descripción y Biología e Historia Natural.

5.04. Geófita

R= No (0). Ver apartado de Descripción.

6. Reproducción

6.01. Evidencia de bajo éxito reproductivo en su lugar de origen

R= No (0). No hay reportes de estas evidencias (ver apartado de Biología).

6.02. Produce semillas viables

R= Sí (1). Se estima que de la producción anual de semillas en su rango nativo se logra una viabilidad menor al 50% a temperaturas de 25-30°C (Hussey, 1958) pero que en su rango de invasión (Brasil) puede alcanzar más del 80% de germinación a altas temperaturas (Green *et al.*, 2013). En condiciones naturales el proceso de germinación de *E. guineensis* puede ocurrir entre 1 y 3 años (Hussey, 1958; Martine *et al.*, 2009; Green *et al.*, 2013) (ver apartado de Biología).

6.03. Hibrida de manera natural

R= Sí (1). Hay evidencia de hibridación natural entre *Elaeis guineensis* x *E. oleifera*, aunque estos híbridos presentan cierto grado de infertilidad (Jones & Hughes, 1989; León, 2000).

6.04. Autofecundación

R= Sí (1). *E. guineensis* es una palmera monoica, produce inflorescencias masculinas y femeninas separadas sobre la misma palma, sobre el mismo individuo (ver Descripción). Al estar en el mismo individuo las flores de los dos sexos (con lo que se fusionarían células sexuales masculinas y femeninas provenientes de un mismo individuo), se pueden autofecundar; los agentes que pueden llevar el polen para polinizar las flores del mismo individuo, son sobre todo insectos pero también el viento (PlantFile, 2019a).

6.05. Requiere de polinizadores especialistas

R= No (0). No existen en la literatura artículos que indiquen polinizadores especialistas para *E. guineensis*, aunque es polinizada por insectos (abejas, escarabajos, moscas) (ver Ecología).

6.06. Reproducción vegetativa

R= No (-1). Se reproduce solo por semilla (Martine *et al.*, 2009).

6.07. Tiempo generacional mínimo

R= (-1) *E. guineensis* alcanza su desarrollo para reproducirse entre 3-5 años (Adam *et al.*, 2005; CABI, 2019a).

7. Mecanismos de dispersión

7.01. Los propágulos probablemente puedan ser dispersados no intencionalmente

R= Se desconoce. No existe evidencia de que esto ocurra o haya ocurrido (ver apartado Rutas de introducción).

7.02. Los propágulos se dispersan intencionalmente por el humano

R= Sí (1). Las introducciones han sido intencionales, hechas por el hombre por comercio (ver Rutas de introducción). *E. guineensis* fue introducida por esclavos africanos al noreste de Brasil en el siglo XVI y en 1848 fue introducida a Indonesia, traída de África Occidental para plantarse en el Jardín Botánico Bogor. A partir de allí, se ha comercializado de manera intencional por la gente a partir de semillas y plántulas (Ryerson, 1929; 1933; León, 2000; Van der Vossen & Umali, 2001; CABI, 2019a).

7.03. Los propágulos pueden ser dispersados como contaminantes de productos

R= No (-1). No hay evidencias.

7.04. Propágulos adaptados a dispersarse por el viento

R= No (-1). Los propágulos no se dispersan por el viento.

7.05. Propágulos con capacidad de flotación exclusivamente en ambientes terrestres

R= Si (1). Las semillas de *E. guineensis* son dispersadas por el agua al encontrarse tan asociadas las palmas a zonas con agua (CABI, 2019a).

7.06. Propágulos dispersados por aves

R= Sí (1). Las semillas de *E. guineensis* pueden ser dispersadas por las aves y algunos mamíferos pequeños que consumen los frutos (Zona, 2000a; Howard & Ziller, 2008; PlantFile, 2019a).

7.07. Propágulos dispersados por animales (de manera externa)

R= No (-1). No hay evidencias.

7.08. Propágulos dispersados por animales (de manera interna)

R= Sí (1). La dispersión de la semilla de la palma africana se debe principalmente a aves y mamíferos que consumen el fruto y por ende pasan las semillas a través del tracto digestivo (Howard & Ziller, 2008).

8. Atributos de persistencia

8.01. Producción de semillas prolífica

R= Sí (1). Se estima que la producción anual de semillas por palma de *E. guineensis* es de 500 a 3,000 semillas (Marquís, 1908; Hardon *et al.*, 2001).

8.02. Evidencia de que un banco de propágulos (semillas) es formado (>1 año)

R= Sí (1). Dependiendo de las temperaturas, en ambientes tropicales con promedios de 27°C, la viabilidad de la semilla se puede perder entre 9 a 12 meses (Van der Vossen & Umali, 2001; Martine *et al.*, 2009). Pero en condiciones naturales favorables con altas

temperaturas, el proceso de germinación de *E. guineensis* puede ocurrir en un periodo de uno a tres años (Hussey, 1958; Martine *et al.*, 2009; Green *et al.*, 2013).

8.03. Es controlado por herbicidas

R= Sí (-1). Se puede controlar a *Elaeis guineensis* con la aplicación del herbicida glifosato (Howard & Ziller, 2008; PIER, 2013a; GISD, 2019a) (ver Control y mitigación).

8.04. Es tolerante o se beneficia de mutilación, corte, cultivo o fuego

R= Sí (1). Se ha indicado que la palma africana rebrota después de cortarla (PIER, 2013a; GISD, 2019a). Se le considera una maleza escapada de cultivos (Randall, 2012).

En México, *E. guineensis* tolera suelos con distintos grados de degradación (SEMARNAT, 2004; CONABIO, 2012; Apéndice 4):

Suelos con degradación física por pérdida de la función productiva:

- Por urbanización con degradación extrema: Mérida, Yucatán.

Suelos con degradación física por compactación

- Por sobrepastoreo con degradación ligera: Carmen, Campeche.

Suelos con degradación química por declinación de la fertilidad y reducción del contenido de materia orgánica:

- Por actividades agrícolas con degradación moderada: Acapetahua, Chiapas
- Por deforestación y remoción de la vegetación con degradación ligera: Minatitlán, Veracruz.

8.05. Enemigos naturales efectivos en México

R= No (1). No hay evidencia para México.

8. Riesgo de invasión de *Elaeis guineensis* en función de la similitud climática:

E. guineensis presenta un elevado riesgo de invasión considerando la similitud climática que hay en México con las áreas de su distribución nativa, sobre todo en el sureste de México, desde Veracruz hasta la península de Yucatán, mientras que en la vertiente del Pacífico desde Jalisco hasta Chiapas, en la franja costera (Fig. 20a). Si consideramos la presencia por región invadida actualmente, el riesgo es mucho más alto, con un riesgo similar en la vertiente del Golfo hasta el Sur, y subiendo hasta Sinaloa en el Pacífico (Fig. 20b). No queda restringida ni limitada su zona de invasión en cualquiera de los casos. Para Norteamérica el riesgo es inexistente, mientras que para Centroamérica el riesgo es muy elevado (Fig. 20c).

Si comparamos los mapas de climas generados a partir de los mapas climáticos mundiales, se puede observar que hay una relativa mayor versatilidad de climas en las áreas invadidas comparado con la distribución nativa (Apéndice 2). Asimismo, se denota la poca variedad de climas que son adecuados en México para el establecimiento de la especie (Apéndice 2).

Elaeis guineensis

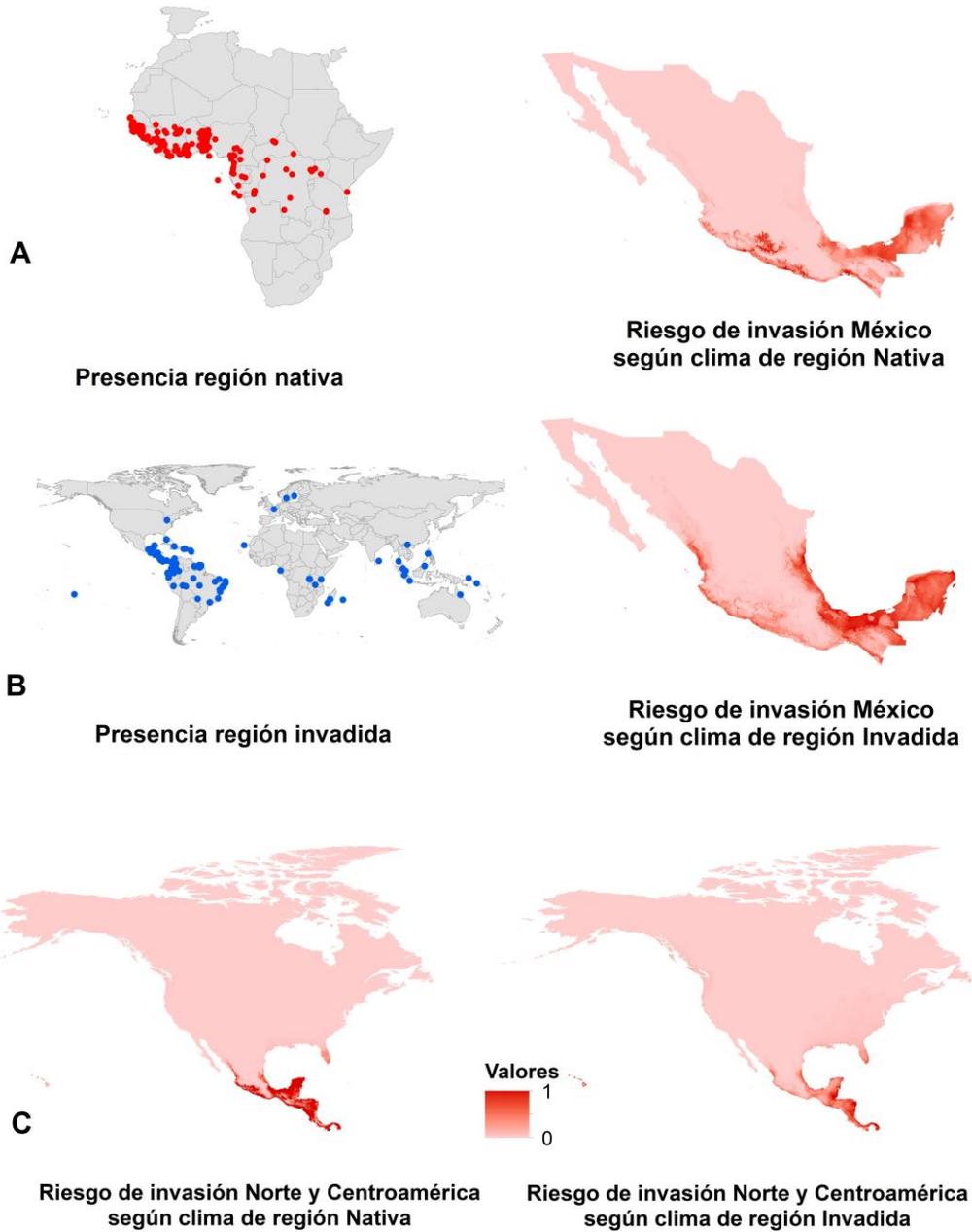


Figura 20. Modelos de Maxent para *Elaeis guineensis* calibrados en su región nativa (A) y de invasión (B) y proyectados a Norte y Centroamérica (C); notar el riesgo para México dentro de esta región. Los mapas de distribución geográfica potencial de la derecha indican las áreas con condiciones climáticas y topográficas adecuadas para el establecimiento de *Elaeis guineensis*. Los puntos rojos y azules representan la presencia de la especie en la región nativa e invadida respectivamente.

9. Resultado del Análisis de riesgo de *Elaeis guineensis*

De acuerdo a los valores mostrados en el Apéndice 1 que se obtienen de las respuestas justificadas para la especie, el puntaje WRA (Weed Risk Assessment, con las modificaciones para las condiciones en México basado en Gordon *et al.*, 2010) para *Elaeis guineensis* fue de **23**. Debido a que el puntaje es mayor que 6 (ver Anexo 1 sobre estos valores), el taxón debe ser **Rechazado**.

10. Conclusión

El valor máximo del puntaje que puede tener una especie de planta para no ser rechazada para su introducción en un país considerando el WRA es igual a 6, por lo que la recomendación es que *Elaeis guineensis* debe ser **rechazada** y considerada como una especie invasora (maleza) de alto riesgo para México. Por lo anterior, esta especie no debería de ser comercializada ni introducida al país; asimismo debería de ser una especie para la que finalmente se establezca un plan de control y erradicación. De acuerdo al riesgo de invasión obtenido por modelación en función de la similitud climática, se denota que el riesgo sería elevado en el sureste de México, desde Veracruz hasta la península de Yucatán, y en la vertiente del Pacífico desde Sinaloa hasta Chiapas, en la franja costera. Debido a que el cultivo de esta especie es importante para los productores, se recomienda que en los sitios que se haga el cultivo se establezca un programa estricto de seguimiento y control de plántulas para que no ocurran escapes; de darse, debe de haber una respuesta rápida por lo que debería de diseñarse un programa de acciones rápidas para evitar el desarrollo de los escapes. Es complicado porque sus frutos son dispersados por aves y mamíferos, además del agua, pero deben realizar programas estrictos que eviten la invasión posterior al escape.

Livistona chinensis

1. Introducción

El género *Livistona* se integra por 34 especies, tiene una distribución nativa en el noreste de África, India a Australia, Nueva Guinea, las Islas Solomon, el norte de Filipinas, China y Japón (Shengji *et al.*, 2010). Esta distribución abarca regiones florísticas poco relacionadas, lo que se considera un indicador de un origen antiguo del género, previo a eventos tectónicos que aislaron a las distintas islas y continentes con especies ancestrales; eventos posteriores de especiación ocurrieron en Australia y Malesia. Existen algunas especies relictuales en África y Australia (Dowe, 2001), si bien se ha documentado el caso de *L. mariae* cuyo origen se atribuye a una posible introducción humana en el centro de Australia hace 15,000 años (Kondo *et al.*, 2012).

Livistona chinensis se considera nativa de Asia, del sur de China, Islas Bonin, habitando bosques costeros, en suelos arenosos en las provincias de Guangdong, Hainan, Taiwán, al sur de Japón. Parece provenir de un clado con origen en el sureste de Asia, en particular de la región tropical monzónica (Crisp *et al.*, 2010). Son palmas de hasta 15 m de altura, que tienen afinidad tropical y subtropical, habitando bosques tropicales, vegetación costera, en bosques mésicos, y hasta en hábitats áridos de las islas Bonin; también ocurren ahora en climas templados. Puede vivir en sitios a más de 1,800 msnm y con más de 3,000 mm de precipitación (Dehgan, 1998; Starr *et al.*, 2003; CABI, 2019b). Crece generalmente debajo de los 600 m, y prefiere sitios húmedos, con agua (Starr *et al.*, 2003). Ha sido generalmente introducida en distintos países con fines ornamentales. En México se le ha registrado en tres estados. *L. chinensis* es una planta incluida en el Compendio Global de Malezas (Randall, 2012). No se ha estudiado en México, a pesar de comercializarse intensamente en mercado libre por internet.

Se ha clasificado a *L. chinensis* bajo un estatus de conservación vulnerable en su rango nativo (Dowe, 2009), pero la IUCN no la incluye bajo ninguna de sus categorías. Otras

especies del género *Livistona* sí se encuentran en esta lista roja: *L. carinensis* (amenazada), *L. drudei* (amenazada), *L. woodfordii* (vulnerable), *L. robinsoniana* (vulnerable) y *L. endauensis* (casi amenazada) (IUCN, 2018), básicamente por su comercio desmedido como especie ornamental y por cambios en el uso de la tierra.

No existen especies nativas del género en México.

1.1 Taxonomía

***Livistona chinensis* (Jacq.) R. Br. ex Mart.**

Reino: Plantae

División:

Clase: Equisetopsida C. Agardh

Subclase: Magnoliidae Novák ex Takht.

Superorden: Liliales Takht.

Orden: Arecales Bromhead

Familia: Arecaceae Bercht. & J. Presl

Género: *Livistona* R. Br.

Especie: *Livistona chinensis* (Jacq.) R. Br. Ex Mart.

1.1.1 Sinónimos

Latania chinensis Jacquin

Chamaerops biroo Siebold

Livistona boninensis (Beccari) Nakai

L. chinensis var. *boninensis* Beccari

L. chinensis var. *subglobosa* (Hasskarl) Beccari

L. japonica Nakai

L. oliviformis (Hasskarl) Martius

L. sinensis Griffith

L. subglobosa (Hasskarl) Martius

Saribus chinensis (Jacquin) Blume

S. oliviformis Hasskarl

S. subglobosus Hasskarl.

1.1.2 Nombres comunes

Español: Palmera de abanico china o palma de fuente china (Galetti *et al.*, 2010); palma de abanico, palma china (CABI, 2019b).

Inglés: Chinese fan palm o Chinese fountain palm.

1.2 Descripción

Livistona chinensis son palmas perennes, de consistencia leñosa; los tallos pueden alcanzar los 15 m de altura y 20-30 cm de DAP; internodos angostos e irregulares de color café a gris. La superficie del tallo es áspera marcada con las cicatrices de las hojas. Hojas palmadas con segmentos de los ápices foliares distendidos. Cada planta puede tener de 40 a 60 hojas. Cada hoja tiene nueve nervaduras, glabras, lámina costapalmada regularmente segmentada, subcircular a reniforme, 120-200 cm de largo, 120-180 cm de largo, color verde pálido en ambas superficies; peciolo ligeramente arqueado con hasta 180 cm de largo, armado con espinas gruesas en los márgenes (2-20 mm de largo); espinas ausentes cuando son juveniles; talón del peciolo no persistente; las espinas son más densas proximalmente y menos densas distalmente. Raquis principal ramificado en 5-7 inflorescencias con hasta siete flores cada una; bráctea peduncular ausente; raquillas de

10-18 cm. Flores en racimos de 4-7. El polen es monosulcado, elíptico, mide 15µm de largo, con superficie finamente perforada (Brown, 1838; Galetti *et al.*, 2010). Flores sésiles, gineceo con tres carpelos, hermafroditas, color amarillo pálido, inconspicuas de 2-2.5 mm de largo. Inflorescencias 100-120 cm de longitud, raquillas glabras, 10-18 cm de longitud x 0.9 cm de diámetro; brácteas del raquis tomentosas, color café. El fruto globoso a elipsoide o piriforme, verde a verde azulado al madurar; tienen un peso promedio de 1.14 ± 0.9 g, de 15-26 x 9-18 mm que producen una sola semilla. Las semillas son muy duras, globosas a elipsoides y con alto contenido de taninos (Kulkarni & Mahabalé, 1974; Zona, 2000b; Dowe, 2001; 2009; Shengji *et al.*, 2010; Nwosu, 2013; Tropicos, 2018).

En su rango exótico las flores se registran con un color blanco (Gilman & Watson, 1993a).

1.3 Biología e historia natural

1.3.1 Biología

Livistona chinensis es nativa de Japón, China y Taiwán. El género *Livistona*, comprende 34 especies de palmas distribuidas desde el noreste de África e India hasta Australia, Nueva Guinea, Islas del Pacífico (Islas Salomón), norte de Filipinas, Japón y China. En este último país, solo ocurren tres especies: *L. jenkinsiana*, *L. saribus* y *L. chinensis* (Zona, 2010). De acuerdo a análisis genéticos, las palmas de éste género se diversificaron hace poco más de 20 millones de años. Aunque *L. chinensis* y *L. jenkinsiana* podrían considerarse como especies hermanas, las tres especies que ocurren en China son genéticamente más cercanas en cuanto a tiempo de divergencia. Con estos análisis, se corroboró que *L. chinensis* proviene de un clado con origen en el sureste de Asia, en particular de la región tropical monzónica (i.e. entre 10° y 25° al norte y sur del Ecuador). De hecho, se sugiere que un ancestro de *Livistona* de dicho clado haya colonizado la parte tropical de Australia hace unos 10-17 millones de años. Además de la afinidad tropical, se sugiere que las

especies de *Livistona* están adaptadas a tolerar el fuego, por lo que eso pudo ayudar a su permanencia en dicho continente (Crisp *et al.*, 2010).

Hay poca información sobre la biología de la especie de la palma de abanico china.

Livistona chinensis florece de febrero a abril en su rango nativo, en Asia (Dowe, 2009). En su rango de invasión, en África florece de diciembre a febrero (Siebert, 2010) y en primavera-verano en Norteamérica (donde se encuentra naturalizada en Florida, y en Bermuda) (Gilman & Watson, 1995; Zona, 2000b).

En su rango nativo fructifica abril a septiembre (Dowe, 2009). En su rango de invasión, en Brasil, produce frutos casi todo el año, con excepción de agosto (Galetti *et al.*, 2010).

L. chinensis se reproduce por semilla y cada fruto tiene una semilla; al tener flores hermafroditas, pueden tener autofecundación, autógama; su número de cromosomas es $2n=36$ (Kulkarni & Mahabalé, 1974; Dowe, 2009; Nwosu, 2013). Tiene una alta producción de frutos con altas tasas de germinación (CABI, 2019b), por lo que se infiere que tiene una producción de semillas prolífica, con semillas viables.

Haciendo una estimación basados en la información existente en la literatura que indica que puede haber bien sea 5 flores por raquilla, con 3 ramificaciones por inflorescencia y 5 inflorescencias por planta, o bien 7 flores por raquilla y 7 inflorescencias por planta, se hicieron las siguientes estimaciones por cada inflorescencia (con los exponenciales): valor mínimo: $5^4= 625$; valor máximo: $7^4 = 2,401$. Lo anterior da un aproximado de entre 650 a 2,400 frutos, lo que al considerar que cada fruto da una semilla, serían los mismos valores de semilla producidas por cada inflorescencia. Si se considera un promedio de 7 inflorescencias por planta, se estiman entre 4,550 a 16,800 frutos = semillas por palmera.

L. chinensis tiene el tipo de germinación conocida como remota, en que el eje de la plántula se desarrolla a cierta distancia de la semilla (Meerow & Broschat, 2017). Esto tiene relevancia para el caso del manejo de semillas y plántulas durante la siembra en cultivos. Para esta especie aunque se menciona que en condiciones de cultivo se requieren alrededor de 70 días para la germinación (Naturalista, 2019a), las semillas

requieren entre 50 y 60 días para germinar en su estado natural (Singh *et al.*, 2010). Las semillas germinan dentro de 1 a 4 meses después de recibir el agua (Jones, 1995).

Tal como se ha estimado para un gran número de especies de palmas en medio natural, cuando no hay información sobre la reproducción de una especie, se asume por lo general que las semillas de una especie de palma tienen menos del 20% de germinación (Tomlinson, 1990). Lo anterior se debe a que por lo general las semillas de las palmas contienen embriones pequeños o inmaduros que deben completar su desarrollo antes de que germinen, y en ese proceso muere un gran número. Cuando se ha reportado que hay una baja germinación en las palmas, se debe a la muerte de las semillas. Sin embargo, estos bajos porcentajes no se ajustan a lo observado para *L. chinensis*. En una región del Himalaya (rango exótico) se encontró que las semillas tienen un alto porcentaje de germinación y además los juveniles presentan un rápido crecimiento (Bermuda DENR, 2016). Asimismo, estudios realizados bajo condiciones experimentales en Brasil mostraron que la palma china posee un alto porcentaje de germinación de semillas (96-99%); esto independientemente de la temperatura y tiempo de exposición a la luz. Sin embargo, el mayor índice de velocidad de germinación se encontró entre los 25-35°C con un régimen de exposición de 8 horas luz. En este caso, la germinación inició a los cuatro días luego de iniciados los tratamientos (Kobori *et al.*, 2009). En Túnez la germinación de semillas de *L. chinensis* ocurrió en un rango de 15-35°C (Chatty & Tissaoui, 1999). Inició la germinación a partir del tercer día de haber colocado las semillas en sustratos de arena húmeda. Esta alta tasa de germinación también se observó en un experimento en Venezuela, encontrando además que la emergencia se favoreció con la escarificación con agua o ácido giberélico (Maciel, 1996).

Se han hecho pruebas para conservar las semillas de *L. chinensis* mediante criogénesis. Los resultados sólo han confirmado que dichas semillas poseen cualidades recalcitrantes y que pierden criotolerancia a medida que se desarrollan, por lo que su viabilidad y supervivencia se afectan con temperaturas bajo cero. Las semillas maduras de *L. chinensis* no sobreviven a temperaturas bajo cero por una semana (Wen, 2011; Wen *et al.*, 2012). Las semillas en su rango nativo pierden viabilidad cuando alcanzan un 8% de humedad,

pero pueden ser conservadas en Nitrógeno líquido si se conserva 20% de humedad (Peng *et al.*, 2011). En Venezuela (rango de invasión) se encontró que el almacenamiento de semillas de *L. chinensis* (hasta 11 días) afecta negativamente su germinación (Maciel, 1996).

Se ha reportado que en su rango exótico de invasión las tasas de crecimiento varían, pudiendo ser rápido o lento. En Grecia con clima mediterráneo, la palma china tiene una tasa de crecimiento promedio de 15.3 cm por año (Georgi *et al.*, 2005). Pero en el norte de Florida, se reporta como una especie de crecimiento lento (Duke & Knox, 2008). Al parecer las condiciones del clima y tipos de suelo pueden repercutir en el crecimiento de la palma china.

Considerando un promedio de la palma china de 15.3 cm/año (Georgi *et al.*, 2005) y un promedio de altura de 15 m (Kulkarni & Mahabalé, 1974; Dowe, 2009; Galetti *et al.*, 2010), la palma china puede llegar a vivir alrededor de 75 años o más.

1.3.2 Ecología

Livistona chinensis es una planta con afinidad tropical y subtropical que crece en bosques mésicos, pero también en bosques perturbados de *Quercus* en su rango nativo. En China, Taiwán y Japón también se le encuentra asociado a vegetación costera en suelos arenosos (Brown, 1838; Gilman & Watson, 1995; Dowe, 2009; Starr *et al.*, 2003). En islas oceánicas del sur de Japón, *L. chinensis* es parte de la vegetación nativa, y ocurre junto con *Hibiscus glaber* y *Terminalia catappa* (Hashimoto, 2010). En Kyushu, Japón, se le encuentra en islotes de hasta 4.4 ha de superficie que están cubiertos completamente por plantas de *L. chinensis*, dando un aspecto de pequeñas selvas subtropicales colonizadas por hasta 4,000 individuos de la palma (Yoshida *et al.*, 2000). *Livistona chinensis* var. *boninensis* Becc., es una variedad de esta especie, que es endémica de las islas Bonin, Japón. Esta variedad se encuentra tanto en la vegetación costera como dentro de dichas islas, dominante en suelos delgados en hábitats áridos. Junto a otros arbustos nativos, la variedad *bonensis* forma parte de los bosques secos característicos de las islas Bonin (Ohtani *et al.*, 2009). En ocasiones los individuos de esta palma se establecen en densas colonias mono específicas,

aunque a menudo se encuentran en pequeñas colonias aisladas (Dowe, 2009). Crece también en áreas templadas, pero su desarrollo es más lento (Starr *et al.*, 2003).

En zonas de invasión se ha reportado a la especie creciendo en zonas riparias de Nueva Caledonia; en Hawai, hay registros de la especie creciendo en zonas escarpadas y formando parte del sotobosque de *Eucalyptus* (ISSG, 2019; Palmweb, 2019a). También se le puede encontrar en bosques conservados de Colombia (Navarro *et al.*, 2007). En sitios donde se considera naturalizada, como en Sudáfrica, *L. chinensis* se encuentra en áreas pantanosas con clima subtropical. Crece en algunos sitios con vegetación dominada por *Bridelia micrantha* (Phyllanthaceae), *Phoenix reclinata* (Arcaceae), *Syzygium cordatum* (Myrtaceae) y *Voacanga thouarsii* (Apocynaceae) con sotobosque dominado por *Microsorium scolopendria* (Polypodiaceae) y *Nephrolepis biserrata* (Nephrolepidaceae) (Siebert, 2010). Se ha reportado que en EUA puede crecer prácticamente en cualquier tipo de suelo razonablemente fértil y con buen drenaje. Su tolerancia a la sequía y salinidad es moderada (Gilman & Watson, 1995; Duke & Knox, 2008).

L. chinensis crece en áreas húmedas sobre todo a elevaciones debajo de 600 msnm. Se desarrolla bien en climas tropicales, por ejemplo en bosques tropicales muy húmedos, con más de 60 mm de precipitación mensual (Af), clima de monzón (Am), sabanas tropicales con veranos secos (As) y sabanas tropicales con inviernos secos (Aw). El rango de temperatura va desde los 18°C a los 30°C de promedio anual, así como sitios con precipitaciones medias anuales mínimo de 1,800 mm y máximo >3,000 mm. Actualmente se encuentra introducida en una variedad de climas tropicales y templados en todo el mundo (Dehgan, 1998; CABI, 2019b). En su rango exótico, se encuentra en climas mediterráneos como en Nauplio, Grecia, donde la temperatura media anual y precipitación son de 18.7°C y 510 mm, respectivamente (Georgi *et al.*, 2005). En bosques húmedos premontanos de Colombia se le encuentra en altitudes de hasta 1,800 msnm, con humedad relativa del 75-80% (Navarro *et al.*, 2007). Se le encuentra en sitios como el Valle Doon, en el Himalaya, donde existen rangos de temperatura extremas entre -2.4°C y 43.8°C con elevaciones de 315 a 1,000 msnm (Negi & Hajra, 2007). En el norte de Florida, ocurre en una zonas que alcanzan un rango de temperaturas mínimas de entre -9.4 y -6.7

°C. En esta región, la palma a menudo pierde sus hojas debido a las heladas de invierno, pero se regenera en primavera. Se menciona que su crecimiento máximo es de 65 cm (Duke & Knox, 2008). La deficiencia de potasio en gran parte de los suelos de Florida parece afectar a *L. chinensis*, cuyos ápices de las hojas suelen secarse como síntoma de dicha deficiencia (Broschat, 2005).

La palma china está adaptada a un amplio rango de condiciones de suelo, que incluye arcillosos, francos, arenosos, alcalinos y ácidos, pero prefiere suelos bien drenados (Starr *et al.*, 2003; Dowe, 2009; Palmweb, 2019a).

Las plántulas y plantas jóvenes pueden soportar áreas abiertas soleadas, pero también áreas boscosas densas sombreadas. Es tolerante a la exposición al sol en estado adulto (Starr *et al.*, 2003; Dowe, 2009; Palmweb, 2019a).

L. chinensis se reproduce por semillas. Los frutos caen al suelo y brotan debajo del árbol parental. Las semillas pueden ser dispersadas por aves y otros animales (Bermuda DENR, 2016). También pueden dispersarse las semillas en el agua ya que se observan plántulas germinando a lo largo de zanjas en Hawai (Starr *et al.*, 2003).

Las plantas han escapado de los cultivos y se han naturalizado en sitios perturbados, pero también en sitios naturales sin disturbios (Wagner *et al.*, 1999; Starr *et al.*, 2003; Meyer *et al.*, 2008; ISSG, 2016). Las semillas pueden escapar de los cultivos y establecerse, cuando el humano retira los restos y basura de dichos cultivos (Meyer *et al.*, 2008).

En su rango de invasión, las plantas de *L. chinensis* pueden crecer bien en áreas de suelo pequeñas y confinadas en zonas urbanas (Gilman & Watson, 1995), y crece en zonas periurbanas, junto a carreteras, áreas perturbadas y naturales, orillas de ríos y zonas costeras (CABI, 2019b). En las zonas urbanas de Hong Kong, es muy común y dominante (Jim, 1996; 1997). En la isla Bermuda, se han registrado individuos de palma china que germinaron a partir de semillas que cayeron en orillas de carreteras. Posteriormente, debido al número de semillas que caen al suelo, los adultos crecen formando grupos cuya sombra causa la muerte de plantas nativas al evitar que les lleguen los rayos del sol (CABI, 2019b; ISSG, 2019; Palmweb, 2019a). En parques de China, rango nativo, esta palma

puede crecer de manera espontánea e invasiva sobre colinas y áreas verdes (Jim, 2002). En ambientes insulares del mismo país se encuentran asociadas a vegetación secundaria (Ota, 1994).

En Isla Mauricio, al sur de África, *L. chinensis* se ha esparcido en prácticamente toda la isla, tanto entre vegetación nativa como perturbada. Se señala como un problema que los habitantes de la isla la confunden a menudo con especies de palmas nativas del género *Latania* (Meyer *et al.*, 2008). Se ha reportado que *L. chinensis* impacta negativamente a *Acanthophoenix rubra*, una palma nativa críticamente amenazada de isla Mauricio (Maunder *et al.*, 2001).

En Maui, esta palma se ha cultivado ampliamente como una planta arbórea ornamental. Se ha escapado y extendido hacia cualquier área húmeda. Las plántulas y juveniles pueden verse germinando alrededor de cursos de agua, barrancos y áreas localizadas con humedad. No se les ha visto alejadas más de 1.5 km de donde se plantaron las palmas inicialmente (Wagner *et al.*, 1999).

La polinización en palmas se da por el viento y por una variedad de insectos y animales, tales como escarabajos, abejas, moscas, hormigas y murciélagos (Dehgan, 1998).

Hay varias formas en que se dispersan las semillas de *L. chinensis*. Uno es por gravedad, al caer las semillas bajo la planta, otro es el transporte por animales y, el más importante, la intervención de los humanos (Jones, 1995), para usos ornamentales, que es la acción de más largo alcance en distancias. En Hawai se dispersa primariamente por los humanos que transportan las plantas dentro de la isla con fines paisajísticos; se considera que por descuidos de la gente se propaga por el manejo de residuos de jardinería. Las semillas también pueden ser transportadas en el agua, lo que se infiere porque se han visto plantas germinando en zanjas en Maui (Wagner *et al.*, 1999; Meyer *et al.*, 2000; Starr, 2003; CABI, 2019b; ISSG, 2019). En su rango nativo, *L. chinensis* se ha reportado teniendo un transporte pasivo de las semillas por el mar, pudiendo trasladarse desde el archipiélago Ryukyu hasta Shikoku, Japón. Lo anterior implica un desplazamiento de casi 1,000 kilómetros con dirección sur a norte (Yoshida *et al.*, 2000).

En Malasia, rango nativo, el murciélago *Cynopterus brachyotis* se ha registrado alimentándose de los frutos de *L. chinensis* (Tan *et al.*, 1998). En sus áreas de invasión, en Bermuda, se tiene registro de que algunas aves participan en la dispersión de los frutos. En esta zona también se señala que las semillas tienen un alto porcentaje de germinación y con juveniles de rápido crecimiento (Bermuda DENR, 2016). En EUA, los frutos son poco atractivos para la fauna silvestre, e indican que no representan un problema de desechos por el exceso que cae al suelo (Gilman & Watson, 1993). En Brasil, las semillas son dispersadas principalmente por aves (*Turdus flavipes*, *T. albocollis*, *Saltator similis*), aunque también se ha observado que zorros, tapires venados y roedores (*Dasyprocta leporina*, *Cuniculus paca*, *Trynomis* spp.) consumen los frutos caídos (Genini *et al.*, 2009; Galetti *et al.*, 2010). También en Brasil, la pulpa de frutos forma parte de la dieta de *Guerlinguetus ingrami*, una ardilla endémica de Sudamérica asociada a la vegetación de Mata Atlántica (Ribeiro *et al.*, 2010). En Colombia, hormigas del género *Pheidole* (Hymenoptera: Formicidae) utilizan las grietas de los troncos como refugio (Navarro *et al.*, 2007).

L. chinensis puede ser vector de bacterias y hongos fitopatógenos, que además le causan algunos síntomas y enfermedades. Se ha encontrado que es moderadamente susceptible a *Candidatus Phytoplasma palmae*, que produce amarillamiento letal de las palmas; también es atacada por insectos escamas (Insecta: Hemiptera) (Gilman & Watson, 1995; Dehgan, 1998; Harrison & Elliott, 2009; Myrie *et al.*, 2014). En su rango de invasión, en Australia, es susceptible al ataque por *Bipolaris incurvata*, un hongo fitopatógeno que causa daños en las hojas (Forsberg, 1985); en Sudamérica y sur de Francia, es atacada por *Paysandisia archon* (Burmeister), una especie de polilla neotropical barrenadora conocida como la mariposa de las palmas, oruga de las palmeras o taladro del palmito (CABI, 2019b); en Brasil, se han reportado ataques por hongos del género *Fusarium* a las semillas de la palma china en condiciones experimentales (Kabori, 2006). La palma china guarda en su rango nativo relación con al menos 35 morfoespecies de hongos filamentosos (Ascomycota) endófitos, cuya relación con la planta se desconoce (Guo *et al.*, 1998; 2000).

L. chinensis es atacada en su rango nativo, por *Rhynchophorus ferrugineus* (Olivier), conocido como el escarabajo picudo rojo de las palmas y por *Raoiella indica* Hirst, el ácaro rojo de la palma (Wang *et al.*, 2015; Tang & Hou, 2017; CABI, 2019b). Además, se ha encontrado que esta palma posee el índice de vulnerabilidad más alto hacia *Phellinus noxius*, el hongo causante de la putrefacción del tronco de numerosas especies leñosas (Wu *et al.*, 2011). En las Islas Ogasawara, al sur de Japón, *Mesosa rufa* (Coleoptera: Cerambycidae) es un escarabajo nativo que barrena los troncos de esta palma (Sugiura *et al.*, 2008). En Japón, *L. chinensis* puede ser un hospedero potencial de *Brontispa longissima* (Coleoptera: Chrysomelidae), al escarabajo defoliador del coco (Yamashita & Takasu, 2010). En China, esta especie de escarabajo se ha reportado por atacar a *L. chinensis* (Yueguan & Yankun, 2004).

En su rango de invasión, en Hawai, se reportaron a *Coccotrypes dactyliperda* y *Coccotrypes pygmaeus* (Coleoptera: Scolytinae), dos especies de escarabajos barrenadores atacando semillas de *L. chinensis* (Swezey, 1928). En California, escarabajos del género *Euwallacea* (Coleoptera: Scolytinae) se reportan como posibles vectores de *Fusarium* sp. a plantas de la palma china (Eskalen *et al.*, 2013). En India, la especie *Callispa keram* (Coleoptera: Chrysomelidae) se reportó alimentándose de las hojas de *L. chinensis* (Shameem & Prathapan, 2013), mientras que *Oryctes rhinoceros* (L.) (Coleoptera: Scarabaeidae) se alimenta de diferentes tejidos del tronco (Sivakumar & Mohan, 2013). En Isla Mauricio también se han reportado ataques de esta especie de escarabajo (Bedford, 1980). Al este de África, *Schistocerca gregaria* (Orthoptera: Acrididae), conocido como langosta del desierto, puede llegar a atacar las hojas de *L. chinensis* causando daños moderados (Williams, 1933).

En su rango nativo, el murciélago de la fruta de nariz corta (*Cynopterus sphinx angulatus*) tiene al parecer una alta selectividad para perchar bajo las hojas de *L. chinensis* (Zhang *et al.*, 2008).



a) Brotes florales de *Livistona chinensis*.
 Autor: Fred Sun^{PA}.



b) Pequeñas flores de la palma china. Autor: Ming-I Weng, Taiwan^{PA}.



c) Inflorescencias racimosas de la palma china.
 Autor: Ming-I Weng, Taiwan^{PA}.



d) Mayor detalle de inflorescencias racimosas de palma china. Autor: Ming-I Weng, Taiwan^{PA}.

Figura 21. Inflorescencias y flores de *Livistona chinensis*. (a-d)^{PA}= Permiso académico



a) Palmas de *Livistona chinensis* en floración. Autor: Ming-I Weng, Taiwan^{PA}.

Figura 22. Inflorescencias y flores de *Livistona chinensis*. (a) ^{PA}= Permiso académico



f) Racimos de frutos verdes de *L. chinensis*.
 Autor: Rachid H^{CC}.



g) Racimos de frutos maduros en palma china
 Autor: Forest & Kim Starr^{CC}.



h) Frutos verdes de *L. chinensis*. Autor: Rachid H^{CC}.



i) Frutos maduros. Autor: Forest & Kim Starr^{CC}.

Figura 23. Racimos de frutos y frutos de la palma china *Livistona chinensis*. (a-d) ^{cc}= Creative commons



a) Frutos maduros y secos, con semillas de *L. chinensis*. Autor: Ming-I Weng, Taiwan^{PA}.



b) Interior de semilla. Autor: Scott Zona^{CC}.

Figura 24. Frutos y semillas de palma china *Livistona chinensis*, incluyendo detalle de su interior (a-b) ^{CC}= Creative commons, ^{PA}= Permiso académico.



a) Hoja de *L. chinensis*. Notar las hojas en forma de abanico y ápices colgantes.
 Autor: Peter Kirkland – www.plantfile.com^{PA}.



b) Hojas de *L. chinensis*. Autor: Ming-I Weng.
 Taiwan^{PA}.



c) Copa extendida y redondeada de *L. chinensis*.
 Autor: Forest and Kim Starr^{CC}.



d) Detalle de la copa de *L. chinensis*. Autor:
 Ming-I Weng, Taiwan^{PA}.

Figura 25. Detalle de hojas y copa de la palma china *Livistona chinensis*. (a-d) ^{CC}= Creative commons,
^{PA}= Permiso académico.



a) Corteza del tronco. Autor: LiChieh Pan^{CC}.



b) Tronco con anillos y ensanchado en la base. Autor: Peter Kirkland – www.plantfile.com^{PA}.



c) Palma mostrando de *L. chinensis* tronco único, de alrededor de 15 metros de alto. Autor: Peter Kirkland – www.plantfile.com^{PA}.



d) Tronco único, de unos 30 cm de diámetro. Autor: Ming-I Weng, Taiwan^{PA}.

Figura 26. Características del tronco y de la estructura de la palma china, *Livistona chinensis*.
(a-d) ^{CC}= Creative commons, ^{PA}= Permiso académico.



a) Plántulas de *L. chinensis*. Autor: Ming-I Weng, Taiwan^{PA}.



b) Palmas de un año y medio de *L. chinensis*. Autor: Pal Meir^{PA}.



c) Palmas juveniles en hábitat natural nativo. Autor: Ming-I Weng, Taiwan^{PA}.



d) Palma adulta de *L. chinensis* junto a campo de cultivo. Autor: Forest & Kim Starr^{CC}.

Figura 27. Desarrollo de plántulas a palma adulta de *Livistona chinensis*. (a-d) ^{cc=} Creative commons, ^{PA=} Permiso académico.



a) Palmas de *L. chinensis* en su rango nativo, Jardín Botánico Fukuyama, Taiwán. Autor: Ming-I Weng, Taiwán^{PA}.



b) Bosque de palmas de *L. chinensis* en su rango nativo, Aoshima, Japón. Autor: Pal Meir^{PA}.



c) Bosque de palmas de *L. chinensis* en hábitat nativo, Isla Guishan, Taiwán. Autor: Ming-I Weng, Taiwán^{PA}.



d) Palmas de *L. chinensis* en hábitat exótico, Haiku, Maui, Hawai. Autor: Forest & Kim Starr^{CC}.

Figura 28. Palmerales de *Livistona chinensis* en hábitat nativo y exótico de invasión. (a-d) ^{CC}= Creative commons, ^{PA}= Permiso académico.

1.3.3. Especies con las que *Livistona chinensis* puede hibridar

Existen pocos registros de hibridación de las especies de *Livistona*, los casos conocidos son dentro del propio género, por ejemplo entre las especies *L. decora* y *L. australis* (Dowe, 2001).

1.4 Estatus

Livistona chinensis es originaria de China, Japón y Taiwán. En algunas regiones se considera a *L. chinensis* como una planta invasora, y en varios países sus legislaciones tratan a la palma china en esta categoría. Del total de países que la mencionan en documentos en su legislación, es considerada una especie exótica invasora en 7 de ellos. Se le encuentra como exótica en 59 países e islas (ver Estatus de la especie). En México se le ha registrado en 3 estados. *Livistona chinensis* es una planta incluida en el Compendio Global de Malezas (Randall, 2012) y se encuentra en las listas de especies invasoras de EUA como una maleza nociva introducida en Florida y Hawai (USDA-NRCS, 2019b; <https://plants.sc.egov.usda.gov/core/profile?symbol=LICH3>; accesado 5 junio 2019). Está incluida en la lista de plantas invasoras (Richardson, 2011). Se le considera como una planta naturalizada, una maleza ambiental que invade y con efectos en ecosistemas nativos; es una maleza invasora (Randall, 2012).

Como ejemplos, se ha reportado como naturalizada en Florida, Hawai (EUA), Sudáfrica y Nueva Caledonia (Butts, 1959; Gilman & Watson, 1993a; Siebert, 2009; 2010). En las islas de Hawai, esta especie es cultivada como ornamental en zonas residenciales (Butts, 1959; Starr *et al.*, 2003; FLEPPC, 2009).

L. chinensis fue clasificada dentro de la categoría II de especies invasoras en Florida, por el Florida Exotic Pest Plant Council (FLEPPC, 1999). En dicha categoría se encuentran las especies con potencial para irrumpir el equilibrio de comunidades nativas. Cabe

mencionar que al menos en Hawai, no se ha reportado que *L. chinensis* cause alteraciones en otras comunidades de plantas nativas (Wagner *et al.*, 1999).

El haber colocado a *L. chinensis* como categoría II por el FLEPPC, ha sido motivo de debate, pues la Sociedad Central de Palmas y Cícadas de Florida (CFPACS) hizo hincapié en que dicha especie es de lento crecimiento (aproximadamente 10 años para alcanzar los 5 m de altura), y que por tanto su maduración sexual y dispersión no sería tan rápida como sucede en otras plantas listadas en dicha categoría (Langland, 2000). No obstante, el Servicio Forestal menciona que esta especie tiene una tasa de crecimiento media y que su potencial invasivo es bajo (Gilman & Watson, 1993a) (rango exótico).

De acuerdo con el Compendio de Especies Invasoras (CABI, 2019b), se considera a *L. chinensis* como una planta que produce diferentes riesgos de invasión debido a:

- ✓ Potencial invasor: es invasiva fuera de su rango nativo, rango nativo amplio, abundante en su rango nativo, muy adaptable a diferentes ambientes (i.e. generalista), tolera el ramoneo, mutilación y fuego, es pionera en áreas perturbadas, se beneficia de la asociación con humanos, es gregaria y longeva.
- ✓ Impactos: alteración del hábitat, modificación de patrones de sucesión vegetal, formación de monocultivos, reducción de la biodiversidad nativa, amenaza especies nativas o en peligro de extinción.
- ✓ Mecanismos de impacto: competencia por espacios, monopoliza los recursos (agua, luz, nutrientes), elimina a otras especies mediante el sofocamiento y exceso de sombra, produce espinas.
- ✓ Probabilidad de transporte: altamente probable a ser transportada internacionalmente de manera intencional.

No existen congéneres nativos de México de *Livistona chinensis*.

1.4.1 Distribución nativa

China, Japón y Taiwán (PIER, 2013b; CABI, 2019b; USDA-ARS, 2019) (Fig. 29).

1.4.2 Distribución de invasión

Se le ha introducido como especie exótica en distintos países con ambientes distintos, en Antigua y Barbuda, Antillas Francesas (Guadalupe), Argentina, Australia, Bélgica, Bermuda, Bolivia, Brasil, Bután, Colombia, Costa Rica, Cuba, Dominica, Egipto, El Salvador, España, Estados Federados de Micronesia, Estados Unidos de América, Fiyi, Guam, Guayana Francesa, Guyana, Haití, Hong Kong, India, Indonesia, Islas Marianas del Norte, Islas Marshall, Italia, Jamaica, Kiribati, Malasia, Mauricio, México, Nauru, Nepal, Nigeria, Nueva Caledonia, Nueva Zelanda, Palaos, Panamá, Polinesia Francesa, Puerto Rico, República Dominicana, Reunión, Rusia, Seychelles, Sierra Leona, Singapur, Sri Lanka, Sudáfrica, Suecia, Tailandia, Tanzania, Trinidad y Tobago, Turquía, Uruguay, Venezuela, Vietnam y Wallis y Futuna (Sosa, 1995; Schuh *et al.*, 2010; PIER, 2013b; The Plant List, 2013; CONABIO, 2016; CABI, 2019b; Encyclopedia of Life, 2019; GBIF, 2019b; Roskov *et al.*, 2019; Tropicos, 2019b) (Fig. 29).

En EUA se encuentra en California, Florida, Hawai.

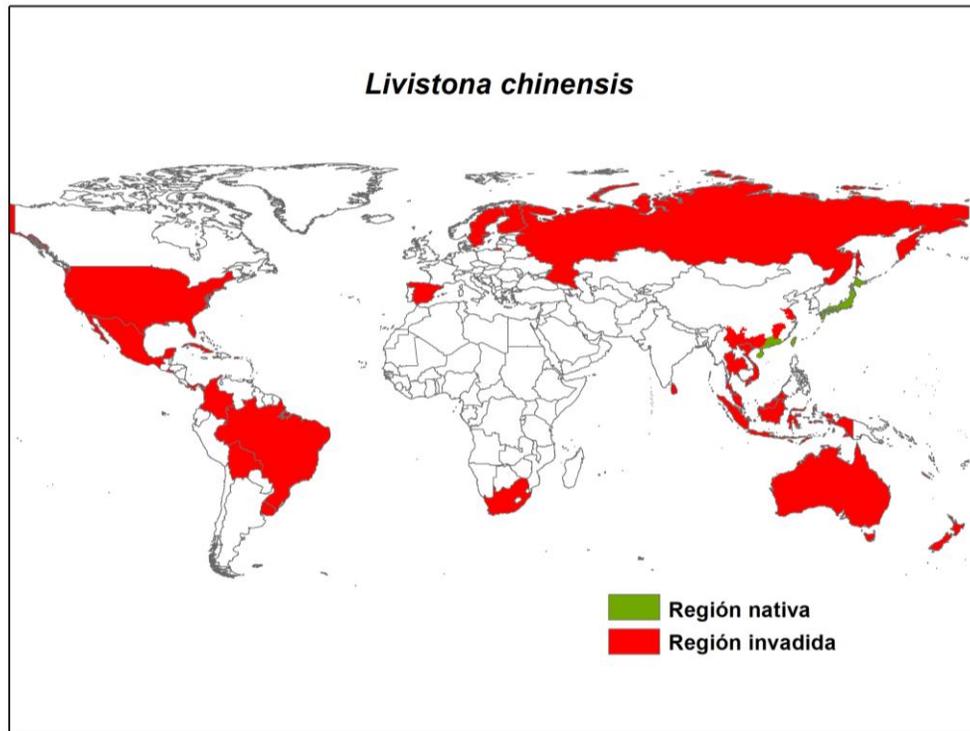


Figura 29. Distribución nativa de *Livistona chinensis*, así como en los países donde se le ha introducido y es exótica, invasora.

1.4.3 Distribución en México

En México, se le reporta en Chiapas, Veracruz y Yucatán (GBIF, 2019b; base de datos del proyecto) (Fig. 30).



Figura 30. Distribución de *Livistona chinensis* en México, por estados (conforme a registros de la base de datos del proyecto).

2. Rutas de introducción

Las semillas de *L. chinensis* pueden ser introducidas por animales pero el principal factor de movimientos es el transporte por los humanos, para usos ornamentales, que implica una dispersión de largo alcance en distancias (Jones, 1995; Bermuda DENR, 2016).

Dentro de las principales rutas de introducción intencional se encuentra el uso ornamental para sembrar en parques, zoológicos, jardines botánicos o viviendas residenciales. Los reportes de introducciones son casi siempre de inicio en zonas urbanas, donde se trajeron

como plantas de ornato (Starr *et al.*, 2003; CABI, 2019b). A partir de que se cultivan y establecen las plántulas, pueden ocurrir los escapes.

También pueden dispersarse las semillas en el agua dulce (Starr *et al.*, 2003); también se ha descrito un transporte pasivo de las semillas por el mar, pudiendo desplazarse casi 1,000 kilómetros (Yoshida *et al.*, 2000). Por descuidos de la gente se propaga por el manejo de residuos de jardinería, ya que las semillas pueden escapar del cultivo cuando el humano retira los restos y basura de los mismos (Meyer *et al.*, 2008).

Por su uso ornamental, *L. chinensis* es comercializada inclusive vía internet. Actualmente, personas en todo el mundo pueden adquirir semillas o plántulas pudiendo adquirirlas a domicilio (e.g. Amazon®, Mercado Libre®).

2.1 Origen e historia de los individuos comercializados

Se ha sugerido que el naturalista Pierre Poivre fue el responsable de introducir a *Livistona chinensis* en Isla Mauricio en 1785 (Bretschneider, 1898; en Palmweb, 2019a), donde rápidamente se naturalizó; hacia el año 2008, se encontraba ampliamente naturalizada e invadía los bosques nativos y secundarios a lo largo de la isla (Meyer *et al.* 2008). Poivre hizo colectas extensivas de plantas del sureste de China e Indochina durante el periodo 1740-1767, que es de donde se piensa es el origen de la palma china. Se estima que se introdujo a O'ahu, Hawaii, en el año 1800 y para el 2000 se había escapado, naturalizado en áreas adyacentes (Wagner *et al.*, 1999). En 1836, se registró por primera vez en Calcuta, India, mientras que en 1937 ya se encontraba en Isla Reunión, es decir a casi 6,000 kilómetros al sur de dicha localidad (GBIF, 2019b).

En México, aparentemente la introducción fue con fines ornamentales. Se reportó por primera vez en 1989, en un parche de vegetación secundaria que se formó en un distrito de riego en lo que hoy es la zona urbana de Mérida, Yucatán (Hernández-Aguilar, 2014). Posteriormente, en un listado florístico de Veracruz que data de 1995 (Sosa, 1995) (no se especifica en qué tipo de vegetación). En 2000, se registró a *L. chinensis* en la zona urbana de Mérida, Yucatán (Hernández-Aguilar, 2014). En 2016, se agregó un registro fotográfico

de la especie en un parque de la zona urbana de Caña Hueca, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas (CONABIO, 2016).

2.2 Historia de la comercialización en México

No se indica cómo se introdujo *L. chinensis* a México, sólo que se registró en un parche de vegetación secundaria en Mérida, Yucatán considerado un escape (Hernández-Aguilar, 2014). Otros registros en Veracruz y Chiapas son en zonas de parques urbanos (Sosa, 1995; CONABIO 2016), por lo que se puede inferir que fue una introducción con fines ornamentales y han habido posteriores escapes. Se desconoce la historia de la comercialización en México, pero actualmente no se observan limitaciones para adquirir *L. chinensis* provenientes de EUA. Se tiene un registro de un vendedor de *L. chinensis* en México ubicado en Mérida, Yucatán (Mercado Libre, 2019a).

2.3 Usos y comercialización

La palma china *Livistona chinensis* se usa principalmente como planta ornamental, aunque tiene otros usos tales como productos medicinales, de reforestación de áreas ribereñas impactadas y otros, inclusive localmente como alimento (Pei *et al.*, 1991; Gilman & Watson, 1993; Fang & Ling, 2003; Wang & Pei, 2012).

Livistona chinensis ha sido comercializada como árbol ornamental en jardines en todo el mundo. En su rango nativo del sur de China las hojas se utilizan para elaborar sombreros, abanicos, escobas e impermeables para lluvia (Pei *et al.*, 1991), también se ha usado en proyectos para reforestar áreas ribereñas impactadas en China (Wang & Pei, 2012). También en ciudades como Taiwán se le ha llegado a utilizar para la reducción de ruido provocado por el tránsito vehicular. Se hicieron pruebas midiendo el nivel de ruido (en decibeles) que es atenuado por la presencia de cinturones de árboles de *L. chinensis* ubicados en las avenidas de distintas ciudades, encontrando que sí reducían el ruido; pero

otras especies de plantas fueron aún más eficientes para este propósito que *L. chinensis* (Fang & Ling, 2003).

El uso de esta palma se debe al arreglo de las hojas y colores llamativos de los frutos maduros en racimos densos, lo que la ha vuelto popular para su cultivo ya sea de forma individual o en surcos para adornar avenidas principales (Flora of North America, 1993). En EUA se utiliza a menudo dentro de las casas, lo que denota que resiste a la sombra, aunque toleran muy bien el sol cuando son adultas. Se siembra en áreas grandes de estacionamientos y céspedes, así como en áreas residenciales (Gilman & Watson, 1993).

En China se utilizan los brotes de las yemas de *L. chinensis* como alimento humano (Pei *et al.*, 1991). Con sus fibras foliares se han hecho experimentos sobre su uso biotecnológico, demostrando buen potencial como medio inmovilizador biocatalítico de células; se utilizó para inmovilizar células de micro algas en condiciones de laboratorio (Iqbal & Zafar, 1997). Asimismo, las fibras que se producen en el peciolo de las hojas se han utilizado como una malla absorbente capaz de atrapar metales pesados como Cadmio, Cobre y Zinc que se encontraban en aguas contaminadas (Iqbal & Saeed, 2002).

Sus frutos poseen cantidades importantes de ácido 4-hidrobencóico, el cual es utilizado en la industria farmacéutica y cosmética como conservador (Chakraborty *et al.*, 2006).

En países como Egipto y sur de China, las palmas del género *Livistona* R. Br. (entre ellas *L. chinensis*) son utilizadas en la medicina tradicional para el tratamiento del cáncer por su alto contenido en flavonoides, ácidos grasos, terpenos, alcaloides y fenoles (Dahot & Mala, 1997; Chen & Yang, 2007; Wang *et al.*, 2008a). En su rango nativo, se ha reportado a *L. chinensis* como una especie con uso tradicional para el tratamiento de padecimientos cancerígenos, como leucemia y tumores (Xu, 2017). Dichas cualidades también han sido sometidas a numerosos experimentos de laboratorio donde se prueba el efecto de extractos de distintos tejidos como hojas, semillas, frutos y raíces sobre células cancerígenas (Huang *et al.*, 1995; 2007; Zhong *et al.*, 2007; Wang *et al.*, 2008b; Zeng *et al.*, 2012a; 2012b; 2013; Lin *et al.*, 2014; Cheng *et al.*, 2016; Cao *et al.*, 2017). En todos los casos, dichos extractos han demostrado potencial para prevenir el cáncer. Además, los

frutos y raíces son capaces de producir compuestos con altos contenidos en flavones y flavonoides, lo cual sugiere un potencial para su uso como antioxidante (Tao *et al.*, 2009; Yuan *et al.*, 2009; Zeng *et al.*, 2011; 2014). Asimismo, los aceites extraídos de los frutos han demostrado propiedades para combatir las úlceras (Kadry *et al.*, 2009).

Por otro lado, se ha demostrado que los extractos de semillas de palma china inhiben significativamente la angiogénesis, es decir, el crecimiento de vasos sanguíneos nuevos observados durante la proliferación de tumores en seres humanos (Sartippour *et al.*, 2001; Cao *et al.*, 2017).

Además de producir ciertos polisacáridos y precursores de vitaminas (e.g. inositol), se ha reportado que los frutos de *L. chinensis* poseen un alto contenido de compuestos fenólicos con propiedades antibacteriales contra *Staphylococcus aureus* Rosenbach (Maurer-Menestrina *et al.*, 2003; Kaur & Singh, 2008), así como compuestos proteicos con actividad hemolítica (Singh & Kaur, 2008). Recientemente, mediante pruebas de cromatografía líquida de alta eficacia (HPCL), se han encontrado metabolitos (i.e. C-flavonoides) en las hojas de *L. chinensis* con uso potencial en la industria farmacéutica para el tratamiento de cáncer de hígado y próstata (Ahmed *et al.*, 2019).

Entre los mecanismos de acción de *L. chinensis* para combatir el crecimiento de células cancerígenas, se han encontrado la inhibición de proteínas quinasas, bloqueo de receptores de factor de crecimiento epidérmico (EGFR), así como rutas metabólicas a nivel de ácidos nucleicos (Preedy *et al.*, 2011).



a) Palma china como ornamental en calles. Autor: Rachid H^{CC}.



b) Palma china ornamental. Autor: sunnetchan^{CC}.



c) Palma china ornamental en sitio de recreo. Autor: Ming-I Weng, Taiwan^{PA}.

Figura 31. Usos ornamentales de la palma china *Livistona chinensis*. (a-c) ^{CC}= Creative commons, ^{PA}= Permiso académico.

2.3.1 Análisis económico de la comercialización

No hay un análisis económico propiamente realizado en México para *Livistona chinensis*.

Respecto al volumen de ingresos por la producción y venta artesanal e industrial de los derivados de *L. chinensis* no se mencionan en la literatura. Tampoco se mencionan los costos por producir las plantas en viveros.

Sin embargo, *Livistona chinensis* es comercializada vía internet por un gran número de compañías, pudiendo adquirir semillas y plántulas o plantas jóvenes (e.g. Amazon, Mercado Libre). En este medio, existe una variedad de empresas y usuarios que comercializan y distribuyen *L. chinensis* a diferentes partes del mundo. Los precios al público parecen bastante asequibles si se compran las semillas (Amazon, 2019; mercadolibre, 2019a) (Tabla 2).

En México se pueden conseguir plantas jóvenes a bajo costo, por lo que algunos clientes llegan a pedir hasta 200 ejemplares juveniles para el uso en compañías de paisajismo residencial. Sólo hay un reporte de un distribuidor en Mérida, Yucatán.

Por otro lado, existen numerosas compañías que comercializan y exportan grandes volúmenes de *L. chinensis*. Al sur de Florida, EUA la compañía PlantVine vende y distribuye tanto semillas como frutos de *L. chinensis*. Esta compañía Norteamericana obtiene estas semillas y plántulas a partir de viveros que administra la industria de paisajismo American Nursery/Landscape Industry, ubicada en el condado de Miami-Dade. Desde ahí se realizan los envíos a otras partes de América. En este condado existen cerca de 1,500 viveros locales que producen plantas tropicales, incluyendo palmas (entre ellas *L. chinensis*), plantas de interior, árboles, cactáceas y otras suculentas (<https://www.plantvine.com/about-us/?v=0b98720dcb2c>). Existen otras empresas dentro EUA que se dedican a vender semillas y juveniles de *L. chinensis*.

Por otro lado, existen compañías grandes que distribuyen semillas de *L. chinensis* prácticamente a cualquier parte del mundo. Por ejemplo, la empresa “Rarepalmseed.com” se especializa en la venta y distribución de semillas de palmas hacia

cualquier país de África, América, Asia, Europa u Oceanía. La compañía tiene su base en Alemania, y es desde allí que se hacen los envíos (Rarepalmseeds, 2019a).

También desde su centro de origen, existen compañías chinas dedicadas a la exportación de *L. chinensis*. Por ejemplo, la compañía China ubicada en el estado de Guangdong, y que desde el año 2010 exporta individuos de *L. chinensis* con tallas de 6 m o más de altura. El principal comprador es EUA y el transporte se realiza por vía marítima (China.cn, 2019).

Se habla de que las semillas pueden conseguirse en el mercado por el orden de miles, mientras que las plantas jóvenes pueden solicitarse por lo menos en cantidades de hasta 500 individuos como mínimo. Esto último se presenta en compañías chinas que ofertan grandes cantidades de *L. chinensis* para su exportación (ver Tabla 2).

Tabla 2. El mercado vía internet de *Livostona chinensis*. Esta palma se cotiza de acuerdo al desarrollo que tenga, ya sea como semilla o juvenil. También varía respecto al país donde se oferta. Se colocaron algunos ejemplos de compañías que comercializan a diferentes escalas en distintas partes del mundo, abarcando desde viveros exóticos hasta la exportación desde su rango nativo. Costos de envío, importación y otros cargos no incluidos. Precios consultados en junio de 2019.

Producto de <i>L. chinensis</i>	Precio (MXN)	Vendedor/Ubicación del vivero y/o compañía distribuidora	Disponibilidad de exportación
10 semillas	65.50	https://www.amazon.es/10-Semillas-Palmera-Livistona-Chinensis/dp/B07PJCX1C Sin información	Disponible sólo en España, incluyendo las Islas Canarias, Ceuta y Melilla.
Planta joven de 1.5 a 2 m de altura	100.00	https://articulo.mercadolibre.com.mx/MLM-570510501-palma-de-abanico-china-livistona-chinensis-JM?quantity=1 Yucatán, México	Distribución sólo en Yucatán. Aunque la venta está abierta a quienes puedan transportar por su cuenta los individuos de esa talla. Algunos clientes le han solicitado a este vendedor hasta 200 ejemplares (i.e. 20,000.00 MXN).
10 semillas	76.90	https://hirts.com/brands/Hirts%3A-Seed%3B-Palm.html Ohio, E.U.	EUA y México (vía Amazon.com).
5 semillas	240.00	https://www.amazon.es/Plant-World-Seeds-Livistona-	Disponible sólo en España, incluyendo las

Producto de <i>L. chinensis</i>	Precio (MXN)	Vendedor/Ubicación del vivero y/o compañía distribuidora	Disponibilidad de exportación
		Chinensis/dp/B00YL4KSOY Telangana, India	Islas Canarias, Ceuta y Melilla.
Plántula en maceta	921.40	https://www.plantvine.com/product/livistona-chinensis-chinese-fan-palm/?v=0b98720dcb2c Sur de Florida, E.U.	Sólo no disponible para California.
Planta joven 1.5 m de altura	1,581.40	https://www.jardineriakuka.com/palmeras/688-livistona-chinensis.html Valencia, España	Disponible en España
Maceta con 4 plántulas	3,871.80	https://www.amazon.com/dp/B0784GW1FC/ref=psdc_3752061_t3_B07PQ425C3 Sur de Florida, E.U.	Sólo no disponible para California.
10,000 semillas (7.7 kg)	4,980.14	https://www.rarepalmseeds.com/livistona-chinensis Alemania	Cualquier parte del mundo.
100 plántulas	5,752.49	https://spanish.alibaba.com/product-detail/livistona-chinensis-packed-for-shipment-501956924.html Guangdong, China	Envíos a EUA
500 plántulas	9,604.15	https://spanish.alibaba.com/product-detail/ornamental-plant-livistona-chinensis-60574194261.html?spm=a2700.mdes_ES.maylikeexp.5.71404fa8Lw6PXt Fujian, China	Envíos a EUA

Nota: Existen muchas más compañías que se dedican al comercio a distintas escalas. Sólo se colocaron algunos ejemplos para dimensionar costos a diferente escala.

Los montos de las exportaciones de palmas chincas por la compañía China Foshan Greenworld Nursery Co. hacia los EUA no se encuentran disponibles (China.cn, 2019).

A pesar de sus usos y de sus potenciales usos, no se encontró un análisis económico de costos y beneficios obtenidos de *Livistona chinensis*. Es importante considerar las pérdidas económicas debidas a la invasión de zonas que pueden disminuir su productividad por desplazamiento de las especies vegetales; estas pérdidas debidas al costo ambiental no se han estimado.

2.3.2 Manejo y condiciones de cultivo

Esta especie es ampliamente plantada en zonas tropicales y subtropicales como árbol ornamental en jardines en todo el mundo. El cultivo es básicamente por semilla, aunque se pueden trasplantar plántulas. Uno de los puntos cruciales para los cultivos, es la selección de las semillas y el tratamiento que se les da posteriormente al sembrar. Las semillas de las palmas deben estar maduras al momento de tomarlas con el fin de asegurar que el desarrollo embrionario se haya completado. Y es mejor cosecharlas directamente del árbol y no del suelo.

Posteriormente, se debe hacer un diseño con tratamientos antes de plantar. Hay muchos tratamientos para incrementar los porcentajes de germinación. Entre estos tratamientos se encuentra: 1. Remojar en agua por periodos de tiempo; 2. Escarificación, que consiste en cortar, limar o remojar en ácido; 3. Estratificación, consiste en enfriar y calentar, lo que duplicaría una situación natural para un banco de semillas; 4. Remoción de semillas del fruto para eliminar los inhibidores de la germinación; 5. Promotores químicos tales como el ácido Giberélico (GA) (Meerow & Broschat, 2017).

En las palmas en general, la temperatura es el factor que tiene mayor efecto en la germinación de las semillas viables, lo cual se relaciona con que la mayoría de especies de palmas provienen de áreas húmedas tropicales y subtropicales, o desérticas. Por ello, se recomienda que se usen temperaturas de 32°C para obtener las mayores tasas de germinación en semillas tropicales, y de 27°C para palmas subtropicales. Para el caso de palmas del desierto, se deben usar temperaturas de 34-37°C (Ellison & Ellison, 2001).

Por otro lado, se han dado una serie de recomendaciones para incrementar las tasas de germinación de las semillas, mismas que se resumen abajo (Meerow & Broschat, 2017):

1. Colectar las semillas de la palma directo de la planta cuando la fruta se encuentra madura.
2. Limpiar las semillas sacándolas del fruto inmediatamente después de colectarlas, secarlas, rociarlas con un fungicida y bien plantarlas inmediatamente o almacenarlas.

3. Almacene las semillas de la palma secas en bolsas plásticas sellables a temperaturas arriba de 18°C. Las semillas pueden sobrevivir almacenadas desde algunas semanas a alrededor de 1 año.
4. Se recomienda mantener en agua remojando las semillas de 1 a 7 días previos a plantarlas. El agua debe cambiarse diariamente. No se recomienda remojarlas en ácido gibberelico (GA3).
5. Los contenedores y sustratos usados para la germinación deben tener un buen balance de humedad y drenaje. Se recomienda un sustrato de turba musgo y perlita con una relación de volumen 1:1.
6. Si la semilla germinará en condiciones completas de sol, se recomienda cubrir las semillas con el sustrato de tal manera que no se sequen. Pero si se hará la germinación a la sombra, sembrar superficialmente.
7. Las semillas de palma requieren de altas temperaturas para una mejor germinación, por lo que los mejores resultados se dan entre 29-35°C. El rango puede ser de 21-37 °C.
8. Las semillas de la mayoría de las palmas germinan estando al sol completamente.
9. Las plántulas de palma no requieren fertilización suplementaria por 2 meses después de la germinación.
10. Las semillas de varias especies de palmas requieren varios meses para iniciar la germinación, y puede durar hasta 1 año.
11. Trasplantar las plántulas antes de que el sistema de raíces se enrede. Esperar al menos a que aparezca la primera hoja. Trasplantar en los meses cálidos del año que es cuando las raíces crecen rápido.
12. Al trasplantar, no deben plantarse las plántulas profundamente. Debe quedar el sistema de raíces al nivel de la superficie.
13. No cortar la conexión de la semilla a la plántula al trasplantar.
14. No se recomienda la poda de las raíces de la plántula al trasplantar.

3. Potencial de establecimiento y colonización

3.1 Potencial de colonización

La palma china puede desarrollarse tanto en zonas de vegetación nativa sin perturbar como en regiones degradadas de los trópicos y subtrópicos, e inclusive en climas templados (Gilman & Watson, 1995; Wagner *et al.*, 1999; Starr *et al.*, 2003; Meyer *et al.*, 2008; Dowe, 2009; ISSG, 2016). Puede crecer en zonas riparias y en zonas escarpadas y formando parte del sotobosque de *Eucalyptus* (ISSG, 2019; Palmweb, 2019a); también se le puede encontrar en bosques conservados en zonas de invasión (Navarro *et al.*, 2007). Inclusive en áreas pantanosas (Siebert, 2010) y en cualquier tipo de suelo razonablemente fértil y con buen drenaje. Su tolerancia a la sequía y salinidad es moderada. La palma china puede desarrollarse en un amplio rango de condiciones de suelo, arcillosos, francos, arenosos, alcalinos y ácidos, los prefiere bien drenados (ver Ecología).

L. chinensis crece en bosques húmedos a elevaciones sobre todo debajo de 600 msnm en su rango nativo, pero puede estar hasta los 1,800 mns. Puede estar en sitios con precipitaciones hasta >3,000 mm. El rango de temperaturas va desde los 18°C a los 30°C de promedio anual, pero puede colonizar sitios con rangos de temperatura extremas entre -9.4°C y 43.8°C (ver Ecología).

Las plántulas y plantas jóvenes pueden soportar áreas abiertas soleadas, pero también áreas boscosas densas sombreadas (Starr *et al.*, 2003; Dowe, 2009; Palmweb, 2019a).

Pueden crecer bien en zonas urbanas, periurbanas, junto a carreteras, áreas perturbadas y naturales, orillas de ríos y zonas costeras (Gilman & Watson, 1995; CABI, 2019b).

Las semillas requieren entre 50 y 60 días para germinar en su estado natural (Singh *et al.*, 2010) y germinan dentro de 1 a 4 meses después de recibir el agua (Jones, 1995). Con esto reducen su potencial de colonización en zonas nativas. Su germinación puede ser elevada. En Brasil el porcentaje de germinación de semillas llega a ser de 96-99% experimentalmente (ver Biología).

3.2 Potencial de dispersión

L. chinensis produce semillas grandes que se dispersan básicamente por aves y otros animales (Bermuda DENR, 2016) y en el agua (Starr *et al.*, 2003). Deben llegar a establecerse a un sitio con condiciones de humedad, para entonces producir raíces y crecer. No obstante, son los humanos el principal vector para la introducción y dispersión de *Livistona chinensis*, a través del comercio directo. También pueden llevarse las semillas en los restos de jardinería (Meyer *et al.*, 2008).

3.3 Factores que favorecen su establecimiento y dispersión

Entre los factores que favorecen el establecimiento de *L. chinensis* se encuentra su tolerancia a ambientes tropicales, subtropicales, pero inclusive a zonas templadas y desérticas, en vegetación costera, bosques mésicos y bosques húmedos secundarios; tiene una amplia tolerancia a temperaturas desde -9.4 a 43°C; puede establecerse en sitios desde los 500 a 3,000 mm de precipitación. Tolera establecerse en sitios perturbados por actividades humanas, en zonas urbanas, periurbanas, junto a carreteras, áreas perturbadas y naturales, orillas de ríos y zonas costeras (ver Ecología).

El aprecio del humano con fines ornamentales es el principal factor responsable de la dispersión de esta palma; pero las aves son atraídas por sus frutos y dispersan sus semillas largas distancias, y el agua puede dispersar el propágulo por lo que la lluvia puede ser uno de los factores que favorezcan su dispersión en zonas cercanas a arroyos o ríos (ver Ecología).

4. Evidencias de impactos

4.1 Impactos a la salud

Livistona chinensis tiene al parecer solo impactos benéficos a la salud. Los usos medicinales que le dan de manera local y en algunas regiones, parecen ser importantes por ejemplo para el tratamiento del cáncer, como leucemia y tumores (Dahot & Mala, 1997; Cheung & Tai, 2005; Chen & Yang, 2007; Lin *et al.*, 2013; Wang *et al.*, 2008b; Xu, 2017), por lo que los impactos a la salud humana son positivos.

Se ha encontrado efecto de extractos de distintos tejidos como hojas, semillas, frutos y raíces sobre células cancerígenas, por lo que puede prevenir el cáncer. Además, los frutos y raíces pueden tener un uso como antioxidante y los aceites extraídos de los frutos pueden combatir las úlceras (Kadry *et al.*, 2009; Tao *et al.*, 2009; Yuan *et al.*, 2009; Zeng *et al.*, 2011, 2014; Cheng *et al.*, 2016; Cao *et al.*, 2017). Los extractos de semillas de palma china inhiben la angiogénesis (Sartippour *et al.*, 2001; Cao *et al.*, 2017), los frutos parecen tener propiedades antibacteriales contra *Staphylococcus aureus* (Maurer-Menestrina *et al.*, 2003; Kaur & Singh, 2008). No obstante estos resultados, se sugiere se hagan estudios clínicos para determinar impactos cuantificables a la salud humana en función de las concentraciones de consumo en la dieta con el fin de tener certeza en las cantidades a consumir sin ser tóxica la acumulación, en el dado caso de que se comercializara su uso.

4.2 Impactos ambientales y a la biodiversidad

Se considera a *Livistona chinensis* como una maleza ambiental que invade y tiene efectos negativos en ecosistemas nativos; es una maleza invasora (Randall, 2012). Después de los escapes, puede invadir zonas naturales bien conservadas.

Al producir la palma china una gran cantidad de frutos y tener altas tasas de germinación, las semillas que caen debajo del árbol parental pueden formar matorrales densos que compiten y desplazan a la vegetación nativa (Bermuda DENR, 2016). Los adultos crecen

formando grupos cuya sombra causa la muerte a plantas nativas al evitar que les lleguen los rayos del sol (CABI, 2019b; ISSG, 2019; Palmweb, 2019a). En Isla Mauricio, *L. chinensis* se ha esparcido en prácticamente toda la isla, tanto entre vegetación nativa como perturbada. Esta palma impacta negativamente a *Acanthophoenix rubra*, una palma nativa críticamente amenazada de isla Mauricio (Maunder *et al.*, 2001).

L. chinensis es atacada y es hospedero del escarabajo picudo rojo de las palmas y del ácaro rojo de la palma. Posee el índice de vulnerabilidad más alto hacia *Phellinus noxius*, el hongo causante de la putrefacción del tronco de numerosas especies leñosas. En Japón, puede ser un hospedero potencial del escarabajo defoliador del coco (Yamashita & Takasu, 2010). Asimismo, en su rango de invasión, en Hawái, se reportaron dos especies de escarabajos barrenadores atacando sus semillas; y en California, escarabajos del género *Euwallacea* se reportan como posibles vectores de *Fusarium* sp. a plantas de la palma china. Al ser hospedero insectos y hongos pueden terminar afectando a otras especies de plantas nativas en el lugar en que se desarrollen.

Finalmente, en cuanto a los efectos negativos el desmonte de los sitios donde se hagan cultivos de palma china a gran escala, implicará la pérdida de diversidad de plantas y otras especies nativas en la zona.

4.3 Impactos a actividades productivas

No existe esta información.

4.4 Impactos económicos

No se cuenta con la información de los costos de remediación, control y erradicación de la palma china.

5. Control y mitigación

Las semillas de *L. chinensis* pueden ser extraídas a mano en un método de control manual. También se mencionan el corte con sierra, machete, de los troncos en la parte basal y arrancado manual en plantas juveniles (carecen de espinas); el corte de los troncos es complicado porque son muy fibrosos y resistentes a ser quebrados. Los troncos no requieren mucha poda para desarrollar una estructura resistente. Se debe ser cuidadoso con el control, ya que puede haber rebrotes si no se realiza una remoción adecuada. Se recomienda que el centro del tronco sea destruido en su parte basal para evitar rebrotes. No se han reportado métodos de control biológico. En Bermuda se reporta el uso de Glifosato, un herbicida bajo la marca comercial “RoundUp®”, como una opción eficiente contra los rebrotes de *L. chinensis*. Se podrían hacer campañas para concientizar a las personas con el fin de frenar su propagación (FLEPPC, 1999; ISSG, 2019).

En Brasil se sugiere en el manejo hacer controles del tipo:

Control mecánico: Los individuos jóvenes y las plántulas se deben arrancar manualmente. El corte de los individuos adultos debe ser en la base del tallo.

Control químico: Si hay rebrote, cortar en la base del tallo y aplicar herbicida a base de Triclopir.

Medidas preventivas: Es importante que se excluya la siembra de la especie en áreas húmedas, especialmente cuando éstas están próximas a ambientes naturales.

http://i3n.institutohorus.org.br/www/?p=bGBpKihgPWxoZzp7LkISGBgKWw4NXU9AE0UH YGdidDVmYcJmNyV5eHF7KmlrDF0LD1ReVAEBRQkJH08WFVBTCFtIC1ZRVIZfDDd1JndwJSIr PG1g#tabsheet_start

Se sugiere seguir los métodos de control y mitigación para el manejo de especies invasoras exóticas que consisten en: 1. Prevención, 2. Detección temprana y respuesta rápida, 3. Control y manejo, 4. Rehabilitación y restauración.

Se sugiere también seguir protocolos para el control de especies invasoras, consideradas malezas, tales como los planteados por Gouldthorpe (2008), indicados en la introducción.

Antes de llevar a cabo un método de control se debe planificar detalladamente el programa de control, porque ayudará a realizar un presupuesto adecuado y óptimo, y a determinar la manera de realizar un seguimiento efectivo antes de iniciar el programa (Gouldthorpe, 2008).

6. Normatividad

A continuación, se resumen las leyes, normas y regulaciones emitidas en los diferentes países con respecto a la exclusión, prohibición, restricción o autorizaciones para la introducción, de *Livistona chinensis*. Parte de las localidades para hacer la búsqueda se obtuvieron de CABI y GRIIS, así como de lo que se indica en el rango de invasión para la especie en este reporte.

CABI. 2018. *Livistona chinensis* [original text by Julissa Rojas-Sandoval, Department of Botany-Smithsonian NMNH, Smithsonian Institution, Washington DC, USA]. In: Invasive Species Compendium. Wallingford, UK: CAB International. <https://www.cabi.org/ISC/datasheet/31059>

GRIIS: Global register of introduced and invasive species. <http://www.griis.org/search3.php>

Se presenta la normatividad nacional y posteriormente la internacional para esta especie de planta, *Livistona chinensis*.

6.1 Legislación Mexicana

No existe actualmente en México alguna ley que regule o controle la presencia de *Livistona chinensis*.

6.2 Legislación Internacional

Se hizo primeramente una búsqueda sobre los rangos de distribución y estatus de la planta, mismos que se presentan en los apartados respectivos.

Además de hacer las búsquedas normales en las páginas gubernamentales de cada país también se realizaron búsquedas en Google de diferentes maneras, manejando diferentes formas de búsqueda como por ejemplo: list of alien plants of Micronesia, quarantine species of Micronesia, list pest of Micronesia, list weeds of Micronesia, list invasive plants of Micronesia, list of noxious weeds of Micronesia.

Países donde es considerada prohibida, exótica introducida o invasora

Australia

Considerada como maleza con la categoría I. Esta planta ha sido registrada como maleza en el ambiente natural. CRC for Australian Weed Management. The introduced flora of Australia and its weed status.

Randall, R. P., & Randall, R. P. (2007). The introduced flora of Australia and its weed status. Adelaide: CRC for Australian Weed Management. Department of Agriculture and Food, Western Australia.

https://www.une.edu.au/_data/assets/pdf_file/0019/52372/2007.-The-introduced-flora-of-Australia-and-its-weed-status.pdf

Sin embargo, no se encuentra en el listado: ACT WEEDS STRATEGY 2009 – 2019. Policy: Natural Environment| April 2009, por lo que la especie no está legislada.

https://www.environment.act.gov.au/_data/assets/pdf_file/0007/575071/ACT-Weeds-Strategy-2009-2019.pdf

Bermuda

Considerada como invasora con categoría I por el Department of Environment and Natural Resources of Bermuda.

<https://environment.bm/invasive-species>

<http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:https://environment.bm/chinese-fan-palm>

<https://environment.bm/chinese-fan-palm?rq=Livistona%20chinensis>

<https://static1.squarespace.com/static/501134e9c4aa430673203999/t/5537e4d9e4b0772d3a70a0e4/1429726425825/fan+palm+or+palmetto.pdf>

<https://www.dropbox.com/s/xgvhfa7sfhg5wx5/plantfinder%20april%202016%20consolidated%20final.pdf?dl=0>

<https://environment.bm/protect-biodiversity>

<https://environment.bm/chinese-fan-palm>

Brasil

Considerada como especie invasora por I3N Invasives Information Network. No se encontró la parte de la legislación que regula la especie.

Se dan formas de manejo y control de estas especies.

Manejo

Control mecánico: Los individuos jóvenes y las plántulas se deben arrancar manualmente.

El corte de los individuos adultos debe ser en la base del tallo.

Control químico: Si hay rebrote, cortar en la base del tallo y aplicar herbicida a base de Triclopir.

Medidas preventivas: Es importante que se excluya la siembra de la especie en áreas húmedas, especialmente cuando éstas están próximas a ambientes naturales.

http://i3n.institutohorus.org.br/www/?p=bGBpKihgPWxoZzp7LkISGBgKWw4NXU9AE0UHYGdidDVmYcJmNyV5eHF7KmlrDF0LD1ReVAEBRQkJH08WFVBTCFtIC1ZRVIzFDDd1JndwJSIrPG1g#tabsheet_start

Estados Unidos de América (EUA)

Florida

Considerada como exótica invasora en la categoría II, que son especies que han incrementado su abundancia y frecuencia pero que no han alterado aún las comunidades de plantas de Florida. Esta especie podría ser considerada como exótica invasiva en la categoría I si se demuestra el daño ecológico a las comunidades de plantas de Florida. Florida Exotic Pest Plant Council's 2017 List of Invasive Plant Species.

<https://www.fleppc.org/list/list.htm>

<http://bugwoodcloud.org/CDN/fleppc/plantlists/2017/2017FLEPPCLIST-TRIFOLD-FINALAPPROVEDBYKEN-SUBMITTEDTOALTA.pdf>

<https://www.fleppc.org/list/ProperUses2.pdf>

<https://www.invasiveplantatlas.org/list.html?id=74>

<https://www.fleppc.org/list/2009/List-WW-F09-final.pdf>

Considerada dentro de las especies de plantas introducidas, invasivas y nocivas. Introduced, Invasive, and Noxious Plants. About Weeds of the U.S. NRCS Invasive Species Policy Invasive Species Executive Order 13112.

<https://plants.usda.gov/java/invasiveOne>

Islas Mauricio y Rodrigues

Considerada como especie invasora dentro de la lista de las 18 principales especies de plantas leñosas invasoras de importancia para la biodiversidad en Mauricio y Rodrigues (Adaptado de Mauremootoo et al., 2003 y Kueffer y Mauretmootoo, 2004). Cousin and Cousin Islands Status and Management of Alien Invasive Species, Island Invasives Status Review and Management Report, 2005.

<https://natureseychelles.org/knowledge-centre/scientific-papers-database/scientific-papers/42-status-of-invasive-species-on-cousine-and-cousin-islands-seychelles/file>

<https://www.cbd.int/doc/world/mu/mu-nr-04-en.pdf>

Puerto Rico

Considerada como no nativa y cultivada. The Institute for Regional Conservation. Conservation of rare plants, animals, and ecosystems. Gann GD, Trejo-Torres JC, Stocking CG (2015-2019) Plantas de la Isla de Puerto Rico / Plants of the Island of Puerto Rico. The Institute for Regional Conservation. Delray Beach, Florida, USA.

<https://www.regionalconservation.org/ircs/database/plants/PlantPagePR.asp?TXCODE=Livichin>

Reunión

Considerada como especie exótica con categoría moderadamente invasiva cuya distribución es relativamente más limitada que las especies invasoras con categoría 5, que son poblaciones grandes, densidades más o menos importantes; se propaga en entornos naturales, seminaturales y artificiales, sin embargo, domina la vegetación, con un impacto moderado en los ecosistemas nativos. Groupe Espèces Invasives de La Réunion, Direction de l'Environnement.

Legislación: Esta planta está cubierta por el Decreto Ministerial de 3 de septiembre de 1990 sobre el control sanitario de plantas y productos vegetales que enumeran las plantas o productos vegetales cuya introducción es prohibida en el territorio de la isla de la Reunión.

Es parte de la lista de plantas exóticas invasoras en Reunión, definida por el CBNM. Esta palma no es objeto de un programa de control en particular, sino su gestión se centra en acciones locales de Control o erradicación.

<http://www.reunion.gouv.fr/un-site-internet-pour-lutter-contre-les-especes-a128.html>

<https://www.especiesinvasives.re/especies-invasives/>

https://www.especiesinvasives.re/spip.php?action=accéder_document&arg=1345&cle=dd7c44c1e6990a0db2a7ee2da472823728197a2a&file=xls%2FGBPHP_Liste_Flore_EEE_1808_23.xls

https://www.especiesinvasives.re/spip.php?action=accéder_document&arg=1060&cle=2125b970b559061828df9651310900f1280942fa&file=pdf%2FL_chinensis-2.pdf

Considerada como invasora o potencialmente invasora en Reunión, por Pacific Island Ecosystems at Risk 158is tve (PIER).

http://www.hear.org/pier/locations/indian_ocean/la_reunion/specieslist.htm

7. Resultados del análisis de riesgo de *Livistona chinensis*

A continuación, se presenta la justificación y las referencias consideradas para cada pregunta dentro del análisis de riesgo WRA (Weed Risk Assessment; Pheloung, 1995; Pheloung *et al.*, 1999) con las modificaciones para las condiciones en México basado en Gordon *et al.* (2010) para *Livistona chinensis* (ver Apéndice 1):

Historia/Biogeografía

1. Domesticación/Cultivo

1.01. ¿Es una especie domesticada?

R= No (0). *Livistona chinensis* se ha introducido ampliamente de manera intencional con fines ornamentales en parques, zoológicos, jardines botánicos o viviendas residenciales (Starr *et al.*, 2003; CABI, 2019b). A partir de que se cultivan y establecen las plántulas, pueden ocurrir los escapes (ver Rutas de introducción, Comercialización). Es una especie considerada como maleza invasora (Randall, 2012).

2. Clima y Distribución

2.01. Especie adecuada a climas en México

R= Sí (2). De acuerdo a la modelación que realizamos, el riesgo de invasión por similitud climática es alto en la mayor parte de las zonas costeras del Pacífico y del Golfo de México, desde Sonora y Tamaulipas hasta la península de Yucatán (Fig. 32).

2.02. Calidad de la similitud climática

R= Alta (2). Basado en un alto y adecuado número de registros de distribución nativa e introducida de la palma china, podemos afirmar que presenta una alta coincidencia con los climas de México (ver base de datos del proyecto y modelos de similitud climática, Fig. 32, Apéndice 2).

2.03. Especie adaptable a un rango ambiental muy amplio

R= Sí (1). *L. chinensis* tiene tolerancias climáticas amplias, sobre todo afinidad tropical y subtropical, habitando bosques tropicales, vegetación costera y bosques mésicos. Puede vivir en sitios con más de 3,000 mm de precipitación, y a más de 1,800 msnm. En su rango nativo se desarrolla bien en climas tropicales. Actualmente se encuentra introducida en una variedad de climas tropicales y templados en todo el mundo (Dehgan, 1998; CABI, 2019b). En su rango de invasión se puede encontrar en sitios con climas mediterráneos. Crece generalmente debajo de los 600 msnm, y prefiere sitios húmedos; tolera sitios con rangos de temperatura promedio anual entre 18 y 30°C, aunque en sus sitios de invasión puede soportar temperaturas bajo cero y encontrarse a elevaciones de hasta 1,000 msnm (ver Ecología). Crece bien en áreas periurbanas (ver Ecología).

Se indicó que actualmente, en México *L. chinensis* crece solo en un tipo de clima (ver 2.01, Fig. 30). Analizando los registros que obtuvimos de su área nativa y sobreponiéndolos al mapa de climas del mundo (World Maps of Koppen-Geiger Climate Classification; <http://koeppen-geiger.vu-wien.ac.at/>), *L. chinensis* se distribuye en climas del tipo subtropical sin estación seca con verano cálido, subtropical con invierno seco, tropical seco o de sabana con invierno seco. De acuerdo a los registros del área invadida, se denotan climas más diversos, que van del tipo tropical monzónico, tropical seco o de sabana con invierno seco, ecuatorial o tropical húmedo, semiárido frío, subtropical con invierno seco, subtropical sin estación seca con verano cálido, mediterráneo con verano cálido, subpolar oceánico con verano seco, árido cálido, oceánico con verano suave (Tabla I, en Apéndice 2). Es decir, la especie tiene un alto grado de versatilidad ambiental.

2.04. Nativo o naturalizada en hábitats con periodos extensivos de sequía

R= Sí (1). *L. chinensis* tiene una tolerancia a la sequía moderada (Gilman & Watson, 1993a; Duke & Knox, 2008). En México, de acuerdo a los registros de la base de datos, se encuentra en Yucatán, un sitio con sequías prolongadas y con un clima tipo Aw (de acuerdo a datos del SMN; Apéndice 3).

2.05. Hay evidencia de introducciones repetidas fuera de su rango de distribución natural?

R= Sí. *L. chinensis* se introdujo en Isla Mauricio en 1785; se introdujo a Hawai en 1800; se registró por primera vez en Calcuta, India, y en 1937 en Isla Reunión. En México, se reportó por primera vez en 1989 en Mérida, Yucatán, en 1995 en Veracruz, y en 2016 en Tuxtla Gutiérrez, Chiapas (Sosa, 1995; Hernández-Aguilar, 2014; CONABIO, 2016; GBIF, 2019b; ver Historia de la comercialización).

3. Maleza en cualquier sitio

3.01. Naturalizado fuera de su rango nativo de distribución

R= Sí (2). Es considerada como una maleza, naturalizada e invasora (Randall, 2012; USDA NRCS, 2019b). Se considera naturalizada entre otros países e islas, por ejemplo, en Hawai, Florida, Bermuda, Sudáfrica y Nueva Caledonia (Butts, 1959; Gilman & Watson, 1993a; Siebert, 2009; 2010; ver también Estatus y Normatividad).

3.02. Maleza de jardines o de espacios de uso público urbano

R= Sí (2). Se ha encontrado a *L. chinensis* creciendo en parques y jardines en zonas periurbanas, junto a carreteras, áreas perturbadas y naturales (Jones, 1995; Wagner *et al.*, 1999; CABI, 2019b; ISSG, 2019; Palmweb, 2019a).

3.03. Maleza agrícola, hortícola o forestal

R= No (0). No hay evidencia. Aunque se considera una palma invasora (Richardson, 2011). En Hawai hay registros de la especie creciendo en el sotobosque de plantaciones de *Eucaliptus* spp. (ISSG, 2019; Palmweb, 2019a), y en Yucatán se le registró en un área agrícola (Hernández-Aguilar, 2014), sin embargo, no se le considera una maleza agrícola, hortícola ni forestal.

3.04. Maleza ambiental (campo)

R= Sí (4). Se le considera una maleza ambiental con efectos en ecosistemas nativos (Randall, 2012; USDA NRCS, 2019b). Por ejemplo, en Isla Mauricio se le encuentra entre la vegetación natural, abarcando prácticamente toda la Isla (Meyer *et al.*, 2008), así también se le ha registrado en bosques tropicales conservados en Colombia (Navarro *et al.*, 2007).

3.05. Relación filogenética cercana con especies de malezas

R= No (0). No se han encontrado reportes.

Biología/Ecología

4. Rasgos indeseables

4.01. Produce espinas, o estructuras ganchudas

R= Sí (1). Las márgenes del peciolo de las hojas poseen espinas gruesas (2-20 mm de largo); las espinas son más densas proximalmente y menos densas distalmente; están ausentes en la etapa juvenil (Dowe, 2009) (ver apartado de Descripción de la especie).

4.02. Alelopática

R= No (0). No existen reportes de que presente esta actividad.

4.03. Parásita

R= No (0). No existen evidencias de que *L. chinensis* sea parásita. Es una planta de crecimiento arbóreo (ver apartado de Descripción de la especie).

4.04. No adecuado para animales de pastoreo

R= Se desconoce.

4.05. Tóxica a animales

R= No (0). No hay reportes de que sea tóxica para los animales.

4.06. Hospedero de plagas o patógenos reconocidos

R= Sí (1). En China, *Brontispa longissima* (Coleoptera: Chrysomelidae) se ha reportado por atacar a *L. chinensis* (Yueguan & Yankun, 2004). También la palma china es atacada en su rango nativo, por *Rhynchophorus ferrugineus*, conocido como el escarabajo picudo rojo de las palmas y por *Raoiella indica*, el ácaro rojo de la palma (Wang *et al.*, 2015; Tang & Hou, 2017; CABI, 2019b).

4.07. Causa alergias o es tóxico para los humanos

R= No (0). No se tienen reportes. En China se utilizan los brotes de las yemas de *L. chinensis* como alimento humano (Pei *et al.*, 1991); en su rango nativo, se ha reportado a *L. chinensis* como una especie con uso tradicional para el tratamiento de padecimientos cancerígenos como leucemia y tumores (Xu, 2017) (ver Usos y comercialización).

4.08. Crea un riesgo de incendio en sistemas naturales

R= No (0). No hay reportes. Sin embargo, se debe evaluar mejor este aspecto porque es probable que las hojas y brácteas secas que caen al suelo puedan representar un riesgo de incendio (Dowe, 2009).

4.09. Es una planta tolerante a la sombra en alguna fase de su ciclo de vida

R= Sí (1). Las plántulas y plantas jóvenes de *L. chinensis* son tolerantes a la sombra, crecen en áreas boscosas densas y sombreadas (Starr *et al.*, 2003; Dowe, 2009; Palmweb, 2019a).

4.10 Crece en suelos de México

R= Sí (1). De acuerdo a los registros de la base de datos, *L. chinensis* puede crecer en México en suelos litosol, vertisol pelico y rendzina (Apéndice 4).

4.11. Hábito trepador

R= No (0). La palma china tiene estructura arborea (ver apartado de Descripción).

4.12. Crecimiento cerrado o denso

R= Sí (1). *L. chinensis* puede formar agregaciones densas en su rango exótico. En su rango nativo, se pueden encontrar poblaciones densas también (Yoshida *et al.*, 2000). En la isla Bermuda, los adultos crecen formando grupos (CABI, 2019b; ISSG, 2019; Palmweb, 2019a) (ver Ecología).

5. Tipo de planta

5.01. Acuática

R= No (0). Es una planta terrestre. Ver apartado de Descripción.

5.02. Pastos (Poaceae)

R= No (0). Es una planta arbórea terrestre. Ver apartado de Descripción.

5.03. Plantas fijadoras de Nitrógeno

R= No (0). Ver apartado de Descripción y Biología e historia Natural.

5.04. Geófito

R= No (0). No hay reportes. Ver apartado de Descripción.

6. Reproducción

6.01. Evidencia de bajo éxito reproductivo en su lugar de origen

R= No (0). No hay reporte de estas evidencias (ver apartado de Biología e historia Natural).

6.02. Produce semillas viables

R= Sí (1). *L. chinensis* tiene una alta producción anual de semillas, de las cuales un alto porcentaje son viables. La tasa promedio de germinación de *L. chinensis* puede alcanzar 99% en su área de invasión (Kobori *et al.*, 2009; CABI 2019b) (ver apartado de Biología e historia natural).

6.03. Hibrida de manera natural

R= No (-1). Hay pocos registros de hibridación de las especies de *Livistona*, por ejemplo entre las especies *L. decora* y *L. australis* (Dowe, 2001), pero no se menciona para *L. chinensis*.

6.04. Autofecundación

R= Sí (1). Es una planta con flores hermafroditas, por lo que pueden tener fecundación autógama (Kulkarni & Mahabalé, 1974; Dowe, 2009; Nwosu, 2013) (ver apartado de Biología e historia natural).

6.05. Requiere de polinizadores especialistas

R= No (0). No se reporta de este requerimiento. La polinización en palmas de *L. chinensis* se da por el viento y por una variedad de animales, tales como, escarabajos, abejas, moscas, hormigas y murciélagos (Dehgan, 1998).

6.06. Reproducción vegetativa

R= No (-1). *L. chinensis* se reproduce exclusivamente por semilla (ver apartado de Biología e historia natural).

6.07. Tiempo generacional mínimo

R= (-1) No se indica cuándo alcanza la madurez sexual, pero se ha descrito que es una palma de lento crecimiento, se establece a los 3-5 años de edad (PlantFile, 2019b); esto quiere decir que empieza a producir flores hasta después de los 3 años.

7. Mecanismos de dispersión

7.01. Los propágulos probablemente puedan ser dispersados no intencionalmente

R= Sí (1). Se reporta que por descuidos de la gente se propaga por el manejo de residuos de jardinería (Meyer *et al.*, 2008) (ver apartado Rutas de introducción).

7.02. Los propágulos se dispersan intencionalmente por el humano

R= Sí (1). La principal ruta de introducción intencional es por el comercio de palmas chinas con fines ornamentales, para sembrar en parques, zoológicos, jardines botánicos, o viviendas residenciales. Los reportes de introducciones son casi siempre de inicio en zonas urbanas, donde se utilizan como plantas de ornato (Starr *et al.*, 2003; CABI, 2019b) (ver apartados de Rutas de introducción e Historia de la comercialización).

7.03. Los propágulos pueden ser dispersados como contaminantes de productos

R= No (-1). No existe evidencia.

7.04. Propágulos adaptados a dispersarse por el viento

R= No (-1). No hay evidencia.

7.05. Propágulos con capacidad de flotación exclusivamente en ambientes terrestres

R= Sí (1). *L. chinensis* produce semillas grandes que se pueden dispersar en el agua (Starr *et al.*, 2003).

7.06. Propágulos dispersados por aves

R= Sí (1). Las semillas de *L. chinensis* son dispersadas por aves, tanto en su rango nativo como exótico (Genini *et al.*, 2009; Galetti *et al.*, 2010; Bermuda DENR, 2016).

7.07. Propágulos dispersados por animales (de manera externa)

R= No (-1). No hay evidencias.

7.08. Propágulos dispersados por animales (de manera interna)

R= Sí (1). Se ha reportado que en Malasia, rango nativo, un murciélago se alimenta de los frutos (Tan *et al.*, 1998). En sus áreas de invasión se tiene registro de aves que participan en la dispersión de los frutos (Bermuda DENR, 2016). En Brasil, las semillas son dispersadas principalmente por aves, aunque también se ha observado que mamíferos pueden hacerlo (Genini *et al.*, 2009; Galetti *et al.*, 2010) (ver Ecología).

8. Atributos de persistencia

8.01. Producción de semillas prolífica

R= Sí (1). *L. chinensis* tiene una alta producción de frutos (CABI, 2019b); estimamos entre 4,550 a 16,800 semillas por palmera.

8.02. Evidencia de que un banco de propágulos (semillas) es formado (>1 año)

R= No (-1). Las semillas de *L. chinensis* germinan dentro de 1 a 4 meses después de recibir el agua (Jones, 1995). El banco de semillas tiene una viabilidad menor a 1 año (ver apartado de Biología e historia natural).

8.03. Es controlado por herbicidas

R= Sí (-1). En Bermuda se reporta el uso de Glifosato como una opción eficiente contra los rebrotes de *L. chinensis* (FLEPPC, 1999; ISSG, 2019) (ver apartado Control y mitigación)

8.04. Es tolerante o se beneficia de mutilación, corte, cultivo o fuego

R= Sí (1). *L. chinensis* tolera el ramoneo, la mutilación y el fuego (CABI, 2019b).

En México, *L. chinensis* tolera suelos degradados (SEMARNAT, 2004; CONABIO, 2012; Apéndice 4):

Suelos con degradación física por pérdida de la función productiva:

- Por urbanización con degradación extrema: Mérida, Yucatán; Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.

8.05. Enemigos naturales efectivos en México

R= No (1). No hay evidencia para México.

8. Riesgo de invasión de *Livistona chinensis* en función de la similitud climática

Considerando la similitud climática que hay en el país con las áreas de su distribución nativa *L. chinensis* presenta un elevado riesgo de invasión en pocas zonas en México, tal es el caso de la zona costera de la vertiente del Golfo de México, en particular Tamaulipas y Veracruz así como en áreas muy localizadas en el Pacífico, en Sinaloa y Sonora (Fig. 32a). Si consideramos la presencia por región invadida actualmente, el riesgo por similitud climática se eleva, remarcándose en las dos vertientes y expandiéndose a más estados incluidos Oaxaca y Chiapas, y las regiones de la península de Yucatán y de Baja California (Fig. 32b). No queda restringida ni limitada su zona de invasión en estas regiones, sobre todo en el caso de considerar las zonas invadidas. Para Norteamérica el riesgo es alto en la zona del sureste, particularmente en Florida, Luisiana y Texas para Centroamérica el riesgo es alto sobre todo considerando la región invadida (Fig. 32c).

Si comparamos los mapas de climas generados a partir de los mapas climáticos mundiales, se puede observar que hay una mayor versatilidad de climas en las áreas invadidas comparado con la distribución nativa (Apéndice 2). Asimismo, se denota la variedad de climas que son adecuados en México para el establecimiento de esta especie (Apéndice 2).

Livistona chinensis

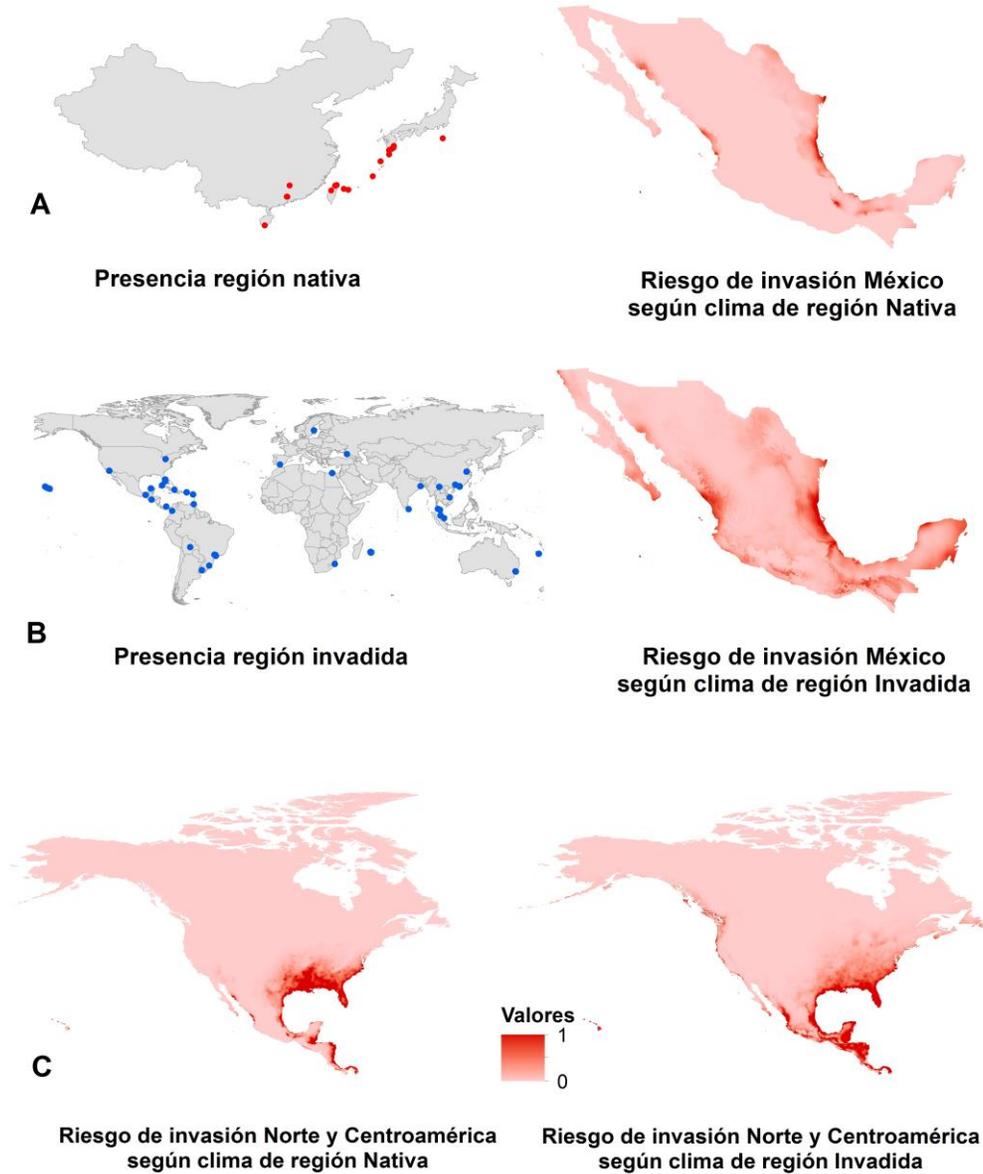


Figura 32. Modelos de Maxent para *Livistona chinensis* calibrados en su región nativa (A) y de invasión (B) y proyectados a Norte y Centroamérica (C); notar el riesgo para México dentro de esta región. Los mapas de distribución geográfica potencial de la derecha indican las áreas con condiciones climáticas y topográficas adecuadas para el establecimiento de *L. chinensis*. Los puntos rojos y azules representan la presencia de la especie en la región nativa e invadida respectivamente.

9. Resultado del Análisis de riesgo de *Livistona chinensis*

De acuerdo a los valores mostrados en el Apéndice 1 que se obtienen de las respuestas justificadas para la especie, el puntaje WRA (Weed Risk Assessment, con las modificaciones para las condiciones en México basado en Gordon *et al.* 2010) para *Livistona chinensis* fue de **21**. Debido a que el puntaje es mayor que 6 (ver Anexo 1 sobre estos valores), el taxón debe ser **Rechazado**.

10. Conclusión

El valor máximo del puntaje que puede tener una especie de planta para no ser rechazada para su introducción en un país considerando el WRA es igual a 6, por lo que la recomendación es que *Livistona chinensis* debe ser **rechazada** y considerada como una especie invasora (maleza) de alto riesgo. Por lo anterior, no debe de ser comercializada ni permitida su introducción al país bajo ningún concepto. Asimismo, debe de ser una especie para la que se establezca un plan de control y erradicación. De acuerdo al riesgo de invasión obtenido por modelación en función de la similitud climática, se denota que su establecimiento sería exitoso e invadiría gran parte de la zona costera de la vertiente del Golfo de México (Tamaulipas y Veracruz) así como en áreas en el Pacífico (Sinaloa, Sonora, Oaxaca, Chiapas y la península de Yucatán y de Baja California). Su zona de invasión no queda restringida ni limitada en estas regiones.

Phoenix canariensis

1. Introducción

Phoenix canariensis es originaria, endémica de Islas Canarias, España. Diversas especies del género son populares como palmas de ornato, por lo que es muy común su cultivo y comercialización. *P. canariensis* es una planta con un tallo único, que alcanza alturas superiores a los 20 m y diámetro que puede llegar a medir 1.2 m, con una copa foliar en la parte superior frondosa, densa y grande, de 2.5-4.5 m, por lo que es muy atractiva visualmente y se le ha usado como planta ornamental en avenidas principales de ciudades. Además del ornamental, tiene distintos usos medicinales y para obtención de miel y forraje. Se ha desarrollado en zonas urbanas de manera muy exitosa, por lo que tiene tolerancia a condiciones pobres en calidad del aire, drenaje pobre y suelo compacto, y puede soportar sequías (CABI, 2019c); puede crecer en diversas condiciones climáticas y de altitud, de zonas desérticas a tropicales y zonas templadas. Se ha naturalizado en varios países e islas después de ser transportada por comercio. Tiene fuertes capacidades invasivas. Se encuentra en 11 estados de México. Prácticamente no se ha estudiado en el país, a pesar de comercializarse. *Phoenix canariensis* se incluye en el Compendio Global de Malezas (Randall, 2012) y se encuentra en las listas de especies invasoras de EUA como una maleza nociva presente en 2 estados y una isla del Caribe. Se le considera como una planta cultivada, maleza con interés económico, escapada de cultivos, naturalizada, invasora, una maleza con efectos negativos en ecosistemas nativos y una amenaza que producirá efectos en el futuro (Randall, 2012; USDA NRCS, 2019c).

Es contradictorio que mientras fuera de su rango nativo *P. canariensis* llega a mostrar un comportamiento invasor y se busca controlarlo, en la actualidad sus poblaciones en las Islas Canarias se encuentran en peligro dada la gran facilidad que tiene para hibridar en la naturaleza, especialmente con *P. dactylifera*. La dificultad para identificar a los individuos híbridos de los puros podría generar una reducción del endemismo de *P. canariensis*, ya

que los híbridos frecuentemente son plantados por los humanos (González-Pérez, 2001; González-Pérez & Sosa-Henríquez, 2002).

1.1 Taxonomía

***Phoenix canariensis* Wildpret**

Reino: Plantae

División: Tracheophyta

Clase: Plantae

División: Magnoliophyta

Clase: Equisetopsida C. Agardh

Subclase: Magnoliidae Novák ex Takht.

Superorden: Lilianae Takht.

Orden: Arecales Bromhead

Familia: Areaceae Bercht. & J. Presl

Género: *Phoenix* L.

Especie: *Phoenix canariensis* Wildpret

1.1.1 Sinónimos

Phoenix dactylifera var. *jubae* Webb & Berthel.

Phoenix cycadifolia Hort. Athen. ex Regel

Phoenix jubae (Webb & Berthel.) D. H. Christ

Phoenix canariensis var. *porphyrococca* Vasc. & Franco.

1.1.2 Nombres comunes

Español: Palmera canaria, palma, palmita o palma canaria (Martínez-Rico, 2017; Obón *et al.*, 2017). En México: coyolito, palma canaria, palma de abanico o palmera (Enciclovida, 2019a).

Inglés: Canary Island date palm (CABI, 2019c).

1.2 Descripción

Phoenix canariensis es una palma monocotiledónea, perenne, con un tallo único, que alcanza alturas superiores a los 20 m (más frecuente 5-10 m) y diámetro es de 70 a 80 cm, que puede llegar a medir hasta 1.2 m; tronco pardo, con aspecto columnar desde la base a la copa, recubierto por las cicatrices alargadas horizontalmente que dejan las hojas al caer y constituyen el tejido muerto que forma una pseudo-corteza áspera y rugosa. En ocasiones aparecen en su base rebrotes laterales, que proceden de semillas germinadas que normalmente mueren después de algunos años. Este tronco es el más fibroso y robusto dentro del género. La copa o corona foliar que ocupa la parte superior es frondosa, densa y grande, de 2.5-4.5 m. Las hojas o frondes que forman la corona son de color verde intenso y muy abundantes (crecen de 70 a 100 hojas en cada individuo), miden entre 1.5-1.8 m de largo, pero pueden alcanzar hasta 6 o 7 m de longitud. Las hojas son alternas y pinnadas compuestas, y están constituidas a su vez por foliolos o pinnas subcoriáceas, que son flexibles y lanceoladas de 30-45 cm de largo, aunque las más grandes que se encuentran en la zona central de la hoja pueden alcanzar los 50 cm de longitud. Las pinnas se convierten progresivamente en espinas, desde el ápice hasta la zona basal, de manera que en la parte inferior del pecíolo son espinas cortas y rígidas, que miden de 5-8 cm y pueden llegar a alcanzar los 20 cm de longitud; éstas se distribuyen regularmente a lo largo del pecíolo y próximas al tronco; el pseudopeciolo mide hasta 1/5 del total de la longitud de la hoja; las vainas de las hojas son café rojizo, fibrosas; acantófilas proximalmente agrupadas, apuntando en distintas direcciones, verdes cuando jóvenes, volviéndose amarillas, conspicuamente conduplicadas; los foliolos cercanos y regularmente insertos en un plano de orientación, alrededor de 200 a cada lado del raquis, regularmente apuntando hacia el frente, entre 25-30 cm de largo; la lámina concolora azulosa y glabra. Es una palmera dioica, es decir los órganos reproductores masculinos y femeninos se desarrollan en plantas separadas. Los individuos adultos presentan características morfológicas dimórficas: en la flor y la corona foliar. En los

machos la copa es más compacta y achatada, y en las hembras más abierta y redondeada. Las flores son de pequeño tamaño y de color cremoso amarillo-blanco y unisexuales, por lo que las flores masculinas y femeninas se encuentran en árboles separados. Las inflorescencias, pueden medir hasta 1.5 metros de largo; las flores estaminadas agrupadas a todo lo largo de la raquilla, cáliz como una cúpula de 1.5-2 mm de alto, los pétalos 6 x 3 mm con el ápice redondeado y minutamente serrado. Se encuentran insertas en las copas mediante largos pedúnculos curvados (palanquetas) de más de un metro de longitud. Las inflorescencias femeninas son más grandes y abiertas, y las flores que se encuentran más espaciadas se convierten en frutos o bayas carnosas con poca pulpa y sabor amargo (pero no son tóxicos lo que los hace aptos solo para los animales; Spennemann, 2018), su forma es ovoide y miden de 1-3 cm de largo. En su estado inmaduro el color de los frutos es verde, pero al madurar adquieren un color amarillento-anaranjado intenso. La inflorescencia pistilada erecta, volviéndose péndula, las prófilas abriéndose entre los márgenes, amarillo verdosas, hasta 60 x 10 cm; el pedúnculo amarillo verdoso, elongado en la madurez, de 1.6-2 m de longitud; las raquillas amarillas, elongándose durante la maduración de los frutos, hasta 60 cm de largo. Las flores pistiladas se agrupan principalmente en la parte distal de la raquilla, amarillo blanquecinas, con un aroma dulce ligero, el cáliz de hasta 2.5 mm de alto, pétalos de alrededor 3 x 4 mm. El fruto obovoide de 1.5-2 x 1.2 cm de color amarillo dorado en la madurez. Los frutos forman racimos colgantes muy abundantes y ramificados. Cada fruto contiene una sola semilla grande, ovoide de ápices redondeados, y presenta un surco central que las atraviesa longitudinalmente. El embrión, es un pequeño corpúsculo en el interior de la semilla, que se localiza generalmente en una posición central-superior. Las inflorescencias masculinas son más pequeñas y cerradas, densamente cubiertas de flores que producen abundante polen, y están protegidas por una especie de vaina, similar a la cola de un caballo, alcanzando hasta 30 cm de longitud (Gilman & Watson, 1994; Barrow, 1998; Morici, 1998; Naranjo *et al.*, 2009; Rivera *et al.*, 2013; Tropicos, 2019c; CABI, 2019c).

1.3. Biología e historia natural

1.3.1 Biología

Phoenix canariensis es nativa de Islas Canarias. Su origen no está claramente determinado. Se sabe que durante el periodo terciario o Cenozoico (hace unos 30 millones de años a la fecha), muchas especies tropicales que ocupaban la zona mediterránea realizaron una lenta migración hacia el sur debido a que el clima se volvió más frío. Las Islas Canarias, permanecieron aisladas florísticamente a medida que África del norte se convirtió en un desierto. Las Canarias tienen un clima más uniforme que el norte de África, con abundante humedad proveniente de la niebla y suelos más ricos, lo que sugiere la especiación de palmeras *P. canariensis* menos xeromórficas a partir de un ancestro similar a *P. dactylifera* (o quizás *P. sylvestris*) (Morici, 1998). El análisis de la relación filogenética entre *P. canariensis* y *P. dactylifera* usando técnicas de electroforesis isoenzimática y RAPDs mostraron que estas especies se encuentran filogenéticamente muy relacionadas, lo que corrobora la reciente divergencia de ambos taxones. El número de alelos detectados para todos los loci estudiados en *P. canariensis* fue siempre igual o menor a los observados en *P. dactylifera* y se observó una alta similitud genética entre los taxones, de hecho *P. canariensis* presenta menor diversidad que *P. dactylifera*, lo cual se debe a que *P. canariensis* tiene una localización estrecha en relación con su congénere, el cual se encuentra ampliamente distribuido (González-Pérez, 2001). Un estudio sobre la filogenia molecular de las Arecaceas considerando 178 especies de palmeras resultó en una filogenia altamente resuelta y con varios clados bien soportados (Asmussen *et al.*, 2006). La familia de palmeras se resolvió como monofilética y muestra que *P. canariensis* se encuentra estrechamente emparentada con *P. dactylifera* y *P. reclinata* (distribuida en zonas más tropicales de África y península arábiga); *P. canariensis* ocupa una posición hermana basal con respecto a las otras dos especies, lo cual podría también indicar una mayor antigüedad del endemismo canario.

Phoenix canariensis es una especie dioica con reproducción cruzada, cuya polinización ocurre mediante el viento (anemófila). Se puede reproducir sólo por semillas (Barrow, 1998; González-Pérez, 2001; CABI, 2019c). Su época de floración es variable y suele desarrollarse antes de la estación fría y húmeda, generalmente en verano y otoño y aparece cuando las palmeras tienen entre 4-7 años (Morici, 2009; Naranjo *et al.*, 2009). En su hábitat nativo *P. canariensis* florece durante la primavera y fructifica en el otoño (Barrow, 1998; Francisco-Ortega *et al.*, 2009). La antesis (el periodo durante el cual la flor está completamente abierta y es funcional) se presenta por la noche o al amanecer, y el periodo de floración dura de pocas horas a 3 días en los machos y de 2 a 5 días en las hembras. La maduración del fruto toma 1 año después de la fertilización. Existe una importante asincronía en la floración entre individuos dentro de las poblaciones, por lo que es frecuente encontrar palmeras en flor durante el verano y el otoño, lo que facilita el entrecruzamiento con individuos de otros palmares (Barrow, 1998; Naranjo *et al.*, 2009; Saro *et al.*, 2014).

Un análisis de la dispersión del polen dentro de una población pequeña ubicada en Acusa Verde, al noroeste de Gran Canaria, Islas Canarias, mostró un promedio de 5.8 donantes de polen efectivo (N_{ep}) por hembra y una fuerte variación en la tasa de correlación de paternidad entre las progenies (que van de 0 a 0.9). El análisis de paternidad indicó una distancia promedio de dispersión de polen efectivo de aproximadamente 70 m, con 70% de polen efectivo que se originó a una distancia <75 m, y 90% de polen a 200 m. Con esto se concluyó que no hay evidencia de endogamia o pérdida de la diversidad genética, pues hay un elevado nivel de dispersión de polen y flujo génico dentro de la población, indicando que en este sitio *P. canariensis* presenta una gran resistencia a la erosión genética y a la fragmentación de las poblaciones (Saro *et al.*, 2014).

El tipo de germinación de *P. canariensis* permite que las plántulas comiencen su vida ligeramente enterradas y protegidas de las sequías en veranos. La semilla produce un cordón llamado pecíolo cotiledonar que crece en la tierra hacia abajo y lleva en su punta el embrión, que dará lugar a hojas y raíces. Durante aproximadamente un año el pecíolo cotiledonar actúa como cordón umbilical entre la plántula y la semilla. Después de la

germinación se da la fase de establecimiento, en la que las plántulas incrementan el tamaño de sus hojas y forman la base del tronco. Esta fase dura de 5 a 8 años, y finaliza con la primera floración que indica que la palmera es sexualmente madura (Morici, 2009). Las palmeras *P. canariensis* florecen cuando alcanzan aproximadamente medio metro de altura. Durante las primeras floraciones el ápice aún se encuentra a nivel del suelo, pero el tronco ha alcanzado su diámetro definitivo, y comienza a crecer en altura. El crecimiento es continuo a lo largo del año, aunque la energía se concentra en el crecimiento de nuevas hojas cuando comienza la época cálida en las zonas más frías y las primeras lluvias en las zonas más secas (Morici, 2009; Naranjo *et al.*, 2009). Las palmeras silvestres crecen aproximadamente un metro en altura cada 7.5 años, mientras que las palmeras cultivadas crecen 1 m cada año, debido al aporte hídrico continuo que reciben (Naranjo *et al.*, 2009).

P. canariensis es muy longeva, con registros de edad de dos y tres siglos. Las palmeras femeninas de *P. canariensis* comienzan a producir frutos cuando tienen entre 5-10 años. Los frutos de esta palmera maduran en verano (CABI, 2019c) y permanecen en el árbol durante meses, por lo que coinciden diferentes generaciones de frutos en la misma palmera. Cada fruto contiene una sola semilla grande, que puede ser viable por varios meses después de caer al suelo, aunque son fácilmente atacadas por insectos (Naranjo *et al.*, 2009).

P. canariensis produce anualmente entre 10,000 y 30,000 frutos, cada uno de los cuales contiene una sola semilla (Spennemann, 2018), por lo que se producen entre 10-30 mil semillas por planta.

El estadio de maduración y la temperatura influyen en la germinación de las semillas de *P. canariensis* en Brasil, rango de introducción. Se expusieron frutos maduros a temperaturas constantes de 25°C, 30°C, 35°C, y temperaturas alternas de 20-30°C y 25-35°C, con un fotoperiodo de 8 h de luz y 16 h de oscuridad, durante 40 días. Las semillas tuvieron un mayor porcentaje de germinación a temperaturas de 20-30°C (98%) y 25-35°C (89%) que a temperaturas fijas (Pimenta *et al.*, 2010).

También en Brasil, un experimento mostró que las semillas de *P. canariensis* incrementaron su porcentaje de germinación cuando el contenido de humedad disminuyó de 45% a 35.2%, y que germinaron más lentamente con un porcentaje de humedad menor al 35.2%. No obstante, no se observó que haya un contenido de humedad crítico ni letal para las semillas de la palma canaria ya que el porcentaje de germinación se mantuvo por encima de 76%. Sin embargo, conforme el contenido de humedad disminuía, las semillas germinaban más lentamente. Aún con un contenido de humedad en las semillas muy bajo (del 5%), su viabilidad no se vio afectada, manteniendo un alto porcentaje de germinación, con lo que se evidenció que esta *P. canariensis* es tolerante a la desecación. El tiempo en que germinaron las semillas fue de 13 días en promedio, un periodo corto comparado con otras semillas que también son tolerantes a la desecación como, por ejemplo, *Carpentaria acuminata*, que germinan en un periodo de 92 días (Batista *et al.*, 2016).

Debido a que las palmeras canarias frecuentemente son sembradas en jardines de áreas costeras, en regiones templadas, subtropicales y tropicales, en donde los suelos son salinos y húmedos, se hizo un experimento de tolerancia a la salinidad durante la germinación de las semillas de *P. canariensis* en la isla la Gomera, rango nativo de la palmera canaria. Se usaron ocho soluciones salinas diferentes con el fin de determinar umbrales de germinación de las semillas, demostrando que las palmeras tienen tolerancia a la salinidad (Alemán *et al.*, 1999). Estos valores fueron ligeramente mayores que los reportados en palmeras adultas de *P. dactylifera* ($EC_t = 40.0 \text{ dS/m s} = 3.6\%$) (Mass, 1984). En Florida, EUA, rango de invasión, *P. canariensis* es considerada una palmera tolerante a la salinidad por lo que se incluye en la guía de especies adecuadas para ser plantadas en los paisajes de las áreas de playa de dicho estado o en áreas que presentan agua con un elevado nivel de salinidad (Black, 1985).

En su rango nativo, las Islas Canarias, *Phoenix canariensis* puede hibridar naturalmente con *P. dactylifera*, especie introducida y que se encuentra ampliamente extendida en las islas (Kunkel & Kunkel, 1974; González-Pérez, 2001; González-Pérez & Sosa-Henríquez, 2002) y también puede hibridar con otras especies del género (CABI, 2019c). *P. canariensis* es una especie diploide, con número de cromosomas de $2n = 36$, al igual que sus

congéneres *P. dactylifera*, *P. reclinata* y otras especies del género; la elevada fertilidad interespecífica que muestran las especies del género *Phoenix*, y en particular *P. canariensis* con *P. dactylifera* en Las Canarias, se ve facilitada por el hecho de que ambas especies presentan el mismo número de cromosomas (Beal, 1937; Borgen, 1970).

1.3.2 Ecología

P. canariensis crece en su rango nativo en una amplia variedad de suelos, todos de origen volcánico y generalmente fértiles, a una altitud de 200 a 600 m (Santos-Guerra, 1994; Morici, 1998; Nogales *et al.*, 1999). Las siete islas que conforman el archipiélago canario (Gran Canaria, Tenerife, Fuerteventura, Lanzarote, La Palma, La Gomera, El Hierro), presentan gran diversidad climática y una gran riqueza de flora endémica (Morici, 1998). En la zona costera la temperatura media y la precipitación anual son de aproximadamente 21°C y 100 a 300 mm, respectivamente. Mientras que en la zona de montaña la temperatura media y la precipitación anual son de 9°C y de 500 a 800 mm, respectivamente. Las islas orientales más cercanas a África (Fuerteventura y Lanzarote), tienen poca altitud, siendo la isla de Lanzarote la de menor altura (671 msnm). Debido a que estas dos islas se encuentran muy influenciadas por los vientos secos del desierto del Sahara (Nogales *et al.*, 1999), la presencia de *P. canariensis* es muy escasa (Morici, 1998). En casi todas las islas, es frecuente encontrar a *P. canariensis* en los fondos de barrancos y en las laderas cercanas a ellos, en barranqueras en pendiente, laderas escarpadas y en la parte superior de los barrancos. La palmera también se encuentra en los cauces de los barrancos cercanos al mar, pero que no están directamente influidos por la brisa marina, y alcanzan su óptimo desarrollo en el fondo y en las laderas de estos, donde hay suficiente humedad edáfica (Naranjo *et al.*, 2009). La palmera canaria crece en asociación con diversas comunidades ecológicas entre islas. Forma parte del bosque termófilo, que ocupa la franja entre 200 y 600 m de altitud, un área mediterránea subxérica (ligeramente seca). Los palmerales son comunidades ecológicas donde *P. canariensis* domina y se encuentran frecuentemente asociados con *Juniperus phoenicea* y/o *Dracaena draco*. Algunos palmerales se encuentran entre los 1,000 y 1,200 m de altitud en las islas donde tienen

una mayor presencia y extensión, Gran Canaria y La Gomera. El 80% de los palmerales de la Isla de Gran Canaria se encuentra desde el nivel del mar hasta los 600 m de altitud (Naranjo *et al.*, 2009).

En la actualidad los palmerales son áreas muy perturbadas debido a la presencia de diversos cultivos exóticos, en donde *P. canariensis* se reproduce de manera natural pero también con la ayuda de los humanos. Uno de los más grandes palmerales, se encuentra en el Valle Gran Rey, un acantilado de 700 m de altura, ubicado en la Isla de la Gomera, considerada reserva de la biosfera. En este sitio el suelo es muy húmedo, y se cultiva intensivamente no sólo *P. canariensis*, sino plátano (*Musa* 'Dwarf Cavendish'), *Arundo donax*, y algunas palmeras exóticas como las *Washingtonias* y *Roystonea* sp. (Morici, 1998). Las poblaciones naturales de *P. canariensis* disminuyeron considerablemente en los primeros siglos de colonización de las Canarias, a finales del siglo XV, lo que llevó a que su estado de conservación difiera en cada isla. El bosque termófilo ha sido sustituido en la actualidad por cultivos de plátano y por la construcción de hoteles y jardines conformados por diversas especies de plantas exóticas (Morici, 1998; Naranjo *et al.*, 2009). Debido a que en Gran Canaria hubo una enorme reducción de la población silvestre de *P. canariensis*, en los últimos años se plantaron varias de estas palmeras (alrededor de 40,000) en carreteras y en los campos abandonados que cubren gran parte de la isla. En esta isla se encuentra un palmeral bastante perturbado, “el palmeral del Oasis de Maspalomas”, lo que se ve reflejado en la pequeña extensión que abarca, pues pertenece a un hotel en donde se han plantado también palmeras de *P. dactylifera*. Este palmeral se encuentra dentro de la Reserva Natural de las Dunas de Maspalomas (Morici, 1998); dentro de esta comunidad vegetal *P. canariensis* forma pequeños bosquetes que se encuentran acompañados de tarajales (*Tamarix canariensis*). Además, al interior del sistema de dunas se encuentran individuos aislados de *P. canariensis* que en ocasiones pueden formar pequeños grupos. Restos del palmeral original se pueden observar en el área verde de la urbanización Oasis, que se encuentra fuera de la reserva y del área de ordenación. También se han registrado palmeras canarias en excelentes condiciones en otra de las comunidades vegetales dentro la Reserva de Masopalomas, que presenta

matorrales densos con un sustrato arenoso consolidado y agua freática a menos de 1m. Esta comunidad es la más saludable, y se observan los mejores rodales de *Juncus acutus* con proliferación de aulagas (*Launae arborescens*) y ejemplares en óptimas condiciones de tarajales (*Tamarix canariensis*) (Plan Director de Reserva Natural Especial de Dunas de Maspalomas, 2004; Montelongo *et al.*, 2010).

Phoenix canariensis es una de las palmeras más cultivadas en todo el mundo como elemento ornamental. Se encuentra en una gran variedad de hábitats y tipos de suelos donde se le siembra; puede desarrollarse en suelos muy húmedos junto a especies de cultivo como plátano (Morici, 1998); puede también hacerlo en ciudades donde hay suelos con tepetate, ácido, seco y compactado en comparación con los de tipo forestal (Benavides *et al.*, 2011). Frecuentemente es sembrada en jardines de áreas costeras, en regiones templadas, subtropicales y tropicales, en donde los suelos son salinos y húmedos. Tolera temperaturas frías, cálidas, la sequía, las inundaciones, las condiciones de sombra y de sol, la brisa marina y el clima de montaña. Se le puede encontrar tanto en ambientes urbanos como en áreas costeras y humedales, aunque se ha diseminado también en áreas ribereñas perturbadas (Gilman & Watson, 1994; Morici, 1998; Alemán *et al.*, 1999; DiTomaso & Healy, 2006; CABI, 2019c). Se encuentra a distintas altitudes en ciudades con un clima templado-húmedo, temperatura promedio anual de 15°C y precipitaciones promedio anuales de más de 800 mm (Girini *et al.*, 2014); con un clima mesotermal, semiárido, con lluvias escasas, con temperaturas máxima y mínima absolutas de 46°C y -10°C, y precipitación media anual de 550 mm (Roic & Villaverde, 1999); también en un clima templado-cálido, con una temperatura promedio de 14.8°C y precipitación de 422 mm (Reyes, 2010); en un clima cálido-templado con una temperatura y precipitación anual promedio de 20.5 °C y 1,284 mm, respectivamente (Batista *et al.*, 2016); en un clima tropical con una temperatura anual promedio de 21.7°C y precipitación anual promedio de 1,340 mm (Pimenta *et al.*, 2010); en clima de estepa local (BSh), con temperatura y precipitación promedio anual de 26.6°C y 622 mm, respectivamente (Molina-Prieto, 2006).

P. canariensis es una especie naturalizada en las provincias de Buenos Aires y Santiago del Estero (Argentina) (Delucchi, 2000). En los últimos años, en zonas del NE de la provincia de Buenos Aires (Parque Pereyra Iraola, Villa Elisa) y en Santiago del Estero (de Icaño a Pinto), se documentó la presencia de varias palmeras canarias en estado reproductivo. Además, se menciona que la palmera también se encuentra en ambientes humanizados de Punta Lara (Moschione & Klimaitis, 1988; Delucchi, 2000). Se encuentra en ciudades de Argentina, como en La Plata, Buenos Aires, con un clima templado-húmedo, una temperatura promedio anual de 15 °C y precipitaciones promedio anuales de más de 800 mm (Girini *et al.*, 2014); en ciudad de Santiago del Estero, ubicada a una altitud de 190 msnm, con un clima mesotermal, semiárido, con lluvias escasas, con temperaturas medias de los meses más cálido (enero) y más frío (julio) de 27.7 y 13.3°C, respectivamente, temperaturas máxima y mínima absolutas son de 46°C y -10°C, y precipitación media anual de 550 mm (Roic & Villaverde, 1999). La vegetación dominante son bosques xerófilos, cuya comunidad clímax es el bosque de quebracho colorado santiagueño (*Schinopsis quebracho-colorado*) y quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*); *P. canariensis* es frecuente en parques, plazas, plazoletas y paseos de la ciudad (Cabrera, 1971). *P. canariensis* fue plantada como palmera ornamental en la Isla de las Gaviotas, ubicada en el estuario del Río de la Plata; en esta isla el clima es subtropical-húmedo con veranos calurosos e inviernos suaves a fríos (Cfa) (Guido *et al.*, 2013). La temperatura media aquí es de 16.5 °C y la precipitación total anual de 1,198 mm (Guido *et al.*, 2013). *P. canariensis* es la especie de palma que domina en la ciudad de Valparaíso, Chile, donde hay un clima templado-cálido (Csc) con lluvias predominantes en invierno, con una temperatura promedio de 14.8°C y precipitación de 422 mm (Reyes, 2010). Es una ornamental también en ciudades de Brasil, como en Limeira, São Paulo, a una altitud de 588 m, en un clima cálido-templado (Cwa), con una temperatura y precipitación anual promedio de 20.5 °C y 1,284 mm, respectivamente (Batista *et al.*, 2016; CLIMATE-DATA, 2019a); en Jaboticabal, con un clima tropical (Aw), con una temperatura anual promedio de 21.7°C y precipitación anual promedio de 1,340 mm (Pimenta *et al.*, 2010; CLIMATE-DATA, 2019b). También se introdujo *P. canariensis* en Colombia, en la ciudad de

Bucaramanga, donde el clima es tropical (Af), con temperatura promedio anual es de 23.4°C y precipitación promedio anual de 1,159 mm; en la ciudad de Cúcuta, con clima de estepa local (BSh), con temperatura y precipitación promedio anual de 26.6°C y 622 mm, respectivamente (Molina-Prieto, 2006; CLIMATE-DATA, 2019c).

En la ciudad de México se ha sembrado en sitios con temperatura media anual entre 12°C y 18°C y precipitación anual de 600 a 1,000 mm (Benavides *et al.*, 2011). Fue una de las especies dentro del catálogo generado para la reforestación de la 2ª. sección del bosque de Chapultepec, en la Ciudad de México (INIFAP-DBCh, 2009; Benavides *et al.*, 2011). La presencia de la palmera se documentó en esta sección del bosque durante un inventario previo a la creación del catálogo. *P. canariensis* se consideró poco abundante. En el inventario se registraron 436 palmeras canarias, lo que indicó que esta palma fue una especie usada con poca frecuencia (1.15%). El clima dentro del bosque es del tipo Cw (w) b (i'), templado-subhúmedo con lluvias en verano y precipitación en invierno menor a 5% de la total; con verano fresco y largo e isotermal. La temperatura media anual fluctúa entre 12 y 18°C y la precipitación anual es de 600 a 1,000 mm. El suelo del bosque es de características de tepetate, ácido, seco y compactado en comparación con los de tipo forestal (Benavides *et al.*, 2011). Las palmeras canarias se plantaron en avenidas, calles y camellones de la ciudad de México hacia 1946, y se desarrollaron muy bien dentro del clima cálido-templado (Cwb) de la ciudad, cuya temperatura anual promedio es de 15.9°C y la precipitación anual promedio de 625 mm, con lluvias abundantes en verano y escasas en invierno. Un ejemplo de lo bien que se ha adaptado *P. canariensis* al clima de la ciudad es la palmera plantada en la glorieta de Reforma, que ha sobrevivido en ese sitio por varias generaciones (CLIMATE-DATA, 2019d; MXCity, 2019).

Aunque la polinización de *P. canariensis* se da principalmente por el viento, lo cual se ha confirmado al no detectar insectos entrando a las flores femeninas, en las Islas Canarias se ha reportado que algunas especies de escarabajos curculiónidos transportan los granos de polen de la flor masculina a la femenina (Naranjo *et al.*, 2009), y algunos autores sugieren que probablemente sea polinizada por *Neoderelomus piriformis* (Coleoptera, Curculionidae, Derelomini) (Meekijjaroenroj, 2004; Saro *et al.*, 2014; CABI, 2019c).

En las Islas Canarias, rango nativo, las aves que consumen los frutos de *P. canariensis* son importantes dispersores de semillas (Nogales *et al.*, 1999; Naranjo *et al.*, 2009), así como incrementan su germinación al pasar por su tracto digestivo. Esto se puede corroborar al registrar el crecimiento de palmeras cerca de los nidos de algunas aves (Naranjo *et al.*, 2009). En las Canarias, los frutos de las palmeras son consumidos principalmente por mirlos (*Turdus merula*), cuervos (*Corvus corax*) y los herrerillos (*Parus caeruleus*). Los frutos que caen al suelo son aprovechados también por roedores e insectos. Además, las palmeras son usadas como lugares de nidificación o dormitorios por diversas rapaces, como el cernícalo (*Falco tinnunculus*), el búho chico (*Asio otus*) y la lechuza (*Tyto alba*). Algunas especies como las tórtolas (*Streptopelia turtur*), gorriones (*Passer spp.*) y otros paseriformes nidifican en las palmeras, y con menor frecuencia se observan nidos de abubilla (*Upupa epops*) (Naranjo *et al.*, 2009). En Nueva Zelanda, rango exótico, es también el mirlo común (*T. merula*) quien consume sus frutos (Williams, 2006). El ave paseriforme *Turdus rufiventris* consume los frutos de esta palmera y dispersa sus semillas en Buenos Aires y en Santiago del Estero, Argentina (Delucchi, 2000). En Buenos Aires, el estornino pinto (*Sturnus vulgaris*) usa a la palma canaria como dormitorio; ubicaron en la ciudad 34 dormitorios comunales de estornino pinto, de los que 25 estaban en *P. canariensis* (Girini *et al.*, 2014).

Entre las plagas que afectan a *P. canariensis* se ha identificado a algunos hongos patógenos como *Armillaria tabescens*, *Botryotinia fuckeliana*, *Candidatus Phytoplasma palmae*. También se han identificado a varios insectos herbívoros, como *Metamasius hemipterus*, *Parlatoria blanchardi*, *Rhynchophorus palmarum*; y parásitos como *Rhadinaphelenchus cocophilus* y *Trichodorus* (CABI, 2019c). El picudo rojo, *Rhynchophorus ferrugineus* (Coleoptera: Curculionidae), recientemente introducido en la región mediterránea, ataca y daña severamente a *P. canariensis* (Faleiro, 2006). Ya se había detectado como una plaga que afectaba a la palma canaria en Japón (Yoshitake *et al.*, 2001; CABI, 2019c). También el gorgojo de la palma gigante (*Rhynchophorus palmarum*) puede matar a las palmeras *P. canariensis* recién trasplantadas o aquellas que están lesionadas, y al igual que el picudo rojo una vez que infesta a la palmera no es posible su

control. Por otro lado, la polilla de las hojas de la palmera (*Homaledra sabalella*) es un insecto que devora las hojas de la palmera canaria (Gilman & Watson, 1994).

El marchitamiento de *P. canariensis* causado por el hongo *Fusarium oxysporum* se registró por primera vez en Grecia (Elena, 2005). En Australia Meridional (Summerell & Gunn, 2001) y en Victoria, Australia posteriormente (Summerell *et al.*, 2006). *F. oxysporum* se ha presentado también en Argentina y se está extendiendo a Europa. También el hongo *Ceratocystis paradoxa* ataca a esta palma, causándole la enfermedad podredumbre negra, que causa la podredumbre de las hojas más jóvenes hasta la región meristemática, formando una especie de polvillo gris oscuro de consistencia blanda y húmeda. Este hongo fue registrado por primera vez en Fujian, China (Zhang & Lao, 2005). La putrefacción de los brotes causado por el hongo *Phytophthora palmivora* se registró por primera vez en Italia (Pane *et al.*, 2007; CABI, 2019c). Las palmas dañadas a menudo se infectan con el hongo *Ganoderma applanatum*, formando un cono en la base similar a una plataforma o seta barnizada. Un tronco y un suelo húmedos proporcionan las condiciones adecuadas para que proliferen la enfermedad (Gilman & Watson, 1994). El hongo *G. applanatum* junto con un grupo de fitoplasma causaron un gran declive de *P. canariensis* en Texas, EUA (Harrison *et al.*, 2002).

1.3.3 Especies con las que *Phoenix canariensis* puede hibridar

El género *Phoenix* incluye 14 especies que se distribuyen desde África, Madagascar, Asia, Taiwan y Las Filipinas (Pintaud *et al.*, 2010). Se conocen casos frecuentes de hibridación entre estas especies. En Norteamérica (Florida) la hibridación puede ocurrir entre las especies *P. reclinata*, *P. dactylifera*, *P. canariensis* y *P. roebelenii* (Zona, 1997). En su rango de distribución nativa también se conocen ejemplares híbridos con las especies introducidas *P. dactylifera* y *P. roebelenii* (Barrow, 1998). Concretamente, pueden formarse híbridos de *Phoenix canariensis* con *Phoenix dactylifera* que se introdujo en las Islas Canarias (González-Pérez *et al.*, 2004). Se sugiere que se puede hibridar también con otras especies.



a) Racimos de frutos inmaduros. Autor: Peter Kirkland – www.plantfile.com^{PA}.



b) Frutos inmaduros, bayas carnosas. Autor: Peter Kirkland – www.plantfile.com^{PA}.



c) Racimos con frutos maduros de *Phoenix canariensis*. Autor: Quartl^{CC}.



d) Detalle de frutos maduros. Autor: Zeynel Cebeci^{CC}.

Figura 33. Racimos de frutos y frutos de *Phoenix canariensis*. (a-d) ^{CC}= Creative commons, ^{PA}= Permiso académico.



a) Zona basal de la hoja; ver cantidad de espinas.
 Autor: Sea-kangaroo^{CC}.



b) Corteza con cicatrices por las hojas caídas
 Autor: Peter Kirkland – www.plantfile.com^{PA}.



c) Corteza con cicatrices producto de las hojas caídas.
 Autor: Scott Zona^{CC}.

Figura 34. Espinas y corteza de tronco mostrando las cicatrices dejadas al caer las hojas, de *Phoenix canariensis*. (a-c) ^{CC}= Creative commons, ^{PA}= Permiso académico.



a) Palma juvenil de *P. canariensis*. Autor: Forest & Kim Starr^{CC}.



b) Palma juvenil de *P. canariensis*. Autor: Ettore Balocchi^{CC}.



c) Palma adulta de *P. canariensis*. Autor: Ettore Balocchi^{CC}.



d) Palmas adultas; macho foto de la izquierda, con copa más compacta y achatada; hembra foto de la derecha, copa es más abierta. Autor: Mark Tutty^{CC}.

Figura 35. Forma y estructura de palmas juveniles y adultas de *Phoenix canariensis*. (a-d) ^{CC}= Creative commons.



a) Palmas canarias en zona árida, región nativa en Islas Canarias. Autor: H. Zell^{CC}.



b) Palmas canarias en zona árida, Islas Canarias. Autor: H. Zell^{CC}.



c) Palmas canarias en región nativa, en área residencial. Autor: H. Zell^{CC}.

Figura 36. Hábitat de *Phoenix canariensis* en región nativa, en las Islas Canarias. (a-c) ^{CC}= Creative commons.



a) Palmas canarias en Israel, área de introducción. Autor: Lazaregagnidze^{CC}.



b) Palmas canarias en zona costera de Grecia, área de introducción. Autor: Me^{CC}.

Figura 37. Hábitat de *Phoenix canariensis* en región de invasión, rango no nativo. (a-b)^{CC}= Creative commons.



a) Musgo en tronco de *P. canariensis*. Autor: BuhaM^{CC}.



b) Planta creciendo entre cicatrices de la corteza de *P. canariensis*.
Autor: Salicyna.

Figura 38. Interacciones planta-planta con *Phoenix canariensis*. (a-b) ^{CC}= Creative commons.



a) *P. canariensis* usada como palma ornamental. Autor: Tim Waters^{CC}.



b) Uso como planta ornamental en jardín de casa. Autor: edgeplot^{CC}.



c) Palma canaria usada como planta ornamental en poblado. Autor: Cyril Nelson^{DP}.



d) *P. canariensis* como ornamental en plaza residencial. Autor: Anónimo^{DP}.



e) *P. canariensis* planta ornamental. Autor: Peter Kirkland – www.plantfile.com^{PA}.



f) *P. canariensis* usada como palma ornamental en ciudades. Autor: Peter Kirkland – www.plantfile.com^{PA}.

Figura 39. Uso ornamental de *Phoenix canariensis*. (a-f) ^{CC}= Creative commons, ^{PA}= Permiso académico, ^{DP}= Dominio público.

1.4 Estatus

Phoenix canariensis ha sido comercializada de las Islas Canarias, de donde es nativa, desde 1815, pero ya se había registrado para su comercio desde antes, en Mauritania que reconoce a *P. canariensis* sin distinguirla de *P. dactylifera*, pero indicando que la calidad del dátil de esta palma de las Islas Canarias era menor a otras poblaciones (Zona, 2008). Es una especie muy aceptada como especie ornamental en todo el mundo, inclusive se encuentra en el centro de la ciudad de México. *P. canariensis* se cultiva ampliamente en regiones templadas y cálidas de todo el mundo como palmera de ornato para ser usada en calles y avenidas. Su tamaño y simetría hace que se adapten bien a paisajes y jardines grandes, pero su facilidad de propagación y crecimiento la hace accesible incluso para jardines pequeños (Zona, 2008). Del total de países que la mencionan en documentos en su legislación, en 8 países se le clasifica como una especie exótica invasora, entre ellos EUA. *Phoenix canariensis* se incluye en el Compendio Global de Malezas (Randall, 2012) y se encuentra en las listas de especies invasoras de EUA como una maleza nociva e invasora presente en 2 estados y una isla del Caribe (USDA NRCS, 2019: <https://plants.usda.gov/core/profile?symbol=PHCA13>). En México se tienen registros en 14 estados. Se le considera como una planta cultivada, maleza con interés económico, escapada de cultivos, naturalizada, invasora, una maleza ambiental con efectos en ecosistemas nativos y una amenaza que producirá efectos en el futuro (Randall, 2012; USDA NRCS, 2019).

P. canariensis está presente en California desde hace más de 50 años, es una especie naturalizada y se encuentra en el Inventario de plantas invasoras Cal-IPC de California, EUA (Rejmánek & Randall, 1994; DiTomaso & Healy, 2006; CABI, 2019c). Se ha categorizado a *P. canariensis* como una especie invasora de alto riesgo (PIER, 2013c), pero en el Inventario de Plantas Invasoras de California se encuentra clasificada como una especie invasora que causa impactos ecológicos menores (Cal-IPC, 2019).

P. canariensis es una especie naturalizada en Nueva Gales del Sur (Hosking *et al.*, 2011),

Australia Meridional (Brodie & Reynolds, 2012) y Occidental (Lohr & Keighery, 2016), así como en las Islas Carnac (Abbot, 1980). También se encuentra naturalizada en Nueva Zelanda (Healy & Edgar, 1980; Delucchi, 2000), y es considerada como una plaga de investigación en Auckland, Nueva Zelanda (DiTomaso & Healy, 2006; CABI, 2019c). *P. canariensis* se considera una especie exótica terrestre introducida en México, incluida en la lista de especies de malezas introducidas al país (Espinosa-García, 2000). En México se le ha considerado como una especie exótica de bajo riesgo (Enciclovida, 2019a).

1.5 Distribución nativa

Islas Canarias (Comunidad autónoma española) (CABI, 2019c). La especie es endémica de las Islas Canarias, presenta poblaciones en las siete islas del archipiélago, pero la principal población se ubica en la Isla La Gomera (Barrow, 1998, Francisco-Ortega *et al.*, 2009) (Fig. 40).

1.6 Distribución de invasión

Alemania, Antillas Francesas (Guadalupe), Argentina, Australia, Bermuda, Bolivia, Brasil, Chile, China, Colombia, Costa Rica, Croacia, Ecuador, Egipto, Eritrea, España, Estados Federados de Micronesia, Estados Unidos de América, Fiyi, Francia, Gabón, Georgia, Gibraltar, Grecia, Guam, Guatemala, Honduras, Irlanda, Islas Marshall, Israel, Italia, Japón, Marruecos, México, Namibia, Nicaragua, Niue, Nueva Caledonia, Nueva Zelanda, Perú, Polinesia Francesa, Polonia, Portugal, República Dominicana, Rusia, Sudáfrica, Suiza, Taiwán, Túnez, Turquía, Uruguay y Yugoslavia (GISD, 2006; PIER, 2013c; CABI, 2019c, GBIF, 2019c; Tropicos, 2019c) (Fig. 40).

En EUA se encuentra en los estados de California y Florida, además de la isla Navassa (USDA NRCS, 2019).

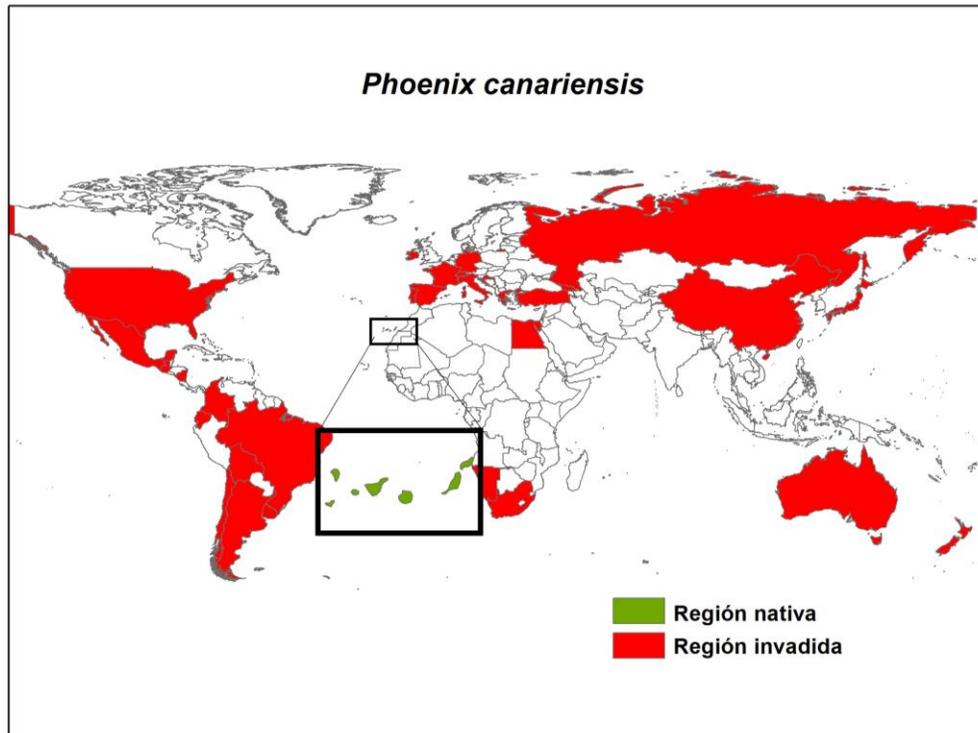


Figura 40. Mapa mostrando la distribución nativa de *Phoenix canariensis*, así como en los países donde se le ha introducido y es exótica, invasora.

1.7 Distribución en México

En México, se le reporta en Aguascalientes, Baja California, Baja California Sur, Ciudad de México, Chiapas, Estado de México, Jalisco, Nuevo León, Oaxaca, Querétaro, San Luis Potosí, Sinaloa, Veracruz y Yucatán (Base de datos del proyecto) (Fig. 41).

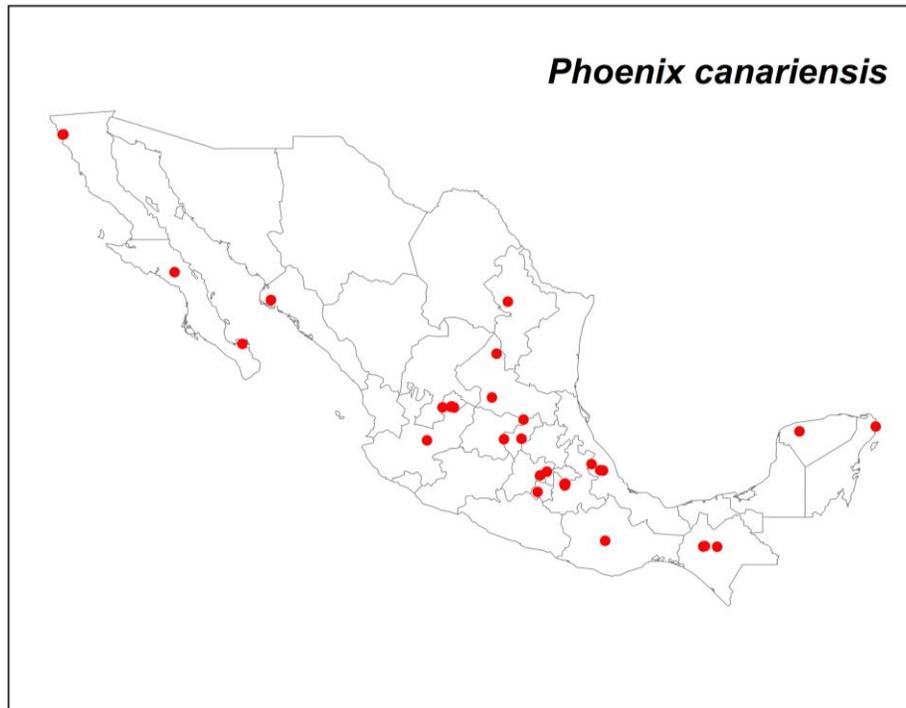


Figura 41. Distribución de *Phoenix canariensis* en México, por estados (conforme a registros de la base de datos del proyecto).

2. Rutas de introducción

Aunque las semillas de *Phoenix canariensis* pueden ser dispersadas por los animales y el agua a través de los cursos de agua, es el humano el principal factor que mueve los propágulos, plántulas y plantas más crecidas de la palma canaria (ver Análisis económico y Usos y comercialización; CABI, 2019c).

Desde su introducción en el comercio europeo de viveros en 1860 y en Australia en 1870 y 1880, *P. canariensis* ha sido una de las principales especies ornamentales cultivadas en jardines privados y públicos. En Hawái, las aves son dispersoras de las semillas de la

palmera canaria (Staples *et al.*, 2000). En el sur de California, USA, se han documentado escapes de *P. canariensis* de los sitios en donde cultiva, llegando a invadir áreas ribereñas, huertos y jardines (Burkhart & Kelly, 2005; Cal-IPC, 2019), sitios en los que es cultivada con mucha frecuencia (Zona, 2019). En el Río de La Plata, Argentina, fue introducida por inmigrantes canarios hace aproximadamente 150 años (Forckel, 1893; Delucchi, 2000), y fue usada como palmera ornamental en parques y jardines hasta mediados del siglo XX. *P. canariensis* fue una de las especies introducidas para reforestar la zona urbana de las ciudades de Bucaramanga y Cúcuta, en Colombia, donde el clima es cálido. La introducción de la palmera canaria en estas ciudades se dio en jardines, calles y avenidas (Molina-Prieto, 2006). En Brasil es una palmera ornamental muy usada en paisajismo, y con este fin se introdujo hace muchos años (Batista *et al.*, 2016).

Parece ser entonces que los humanos y sus actividades son el principal vector para la introducción y dispersión de *P. canariensis*, llevando las semillas y plántulas entre sitios, cultivándolas y comercializándolas; puede entonces ocurrir un escape (CABI, 2019c).

2.1 Origen e historia de los individuos comercializados

La fecha exacta de introducción de *Phoenix canariensis* en los jardines del mundo se desconoce debido principalmente a que tanto los botánicos como los horticultores no lograban distinguir a la palmera canaria (*P. canariensis*) de la palmera datilera (*P. dactylifera*) (Zona, 2008). Para 1851 se registra ya la primera introducción de *P. canariensis* a Europa, a un jardín botánico. Posteriormente, su valor ornamental crece y hace que se comercie e introduzca de manera fuerte a otros países e islas.

El primer documento escrito sobre la palmera canaria procede del rey Juba II de Mauritania (50 a.C–d.C 23) uno de los primeros escritores de viajes del Mundo Antiguo; su descripción de las Islas Canarias fue revisada por Plinio el Viejo (23-79 d. C.) quien recopiló los conocimientos de Juba sobre las islas en el año 77 de nuestra era y lo reconoció como su descubridor. Juba II describió a las Islas Canarias como un sitio con palmeras que producían abundantes dátiles y que suministran mucha miel. En ese entonces no se

distinguía a la palmera canaria (*Phoenix canariensis*) de la datilera (*Phoenix dactylifera*). Durante los siglos siguientes, se siguió considerando a *P. canariensis* la misma especie que *P. dactylifera*, aunque con frutos de inferior calidad, lo que evitó que se extendiera a otros sitios de la región (Zona, 2008).

La primera introducción documentada de *Phoenix canariensis* en Europa fue en 1815 por el botánico noruego Christen Smith (1785-1816), quien colectó varias semillas en Tenerife y las llevó a la colección del jardín botánico de Oslo, Noruega. Varias de esas semillas germinaron y una de las palmeras creció en el invernadero de Oslo, sobreviviendo allí hasta el año 2000; fue conocida como la “Palmera de Smith” (Zona, 2008). En 1866 varias palmeras se compraron al vivero de Verschaffelt, en Gante (Bélgica) por el vizconde Vigier, oficial de Napoleón III, para ser plantadas en su jardín en Niza, Francia. Aunque erróneamente la nombró *Phoenix reclinata*, y fue hasta 1882 que Chabaud (Chabaud, 1882) publicó el nombre científico de *Phoenix canariensis*, con el que la palmera canaria es conocida actualmente. Poco después de la introducción de *P. canariensis* en Niza, la palmera se plantó por toda la costa mediterránea, donde es muy popular y apreciada (Zona, 2008). Antes de 1881 la palmera fue introducida en Lisboa, Portugal, y la fotografía tomada en la Escuela Politécnica de Lisboa, fue una de las primeras en ser publicada. En 1888 se documentó en el catálogo de plantas del jardín del Baron Ricasoli en Porto Ercole, Italia. En 1894, la palmera fue adquirida por “Tresco Abbey Gardens” en las islas de Sicilia, Italia. Para finales del siglo XIX *P. canariensis* ya se encontraba bien establecida en la horticultura y los paisajes europeos (Zona, 2008).

A diferencia de *Phoenix dactylifera*, especie que los conquistadores españoles introdujeron en el Caribe alrededor de 1513, la introducción de *P. canariensis* a América se realizó mucho tiempo después. Parece que el monje franciscano conocido como fray Junípero Serra fue quien introdujo a *P. canariensis* en México y California en 1749, pues se menciona que durante su viaje de España a México se detuvo en las Islas Canarias en donde colectó las semillas de la palmera. Sin embargo, esta información es poco confiable, y es muy probable que se estuviera confundiendo a la palmera canaria con la palmera datilera, de la que sí se tiene registro que fue cultivada en el siglo XVIII por los misioneros;

también hay evidencia de que la palmera datilera fue llevada a la misión de Junípero Serra, San Diego de Alcalá, en San Diego, California, en 1769; sin embargo, no hay ningún registro de *P. canariensis* en las primeras misiones. Por otro lado, los biógrafos relatan que Serra viajó desde Cádiz hasta el Caribe sin detenerse en las Canarias, y tampoco se tiene registro de la introducción de *P. canariensis* en California antes del siglo XIX (Zona, 2008).

La primera introducción de *P. canariensis* en California se atribuye al vivero Miller & Sievers en San Francisco, quien registró a la especie en su catálogo para su venta en 1874. Ese mismo año, *P. canariensis* también era ofrecido en el catálogo del vivero de San José (una ciudad al sur de la bahía de San Francisco) (Zona, 2008). Entonces, se difundió el uso ornamental de *P. canariensis* en California. En 1882, en el catálogo de un vivero cerca de San José en el condado de Santa Clara, ya documentaron a *P. canariensis* para la venta. En 1884 trasladaron su vivero a Niles (hoy Fremont, California), que se convirtió en el vivero llamado "California Nursery Company", que en 1890 producía miles de palmeras de *P. canariensis* (Zona, 2008). En 1891 y 1892 el vivero Ralph Kinton Stevens, en Santa Bárbara California, registró a *P. canariensis* en sus catálogos para la venta, aunque no se documentó si las palmeras fueron cultivadas de semillas producidas localmente u obtenidas en el extranjero. Otra de las grandes plantaciones de palmeras se encontraba en las cercanías de Los Ángeles, California, en el Arboretum Chávez. El Arboretum con su Avenida de las Palmas, se fundó en 1893. En Pasadena, el Jardín Botánico de Huntington, cuenta con una palmera que fue adquirida en 1906 y provenía de San Francisco, California (Zona, 2008). En 1886 se introdujo por primera vez a *P. canariensis* en Florida; las semillas provenían de la Riviera francesa y posteriormente se adquirieron semillas de las Islas Canarias. Para 1890 *P. canariensis* se encontraba en el catálogo del vivero de Royal Palm en Manatee, Florida. El vivero aún existe y es uno de los más famosos. En 1898 La Oficina de Introducción de Semillas y Plantas del Departamento de Agricultura de EUA recibió semillas que provenían de la colección de Walter T. Swingle, del sur de Francia, y fue registrada como introducción de *Plantas # 1949*. Para el siglo XX la venta de *P. canariensis* se encontraba ya bien establecida a través del comercio en viveros de EUA (Zona, 2008).

Es ahora una especie naturalizada tanto en California como en diversas áreas de la Bahía de San Francisco, California, y en Florida (McClintock, 1993; Zona, 2019).

En el siglo XX, *P. canariensis* comenzó a incluirse en los catálogos de diversos jardines botánicos en otras partes de América. Durante todo ese siglo fue una palmera ornamental ampliamente cultivada en todos los sitios del continente americano que presentaban un clima templado.

Las palmeras canarias fueron usadas inicialmente como un símbolo de riqueza en todo el mundo. A medida que EUA y los países de Europa, especialmente Gran Bretaña, ampliaron su dominio político, también llegaron nuevas plantas. El uso ornamental de *Phoenix canariensis* se extendió en las riveras francesa e italiana en 1860, cuando esas áreas se convirtieron en centros importantes para el turismo en Europa (Zona, 2008). *P. canariensis* se popularizó entre las clases media y alta en Florida, EUA, cuando ese estado se convirtió en un destino para las vacaciones de invierno de los industriales ricos en 1878–89. El uso de la palmera canaria en California coincidió con el auge económico de la fiebre del oro (1849). La palmera se usó ampliamente como palmera ornamental en California en la segunda mitad del siglo XIX, cuando gente con fortuna comenzó las construcciones dentro de sus grandes propiedades. Para los jardineros de clase media *P. canariensis* era una palmera exótica y fácil de cultivar, sus semillas se colectaban en parques públicos o cementerios y se sembraban en jardines pequeños, en donde crecían bien. Además, era fácil adquirir en los viveros. En California, la construcción del acueducto en 1905 que llevaba agua desde el río Colorado hacia la cuenca de Los Ángeles fue la pauta para la introducción de *P. canariensis* en las casas de clase media (Zona, 2008).

P. canariensis fue introducida en las costas de Australia a mediados y finales del siglo XIX. En 1880, Joseph Maiden hizo que se sembraran varias palmeras en el Centennial Park en Sydney, muchas de las cuales aún están presentes. En 1903, se sembró una palmera canaria en Victoria. Las plantaciones siguientes fueron hechas por Victoria League en 1909 y en 1910. La especie fue plantada en algunas de las casas más antiguas de Perth, al suroeste de Australia, en 1880.

En 1910, se incluyó a *P. canariensis* en el catálogo de plantas del jardín botánico de Buenos Aires, Argentina. Por otro lado, se registró a la palmera en la colección del Jardín Botánico de Harvard en Cienfuegos, Cuba, aunque no se indica la fecha de su adquisición; su comercio se extendió rápidamente en los viveros a los jardines locales (Zona, 2008). En la ciudad de Santiago del Estero, Argentina, *P. canariensis* se encuentra en parques, plazas, plazoletas y paseos. La palmera se encuentra en esta ciudad desde antes de la década de los sesenta (Roic & Villaverde, 1999). En Brasil, es una palmera ornamental muy usada en paisajismo (Batista *et al.*, 2016). Fue introducida desde hace muchos años en este país (Lorenzi, 2004; Pimenta *et al.*, 2010).

2.2 Historia de la comercialización en México

No se encontraron documentos de la forma en que *P. canariensis* ingresó a México. Pero de acuerdo a lo encontrado al parecer fue con fines ornamentales.

Se sabe que la palmera canaria se introdujo en México a principio del siglo XX; Benjamín Francis Johnston construyó un ingenio azucarero en la ciudad de los Mochis, Sinaloa, México, plantando en sus alrededores diversos árboles provenientes de zonas templadas tropicales, los cuales adquiriría durante sus viajes alrededor del mundo; mostró particular interés por aquellas especies de árboles de regiones en donde se cultivaba la caña de azúcar, como el sur de España, Filipinas, Indonesia y California. Desde esos países embarcaba las especies a San Francisco, California, para luego enviarlas a Nogales y posteriormente trasladarlas hasta Los Mochis. Este sitio, fue llamado el “Jardín Botánico Las Palmas”, y llegó a contar con más de 90 especies de plantas, que con el paso de los años murieron; las palmeras fueron las que mejor se adaptaron a las condiciones climáticas del sitio. Entre las especies de palmeras con más de 100 años de haberse plantado y que en la actualidad se encuentran en buen estado se distinguen: *Phoenix canariensis*, *P. dactylifera*, *Roystonea regia*, *Washingtonia robusta* y *W. filifera* (López, 2016). En 1901, Miguel Ángel de Quevedo donó un terreno, con la finalidad de fundar un parque conocido como “viveros de Coyoacán”, ubicado en la Ciudad de México; dentro de

este terreno se encontraba una amplia variedad de vegetación que incluía a la palmera *P. canariensis*; este fue el primer vivero forestal del país y actualmente es un centro de reproducción de plantas nativas e introducidas, muchas de las cuales adornan las avenidas y calles de la ciudad (Baltazar *et al.*, 2014; Earthgonomic, 2016). Durante su sexenio de 1946-1952, el presidente Miguel Alemán realizó una visita a Los Ángeles, California, en donde observó imponentes hileras de palmeras de la especie *P. canariensis* que se encontraban adornando las principales avenidas de la ciudad. Al regresar a México ordenó al regente traer varias palmeras canarias al país, con el fin de ser plantadas en algunas avenidas, calles y camellones de la Ciudad de México, entre las que destacan Lindavista, Narvarte, Florencia y Paseo de las Palmas en Chapultepec. Estas palmeras se colocaron de manera muy similar a las que estaban plantadas en Los Ángeles, con lo cual se buscaba marcar un estilo arquitectónico en la ciudad de México (MXCity, 2019). Hay palmeras canarias sembradas en el Paseo de la Reforma desde hace unos 70 años y son un símbolo de la ciudad.

La primera etapa de reforestación en México se llevó a cabo durante las tres primeras décadas del siglo XX y se enfocó en las áreas verdes urbanas. Desde 1909 y hasta 1933 en la ciudad de México, y en menor medida en otros asentamientos urbanos del país, se realizaron actividades intermitentes de repoblación forestal. Entre las especies usadas para la reforestación dominaban las exóticas, entre ellas *P. canariensis*, y esto se debía principalmente a la limitada información disponible y al poco desarrollo de la investigación sobre los recursos florísticos y forestales del país. *P. canariensis* fue introducida durante los periodos 1919-1939, 1934-1940, 1940-1946, 1958-1964 (Cervantes *et al.*, 2008). Particularmente, en la ciudad de México en 1946 se sembraron varias de estas palmeras en avenidas, calles y camellones de las colonias Lindavista, Narvarte, Florencia y Paseo de las Palmas en Chapultepec, siguiendo el programa de forestación que favorecía el desarrollo de áreas verdes en las ciudades (Cervantes *et al.*, 2008; MXCity, 2019). Se ha documentado que la palmera *P. canariensis* fue una de las especies usadas en las zonas con clima templado-frío del país, durante el proyecto de reforestación que comprendió el periodo 2001-2006, que fue apoyado por la Comisión Nacional Forestal CONAFOR

(Magaña-Torres, 2006). En el periodo de 2006-2011 se llevó a cabo otro proyecto de reforestación de parques y jardines urbanos de la ciudad de México, cuando se plantaron varias palmeras canarias en las alcaldías Álvaro Obregón, Coyoacán, Iztacalco, Milpa Alta, Tlalpan y Xochimilco (Chimal-Hernández & Corona, 2016). Esta palma fue también una de las especies con uso ornamental que se incluyeron en el listado de 2009 para el estado de Nuevo León, como iniciativa para generar jardines que ayudaran a mejorar la calidad del aire, reducir la radiación solar y el consumo de agua utilizada para el mantenimiento de áreas verdes, así como para producir alimento para mamíferos, aves e insectos polinizadores de las zonas urbanas y suburbanas. Se le incluyó por ser una especie ornamental adecuada por el bajo requerimiento de agua, y por su tolerancia a distintos ambientes, por lo que se podía usar dentro del matorral espinoso tamaulipeco, matorrales xerófilos del desierto chihuahuense, matorral submontano de Tamaulipas y Nuevo León, bosques de coníferas y encinos de la Sierra Madre Oriental y los matorrales xerófilos del norte de la meseta central (Villalón *et al.* 2009).

2.3 Usos y comercialización

Las características visuales ornamentales de *Phoenix canariensis* la han hecho muy popular en el mercado mundial, sobre todo para adornar ciudades dado su tamaño y volumen. Su valor visual atractivo y su larga vida (entre 200-300 años), la han hecho una de las palmas más comercializadas. Aunque al parecer inicialmente se pensó en comerciar con su miel, sólo que el dátil era de baja calidad (Zona, 2008). Se introdujo primero a Noruega (1815), y después a Bélgica, Francia (1866), EUA (1874), Australia (1880), Portugal (1881), Italia (1888), Sicilia (1894), Argentina (1910), Cuba, y México (1946).

La palmera canaria tiene un alto valor social, ya que es una palmera ornamental ampliamente transportada entre países y usada en jardines y avenidas (Blanco *et al.*, 1995). La amplia distribución de *P. canariensis* fuera de su rango nativo indica que es una planta ornamental apreciada en todo el mundo, por lo que actualmente es muy común encontrarla en los viveros para su venta (DiTomaso & Healy, 2006; CABI 2019c). El

desarrollo de grandes viveros y su comercio proporciona ingresos a la gente que los ha construido y mantenido y empleos a la gente que hace el cultivo y prepara las semillas para la venta. En algunos países debe generar ingresos importantes para algunas regiones.

La palmera canaria se ha plantado con gran éxito en áreas urbanas donde la contaminación del aire, el drenaje deficiente, el suelo compactado y/o la sequía son comunes (Gilman & Watson, 1994). No se ha observado que sus raíces afecten las banquetas ni las tuberías, y son plantas que no necesitan de muchos cuidados, únicamente se requiere podar las hojas secas ocasionalmente (MXCity, 2019).

Antes de la llegada de los conquistadores españoles y franceses a las Islas Canarias, sus habitantes, que probablemente provenían del norte de África, usaban los troncos de la palmera *P. canariensis* para construir casas, con las hojas confeccionaban su ropa utilizando las púas de las mismas y obtenían la miel de palma de la parte apical de las palmeras o “cogollo” (Santos-Guerra, 1994; Cienciacanaria, 2019). Actualmente, las hojas se utilizan en cestería y los frutos se usan como forraje, así como para curar enfermedades respiratorias, de la piel, dolor de estómago y otros trastornos digestivos (Morici, 2009; Rivera *et al.*, 2014; Obón *et al.*, 2017; Martínez-Rico, 2017).

La savia cruda de la palmera conocida como "guarapo", que se obtiene haciendo incisiones en el brote apical, se emplea como diurético, en trastornos genitourinarios, digestivos, como expectorante y antitusivo, para infecciones de la cavidad bucal y para irritaciones de la garganta (Rivera *et al.*, 2014). La miel de palma, que se produce a partir de la savia hervida (para evitar su fermentación) se usa en repostería (Morici, 2009; Luis *et al.*, 2012; Cienciacanaria, 2019).

Luis *et al.* (2012) determinaron la composición química y de nutrientes de la miel de 35 muestras procedentes de cinco regiones (Alojera, Taguluche, Tazo, Valle Gran Rey y Vallehermoso) productoras en la isla de La Gomera. Los análisis indicaron que los hidratos de carbono fueron en su mayoría sacarosa (37.8%), glucosa (9.50%) y fructosa (4.80%). La niacina fue la vitamina hidrosoluble con mayor concentración (contenido promedio, 0.003%). El contenido de grasa fue menor a 0.20%, y el macro elemento con el contenido

más alto fue el potasio (0.45%). Estos resultados indican que la miel de palma aporta un alto contenido calórico, además de ser una fuente de minerales, por lo que puede ser usada dentro de la dieta como un complemento alimenticio.

En la isla de Malta, los pescadores atraen a los peces piloto (*Naucrates ductor*) y a los delfines colocando dos o tres hojas de palmera canaria, a manera que permanezcan flotando en la superficie del mar y cerca de sus redes. Se sabe que estas especies de peces se agrupan debajo de objetos flotantes y, por lo tanto, son presas fáciles debajo de las hojas de *P. canariensis* (Barrow, 1998; Palmpedia, 2019a).

Se ha recomendado que los residuos generados por las palmeras infestadas por el picudo rojo (*Rhynchophorus ferrugineus*) en Italia donde *P. canariensis* fue introducida, se usen como alimento para el ganado en las zonas áridas del mediterráneo, en donde es difícil encontrar forraje con un elevado aporte nutricional. Esto ayudaría a la vez a eliminar la gran acumulación de residuos, generado por las palmeras, que una vez infestadas por *R. ferrugineus* deben ser taladas (Sperandio *et al.*, 2013). Los residuos triturados de las palmeras canarias contienen un alto porcentaje de agua (79%) y un bajo contenido de carbohidratos (9.30 g/100), por lo que su conservación no es fácil y sería necesario un proceso de ensilado y la adición de azúcares para su correcta preservación. Otra técnica de preservación sería la deshidratación, para generar productos como harina y pellets; estos procesos generarían un costo de producción muy elevado. El valor nutricional en materia seca de estos residuos fue 0.65 UF/kg, un valor similar al contenido en pastura mixta, que es un alimento de buena calidad nutricional para el ganado. Por lo anterior, los residuos de las palmeras parecen ser un alimento adecuado para los rumiantes aportando suficiente energía. También tiene precursores de ácidos grasos (CLA; ácido linoleico conjugado), como el ácido oleico (18.16%) y el ácido linoleico (15.89%), cuyos valores fueron mayores a los de pasturas usadas comúnmente en Italia (2.05% de ácido oleico, 10.57% de ácido linoleico). La utilización de estos ácidos grasos en la dieta de los animales mejora también la calidad de los productos finales obtenidos de ellos (leche, queso y carne). Mientras que los minerales con niveles aceptables fueron: el calcio (54.3 mg / 100

g), fósforo (53 mg / 100 g), sodio (238 mg / 100 g) y potasio (227 mg / 100 g). Estos elementos podrían ser usados como suplemento alimenticio.

En México, la introducción fue con fines ornamentales.

2.3.1 Análisis económico de la comercialización

No hay un análisis económico formal sobre los costos y las ganancias del comercio de *Phoenix canariensis*. Para mediados del siglo XIX la horticultura y la jardinería eran muy populares en Europa y EUA. Existía una gran cantidad de catálogos en donde los viveristas comercializaban las semillas y las palmeras (Martínez-Rico, 2017). Desde el inicio de su introducción, la palmera canaria adquirió gran prestigio como palmera de ornato en varias partes del mundo, por lo que su venta en los viveros tuvo un gran éxito, sobre todo en varios viveros de EUA. Por ejemplo, el catálogo de “New Arizona Seed & Floral Company” mostraba inicialmente un precio de entre \$1.00 a \$3.00 dólares por plántula (Annual Garden Guide, 1933). Actualmente los viveros han hecho común la venta de *P. canariensis* por internet. Se le vende en macetas como palmera de ornato, en forma de plántula o de semillas. Por ejemplo, en eBay un sitio de internet en donde se subastan y comercian diversos productos, se pueden adquirir plántulas y semillas de *Phoenix canariensis* (Tabla 3).

Tabla 3. Productos de *P. canariensis* vendidos en el sitio de internet eBay (2019).

1 plántula (en maceta)	76.97 MXN + 338.00 MXN envío	Vendedor de Italia	https://www.ebay.com/itm/PHOENIX-CANARIENSIS-alveolo-Palma-de-Islas-canarias-Canary-Island-date-planta/112779162363?hash=item1a422972fb:g:v3AAAOSwZkJUSAcg
1 plántula de 9 cm (en maceta)	200 MXN + 275.35 MXN envío	Vendedor de Reino Unido	https://www.ebay.com/itm/Canary-Island-Date-Palm-Pineapple-Palm-Phoenix-canariensis-Plant-in-9cm-Pot/223468636295?hash=item3407c4c887:g:tYAAAOSwXlpc02g~
5 semillas	41.30 MXN + 65.08 MXN envío	Vendedor de Reino Unido	https://www.ebay.com/itm/canary-palm-tree-Phoenix-canariensis-Finest-5-seeds-palm-

			seeds/182100945229?hash=item2a660fe94d:g:FEAAAOSwXj5XGJi0
5 semillas	93.01 MXN + 29.24 MXN envío	Vendedor de Polonia	https://www.ebay.com/itm/Canary-Island-Date-Palm-Phoenix-canariensis-5-seeds/183295535566?hash=item2aad43e9ce:g:w2EAAOSwIAxbNO34
10 semillas	28.92 MXN + 71.19 MXN envío	Vendedor de Italia	https://www.ebay.com/itm/PHOENIX-CANARIENSIS-10-semi-seeds-Palma-delle-Canarie-Canary-Palm/111762549064?hash=item1a05912948:g:ulUAAOSwT6pV6LAQ
10 semillas	28.92 MXN + 22.25 MXN envío	Vendedor de Francia	https://www.ebay.com/itm/10-Graines-Phoenix-Canariensis-Palmier-Des-Canaries/223476505439?hash=item34083cdb5f:g:9sYAAOSwyWxb5cFO
100 semillas	186.95 MXN + 42.27 MXN envío	Vendedor de España	https://www.ebay.com/itm/PALMERA-CANARIA-phoenix-canariensis-100-Graines-frescas/401563921640?hash=item5d7f132ce8:g:EFEEAOSwKRBbEcth
100 semillas	111.23 MXN + 344.82MXN envío	Vendedor de Alemania	https://www.ebay.com/itm/100x-Palmen-Samen-Phoenix-Canariensis-Kanarische-Dattelpalme-Winterhart-8-C/264341348438?hash=item3d8bf8e056:g:UQsAAOSwONBZBCOz

En México la venta de *P. canariensis* por internet también es una práctica común. Por ejemplo, en el sitio de internet mercado libre (Tabla 4).

Tabla 4. Productos de *P. canariensis* vendidos en el sitio de internet mercado libre en México.

1 Palmera de aproximadamente 2m	\$1500.00 M.N.	Vendedor de Oaxaca	https://articulo.mercadolibre.com.mx/MLM-591313902-palma-phoenix-canariensis-_JM
1 Palmera de aproximadamente 4m	\$5000.00 M.N.	Vendedor de Oaxaca	https://articulo.mercadolibre.com.mx/MLM-568668385-palma-phoenix-canariensis-_JM
20 semillas	\$60.00 + \$106.00 envío	Vendedor de San Luis Potosí	https://articulo.mercadolibre.com.mx/MLM-601855191-20-semillas-frescas-de-palmera-canaria-phoenix-canariensis-_JM?quantity=1
30 semillas	\$90.00 + \$106.00 envío	Vendedor del Estado de México	https://articulo.mercadolibre.com.mx/MLM-550448084-30-semillas-de-palmera-phoenix-canariensis-_JM?quantity=1
100 semillas	\$250.00 + \$135.00 envío	Vendedor del Estado de México	https://articulo.mercadolibre.com.mx/MLM-566596845-100-semillas-de-palmera-phoenix-canariensis-_JM?quantity=1

Aunque no se sabe el sitio exacto de procedencia de las palmas, los vendedores son de diversos estados de la república como Oaxaca, Ciudad de México, Edo. de México y San Luis Potosí (Mercadolibre, 2019b).

La industria del guarapo, la savia de donde se produce la miel de palma, un producto típico de la Isla de La Gomera (Islas Canarias, España), rango nativo de *P. canariensis*, ha sido y sigue siendo de gran importancia económica (Morici, 2009; Luis *et al.*, 2012). La miel de esta palmera tiene un alto valor comercial por su sabor particular, aunque se produce en limitadas cantidades. Actualmente, la demanda de la miel de palma está incrementando, ya que se ha documentado su alto contenido calórico y de minerales, por lo que puede ser usada como un complemento alimenticio, además de ser usada en repostería y como un producto medicinal (Luis *et al.*, 2012). Se estima que al día, una palmera puede producir alrededor de doce litros de guarapo, y por cada ocho litros de esta savia se obtiene uno de miel de palma (Cienciacanaria, 2019). Actualmente la miel de palma se sigue vendiendo a nivel local en los mercados de las isla la Gomera (Morici, 2009), aunque también se encuentra disponible para su venta en sitios de internet en donde su precio es de 10.75€ por un frasco de 790 g (515 ml) (TuCanarias, 2016).

No se encontraron otros análisis económicos, pero definitivamente la venta de semillas y plántulas e inclusive individuos mayores de *P. canariensis* da beneficios ante los costos de producción. El comercio de la venta de palmeras sin regulaciones, conlleva a que el riesgo de introducción de *P. canariensis* sea cada vez mayor en todo el mundo, aunque es probable que ya esté presente en la mayoría de las áreas con un clima adecuado para su establecimiento (CABI, 2019c).

2.3.2 Manejo y condiciones de cultivo

P. canariensis se cultiva por tener una corona redondeada y un tronco de gran tamaño, y es usada en jardines para dar un ambiente tropical. Para su cultivo se requieren suelos arenosos a arcillosos bien drenados, profundos y húmedos, con pH 6.0-7.5. Requiere de

lugares de cálidos a subtropicales y puede ser cultivada en lugares con sombra parcial, en lugares abiertos expuestos a pleno sol; soporta condiciones de sequía y con viento; suelos algo salobres. Las plántulas requieren de fertilizantes y ser mantenidas con suficiente humedad. Las podas no son necesarias, únicamente se deben eliminar las hojas muertas (PlantFile, 2019c).

El cultivo de *P. canariensis* se puede hacer en recipientes o macetas, y cuando las plántulas son lo suficientemente grandes se deben transplantar a recipientes más grandes y colocarse en lugares con sombra, esto se hace generalmente en invernaderos. El establecimiento se presenta en un periodo de entre 3 a 6 años, llegando a vivir hasta 150 años. Las semillas deben sembrarse lo más rápido posible después de la recolección, ya que su periodo de viabilidad es corto; es esencial que las semillas provengan de frutos maduros. Se debe evitar que las semillas se sequen, por lo que se pueden colocar en un recipiente con agua, lo que facilita además eliminar cualquier semilla que flote; si flota, indica que la semilla no es viable y debe ser desechada. Después de seleccionar las semillas, se les debe aplicar un fungicida en polvo, para evitar que sean atacadas por hongos. Las semillas pueden ser preparadas para su germinación bien cortando la cubierta (pericarpio) de la semilla para permitir que penetre el agua, o colocando las semillas en agua caliente, lo que permite que se suavice el pericarpio. Las semillas germinan en un periodo de 2 a 3 meses. Después de la germinación, las plántulas se deben colocar en contenedores o en macetas profundas. Los recipientes deben colocarse a una temperatura inferior a 28°C y permanecer húmedos. La germinación se puede acelerar mediante la escarificación o el remojo de las semillas con giberelinas (Gas; hormonas de crecimiento diterpenoides) a 1,000 ppm durante dos días (PlantFile, 2019c).

El riego se hace rociando los contenedores, se debe cubrir el contenedor con vidrio, y mantenerse en un ambiente cálido (en un invernadero). Debido a que las semillas germinan mejor en la oscuridad, los recipientes deben ser colocados a la sombra cuando hay luz solar directa. Una vez que hayan brotado las plántulas, se debe retirar el vidrio para permitir que las plántulas entren en contacto directo con la luz (PlantFile, 2019c).

Las condiciones del cultivo en los viveros no se ha especificado.

3. Potencial de establecimiento y colonización

3.1 Potencial de colonización

Esta planta se puede reproducir sólo por semillas (Barrow, 1998; González-Pérez, 2001; CABI, 2019c). La maduración del fruto toma un año después de la fertilización. *P. canariensis* produce anualmente entre 10,000 y 30,000 frutos, cada uno de los cuales contiene una sólo semilla (Spennemann, 2018), por lo que se producen entre 10-30 mil semillas por planta. Las semillas pueden permanecer viables por más de un año y conservan su viabilidad durante varios meses después de caer al suelo en el medio natural (Morici, 2009). La viabilidad puede ser muy elevada, del 89% a 98%, dependiendo de la temperatura en su rango de invasión (Pimenta *et al.*, 2010; Batista *et al.*, 2016) (ver Biología e historia natural).

Esta palmera tolera un amplio rango de condiciones de frío, calor, sequía, inundaciones, sombra, sol, brisa marina y clima de montaña, lo que es un indicio de su alto potencial de colonización en sitios de todo el mundo. Se le puede encontrar tanto en ambientes urbanos como en áreas costeras y humedales, aunque la palmera se ha diseminado principalmente en áreas ribereñas perturbadas. Tolerancia condiciones de sequía, entre 4 y 8 meses consecutivos, con <40 mm de precipitación. Los climas donde mejor se adapta son los templados y con régimen de precipitación tanto en verano como en invierno. Tolerancia los suelos con drenaje y tiene una tolerancia a los suelos estériles, salinos, superficiales y sódicos (CABI, 2019c; ver Ecología).

P. canariensis presenta un sistema radicular extenso, sin raíces principales, lo que le permite un anclaje firme al suelo (Naranjo *et al.*, 2009). La palmera canaria es considerada una especie freatófita, ya que sus raíces le permiten captar el agua de los terrenos circundantes, incluso el agua que se encuentra a grandes distancias; este sistema de raíces también le permite captar el agua sub-superficial (agua que se infiltra en el suelo pero que

no desciende hasta el depósito de agua subterránea), así como crecer en regiones subxéricas, debido a que puede resistir la inundación temporal del suelo causada por las lluvias repentinas (Santos-Guerra, 1994; Naranjo *et al.*, 2009). Los árboles y arbustos, con sistemas de raíces típicos, que podrían actuar como especies competidoras de *P. canariensis*, no se establecen en esos sitios, ya que sus raíces no resisten a las condiciones de un suelo inundado (Rivas-Martínez *et al.*, 1993). De esta manera, su sistema de raíces la hace muy eficiente en la captación de agua y le dificulta el establecimiento a otras especies arbóreas en su cercanía, cuando el agua es limitada. Asimismo, las hojas de las palmeras al caer al suelo forman una gruesa capa que cubre su base limitando el crecimiento de plantas competidoras (Morici, 2009).

3.2 Potencial de dispersión

Las palmeras *Phoenix canariensis* tienen un potencial de dispersión relativamente alto (Virtue *et al.*, 2008). Las semillas de *P. canariensis* pueden ser dispersadas por los animales y el agua a través de los cursos de agua (las semillas pueden ser arrastradas por el agua), pero es el humano el principal vector que mueve los propágulos, plántulas y plantas más crecidas de la palma canaria (ver Ecología; CABI, 2019c). En las Islas Canarias, rango de distribución nativa, las semillas se encuentran en áreas ribereñas, por lo que es probable que sean dispersadas por el agua. Son las aves que consumen los frutos, los más importantes dispersores de semillas, tanto en su distribución nativa como de invasión; aunque los frutos que caen al suelo también son consumidos por roedores que pueden funcionar como dispersores también (Nogales *et al.*, 1999; Delucchi, 2000; DiTomaso & Healy, 2006; Williams, 2006; Naranjo *et al.*, 2009). Las aves en el archipiélago canario son muy efectivas en dispersar las semillas a hábitats adecuados donde pueden germinar y establecerse; en un estudio se encontró que de 262 semillas de *P. canariensis* fueron dispersadas por aves, 100% fueron depositadas en un hábitat adecuado y 90.2% de semillas regurgitadas fueron viables; el cuervo *Corvus corax* es un importante dispersor de semillas también (Nogales *et al.*, 1999). Recientemente han sido documentados escapes de *P. canariensis* en el sur de California, USA. Las semillas de la palmera son arrastradas

por las lluvias (que se presentan en invierno) hacia los desagües pluviales, de donde son transportadas hacia los ríos y arroyos. Además, los escapes de *P. canariensis* de los jardines se presentan durante las inundaciones y otros desastres naturales (Brusati & DiTomaso, 2003; ISSG, 2006; DiTomaso & Healy, 2006; CABI, 2019c).

3.3 Factores que favorecen su establecimiento y dispersión

Entre los factores que favorecen el establecimiento de *P. canariensis* se encuentran la tolerancia que tiene a una amplia variedad de condiciones ambientales como temperaturas frías, cálidas, sequía, inundaciones, y condiciones de sombra, de sol, y con brisa marina. Se le encuentra en áreas costeras, ambientes urbanos, humedales, en áreas ribereñas perturbadas, y en regiones templadas, subtropicales y tropicales; en donde los suelos son salinos y húmedos (ver Ecología). Aunque las palmeras adultas pueden soportar heladas leves, en la etapa de plántulas son sensibles a estas condiciones y durante el establecimiento temprano (Santos-Guerra, 1994; Morici, 1998; 2009), lo que sería un factor incidiendo en la colonización.

Entre los factores que favorecen su dispersión, los humanos son los principales responsables de la dispersión. *Phoenix canariensis* ha sido una de las principales especies ornamentales cultivadas en jardines privados y públicos alrededor del mundo. Las aves también dispersan sus semillas, y se han documentado escapes de los sitios en donde cultiva, llegando a invadir áreas ribereñas, huertos y jardines (Burkhart & Kelly, 2005; Cal-IPC, 2019). Debido a su potencial de dispersión relativamente alto se identifica como una planta nociva en distintas áreas (Shire of Manjimup, 2008; Virtue *et al.*, 2008).

4. Evidencias de impactos

4.1 Impactos a la salud

Phoenix canariensis tiene impactos a la salud, tanto benéficos como negativos. Por ejemplo, la savia cruda de la palmera se emplea como diurético, en trastornos genitourinarios, digestivos, como expectorante y antitusivo, para infecciones de la cavidad bucal y para irritaciones de la garganta (Rivera *et al.*, 2014). También se ha encontrado que su miel aporta un alto contenido calórico, además de ser una fuente de minerales, por lo que puede ser usada dentro de la dieta de la gente como un complemento alimenticio (Luis *et al.*, 2012).

Recientemente se ha determinado el valor nutricional del polen de *P. canariensis* y su efecto en la prevención de la hiperplasia prostática benigna. Con granos de polen de palmeras colectadas del Jardín Botánico El-Orman, en Egipto, determinaron la presencia de vitaminas C, A y E, carbohidratos y proteínas totales. También, encontraron 16 aminoácidos de los cuales nueve fueron esenciales (75%). Aislaron dos saponinas esteroidales (dioscina y metil-protodioscina) del polen. El contenido de las saponinas fue de 0.013% y 19.35%, respectivamente. Posteriormente se estudió el efecto de las saponinas aisladas, en la prevención de la hiperplasia prostática benigna en ratas a las que se les había inducido esta hiperplasia. Se mostró que hubo un efecto curativo moderado en el tejido testicular afectado por la hiperplasia. Por lo anterior, el polen de *P. canariensis* puede beneficiar como un suplemento alimenticio que aporta carbohidratos, proteínas, vitaminas y aminoácidos, puede actuar como un agente preventivo en la hiperplasia prostática benigna (Hifnawy *et al.*, 2017).

Por otro lado, se ha documentado un caso de asma bronquial, rinoconjuntivitis y urticaria en un individuo que se encontraba en constante contacto con *P. canariensis* durante los meses de polinización (en febrero y mayo). Para determinar si la palmera canaria era quien causaba la alergia, realizaron una prueba cutánea en el individuo que presentaba los síntomas alérgicos, colocándole una pequeña cantidad de extracto de polen de *P.*

canariensis en la piel. La prueba dio un resultado positivo, al igual que la prueba de anticuerpos específicos IgE para *P. canariensis*, y la prueba de estimulación bronquial (BPT) realizada con partículas del extracto de polen en aerosol. Estos resultados en conjunto sugieren que el polen de *P. canariensis* puede ser un alérgeno potencial en las áreas en donde se cultiva esta palmera (Blanco *et al.*, 1995).

Se ha recomendado no plantar la palma *P. canariensis* en sitios donde se congreguen niños, como escuelas, si tienen una altura baja, ya que las espinas de las hojas son muy afiladas y pueden causar daños serios al penetrar fácilmente los tejidos. Se ha reportado que de 250 casos que fueron documentados en pacientes que ingresaron al hospital infantil Starship en Nueva Zelanda, a causa de lesiones generadas por cuerpos extraños, en 21 casos que incluían a niños de edades entre 5 a 12 años, las lesiones fueron causadas por las espinas de las hojas, y provocaban daños posteriores. En ocasiones las espinas lesionan las articulaciones y tendones produciendo una inflamación severa denominada "sinovitis granulomatosa", y cuando la lesión es cercana al hueso, la respuesta inflamatoria puede producir la formación de un "pseudotumor". Para prevenir este tipo de lesiones las palmeras deben ser podadas regularmente y/o evitar que sean plantadas en sitios de alto riesgo para los niños (Adams *et al.*, 2000).

4.2 Impactos ambientales y a la biodiversidad

Se considera a *Phoenix canariensis* como una maleza que invade y tiene efectos negativos en ecosistemas nativos; es una maleza invasora (Randall, 2012). *P. canariensis* genera una reducción en la biodiversidad nativa en los sitios donde se ha introducido (Brusati & DiTomaso, 2003). Estas palmeras tienden a crecer en grupos que forman un dosel muy denso, lo que impide que la luz penetre en su interior, por lo que afectan a plantas nativas, las cuales no se establecen ni crecen (Cal-IPC, 2019). Durante su establecimiento, las plántulas de *P. canariensis* llegan a formar una alfombra muy densa que puede causar el remplazo local y erradicación de especies nativas. *P. canariensis* ha sido catalogada como una maleza en algunas partes del río San Diego porque han encontrado que una

sola palmera adulta puede generar esta densa alfombra de plántulas (ISSG, 2005; DiTomaso & Healy, 2006; CABI, 2019c). En Nueva Zelanda se ha reportado que debido a su gran tamaño, *P. canariensis* desplaza a los árboles nativos, reduce los niveles freáticos y puede alterar la forma de las dunas por la acumulación de arena alrededor de sus raíces, lo que además causa erosión en otros sitios (Weedbusters, 2019). Se ha observado que el sistema de raíces de *P. canariensis* es muy agresivo en la captación de agua e impide que otras especies arbóreas nativas se establezcan cerca de ella cuando el agua es escasa (Morici, 2009); *Phoenix canariensis* presenta un sistema radicular extenso, lo que le proporciona una gran capacidad en la captación de agua, pudiendo explotar los acuíferos a profundidad, por lo que es una especie freatófita (Naranjo *et al.*, 2009). Esta palma transpira más agua de la que es proporcionada por las lluvias, y puede tomar el agua que requiere de las capas freáticas del subsuelo, reduciendo el nivel del agua subterránea; se ha documentado que puede llegar a secar los acuíferos (<https://glosarios.servidor-alicante.com>). En las islas Canarias se ha reportado que *P. canariensis* puede soportar el encharcamiento temporal de sus raíces, así como la sequía prolongada del suelo, por lo que presenta una ventaja frente a los arbustos que puede competir, evitando su establecimiento (Naranjo *et al.*, 2009). Se ha observado que la gruesa capa que se forma por las hojas que caen en la base de las palmeras, limita el crecimiento de plantas competidoras (Morici, 2009). En California, se ha encontrado que la palmera canaria desplaza árboles nativos (Brusati & DiTomaso, 2003), y se reportó que al volverse dominante provocó que el cauce de un río cambiara de dirección, provocando de paso la inundación de un sitio histórico (DiTomaso & Healy, 2006; ISSG, 2006). Existen varios proyectos de restauración ecológica en la reserva Los Peñasquitos, San Diego, California, donde la palmera presenta una elevada densidad y está afectando la biodiversidad y procesos del ecosistema (ISSG, 2005; DiTomaso & Healy, 2006; Calflora, 2015; CABI, 2019c).

Por otro lado, de manera contradictoria, en la actualidad, las poblaciones de *P. canariensis* en las Islas Canarias, se encuentran en peligro, y esto se debe principalmente a que presentan una gran facilidad para hibridar en la naturaleza; especialmente esta

hibridación se da con *P. dactylifera*. La dificultad para identificar a los individuos híbridos de los individuos puros podría generar una reducción del endemismo de *P. canariensis*, ya que los híbridos frecuentemente son plantados por los humanos (González-Pérez, 2001; González-Pérez & Sosa-Henríquez, 2002). Por otro lado, y que es de preocupación en el proceso de invasión, es que se sabe que la hibridación puede ser un mecanismo extremadamente rápido para incrementar la variación genética al producir nuevas combinaciones de genes que pueden mejorar la evolución de la invasión (Schierenbeck & Ellstrand, 2009; Mayonde *et al.*, 2015). Estudios recientes han documentado que la hibridación puede mejorar la invasividad de las especies (Moody & Les, 2002; Gaskin & Kazmer, 2009; Schierenbeck & Ellstrand, 2009). Esto parece deberse a que se establecen nuevas interacciones entre genes y a que se pueden transferir rasgos genéticos favorables, tales como tolerancia al frío o la resistencia a enfermedades o a la herbivoría; ello mejora la capacidad de las especies para invadir (Vilà *et al.*, 2000; Sakai *et al.*, 2001; Gaskin & Kazmer, 2009). Los híbridos pueden por tanto tener una mayor tolerancia a climas distintos y pueden evitar herbívoros que fueran especialistas o específicos. Esta mayor variación de respuestas y resistencia de los híbridos puede ser un problema para los planes de control y manejo. Hay ejemplos que muestran que las poblaciones híbridas de algunas especies del género *Tamarix* en Norteamérica y el sur de África son altamente invasoras (Gaskin & Schaal, 2003; Mayonde *et al.*, 2016). Por lo anterior, el problema de hibridación debe analizarse para todas las especies forzosamente en los análisis de riesgo de invasión en las áreas donde las especies puedan coincidir.

4.3 Impactos a actividades productivas

No se han reportado como tal, pero se sabe que la palmera canaria puede llegar a secar los acuíferos de una zona con lo cual las actividades productivas se verían afectadas (<https://glosarios.servidor-alicante.com>). Asimismo, al crear problemas de inundación puede afectar las actividades productivas (ISSG, 2006).

4.4 Impactos económicos

Aunque no se cuenta con la información de los costos de remediación, control y erradicación para la palma canaria, ni con los costos de pérdidas económicas causadas por la invasión de zonas que pueden disminuir su productividad por desplazamiento de especies nativas, se sabe que sí hay impactos económicos por ejemplo por la desecación de acuíferos, por los montos que deben haberse dedicado a mitigar o restaurar los sitios inundados por el desvío del cauce de un río en California provocando la inundación de un sitio histórico (DiTomaso & Healy, 2006; ISSG, 2006); y por los costos de restauración ecológica en algunos sitios, como en la reserva Los Peñasquitos, San Diego, California (ISSG, 2005; DiTomaso & Healy, 2006; Calflora, 2015; CABI, 2019c). Las pérdidas por el costo ambiental no se han estimado.

5. Control y mitigación

Las estrategias de manejo para controlar a *Phoenix canariensis* han sido reportadas para California y Nueva Zelanda. Estas son relativamente simples y consisten en arrancar las plántulas del suelo y en talar las palmeras adultas a cualquier altura (DiTomaso *et al.*, 2013; CABI, 2019c). El fuego y el pastoreo no se consideran estrategias apropiadas para el control de las palmeras, por su resistencia al fuego y porque coloniza las áreas después de la quema.

En el caso de los herbicidas, se tienen que escoger de acuerdo al costo-efectividad, con el menor impacto al ambiente, evaluar su toxicidad, y que haya una flexibilidad en su aplicación (Evans *et al.*, 2006). Una vez después del corte, los pequeños troncos que quedan al ras del suelo cuando las palmeras son taladas se pueden cubrir con plástico transparente para darles tratamiento mediante exposición al sol. Se pueden usar también diversos herbicidas como método de control químico, dentro de los que se encuentran 1. el Triclopir, que regula el crecimiento de las plantas; 2. el Glifosato, usado para inhibir la

síntesis de aminoácidos aromáticos y 3. el Imazapyr, que actúa como un inhibidor de la síntesis de aminoácidos de cadena ramificada (DiTomaso *et al.*, 2013; CABI, 2019c) (Tabla 5).

Tabla 5. Herbicidas usados como método de control químico en la palmera *Phoenix canariensis* (DiTomaso *et al.*, 2013).

Reguladores de crecimiento	
<p>Triclopir Garlon 3A, Garlon 4 Ultra, Pathfinder I</p>	<p>Proporción: Tratamiento localizado: 10% de Garlon 4 Ultraconcentrado (v/v), 50% de Garlon 3A concentrado (v/v), o usar Pathfinder II sin diluir.</p> <p>Tiempo: post-emergencia, usar en partes apicales de las plantas más pequeñas.</p> <p>Observaciones: Los tratamientos deben hacerse en el centro de las plantas más pequeñas. Esto reducirá el daño a las especies adyacentes.</p>
Inhibidores de aminoácidos aromáticos	
<p>Glifosato Roundup, Accord XRT II, y otros</p>	<p>Proporción: 50% v/v para el tratamiento localizado en las perforaciones realizadas al tronco. Usar sin diluir en troncos que han sido talados.</p> <p>Tiempo: Aplique directamente en el tronco, ya sea dentro de las perforaciones realizadas al tronco antes de su aplicación o después de talar la palmera.</p> <p>Observaciones: Las plantas se pueden cortar con una motosierra y posteriormente perforar el tronco con una broca de 5/16 pulgadas. Se agrega una dilución del 50% de glifosato concentrado (aproximadamente 0.5 oz) dentro de la perforación. En algunas palmeras (e.g. <i>Washingtonia robusta</i>) una sola perforación es suficiente para eliminarlas. Sin embargo, <i>P.canariensis</i> requiere de varias perforaciones, ya que presenta tres haces vasculares que la hacen más resistente. El glifosato sin diluir se</p>

	puede usar directamente en el tronco talado.
Inhibidor de aminoácidos de cadena ramificada	
Imazapyr Arsenal, Habitat, Stalker, Chopper, Polaris	Proporción: 1% (v/v) de solución para el tratamiento localizado Tiempo: post-emergencia, usado en hojas completamente desarrolladas de plantas pequeñas. Observaciones: Cuando no esté cerca de áreas acuáticas, se espera que la formulación de Stalker o Chopper sean más efectivas

6. Normatividad

En México existen actualmente algunos recursos bibliográficos donde se considera a *Phoenix canariensis* como especie invasora, pero sin ningún carácter legal, tales como:

CONABIO. 2016. Sistema de información sobre especies invasoras en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Considerada como especie de alto riesgo para México.

<http://www.biodiversidad.gob.mx/especies/Invasoras/pdf/Plantas.pdf>

<http://www.biodiversidad.gob.mx/invasoras>

A continuación, se resumen las leyes, normas y regulaciones emitidas en los diferentes países con respecto a la exclusión, prohibición, restricción o autorizaciones para la introducción, de *Phoenix canariensis*. También en caso de existir se resume las leyes, normas y regulaciones emitidas en los diferentes países con respecto a la exclusión, prohibición, restricción o autorizaciones para la introducción, de *Phoenix canariensis*.

Las localidades para hacer la búsqueda se obtuvieron de CABI y GRIIS, además de nuestra base de datos de este reporte. También se hicieron búsquedas en las localidades donde es considerada nativa, introducida, exótica e invasora.

CABI. 2018. *Phoenix canariensis* [original text by Nick Pasiecznik, Consultant, France]. In:

Invasive Species Compendium. Wallingford, UK: CAB International.

<https://www.cabi.org/ISC/datasheet/40697>

GRIIS: Global register of introduced and invasive species.

<http://www.griis.org/>

Se presenta la normatividad nacional y posteriormente la internacional para esta especie de planta, *Phoenix canariensis*.

6.1 Legislación Mexicana

No existe actualmente en México alguna ley que regule o controle la presencia de *Phoenix canariensis*.

6.2 Legislación Internacional

Se hizo primeramente una búsqueda sobre los rangos de distribución y estatus de la planta, mismos que se presentan en los apartados respectivos.

Además de hacer las búsquedas normales en las páginas gubernamentales de cada país también se realizaron búsquedas en Google de diferentes maneras, manejando diferentes formas de búsqueda como por ejemplo: list of alien plants of Australia, quarantine species of Australia, list pest of Australia, 222is tweeds of Australia, list invasive plants of Australia.

Países donde es considerada prohibida, exótica introducida o invasora

Argentina

Considerada como exótica en el Sistema Nacional de Información sobre Especies Exóticas e Invasoras, que forma parte de la Estrategia Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras (ENEEI) de Argentina.

http://www.inbiar.uns.edu.ar/?p=ZGhhInU9YDE1Omcml1BxAFZVE0obRn96K2wodCBgdzNmYWY4aW4kGU9FFRhPQ0NARARJCw5eXRBRGRUxSA0BDRBVEsCI9PT1sOTc2dSQjJw%3D%3D#tabsheet_start

Considerada como invasora. Del Escritorio al Campo. Plantas exóticas, introducidas e invasoras en la Argentina. Fundación vida silvestre Argentina.

http://awsassets.wwf.ar.panda.org/downloads/rev_113_escritorio_al_campo_plantas_exoticas_introducidas_e_invasoras.pdf

Australia

Considerada como naturalizada en alguna parte de Australia, Categoría 1, 2 y 5 Para Australia.

- 1.- Esta planta ha sido registrada como una mala hierba en el medio natural.
- 2.- Esta planta ha sido registrada para dispersarse a partir de cultivos.
- 5.- Esta planta ha sido registrada como una especie invasora. Este es el criterio más serio que puede aplicarse a una planta y se utiliza generalmente para malas hierbas ambientales y / o agrícolas de alto impacto que se propagan rápidamente y muchas veces crean monocultivos. The introduced flora of Australia and its weed status. Department of Agriculture and Food, Western Australia.

Randall, R. P., & Randall, R. P. (2007). The introduced flora of Australia and its weed status. Adelaide: CRC for Australian Weed Management.

https://www.researchgate.net/profile/Roderick_Randall/publication/235869448_The_introduced_flora_of_Australia_and_its_weed_status_CRC_for_Australian_Weed_Management_Adelaide/links/0912f513e8a0398083000000.pdf

Debido a su potencial de dispersión relativamente alto, *P. canariensis* se identifica como una planta nociva en muchas áreas (Shire of Manjimup, 2008; Virtue *et al.*, 2008), aunque

no ha sido declarada formalmente como maleza nociva en ningún estado de Australia (Spennemann, 2018).

Continental

Considerada como invasora o potencialmente invasora en Australia (continental), por Pacific Island Ecosystems at Risk project (PIER).

http://www.hear.org/pier/locations/pacific_rim/australia/australia_continental/specieslist.htm

New South Wales

Considerada como invasora o potencialmente invasora en Australia (New South Wales), por Pacific Island Ecosystems at Risk project (PIER).

http://www.hear.org/pier/locations/pacific_rim/australia/australia_continental/australia_new_south_wales/specieslist.htm

Bermuda

Considerada como planta invasora con la categoría 2 media. Department of Environment and Natural Resources Bermuda.

Categoría 2- Lista de vigilancia.

Plantas exóticas que han aumentado en abundancia o frecuencia, pero aún no han alterado las comunidades de plantas de Bermuda en la medida mostrada por la Categoría I, son especies y están siendo vigiladas. Las plantas solo deben ser propagadas bajo condiciones controladas y plantadas en paisajes controlados

Paisajes. Nunca deben ser plantados en hábitats nativos y se debe tener en cuenta la proximidad y el posible escape hacia zonas naturales.

Pettit, D., Copeland, A., Marirea, R., Madeiros, J., Wingate, D., & Hollis, L. (2012). Bermuda plant finder: indigenous and invasive plants. Government of Bermuda, Ministry of the Environment and Planning, Department of Conservation Services. Flatts, Bermuda.

<https://environment.bm/invasive-species/>

<https://www.dropbox.com/s/xgvhfa7sfhg5wx5/plantfinder%20april%202016%20consolidated%20final.pdf?dl=0>

España

Considerada como especie alóctona en Atlas de las Plantas Alóctonas Invasoras en España, Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente. Para información sobre aspectos legales en la liga de abajo.

Sanz Elorza M., Dana Sánchez E.D. & Sobrino Vesperinas E., Eds. 2004. Atlas de las Plantas Alóctonas Invasoras en España. Dirección General para la Biodiversidad. Madrid, 384 pp.

https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-especies-terrestres/inventario-nacional-de-biodiversidad/ieet_flora_vasc_aloct_invas.aspx

Estados Unidos de América (EUA)

California

Considerada como invasora, como plantas que se conocen para la horticultura por California Invasive Plant Council.

<https://www.cal-ipc.org/plants/inventory/>

<https://www.cal-ipc.org/plants/profile/phoenix-canariensis-profile/>

San Francisco

Considerada como invasora en el documento Invasive Plant Species and Area Prioritization Report: Guadalupe-Nipomo Dunes Complex.

<https://data.doi.gov/dataset/invasive-plant-species-and-area-prioritization-report-guadalupe-nipomo-dunes-complex>

Guatemala

Considerada dentro de la Lista Gris de Especies Exóticas en Guatemala. Especies que tienen un impacto moderado o que en su defecto se desconoce su impacto o efecto.

CONAP- Reglamento de Especies Exóticas e Invasoras de Guatemala Documento Técnico (79-2010).

El criterio de inclusión para especies en esta categoría es el siguiente:

- Especies exóticas cuyo carácter invasor es conocido y el riesgo se puede asumir y manejar.
- Especies cuyo carácter invasor no se conoce pero que representan una probabilidad u oportunidad razonable de entrada al país por la posibilidad de usos y fines derivados de la especie.
- Especies cuyo potencial y riesgo de invasión aún no se conoce y de las cuales es necesario investigar y generar más información.

El espíritu de normativa para esta categoría es:

- No deben existir mayores regulaciones. Se debe fomentar la investigación con estas especies orientada a la determinación de impactos de introducción y medidas de mitigación de éstos.

CONAP (2011). Fortalecimiento de las capacidades Institucionales para abordar las amenazas provocadas por la introducción de especies exóticas en Guatemala. Guatemala. Documento técnico No. (79-2010).

<https://www.cbd.int/invasive/doc/meetings/isaem-2015-01/DECISION%20SUPPORT%20TOOLS/iasem-guatemala-dst-04-esp.pdf>

Islas Baleares

Considerada como especie alóctona invasora en el documento: Plantas alóctonas invasoras en España. Ministerio de Medio Ambiente.

Métodos preventivos.

Dentro de las posibles medidas o actuaciones que pueden emprenderse para prevenir la introducción de especies alóctonas invasoras tenemos como más inmediata la educación ambiental. En este sentido, es prioritario informar a la población de los peligros y consecuencias que entraña la introducción de organismos exóticos en el medio natural. Deben, por tanto, emprenderse campañas de educación ambiental por parte de las

Administraciones Públicas cuyo objetivo sea formar a la población en este aspecto de la conservación de la naturaleza, del mismo modo que se hace contra otros problemas ambientales como los incendios forestales, el reciclado de residuos, el buen uso del agua, etc.

En el caso concreto de las especies vegetales, y a tenor de que una de las principales vías de introducción de plantas alóctonas en el medio natural es la jardinería, debe fomentarse entre los profesionales (ingenieros, viveristas, paisajistas, etc.) el empleo de especies autóctonas o bien de alóctonas que carezcan de un historial de invasiones en otras partes del Mundo.

También se incluyen dentro de las medidas preventivas la existencia de disposiciones legales que limiten y regulen el tráfico de seres vivos y la introducción de especies foráneas. Para más información sobre los aspectos legales en la siguiente liga:

[https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-especies-terrestres/inventario-nacional-de-biodiversidad/ieet flora vasc aloct invas.aspx](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-especies-terrestres/inventario-nacional-de-biodiversidad/ieet%20flora%20vasc%20aloc%20invas.aspx)

Libano

Considerada como prohibida. Artículo 2 prohíbe la importación de palmeras y plántulas *Phoenix canariensis*. Gaceta Oficial No. 15, 10 de abril de 2008, 2 pp. Resolución No. 128/1 de 2008 que regula la importación de palmeras y plántulas. LEX-FAOC081838.

<http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/leb81838.pdf>

Nueva Zelanda

Considerada como maleza invasora en Weedbusters. Department of Conservation of New Zealand.

<https://www.doc.govt.nz/Documents/science-and-technical/sfc328entire.pdf>

<https://www.weedbusters.org.nz/weed-information/weed-list/phoenix-palm/>

<https://www.weedbusters.org.nz/weed-information/weed-list/phoenix-palm/pdf/>

<https://www.weedbusters.org.nz/weed-information/weed-list/>

Howell, C. and Terry, J. (2016). The creation of a New Zealand weed atlas. Science for Conservation Series. 328, 21.

Tailandia

Considerada en el listado de Plantas invasoras globales en Tailandia y su estado en el documento: Global invasive plants in Thailand and its status and a case study of *Hydrocotyle umbellata* L.

Zungsontiporn, S. (2006, September). Global invasive plants in Thailand and its status and a case study of *Hydrocotyle umbellata* L. In Proceedings of International Workshop on Development of Database (APA5D) for Biological Invasion.

http://en.fftc.org.tw/htmlarea_file/activities/20110826121346/paper-615244292.pdf

7. Resultados del análisis de riesgo de *Phoenix canariensis*

A continuación, se presenta la justificación y las referencias consideradas para cada pregunta dentro del análisis de riesgo WRA (Weed Risk Assessment; Pheloung, 1995; Pheloung *et al.*, 1999) con las modificaciones para las condiciones en México basado en Gordon *et al.* (2010) para *Phoenix canariensis* (ver Apéndice 1):

Historia/Biogeografía

1. Domesticación/Cultivo

1.01. ¿Es una especie domesticada?

R= No (0). *Phoenix canariensis* se ha transportado por comercio con fines ornamentales (ver Rutas de Introducción, Análisis económico) (Morici, 2009; Luis *et al.*, 2012; Martínez-Rico, 2017). Sin embargo, no hay evidencia de domesticación ni de selección de caracteres para su mejoramiento.

2. Clima y Distribución

2.01. Especie adecuada a climas en México

R= Sí (2). Alta, de acuerdo a los registros hay una alta variedad de climas donde *P. canariensis* crece actualmente en México. De acuerdo a la modelación y al análisis de similitud climática realizados se puede ver una alta adecuación a los climas de México al considerar los climas de la región invadida, aunque no así al considerar los de la distribución nativa (Anexo 2, cuadros 1, 2). *P. canariensis* crece en la ciudad de México entre otros sitios, con un clima del tipo Cw (w) b (i'), templado-subhúmedo con lluvias en verano y precipitación en invierno menor a 5% de la total; con verano fresco, largo e isotermal. La temperatura media anual fluctúa entre 12 y 18°C y la precipitación anual es de 600 a 1,000 mm (ver Ecología). Con base en los registros en nuestra base de datos, *P. canariensis* ocurre en climas del tipo árido, semiárido, subtropical, tropical y templado. De

acuerdo a las modelación que realizamos, el riesgo de invasión por similitud climática es alto en gran parte del país, exceptuando zonas costeras y la península de Yucatán (Fig. 42).

2.02. Calidad de la similitud climática

R= Alta (2). Basado en el alto número de registros de distribución nativa e introducida de *P. canariensis*, la especie presenta una alta coincidencia con los climas de México (ver modelos de similitud climática, Fig. 42, Apéndice 2).

2.03. Especie adaptable a un rango ambiental muy amplio

R= Sí (1). *P. canariensis* tiene tolerancias climáticas amplias, ya que en su zona de invasión puede crecer en diversas condiciones climáticas, desde zonas desérticas hasta zonas templadas. Tolera el clima frío, cálido, seco, las inundaciones, las condiciones de sombra y de sol, la brisa marina y el clima de montaña (Morici, 1998). En su rango nativo, estando solo en dos de las Islas Canarias, su rango ambiental no es muy amplio (ver Ecología). Las condiciones en las que crece en sus zonas de introducción, oscilan entre 15 y 23.4°C (extremos, 46 y -10°C), con precipitaciones promedio anuales desde 500 mm hasta 1,340 mm dependiendo de la región (ver Ecología); por ejemplo, la palmera se ha adaptado bien en Colombia a clima tropical de Bucaramanga y a clima de estepa local en Cúcuta (Moreno-Prieto, 2006; CLIMATE-DATA, 2019c). Se encuentra en áreas urbanas en donde la contaminación del aire, el drenaje deficiente, el suelo compactado y/o la sequía son comunes (Gilman & Watson, 1994).

En México *P. canariensis* crece en climas diversos (ver 2.01, Fig. 41). Analizando los registros que obtuvimos de su área nativa y sobreponiéndolos al mapa de climas del mundo (World Maps of Koppen-Geiger Climate Classification; <http://koeppen-geiger.vu-wien.ac.at/>), a *P. canariensis* se le encuentra en climas del tipo árido cálido, semiárido frío y oceánico mediterráneo. De acuerdo a los registros del área invadida, se denotan climas mucho más diversos, que van del tipo tropical monzónico, tropical seco o de sabana con invierno seco, subtropical sin estación seca, subtropical con invierno seco, árido cálido, semiárido cálido, semiárido frío, mediterráneo con verano cálido, oceánico mediterráneo,

oceánico con verano suave, templado de montaña con invierno seco (Tabla I, en Apéndice 2). La especie tiene un alto grado de versatilidad ambiental.

2.04. Nativo o naturalizada en hábitats con periodos extensivos de sequía

R= Sí (1). *P. canariensis* tolera condiciones de sequía, entre cuatro y ocho meses consecutivos, con <40 mm de precipitación (CABI, 2019c). En las Islas Fuerteventura y Lanzarote, rango nativo, se encuentra muy influenciada por los vientos secos del desierto del Sahara, además de tener periodos de sequía, pues son las islas del archipiélago canario más cercanas a África (Morici, 1998; Nogales *et al.*, 1999). En México, de acuerdo a los registros de la base de datos, se encuentra en sitios con sequías prolongadas, como Baja California Sur y Baja California (de acuerdo a datos del SMN; Apéndice 3).

2.05. Hay evidencia de introducciones repetidas fuera de su rango de distribución natural?

R= Sí. *P. canariensis* es una de las palmeras ornamentales más cultivadas y apreciadas en todo el mundo (Morici, 1998). Se introdujo por primera vez en Noruega en 1815 usando semillas provenientes de Tenerife; en 1866, varias palmeras se introdujeron a Bélgica; de aquí movieron plantas a Francia; en 1881 fue introducida en Portugal, en 1888 en Italia y en 1894 a las islas de Sicilia, Italia. La primera introducción de *P. canariensis* en California, EUA ocurrió en 1874, y en 1890, una empresa producía ya miles de palmeras. Fue introducida en Hawai (Staples *et al.*, 2000; Zona 2019). En 1886 la introdujeron por primera vez en Florida, de semillas provenientes de la Riviera francesa y posteriormente de las Islas Canarias. En 1898 la Oficina de Introducción de Semillas y Plantas del Departamento de Agricultura de EUA recibió semillas que provenían del sur de Francia.

En 1901 se reportan palmas *P. canariensis* con semillas, en las islas de Hawai (Stubbs, 1901). En el siglo XX fue una palmera ornamental ampliamente cultivada en todos los sitios del continente americano que presentaban un clima templado. En 1910, ya estaba en Argentina. *P. canariensis* fue introducida en las costas de Australia a mediados y finales del siglo XIX. Fue introducida en Brasil también (ver Historia de la comercialización).

La palmera ha sido introducida en México de manera intermitente como parte de diversos proyectos de reforestación de áreas verdes urbanas y de bosques (Cervantes *et al.*, 2008; Benavides *et al.*, 2011).

3. Maleza en cualquier sitio

3.01. Naturalizado fuera de su rango nativo de distribución

R= Sí (2). Se le considera como una maleza, naturalizada e invasora (Randall, 2012; USDA-NRCS, 2019). En 8 países e islas se le clasifica como una especie exótica invasora (ver apartado Estatus, base de datos del proyecto). Por ejemplo, es considerada naturalizada en el sur de California y en la Bahía de San Francisco, EUA (Zona, 2019), en varios estados de Australia (Nueva Gales del Sur, Hosking *et al.*, 2011; Australia Meridional, Brodie & Reynolds, 2012; Australia Occidental, Lohr & Keighery, 2016; las Islas Carnac, Abbot, 1980); en Nueva Zelanda y en las provincias de Buenos Aires y Santiago del Estero, Argentina (Delucchi, 2000).

3.02. Maleza de jardines o de espacios de uso público urbano

R= Sí (2). Se considera a la palmera canaria como una maleza silvestre en el sur de California, EUA, creciendo en áreas con jardines, zonas urbanas y en áreas ribereñas y rurales; también ha escapado hacia los caminos rurales y áreas urbanas en otros estados (DiTomaso *et al.*, 2013).

3.03. Maleza agrícola, hortícola o forestal

R= Sí (4). Se considera a *P. canariensis* como una planta cultivada, con interés económico, escapada de cultivos (Randall, 2012). Se encuentra en las listas de especies invasoras de EUA como una maleza nociva e invasora presente en 2 estados y una isla del Caribe (ver Estatus).

3.04. Maleza ambiental (campo)

R= Sí (4). Se le considera una maleza ambiental con efectos en ecosistemas nativos y una amenaza que producirá efectos en el futuro (Randall, 2012). *P. canariensis* genera una reducción en la biodiversidad nativa en los sitios donde se ha introducido (Brusati &

DiTomaso, 2003). En Nueva Zelanda se ha reportado que debido a su gran tamaño, *P. canariensis* desplaza a los árboles nativos, reduce los niveles freáticos y puede alterar la forma de las dunas por la acumulación de arena alrededor de sus raíces, lo que además causa erosión en otros sitios (Weedbusters, 2019) (ver Impactos ambientales y a la biodiversidad).

3.05. Relación filogenética cercana con especies de malezas

R= Sí (2). *P. canariensis* se encuentra filogenéticamente relacionada con *P. dactylifera* (González-Pérez, 2001), que es una especie considerada como invasora en California, Arizona, Hawai y en algunas islas del Pacífico (<https://plants.usda.gov/core/profile?symbol=PHDA4>); particularmente, se le considera invasora en el Gran Cañón, Arizona (National Park Service, 2001).

Biología/Ecología

4. Rasgos indeseables

4.01. Produce espinas, o estructuras ganchudas

R= Sí (1). *P. canariensis* presenta espinas que pueden dañar a las personas (Adams *et al.*, 2000) (ver apartado de Impactos a la salud y Descripción de la especie).

4.02. Alelopática

R= No (0). No existen evidencias en la literatura.

4.03. Parásita

R= No (0). No existen evidencias de que *P. canariensis* sea parásita. Es una planta de crecimiento arbóreo (ver apartado de Descripción de la especie).

4.04. Adecuado para animales de pastoreo

R= Sí (1). En las islas Canarias (rango nativo), la palmera canaria se usa como forraje (Morici, 2009). En Italia (rango de introducción), se ha recomendado su uso como alimento para el ganado en las zonas áridas del mediterráneo (Sperandio *et al.*, 2013).

4.05. Tóxica a animales

R= No (0). Se usa como forraje para animales y no se han detectado efectos tóxicos; inclusive se extrae miel para consumo humano (Luis *et al.*, 2012) (ver Comercialización). Los frutos los consumen animales como aves, tanto en su rango nativo como en el de introducción (Nogales *et al.*, 1999; Spennemann, 2018; CABI, 2019c).

4.06. Hospedero de plagas o patógenos reconocidos

R= Sí (1). Se ha detectado a *P. canariensis* como hospedero del escarabajo *Rhynchophorus palmarum*, que es un picudo reconocido como una de las plagas más importantes de palmas ornamentales, principalmente de plantaciones comerciales de *Cocos nucifera* y *Elaeis guineensis* (CABI 2019, <https://www.cabi.org/isc/datasheet/47473>), aunque ahora se le considera también para *P. canariensis*. También se considera un hospedero del picudo rojo, *Rhynchophorus ferrugineus* que ataca y daña severamente a estas palmas y otras en la región mediterránea (Faleiro, 2006). Este es un picudo esencialmente considerado como una peste para las palmas (CABI, 2019c; <https://www.cabi.org/isc/datasheet/47472>).

4.07. Causa alergias o es tóxico para los humanos

R= Sí (1). Se ha documentado un caso de asma bronquial, rinoconjuntivitis y urticaria en un individuo que se encontraba en constante contacto con *P. canariensis*. Se ha encontrado que el polen de *P. canariensis* puede ser un alérgeno potencial en las áreas en donde se cultiva (Blanco *et al.*, 1995) (ver Impactos a la salud).

4.08. Crea un riesgo de incendio en sistemas naturales

R= No (0). No hay reportes.

4.09. Es una planta tolerante a la sombra en alguna fase de su ciclo de vida

R= Sí (1). En diversos sitios en donde se le ha introducido *P. canariensis* crece en lugares con sombra (Morici, 1998; Zona, 2008).

4.10 Crece en suelos de México

R= Sí (1). De acuerdo a los registros en nuestra base de datos, *P. canariensis* crece en México en suelos del tipo regosol éutrico, feozem háplico, litosol, xerosol gypico, xerosol háplico, xerosol lúvico, planosol eútrico, vertisol pélico, vertisol crómico, rendzina, luvisol crómico y andosol húmico (Apéndice 4).

4.11. Hábito trepador

R= No (0). La palmera canaria tiene una estructura arbórea (ver apartado de Descripción).

4.12. Crecimiento cerrado o denso

R= Sí (1). Las palmeras *P. canariensis* tienden a crecer en grupos que forman un dosel muy denso, lo que impide que la luz llegue por debajo de ellas, provocando la pérdida de plantas nativas (Cal-IPC, 2019).

5. Tipo de planta

5.01. Acuática

R= No (0). Es una palma terrestre. Ver apartado de Descripción.

5.02. Pastos (Poaceae)

R= No (0). Es una planta arbórea. Ver apartado de Descripción.

5.03. Plantas fijadoras de Nitrógeno

R= No (0). Ver apartado de Descripción y Biología e historia Natural.

5.04. Geófito

R= No (0). No hay evidencias. Ver apartado de Descripción.

6. Reproducción

6.01. Evidencia de bajo éxito reproductivo en su lugar de origen

R= No (0). No hay reporte de estas evidencias (ver apartado de Biología e historia Natural).

6.02. Produce semillas viables

R= Sí (1). La viabilidad de las semillas de *P. canariensis* puede alcanzar de 89% a 98 en su rango de invasión (Pimenta *et al.*, 2010; Batista *et al.*, 2016) (ver Biología y Potencial de colonización).

6.03. Hibrida de manera natural

R= Sí (1). *P. canariensis* hibrida de manera natural con *P. dactylifera* en las Islas Canarias (González-Pérez, 2001). Presentan una elevada fertilidad interespecífica porque ambas especies presentan el mismo número de cromosomas (Beal, 1937; Borgen, 1970). También puede hibridar con otras especies del género (CABI, 2019c).

6.04. Autofecundación

R= No (-1). Al ser una palmera dioica con reproducción cruzada no presenta autofecundación (Barrow, 1998; González-Pérez, 2001; CABI, 2019c).

6.05. Requiere de polinizadores especialistas

R= No (0). No existen reportes sobre polinizadores especialistas para *P. canariensis*. En general, es polinizada por el viento. Sin embargo, en las Islas Canarias se ha reportado que algunas especies de escarabajos curculiónidos transportan los granos de polen de la flor masculina a la femenina (Naranjo *et al.*, 2009); probablemente sea polinizada por *Neoderelomus piriformis* (Coleoptera, Curculionidae, Derelomini) pero no es especialista a la palmera (Meekijjaroenroj, 2004; CABI, 2019c).

6.06. Reproducción vegetativa

R= No (-1). No hay evidencia.

6.07. Tiempo generacional mínimo

R= (-1) *P. canariensis* tiene un crecimiento muy lento ya que la fase de establecimiento dura de 5 a 8 años. Las palmeras femeninas comienzan a producir frutos cuando tienen entre 5-10 años (Morici, 2009; Naranjo *et al.*, 2009).

7. Mecanismos de dispersión

7.01. Los propágulos probablemente puedan ser dispersados no intencionalmente

R= No (-1). No existe evidencia de que esto ocurra o haya ocurrido (ver apartado Rutas de introducción).

7.02. Los propágulos se dispersan intencionalmente por el humano

R= Sí (1). Son los humanos y sus actividades el principal vector para la introducción y dispersión de *P. canariensis*; es una de las palmeras ornamentales más cultivada y apreciada en todo el mundo. Desde su introducción en el comercio europeo de viveros en 1860 a la fecha ha sido una de las principales especies ornamentales cultivada en jardines privados y públicos (Morici, 1998; CABI, 2019c) (ver apartados de Rutas de introducción y Usos y comercialización).

7.03. Los propágulos pueden ser dispersados como contaminantes de productos

R= No (-1). No hay evidencia.

7.04. Propágulos adaptados a dispersarse por el viento

R= No (-1). No hay evidencia de estructuras que lo permitan.

7.05. Propágulos con capacidad de flotación exclusivamente en ambientes terrestres

R= Sí (1). Las semillas de *P. canariensis* pueden ser dispersadas por el agua a través de los cursos de agua (CABI, 2019c; Weedbusters, 2019).

7.06. Propágulos dispersados por aves

R= Sí (1). Las aves que consumen los frutos son los más importantes dispersores de semillas, tanto en su distribución nativa como de invasión (Nogales *et al.*, 1999; Naranjo *et al.*, 2009; Weedbusters, 2019). En el archipiélago canario son muy efectivas en dispersar las semillas a hábitats adecuados donde pueden germinar y establecerse (Nogales *et al.*, 1999) (ver Ecología y Potencial de dispersión).

7.07. Propágulos dispersados por animales (de manera externa)

R= No (-1). No hay evidencias de estas estructuras.

7.08. Propágulos dispersados por animales (de manera interna)

R= Sí (1). Las aves y pequeños mamíferos consumen los frutos y las semillas pasan por su tracto digestivo (Nogales *et al.*, 1999) (ver Ecología y Potencial de dispersión).

8. Atributos de persistencia

8.01. Producción de semillas prolífica

R= Sí (1). *P. canarienses* produce anualmente entre 10-30 mil semillas por planta (Spennemann, 2018) (ver Biología y Ecología).

8.02. Evidencia de que un banco de propágulos (semillas) es formado (>1 año)

R= Sí (1). Las semillas pueden permanecer viables por más de un año si se conservan en frío y conservan su viabilidad durante varios meses después de caer al suelo en el medio natural (Morici, 2009) (ver Biología).

8.03. Es controlado por herbicidas

R= Sí (-1). Se pueden usar diversos herbicidas como método de control químico de *P. canarienses*, como el Triclopir, el Glifosato y el Imazapyr (DiTomaso *et al.*, 2013; CABI, 2019c) (ver Control y mitigación).

8.04. Es tolerante o se beneficia de mutilación, corte, cultivo o fuego

R= Sí (1). *P. canarienses* puede rebrotar después de ser talada, por lo que inclusive sugieren el uso de herbicidas como método de control (DiTomaso *et al.*, 2013). El fuego y el pastoreo no se consideran estrategias apropiadas para el control de las palmeras, por su resistencia al fuego y porque coloniza las áreas después de la quema (DiTomaso *et al.*, 2013).

En México, *P. canarienses* tolera distintos tipos de suelos degradados (SEMARNAT, 2004; CONABIO, 2012; Apéndice 4):

Suelos con degradación física por pérdida de la función productiva:

- Por urbanización con degradación extrema: Los Mochis, Sinaloa; Xalapa, Veracruz; Mérida, Yucatán; San Nicolas de los Garza, Nuevo León; Tlaquepaque, Jalisco.
- Por urbanización y/o actividades industriales con degradación extrema: Ensenada, Baja California.

Suelos con degradación química por declinación de la fertilidad y reducción del contenido de materia orgánica.

- Por actividades agrícolas con degradación ligera: Texcoco, Estado de México.
- Por actividades agrícolas y/o deforestación y remoción de la vegetación con degradación moderada: Altotonga, Veracruz.

Suelos con degradación química por contaminación:

- Por actividades agrícolas con degradación ligera: Soledad de Graciano Sánchez, San Luis Potosí.

Suelos con erosión eólica con pérdida del suelo superficial por acción del viento:

- Por actividades agrícolas y/o deforestación y remoción de la vegetación con degradación moderada: Aguascalientes, Aguascalientes; Aguascalientes, Aguascalientes; Cedral, San Luis Potosí.
- Por sobrexplotación de la vegetación para uso doméstico con degradación moderada: Cadereyta de Montes, Querétaro.

Suelos con erosión hídrica con pérdida del suelo superficial:

- Por actividades agrícolas y/o deforestación y remoción de la vegetación con degradación moderada: Calvillo, Aguascalientes.
- Por sobrepastoreo con degradación ligera: Querétaro, Querétaro.
- Por sobrepastoreo con degradación moderada: Villa de Zaachila, Oaxaca.

8.05. Enemigos naturales efectivos en México

R= Sí (-1). *Armillaria tabescens* es un hongo patógeno (Fam. Physalacriaceae) que ataca a *P. canariensis* en México. El primer reporte de esta plaga se dio en Xalapa, Veracruz, en un

clima cálido-templado (Cfb), y temperatura y precipitación promedio anual son de 18.2°C y 1,587 mm, respectivamente (Kim *et al.*, 2010; CLIMATE-DATA, 2019). El hongo conocido como moho gris *Botryotinia fuckeliana* también ataca a la palmera canaria en Sonora, tanto en viveros donde se cultiva como fuera de ellos, en vida libre (Rueda *et al.*, 2014). El nemátodo *Rhadinaphelenchus cocophilus* es otra de las plagas afectando a esta planta en México (CABI & EPPO, 1999; EPPO, 2014); la presencia de este parásito se ha reportado en Campeche, Colima, Chiapas, Guerrero, Jalisco, Michoacán, Oaxaca, Quintana Roo, Tabasco y Yucatán (en las zonas copreras) (Anónimo, s/f). El escarabajo curculionido *Rhynchophorus palmarum* es otro de los enemigos naturales de *P. canariensis*, siendo reportado en México en el valle de Tuxpango, Veracruz (Landerro-Torres *et al.*, 2015); al parecer *R. palmarum* se encuentra actualmente en todas las regiones de México que presentan climas cálidos-húmedos, como Sinaloa, Nayarit, Jalisco, Colima, Michoacán, Guerrero, Oaxaca y Chiapas, Veracruz, Tabasco, Campeche, Yucatán y Quintana Roo (Anónimo, s/f; SAGARPA, 2017).

8. Riesgo de invasión de *Phoenix canariensis* en función de la similitud climática

Phoenix canariensis presenta un elevado riesgo de invasión considerando la similitud climática que hay entre México y los climas de la región invadida; cuando se considera la similitud climática con la distribución nativa no existe riesgo. Con respecto a la modelación con registros de la región invadida, se observa que el riesgo es alto en gran parte de México en ambas sierras madre, la Occidental y Oriental, así como el centro norte del país bajando hacia el centro a Oaxaca y al occidente hacia Nayarit y Jalisco; también lo es en las sierras y región mediterránea de la península de Baja California, incluida Sierra de la Laguna (Fig. 42a,b). Para Norteamérica el riesgo es bajo y localizado, siendo mayor en la región mediterránea y de montaña de California; para Centroamérica el riesgo es muy bajo (Fig. 42c).

Si comparamos los mapas de climas generados a partir de los mapas climáticos mundiales, se puede observar que hay una mayor variedad de climas en las áreas invadidas que en la región de la distribución nativa (Apéndice 2). Asimismo, se denota la variedad de climas que son adecuados en México para el establecimiento de esta especie (Apéndice 2).

Phoenix canariensis

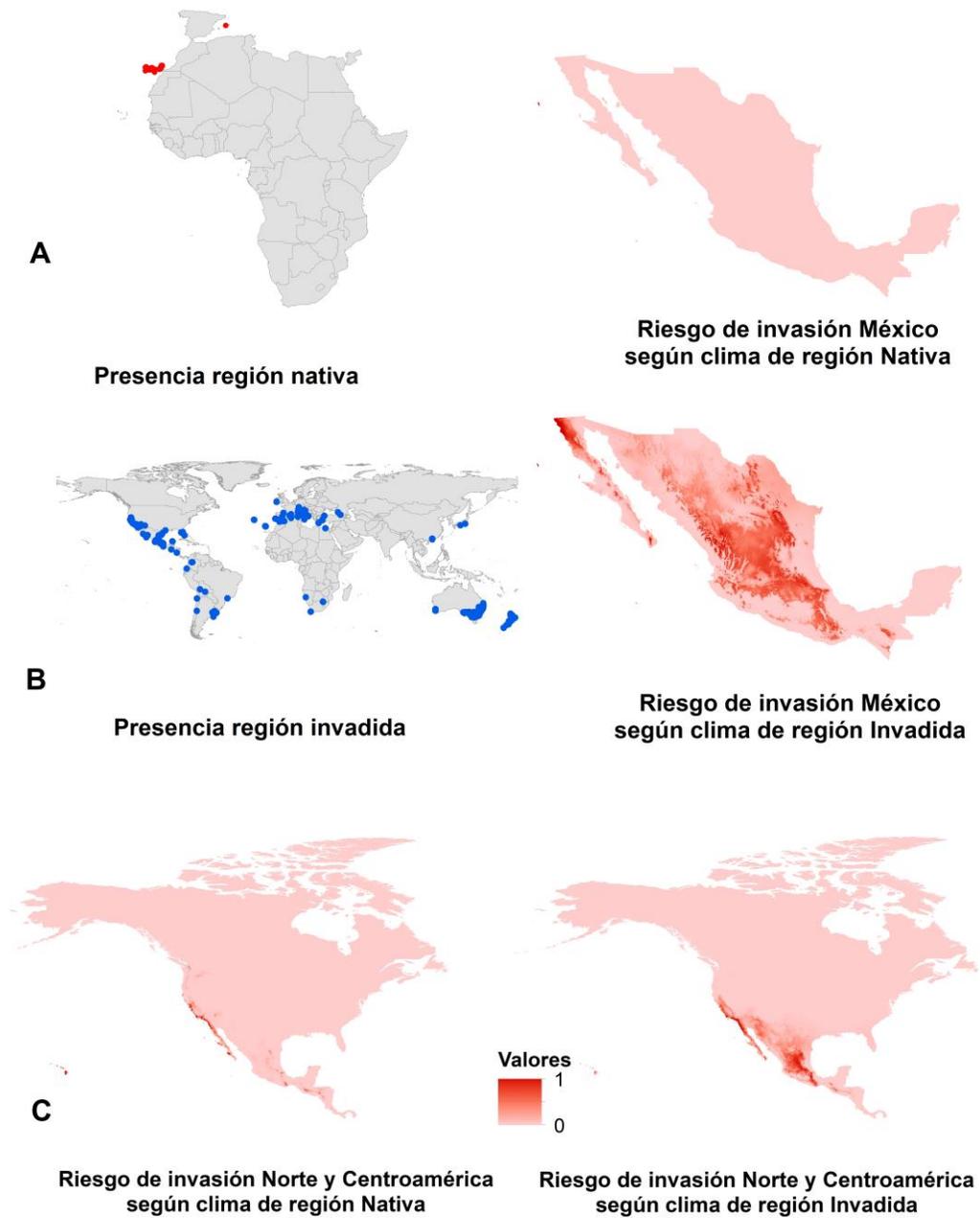


Figura 42. Modelos de Maxent para *Phoenix canariensis* calibrados en su región nativa (A) y de invasión (B) y proyectados a Norte y Centroamérica (C); notar el riesgo para México dentro de esta región. Los mapas de distribución geográfica potencial de la derecha indican las áreas con condiciones climáticas y topográficas adecuadas para el establecimiento de *Phoenix canariensis*. Los puntos rojos y azules representan la presencia de la especie en la región nativa e invadida respectivamente.

9. Resultado del Análisis de riesgo de *Phoenix canariensis*

De acuerdo a los valores mostrados en el Apéndice 1 que se obtienen de las respuestas justificadas para la especie, el puntaje WRA (Weed Risk Assessment, con las modificaciones para las condiciones en México basado en Gordon *et al.* (2010) para *Phoenix canariensis* fue de **27**. Debido a que el puntaje es mayor que 6 (ver Anexo 1 sobre estos valores), el taxón debe ser **Rechazado**.

10. Conclusión

El valor máximo del puntaje que puede tener una especie de planta para no ser rechazada para su introducción en un país considerando el WRA es igual a 6, por lo que la recomendación es que *Phoenix canariensis* debe ser **rechazada** y considerada como una especie invasora (maleza) de alto riesgo, que no debe de ser comercializada ni introducida al país bajo ningún concepto. Asimismo, debe de ser una especie para la que se establezca un plan de control y erradicación. De acuerdo al riesgo de invasión obtenido por modelación en función de la similitud climática (exclusivamente con registros de la zona de introducción), se denota que en gran parte del país se predice un elevado riesgo de invasión; solo la península de Yucatán y la franja costera del Pacífico y Golfo de México no presenta este riesgo.

Ptychosperma macarthurii

1. Introducción

Ptychosperma macarthurii es una especie de palma originaria de Australia y Nueva Guinea así como de Papúa Occidental o Nueva Guinea Occidental, y de las Islas Molucas (Zona, 2000c; GBIF, 2017). Abarca una diversidad de ambientes desde manglar, bosques de litoral, bosques monzónicos y bosques lluviosos (Zona, 2000c; Dowe, 2010). Alcanza hasta 10 m de altura, produce múltiples tallos, crece en agrupamiento. Se establece después de 3-5 años y es de larga vida (PlantFile, 2019d). Se usa básicamente como planta ornamental, por lo que se ha plantado en parques y jardines aparte de las casas. Se ha naturalizado en varios países e islas, donde en varias es considerada como invasora. Es invasora en sitios cercanos a donde se le haya sembrado con fines ornamentales y comerciales (CABI, 2019d). Su hábitat abarca ambientes lluviosos, bosques, humedales, pantanos inundados estacionalmente, y manglares principalmente de zonas tropicales; desde el nivel del mar a los 400 msnm. Se incluye en el Compendio Global de Malezas (Randall, 2012). Se le considera como una maleza, una planta que escapa de cultivos, naturalizada e invasora, y una maleza ambiental. En México se tienen reportes de *Ptychosperma macarthurii* en 2 estados del país.

Por otro lado, paradójicamente *P. macarthurii* es una especie con problemas de conservación, considerándosele dentro de su rango nativo como de preocupación, inclusive categorizada como en peligro de extinción en Australia, por lo que se han promovido acciones para su conservación, de acuerdo al Commonwealth of Australia Environment Protection and Biodiversity Conservation Act 1999 (Kerrigan *et al.*, 2006; Liddle *et al.*, 2006). Las causas son que se han reducido los números de individuos maduros y las poblaciones se encuentran fuertemente fragmentadas, además de la pérdida de cobertura vegetal, los incendios forestales, especies introducidas como herbívoros ungulados que las consumen, extracción de agua del subsuelo y poca captación

de agua (Kerrigan *et al.*, 2006; Liddle *et al.*, 2006; Dowe, 2007; Department of Environment, 2019). Se ha documentado que hubo altas mortalidades de *P. macarthurii* debido a incendios en las poblaciones de Whitewood Road en 1990 y 1993, y en Black Creek en 1992. En Whitewood Road existían el 42% de las plantas adultas y para el 2005 se había reducido el 5%. Otros estudios mostraron la pérdida de plantas juveniles y adultas debido al impacto ocasionado por el pastoreo de animales como búfalos, ganado, y cerdos (Department of Environment, 2019). De manera alarmante, otras especies de palmas se encuentran en riesgo de extinción precisamente por el comercio desmedido que se ha hecho de ellas así como por la pérdida de hábitat, tal como las palmas de Madagascar (IUCN, 2012; Rakotoarinivo *et al.*, 2014).

1.1 Taxonomía

***Ptychosperma macarthurii* (H. Wendl. ex H. J. Veitch) H. Wendl. ex Hook. f.**

Reino: Plantae

División:

Clase: Equisetopsida C. Agardh

Subclase: Magnoliidae Novák ex Takht.

Superorden: Lilianae Takht.

Orden: Arecales Bromhead

Familia: Arecaceae Bercht. & J. Presl

Género: *Ptychosperma* Labill.

Especie: *Ptychosperma macarthurii* (H. Wendl. ex H. J. Veitch) H. Wendl. ex Hook. f.

1.1.1 Sinónimos

Actinophloeus macarthurii (H. Wendl. ex H.J. Veitch) Becc. ex Raderm.

Saguaster macarthurii (H. Wendl. ex H.J. Veitch) Kuntze

Actinophloeus bleeseri Burret
Actinophloeus hospitus Burret
Actinophloeus macarthurii (H.Wendl. ex H.J.Veitch) Becc. ex Raderm.
Actinophloeus macarthurii var. hospitus (Burret) L.H.Bailey ex D.Fairchild
Carpentaria bleeseri (Burret) Burret
Kentia macarthurii H.Wendl. ex H.J.Veitch
Ptychosperma bleeseri Burret
Ptychosperma hospitum (Burret) Burret
Ptychosperma julianettii Becc.
Saguaster macarthurii (H.Wendl. ex H.J.Veitch) Kuntze

1.1.2 Nombres comunes

Español: Palmera de Macarthur, palma macarthur, bambusillo (Albert-Puentes, 2011; Montesino *et al.*, 2011; Briceño *et al.*, 2017; PIER, 2019).

Inglés: Macarthur feather palm, Macarthur palm, Darwin palm, cluster palm, hurricane palm, gray-cane palm (Gilman & Watson, 1993; Llifle, 2005; Kerrigan *et al.*, 2006; CABI, 2019d; PIER, 2019; MNE ND).

1.2 Descripción

La descripción de *Ptychosperma macarthurii* se basa en las referencias: Essig, 1973, 1978; Zona, 2000c; Dowe, 2010; Plumed & Costa, 2014; Tropicos, 2019d.

Es una palma monoica y policárpica, que se propaga por semillas. Al iniciar su vida crecerá como un solo tallo y posteriormente desarrollará retoños o tallos que crecen desde la base con lo que producen múltiples tallos, cespitosos (densas), y raramente tallos solitarios en la edad adulta; el tallo es ancho en su base con crecimiento recto, postrado o ligeramente curvado, cilíndrico delgado, color gris verdoso, tiene anillos a lo largo del tallo, en la parte distal tiene un ornamento en forma de corona glabra o cubierto de

indumento. Presenta tallos agrupados, entre 2-8 dominantes, en promedio de 7 m de alto, pero alcanza hasta 10 m, tiene entre 3-7 cm de diámetro, algo expandidos en la base, ocasionalmente decumbentes o incluso postrados con la copa erecta. Las cicatrices de las bases de las hojas elevadas, de 15 mm de ancho, son grises; internodos hasta 16 cm de largo, verdes cuando jóvenes, y madurando a gris. La corona es hemisférica en ocasiones irregular con hojas mercescentes, las hojas son pinnadas, pinas lineales, lanceoladas o cuneadas, reduplicadas, con ápices bífidos, truncadas oblicuamente, cóncavas y dentadas; las terminaciones de las pinas están unidas de la base, generalmente no se distinguen del resto. Las hojas 4 a 10, de hasta 3 m de largo, arqueadas, con 15-40 pinas en cada lado del raquis; el eje de la copa 30-60 cm de alto, con lana blanca decidua y escamas en la parte superior; peciolo hasta 60 cm de largo, con diminutas escamas puntiformes a lacerado-peltadas; raquis entre 1-2 m de longitud, con escamas similares o más gruesas que las del eje. Pinas regulares a subopuestas, o agrupadas, pinas basales agrupadas y reducidas, las pinas intermedias entre 20-56 cm de largo, 2-5.7 cm de ancho, las pinas apicales unidas en la base.

Inflorescencias axilares, debajo de la corona de hojas, paniculadas y péndulas 20-45 cm de largo, 45-60 de ancho, con tres órdenes de ramificación, los ejes amarillos a verdes, moderadamente tomentosos, las prófilas 30-50 cm de largo 5-10 cm de ancho, conspicuamente aladas, glabras a esparcidamente lanosas; las brácteas pedunculares exsertas del ápice de la prófila. Pedúnculos 2.5-6.5 cm de largo; raquis de hasta 45 cm de longitud; raquillas 17-37 cm de largo, 2-3.5 mm de diámetro, erectas a arqueado-péndulas; huecos florales poco profundos, los márgenes levantados, triangulares y agudos. Inflorescencias solitarias son más cortas que las hojas; la inflorescencia generalmente presenta de dos a cuatro ramificaciones, posee flores unisexuales, sésiles de forma ovoide; raquillas de 2 a 3.5 cm de diámetro 17- 35 cm de largo, produciendo de 44 a 82 racimos de flores; con flores de color blanco, que cuelgan por debajo del eje de la corona durante todo el año; flores estaminadas 6-8 mm de longitud y 2.5-3.5 mm de ancho en botón, hasta 15 mm en la anthesis; sépalos 1.5-2.5 mm de alto, y hasta 2.5 mm de ancho, glabras, amarillo verdosas a ligeramente verdes; pétalos 7 x 3.5 mm, gruesos,

glabros; estambres 23-40 en cada flor, de hasta 7 mm de longitud; pistilos de 10 mm de longitud, rectos o apicalmente enroscados. Flores pistiladas de hasta 4 mm de largo, de ancho similar en botón; sépalos 2-3 mm de longitud, imbricados, de margen entero a finamente fimbriados, color verde blanquecino, algunas veces con el ápice rosado; estigmas recurvados, 0.5 mm de largo; ovario turbinado; estaminodios 3-6.

Las flores son unisexuales, dispuestas en triadas, es decir flor macho, hembra, macho. La flor macho es como un contenedor en forma de capullo, cilíndrico con punta redonda, los pétalos son muy duros, adyacentes y muy cerrados antes de la antesis, los sépalos son amplios redondos e imbricados y son un cuarto a un tercio de largo de los pétalos, posee de 30 a 40 estambres cada flor, con largos filamentos subulados, anteras blancas, polen moderadamente pegajoso. El centro de la flor está ocupado por un pistiloide lageniforme con un cuello elongado y un ligeramente expandido ápice hendido por el cual el néctar es secretado. La flor hembra es de forma cónica ovoide con tres brácteas amplias y redondeadas, con sépalos imbricados, y tres pétalos imbricados apicalmente. De cuatro a nueve staminoides son inconspicuos, dentiformes y apresado contra a parte baja del pistilo. EL pistilo es cónico-ovoide, con tres estigmas que reflejan en la antesis. Posee tres nectarios en la punta del pistilo, alternando con tres estigmas. Los botones florales crecen muy temprano en el desarrollo de la inflorescencia y subsecuentemente maduran uniformemente, pierden las brácteas externas y continúan creciendo lentamente por tres meses y entonces están listas para la antesis. Un duro y cerrado perianto cubre los órganos internos durante este periodo. La inflorescencia es protandra donde las flores macho maduran antes que las flores hembra, la apertura de las flores por día es aleatoria distribuida en toda la inflorescencia, raramente las dos flores machos de una triada abren al mismo tiempo. Las flores abren al amanecer, para la media mañana las anteras están vacías de polen. Durante el periodo de antesis de las flores macho las flores hembra de la misma inflorescencia permanecen inactivas hasta que cae la última flor macho, las flores hembra se expanden verticalmente creciendo el pistilo por encima de los pétalos, tres días después los estigmas están listos (incluso en las mañanas) y empieza la secreción de néctar; el proceso no es uniforme en la inflorescencia y puede tomar de dos a tres días a

las flores hembras para ser receptoras, no se sabe el tiempo exacto de receptividad. Los estigmas en un periodo de dos días se vuelven cafés y rojo claro. La secreción del néctar usualmente puede ser vista en el segundo día.

El fruto es una drupa ovoide, elipsoide globosa, color anaranjado a rojizo, lisa, de tamaño pequeño (12-18 mm de longitud), con reminiscencias estigmáticas, mesocarpo carnoso; endocarpo óseo, 5-lobado en sección transversal. La semilla es ovoide de 9-12 mm de longitud, con endospermo homogéneo. El endocarpio de los frutos posee fibras adheridas y es relativamente delgado.

Los frutos generalmente son de una sola semilla carnosa (Essig, 1978). Considerando como se indicó anteriormente, que se producen de 44 a 82 racimos de flores, y realizando un conteo general del número de flores por racimo en una foto de esta especie palma, se contabilizó un promedio de $52+52+77+78+96+53+70= 68$ frutos por racimo. Considerando entonces el número de racimos, cada palma podría producir por cada temporada reproductiva entre 3,264 a 5,576 frutos, es decir de semillas.

Poseen tricomas epidérmicos prominentes en varias partes de la planta, formando un material lanudo blanco, mostrando una gruesa capa sobre la superficie. Posee dos tipos de escamas; las escamas lacero peltadas que tienen un contorno isodiamétrico algo alargado, que generalmente se adhiere a la epidermis, son de color marrón en el centro e incoloras hacia los márgenes; y las escamas ramenta, que son escamas alargadas, fuertes, curvas o retorcidas, a veces filiformes o amplias; son numerosas sobre la superficie. La forma, el tamaño, el color, el número y la distribución de las escamas en la superficie inferior de las pinnas a menudo tiene valor de diagnóstico (Essig, 1978).

1.3 Biología e historia natural

1.3.1 Biología

El género *Ptychosperma* se integra por 30 especies, originarias de Nueva Guinea, las islas Molucas, las islas Solomon y Australia. Los géneros taxonómicos filogenéticamente cercanos corresponden a *Ponapea*, *Drymophloeus* y *Normanbya*, cuya distribución es similar a *Ptychosperma* (Dowe, 2010). Dentro del género, *Ptychosperma macarthurii* está aparentemente más relacionada a *P. propinquum* (solo difieren en los colores los ejes de las inflorescencias, en los arreglos de las pinas y en el tamaño del fruto que es un poco más pequeño en *P. macarthurii*) (Essig, 1978). *Ptychosperma* fue reconocido como el nombre más viejo para el género, y las especies de Australia comenzaron a ser conocidas como *Ptychosperma elegans*. Existen 4 subgéneros, *Ponapea*, *Korora*, *Actinophloeus* y *Ptychosperma*, de los que los subgéneros *Actinophloeus* y *Ptychosperma* tienen su centro de diversidad en el sureste de las montañas de Nueva Guinea y las cadenas de islas adyacentes; esta área forma un entorno clásico para la radiación adaptativa. Estos dos subgéneros son las que están más cercanamente relacionados, poseen la mayor parte del género y parecen tener un origen reciente y siguen evolucionando rápidamente. Hay especies variables como *Ptychosperma caryotoides* y *P. salomonense* que aparecen en el borde de una serie de especies, y hay grupos pequeños que parecen haberse separado recientemente (*P. macarthurii*-*P. propinquum*, *P. cuneatum*-*P. buabe*, *P. pullenii*-*P. vestitum*); estos subgéneros están separados por una serie de características que poseen las semillas como el endospermo, la forma de los lóbulos y el mesocarpio. *P. macarthurii* es de hábitos cespitosos, tiene endospermo homogéneo y brácteas prominentes, que son características del subgénero *Actinophloeus* sección caespitosa (Essig, 1978).

En la actualidad, algunos autores consideran que hay dos especies, *P. macarthurii* y *P. bleeseri*, siendo esta última endémica de la Región del Norte de Australia; otros autores consideran que son un sinónimo, y que *P. bleeseri* es una población aislada de *P. macarthurii* en la Región del Norte de Australia (Kerrigan *et al.*, 2006).

En un análisis genético de *P. bleeseri*, al compararse con *P. macarthurii* se encontró que difieren consistentemente en dos loci, Pgi, Gly y varían en un tercero Gdh, donde *P. macarthurii* tuvo un alelo adicional. *P. elegans* difiere de *P. macarthurii* en dos loci G6pdh y Idh, que tenía consistentemente distancias de migración diferentes, y que variaron en los loci Pgi y Gly, donde *P. elegans* tenía alelos adicionales presentes no encontrados en *P. macarthurii* (Shapcott, 1998). Por las diferencias genéticas entre *P. bleeseri*, *P. elegans* y *P. macarthurii*, se sugiere que hubo un aislamiento de *P. elegans* y *P. macarthurii* de *P. bleeseri* por un largo tiempo. También mencionan que *P. bleeseri* presenta hibridación con otras especies de *Ptychosperma* que cultivan juntas, pero no se indica si lo hace con *P. macarthurii* (Shapcott, 1998).

El número de cromosomas reportados para la especie varía de $2n = 32$ (Dransfield *et al.*, 2008) a $2n = 36$ (Sharma, 1970; CABI, 2019d).

Se ha indicado que la palmera de Macarthur tiene floración estacional en su rango nativo, en mayo y diciembre con frutos en los meses de agosto, septiembre, noviembre y diciembre en Australia (Kerrigan *et al.*, 2006), y también reportan que los frutos maduran en enero y la fructificación dura hasta abril (Dransfield *et al.*, 2008); no obstante, de manera general se considera que en su rango nativo florece y fructifica durante todo el año (Zona, 2000c; Kerrigan *et al.*, 2006; Dowe, 2010).

Por otro lado, en su rango de invasión se ha encontrado también presenta floración durante todo el año, como en Manila, en los alrededores del jardín botánico (Meyer *et al.*, 2008).

Los frutos generalmente tienen una sola semilla carnosa (Sento, 1971; Essig, 1973, 1978). En un experimento realizado en Japón, rango de invasión, se pusieron semillas de *P. macarthurii* a tratamiento de germinación en distintas condiciones de temperatura (22°C al aire libre, y 25°, 30°, 35° y 40°C en condiciones controladas) y en distintos tipos de suelos (arena de río, franco arenoso y vermiculita). Se encontró que a 40°C no germinaron las semillas en ningún tipo de suelo; al aire libre (22°C) los porcentajes de germinación en los 3 tipos de suelo fue de 48, 50 y 62%; a 25°C los porcentajes de germinación fueron de

58, 62 y 66%; a 30°C los porcentajes fueron de 60, 58 y 66%; y a 35°C los porcentajes de germinación fueron de 54, 64 y 68%, respectivamente; el rango óptimo de germinación de las semillas de *P. macarthurii* estuvo entre 25°C a 35°C (Sento, 1971).

Ptychosperma macarthurii se propaga sexualmente, mediante semillas. Las semillas tienen un tiempo de germinación de 45 días (PlantFile, 2019d) o de entre 2 a 3 meses (Kerrigan *et al.*, 2006, MNE s/f). No obstante, se le puede reproducir vegetativamente en viveros (PlantFile, 2019d).

Después de la germinación se da la fase de establecimiento, que es cuando las plantas jóvenes aumentan el tamaño de sus hojas y forman la base del tronco. *P. macarthurii* es un árbol perene, en que los juveniles crecen moderadamente rápido al inicio, pero posterior a la formación de su hoja 8ª a 10ª, incrementan su vigor y maduran a los 2-3 años de edad (CABI, 2019d).

Es una palma cuyo periodo de viabilidad es corto (PlantFile, 2019d).

P. macarthurii es una especie longeva, considerándose que tiene una vida de entre 36-60 años (<https://catalogofloravalleaburra.eia.edu.co/species/188>).

1.3.2 Ecología

Ptychosperma macarthurii crece en bosques lluviosos densos de montaña, en bosques de galerías, monzónicos, zonas costeras con inundaciones periódicas, como humedales, pantanos inundados estacionalmente, y manglares principalmente de zonas tropicales, desde el nivel del mar a los 400 msnm (Essig, 1978; Dowe, 2007; Dransfield *et al.*, 2008; Plumed & Costa, 2014; CABI, 2019d; Department of Environment, 2019). Por ejemplo, en el área nativa de Nueva Guinea ocurre en áreas costeras; en Indonesia es una planta dominante en los bosques ribereños a una altitud de 20 msnm; en Australia ocurre con frecuencia en bosques tropicales a una altitud de 20 msnm; y en Papua Nueva Guinea es abundante en bosques tropicales a una altitud de 15 msnm (Essig, 1978). En el área de introducción, en Panamá se distribuye dentro del clima tropical monzónico y con

vegetación natural de bosque tropical semi-deciduo (Svenning, 2002); en Brasil, ocurre en una región semiárida, dentro de un tipo de vegetación llamada caatinga, que es un bosque tropical caducifolio (Silva *et al.*, 2015); en Venezuela, se registra en zonas urbanas, a una altitud de 50 msnm (Arias *et al.*, 2011).

En su rango de invasión, en bosques húmedos de Hawai, se ha encontrado que debajo de las plantas maduras de *P. macarthurii* las plántulas ocurren a altas densidades, lo que demuestra su éxito de colonización (Daehler & Baker, 2006). En Panamá, tiene una alta dispersión y éxito colonizando (Svenning, 2002). En Florida, crece en vegetación natural boscosa mélica, así como en áreas boscosas alteradas, con suelo orgánico húmedo sobre piedra caliza (Flora of North America, 2014).

Es tolerante a un amplio rango de condiciones del suelo, pero de preferencia se presenta en áreas con una alta humedad en suelos arenosos, con suelos profundos de arcillas orgánicas, marga, sin desarrollo de humus; en suelos ligeramente alcalinos, ácidos, bien drenados (Gilman & Watson, 1993; Kerrigan *et al.*, 2006; CABI, 2019d; Department of Environment, 2019).

P. macarthurii puede crecer a lo largo de drenajes, de cercados y en lotes vacíos en áreas urbanas, con lo que muestra su tolerancia a ambientes degradados (Meyer *et al.*, 2008). En Singapur, rango de invasión, *P. macarthurii* se naturalizó en un bosque tropical secundario, en un terreno en regeneración, que fue un plantío (Neo *et al.*, 2013).

La palma macarthur crece en una amplio rango de condiciones de luz, desde áreas abiertas con disturbio hasta las altamente sombreadas en el sotobosque. Es una especie esciófita, que preferentemente crece en zonas con un alto porcentaje de sombra (Gutiérrez & Jiménez, 2007), pudiendo inclusive ser tolerante a la sombra total (Gilman & Watson, 1993b). Se hizo un experimento en Costa Rica (rango exótico) cultivando esta palma a distintos grados de sombra (40, 50, 60, 70 y 80% de sombra producida por mallas negras) así como expuesta a sol total. Las plantas expuestas a pleno sol no sobrevivieron, porque les causó blanqueamiento de las hojas y su posterior muerte; su mejor

crecimiento se registró en el cultivo con entre 40 y 50% de sombra (Gutiérrez & Jiménez, 2007).

En su ocurrencia se encuentra en climas tropical monzónico (Am) con precipitación <60 mm en el mes más seco pero $>(100 - [\text{precipitación anual total (mm)} / 25])$; clima de sabana tropical con veranos secos (As) con < 60 mm de precipitación en el mes más seco (en verano) y $<(100 - [\text{precipitación anual total (mm)}/25])$; y sabana tropical húmeda y seca (Aw) con < 60 mm de precipitación en el mes más seco (in invierno) y $<(100 - [\text{precipitación total anual (mm)}/25])$ (CABI, 2019d).

En su rango de introducción, en las zonas urbanas de Venezuela, ocurre donde la temperatura promedio anual es de 28°C, con una precipitación media anual de 500 mm (Arias *et al.*, 2011). En Tailandia, dentro de la Universidad de Bangkok, hay una población de *P. macarthurii* en un jardín donde la temperatura media anual es de 28.6°C y la precipitación media anual de 1,648 mm, con un suelo franco arcilloso compactado (Torgern *et al.*, 2018).

Las plantas adultas pueden resistir periodos cortos de sequía; se puede sembrar en climas templados cálidos, donde pueden soportar temperaturas de 0°C por cortos periodos (MNE s/f).

Las plántulas de esta palma pueden verse inhibidas en su establecimiento de acuerdo a la profundidad de la hojarasca, ya que conforme la profundidad de hojarasca es menor la densidad de plántulas es más alta. En Singapur (rango exótico), en las franjas de bosque con perturbación disminuye la cantidad de hojarasca, lo que permite el establecimiento de las plántulas (Yeo *et al.*, 2014). En las zonas de interior del bosque donde especies como *Sus scrofa* modifican el suelo y la cantidad de hojarasca, las plántulas se benefician de esta actividad (Yeo *et al.*, 2014). *P. macarthurii* se encuentra presente en el área, en Santa Lucía, en un bosque perturbado. Es considerado como una amenaza para el bosque estacional semi-perenne por procesos de desplazamiento (Krauss, 2010).

En Panamá, hay abundantes plántulas, juveniles y adultos de la palma macarthur en el bosque adyacente al pueblo de Gamboa, y ocasionalmente se le encuentra como planta

dominante en el sotobosque; su dispersión dentro del bosque es alta por lo que se esperaba afectara a la vegetación nativa (Svenning, 2002).

No se considera que haya polinización de *P. macarthurii* por el viento debido a que el polen es pegajoso y muy pesado para ser llevado por distancia largas por la brisa. De esta manera, esta especie de palma es polinizada por abejas y moscas básicamente, buscando el néctar que producen las flores (Essig, 1973; Silberbauer-Gottsberger, 1989); principalmente son abejas del género *Nomia* (Halictidae) (Dransfield *et al.*, 2008). Se han registrado tres tipos de insectos visitando las flores de *P. macarthurii*, siendo abejas de la familia Halictidae y Apidae, moscas medianas (Syrphidae y Calliphoridae) y moscas pequeñas (Drosophilidae). La mayoría de las abejas se observaron colectando polen de las flores macho, mientras pocas abejas colectaban néctar de las flores hembra. Las moscas Syrphidae colectaron polen pero no néctar en las flores macho, mientras que en las flores hembra se alimentaron de su néctar. Las moscas y abejas de tamaño mediano son los insectos con mayor probabilidad de que sean los polinizadores de las flores, mientras que las moscas pequeñas por su tamaño no pueden llevar polen de una flor a la otra (Essig, 1973).

En Singapur, *P. macarthurii* es utilizada por una mariposa llamada Tawny Palmfly (*Elymnias panthera panthera*) durante su ciclo reproductivo; la mariposa pone sus huevos sobre las hojas de la palma, la eclosión tarda hasta 5 días; la oruga se alimenta de las hojas de la palma, y posteriormente se ancla en la hoja formando el capullo para su desarrollo hasta el estado adulto (Tan *et al.*, 2012).

La palma macarthur es dispersada por aves frugívoras tanto en su rango nativo como en el exótico de invasión (Daehler & Baker, 2006; Dransfield *et al.*, 2008; Yeo *et al.* 2014); inclusive en Fiji las semillas fueron dispersadas grandes distancias por aves exóticas que habían sido introducidas recientemente, como *Acridotheres tristis*, *A. fuscus*, *Pycnonotus cafer* y *P. jocosus* (Meyer *et al.*, 2008). En Hawai, aves nativas dispersan las semillas (Staples *et al.*, 2000); en Panamá, son las aves residentes como el tordo *Turdus grayi*, el tucán *Ramphastos sul furatus* y la chacalaca *Ortalis cinereiceps* quienes comen los frutos y dispersan las semillas; al ave *Momotus momota* se le observó inclusive posada en *P.*

macarthurii comiendo frutos, para posteriormente volar al interior del bosque sin haber regurgitado las semillas, con lo cual se infiere la dispersión de esta palma dentro del bosque nativo (Meyer *et al.*, 2008); en Singapur, el ave frugívora *Megalaima lineata hodgsoni* ha sido observada alimentarse de los frutos y las flores de esta palma, dispersando las semillas posteriormente (Lok *et al.*, 2009).

En cuanto a especies que dañan plantas, como plagas, el escarabajo *Metamasius hemipterus sericeus* afecta a *P. macarthurii* en Florida (Tropicos.org). Este escarabajo genera pérdidas económicas del orden de los 190 millones de US dls. en Florida a causa del daño a plantas ornamentales (Weissling & Giblin-Davis, 1998). Varias especies de insectos hemípteros conocidos como “scales” atacan a *P. macarthurii* (PlantFile, 2019d). También es atacada por algunos ácaros, como los del género *Raoiella* en las hojas de *P. macarthurii* en Cuba (Ramos-Lima *et al.*, 2017). En Australia, se ha registrado al ácaro araña *Tetranychus fijiensis* alimentándose de *P. macarthurii*. Estos ácaros infestan un amplio rango de plantas, alimentándose de distintas partes de la planta incluyendo hojas y tallos (Flechtmann & Knihinicki, 2002; PlantFile, 2019d). Los ácaros pueden dispersarse y explotar nuevos sitios para alimentarse de manera muy rápida lo que puede tener severos efectos en la agricultura y horticultura, que llevarían a pérdidas económicas millonarias en ambos países (Flechtmann & Knihinicki, 2002; Ramos-Lima *et al.*, 2017).

En Florida se ha reportado que *P. macarthurii* es hospedero de *Raoiella indica* (Acari: Tenuipalpidae). Este ácaro es una plaga en distintas palmas en países como Egipto, India, Iran, Israel, Mauricio, Oman, Pakistan, Filipinas, Arabia Saudit, Sri Lanka, Sudán, Emiratos Arabes Unidos y probablemente es ampliamente dispersado en regiones tropicales y subtropicales. Ha sido registrado en islas del Caribe, Venezuela; la aparición de este ácaro en Venezuela y el Caribe pone en un riesgo muy serio de infestación en áreas subtropicales de EUA, tropicales del centro y Sudamérica. El ácaro se establece en colonias bajo las hojas del hospedero a lo largo de las nervaduras, alimentándose del contenido celular de las hojas, causando amarillamiento de las hojas y posteriormente necrosis. Se dispersa mediante el transporte de las plantas (Welbourn, 2006).

Se pueden controlar las infestaciones de estos ácaros que parasitan la palma manejando correctamente el agua, evitando levantar el polvo de los caminos, revisando las plantas que se van a transportar, y en un momento dado si es grande el problema, usar acaricidas; sobre todo en viveros se controla por acaricidas puesto que en el campo es difícil el control debido al tamaño de las palmas (Welbourn, 2006; PlantFile, 2019d).

P. macarthurii es afectada por el moho o pseudohongo *Phytophthora nicotianae* causando la pudrición de tallos y hojas de las plantas. En la industria ornamental la mayoría de las palmas son propagadas por semilla, entonces es posible dar un seguimiento a la limpieza de las semillas, y evitar la infección de las plántulas causadas por las especies de *Phytophthora* (Elliott & Uchida, 2004).



a) Brotes florales y flores de *Ptychosperma macarthurii*. Autor: Scott Zona^{CC}.



b) Racimo de frutos de palma macarthur.
Autor: Jason Thien^{CC}.



c) Infrutescencia ramificada y frutos vistosos.
Autor: Bishnu Sarangi^{DP}.

Figura 43. Brotes florales, flores, racimos de frutos, infrutescencias y frutos de *Ptychosperma macarthurii*. (a-c) ^{CC}= Creative commons, ^{DP}= Dominio público.



a) Frutos maduros de *Ptychosperma macarthurii*. Autor: Ming-I Weng, Taiwan^{PA}.



b) Detalle de frutos maduros de la palma macarthur. Autor: Ming-I Weng, Taiwan^{PA}.

Figura 44. Frutos de *Ptychosperma macarthurii*. El color rojo brillante distintivo de esta palma, hace sus frutos atractivos para las aves, dispensoras de las semillas. (a-b)^{PA}= Permiso académico.



a) Hojas pinnadas, tallo cespitoso. Autor: Peter Kirkland – www.plantfile.com^{PA}.



b) Hojas pinnadas. Autor: Scott Zona^{CC}.



c) Detalle de tallos lisos, anillados; crecimiento cespitoso. Autor: Peter Kirkland – www.plantfile.com^{PA}.



d) Tallo con musgo. Autor: Peter Kirkland – www.plantfile.com^{PA}.

Figura 45. Tallos, hojas y corteza de *Ptychosperma macarthurii*. Los varios tallos tienen crecimiento cespitoso. (a-d) ^{CC}= Creative commons, ^{PA}= Permiso académico.



a) Palma juvenil de *P. macarthurii*. Autor: Kenraiz Krzysztof



b) Palma adulta de *P. macarthurii*. Autor: Peter Kirkland – www.plantfile.com^{PA}.

Figura 46. Planta juvenil y adulto de la palma *Ptychosperma macarthurii*. (a-b) ^{cc}= Creative commons, ^{PA}= Permiso académico.



a) *Anolis carolinensis* alimentándose en flor de *P. macarthurii*. Autor: Scott Zona^{CC}.



b) Interacción que incluye *P. macarthurii* con otras palmas. Autor: Daderot^{DP}.



c) *P. macarthurii* como ornamental. Autor: Forest & Kim Starr^{CC}.

Figura 47. Interacciones animal-planta y planta-planta, considerando a la palma macarthur *P. macarthurii*. (a-c) ^{CC}= Creative commons, ^{DP}= Dominio público.

1.3.3 Especies con las que *Ptychosperma macarthurii* puede hibridar

El género *Ptychosperma* se integra por 30 especies descritas (Palmweb, 2019b). Algunos autores han sugerido que la variabilidad morfológica de ejemplares de cultivo y los de poblaciones nativas puede atribuirse a procesos de hibridación entre *P. macarthurii* y otras especies del género; sin embargo, no existen estudios genéticos que soporten esta hipótesis (Dowe, 2007). Los géneros taxonómicos filogenéticamente cercanos corresponden a *Ponapea*, *Drymophloeus* y *Normanbya*, cuya distribución es similar a *Ptychosperma* (Dowe, 2010). Se ha mencionado que *P. bleeseri* presenta hibridación con otras especies de *Ptychosperma* que cultivan juntas, pero no se indica si lo hace con *P. macarthurii* (Shapcott, 1998). No existen especies nativas del género en México, por lo que los procesos de hibridación no son factibles.

1.4 Estatus

Ptychosperma macarthurii es una planta nativa de la región de Australia a Nueva Guinea Occidental e Islas Molucas. Por otro lado, del total de países que la mencionan en documentos en su legislación, es considerada una especie exótica invasora en 2 países (incluye una isla). Las ubicaciones de la planta en México son muy localizadas. Se incluye en el Compendio Global de Malezas (Randall, 2012) y se encuentra en las listas de especies invasoras de EUA como una maleza nociva presente en dos estados (<https://plants.sc.egov.usda.gov/core/profile?symbol=PTMA8>; CABI, 2019d). Se le considera como una maleza, una planta que escapa de cultivos, naturalizada e invasora; se le considera una maleza ambiental; se recomienda cuarentena (Randall, 2012). Esta palma es invasora en sitios cercanos a donde se le haya sembrado con fines ornamentales y comerciales (CABI, 2019d). *P. macarthurii* ha sido introducido y naturalizado en países de regiones tropicales y subtropicales, e inclusive semiáridas, para posteriormente invadir

desde zonas adyacente a las ciudades a áreas dentro de bosques tropicales naturales (Svenning, 2002; Arias *et al.*, 2011; Silva *et al.*, 2015).

En México se tienen reportes de *Ptychosperma macarthurii* en 2 estados del país. Esta especie no está catalogada como invasora en México en el Diario Oficial de la Federación (DOF, 2016).

1.4.1 Distribución nativa

De acuerdo a la información obtenida de todos los registros en publicaciones y otras fuentes, la distribución nativa de *Ptychosperma macarthurii* es Australia y Papúa Nueva Guinea, así como Nueva Guinea Occidental e Islas Molucas (PIER, 2013d; CABI, 2019d; PlantFile, 2019d) (Fig. 48).

1.4.2 Distribución de invasión

Se le ha introducido en Antillas Francesas (Guadalupe), Barbados, Brasil, China, Cuba, Estados Federados de Micronesia, EUA, Filipinas, Fiyi, Guam, Honduras, Hong Kong, India, Isla de Navidad, Islas Cook, Islas Marshall, Malasia, Martinica, Mauricio, Nicaragua, Nueva Caledonia, Nueva Zelanda, Panamá, Polinesia Francesa, Puerto Rico, República Dominicana, Santa Lucía, Seychelles, Singapur, Sri Lanka, Surinam, Taiwán y Venezuela (PIER, 2013d; CABI, 2019d; GBIF, 2019c). En EUA, se encuentra en Florida y Hawai (Daehler & Baker, 2006; Wunderlin & Hansen, 2008; CABI, 2019d) (Fig. 48).

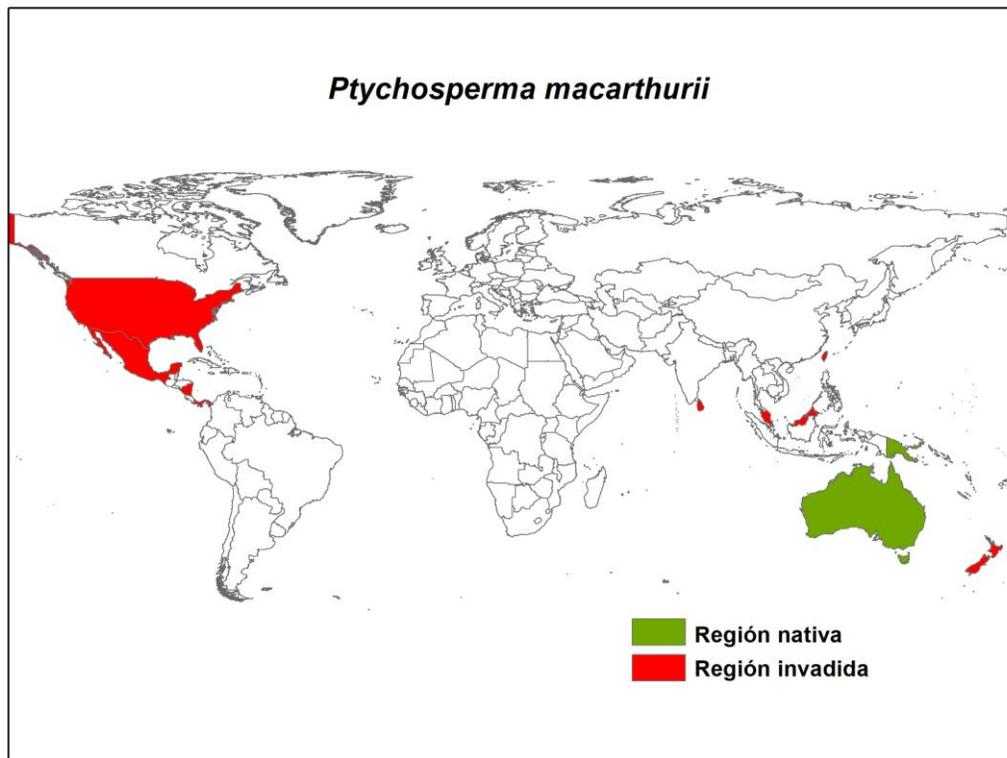


Figura 48. Mapa mostrando la distribución nativa de *Ptychosperma macarthurii*, así como en los países donde se le ha introducido y es exótica, invasora.

1.4.3 Distribución en México

En México, se encuentra en la ciudad de México (Xochimilco) y en Veracruz (dentro de una UMA) (ver base de datos del proyecto) (Fig. 49).

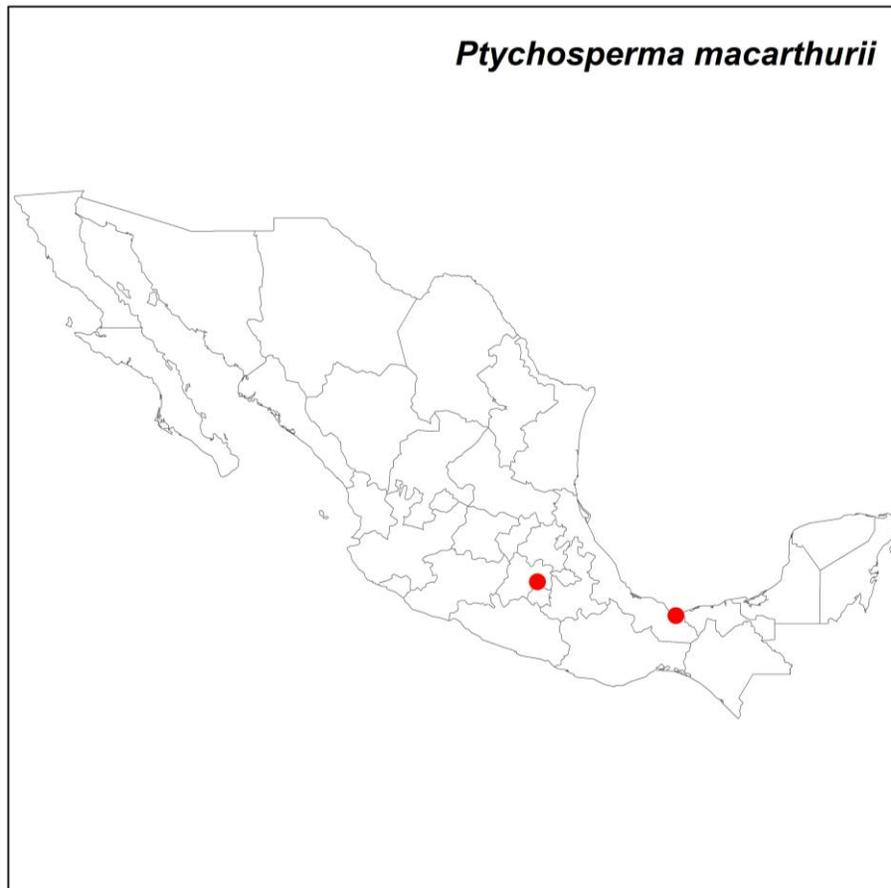


Figura 49. Distribución de *Ptychosperma macarthurii* en México, por estados (conforme a registros de la base de datos del proyecto).

2. Rutas de introducción

P. macarthurii se dispersa por semillas, siendo las aves quienes las dispersan tanto en su rango nativo como en el exótico de invasión. Esta palma se puede reproducir vegetativamente en condiciones de cultivo en viveros (PlantFile, 2019d), por lo que es probable que también esta sea una vía de introducción, a través de partes de la planta (ver Ecología). Sin embargo, como para la mayoría de las especies de palmas, la principal

ruta de introducción y dispersión fuera de su rango nativo es el transporte que realizan los humanos con fines de comercio, sobre todo ornamental (ver Usos y comercialización). Esta especie ha sido comercializada desde 1871 en Europa y en 1891 se había introducido en Singapur. Posteriormente, se ha introducido a distintos países en varios de los cuales se ha naturalizado (ver Estatus).

2.1 Origen e historia de los individuos comercializados

El primer registro de *P. macarthurii* en Europa data de 1877 cuando fue presentada la palma en una exhibición de plantas en Bélgica (Belgique Horticole), nombrándola como palma *Kentia macarthurii*. Es probable que la planta proviniera de Nueva Caledonia. Posteriormente, en 1889 se hizo una breve descripción de la planta mostrando una ilustración de la planta juvenil proveniente de un vivero en Chelsea, Inglaterra, de Veit & Sons. Aparentemente la palma fue nombrada por H. Wendland para Sir William Macarthur que era un horticultor de Australia, quien le proveyó las semillas; la descripción fue inadecuada pero el nombre se mantuvo y pasó a los jardineros alrededor del mundo (Essig, 1978).

Posteriormente, fue registrada por primera vez en Singapur en 1891 y fue hasta recientemente que comenzó a naturalizarse en este país. Se han observado con frecuencia plantas adultas y plántulas de la palma creciendo espontáneamente en zonas de vegetación natural y como maleza en áreas manejadas (Yeo *et al.*, 2014).

Se ha sugerido, aunque sin estudios genéticos, que es probable que algunos reportes de plantas identificadas como *Ptychosperma macarthurii* y que posteriormente han sido cultivadas bajo este nombre, correspondan a híbridos de *Ptychosperma macarthurii* y otras especies de *Ptychosperma*. Consideran que las plantas de estos viveros pueden representar variaciones fenotípicas como respuesta a condiciones culturales o posiblemente una expresión del grado de variación que ocurre naturalmente (Dowe, 2007). Las diferencias que hay entre las plantas de origen salvaje y las cultivadas, son que las poblaciones silvestres se caracterizan por ser pequeñas, tener tallos delgados y los

arreglos de las hojas son irregulares, mientras que la mayoría de las formas hortícolas tienen tallos más gruesos y tienen más hojas. Hay evidencia de que las formas hortícolas tienden a ser más invasivas con poblaciones ferales reportadas en Australia, Singapur, Fiji, Hawai y Panamá (Dowe, 2007).

2.2 Historia de la comercialización en México

No se sabe cuál es el origen de las palmas de *Ptychosperma macarthurii* existentes en México, pero actualmente se comercializa con sus semillas y plantas.

2.3 Usos y comercialización

Ptychosperma macarthurii es altamente usada como una especie ornamental, sobre todo en zonas de invasión, con fines decorativos y para dar sombra, en parques, jardines y entradas de carreteras, tal como ha ocurrido para prácticamente todas las especies de palmas (Essig, 1978; Gilman & Watson, 1993; Dowe, 2007; Arias *et al.*, 2011; PlantFile, 2019d; MNE, s/f). Otros usos han sido más restringidos y de escala local. Se ha intentado darle un uso como alimento a la palma de Macarthur, farmacéutico y como agente microbiano y como antioxidante, pero no se han evaluado los beneficios o impactos. Tiene a su vez una gran facilidad de cultivarse.

También se ha cultivado en Papua Nueva Guinea no solo por su valor ornamental, sino porque su madera es utilizada para hacer arcos, puntas de flechas y lanzas (Plumed & Costa, 2014). En España, los tallos duros y densos se han utilizado para hacer cercas, arcos y lanzas (Barfod *et al.*, 2001).

P. macarthurii se empezó a comercializar a Europa desde 1877, con fines ornamentales y posteriormente se siguió dando ese uso (Essig, 1978; Dowe, 2007; CABI, 2019d). Aparte del comercio ornamental, se le ha intentado dar un uso como alimento, ya que los frutos tienen un buen nivel nutricional con relación al contenido de carbohidratos, carotenoides

y lípidos, aunque aún faltan los análisis de toxicidad para poder comercializar su uso (Silva *et al.*, 2015). Se le ha buscado usos farmacéuticos también por las saponinas y por su actividad antibacterial contra *Pseudomonas aeruginosa*. También se sugiere podría evaluarse como agente microbiano y como antioxidante (Antia *et al.*, 2017).

2.3.1 Análisis económico de la comercialización

No hay un análisis económico formal sobre los costos y las ganancias del comercio de las semillas y plántulas de *P. macarthurii*, pero se les encuentra actualmente a la venta en sitios de internet. Existen varias paginas de internet en las cuales se venden las semillas o las plantas de *Ptychosperma macarthurii*, como *eBay.com* y *rarepalmseed.com* que envían semillas y plantas a todo el mundo.

La compañía Semillas Las Huertas, ubicada en Xochimilco, Ciudad de México vende semillas de *Ptychosperma macarthurii*, haciendo envíos por todo México y el mundo; venden las semillas a través su propia página web y *mercadolibre.com* (Semillas Las Huertas, 2018; *mercadolibre.com*, 2019c). Hay en México paginas de internet que ofrecen un paquete de 10 semillas de palma macarthur por \$137.00 pesos M.N. (*mercadolibre.com*); en Amazon México, se ofrecen semillas y plantas a raíz desnuda; también en *semillaslashuertas.com* se ofrecen semillas con envío a todo el mundo desde México. *Ptychosperma macarthurii* está también disponible para compra en distintos viveros de México, tal como el Vivero Flora en Tampico, Tamaulipas; en el vivero del Jardín Botánico Regional “Roger Orellana” del Centro de Investigación Científica de Yucatán A.C. (CICY, centro CONACyT), se venden ejemplares de *P. macarthurii* (aquí la nombran como “palmera oasis”).

Hay distintos viveros de otros países donde se venden plantas, como el vivero Inmaculada de la República Dominicana, el vivero Tierra Negra en Colombia, el vivero Finca de Palmas y vivero Anones en Puerto Rico, y el vivero Ciudad del Saber en Panamá.

No existe publicado algún análisis económico realizado en México sobre *Ptychosperma macarthurii*, para su comercio y manejo.

2.3.2 Manejo y condiciones de cultivo

P. macarthurii es una de las palmas del género *Ptychosperma* que más se cultiva (Llife.com, 2005). Es una palmera adecuada a las diferentes variaciones de climas tropicales y subtropicales, se le considera una excelente palma de jardín por ser de crecimiento rápido así como resistente y fácil de cultivar, no requiriendo muchos cuidados (Llife.com, 2005). Tiene resistencia a temperaturas de hasta -6°C, pero para un crecimiento adecuado no debe bajar de 5°C. Para su cultivo, requiere de suelos bien drenados, orgánicos, limosos o arenosos, que que no estén húmedos constantemente. Es una palmera muy adaptable a suelos neutros, ácidos y arcillosos y ligeramente alcalinos. Es tolerante a la sequía y al calor; se le da un riego regular durante las estaciones de sequía, debe regarse antes de que el suelo se seque por completo; en interiores y maceta no debe regarse en exceso ya que puede contraer hongos (como *Phytophthora*). No tolera la salinidad. En cuanto a la luz en condiciones de cultivo, las plantas adultas de más de 5 años de edad pueden tolerar la luz solar directa, pero las plantas juveniles necesitan de protección de la luz directa, creciendo mejor en lugares con sombra parcial. Necesita alta humedad atmosférica. Preferentemente se debe mantener alejada de vientos secos y fríos (Llife.com, 2005).

Es resistente a pestes pero requiere fertilización constante, incluyendo micro-nutrientes y elementos traza para evitar la deficiencia de potasio. Se le debe de dar tratamiento para la protección contra ácaros e insectos (Llife.com, 2005).

Se propaga por semillas que germinan entre 1 a 3 meses; la tasa y velocidad de germinación mejora escarificando e inhibiendo las semillas por 3 días, pero también se puede propagar por la división de plántulas que crecen de la planta madre (PlantFile, 2019d).

Al igual que en otras especies de palmeras, las semillas deben sembrarse lo antes posible después de la recolección, ya que el periodo de viabilidad es corto, al provenir de frutos maduros. Se debe aplicar un fungicida en polvo, para prevenir el ataque de los hongos (PlantFile, 2019d).

3. Potencial de establecimiento y colonización

3.1 Potencial de colonización

La propagación de *P. macarthurii* es por semillas, por lo que para colonizar deben ser transportadas a sitios donde puedan desarrollarse. Las semillas tienen un tiempo de germinación entre 2 a 3 meses (Kerrigan *et al.*, 2006; PlantFile, 2019d). Por lo anterior, parece que las semillas son de corta vida, menos de un año, por lo que es poco probable que sus poblaciones formen un banco de semillas en el suelo. Aunque sus tasas de germinación de semillas pueden ser relativamente altas (arriba del 65% en promedio; Sento, 1971), es una palma cuyo periodo de viabilidad es corto (PlantFile, 2019d). Cada fruto produce una sola semilla (Essig, 1973). No se tienen datos de la cantidad de semillas que se producen por cada planta, pero de acuerdo a nuestras estimaciones basadas en el número de flores por inflorescencia, cada palma podría producir por cada temporada reproductiva entre 3,264 a 5,576 frutos, o sea de semillas también (ver Biología).

Las semillas y plántulas requieren para su establecimiento de áreas con una alta humedad en distintos tipos de suelo, bien drenados. Se presenta en una variedad de climas, con temperaturas cálidas, que tengan pocos días al año con temperaturas frías; ocurre desde el nivel del mar a un promedio de 500 msnm; crece en un amplio rango de condiciones de luz, desde áreas abiertas con disturbio hasta las altamente sombreadas en el sotobosque; no soportan las sequías ni la exposición continua al sol (ver Ecología).

3.2 Potencial de dispersión

Son las actividades del humano las que han promovido la amplia dispersión de *Ptychosperma macarthurii* en una gran cantidad de países (ver Estatus). Es una especie altamente apreciada por su valor ornamental, habiéndose cultivado con fines decorativos, siendo la especie de *Ptychosperma* más cultivada (Llife.com, 2005).

La palma de MacArthur es dispersada por aves frugívoras en su rango nativo y en el de invasión (Staples *et al.*, 2000; Daehler & Baker, 2006; Dransfield *et al.*, 2008; Meyer *et al.*, 2008; Lok *et al.*, 2009; Yeo *et al.*, 2014; ver Ecología).

3.3 Factores que favorecen su establecimiento y dispersión

Entre los factores que favorecen el establecimiento de *P. macarthurii* se encuentran la tolerancia que tiene a una variedad de climas, con temperaturas cálidas, con pocos días al año con temperaturas frías; tolera un amplio rango de condiciones de luz, inclusive las altamente sombreadas, y crece en una diversidad de tipos de suelo. Puede establecerse en áreas boscosas alteradas y naturales, y en en áreas urbanas (ver Ecología). Tiene una prolífica producción de semillas con una viabilidad alta (ver Biología).

Entre los factores que favorecen su dispersión, los humanos son los principales dispersores, incrementando su dispersión por el alto aprecio ornamental y las altas ventas en viveros y en internet. Las aves también dispersan sus semillas a distintos ambientes (ver Ecología).

4. Evidencias de impactos

4.1 Impactos a la salud

La única evidencia de impactos de *P. macarthurii* sobre la salud humana es que se ha encontrado que su fruto contiene cristales de oxalato cálcico monohidrato, con una forma de aguja, cristales que pueden ser altamente irritantes si se ingiere el fruto o si el jugo entra en contacto con la piel; esto puede generar un problema en zonas donde la planta se encuentre en ciudades o escapada porque los animales o gente que sean atraídos por la planta podrían sufrir de estas irritaciones (Hodel, 2009). No se han detectado ni reportado otros impactos a la salud.

4.2 Impactos ambientales y a la biodiversidad

Debido a que es una especie tolerante a una gran variedad de condiciones ambientales, puede ser una planta que desplace a otras especies de plantas. Por ejemplo, siendo tolerante a la sombra, se ha encontrado que debajo de las plantas maduras en bosques húmedos de Hawái las plántulas de *P. macarthurii* ocurren a altas densidades (Daehler & Baker, 2006) pudiendo impedir el establecimiento de otras especies de plantas nativas. La palma real es considerada como una amenaza para el bosque estacional semi-perenne por procesos de desplazamiento de otras especies de plantas (Krauss, 2010). En Panamá se han encontrado abundantes plántulas, juveniles y adultos en un bosque donde se le puede encontrar como planta dominante en el sotobosque, por lo que al ser su dispersión dentro del bosque alta afecta a la vegetación nativa (Svenning, 2002).

En Florida se ha reportado que *P. macarthurii* es hospedero de *Raoiella indica* (Acari: Tenuipalpidae). Este ácaro es una peste en distintas palmas en países y su aparición en Venezuela y el Caribe pone en un riesgo muy serio de infestación áreas subtropicales de EUA, tropicales del centro y Sudamérica (Welbourn, 2006).

4.3 Impactos a actividades productivas

En Australia, se ha registrado al ácaro araña *Tetranychus fijiensis* alimentándose de *P. macarthurii*, siendo una planta hospedera de este ácaro, el cual infesta un amplio rango de plantas (Flechtmann & Knihinicki, 2002; PlantFile, 2019d). Estos ácaros pueden dispersarse y explotar nuevos sitios para alimentarse de manera muy rápida lo que puede tener severos efectos en la agricultura y horticultura, que llevarían a pérdidas económicas millonarias en ambos países (Flechtmann & Knihinicki, 2002; Ramos-Lima *et al.*, 2017).

4.4 Impactos económicos

No existe información de valoraciones de los impactos en costos para remediación, control y erradicación de *P. macarthurii*. Tampoco hay valoraciones sobre los costos de pérdidas económicas causadas por el costo ambiental debido a la invasión de zonas que pueden disminuir su productividad por desplazamiento de especies nativas. No hay un tampoco un análisis económico realizado en México sobre *Roystonea oleracea*, para su manejo.

5. Control y mitigación

Se han aplicado algunos métodos para el control de malezas asociadas al cultivo de palmas y cícdas; entre estos métodos han considerado el manejo con mano de obra humana, manual, pero sus evaluaciones mostraron que era costoso por lo que implica el cultivo de las palmas, la producción de la planta y el manejo, con la idea del comercio de tener una rápida ganancia económica (Stamps *et al.*, 2007). Por ello, sobre todo en Florida, probaron el uso de herbicidas contra las malezas pero también evaluando los efectos de estos herbicidas en *P. macarthurii*. Encontraron que *Ptychosperma macarthurii* fue tolerante a herbicidas pre-emergencia como PrePair (Flucarbazone-sodium) y Ronstar (Oxadiazón: 5-tert-butyl-3-(2,4-dicloro-5-isopro-poxiphenil)-1,3,4-oxadiazol-2(3H)-one) (Stamps *et al.*, 2007).

Por otro lado, se utilizaron herbicidas en plántulas de distintas especies de palmas, entre ellas *P. macarthurii* con el fin de encontrar herbicidas que no dañaran a la planta y sí a las malezas. Se le aplicaron los herbicidas oxadiazon, oxyfluorfen + oryzalin y oxyfluorfen + pendimethalin, en dosis 0, 1, 2 y 4 veces la dosis recomendada. Se encontró que el herbicida oxadiazon no causó daño a las plántulas al aplicar dosis de dos veces la recomendada; los otros dos herbicidas mostraron daño solo a las hojas de las plántulas (Doseiman & Broschat, 1986). Aplicaron también el glifosato en aerosol en las hojas de las

palmas, observando entre los efectos deformidad en las hojas, las cuales posteriormente crecieron de manera normal (Doseman & Broschat, 1986).

Las plántulas de la palma real pueden verse inhibidas en su establecimiento de acuerdo a la profundidad de la hojarasca por lo que el uso de la cantidad de hojarasca parece ser uno de los componentes clave para controlar el establecimiento de las plántulas de *P. macarthurii* (Yeo *et al.*, 2014).

6. Normatividad

A continuación, se resume la información de documentos en los países donde es considerada prohibida, exótica o invasora, así como las leyes, normas y regulaciones emitidas en los diferentes países con respecto a la exclusión, prohibición, restricción o autorizaciones para la introducción, de *Ptychosperma macarthurii*. Las localidades para hacer la búsqueda se obtuvieron de CABI, GRIIS, PIER, Convention of Biological Diversity y también se consultaron otras fuentes, además de nuestra base de datos de este reporte.

CABI. 2018. *Ptychosperma macarthurii* [original text by Julissa Rojas-Sandoval, Department of Botany-Smithsonian NMNH, Washington DC, USA, Pedro Acevedo-Rodríguez, Department of Botany-Smithsonian NMNH, Washington DC, USA]. In: Invasive Species Compendium. Wallingford, UK: CAB International.

<https://www.cabi.org/ISC/datasheet/45714>

GRIIS: Global register of introduced and invasive species.

<http://www.griis.org/search3.php>

Pacific Island Ecosystems at Risk project (PIER)

http://www.hear.org/pier/species/ptychosperma_macarthurii.htm

Se presenta la normatividad nacional y posteriormente la internacional para esta especie de planta, *Ptychosperma macarthurii*.

6.1 Legislación Mexicana

No existe actualmente en México alguna ley que regule o controle la presencia de *Ptychosperma macarthurii*.

6.2 Legislación Internacional

Se hizo primeramente una búsqueda sobre los rangos de distribución y estatus de la planta, mismos que se presentan en los apartados respectivos.

Además de hacer las búsquedas normales en las páginas gubernamentales de cada país también se realizaron búsquedas en Google de diferentes maneras, manejando diferentes formas de búsqueda como por ejemplo: list of alien plants of África, quarantine species of África, list pest of África, list weeds of África, list invasive plants of África.

Países donde es considerada prohibida, exótica introducida o invasora

Cuba

Considerada como potencialmente invasora, indicando que la especie ya está naturalizada y muestra una tendencia a proliferar en alguna localidad del territorio nacional; información en el documento: Lista nacional de plantas invasoras de Cuba-2015, Programa Diversidad Biológica - CITMA/AMA.

No se encontró legislación gubernamental.

Oviedo Prieto, R., & González-Oliva, L. (2015). Lista nacional de plantas invasoras y potencialmente invasoras en la República de Cuba-2015. Bissea, 9, 1-88.

<http://repositorio.geotech.cu/jspui/bitstream/1234/520/3/Lista%20nacional%20de%20especies%20de%20plantas%20invasoras%20y%20potencialmente%20invasoras%20en%20la%20Rep%C3%ABblica%20de%20Cuba%20-%202011.pdf>

Hawaii

Considerada como invasora o potencialmente invasora en Hawaii, por Pacific Island Ecosystems at Risk project (PIER).

http://www.hear.org/pier/species/ptychosperma_macarthurii.htm

Polinesia Francesa

Considerada como prohibida en cualquiera de sus formas (Arrêtés n°1196/CM du 23 septembre 2002, n° 664/CM du 03 juin 2003, n°432/CM du 12 mars 2004 ; n°276/CM du 23 mai 2005, n°1663 CM du 06 décembre 2007 et n° 1946/CM du 26 décembre 2008, et n° 106 du 20 decembre 2012, n° 338 du 2013). Végétaux, Produits Végétaux et autres Produits susceptibles de véhiculer des Organismes Nuisibles dont l'Importation est interdite sur le Territoire de la Polynésie Française (sous toutes formes). The Plant Book (2002) D.J. Maberley.

[https://www.ippc.int/static/media/files/publications/fr/2013/04/23/1198879265515_Annexe II consolide apres 1663 06 12 2007.pdf](https://www.ippc.int/static/media/files/publications/fr/2013/04/23/1198879265515_Annexe%20II%20consolide%20apres%201663%2006%2012%202007.pdf)

Considerada como introducida en Tahiti Island, Polinesia Francesa por Pacific Island Ecosystems at Risk project (PIER).

http://www.hear.org/pier/locations/pacific/french_polynesia/specieslist.htm

7. Resultados del análisis de riesgo de *Ptychosperma macarthurii*

A continuación, se presenta la justificación y las referencias consideradas para cada pregunta dentro del análisis de riesgo WRA (Weed Risk Assessment; Pheloung, 1995; Pheloung *et al.* 1999) con las modificaciones para las condiciones en México basado en Gordon *et al.* (2010) para *Ptychosperma macarthurii* (ver Apéndice 1):

Historia/Biogeografía

1. Domesticación/Cultivo

1.01. ¿Es una especie domesticada?

R= No (0). No ha sido domesticada, *Ptychosperma macarthurii* se ha comercializado fundamentalmente con fines ornamentales en su región nativa y de invasión; también como sombra, en parques, jardines y entradas de carreteras (ver Usos y comercialización).

2. Clima y Distribución

2.01. Especie adecuada a climas en México

R= Sí (2). Alta, de acuerdo a los registros en la base de datos, los dos tipos de climas donde *P. macarthurii* crece actualmente en México son climas del tipo tropical monzónico y templado con invierno seco. La modelación y al análisis de similitud climática realizados muestran que, al modelar con los climas de la región nativa, la adecuación es baja, siendo adecuado solo para algunas regiones en Veracruz, Tabasco y parte de Campeche, así como muy local en Sinaloa (Anexo 2, cuadros 1, 2). De acuerdo a las modelación que realizamos con los climas de la región invadida, el riesgo de invasión por similitud climática es alto en la mayor parte del país. *P. macarthurii* ocurre en sitios con una variedad de climas, sobre todo tropicales, pero ha invadido en climas templados y semiáridos (ver Ecología).

2.02. Calidad de la similitud climática

R= Sí (2). Alta, basado en el alto número de registros de distribución nativa e introducida de *P. macarthurii*, la distribución de la planta presenta una alta coincidencia con climas de México (ver modelos de similitud climática, Fig. 50, Apéndice 2).

2.03. Especie adaptable a un rango ambiental muy amplio

R= Sí (1). *P. macarthurii* tiene tolerancias climáticas amplias sobre todo en ambientes tropicales húmedos pero también en templados y semiáridos; ocurre en bosques diversos, zonas costeras con inundaciones periódicas, y manglares principalmente de zonas tropicales (Essig, 1978; Dowe, 2007; Dransfield *et al.*, 2008; Plumed & Costa, 2014; CABI, 2019d; Department of Environment, 2019) (ver Ecología).

En México, *P. macarthurii* crece en dos tipos de climas (ver 2.01, Fig. 49). Analizando los registros que obtuvimos de su área nativa y sobreponiéndolos al mapa de climas del mundo (World Maps of Koppen-Geiger Climate Classification; <http://koeppen-geiger.vu-wien.ac.at/>), a *P. macarthurii* se le encuentra en climas del tipo tropical seco o de sabana con invierno seco, ecuatorial o tropical húmedo, subtropical sin estación seca (verano cálido), tropical monzónico. De acuerdo a los registros del área invadida, los climas van del tipo ecuatorial o tropical húmedo, subtropical sin estación seca con verano cálido, templado con invierno seco, tropical monzónico (Tabla I, en Apéndice 2). La especie tiene un grado intermedio de versatilidad ambiental.

2.04. Nativo o naturalizada en hábitats con periodos extensivos de sequía

R= No (0). Las plantas adultas de *P. macarthurii* pueden resistir periodos cortos de sequía. En México, de acuerdo a los registros de la base de datos, las palmas no se han presentado en regiones con sequías prolongadas (de acuerdo a datos del SMN; Apéndice 3).

2.05. Hay evidencia de introducciones repetidas fuera de su rango de distribución natural?

R= Sí. *P. macarthurii* fue por ejemplo introducida en Europa de Nueva Caledonia en 1877, Bélgica. En 1889 se introdujo a un vivero en Inglaterra (Essig, 1978). Posteriormente, fue registrada por primera vez en Singapur en 1891 (Yeo *et al.*, 2014). Hay actualmente alrededor de 15 países o islas donde se ha introducido (base de datos; Fig. 50).

3. Maleza en cualquier sitio

3.01. Naturalizado fuera de su rango nativo de distribución

R= Sí (2). *P. macarthurii* es considerada como una maleza, naturalizada e invasora (Randall, 2012). En México se le ha registrado en dos estados; se ha naturalizado en Florida, Hawai, Singapur, Panamá, islas del Pacífico, islas del Caribe e Isla Navidad, Islas Guadalupe, Martinica, Fiji, Barbados, Antillas Menores (Meyer *et al.*, 2008) (ver Estatus y base de datos del proyecto).

3.02. Maleza de jardines o de espacios de uso público urbano

R= No (0). No se le considera maleza de estos ambientes, a pesar de que se establece en lotes vacíos en áreas urbanas (Meyer *et al.*, 2008).

3.03. Maleza agrícola, hortícola o forestal

R= Sí (4). *P. macarthurii* se puede plantar como árbol de sombra, de donde puede escapar hacia los cultivos aledaños. Se le considera como una maleza, una planta que escapa de cultivos y se recomienda cuarentena (Randall, 2012).

3.04. Maleza ambiental (campo)

R= Sí (4). Se le considera una maleza ambiental con efectos en ecosistemas nativos (Randall, 2012). Esta palma es considerada como una amenaza para el bosque estacional semi-perenne por procesos de desplazamiento de otras especies de plantas (Svenning, 2002; Krauss, 2010) (ver Ecología e Impactos ambientales y a la biodiversidad).

3.05. Relación filogenética cercana con especies de malezas

R= No (0). No se han encontrado reportes.

Biología/Ecología

4. Rasgos indeseables

4.01. Produce espinas, o estructuras ganchudas

R= No (0). No presentan estas estructuras (ver apartado de Descripción de la especie).

4.02. Alelopática

R= No (0). No existen en la literatura artículos que indiquen que se presenta esta actividad en *P. macarthurii*.

4.03. Parásita

R= No (0). No hay reportes de que *P. macarthurii* sea parásita. Es una palma de crecimiento arbóreo (ver apartado de Descripción de la especie).

4.04. No adecuado para animales de pastoreo

R= No (-1). No hay registros. No se indica si se encuentra en sitios de pastoreo extensivo.

4.05. Tóxica a animales

R= No (0). No hay registros sobre toxicidad de la palma macarthur para los animales; sus frutos son consumidos por las aves y no hay indicios de toxicidad (Daehler & Baker, 2006; Meyer *et al.*, 2008).

4.06. Hospedero de plagas o patógenos reconocidos

R= Sí (1). En Australia, se ha registrado al ácaro araña *Tetranychus fijiensis* alimentándose de *P. macarthurii*. Estos ácaros infestan un amplio rango de plantas (Flechtmann & Knihinicki, 2002; PlantFile, 2019d) y pueden dispersarse y explotar nuevos sitios para alimentarse de manera muy rápida, lo que puede tener severos efectos en la agricultura y horticultura, provocando pérdidas económicas millonarias en estos países (Flechtmann & Knihinicki, 2002; Ramos-Lima *et al.*, 2017). *P. macarthurii* es atacada por ácaros del género *Raoiella* en Cuba (Ramos-Lima *et al.*, 2017); en Florida se ha reportado que la palma macarthur es hospedero del ácaro *Raoiella indica*, que es considerado una plaga para distintas especies de palmas y se ha reportado en varios países (Welbourn, 2006) (ver Ecología).

4.07. Causa alergias o es tóxico para los humanos

R= Se desconoce. No hay reportes, pero su fruto contiene cristales de oxalato cálcico monohidrato que podrían ser altamente irritantes si se ingiere el fruto o si el jugo entra en contacto con la piel (Hodel, 2009) (ver Impactos a la salud).

4.08. Crea un riesgo de incendio en sistemas naturales

R= No (0). No hay reportes.

4.09. Es una planta tolerante a la sombra en alguna fase de su ciclo de vida

R= Sí (1). *P. macarthurii* crece en áreas altamente sombreadas en el sotobosque. Es una especie que de preferencia crece en zonas con un alto porcentaje de sombra (Gutiérrez & Jiménez, 2007) y que puede ser tolerante a la sombra total (Gilman & Watson, 1993b) (ver Ecología).

4.10 Crece en suelos de México

R= Sí (1). De acuerdo a los registros en nuestra base de datos (que son 2), *P. macarthurii* crece en México en suelos del tipo gleysol mólico y feozem háplico (Apéndice 4).

4.11. Hábito trepador

R= No (0). *P. macarthurii* es una palma con porte arbóreo (ver apartado de Descripción).

4.12. Crecimiento cerrado o denso

R= Sí (1). En Panamá, se contabilizan abundantes plántulas, juveniles y adultos en el bosque adyacente e inclusive se le encuentra como planta dominante en el sotobosque (Svenning, 2002; Daehler & Baker, 2006) (ver Ecología).

5. Tipo de planta

5.01. Acuática

R= No (0). Es una palma terrestre. Ver apartado de Descripción.

5.02. Pastos (Poaceae)

R= No (0). Es una planta arbórea. Ver apartado de Descripción.

5.03. Plantas fijadoras de Nitrógeno

R= No (0). Ver apartado de Descripción y Biología e Historia Natural.

5.04. Geófitas

R= No (0). Ver apartado de Descripción.

6. Reproducción

6.01. Evidencia de bajo éxito reproductivo en su lugar de origen

R= No (0). No hay reporte de estas evidencias (ver apartado de Biología e historia natural).

6.02. Produce semillas viables

R= Sí (1). Las semillas de *P. macarthurii* tienen un tiempo de germinación de entre dos a tres meses (Kerrigan *et al.*, 2006; PlantFile, 2019d). Sus tasas de germinación pueden ser arriba del 65% en promedio (Sento, 1971) (ver apartado de Biología e historia natural).

6.03. Hibrida de manera natural

R= No (-1). No hay datos claros. Se ha reportado que en algunos cultivos hay plantas clasificadas como *P. macarthurii* y que en realidad son híbridos entre *P. macarthurii* y otras especies del género *Ptychosperma*; sin embargo, no se ha comprobado que sea así (Dowe, 2007) (ver Especies con las que *Ptychosperma macarthurii* puede hibridar).

6.04. Autofecundación

R= Sí (1). Es una planta monoica, en que las flores son unisexuales, dispuestas en triadas, es decir flor macho, hembra, macho, que se pueden autofecundar (ver Descripción; PlantFile, 2019d).

6.05. Requiere de polinizadores especialistas

R= No (0). No se reportan polinizadores especialistas. Es polinizada por varias especies de abejas y moscas (Essig, 1973; Silberbauer-Gottsberger, 1989; PlantFile, 2019d).

6.06. Reproducción vegetativa

R= Sí (1). *P. macarthurii* se puede reproducir vegetativamente en viveros (PlantFile, 2019).

6.07. Tiempo generacional mínimo

R= (-1) Las palmas *P. macarthurii* incrementan su vigor y maduran a los 2-3 años de edad (CABI 2019e). Por lo anterior, se considera que la floración podría iniciar en el área de invasión después del tercer año de vida.

7. Mecanismos de dispersión

7.01. Los propágulos probablemente puedan ser dispersados no intencionalmente

R= No (-1). No existe evidencia de que esto ocurra (ver apartado Rutas de introducción).

7.02. Los propágulos se dispersan intencionalmente por el humano

R= Sí (1). *P. macarthurii* se ha cultivado con fines comerciales, ornamentales básicamente, aunque también se ha utilizado para dar sombra en parques, jardines y entradas de carretera, por lo que el transporte por el humano es el principal factor para la dispersión de la planta, incluido en México (ver apartados de Rutas de introducción y Usos y comercialización).

7.03. Los propágulos pueden ser dispersados como contaminantes de productos

R= No (-1). No existe evidencia.

7.04. Propágulos adaptados a dispersarse por el viento

R= No (-1). No existe evidencia de estructuras que les permitan ser dispersados por el viento (ver Rutas de introducción).

7.05. Propágulos con capacidad de flotación exclusivamente en ambientes terrestres

R= No (-1). No existe evidencia.

7.06. Propágulos dispersados por aves

R= Sí (1). La palma macarthur es dispersada por aves frugívoras en su rango nativo y en el de invasión (Staples *et al.*, 2000; Daehler & Baker, 2006; Dransfield *et al.*, 2008; Meyer *et al.*, 2008; Lok *et al.*, 2009; Yeo *et al.*, 2014).

7.07. Propágulos dispersados por animales (de manera externa)

R= No (-1). No hay evidencias.

7.08. Propágulos dispersados por animales (de manera interna)

R= Sí (1). Las aves comen los frutos que contienen las semillas, las cuales pasan por el tracto digestivo (ver 7.06 y Biología).

8. Atributos de persistencia

8.01. Producción de semillas prolífica

R= Sí (1). *P. macarthurii* tiene una alta producción de semillas, cada palma podría producir por cada temporada reproductiva entre 3,264 a 5,576 semillas (ver Biología).

8.02. Evidencia de que un banco de propágulos (semillas) es formado (>1 año)

R= No (-1). Las semillas son de corta vida, de menos de un año (2-3 meses), por lo que no parece que sus poblaciones formen un banco de semillas en el suelo (Kerrigan *et al.*, 2006; PlantFile, 2019d) (ver apartado de Biología e historia natural).

8.03. Es controlado por herbicidas

R= Se desconoce. Aunque en un estudio encontraron que *P. macarthurii* fue tolerante a herbicidas pre-emergencia como PrePair (Flucarbazone-sodium) y Ronstar (Oxadiazón: 5-tert-butyl-3-(2,4-dicloro-5-isopropoxifenil)-1,3,4-oxadiazol-2(3H)-one) (Stamps *et al.* 2007), no se probaron otros herbicidas porque en esas zonas querían controlar otras malezas, a la vez que se tenía que dejar sin daño a *P. macarthurii* por su valor estético.

8.04. Es tolerante o se beneficia de mutilación, corte, cultivo o fuego

R= No (-1). No hay evidencias.

En México, *P. macarthurii* tolera suelos degradados (SEMARNAT 2004; CONABIO 2012; Apéndice 4):

Suelos con degradación física por pérdida de la función productiva:

- Por urbanización con degradación extrema: Xochimilco, Ciudad de México.

8.05. Enemigos naturales efectivos en México

R= No (1). No hay evidencia para México.

8. Riesgo de invasión de *Ptychosperma macarthurii* en función de la similitud climática

Ptychosperma macarthurii presenta un elevado riesgo de invasión considerando la similitud climática que hay entre México y los climas de la región nativa, la adecuación es baja, y en particular para algunas regiones en Veracruz, Tabasco y poco de Campeche, así como muy local en Sinaloa (Anexo 2, cuadros 1, 2) (Fig. 50a). Al considerar los climas de la región de invasión puede verse un alto riesgo en la mayor parte del país, excepto en la península de Baja California y las zonas áridas de Chihuahua, Durango, Coahuila, Nuevo León y hacia el centro del país (Fig. 50b). Para Norteamérica el riesgo es prácticamente nulo, excepto para Florida y una pequeña parte de Texas; para Centroamérica el riesgo es muy alto (Fig. 50c).

Si comparamos los mapas de climas generados a partir de los mapas climáticos mundiales, se puede observar que hay una mayor versatilidad de climas en las áreas invadidas comparado con la distribución nativa (Apéndice 2). Asimismo, se denota la variedad de climas que son adecuados para su establecimiento en México (Apéndice 2).

Ptychosperma macarthurii

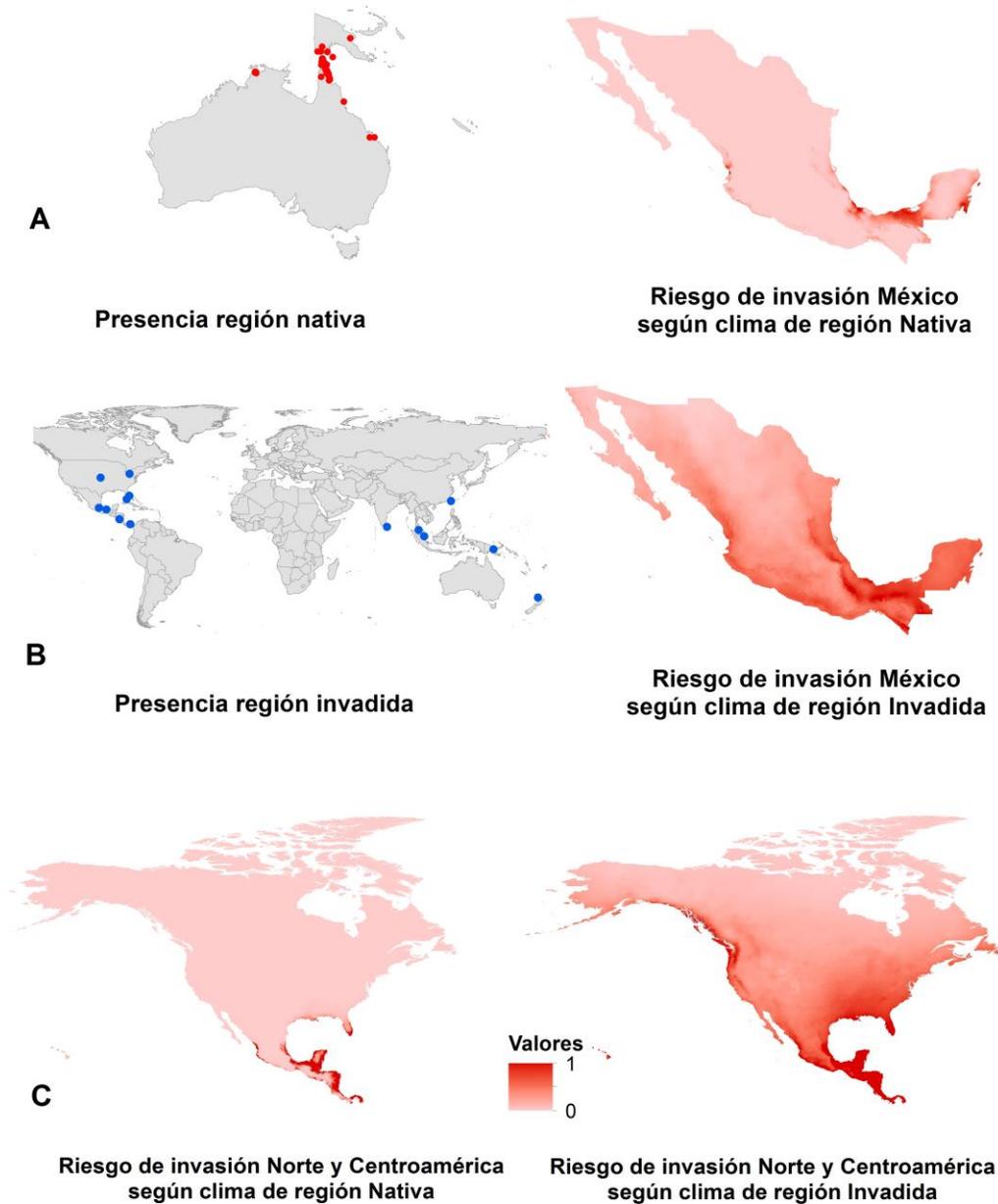


Figura 50. Modelos de Maxent para *Ptychosperma macarthurii* calibrados en su región nativa (A) y de invasión (B) y proyectados a Norte y Centroamérica (C); notar el riesgo para México dentro de esta región;. Los mapas de distribución geográfica potencial de la derecha indican las áreas con condiciones climáticas y topográficas adecuadas para el establecimiento de *Ptychosperma macarthurii*. Los puntos rojos y azules representan la presencia de la especie en la región nativa e invadida respectivamente.

9. Resultado del Análisis de riesgo de *Ptychosperma macarthurii*

De acuerdo a los valores mostrados en el Apéndice 1 que se obtienen de las respuestas justificadas para la especie, el puntaje WRA (Weed Risk Assessment, con las modificaciones para las condiciones en México basado en Gordon *et al.* (2010) para *Ptychosperma macarthurii* fue de **17**. Debido a que el puntaje es mayor que 6 (ver Anexo 1 sobre estos valores), el taxón debe ser **Rechazado**.

10. Conclusión

El valor máximo del puntaje que puede tener una especie de planta para no ser rechazada para su introducción en un país considerando el WRA es igual a 6, por lo que la recomendación es que *Ptychosperma macarthurii* debe ser **rechazada**. Esta especie debe de ser considerada como una especie invasora (maleza) de alto riesgo, por lo que no se debe de comercializar ni permitir su introducción al país bajo ningún concepto. Asimismo, debe de ser una especie para la que se establezca un plan de control y erradicación. De acuerdo al riesgo de invasión obtenido por la modelación en función de la similitud climática entre México y la región invadida, se denota un elevado riesgo en prácticamente todo el país, con un relativo menor riesgo en la península de Baja California y las zonas áridas del norte.

Roystonea oleracea

1. Introducción

Roystonea oleracea es una palma originaria de la región de las Antillas menores, el norte de Sudamérica y Guatemala (CABI, 2019e; Palmweb, 2019c), que alcanza los 40 m de altura y tiene hasta 66 cm de diámetro (Palmweb, 2019c). Su uso principal es el ornamental, pero también se usa la madera para construcción, inclusive para fabricación de lanzas, arcos e instrumentos musicales por indígenas; algunas partes las usan como alimento. Se ha cultivado ampliamente con propósitos ornamentales desde los 1500s (CABI, 2019e). Se ha plantado en avenidas y para adornar entradas de las casas y edificios públicos (CABI 2019e). Se ha naturalizado en algunos países e islas. Esta palma es invasora en humedales o cercano a ellos, y cerca de sitios donde se le haya sembrado con fines ornamentales. Su hábitat típico son suelos anegados o permanentemente saturados de agua. Se encuentran desde el nivel del mar hasta aproximadamente 800 metros de elevación. Por otro lado, del total de países que la mencionan en documentos en su legislación, es considerada una especie exótica invasora en 2 países. En México se presenta en 3 estados. Se incluye en el Compendio Global de Malezas (Randall, 2012) y se encuentra en las listas de especies invasoras de EUA como una maleza nociva presente en un estado así como en algunas islas bajo su control. Se le considera como una planta que escapa de cultivos, naturalizada e invasora (Randall, 2012; USDA NRCS, 2019d). Prácticamente no se ha estudiado en México, a pesar de comercializarse intensamente en mercado libre por internet.

1.1 Taxonomía

***Roystonea oleracea* (Jacq.) O. F. Cook**

Reino: Plantae

División: Magnoliophyta

Clase: Equisetopsida C. Agardh

Subclase: Magnoliidae Novák ex Takht.

Superorden: Lilianae Takht.

Orden: Arecales Bromhead

Familia: Arecaceae Bercht. & J. Presl

Género: *Roystonea* O. F. Cook

Especie: *Roystonea oleracea* (Jacq.) O. F. Cook

1.1.1 Sinónimos

Areca oleracea Jacq.

Gorgasia oleracea (Jacq.) O. F. Cook

Kentia oleraceae (Jacq.) Seem. ex H. Wendl.

Oreodoxa oleracea (Jacq.) Mart.

1.1.2 Nombres comunes

Español: Palma real, palmera imperial, chaguaramo, palmiste, mapora (Zona, 1996; Marmolejo *et al.*, 2008; Enciclovida, 2019b; Naturalista, 2019b).

Inglés: Caribbean royal palm, cabbage-palm, Carrib's palm, imperial palm, royal palm, South American royal palm, Venezuelan royal palm, West Indian's cabbage palm, West Indies royal palm (Zona, 1996; CABI, 2019e).

1.2 Descripción

Roystonea oleracea es una palma monocotiledónea de porte arbóreo, perenne, que se propaga mediante semillas (CABI, 2019e). Presenta un tronco (estípite) solitario erecto y cilíndrico, con una altura de hasta 40 m y diámetro de 45 a 66 cm. Es la especie más alta del género. El color del tronco es gris claro, con apariencia similar a la de una columna de mármol (Henderson *et al.*, 1995; Zona, 1996; Plant File, 2019e). A lo largo del tronco se presentan anillos que son vestigios de hojas caídas, se forman cuando las hojas caen (Hoyos, 1985; Naturalista, 2019b). Las hojas son anchas y se localizan en la corona en la parte superior del tallo (Palmpedia, 2017), son compuestas, pinnadas y alternas, crecen en forma de espiral, en número de 16 a 22, las inferiores en posición horizontal o por arriba del horizonte; se agrupan a manera de corona al final del tronco, son curvadas y de color verde oscuro en el haz, el envés presenta una tonalidad ligeramente plateadas; su hoja es curvada, aunque generalmente no cuelgan por debajo de la horizontal; el raquis de las hojas mide de 2 a 4 m de largo; peciolo 60-100 cm de longitud, raquis 4-4.6 m de largo; los segmentos intermedios 65-94 cm de longitud y 3-4.9 cm de ancho (Henderson *et al.*, 1995; Zona, 1996). Los foliolos que pueden tener un número de hasta 200, se agrupan en dos hileras y llegan a medir de 80 a 100 cm de largo por 3 a 4 cm de ancho, generalmente se encuentran curvados hacia abajo. El capitel (funda o vaina en el ápice del estípite), puede llegar a medir hasta 2 m (Zona, 1996). Los peciolo son robustos y miden aproximadamente 76 cm de longitud y son gruesos (Hoyos, 1985; Zona, 1996, 1997, 2000d; Tropicos, 2019e; Naturalista, 2019b).

La inflorescencia tiene hasta 1.4 m de longitud, 0.7 m de ancho; prófilas de 46-53 cm de longitud, 8.8-16 cm de ancho; brácteas pedunculares hasta 1.5 m de longitud, ápice caudado; raquillas 16-30 cm de longitud, 1.5-2.8 de diámetro. Las flores se agrupan en inflorescencias racimosas de tipo panícula (son varias veces ramificadas), infrafoliares (se desarrollan debajo de las vainas de las hojas), de color blanco cremoso, y antes de su apertura están envueltas en una bráctea, que es de color verde; posteriormente adquiere un color castaño oscuro y se desprende al comenzar la floración. Las raquillas (eje

articulado que sostiene las flores) son onduladas (Zona, 1996). Flores estaminadas blancas; sépalos triangulares, 1.4-1.7 mm de longitud, 1.6-2.6 mm de ancho; pétalos elípticos a ovados 3-4.8 mm de longitud, 1.4-2.7 mm de ancho; estambres 6-8, 4.4-8.8 mm de longitud, filamentos puntiagudos de 3-7 mm de largo, anteras 3.5-4.7 mm, ápices recurvados, pistilodios minutos. Flores pistiladas blancas, sépalos reniformes, 1.5-1.8 mm de longitud, 3.3-4.3 de ancho, pétalos ovados 2.6-3.4 mm de longitud, estaminodios 6 lobados, 1.8-2.5 mm de longitud; gineceo 1.8-2.9 mm de longitud, 1.6-2.5 mm de diámetro (Henderson *et al.*, 1995; Zona, 1996).

Los frutos son drupas carnosas de forma ovoide que carecen de tallos, con sépalos persistentes. Los frutos son abundantes y cuando son inmaduros presentan un color verdoso, pero al madurar adquieren un color negro-violáceo. Su forma, elipsoides, gibosos, 12.6-17.6 mm de largo 8.2-10.8 mm de grosor dorsiventral, y 7.6-10.4 mm de ancho; epicarpo purpúreo negrozco, la cicatriz estigmática plana; endocarpo elipsoide 9.8-13.7 mm de largo, 6.8-7.7 mm de ancho, semilla elipsoide 7.5-10.5 mm de longitud y 5.1-6.8 mm de ancho. Contiene cada fruto una semilla elíptica y de consistencia dura y aceitosa (Hoyos, 1985; Zona, 1996; 1997, 2000; Palmpedia, 2017; Tropicos, 2019e; Naturalista, 2019b).

Las raíces son adventicias como en la mayoría de las palmeras, es decir, que no son raíces surgidas de otras raíces, surgen de la parte inferior del tallo; dichas raíces solo se alargan cuando están cubiertas por el suelo. Estas raíces son gruesas y ramificadas; las raíces jóvenes presentan pelos con capacidad absorbente (Zona, 1996).

1.3. Biología e historia natural

1.3.1 Biología

La entrada de varios géneros de palmeras centroamericanas hacia la costa Pacífica, la costa caribeña, los valles interandinos, los Andes y de ahí hacia la Amazonía se dio con el surgimiento del istmo de Panamá, una conexión terrestre que se formó hace tres millones de años. Es probable que la migración de *Roystonea oleracea* hacia el continente sudamericano se diera por el arco de las Antillas Menores (Pintaud *et al.*, 2008).

Roystonea se ubica en la subfamilia Arecoideae y la tribu Roystoneae (Roncal *et al.*, 2008), que sólo contiene a *Roystonea* (Cuenca *et al.*, 2008). La posición de *Roystonea* dentro de Arecoideae es incierta ya que una filogenia basada en el ADN cloroplástico no logró resolver la posición del género dentro de las Arecoideae (Asmussen *et al.*, 2006). Se requieren estudios filogenéticos moleculares de *Roystonea* para resolver su posición dentro del clado en que se le ubica actualmente (Roncal *et al.*, 2008).

Las flores de *R. oleracea* son unisexuales; las flores masculinas y femeninas se encuentran en la misma planta, pero separadas; es una especie diclina monoica. Las flores nacen en tríadas, entre dos flores masculinas (estaminadas, con 6 a 9 estambres en cada flor) se encuentra una femenina (pistilada), con un ovario súpero, que se desarrolla por encima del cáliz. Es una especie que presenta protandria, es decir, que las flores masculinas maduran primero que las femeninas; sin embargo, poco se sabe sobre su sistema reproductivo (Zona, 1996). Produce abundante néctar y polen.

Roystonea oleracea se propaga sexualmente, es decir mediante semillas. Las semillas de esta palma pueden germinar entre 2 a 3 meses, con un crecimiento de las plántulas rápido en su área de invasión (Staples *et al.*, 2005); o tardar más, entre 2 a 6 meses, con una emergencia muy irregular y con bajo porcentaje, en su zona nativa (Braun, 1996; Hoyos & Braun, 2001; Maciel, 2001; Naturalista, 2019b). *R. oleracea* presenta una etapa “postgerminación” muy marcada, en que la mayoría de las semillas germina mucho tiempo después de lo que un primer grupo; es decir, la germinación ocurre erráticamente

durante un prolongado periodo. Este tipo de emergencia podría ser el resultado de que las semillas tienen etapas de maduración y posmaduración desiguales (Braun, 1988; Naturalista, 2019b). Después de la germinación se da la fase de establecimiento, que es cuando las plantas jóvenes aumentan el tamaño de sus hojas y forman la base del tronco; ésta tiene una duración de 4 a 6 años (Plant File, 2019e). La palma real tiene una tasa de crecimiento de 24 cm por año, y produce entre ocho y diez largas hojas por año (Zona, 1996; Palm and Cycad Societies of Australia, 2017).

Las semillas de las especies del género *Roystonea* son en general de corta vida, menos de un año, por tanto, es poco probable que sus poblaciones formen un banco de semillas en el suelo (Maciel, 2001). Se ha encontrado que la viabilidad de las semillas de *R. oleracea* es de 4 a 6 semanas (Jones, 1994; Naturalista, 2019b).

R. oleracea es una especie muy longeva, que puede llegar a vivir hasta 200 años (Braun, 1996; Naturalista, 2019b; Plant File, 2019e).

En un experimento para determinar el efecto de la madurez del fruto de *R. oleracea* en función de su color (a. color rojo, b. rojo-oscuro) y la presencia del pericarpio en su emergencia, en su rango nativo (Venezuela, a 10 msnm), encontraron que la mayor emergencia de las plántulas se presentó en las semillas de frutos maduras (rojo-oscuro) y sin pericarpio, que fueron remojados por 4, 2 y 6 días, siendo de 78, 53 y 51%, respectivamente. El tiempo requerido para alcanzar el 50% de la emergencia final (E_{50}), mostró que la emergencia inició entre las semanas 8 y 11 después de sembrar las semillas, presentándose primero en las semillas de frutos rojo-oscuro y con más de 2 días de remojo. El tiempo de emergencia más corto correspondió a las semillas de los frutos rojo-oscuro, sin pericarpio y remojadas. A las 12 semanas, se redujo la germinación (Maciel, 2001).

En un bosque pantanoso, en Nariva, Trinidad (rango nativo), se registró que la germinación es exitosa y el establecimiento de las plántulas ocurre al inicio de la estación húmeda, cuando hay suficiente agua, pero donde el suelo del bosque no se inunda repentinamente y el periodo de inundación es corto. Estas condiciones no se presentan

todos los años, por lo que encontraron rodales de palmas de edades similares en el pantano (Bonadie, 1998).

R. oleracea florece y fructifica durante prácticamente todo el año en su rango nativo (Venezuela; Hoyos, 1985; Naturalista, 2019b). Al florecer durante buena parte del año, es capaz de producir miles de semillas (Braun, 1996; Naturalista, 2019b).

En los bosques de Trinidad (rango nativo), hay un pico en la fructificación entre agosto y noviembre, a la mitad de la temporada de lluvias, mostrando que la precipitación media mensual está muy correlacionada con la fructificación, y la germinación de las semillas concide con la etapa de fructificación (Bonadie, 1998). Las plántulas pudieron establecerse durante la estación húmeda temprana en condiciones de bajo nivel de agua y de baja salinidad. En el bosque atlántico en Brasil, donde la palma real fue introducida, la fructificación ocurre de diciembre a marzo, y la germinación 70 días después de la caída de los frutos (Zucaratto & Pires, 2014). También en Brasil, la floración de *R. oleracea* se presenta principalmente de febrero a abril, y la fructificación de junio a agosto; las semillas germinan 60 días después de la caída de los frutos (Nascimento *et al.*, 2013).

Roystonea oleracea puede hibridar fácilmente con otras especies del género, especialmente con *R. regia* en los trópicos. Esto se ha registrado principalmente en Hawai donde *R. oleracea* es una especie introducida, y es raro encontrar individuos puros, incluso en los jardines botánicos. Sólo hay un rodal puro de *R. oleracea* en Hawai que se encuentra en el Arboretum de Lyon, un jardín botánico ubicado en el extremo superior del valle de Mānoa. Es fácil identificar a los individuos adultos puros a partir de sus características particulares como su gran altura, base ancha, la disposición de los folíolos y la posición de las hojas (que generalmente se sostienen por encima o sobre la horizontal). En general, la presencia de hojas plumosas con una disposición inclinada por debajo de la horizontal indica que se trata de un híbrido u otra especie (Palm and Cycad Societies of Australia, 2017).

1.3.2 Ecología

Roystonea oleracea se encuentra naturalmente en Sudamérica, creciendo en selvas bajas (Plant File, 2019e), en grandes sabanas que ocupan grandes superficie en las planicies, en bosques de galerías (Pintaud *et al.*, 2008). Tolera los suelos húmedos, temporalmente inundados, con agua ligeramente salina. Con frecuencia se le encuentra en lugares húmedos como los pantanos y cerca de ríos, se establece en entornos con poco drenaje o agua permanente, con elevada precipitación, como manglares y bosques húmedos de tierras bajas. La especie se encuentra en ambientes tropicales y templado-cálidos, y en regiones templadas, aunque en número reducido (Fern, 2019; Plant File, 2019e). La palma real tiene gran éxito en establecerse cuando se planta cerca de sitios con agua o suelos húmedos y lluvias abundantes, o en sistemas de goteo o de riego, que proporcionan un suministro constante de agua (Palm and Cycad Societies of Australia, 2017). Esta palmera tiene un alto requerimiento de agua por lo cual debe tener acceso al agua de manera frecuente (Braun, 1996; Enciclovida, 2019b), pero las palmeras mueren si se plantan directamente en condiciones de inundación. Los individuos jóvenes y las plántulas requieren de sombra con luz ligera (sombra moteada) aunque pueden tolerar las condiciones de pleno sol si la humedad y el riego son abundantes (Palm and Cycad Societies of Australia, 2017; Plant File, 2019e). Es ligeramente tolerante a la sequía y al frío, pero es sensible a las heladas (Plant File, 2019e). Debido a su rango de distribución nativo, se encuentra bien adaptada a los huracanes, puede soportar fuertes vientos (Henderson *et al.*, 1995).

R. oleracea es una especie dominante en humedales tropicales, específicamente en los que presentan una lámina de agua poco profunda (20–50 cm), bajo nivel de salinidad (2-3%) y un hidro-periodo que presente fluctuaciones en la profundidad de la lámina de agua (Bonadie, 1998).

Hay registros de su invasión en humedales de Brasil, Guyana, Panamá y Ecuador (Herrera *et al.*, 2017). La especie se encuentra naturalizada en la Guayana (Henderson *et al.*, 1995; Zona, 1996; Zucaratto & Pires, 2014). En Panamá, *R. oleracea* se reporta como naturalizada en el bosque lluvioso de Gamboa (Svenning, 2002). También es una especie

exótica expandida en el bosque pantanoso Atlántico de Brasil (Nascimento *et al.*, 2013). En 1930, la palma real fue introducida en la Reserva Biológica de União, reproduciéndose con éxito ya que sus descendientes se adaptan bien a las condiciones de este tipo de bosque, pero se estima que la población de palmeras imperiales aún se encontraba en la fase de naturalización-invasión en dicha área. Crece a las orillas de los arroyos (Nascimento *et al.*, 2013).

En Venezuela, la palma real conforma los llamados bosques de chaguaramo o chaguaramales, que son formaciones de bosques de palmeras palustres, monoespecíficas, donde es dominante con una alta densidad (Colonnello *et al.*, 2014). El hábitat típico de los chaguaramales está constituido por suelos anegados o permanentemente saturados de agua, que pueden ser orgánicos o minerales, pero siempre ricos en materia orgánica. Estas formaciones se encuentran en alturas que van desde el nivel del mar hasta aproximadamente 800 metros de elevación (Colonnello *et al.*, 2009, 2012, 2014; Colonnello & Grande, 2010; Marrero, 2011). *Roystonea oleracea* también es un componente de la región de Los Llanos, Venezuela, grandes sabanas que ocupan una gran superficie en la planicie, desarrolladas sobre material sedimentario-aluvial originado a partir de los terrenos elevados circundantes. En esta región, *R. oleracea* está presente naturalmente en los bosques de galerías, en los cuales se encuentran también varias especies de palmeras amazónicas (*Mauritia flexuosa*, *Attalea butyracea*, *A. insignis*, *A. maripa*, *Astrocaryum gynacanthum*, *Bactris acanthocarpa*, *Desmoncus spp.*, *Euterpe precatoria*, *Geonoma deversa*, *Hyospathe elegans*, *Oenocarpus bataua*, *O. bacaba*, *Socratea exorrhiza*) (Pintaud *et al.*, 2008). En los Andes se encuentran poblaciones cultivadas a mayor altitud (Colonnello *et al.*, 2014).

R. oleracea es una especie que se encuentra en los climas (según clasificación de Köppen) de bosque tropical (Af) con precipitación mensual >60 mm; clima de monzones tropicales (Am) con precipitación <60 mm en el mes más seco pero >(100 - [precipitación anual total (mm) / 25]); clima de sabana tropical con veranos secos (As) con < 60mm de precipitación en el mes más seco (en verano) y <(100 - [precipitación anual total {mm}/25]); clima de sabana tropical húmeda y seca (Aw) con < 60mm de precipitación en el mes más seco (en

invierno) y $<(100 - [\text{precipitación total anual } \{\text{mm}\}/25])$; clima templado-cálido con verano seco (Cs) con temperatura cálida promedio $>10^{\circ}\text{C}$ y temperatura fría promedio $>0^{\circ}\text{C}$. Se encuentra predominantemente en climas tropicales, con temperatura anual promedio de $18-26^{\circ}\text{C}$. También puede tolerar climas templados-cálidos. La precipitación media anual varía de 1,200 mm a 2,500 mm. Las temperaturas cálidas son las más adecuadas para esta palmera y no tolera temperaturas menores a 1°C (CABI, 2019e). Aunque se adapta mejor a los sitios que presentan una alta precipitación, puede tolerar estaciones secas de hasta cinco meses. Se le encuentra en suelos de neutros a alcalinos, con pH de 6.1 a 6.5, ligeramente ácidos, 6.6 a 7.5 neutros y de 7.6 a 7.8 ligeramente alcalinos (PIER, 2013e; CABI, 2019e; Dave's Garden, 2019; Fern, 2019). Debido a su rango de distribución nativo, se encuentra bien adaptada a los huracanes, y tiene la capacidad de desprender fácilmente sus hojas y soportar fuertes vientos (Henderson *et al.*, 1995).

Uno de los chaguaramales más importantes por su extensión se encuentra en la cuenca terminal del río Guarapiche, Venezuela (Colonnello *et al.*, 2014). En el Alto Delta, el chaguaramo ha sido plantado en diversas poblaciones desde hace aproximadamente 100 años. En el Bajo Delta estas comunidades se encuentran en contacto con los manglares, en donde se han establecido parches de esta palmera, lo que indica niveles de salinidad relativamente bajos que son típicos de este sector de Delta del Orinoco (González, 2011). Al sur del Orinoco, forman parte de los bosques ribereños ubicados en los alrededores del Lago de Guri (Rosales *et al.*, 1993; Colonnello *et al.*, 2014). Se ha reportado su presencia en el bosque de Caimital (Aymard *et al.*, 2011; Marrero, 2011; Colonnello *et al.*, 2014), y en el suroeste del estado se reportó la codominancia de *Roystonea* en la Reserva Forestal de Caparo en la formación "Selva de bajío" (Kochaniewicz & Plonczak, 2004; Colonnello *et al.*, 2014). Aunque *R. oleracea* está presente en la región centro y norte de Sudamérica, y en el Caribe, no se reconocen otras comunidades en las que sea dominante o codominante (Balslev *et al.*, 2011).

En la cuenca del río Aroa, Venezuela, se determinaron densidades de *R. oleracea* de entre 300 y 400 individuos/ha en 27 comunidades asociadas a una riqueza de plantas vasculares de 38 a 66 especies. Estas zonas son típicas de bosques semicaducifolios, en particular

aquellos localizados a menos de 1,000 metros de altitud, y en bosques ribereños. En estas zonas la duración de la lámina de agua es de 4 a 6 meses. Los procesos de sedimentación generada por el desbordamiento de los cauces en los alrededores de los bosques de chaguaramos pueden llegar a causar la muerte de las palmeras de *R. oleracea* cuando sus raíces adventicias que le proporcionan aireación (por sobresalir del suelo) quedan cubiertas (Colonnello *et al.*, 2014).

R. oleracea en la Guyana Francesa es una especie exótica cultivada, que se ha adaptado bien al clima ecuatorial, cálido y húmedo, con una temporada de lluvias larga, que va de diciembre a julio, y una estación seca que incluye los meses de agosto a noviembre. La precipitación promedio anual varía desde menos de 2,000 mm hasta más de 4,000 mm (Granville, 1999).

En la Isla Santay, costa de Ecuador, donde prevalece una temperatura promedio anual de 35°C y precipitación promedio total de 1,113 mm, *R. oleracea* ha sido ampliamente cultivada como palmera ornamental. El área tiene una época de lluvia de enero a abril, siendo el resto del año seco (INAMHI, 2015). Tiene una topografía plana, lo que origina inundaciones frecuentes principalmente en la época de lluvias. Por más de 100 años, hasta 1980 aproximadamente, se practicó la ganadería y el cultivo de arroz en la isla, por lo que los ecosistemas presentes son un relictos de estas perturbaciones (Herrera *et al.*, 2018). En la isla se encuentran varios tipos de vegetación, tales como bosques secos, bosques inundables, manglares y humedales (Navarrete, 2008; Herrera *et al.*, 2017). La palma real es ampliamente cultivada como palmera ornamental en calles y avenidas de la región.

En Panamá, sobre el canal, se ha encontrado que las palmeras ornamentales introducidas han invadido masivamente el bosque tropical semidecídulo secundario, donde hay un clima tropical monzónico. De acuerdo con un estudio (Svenning, 2002) las palmeras fueron las plantas más abundantes en el bosque tropical secundario. La distribución de la mayoría de las palmeras exóticas mostró que estas se encontraban altamente concentradas en las partes más cercanas a sus principales áreas de origen (e.g. jardines) en donde fueron plantadas, con excepción de *Roystonea regia* y *Aiphanes aculeata*. Al

menos cuatro especies de palmeras exóticas estaban naturalizadas aquí, entre las que se registró a *R. oleracea*, cuya presencia era restringida, por estar concentrada en un arroyo, aunque con una gran cantidad de individuos adultos, plántulas y juveniles (Svenning, 2002).

En la reserva biológica União, en Río de Janeiro, Brasil, la palma real exótica fue introducida después de 1960. En este humedal del bosque atlántico, el clima es tropical húmedo, con una temperatura promedio anual de 24°C y precipitación anual de alrededor de 1,700 mm, con 80% de las precipitaciones entre octubre y abril (ICMBIO, 2007). La vegetación nativa en la reserva se encuentra compuesta por un bosque tropical siempre verde de tierras bajas y submontano, el que es florísticamente muy diverso, con aproximadamente 250 especies de árboles por hectárea (Carvalho *et al.*, 2008). El sitio cuenta con 10 especies de palmeras nativas y cuatro exóticas (*Cocos nucifera*, *Elaeis guineensis*, *Raphia taedigera* y *R. oleracea*) (Pires, 2006; Nascimento *et al.*, 2013). El análisis en función de las características y distribución de las palmas vivas mostró que la mayoría de las plántulas y árboles jóvenes se encontraban en un radio de alrededor de 12 m de las palmeras progenitoras, mientras que todos los individuos con un DBH ≥ 10 cm se distribuyeron en un radio de aproximadamente 150 m, y básicamente en áreas inundadas estacionalmente o en las orillas de los ríos. El individuo más lejano se registró a 440 m del grupo de sus progenitores. Lo anterior indica que esta *R. oleracea* puede dispersarse naturalmente a distancias relativamente grandes en áreas de humedales naturales y que parece estar expandiéndose en el pantano de la reserva. La distribución de la mayoría de los individuos sub-adultos y adultos a una distancia promedio de >150 m del grupo de palmeras progenitoras, sugiere que las semillas de *R. oleracea* son dispersadas por aves o murciélagos (Pires, 2006; Nascimento *et al.*, 2013).

En Isla Grande, Río de Janeiro, Brasil, se investigó el efecto de la población de la palma real exótica sobre el reclutamiento de plántulas de otras especies de plantas. Este es un pantano dentro de un parque estatal con un densa selva tropical. En esta isla la vegetación es típica del bioma del bosque Atlántico, aunque en diferentes etapas de sucesión debido al uso de algunas áreas para la agricultura (Alho *et al.*, 2002). El clima es tropical húmedo,

con una temperatura promedio de 21°C y una precipitación anual superior a 2,200 mm (INEA, 2012; Zucaratto & Pires, 2014). El análisis de estructura poblacional de *R. oleracea* mostró que la mayor proporción (56.6%) de la población estaba compuesta por adultos inmaduros, seguidos por adultos maduros. La densidad, riqueza y diversidad de las especies de plántulas difirieron significativamente entre las áreas debajo y lejos de las palmeras. Las plantas de *R. oleracea* parecen provocar exclusión de otras especies de plantas al momento de su establecimiento en hábitats de zonas naturales; los valores de densidad, riqueza y diversidad de las especies de plántulas de especies nativas fueron más bajos debajo de las coronas de *R. oleracea* (Zucaratto & Pires, 2014). Los resultados indican que el reclutamiento de *R. oleracea* no requirió de la intervención humana, el número de individuos reproductores reportados indican que ha habido una naturalización exitosa (Zucaratto & Pires, 2014).

Al determinar la riqueza arbórea en las plazas del municipio de Altamira, estado de Pará, Brasil, se registraron 30 especies de plantas, teniendo la mayor frecuencia *Roystonea oleracea* (de Souza *et al.*, 2013). En esta región, el clima es ecuatorial Am y Aw, con temperatura promedio de 27.3°C y precipitaciones anuales promedio de 2,123 mm.

En un censo hecho para determinar las familias arbóreas usadas para el arbolado de la colonia Chapalita Guadalajara, México, se registró la presencia de *R. oleracea*. El clima aquí es Cwa, con temperatura y precipitación promedio anual de 19.6 °C y 941 mm, respectivamente (CLIMATE-DATA, 2019g). Una de las conclusiones del estudio fue que *R. oleracea* es recomendada para plantarse en jardines privados grandes, en parques y jardines públicos de la ciudad de Guadalajara (Chávez *et al.*, 2010). La selección, plantación, forestación y reforestación de especies arbóreas en zonas urbanas del estado de Jalisco, Gualdalajara, México, se basa en la Norma Ambiental Estatal NAE-SEMADES-005/2005, siendo *R. oleracea* clasificada dentro de las especies con altura de 2-4 m que son consideradas arbolado de talla mediana o segunda magnitud.

R. oleracea es polinizada por insectos, siendo los principales polinizadores himenópteros de la familia Apidae, entre los que se encuentran las abejas sin aguijón o pegones (*Trigona sp.*) y las abejas (*Apis sp.*) (Braun, 1996; Zona, 1996; Naturalista, 2019b).

En un estudio en Colombia, se encontró que las especies de abejas sin aguijón asociadas con *R. oleracea* fueron *Partamona auripennis* perteneciente a la región Orinoquia; *Trigona (Tetragonisca) angustula* y *Trigona (Trigona) amalthea* de las regiones Orinoquia, Amazónica y Pacífica. En mayo se registró el mayor número de abejas que visitaron las flores de *R. oleracea*, durante el periodo de floración de la palmera (que ocurrió de mayo a agosto). La mayor abundancia de abejas se registró en la fase masculina de las palmeras. La mayor actividad de las abejas ocurrió en la fase masculina de las palmeras, cuando las flores masculinas producen una gran cantidad de polen de libre acceso, que es una fuente importante de alimento para las abejas. Durante la fase femenina de las palmeras, la actividad de las abejas disminuyó considerablemente, y el flujo de polen fue bajo. Se determinó que pocas especies de abejas son polinizadores, y esto se debe a restricciones morfológicas, temporales (antesis nocturna), separación temporal (dicogamia) o por baja abundancia durante la fase femenina de las palmeras. Sólo se encontraron valores altos en el flujo de polen en *Syagrus orinocensis* y *Sabal mauritiiformis*, en donde las abejas transportaron y vertieron entre 88 y 90% de polen, respectivamente (Núñez & Carreño, 2016).

En general, en una revisión de la importancia de dispersores de semillas de las palmas, se muestra que algunas especies de murciélagos y aves se alimentan de los frutos de *Roystonea oleracea*, tales como el murciélago *Artibeus lituratus palmarum*, y aves como el guácharo (*Steatornis caripensis*) o la tangara (*Thraupis palmarum*), por lo que muy posiblemente realicen la dispersión de las semillas (Zona & Henderson, 1989). Se ha visto por otro lado, que los bosques de palma real son importantes para la fauna en la cuenca del río Aroa, Venezuela, ya que proporcionan refugio a especies amenazadas, entre las que se incluyen árboles maderables, peces, anfibios, loros, guacamayas (Psittacidae) y monos (Primates) (Colonnello *et al.*, 2014).

En el pantano de Nariva, en Trinidad y Tobago (rango nativo), se registró que entre 1995 y 1996 el guacamayo de vientre rojo (*Orthopsittaca manilata*) y el loro guaro del Amazonas (*Amazona amazonica*) se alimentaban de los frutos de las palmeras, en especial de los de *R. oleracea*, además de usarlas como sitio de descanso (Bonadie & Bacon, 2000). El tipo de

vegetación en el pantano de Nariva, incluye manglares, bosques húmedos y dos tipos de bosque pantanoso. El bosque pantanoso de palmeras, compuesto de rodales de palmeras *Mauritigia setigera* o *R. oleracea*, presenta rodales fragmentados, y en ocasiones delimita con cultivos agrícolas y asentamientos humanos. La dieta de los guacamayos y los loros incluyó siete especies de plantas, aunque los guacamayos se alimentaron principalmente de los frutos de *R. oleracea* (70.3%, N = 804), seguido por los frutos de *M. setigera* (26.6%) y en menor porcentaje de los frutos de otras plantas (3.1%). Los loros también se alimentaron principalmente de frutos de *R. oleracea* (48.7%, N = 244), seguido por frutos de *Mauritia* (35.7%) y de frutos de otras plantas (15.6%). En este estudio se determinó que el uso máximo de los sitios de descanso ocurrió cuando hubo disponibilidad de frutos maduros en las palmeras, permitiendo que la alimentación ocurriera en el sitio de descanso (Bonadie & Bacon, 2000). Se ha encontrado en estas áreas que las palmeras de *R. oleracea* proporcionan hábitat y alimento a estas aves. Se ha encontrado también que en Punta de Manabique, un área protegida en la costa atlántica de Guatemala, el loro de cabeza amarilla *Amazona oratrix* (una especie en peligro de extinción), anida en sabanas de palmeras dominada por *R. oleracea* y en bosques de manglares rojos (*Rhizophora mangle*), siendo mayor la abundancia de *A. oratrix* en la sabana de palmeras de *R. oleracea* (Eisermann, 2003).

En otra región, en una plantación de Springfield en Dominica, se encontró que el ave *Tyrannus dominicensis* prefiere posarse en sitios altos y expuestos para buscar su alimento, por lo que fueron observadas frecuentemente sobre las palmeras de *Roystonea oleracea* en la plantación de Springfield, ya que estas palmeras fueron de los sitios más altos en la zona, y proporcionaron a las aves de *T. dominicensis* mayor visibilidad para buscar y capturar su alimento (Korth, 2008).

En las ciudades de Caracas, Maracay y Valencia, Venezuela, donde la palmera real se encuentra cultivada, las larvas de la mariposa *Brassolis sophorae* se alimentan de las hojas de *R. oleracea* dejando sólo el raquis. En 1992, todos los individuos de *R. oleracea* al noreste de la ciudad de Caracas fueron atacados por esta plaga (Braun, 1996; Naturalista, 2019b). *R. oleracea* también es atacada por el coleóptero *Rhynchophorus palmarum*, los

adultos perforan los tallos en donde depositan sus huevos (Bastidas & Zavala, 1995; Naturalista, 2019b). Además ese insecto es vector del nemátodo *Bursaphelenchus cocophilus*, que causa la enfermedad del anillo rojo, la cual produce la muerte de las palmeras (Hoyos & Braun, 2001; Naturalista, 2019b). En un estudio para determinar la prevalencia del parásito *Batrachedra nuciferae* en palmares de distintas áreas de Trinidad, ya que este lepidóptero se alimenta del polen, registraron orugas de más de 10 especies de lepidópteros, dentro de las que se identificó a *B. nuciferae*. Particularmente *B. nuciferae* se registró en las flores masculinas de *Cocos nucifera* y *Roystonea oleracea* (Cock, 2013).



a) Hojas compuestas y tronco de *Roystonea oleracea*. Autor: Kenraiz Krzysztof Ziarnek^{CC}.



b) Hojas compuestas de *R. oleracea*. Autor: Patrice 78500^{CC}.



c) Tronco y copa de la palma *Roystonea oleracea*. Autor: Peter Kirkland – www.plantfile.com^{PA}.

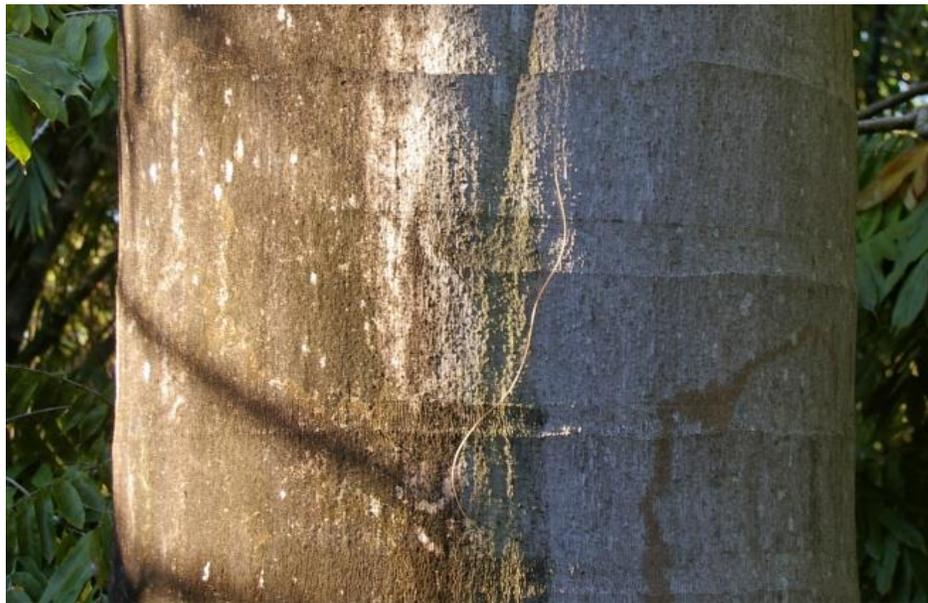
Figura 51. Hojas compuestas, tronco y copa de la palma *Roystonea oleracea*. (a-c) ^{CC}= Creative commons, ^{PA}= Permiso académico.



a) Anillos en el fuste liso, que son las cicatrices de hojas caídas previamente. Autor: Kenraiz Krzysztof Ziarnik^{CC}.



b) El tallo tiene diferentes formas, con ensanchamiento en la base o a otras alturas. Autor: Danielrengelm^{CC}.



c) Tronco liso y anillado. Autor: Peter Kirkland – www.plantfile.com^{PA}.

Figura 52. Tronco o tallo de la palma *Roystonea oleracea*, sus características. (a-c) ^{CC}= Creative commons, ^{PA}= Permiso académico.



a) *R. oleracea* en zona tropical. Autor: Scott
cc



b) *R. oleracea* en bosque tropical. Autor: Scott Zona^{cc}.

Figura 53. Palma real *Roystonea oleracea* en hábitat natural. (a-b) ^{cc}= Creative commons.



a) Cigarra *Quesada gigas*, camuflaje perfectp en tronco de *R. oleracea*. Autor: Adrián Alfonso^{CC}.



b) Guacamayas *Ara ararauna* usan troncos secos de *R. oleracea* para anidar. Autor: Scott Zona^{CC}.



c) Líquenes y musgo en el tronco. Autor: Peter Kirkland – www.plantfile.com^{PA}.

Figura 54. Interacciones de animales con *R. oleracea*; se muestra también crecimiento de líquenes y musgo en su tronco. (a-c) ^{CC}= Creative commons, ^{PA}= Permiso académico.

1.3.3 Especies con las que *Roystonea oleracea* puede hibridar

El género *Roystonea* incluye 11 especies conocidas, nativas de la cuenca del Caribe, la cual comprende tres archipiélagos (Antillas mayores, Antillas menores y las Bahamas) y las regiones continentales adyacentes en el Golfo de México, Centro y Sudamérica. Algunas especies como *Roystonea oleracea* y *R. regia* son muy populares como palmas ornamentales. El origen de la variabilidad de los individuos de cultivo se ha propuesto como producto de la hibridación (Zona, 1996; Roncal *et al.*, 2008).

Debido a que los miembros del género *Roystonea* tienen por lo general $N = 18$ cromosomas (Uhl & Dransfield, 1987; Francis, 1992), *R. oleracea* puede hibridar fácilmente con otras especies del género, especialmente con *R. regia* en los trópicos. Esto se ha registrado principalmente en Honolulu, Hawai (Ellison & Ellison, 2001). Los híbridos de *R. regia* x *R. regia* no son estériles, pero es fácil identificar a los individuos adultos puros a partir de características particulares como su gran altura, base ancha, la disposición de los foliolos y la posición de las hojas que generalmente se sostienen por encima o sobre la horizontal. En general, la presencia de hojas plumosas con una disposición inclinada por debajo de la horizontal indica que se trata de un híbrido u otra especie (Ellison & Ellison, 2001; Palm and Cycad Societies of Australia, 2017).

Dos especies de *Roystonea* son plantas nativas de México, *R. dunlapiana* Allen (Campeche) y *R. regia* (Campeche, Tabasco, Veracruz y Yucatán) (Zona, 1996; Ricker & Hernández, 2010).

1.4 Estatus

Roystonea oleracea es una planta nativa de las Antillas, el norte de Sudamérica y Guatemala; en esta región se distribuye en 8 países. La palma real ha sido introducida en varios países tropicales como planta ornamental y tiene una gran capacidad de invasión

de humedales. Del total de países que la mencionan en documentos en su legislación, es considerada una especie exótica invasora en 2 países. Se incluye en el Compendio Global de Malezas (Randall, 2012) y se encuentra en las listas de especies invasoras de EUA como una maleza nociva presente en un estado así como en algunas islas bajo su control (USDA-NRCS, 2019e: <https://plants.sc.egov.usda.gov/core/profile?symbol=ROOL>). Se le considera como una planta que ha escapado de cultivos, naturalizada e invasora; puede sobrevivir en condiciones muy húmedas, acuáticas (Randall, 2012).

Es una especie que ha escapado extensamente del cultivo de jardines (Svenning, 2002; Zucaratto & Pires, 2014). Por ejemplo, en Hawai es una especie que ha escapado de los lugares en donde ha sido cultivada para posteriormente naturalizarse (Meyer *et al.*, 2008). Esta palma es invasora en humedales o cercano a ellos, y cerca de sitios donde se le haya sembrado con fines ornamentales. Se le ha reportado como invasora en pantanos de Guyana, Panamá y en los bosques del Atlántico del sur de Brasil (Svenning, 2002; Zucaratto & Pires, 2014; CABI, 2019e).

En México se tienen reportes de *Roystonea oleracea* en 3 estados del país. Esta especie no está catalogada como invasora en México en el Diario Oficial de la Federación (DOF, 2016).

1.4.1 Distribución nativa

De acuerdo a la información obtenida de todos los registros en publicaciones y otras fuentes, la distribución nativa de *Roystonea oleracea* es Trinidad y Tobago, Barbados, Dominica, Antillas Francesas (Guadalupe), Guatemala, Martinica, noreste de Colombia y norte de Venezuela (Zona, 1996, 1997; CABI, 2019e; USDA-ARS, 2019) (Fig. 55).

1.4.2 Distribución de invasión

Se le ha introducido en Antigua y Barbuda, Bélgica, Bolivia, Brasil, Costa Rica, El Salvador, Estados Federados de Micronesia, Estados Unidos de América (EUA), Fiyi, Guayana

Francesa, Guyana, Hawái, Honduras, Hong Kong, India, Indonesia, Islas Salomón, Jamaica, Madagascar, Mauricio, México, Nigeria, Nueva Caledonia, Palaos, Panamá, Polinesia Francesa, Puerto Rico, Reunión, Singapur, Surinam, Tanzania y Vietnam (Florin, 2018; GBIF, 2019d; PIER, 2013e) (Fig. 55). En EUA, se encuentra en Hawái, Puerto Rico y la cuenca del Pacífico.

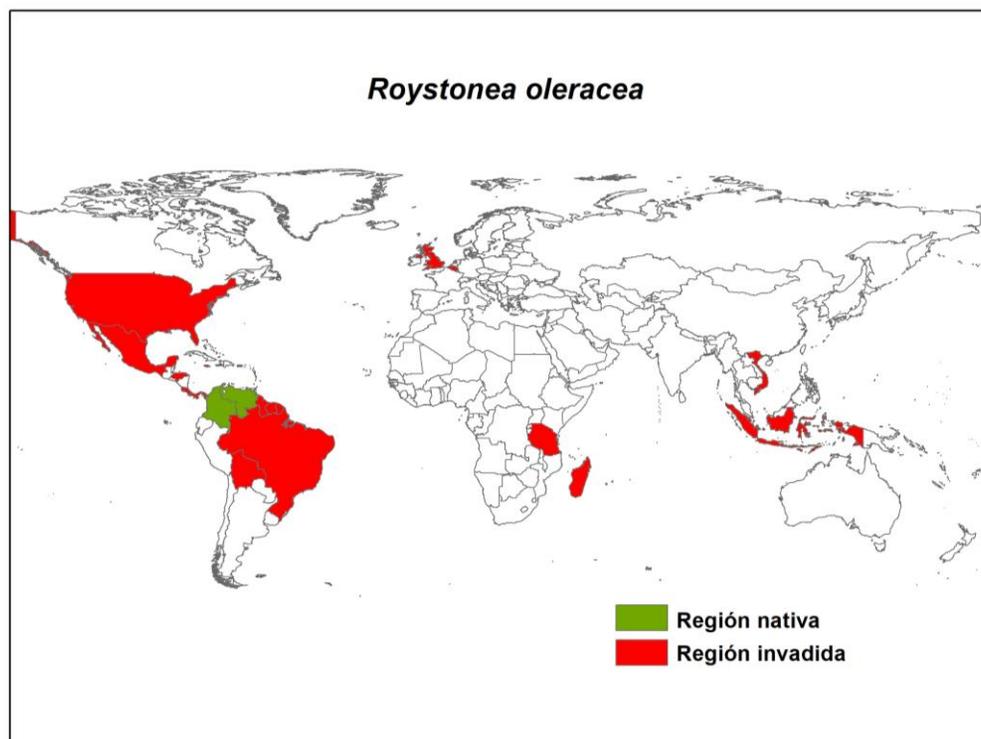


Figura 55. Mapa mostrando la distribución nativa de *Roystonea oleracea*, así como en los países donde se le ha introducido y es exótica, invasora.

1.4.3 Distribución en México

En México, se encuentra en Colima, Jalisco y Morelos (base de datos del proyecto) (Fig. 56).



Figura 56. Mapa mostrando la distribución de *Roystonea oleracea* en México, por estados (conforme a registros de la base de datos del proyecto).

2. Rutas de introducción

R. oleracea se dispersa por semillas, y su dispersión se hace naturalmente por aves y murciélagos (Zona & Henderson, 1989; Pires, 2006; Nascimento *et al.*, 2013), también sus semillas podrían ser dispersadas a través de los cursos de agua (las semillas pueden ser arrastradas por el agua) ya que el hábitat donde se les encuentra son sitios que pueden estar permanentemente inundados o donde corre agua (ver Ecología). No obstante, la ruta más importante es el comercio por el humano. Los humanos son el principal factor responsable de la introducción y dispersión de *R. oleracea* fuera de su rango nativo, ya que es una palmera ornamental que se ha cultivado en todo el mundo con fines decorativos desde el siglo XVI (Oliveira *et al.*, 2009; Zucaratto & Pires, 2014; CABI, 2019e).

2.1 Origen e historia de los individuos comercializados

Debido a que *R. oleracea* es una palmera muy apreciada por su gran valor ornamental, ha sido cultivada en todo el mundo con fines decorativos desde el siglo XVI (Oliveira *et al.*, 2009; Zucaratto & Pires, 2014; CABI, 2019e). En Brasil, en Manaus se han encontrado grabados antiguos de 1865 que muestran que *R. oleracea* ya había sido introducida desde esa época para adornar las calles principales (Khan & Moussa, 1997; Herrera *et al.*, 2017). El primer individuo de *Roystonea oleracea* que fue introducido en Brasil, provenía del jardín botánico La Gabrielle, en la Guayana Francesa. En ese sitio la palmera fue aclimatada por los franceses, posteriormente se llevó al Jardín de Pamplemousse en las Islas Mauricio (D'Elboux, 2006). Luego fue obtenida clandestinamente por el oficial de la Armada Real Luiz de Abreu Vieira e Silva, quien la ofreció como regalo al rey Don João VI. Este individuo de *R. oleracea*, fue plantado en el Jardín Botánico de Río de Janeiro por el príncipe regente Juan VI en 1809 (Dean, 1996; Jobim, 1986; Naturalista, 2019b). Por ello, la palmera fue conocida en ese país como *Palmera Imperial* (Nascimento *et al.*, 2013). Del individuo de *R. oleracea* plantado en 1809, se dice que descienden todas las palmeras

imperiales de Brasil, por lo que se le llamó “palma madre”. Este individuo fue alcanzado por un rayo en 1972. Para ese año medía 38.70 m de altura, el tronco fue preservado y se encuentra en exposición en el Museo Botánico de Río de Janeiro (Jardin Botanico de Rio de Janeiro, 2014). Actualmente el uso de *R. oleracea* como palmera ornamental se encuentra ampliamente extendido en el paisaje urbano de Brasil (Nascimento *et al.*, 2013).

A mediados del siglo XIX, en Venezuela, las personas que podían comprarlas, únicamente podían disponer de dos palmas en el patio-jardín o en la entrada de las casas (Hoyos, 1985; Enciclovida, 2019b). Esto se puede observar aún en algunas casas coloniales de cierto rango social, como en la Quinta Anauco, en Caracas (Zona, 1996). En España, fue introducida con fines ornamentales y se encuentra en jardines botánicos o cultivada en el exterior (Lorenzo-Cáceres, 2007). En España se incrementó la importación de palmeras exóticas para fines ornamentales a partir de 1992, cuando se presentó la Exposición Universal de Sevilla y su programa “Raíces” de introducción de plantas americanas, cuando se construyó en Madrid el Jardín Tropical de la Estación de Atocha y se restauró el Palacio de Cristal de la Arganzuela como invernadero de especies exóticas (Lorenzo-Cáceres, 2007). Desde entonces ha habido una demanda progresiva en los años sucesivos favorecida por el aumento del nivel de vida y el desarrollo urbanístico de las ciudades y de las zonas turísticas costeras en España. Esta demanda junto a las continuas introducciones, alcanzó su nivel más alto con la construcción del Palmetum de Santa Cruz de Tenerife (Islas Canarias) durante 1995-2000, donde debido a las condiciones climatológicas se han podido introducir en cultivo numerosas especies. Este jardín botánico cuenta con unas 470 especies de palmeras valiosas y poco comunes, llegando a ser una colección de referencia. La colección está enfocada a palmeras insulares y la sección biogeográfica más importante es la que se dedica al Caribe, que se extiende en un área de más de 40,000 m² (Morici, 2010a). La colección de palmeras caribeñas está entre las más completas del mundo. En la parte más baja del jardín, se encuentra una palmera de *Roystonea oleracea*, nacida de semillas colectadas en Valencia, Venezuela (Morici, 2010b). El número de palmeras cultivadas en España hasta 2007 era de 300 especies,

entre las que se incluyó a *R. oleracea*, una especie que además de encontrarse en jardines botánicos también se ha cultivado en el exterior (Lorenzo-Cáceres, 2007). Las palmas de jardines botánicos no parecen comercializarse.

2.2 Historia de la comercialización en México

Se desconoce cómo entró en México la palma real y no hay un análisis económico realizado en el país sobre *Roystonea oleracea*, para su comercio y manejo.

2.3 Usos y comercialización

Roystonea oleracea se ha comercializado ampliamente con fines ornamentales dada su apariencia estética, majestuosa, y por su facilidad de cultivo. El principal uso de *R. oleracea* en las zonas de introducción (y posterior invasión) es con fines decorativos y de paisajismo, decorando las avenidas y las afueras de edificios comerciales. Debido a que *R. oleracea* es una palmera muy apreciada por su gran valor ornamental, ha sido cultivada en todo el mundo desde el siglo XVI (Oliveira *et al.*, 2009; Zucaratto & Pires, 2014; CABI, 2019e). Existen dos avenidas mundialmente famosas que tienen plantadas palmas de *R. oleracea*, una es la de Rua Jardim Botânico, en Río de Janeiro, Brasil y la otra en el Jardín de la ciudad de Ang Mo Kio, al Oeste de Singapur (Palm and Cycad Societies of Australia, 2017). En algunas partes del Caribe y en las Indias Occidentales los tallos proporcionaban madera para la construcción y la base de las hojas se utiliza como paja (Henderson *et al.*, 1995; CABI, 2019e). En la cuenca del río Tocuyo y del Aroa, en Venezuela, la corteza de *R. oleracea*, se ha usado para la construcción de casas (Colonnello *et al.*, 2014) y se ha reportado que los indígenas Arawak del Caribe usan la madera para hacer lanzas e instrumentos musicales (Dominica Botanic Gardens, 2014). Además, varias partes de la planta son comestibles. La yema de crecimiento apical, también conocida como corazón de la palma, se cocina y se come como repollo, se obtiene almidón comestible de la médula del tallo y del fruto se obtiene aceite (Fern, 2019). La savia de las inflorescencias

jóvenes se fermenta para producir alcohol y las inflorescencias inmaduras se conservan en vinagre de la misma manera que se hace con los vegetales para ser consumidas (Zona, 1996).

Evangelista *et al.*, (2006) investigaron en la ciudad de Goiânia, Goiás, Brasil, cuáles eran las principales palmeras comercializadas, los posibles nichos de mercado para los productores de la región, y el perfil de los establecimientos que venden las palmeras, con el fin de caracterizar el vínculo en la cadena de producción y tratando de identificar sus deficiencias y necesidades. Para el estudio se seleccionaron al azar veinticinco viveros dedicados a la producción y/o venta de palmeras. Los resultados mostraron que las especies de palmeras más comercializadas eran: Areca de locuba (*Dypsis madascariensis*) y la palmera imperial (*Roystonea oleracea*; aquí es una especie introducida); ambas presentaron un 75% de preferencia por los consumidores. Lo que se atribuye a la belleza de estas especies y por el precio de comercialización, que en el estudio no fue determinado, por considerarse una variable difícil de controlar, ya que depende de la demanda y la oferta.

En el Área de Reserva Forestal del Rio Magdalena, en Colombia, rango nativo de *R. oleracea*, se realizó un análisis económico acerca de la viabilidad del uso de las hojas de *R. oleracea* y otras especies de palmeras para fabricar contenedores desechables biodegradables (charolas, platos, vasos, entre otros). En el estudio se planteó la elaboración de estos contenedores utilizando como materia prima base las vainas de las hojas de las palmeras caídas, a partir de un proceso de recolección, selección, limpieza, preparación, almacenamiento y transformación; ello para su posterior empaque, transporte, distribución, comercialización y consumo. En el estudio se determinó que en el Área de la Reserva Forestal, las especies de palmeras potenciales para la fabricación de contenedores no poseen poblaciones grandes en las zonas cercanas a las vías y asentamientos humanos, lo cual impide contar con volúmenes adecuados de materia prima para ser usados a escala comercial, por lo que propusieron se estableciera de un programa de reforestación con especies aptas para la viabilidad del proyecto. Las condiciones de la región permiten suponer la posibilidad para establecer amplios cultivos

de las especies de palmeras requeridas con capacidad de producción a mediano y largo plazo, pero no pudieron hacer una valoración económica. Los únicos valores que se lograron referenciar fueron los de transporte desde el casco urbano de El Bagre a Medellín (\$1.150.000 pesos colombianos, promedio para un camión de 4 toneladas) y los de precios de referencia de venta por competencia, los cuales para un producto diferenciado están en \$6.500 pesos colombianos por unidad de empaque con 6 unidades de producto (Romero-Castro, 2012).

En un experimento para producir biodiesel a partir de los lípidos neutros de los frutos de *Roystonea oleracea* encontraron que la producción y caracterización de biodiesel a partir del fruto de la palma real se realizó con éxito (Cabrera-Moreta, 2016).



a) Palma real usada como ornamental en avenidas. Autor: Scott Zona^{CC}.



b) Palma real usada como ornamental en jardín andador. Autor: Senado Federal^{CC}.

Figura 57. Uso de palma real *Roystonea oleracea*, imponente como planta ornamental. (a-b)

^{CC}= Creative commons.

2.3.1 Análisis económico de la comercialización

Aunque no hay un análisis económico formal sobre los costos y las ganancias del comercio de las semillas y plántulas de *Roystonea oleracea*, se les encuentra actualmente a la venta en sitios de internet. Por ejemplo, *eBay*, es un sitio donde se subastan y comercian diversos productos; *rarepalmseeds*, es un sitio alemán especializado en la venta de semillas (rarepalmseeds, 2019b) y de plantas raras del mundo; y *jardineriakuka* es un sitio español dedicado a la venta de plantas (Tabla 6).

Tabla 6. Productos de *R. oleracea* vendidos en sitios de internet.

1 plántula (en maceta)	97.89 MXN + 587.34 MXN envío	Vendedor de Estados Unidos	https://www.ebay.com/itm/Roystonea-oleracea-Unusual-plant-PALM-TREE-Green-Weekend-Sale/113862764390?hash=item1a82bfe766:g:ktAAAO Sw4cFdxJ4G
10 semillas	5.65 USD	Vendedor de Alemania	https://www.rarepalmseeds.com/index.php?route=product/search&search=roystonea%20oleracea
1 plántula (en maceta 80 a 100 cm)	24 €	Vendedor de España	https://www.jardineriakuka.com/palmeras/11222-103137-roystonea-oleracea.html

2.3.2 Manejo y condiciones de cultivo

Roystonea oleracea es una palmera adecuada para climas tropicales, y para las regiones costeras. El establecimiento se da de 4 a 6 años, es una especie longeva. Para su cultivo, los suelos deben estar bien drenados y ser ricos en materia orgánica (humus), se pueden usar de arenosos-húmedos a franco-limosos ligeros y ligeramente ácidos. Normalmente no se cultivan en contenedores. Estas palmeras no requieren ser podadas, únicamente se deben eliminar las hojas muertas.

Como fertilizante se cubre el suelo con materia orgánica y durante el verano se les debe aplicar un fertilizante rico en nitrógeno. Las semillas que se van a sembrar deben provenir

de frutos maduros, y mantenerse a una temperatura de 19°C a 27°C, y permanecer húmedas antes de sembrarse, ya que al secarse se inhibe su germinación. La germinación normalmente toma hasta 3 meses y su periodo de viabilidad es corto. Al igual que en otras especies de palmeras, las semillas de *R. oleracea* deben sembrarse lo antes posible después de la recolección, ya que el periodo de viabilidad es corto, al provenir de frutos maduros. Para seleccionar las semillas se colocan en un recipiente con agua, y las semillas que floten deben desecharse. Posteriormente a este proceso se aplica un fungicida en polvo, para prevenir el ataque de los hongos (PlantFile, 2019e).

3. Potencial de establecimiento y colonización

3.1 Potencial de colonización

Roystonea oleracea se propaga sexualmente, mediante semillas. Las semillas de esta palma pueden germinar entre 2 a 3 meses, con un crecimiento de las plántulas rápido en su área de invasión (Staples *et al.*, 2005) y más lento, entre 2 a 6 meses, con una emergencia muy irregular y con bajo porcentaje, en su zona nativa (Braun, 1996; Hoyos & Braun, 2001; Maciel, 2001; Naturalista, 2019b). Las semillas tienen etapas de maduración y posmaduración desiguales, con lo cual los periodos de germinación son prolongados por los diferentes grupos en proceso de germinación que se conforman (Braun, 1988; Naturalista, 2019b), lo cual repercute en que el proceso inicial de colonización es prolongado para esta especie. Esta germinación errática y prolongada puede beneficiar a la palma ante cambios ambientales. La fase de establecimiento tiene una duración de 4 a 6 años (Plant File, 2019). La palma real tiene una tasa de crecimiento de 24 cm por año, un crecimiento relativamente rápido (Zona, 1996; Hoyos & Braun, 2001; Palm and Cycad Societies of Australia, 2017; Naturalista, 2019b). Posterior a los 6 años empiezan a reproducirse aparentemente produciendo flores (Braun, 1996; Naturalista, 2019b; Plant File, 2019e). Esta palmera al florecer durante buena parte del año es capaz de producir

miles de semillas, siendo una palma prolífica (Braun, 1996; Naturalista, 2019b). Las semillas de las especies del género *Roystonea* son en general de corta vida, menos de un año, por tanto es poco probable que sus poblaciones formen un banco de semillas en el suelo (Maciel, 2001). Se ha encontrado que la viabilidad de las semillas de *R. oleracea* es corta, de 4 a 6 semanas (Jones, 1995; Naturalista, 2019), lo que incide en las tasas de colonización en el proceso inicial. La viabilidad puede oscilar entre 51-78%, dependiendo de las condiciones de humedad que tengan los frutos y semillas (Maciel, 2001).

La palma real se establece exitosamente en sitios cercanos al agua o en suelos húmedos y lluvias abundantes (Palm and Cycad Societies of Australia, 2017). Las palmeras mueren si se plantan directamente en condiciones de inundación. Los individuos jóvenes y las plántulas requieren de sombra con luz ligera (Palm and Cycad Societies of Australia, 2017; Plant File, 2019e). Es ligeramente tolerante a la sequía y al frío, pero es sensible a las heladas (Plant File, 2019e). Finalmente, las plantas de *R. oleracea* parecen provocar exclusión de otras especies de plantas al momento de su establecimiento en hábitats de zonas naturales, lo que le facilita la colonización (ver Ecología).

3.2 Potencial de dispersión

Los humanos son los principales responsables de la amplia dispersión de *R. oleracea* fuera de su rango nativo, al ser una especie altamente apreciada por su valor ornamental y que se ha cultivado con fines decorativos. No hay registros de que la palma real sea dispersada por el agua, sin embargo, como es una especie que se encuentra en áreas inundadas, es probable que los frutos y/o semillas se dispersen por este medio (CABI, 2019e). Se ha reportado que los vertebrados frugívoros tienen un papel importante en la dispersión de las semillas. Los murciélagos y las aves dispersan las semillas de la palmera a distancias relativamente largas tanto en zona nativa como de invasión (Staples *et al.*, 2000; Pires, 2006; Nascimento *et al.*, 2013) (ver Ecología).

3.3 Factores que favorecen su establecimiento y dispersión

Entre los factores que favorecen el establecimiento de las plantas de la palma real la alta precipitación es uno de los principales, o sitios con aporte constante de agua. Prefiere temperaturas cálidas y no tolera temperaturas menores a 1°C, por lo que se establecerá predominantemente en climas tropicales, aunque pero puede tolerar climas templados-cálidos así como tolerar estaciones secas de hasta cinco meses (ver Ecología).

Entre los factores que favorecen su dispersión, los humanos son los principales responsables de la dispersión de *Roystonea oleracea* fuera de su rango nativo (ver Comercialización). Esta palmera también puede ser dispersada a grandes distancias por murciélagos y aves que consumen sus frutos (ver Ecología). La planta está bien adaptada a los huracanes (ver Ecología), por lo que es probable que semillas puedan ser transportadas por este medio y dispersadas a sitios lejanos.

4. Evidencias de impactos

4.1 Impactos a la salud

No existe evidencia ni reportes que indiquen impactos directos de *R. oleracea* sobre la salud humana ni de animales.

Sin embargo, en un estudio realizado en regiones rurales cercanas al río Claro en el estado de Goiás, Brasil, buscando a *Rhodnius neglectus* (Hemiptera, Triatominae), que es un insecto parásito de la palma real y que es portador de *Trypanosoma cruzi*, causante de la enfermedad de Chagas, se registró infestación por el insecto parásito en dos plantas de palmas real. Con ello se advierte sobre el riesgo potencial de diseminación de la enfermedad de Chagas en las poblaciones rurales de Brasil, debido a que las palmeras son plantadas de manera común cerca de las casas (Vianna *et al.*, 2014).

4.2 Impactos ambientales y a la biodiversidad

En su rango de distribución nativo, *Roystonea oleracea* es una especie importante. Por ejemplo, es una especie clave en el pantano de Nariva, Trinidad, una zona de humedales de importancia internacional designado sitio Ramsar. En ese sitio la palma real proporciona hábitat y alimento a las poblaciones de guacamayos de vientre rojo (*Orthopsittaca manilata*) y de loros guaro del Amazonas (*Amazona amazonica*) (Bonadie & Bacon, 2000). El loro *Amazona oratix*, que se encuentra en peligro de extinción, anida en una sabana de palmeras dominada por *R. oleracea* en la costa atlántica de Guatemala (Eisermann, 2003).

En su rango de invasión, *R. oleracea* provoca impactos ambientales negativos. Por ejemplo, en el parque nacional Isla Grande (la mayor isla fluvial del río Paraná), en Río de Janeiro, Brasil, se realizó un muestreo en un área secundaria en donde existían plantadas varias palmeras de *R. oleracea*. Se encontró que la abundancia, riqueza y diversidad de varias especies de plántulas que crecen debajo de las palmeras adultas de *R. oleracea* se ve reducida significativamente y hay una menor repoblación de especies nativas. Lo anterior sugiere que en los sitios en donde la palma real llega a ser dominante reduce la diversidad de especies. Aparentemente las partes reproductivas y las hojas grandes y pesadas caen al suelo, pueden llegar a alterar la intensidad de luz y humedad recibidas por las plántulas. Hay reportes de que *R. oleracea* es una especie invasora en áreas inundables naturales, como los pantanos de la Guayana (Henderson *et al.*, 1995), los bosques de Panamá (Svenning, 2002) y Atlántico del sur de Brasil, dentro de la reserva de União (Nascimento *et al.*, 2013), así como en Hawái y la región del Pacífico Austral (Ellison & Ellison, 2001; Staples *et al.*, 2000; Shine *et al.*, 2003). En Ecuador, *R. oleracea* también ha sido introducida a lo largo de toda la región de la costa continental en donde se cultiva ampliamente como planta ornamental, por lo que se ha sugerido que podría generar efectos nocivos en ambientes de humedales de la costa ecuatoriana (Pintaud, 2004; Herrera *et al.*, 2107). Algunos autores han recomendado prohibir el uso de *R. oleracea*

como palmera ornamental en áreas cercanas a humedales, dado el alto potencial invasivo de la palma real en estos sitios (Herrera *et al.*, 2017).

La palmera imperial *R. oleracea* tiene un alto requerimiento de agua una vez establecida. Cada individuo es capaz de hacer uso consuntivo de cerca de 30 litros de agua diarios, por lo cual debe tener acceso al agua casi de manera permanente (Braun, 1996; Enciclovida, 2019b). De tal manera que en sitios donde el agua es limitada, puede competir por ella, tomarla y evaporarla con lo que afectará a otras plantas nativas aledañas y a la fauna en general también.

4.3 Impactos a actividades productivas

No hay registros de impactos a actividades productivas por la introducción e invasión de la palma real *Roystonea oleracea*.

4.4 Impactos económicos

No existe información de valoraciones de los costos de remediación, control y erradicación de la palma real. Tampoco hay valoraciones sobre los costos de pérdidas económicas causadas por la invasión de zonas que pueden disminuir su productividad por desplazamiento de especies nativas. No obstante, debe de haber impactos económicos por la cantidad de agua que requieren estas palmas, con lo que en zonas donde el recurso agua es limitado debe de haber un impacto económico por la disminución de los acuíferos de la zona. Las pérdidas por el costo ambiental no se han estimado.

No hay un tampoco un análisis económico realizado en México sobre *Roystonea oleracea*, para su manejo.

5. Control y mitigación

Roystonea oleracea puede ser controlado por algunos métodos que se han implementado para ello, y que consisten primordialmente en talar a los individuos reproductores; a la vez se eliminan los individuos juveniles y subadultos, arrancándolos de raíz, antes de que alcancen el tamaño mínimo de madurez (alrededor de 60 cm) (Nascimento *et al.*, 2013). En otros sitios donde *R. oleracea* es considerada una especie exótica invasora a pesar de que se ha recomendado la implementación de algún método de control, no hay reportes de que se haya aplicado alguno (Zucaratto & Pires, 2014; CABI, 2019e).

6. Normatividad

A continuación, se resumen información de documentos en los países donde es considerada prohibida, exótica o invasora, así como las leyes, normas y regulaciones emitidas en los diferentes países con respecto a la exclusión, prohibición, restricción o autorizaciones para la introducción, de *Roystonea oleracea*. Las localidades para hacer la búsqueda se obtuvieron de CABI y GRIIS, además de nuestra base de datos de este reporte.

CABI. 2019. *Roystonea oleracea* [original text by Madeleine Florin, Consultant, The Netherlands]. In: Invasive Species Compendium. Wallingford, UK: CAB International. <https://www.cabi.org/ISC/datasheet/47910>

GRIIS: Global register of introduced and invasive species.

<http://www.griis.org/search3.php>

Se presenta la normatividad nacional y posteriormente la internacional para esta especie de planta, *Roystonea oleracea*.

6.1 Legislación Mexicana

No existe actualmente en México alguna ley que regule o controle la presencia de *Roystonea oleracea*.

6.2 Legislación Internacional

Se hizo primeramente una búsqueda sobre los rangos de distribución y estatus de la planta, mismos que se presentan en los apartados respectivos.

Además de hacer las búsquedas normales en las páginas gubernamentales de cada país también se realizaron búsquedas en Google de diferentes maneras, manejando diferentes formas de búsqueda como por ejemplo: list of alien plants of África, quarantine species of África, list pest of África, list weeds of África, list invasive plants of África.

Países donde es considerada prohibida, exótica introducida o invasora

Australia

Considerada como hierba con categoría 2 y 5, en Randall, R.P. (2007). The introduced flora of Australia and its weed status. CRC for Australian Weed Management. Department of Agriculture and Food, Western Australia.

Categorías:

2: Esta planta ha sido registrada como que se puede propagar a partir de cultivos.

5: Esta planta ha sido registrada como una especie invasora. Este es el criterio más serio que puede aplicarse a una planta y se utiliza generalmente para malas hierbas ambientales y / o agrícolas de alto impacto que se propagan rápidamente y muchas veces crean monocultivos.

https://www.une.edu.au/data/assets/pdf_file/0019/52372/2007.-The-introduced-flora-of-Australia-and-its-weed-status.pdf

Brasil

Considerada como especie invasora por I3N Brasil Invasives Information Network. No hay legislación que regule la especie.

Se debe tener cuidado en la utilización de la especie como planta ornamental para prevenir o evitar los impactos que la especie pueda causar (Nascimento *et al.* 2013).

http://i3n.institutohorus.org.br/www/?p=NTkwcyFpNGVgbzJzcBcMRkJQAVQAUEJNQhRWnF2IyRyZTQ5#tabsheet_start

Nascimento, M. T., de Araújo, R. M., Dan, M. L., Netto, E. B. F., & Braga, J. M. A. 2013. The Imperial Palm (*Roystonea oleracea* (Jacq.) OF Cook) as an invasive species of a wetland in Brazilian Atlantic forest. *Wetlands Ecology and Management*. 21(5):367-371.

Guatemala

Considerada como especie exótica en la lista gris de especies exóticas de Guatemala.

Legislada por las siguientes leyes: Artículo 30. Introducción de plantas y Animales; Artículo 50. Importación de vida silvestre; Artículo 72. Especies Exógenas; Artículo 73. Importación; Artículo 75. Registros; Artículo 96. Registro de fauna silvestre exótica. A pesar de que la Ley de Áreas Protegidas y su Reglamento contienen las principales normas para proteger y conservar la biodiversidad, contienen muy poca regulación sobre las especies exóticas e invasoras, pues se limita a establecer la obligación de un permiso para su introducción al país y que deben inscribirse en un registro específico. Reglamento de Especies Exóticas e Invasoras de Guatemala Documento Técnico (79-2010) CONAP (2011). Fortalecimiento de las Capacidades Institucionales para Abordar las Amenazas Provocadas por la Introducción de Especies Exóticas en Guatemala. Guatemala. Documento técnico No. (79-2010).

Para mayor información sobre la legislación en la liga siguiente:

<https://www.cbd.int/invasive/doc/meetings/isaem-2015-01/DECISION%20SUPPORT%20TOOLS/iasem-guatemala-dst-04-esp.pdf>

7. Resultados del análisis de riesgo de *Roystonea oleracea*

A continuación, se presenta la justificación y las referencias consideradas para cada pregunta dentro del análisis de riesgo WRA (Weed Risk Assessment; Pheloung, 1995; Pheloung *et al.*, 1999) con las modificaciones para las condiciones en México basado en Gordon *et al.* (2010) para *Roystonea oleracea* (ver Apéndice 1):

Historia/Biogeografía

1. Domesticación/Cultivo

1.01. ¿Es una especie domesticada?

R= No (0). *Roystonea oleracea* se ha transportado con fines comerciales, su uso principal es el ornamental, pero también se usa la madera para construcción, inclusive para fabricación de lanzas, arcos e instrumentos musicales por indígenas, así como y partes de la palma como alimento (Oliveira *et al.*, 2009; Zucaratto & Pires, 2014; CABI, 2019e) (ver Usos y comercialización). Puede escapar de cultivos, se le considera una maleza escapada de cultivos, naturalizada e invasora (Randall, 2012).

2. Clima y Distribución

2.01. Especie adecuada a climas en México

R= Sí (2). Alta en algunas partes de México. De acuerdo a los registros, *R. oleracea* ocurre en dos climas en México. La modelación y al análisis de similitud climática realizados muestran una alta adecuación a los climas en una gran parte de México al considerar los climas de la región invadida; al modelar con los climas de la región nativa, la adecuación es baja, presentándose el riesgo solo para algunas franjas estrechas en Tabasco, la península de Yucatán, Guerrero y Chiapas (Anexo 2, cuadros 1, 2). En México, con base a los escasos tres registros en nuestra base de datos, se presenta solo en climas del tipo subtropical con invierno seco y semiárido cálido.

2.02. Calidad de la similitud climática

R= Alta (2). Basado en el relativo buen número de registros de distribución nativa e introducida de *R. oleracea*, la distribución de la planta presenta una alta coincidencia entre los climas de la región invadida y los climas de México (ver modelos de similitud climática, Fig. 58, Apéndice 2).

2.03. Especie adaptable a un rango ambiental muy amplio

R= Sí (1). *R. oleracea* ocurre en su área nativa en selvas bajas (PlantFile, 2019e), en grandes sabanas y en bosques de galerías (Pintaud *et al.*, 2008); su hábitat típico son suelos anegados o permanentemente saturados de agua; se encuentran en altitudes desde el nivel del mar hasta 800 metros. con precipitación media anual de arriba de los 1,200 mm; es sensible a las heladas (Colonnello *et al.* 2009, 2012, 2014; Colonnello & Grande, 2010; Marrero, 2011; PlantFile, 2019e) (ver Ecología).

En México, *R. oleracea* crece en dos tipos de climas (ver 2.01, Fig. 56). Analizando los registros que obtuvimos de su área nativa y sobreponiéndolos al mapa de climas del mundo (World Maps of Köppen-Geiger Climate Classification; <http://koeppen-geiger.vu-wien.ac.at/>), a *R. oleracea* se le encuentra en climas del tipo tropical monzónico, ecuatorial o tropical húmedo y tropical seco o de sabana con invierno seco. De acuerdo a los registros del área invadida, los climas van del tipo tropical monzónico, tropical seco o de sabana con invierno seco, ecuatorial o tropical húmedo, subtropical con invierno seco, subtropical sin estación seca con verano cálido, oceánico verano suave y semiárido cálido (Tabla I, en Apéndice 2). La especie tiene un alto grado de versatilidad ambiental.

2.04. Nativo o naturalizada en hábitats con periodos extensivos de sequía

R= Sí (1). En México, de acuerdo a los registros de ocurrencia en la base de datos, *R. oleracea* se presenta en Morelos, una zona con periodos prolongados de sequías (de acuerdo a datos del SMN; Apéndice 3). En la literatura se indica que *R. oleracea* es ligeramente resistente a la sequía (PlantFile, 2019e), pudiendo tolerar estaciones secas de hasta cinco meses (CABI, 2019e); en algunas regiones se le considera como resistente a la sequía, pero no se ofrece mayor información (Le jardín natural, 2019).

2.05. Hay evidencia de introducciones repetidas fuera de su rango de distribución natural?

R= Sí. *R. oleracea* es una palmera ornamental que se ha cultivado en todo el mundo y se ha introducido reiteradamente en distintos sitios desde el siglo XVI. Fue introducida en Brasil proveniente de la Guayana Francesa; de aquí se le llevó las Islas Mauricio en el siglo XVI (D'Elboux, 2006); desde este sitio se introdujo en Río de Janeiro en 1809; a mediados del siglo XIX se introdujo en Venezuela. En España, se importó fuertemente desde Venezuela a partir de 1992; posteriormente, hubo continuas introducciones hasta llevarla a Santa Cruz de Tenerife (Islas Canarias) durante 1995-2000 (Morici, 2010b) (ver Comercialización). En el municipio de Altamira, Pará, Brasil, fue registrada en las plazas hacia principios de la década de 2010 (de Souza *et al.*, 2013).

En la ciudad de Guadalajara, México se introdujo durante la primera mitad del siglo XX (Chávez-Anaya *et al.*, 2010; NAE-SEMADES- 005/2005).

3. Maleza en cualquier sitio

3.01. Naturalizado fuera de su rango nativo de distribución

R= Sí (2). Se considera una planta naturalizada e invasora (Randall, 2012) (ver apartado Estatus y base de datos). Como ejemplo, se le ha reportado como naturalizada en las Guayanas (Henderson *et al.*, 1995), en el bosque lluvioso de Panamá (Svenning, 2002), en la Isla Santay, Ecuador (Herrera *et al.*, 2017), en Nueva Caledonia (Mackee, 1985) y en Hawai (Meyer *et al.*, 2008). *R. oleracea* ha sido introducida y naturalizado también en Bolivia, Costa Rica, Honduras, Puerto Rico, Indonesia, Madagascar y Namibia (Herrera *et al.*, 2017). Se ha registrado en la ciudad de Oceanside, en San Pedro y Vista, en el estado de California. En Hollywood y Port Charlotte en Florida, y en Ainaloa, Hawai (Dave's Garden, 2019).

3.02. Maleza de jardines o de espacios de uso público urbano

R= No (0). No hay evidencias de que sea una maleza que genere un impacto dentro de jardines o espacios urbanos. Se reporta que ha escapado extensamente del cultivo en jardines (Svenning, 2002; Zucaratto & Pires, 2014). Es factible que invada zonas urbanas y zonas adyacentes.

3.03. Maleza agrícola, hortícola o forestal

R= Sí (4). *R. oleracea* se cultiva como planta ornamental y puede invadir cualquier área desde la zona de cultivo; puede escapar de cultivos (Randall, 2012) (ver apartados Ecología y Estatus).

3.04. Maleza ambiental (campo)

R= Sí (4). *R. oleracea* afecta la abundancia, riqueza y diversidad de especies de plántulas nativas que crecen debajo de las palmeras adultas, al parecer porque las partes reproductivas y las hojas grandes y pesadas pueden llegar a alterar la intensidad de luz y humedad recibidas por las otras especies. También se le considera como una especie invasora en los pantanos de la Guayana, en los bosques de Panamá y Atlántico del sur de Brasil, afectando el hábitat y la diversidad biológica (Svenning, 2002; Zucaratto y Pires, 2014). Por otro lado, consume una gran cantidad de agua, por lo que afecta al funcionamiento de los ecosistemas (Braun, 1996; Enciclovida, 2019d) (ver Impactos ambientales y a la biodiversidad).

3.05. Relación filogenética cercana con especies de malezas

R= No (0). Esta especie no tiene congéneres que sean considerados malezas.

Biología/Ecología

4. Rasgos indeseables

4.01. Produce espinas, o estructuras ganchudas

R= No (0). No presenta estas estructuras (ver apartado de Descripción de la especie).

4.02. Alelopática

R= No (0). No hay evidencia.

4.03. Parásita

R= No (0). *R. oleracea* es una planta de crecimiento arbóreo (ver apartado de Descripción de la especie).

4.04. No adecuado para animales de pastoreo

R= No (-1). No hay evidencias de que no puedan consumirla los herbívoros de pastoreo. En la Isla Santay, Ecuador, se ha registrado que por más de 100 años, se practicó la ganadería y el cultivo de arroz en la isla, por lo que las palmeras se encuentran en estos sitios de pastoreo extensivo (Herrera *et al.*, 2018) (ver Usos y comercialización).

4.05. Tóxica a animales

R= No (0). No hay evidencias de su toxicidad para animales, inclusive se indica que varias partes de la planta son comestibles (Fern, 2019) y que sus frutos son consumidos por murciélagos y aves (Zona & Henderson, 1989; Bonadie & Bacon, 2000) (ver apartados de Ecología y Usos y comercialización).

4.06. Hospedero de plagas o patógenos reconocidos

R= Sí (1). *R. oleracea* se reporta como hospedero del coleóptero *Rhynchophorus palmarum* (Coleptera: Curculionidae) que es un picudo reconocido como una de las plagas más importantes de palmas ornamentales, principalmente de plantaciones comerciales de *Cocos nucifera*, *Elaeis guineensis* y *P. canariensis* (CABI, 2019e; <https://www.cabi.org/isc/datasheet/47473>). Además ese insecto es vector del nemátodo *Bursaphelenchus cocophilus*, que causa la enfermedad del anillo rojo, la cual produce la muerte de las palmeras (Hoyos & Braun, 2001; Naturalista, 2019b) (ver Ecología).

4.07. Causa alergias o es tóxico para los humanos

R= No (0). Varias partes de la planta son comestibles, como la yema de crecimiento apical; se obtiene almidón comestible de la médula del tallo y del fruto se obtiene aceite (Fern, 2019) (ver Usos y comercialización).

4.08. Crea un riesgo de incendio en sistemas naturales

R= No (0). No hay evidencia.

4.09. Es una planta tolerante a la sombra en alguna fase de su ciclo de vida

R= Sí (1). Las palmas más jóvenes y las plántulas de *R. oleracea* prefieren las condiciones de sombra con luz ligera (sombra moteada) (Palm and Cycad Societies de Australia, 2017).

4.10 Crece en suelos de México

R= Sí (1). *R. oleracea* crece en México en suelos tipo feozem háplico, regosol eútrico y vertisol pélico (cada uno de los tres registros se encuentra en un tipo de suelo distinto) (Apéndice 4) (ver apartado Ecología).

4.11. Hábito trepador

R= No (0). *R. oleracea* es una palma de estructura arbórea (ver apartado de Descripción).

4.12. Crecimiento cerrado o denso

R= Sí (1). En Venezuela, hay formaciones boscosas palustres donde *R. oleracea* es dominante. Se pueden encontrar comunidades monoespecíficas y bosques de palmeras con una alta densidad de la palma real (Colonnello *et al.*, 2014). En la cuenca del río Aroa, también en Venezuela, se determinaron densidades de *R. oleracea* de entre 300 y 400 individuos/ha en 27 comunidades (ver Ecología).

5. Tipo de planta

5.01. Acuática

R= No (0). *R. oleracea* es una planta terrestre. Ver apartado de Descripción.

5.02. Pastos (Poaceae)

R= No (0). Es una planta de porte arbóreo (eFloras.org). Ver apartado de Descripción.

5.03. Plantas fijadoras de Nitrógeno

R= No (0). No ha evidencia (ver apartado de Descripción y Biología e historia Natural).

5.04. Geófito

R= No (0). Ver apartado de Descripción.

6. Reproducción

6.01. Evidencia de bajo éxito reproductivo en su lugar de origen

R= No (0). No hay reporte de estas evidencias (ver apartado de Biología e historia Natural).

6.02. Produce semillas viables

R= Sí (1). La viabilidad de las semillas de *R. oleracea* es corta, de 4 a 6 semanas (Jones, 1994; Naturalista, 2019b). Se ha encontrado que la viabilidad puede oscilar entre 51-78%, dependiendo de la cantidad de agua y lluvias (ver apartados de Biología e historia natural).

6.03. Hibrida de manera natural

R= Sí (1). *Roystonea oleracea* puede hibridar fácilmente con otras especies del género, especialmente con *R. regia* en los trópicos (Palm and Cycad Societies of Australia, 2017).

6.04. Autofecundación

R= Sí (1). Aunque se sabe poco sobre el sistema reproductivo de la especie, tienen protandria (las flores masculinas maduran primero que las femeninas) y las flores son unisexuales (ambos sexos se localizan en la misma planta) (Zona, 1996), por lo que al ser monoica se espera ocurra la autofecundación (ver apartado de Biología).

6.05. Requiere de polinizadores especialistas

R= No (0). No se reportan polinizadores especialistas. Aunque pero se ha registrado a los himenópteros de la familia Apidae como los principales polinizadores, entre los que se encuentran las abejas sin aguijón o pegones (*Trigona sp.*) y las abejas (*Apis sp.*) (ver apartado de Ecología).

6.06. Reproducción vegetativa

R= No (-1). No hay evidencia.

6.07. Tiempo generacional mínimo

R= (-1) La producción de flores de *R. oleracea* inicia después de los 6 años. La palma real tiene una tasa de crecimiento de 24 cm por año, que es relativamente rápido (Zona, 1996; Hoyos & Braun, 2001; Palm and Cycad Societies of Australia, 2017; Naturalista, 2019b). *R.*

oleracea es una especie muy longeva, que puede llegar a vivir hasta 200 años (Braun, 1996; Naturalista, 2019b; PlantFile, 2019e) (ver apartado Biología).

7. Mecanismos de dispersión

7.01. Los propágulos probablemente puedan ser dispersados no intencionalmente

R= No (-1). No hay evidencias (ver apartado Rutas de introducción).

7.02. Los propágulos se dispersan intencionalmente por el humano

R= Sí (1). *R. oleracea* se ha comercializado ampliamente con fines ornamentales dada su apariencia estética, majestuosa, y por su facilidad de cultivo (Zucaratto & Pires, 2014; CABI, 2019e) (ver apartados de Rutas de introducción e Historia de los individuos comercializados).

7.03. Los propágulos pueden ser dispersados como contaminantes de productos

R= No (-1). No existe evidencia.

7.04. Propágulos adaptados a dispersarse por el viento

R= No (-1). No existe evidencia de estructuras que le permita dispersarse con el viento. (ver Ecología).

7.05. Propágulos con capacidad de flotación exclusivamente en ambientes terrestres

R= Sí (1). No hay registros de que la palma real sea dispersada por el agua, pero debido a que es una especie que se desarrolla en áreas inundadas, es altamente probable que los frutos y/o semillas se dispersen mediante el agua (CABI, 2019e).

7.06. Propágulos dispersados por aves

R= Sí (1). Las aves consumen los frutos y dispersan las semillas de la palmera (Zona & Henderson, 1989; Bonadie & Bacon, 2000; Staples *et al.*, 2000; Pires, 2006; Nascimento *et al.*, 2013).

7.07. Propágulos dispersados por animales (de manera externa)

R= No (-1). No hay evidencias.

7.08. Propágulos dispersados por animales (de manera interna)

R= Sí (1). Tanto las aves como algunas especies de murciélagos se alimentan de los frutos de *R. oleracea*, por lo que realizan la dispersión de las semillas (Zona & Henderson, 1989).

8. Atributos de persistencia

8.01. Producción de semillas prolífica

R= Sí (1). Produce miles de semillas, es una palma prolífica (Braun, 1996; Naturalista, 2019b) (ver apartado de Biología).

8.02. Evidencia de que un banco de propágulos (semillas) es formado (>1 año)

R= No (-1). Se ha encontrado es que la viabilidad de las semillas de *R. oleracea* es corta, de cuatro a seis semanas; la longevidad de las semillas es menor a un año (Jones, 1994; Maciel, 2001; Naturalista, 2019b) (ver apartado de Biología e historia natural).

8.03. Es controlado por herbicidas

R= Se desconoce.

8.04. Es tolerante o se beneficia de mutilación, corte, cultivo o fuego

R= No (-1). No hay evidencia.

En México, *R. oleracea* tolera distintos tipos de suelos degradados (SEMARNAT, 2004; CONABIO, 2012; Apéndice 4):

Suelos con degradación física por pérdida de la función productiva:

- Por urbanización con degradación extrema: Guadalajara, Jalisco; Colima, Colima.

Suelos con degradación química por declinación de la fertilidad y reducción del contenido de materia orgánica.

- Por actividades agrícolas con degradación moderada: Jiutepec, Morelos.

8.05. Enemigos naturales efectivos en México

R= Sí (-1). *Rhynchophorus palmarum* es un escarabajo enemigo natural de *R. oleracea*. En México la presencia de esta plaga se reporta en todas las regiones de México con clima cálido-húmedo. Este coleóptero es vector del nemátodo *Bursaphelenchus cocophilus*, que causa la enfermedad del anillo rojo, la cual produce la muerte de las palmeras (Hoyos & Braun, 2001; Naturalista, 2019b) (ver Ecología).

8. Riesgo de invasión de *Roystonea oleracea* en función de la similitud climática

R. oleracea presenta un elevado riesgo de invasión en una franja estrecha de México en particular en Tabasco, la península de Yucatán, Guerrero y Chiapas (Fig. 58a), considerando la similitud climática que hay en México con las áreas de su distribución nativa; si se considera la distribución de invasión, el riesgo se eleva en gran parte del país, exceptuando la península de Baja California (donde el riesgo es intermedio en la Sierra de la Laguna, en la región del Cabo), y la parte árida del norte del país (Fig. 58b). Para Norteamérica el riesgo es alto en Florida, en una franja estrecha costera del Golfo de México y en la zona costera del Pacífico, desde California hasta el estado de Washington; para Centroamérica el riesgo es muy alto (Fig. 58c).

Si comparamos los mapas de climas generados a partir de los mapas climáticos mundiales, se puede observar que hay una mayor versatilidad de climas en las áreas invadidas comparado con la distribución nativa (Apéndice 2). Asimismo, se denota la variedad de climas que son adecuados para el establecimiento de la especie en México (Apéndice 2).

Roystonea oleracea

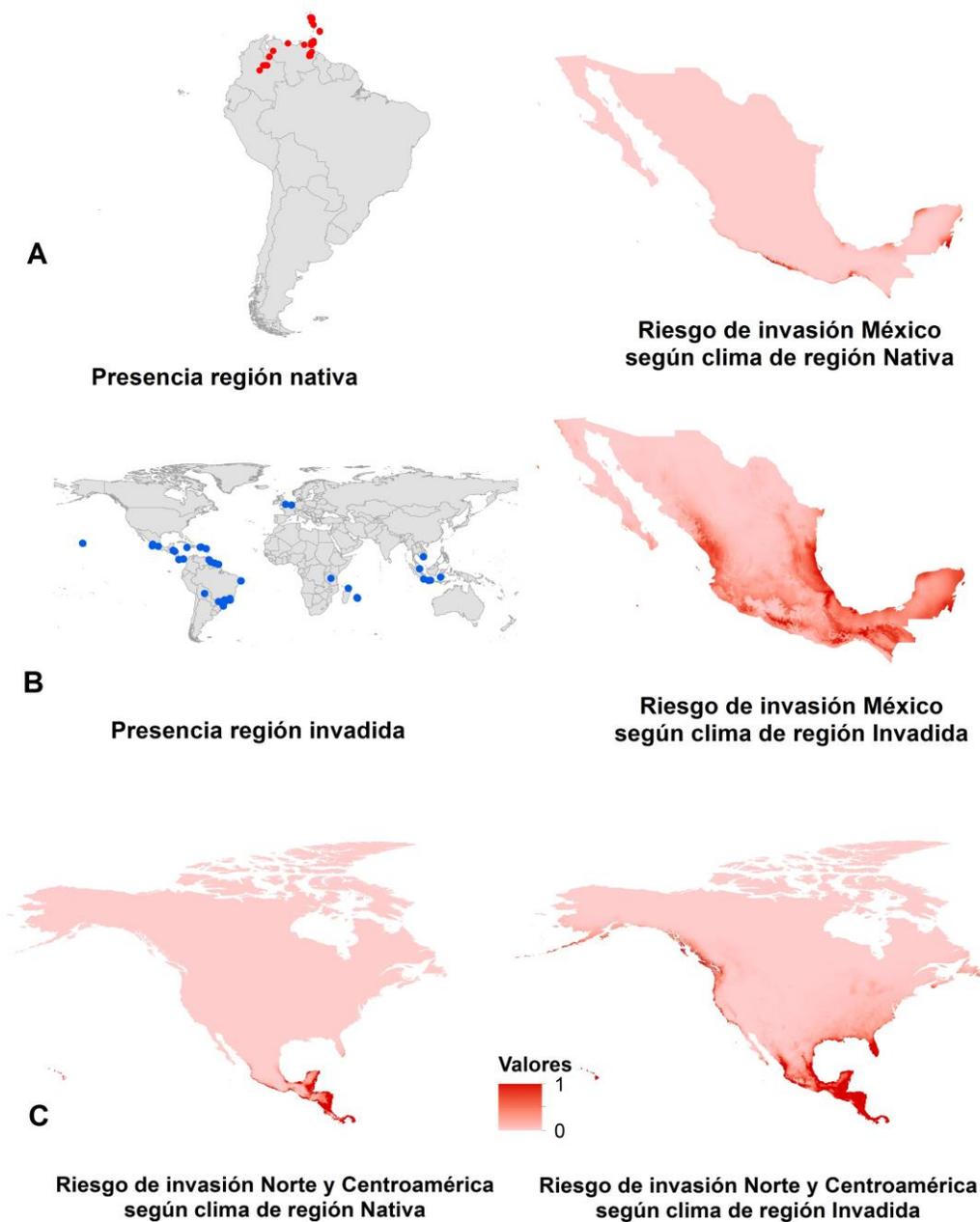


Figura 58. Modelos de Maxent para *Roystonea oleracea* calibrados en su región nativa (A) y de invasión (B) y proyectados a Norte y Centroamérica (C); notar el riesgo para México dentro de esta región. Los mapas de distribución geográfica potencial de la derecha indican las áreas con condiciones climáticas y topográficas adecuadas para el establecimiento de *Roystonea oleracea*. Los puntos rojos y azules representan la presencia de la especie en la región nativa e invadida respectivamente.

9. Resultado del Análisis de riesgo de *Roystonea oleracea*

De acuerdo a los valores mostrados en el Apéndice 1 que se obtienen de las respuestas justificadas para la especie, el puntaje WRA (Weed Risk Assessment, con las modificaciones para las condiciones en México basado en Gordon *et al.* (2010)) para *Roystonea oleracea* fue de **18**. Debido a que el puntaje es mayor que 6 (ver Anexo 1 sobre estos valores), el taxón debe ser **Rechazado**.

10. Conclusión

El valor máximo del puntaje que puede tener una especie de planta para no ser rechazada para su introducción en un país considerando el WRA es igual a 6, por lo que la recomendación es que *Roystonea oleracea* es que debe ser **rechazada** y considerada como una especie invasora (maleza) de alto riesgo. Por lo anterior, no debe de ser comercializada ni permitirse su introducción al país bajo ningún concepto. Asimismo, debe de ser una especie para la que se establezca un plan de control y erradicación. El riesgo de invasión obtenido por modelación en función de la similitud climática es elevado (en particular al considerar la distribución de invasión) en gran parte del país, exceptuando la península de Baja California y la parte árida del norte del país.

Modelación de riesgo para la distribución de híbridos potenciales entre especies de palmas en México:

Al proyectar para México la distribución geográfica potencial de las especies de palmas que pueden hibridar, se muestran los escenarios en función de la similitud climática considerando las probabilidades de que coincidan en su distribución en México. Establecer estos riesgos de hibridación es importante porque se ha encontrado que los híbridos pueden ser más invasivos que cualquiera de las plantas madre, pues son más resistentes a variación ambiental y más competitivos con las especies nativas, lo que implica un potencial de invasividad mayor (Gaskin & Shafroth, 2005; Gouldthorpe, 2008; Gaskin, 2013).

Los escenarios modelados muestran lo siguiente:

a) Híbridos *Elaeis guineensis* X *Elaeis oleifera*:

Al proyectar la distribución potencial de las dos especies de *Elaeis*, *E. guineensis* y *E. oleifera* para determinar el riesgo de hibridación en México considerando tanto el clima de la región invadida como la nativa, se denota que hay un riesgo en la parte sur del país, en particular en parte de Veracruz, Tabasco, Campeche, parte de la región costera oriental de la península de Yucatán; por el otro lado, hay un riesgo en una franja de parte de Chiapas, Oaxaca y Guerrero (Fig. 59). Hay riesgos de hibridación en Centroamérica (Fig. 59). Los riesgos de hibridación se encuentran localizados en zonas tropicales y subtropicales en México.

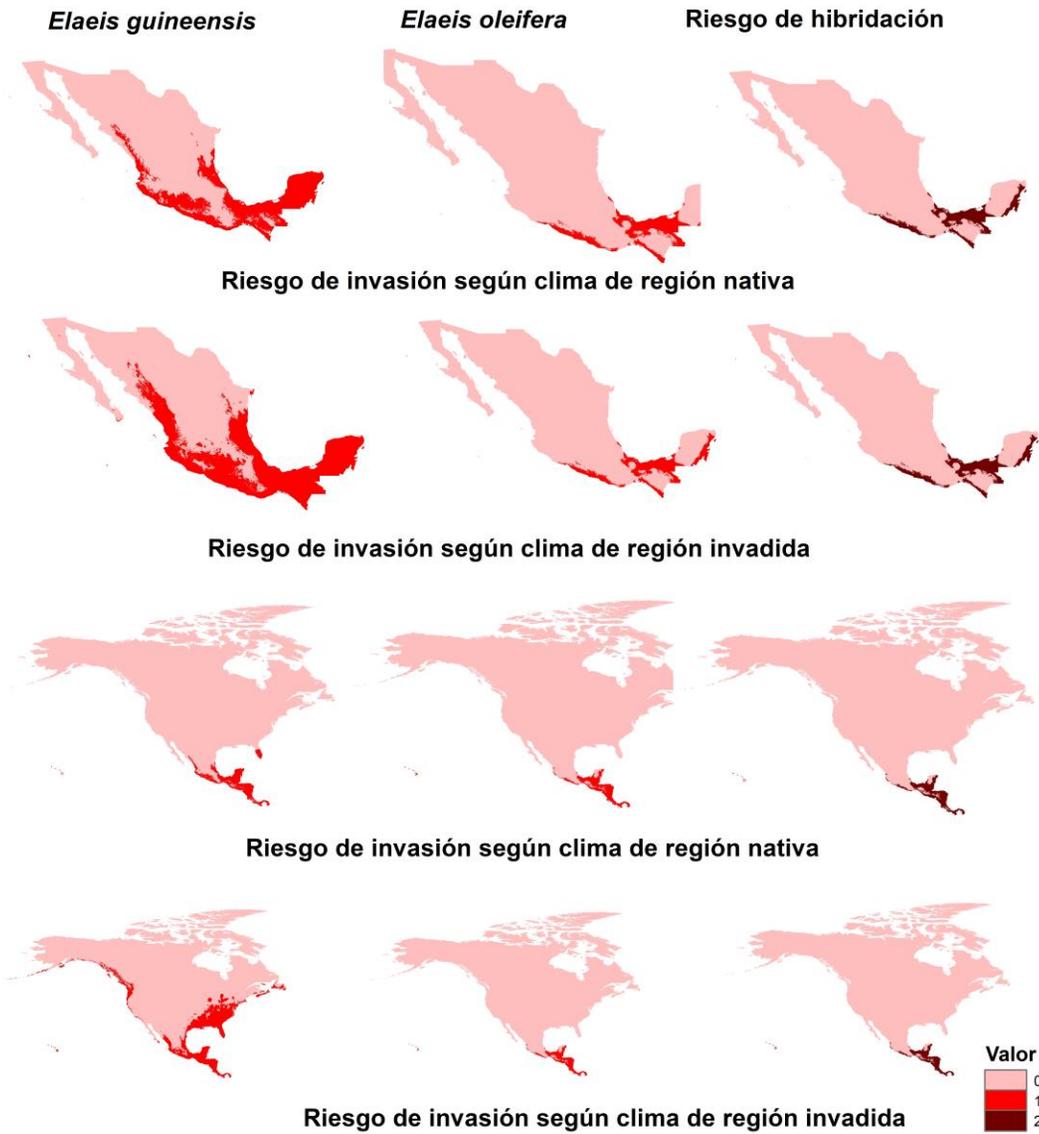


Figura 59. Modelos de Maxent para el híbrido *E. guineensis* X *E. oleifera* calibrados en su región nativa y de invasión y proyectados a México. Se representa el riesgo de hibridación, según los escenarios de riesgos de invasión por clima en región nativa e invadida, mostrando los riesgos para México y la regiones de Norteamérica y Centroamérica. La gradación de colores corresponde a la coincidencia en la distribución de las especies. El 1 corresponde a los sitios donde existen condiciones para una especie, el 2 es donde coinciden las dos especies por lo que indicaría el potencial riesgo de hibridación, y 0 es donde no hay condiciones para ninguna de las especies.

b) Híbridos *Phoenix canariensis* X *Phoenix dactylifera*:

Al proyectar la distribución potencial de las dos especies de *Phoenix*, *P. canariensis* y *P. dactylifera* para determinar el riesgo de hibridación en México se denota que hay un riesgo en gran parte del país al considerar el clima de la región invadida. Si se ve solo para México, el riesgo de hibridación se denota menos que al considerar toda la región de Norteamérica y Centroamérica; en este caso, el riesgo es para prácticamente todo el país, exceptuando algunas zonas con una elevada precipitación y en la península de Yucatán (Fig. 60). Para Norteamérica son elevados en todo el sur de EUA. Hay bajos riesgos de hibridación en Centroamérica, más localizados (Fig. 60).

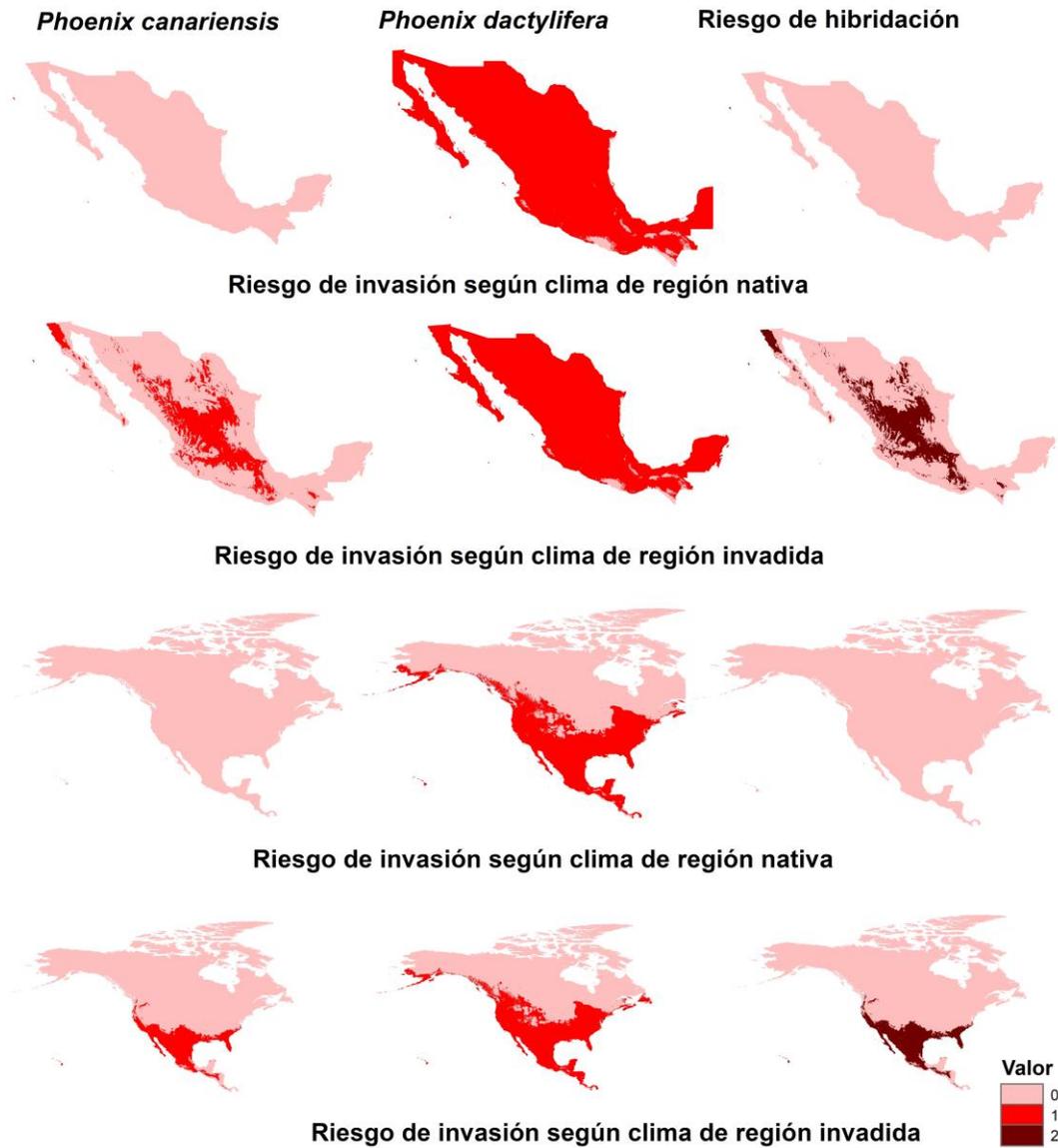


Figura 60. Modelos de Maxent para el híbrido *P. canariensis* X *P. dactylifera* calibrados en su región nativa y de invasión y proyectados a México. Se representa el riesgo de hibridación, según los escenarios de riesgos de invasión por clima en región nativa e invadida, mostrando los riesgos para México y dentro de la región de Norteamérica y Centroamérica. La gradación de colores corresponde a la coincidencia en la distribución de las especies. El 1 corresponde a los sitios donde existen condiciones para una especie, el 2 es donde coinciden las dos especies por lo que indicaría el potencial riesgo de hibridación, y 0 es donde no hay condiciones para el establecimiento ninguna de las especies.

c) Híbridos *Roystonea oleracea* X *Roystonea regia*:

Al proyectar la distribución potencial de las especies *Roystonea oleracea* y *R. regia* para determinar el riesgo de hibridación en México se denota que hay un riesgo en el este y sureste del país. Al considerar la similitud con la distribución nativa, los riesgos de hibridación son muy localizados dentro de Veracruz, Campeche y la península de Yucatán, así como una franja costera muy estrecha en el Pacífico. Al considerar el clima de la región invadida, una gran parte del país tendría el riesgo de hibridación, exceptuando el norte y prácticamente toda la península de Baja California (exceptuando la región del Cabo y Bahía Magdalena (Fig. 61). Hay bajos riesgos de hibridación en Centroamérica y son inexistentes para Norteamérica (Fig. 61).

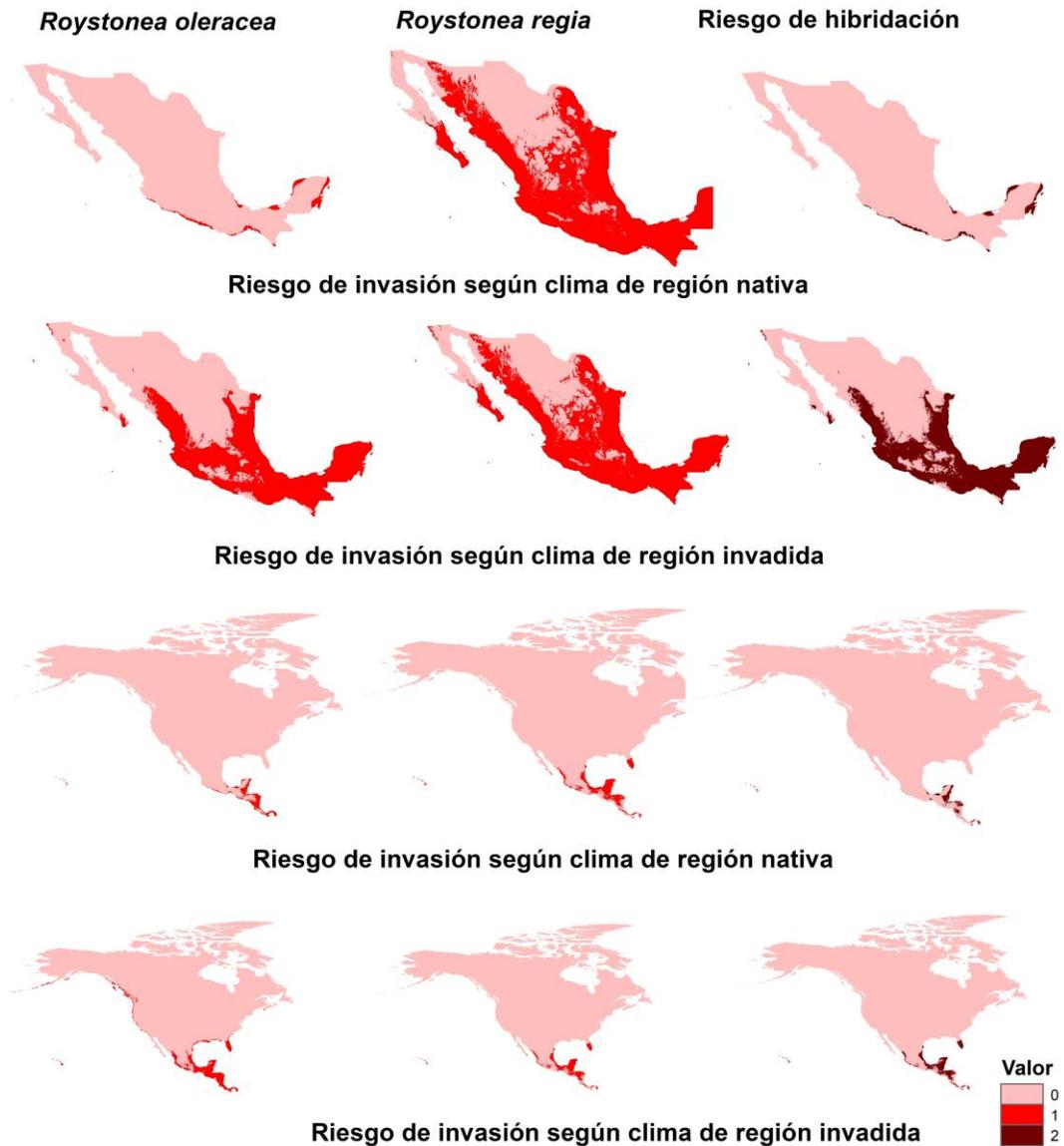


Figura 61. Modelos de Maxent para el híbrido *R. oleracea* X *R. regia* calibrados en su región nativa y de invasión y proyectados a México. Se representa el riesgo de hibridación, según los escenarios de riesgos de invasión por clima en región nativa e invadida, mostrando los riesgos para México y dentro de la región de Norteamérica y Centroamérica. La gradación de colores corresponde a la coincidencia en la distribución de las especies. El 1 corresponde a los sitios donde existen condiciones para una especie, el 2 es donde coinciden las dos especies por lo que indicaría el potencial riesgo de hibridación, y 0 es donde no hay condiciones para ninguna de las especies.

d) Híbridos *Roystonea oleracea* X *Roystonea dunlapiana*:

Al proyectar la distribución potencial de las especies *Roystonea oleracea* y *R. dunlapiana* para determinar el riesgo de hibridación en México se denota que hay un riesgo sobre todo en el este y sureste del país. Al considerar la similitud con la distribución nativa, los riesgos de hibridación son muy localizados dentro de Veracruz, Oaxaca, Campeche y la península de Yucatán, así como dentro de una franja costera muy estrecha en el Pacífico. Al considerar el clima de la región invadida, hay más zonas donde ocurriría la hibridación, desde Tamaulipas hasta la península de Yucatán, algunas zonas de Chiapas y algunas de la vertiente Pacífico (Fig. 62). Hay bajo riesgo de hibridación en Centroamérica y son inexistentes para Norteamérica (Fig. 62).

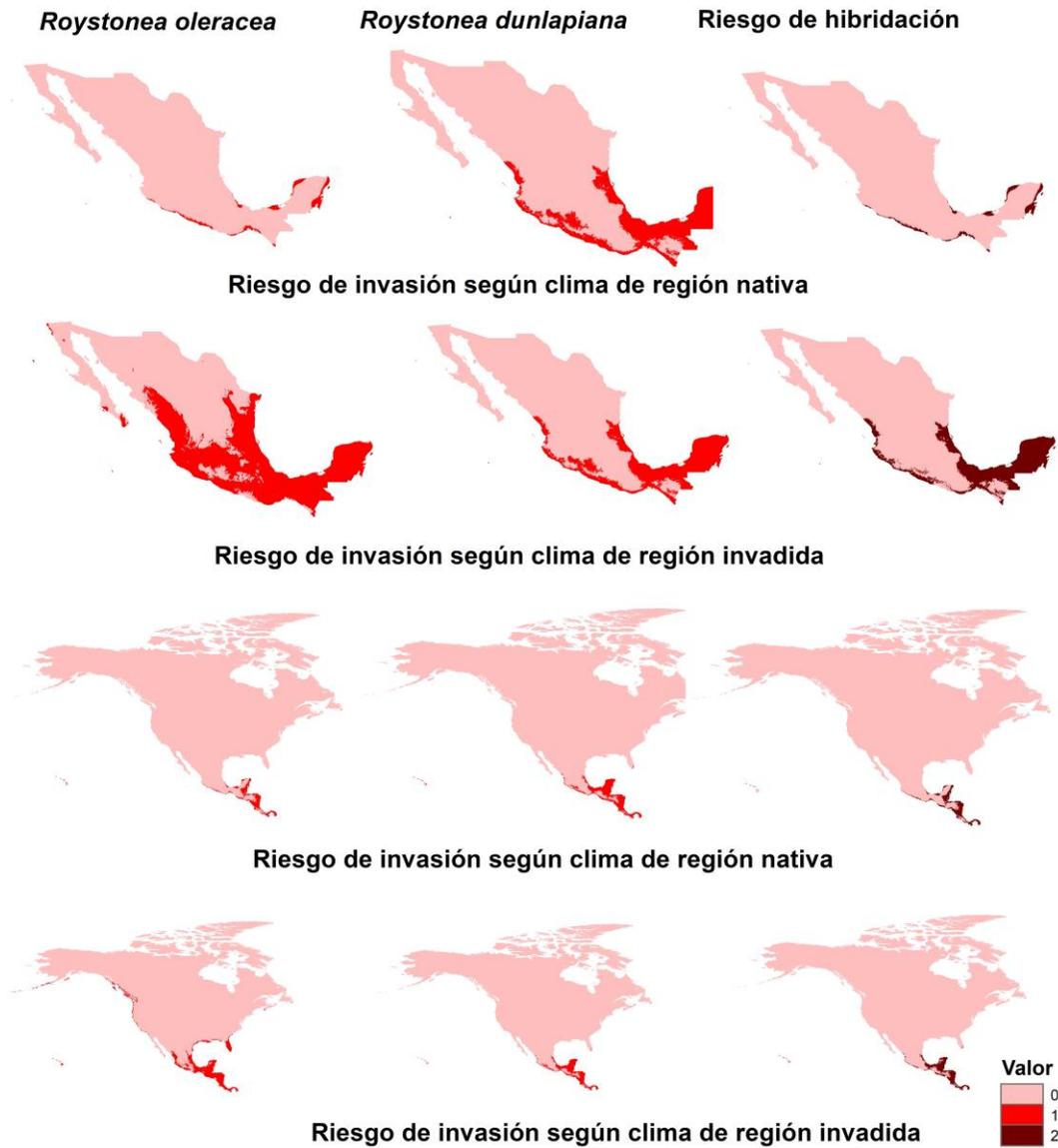


Figura 62. Modelos de Maxent para el híbrido *R. oleracea* X *R. dunlapiana* calibrados en su región nativa y de invasión y proyectados a México. Se representa el riesgo de hibridación, según los escenarios de riesgos de invasión por clima en región nativa e invadida, mostrando los riesgos para México y dentro de la región de Norteamérica y Centroamérica. La gradación de colores corresponde a la coincidencia en la distribución de las especies. El 1 corresponde a los sitios donde existen condiciones para una especie, el 2 es donde coinciden las dos especies por lo que indicaría el potencial riesgo de hibridación, y 0 es donde no hay condiciones para ninguna de las especies.

En resumen, los riesgos de hibridación de las especies de palmas en México (que se sabe que hibridan en otras regiones), son extensos dentro del sur y sureste del país, en especial en Tamaulipas, Veracruz, Campeche, parte de Chiapas y península de Yucatán, en cuya distribución potencial coinciden los híbridos analizados. Los híbridos más extensamente distribuidos serían el híbrido de *Phoenix canariensis* X *P. dactylifera*. Y los dos de *Roystonea*, pero en mayor proporción el de *R. oleracea* X *R. regia*.

El híbrido *Elaeis guineensis* x *E. oleifera* parece tener una menor extensión en que podría desarrollarse. Asimismo, se ha visto que este híbrido presenta cierto grado de infertilidad y puede ser atacado por la enfermedad de marchitez sorpresiva (Jones & Hughes, 1989; León, 2000; Asipuela-Haro *et al.*, 2017), con lo que no sería un problema de ocurrir.

Conclusiones generales

1. Se tienen registros confirmados para las 5 especies de árboles palmas exóticas en México, *Elaeis guineensis* en 5 estados; *Livistona chinensis* en 3 estados; *Phoenix canariensis* en 14 estados; *Ptychosperma macarthurii*, en 2 estados; y *Rosystonea oleracea* en 3 estados.
2. La información recopilada para las 5 especies sobre su biología, ecología, historia de las introducciones, potencial de colonización y dispersión, así como la forma en que el humano interviene en su introducción y sus impactos, fue adecuada para realizar el análisis de riesgo de cada especie. No obstante, para *Ptychosperma macarthurii* la información fue más escasa y para ninguna de las especies se tenía la historia bien documentada de cómo ingresaron a México. Tampoco parece haber un control eficiente de la venta de los propágulos (semillas, plántulas) en las páginas de internet y en viveros que se anuncian por este medio
3. En cuanto a las rutas de transporte en México para las 5 especies de palmas, el componente más importante de su movimiento es el transporte por el hombre, bien por comercio o por su manejo simplemente como plantas de ornato. También pueden dispersarse por animales (aves y mamíferos) que consuman sus frutos; pocas de estas especies pueden reproducirse vegetativamente o asexualmente. Todas se reproducen principalmente por semillas. El agua puede transportar los propágulos de pocas de estas especies. Se han introducido en América y otras partes del mundo, básicamente por su comercio como plantas ornamentales, muy apreciadas. También en menor medida, se pueden usar con fines alimenticios, medicinales, y para producir artesanías. Se sembraron estas plantas y se comercializaron. Posteriormente, se dieron los escapes. Las rutas de invasión y causas debieron estar relacionadas al comercio para México.
4. El análisis económico de los costos por el control, manejo y erradicación prácticamente no se ha documentado. Para México, no existe ningún análisis de impactos económicos ni a la productividad por la potencial invasión de estas

especies de palmas. Hay viveros en México que producen semillas y plántulas e inclusive plantas más grandes para su comercio. Se pueden consultar los costos de venta de las especies de palmas. Pero no hay información publicada sobre aspectos económicos de la comercialización de estas plantas.

5. El cultivo de una de las especies, la palma africana *Elaeis guineensis*, se está promoviendo fuertemente en México por el gobierno federal con el fin de incrementar la producción de aceite. El incremento de estos cultivos puede resultar en la pérdida de grandes extensiones de vegetación nativa, ya que la tierra se convertiría a monocultivos, tal como ya ha sucedido en varias partes del mundo (Asia, India) con la pérdida de cientos de miles de hectáreas y su biodiversidad por los cambios de uso de suelo para el cultivo de esta palma.
6. Existen métodos de control establecidos para las palmas, pero con poca información sobre las experiencias de la efectividad del control en grandes áreas donde se hayan escapado las palmas de alguna de las especies. Los programas de control y mitigación y las estrategias para el control deben incluir primero la prevención, eliminando su comercio. El control de estas especies es complicado porque la gente tiene una percepción positiva de las palmas, por su valor ornamental y estético.
7. La legislación mexicana no contempla actualmente a ninguna de estas especies de palmas como exóticas invasoras en el DOF, 2016.
8. En cuanto a la normatividad para la Legislación internacional, pocos países han reglamentado y controlado el comercio y entrada de algunas de las especies de palmas aunque estén incluidas como especies exóticas invasoras. Pocos países en general, las consideran invasoras.
9. De acuerdo a los puntajes obtenidos del análisis de riesgo WRA (Weed Risk Assessment, modificado a las condiciones en México), se concluye que todas las especies de palmas, *Elaeis guineensis*, *Livistona chinensis*, *Phoenix canariensis*, *Ptychosperma macarthurii* y *Rosystonea oleracea* deben ser rechazadas para su comercio e ingreso a México, debido a los riesgos de volverse una especie

altamente invasora, con los efectos negativos en los ecosistemas y en la economía en caso de su comercio y expansión en el país.

10. De acuerdo a la modelación de riesgo de las 5 especies de palmas con potencial invasor con lo que se obtuvo la probabilidad de invasión en México por afinidad climática, hay un riesgo alto de invasión por todas las especies de palmas, pero algunas especies tienen un rango más amplio y generalizado en el país como *Phoenix canariensis* y *Ptychosperma macarthurii*, también *Rosystonea oleracea* pero es menor. Para las otras especies está más restringido a ciertas regiones sobre todo las costeras tanto del Pacífico como del Golfo de México, y sobre todo en los ambientes tropicales y subtropicales.
11. Los riesgos de hibridación en México de especies de palmas que se sabe pueden hibridar, son extensos dentro del sur y sureste del país. Todos los híbridos potenciales que se podrían presentar en México tendrían una amplia extensión en el país, estos híbridos podrían tener un potencial invasor mayor al de las especies parentales. Los híbridos que tendrían una mayor distribución de acuerdo a la modelación son de *Phoenix canariensis* X *P. dactylifera* y *Rosystonea oleracea* X *R. regia*.
12. La invasión por las especies de palmas provocará en las zonas de México donde se expandan sus poblaciones, pérdida de biodiversidad, problemas por modificaciones en la disponibilidad de agua (ya que algunas de ellas consumen una elevada cantidad de agua y pueden causar alteraciones en los flujos de corrientes de agua), y problemas económicos ya que pueden ser hospederos de plagas que afectan cultivos económicamente importantes. Deben controlarse en su comercio, erradicarse de zonas naturales e impedir su expansión en México.
13. Se requiere realizar estudios específicos en el país de la biología y ecología de las 5 especies de palmas con potencial invasor en México, así como de los impactos para actividades productivas y de los costos económicos y para su manejo una vez establecida la invasión.

Literatura citada

Abbot, I. 1980. The distribution and cover of plant species on Carnac Island, Western Australia. *Journal of the Royal Society of Western Australia*. 63: 39-45.

Abella, S. R., Embrey, T. M., Schmid, S. M. & Prengaman, K.A. 2012. Biophysical correlates with the distribution of the invasive annual red brome (*Bromus rubens*) on a Mojave desert landscape. *Invasive Plant Science and Management*. 5: 47-56.

Adam, H., Jouannic, S., Escoute, J., Duval, Y., Verdeil, J. L. & Tregear, J. W. 2005. Reproductive developmental complexity in the African oil palm (*Elaeis guineensis*, Arecaceae). *American Journal of Botany*. 92 (11): 1836-1852.

Adams, C. D., Timms, F. J. & Hanlon, M. 2000. Phoenix date palm injuries: a review of injuries from the phoenix date palm treated at the Starship Children's Hospital. *Australian and New Zealand Journal of Surgery*. 70 (5): 355-357.

Ad Hoc Working Group on Invasive Species and Climate Change. 2014. Bioinvasions in a Changing World: A Resource on Invasive Species - Climate Change Interactions for Conservation and Natural Resource Management. The Aquatic Nuisance Species Task Force (ANSTF) and The National Invasive Species Council (NISC).

Ahmed, R. F., Elkhisy, E. A., El-Kashak, W. A., El Raey, M. A., Nassar, M. I. & Aboutabl, E. A. 2019. Structural characterization of polyphenolics in *Livistona chinensis* Using HPLC-PDA-MS. *Journal of Advanced Pharmacy Research*. 3 (1): 23-29.

Albert-Puentes, D., Pérez-Camacho, J. D. L. Á., Herrera-Oliver, P. P. & Álvarez de Zayas, A. M. 2011. Flora de la Quinta de los Molinos. *Acta Botánica Cubana*. 212: 1-14.

Alemán, N. M., de León Hernández, A. M. & Rodríguez-Pérez, J. A. 1999. Effect of salinity on germination of *Phoenix canariensis* and *Sabal palmetto* (Arecaceae). *Acta Horticulturae*. 486: 209-214.

Alho, C. J. R., Schneider, M. & Vasconcellos, L. A. 2002. Degree of threat to the biological diversity in the Ilha Grande State Park (RJ) and guidelines for conservation. *Brazilian Journal of Biology*. 62 (3): 375-385.

Amazon®. 2019. *Livistona chinensis*. Fecha de actualización: 14 de marzo de 2019. <https://www.amazon.com/Brantley-Palms-Livistona-Chinensis/dp/B07NC9C6PG>

- Amir, A., Noor, H. M. & Hambali, K.** 2015. Assessing avian richness and diversity in different regions of oil palm plantation in Selangor, Malaysia. *International Letters of Natural Sciences*. 42: 28-37.
- Andrianto, A., Komarudin, H. & Pacheco, P.** 2019. Expansion of oil palm plantations in Indonesia's frontier: problems of externalities and the future of local and indigenous communities. *Land*. 8 (4): 56.
- Annual Garden Guide.** 1933. New Arizona Seed & Floral Co. Henry G. Gilbert Nursery and Seed Trade Catalog Collection. Phoenix Arizona: New Arizona Seed & Floral Co., U.S. Department of Agriculture, National Agricultural Library. 24 p.
- Anónimo.** s/f. Amarillamiento letal del cocotero: causado por un fitoplasma. 106-112 p.
- Antia, B. S., Essien, E. E., Jacob, I. E. & David, E. M.** 2017. Phytochemical profile, antimicrobial and antioxidant activities of *Ptychosperma macarthurii* and *Archontophoenix tuckeri* seeds extracts. *American Journal of Chemistry and Application*. 4 (6): 50-54.
- Arias, J., Soto, J. & Pietrangeli, M.** 2011. Especies de palmas (Arecaceae) presentes en la ciudad de Maracaibo, estado Zulia, Venezuela. *Revista de la Facultad de Agronomía*. 28 (4): 471-486.
- Asipuela-Haro, R., Torres, Á. & Martínez-Rivero, M. A.** 2017. Transmisión de la enfermedad marchitez sorpresiva en palma aceitera por *Lincus curvatus* Campos & Roelly *Macropygium reticulare* Fabricius (Hemiptera: Pentatomidae). *Revista de Protección Vegetal*. 32 (2): 1-9.
- Asmussen, C. B., Dransfield, J., Deickmann, V., Barfod, A. S., Pintaud, J. C. & Baker, W. J.** 2006. A new subfamily classification of the palm family (Arecaceae): evidence from plastid DNA phylogeny. *Botanical Journal of the Linnean Society*. 151 (1): 15-38.
- Aymard, C., Farreras, P. & Schargel, R.** 2011. Bosques secos macrotermicos de Venezuela. En: Aymard C. G. A. (Ed.). Bosques de Venezuela: Un homenaje a Jean Pierre Veillón. BioLlania, Edición Especial 10:155-177.
- Azman, N. M., Latip, N. S. A., Sah, S. A. M., Akil, M. A. M. M., Shafie, N. J. & Khairuddin, N. L.** 2011. Avian diversity and feeding guilds in a secondary forest, an oil palm plantation and a paddy field in riparian areas of the Kerian River Basin, Perak, Malaysia. *Tropical Life Sciences Research*. 22 (2): 45-64.
- Balick, M. J. & Bek, H. T.** 1990. Use ful palms of the world: a synoptic bibliography (No. 634.9745 B3).
- Balslev, H., Kahn, F., Millan, B., Svenning, J-C., Kristiansen, T., Borchsenius, F., Pedersen, D. & Eiserhardt, W. L.** 2011. Species diversity and growth forms in tropical American palm communities. *The Botanical Review*. 77 (4): 381-425.

- Baltazar, A., Gonzales, F. L. A. & Soto, S.** 2014. Ciudad Lacustre. 19p. <https://workshopcdmx.wordpress.com/2014/09/06/investigacion-y-analisis-del-rio-magdalenalibro-equipo-8/>
- Barcelos, E., Rios, S. A., Cunha, R. N. V., Lopes, R., Motoike, S. Y., Babiychuk, E., Skirycz, A. & Kushnir, S.** 2015. Oil palm natural diversity and the potential for yield improvement. *Frontiers in Plant Science*. 6: 1-16.
- Barfod, A. S., Banka, R. & Dowe, J. L.** 2001. Field Guid to Palms in Papua New Guinea – with a multi-access key and notes on the genera. (Ed.) Denmark. AUU Reports 40, Department of Systematic Botany University of Aarhus. 91p. ISBN 87-87600-55-2.
- Barnes, A. D., Jochum, M., Mumme, S., Haneda, N. F., Farajallah, A., Widarto, T. H. & Brose, U.** 2014. Consequences of tropical land use for multitrophic biodiversity and ecosystem functioning. *Nature Communications*. 5: 5351.
- Barrow, S. C.** 1998. A Monograph of *Phoenix* L. (palmae: Coryphoideae). *Kew Bulletin*. 53 (3): 513-575.
- Bashkin, M., Stohlgren, T. J., Otsuki, Y., Lee, M., Evangelista, P. & Belnap, J.** 2003. Soil characteristics and plant exotic species invasions in the Grand Staircase-Escalante National Monument, Utha, USA. *Applied Soil Ecology*. 22 (1): 67-77.
- Basiron, Y.** 2007. Palm oil production through sustainable plantations. *European Journal of Lipid Science and Technology*. 109 (4): 289-295.
- Bastidas, R. & Zavala, Y.** 1995. Principios de entomología agrícola. Ediciones Sol de Barro. 395 p.
- Batista, G. S., Mazzini-Guedes, R. B., Lopes Pivetta, K. F., Pritchard, H. W. & Marks, T.** 2016. Seed desiccation and salinity tolerance of palm species *Carpentaria acuminata*, *Dypsis decaryi*, *Phoenix canariensis* and *Ptychosperma elegans*. *Australian Journal of Crop Science*. 10 (12): 1630-1634.
- Bayona-Rodríguez, C. J. & Mauricio-Romero, H.** 2016. Estimation of transpiration in oil palm (*Elaeis guineensis* Jacq.) with the heat ratio method. *Agronomía Colombiana*. 34 (2): 172-178.
- Beal, J. M.** 1937. Cytological studies in the genus *Phoenix*. *Botanical Gazette*. 99 (2): 400-407.
- Bedford, G. O.** 1980. Biology, ecology, and control of palm rhinoceros beetles. *Annual Review of Entomology*. 25 (1): 309-339.
- Benavides, M. H. M., Gazca, G. M. O. & López, L. S. F.** 2011. Propuesta metodológica para la conformación de un catálogo con nuevas opciones para la reforestación de la 2ª Sección

del Bosque de Chapultepec. Folleto Técnico Núm. 1. CENID-COMEF, INIFAP. México, D. F. 24 p.

Bergstrom, D. M., Lucieer, A., Kiefer, K., Wasley, J., Belbin, L., Pedersen, T. K. & Chown, S. L. 2009. Indirect effects of invasive species removal devastate World Heritage Island. *Journal of Applied Ecology*. 46 (1): 73–81.

Bermuda DENR. 2016. List of invasive plant species. Paget, Bermuda: Department of Environment and Natural Resources (DENR). Fecha de actualización: 08 de marzo de 2019. <http://environment.bm/>

Bhagwat, S. A. & Willis, K. J. 2008. Agroforestry as a solution to the oil-palm debate. *Conservation Biology*. 22 (6): 1368-1369.

Bhagwat, S., Cole, L. & Willis, K. J. 2012. Biodiversity conservation, rural livelihoods and sustainability of oil palm landscapes: problems and prospects. In: Simonetti, J. A., Grez, A. A. & Estades, C. F. (Eds.). Biodiversity Conservation in Agroforestry Landscapes: Challenges and Opportunities. Santiago de Chile. Editorial Universitaria. 117–130 p.

Black, R. J. 1985. Salt-tolerant plants for Florida. Service Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida. ENH26. 10 p.

Blanco, C., Carillo, T., Quiralte, J., Pascual, C., Esteban, M. M. & Castillo, R. 1995. Occupational rhinoconjunctivitis and bronchial asthma due to *Phoenix canariensis* pollen allergy. *Allergy*. 50 (3): 277-80.

Bonadie, W. A. & Bacon, P. R. 2000. Year-round utilisation of fragmented palm swamp forest by red-bellied macaws (*Ara manilata*) and orange-winged parrots (*Amazona amazonica*) in the Nariva Swamp (Trinidad). *Biological Conservation*. 95 (1):1-5.

Bonadie, W. A. 1998. The ecology of *Roystonea oleracea* Palm Swamp Forest in the Nariva Swamp (Trinidad). *Wetlands*. 18 (2): 249-255.

Borgen, L. 1970. Chromosome numbers of Macaronesian flowering plants. *Nytt Magasin for Botanikk*. 17 (3/4): 145-161.

Botanyboy.org. 2018. The chinese fan palm, *Livistona chinensis*. Fecha de actualización: 09 de junio de 2019. <http://botanyboy.org/wp-content/uploads/LivinstoniaChinensisFLS.jpg>

Braun, A. 1988. El Cultivo de Palmas en el Trópico", Tipografía Cervantes. Caracas. 67 p. ISBN: 9803000888.

Braun, A. 1996. El Chaguaramo, sus afinidades, sus características. Litho-Tip. ISNB 980-262-492-6.

- Briceño, A., Hilevski, S., Pérez, R., Flores, M. A. & Díaz, E.** 2017. Estado de conservación de la colección de palmas: Ecoparque Universidad de Carabobo. *Revista Agrollania de Ciencia y Tecnología*. 14: 67-73.
- Brodie, C. & Reynolds, T.** 2012. Review of recent plant naturalisations in South Australia and initial screening for weed risk. Department for Environment and Natural Resources Technical Report 2012/02, nº. Adelaide. 11p.
- Broschat, T. K.** 2005. Nutrient deficiencies of landscape and field-grown palms in Florida. University of Florida Department of Environmental Horticulture. ENH1018.
- Brown, R.** 1838. *Livistona*. Historia Naturalis Palmarum. In C. F. P. de Martius (Ed.). Genera et species Palmarum. Weigel. Lipsiae, Germany. 240-241 p.
- Brusati, E. & DiTomaso, J. M.** 2003. Part IV. Plant Assessment Form: *Phoenix canariensis* Chabaud. Department of Plant Sciences, Mail Stop 4, Davis, CA.
- Burkhart, B. & Kelly, M.** 2005. Which weeds dominate Southern California urban riparian systems? *Cal-IPC News*. 13 (1): 4-12.
- Butler, R. A. & Laurance, W. F.** 2009. Is oil palm the next emerging threat to the Amazon? *Tropical Conservation Science*. 2 (1): 1-10.
- Butts, E. H.** 1959. *Livistona chinensis* naturalized in Florida. *Principes*. 3: 133
- Cabrera, A. L.** 1971. Fitogeografía de la República Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*. 14 (1-2): 1-44.
- Cabrera-Moreta, N. A.** 2016. Production and analysis of biodiesel from the fruits of *Roystonea oleracea*. Tesis de ingeniería Ambiental. Universidad San Francisco de Quito. Quito, Ecuador.
- Cacho, O. J., Spring, D., Pheloung, P. C. & Hester, S.** 2006. Evaluating the feasibility of eradicating an invasion. *Biological Invasions*. 8: 903-913.
- Cajas-Castillo, J. O., Cobar-Carranza, A. J., Ávila-Santa, C., Kraker-Castañeda, C. & Quiñónez-Guzmán, J. M.** 2015. Diversidad de aves de sotobosque en bosques tropicales, áreas de regeneración natural y cultivos de palma africana en humedales del Lago de Izabal, Guatemala. *Ornitología Neotropical*. 26 (1): 1-12.
- Calflora.** 2015. Illustrated Plant. Los Penasquitos Canyon Preserve. Fecha de actualización: 5 de marzo de 2019. https://www.calflora.org/app/ipl?vrid=ce981&list_id=&family=t&fmt=simple
- California Invasive Plant Council Inventory (Cal-IPC).** 2019. *Phoenix canariensis*. Fecha de actualización: s/f. <https://www.cal-ipc.org/plants/profile/phoenix-canariensis-profile/>

Callicott, J. B. & Mumford, K. 1997. Ecological sustainability as a conservation concept: sustentabilidad ecológica como concepto de conservación. *Conservation biology*. 11(1): 32-40.

Cao, Z., Zheng, L., Zhao, J., Zhuang, K., Hong, Z. & Lin, W. 2017. Anti-angiogenic effect of *Livistona chinensis* seed extract in vitro and in vivo. *Oncology letters*. 14 (6): 7565-7570.

Carrere, R. 2006. Palma aceitera de la cosmética al biodiesel: la colonización continúa. *Movimiento Mundial por los Bosques Tropicales*. 126 p. ISBN: 9974-7969-6-2.

Carrión, L. & Cuvi, M. 1985. La palma africana en el Ecuador: tecnología y expansión empresarial. Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales, sede Quito. 83 p.

Carvalho, F. A., Nascimento, M. T. & Oliveira-Filho, A. T. 2008. Composição, riqueza e heterogeneidade da flora arbórea da bacia do rio São João (estado do Rio de Janeiro, Brasil). *Acta Botanica Brasilica*. 22 (4): 929-940.

Castro, G. 2009. México: los efectos de la palma africana. En: Emanuelli, M. S., Jonsén, J. & Suárez, M. (Eds.). *Azúcar roja desiertos verdes*. FIAN Internacional, Suecia. 219-228 p. ISBN: 978-607-95101-2-1.

Centre for Agricultural Bioscience International (CABI) & European and Mediterranean Plant Protection Organization (EPPO). 1999. *Ralstonia solanacearum* race 1. [Distribution map]. CAB International Wallingford UK. ISSN: 0012-396X.

Centre for Agricultural Bioscience International (CABI). 2019a. Datasheet: *Elaeis guineensis* (African oil palm). Autor: Pasiecznik, N. Fecha de actualización: 22 de noviembre de 2019. <https://www.cabi.org/isc/datasheet/20295>

Centre for Agriculture and Biosciences International (CABI). 2019b. Invasive Species Compendium, Datasheet: *Livistona chinensis* (Chinese fan palm). Autor: Rojas-Sandoval, J. Fecha de actualización: 21 de noviembre de 2019. <https://www.cabi.org/isc/datasheet/31059>

Centre for Agriculture and Biosciences International (CABI). 2019c. Invasive Species Compendium, Datasheet: *Phoenix canariensis* (Canary Island date palm). Autor: Pasiecznik, N. Fecha de actualización: 22 de noviembre de 2019. <https://www.cabi.org/ISC/datasheet/40697>

Centre for Agriculture and Biosciences International (CABI). 2019d. Invasive Species Compendium, Datasheet: *Ptychosperma macarthurii* (Macarthur palm). Autor: Rojas-Sandoval, J. & Acevedo-Rodríguez, P. Fecha de actualización: 21 de noviembre de 2019. <https://www.cabi.org/isc/datasheet/45714>

Centre for Agriculture and Biosciences International (CABI). 2019e. Invasive Species Compendium, Datasheet: *Roystonea oleracea* (Caribbean royal palm). Autor: Florin, M.

Fecha de actualización: 19 de noviembre de 2019.
<https://www.cabi.org/ISC/datasheet/47910>

Cervantes, V., Carabias, J. & V. Arriaga. 2008. Evolución de las políticas públicas de restauración ambiental, en Capital natural de México, vol. III; Políticas públicas y perspectivas de sustentabilidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), México. 226 p.

Chabaud, B. 1882. Provence agricole et horticole illustrée; organe de l'agriculture et de l'horticulture méridionales. Toulon. 19: 293, f.66–68.1882.

Chakraborty, M., Das, K., Dey, G. & Mitra, A. 2006. Unusually high quantity of 4-hydroxybenzoic acid accumulation in cell wall of palm mesocarps. *Biochemical Systematics and Ecology*. 34 (6): 509-513.

Chatty, Y. & Tissaoui, T. 1999. Effect of temperature on germination of ornamental palm trees in Tunisia. *Acta Horticulturae*. 486: 165-167.

Chávez-Anaya, J. M. R., Villavicencio-García, A. L., Santiago-Pérez, S. L., Toledo- González & Godínez-Herrera, J. J. 2010. Arbolado de Chapalita: estado y valor. Universidad de Guadalajara. 62p.

Chen, P. & Yang, J. S. 2007. Studies on chemical constituents of *Livistona chinensis* seeds. *Chinese Traditional and Herbal Drugs*. 8: 665–667.

Cheng, X., Zhong, F., He, K., Sun, S., Chen, H. & Zhou, J. 2016. EHHM, a novel phenolic natural product from *Livistona chinensis*, induces autophagy-related apoptosis in hepatocellular carcinoma cells. *Oncology letters*. 12 (5): 3739-3748.

Cheung, S. & Tai, J. 2005. In vitro studies of the dry fruit of Chinese fan palm *Livistona chinensis*. *Oncology Reports*. 14 (5): 1331-1336.

Chimal-Hernández, A. & Corona, N. V. 2016. Árboles urbanos. En: CONABIO y SEDEMA (Eds.). La biodiversidad en la Ciudad de México. Vol. II. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) y Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal (SEDEMA). México. pp. 122-145.

China.cn. 2019. Foshan Greenworld Nursery Co., Ltd. Fecha de actualización: 09 de junio de 2019. <https://fsgreenworld.en.china.cn/>

Cienciacanaria. 2019. ¿Es la miel de palma mejor que la de las abejas? Fecha de actualización: 12 de septiembre de 2016 <https://www.cienciacanaria.es/secciones/a-fondo/705-es-la-miel-de-palma-mejor-que-la-de-las-abejas>

CLIMATE-DATA.ORG. 2019g. Clima Guadalajara. Fecha de actualización: s/f. <https://es.climate-data.org/america-del-norte/mexico/jalisco/guadalajara-6337/>

CLIMATE-DATA.ORG. 2019a. Clima Limeira. Fecha de actualización: s/f. <https://es.climate-data.org/america-del-sur/brasil/san-pablo/limeira-10497/>

CLIMATE-DATA.ORG. 2019b. Clima Jaboticabal. Fecha de actualización: s/f. <https://es.climate-data.org/america-del-sur/brasil/san-pablo/jaboticabal-34955/>

CLIMATE-DATA.ORG. 2019c. Clima Cúcuta. Fecha de actualización: s/f. <https://es.climate-data.org/america-del-sur/colombia/norte-de-santander/cucuta-5330/>

CLIMATE-DATA.ORG. 2019d. Clima Ciudad de México. Fecha de actualización: s/f. <https://es.climate-data.org/america-del-norte/mexico/distrito-federal/ciudad-de-mexico-1093/>

CLIMATE-DATA.ORG. 2019e. Clima Bucaramanga. Fecha de actualización: s/f. <https://es.climate-data.org/america-del-sur/colombia/santander/bucaramanga-5923/>

CLIMATE-DATA.ORG. 2019f. Jalapa, Ver. Fecha de actualización: s/f. <https://es.climate-data.org/america-del-norte/mexico/veracruz-de-ignacio-de-la-llave/xalapa-enriquez-5707/>

Cock, M. J. 2013. *Batrachedra nuciferae*, an inflorescence-feeding moth associated with coconut, *Cocos nucifera*, and palmiste, *Roystonea oleracea*, in Trinidad, West Indies. *Journal of Insect Science*. 13(1): 1-16.

Colonnello, G., Grande, A. J. R. & Oliveira-Miranda, M. A. 2014. Distribución, estructura y composición florística de los bosques de palmas (chaguamarales) de la cuenca del río Aroa, Venezuela. *Acta Biologica Venezuelica*. 34 (1): 35-60.

Colonnello, G. & Grande A. J. R. 2010. Evaluación y conservación de la biodiversidad vegetal de los humedales remanentes en áreas de uso ganadero en la cuenca del río Tocuyo. Informe presentado al Banco Federal (LOCTY). 69 p.

Colonnello, G., Rodríguez, L. & Guinaglia, R. 2012. Caracterización estructural y florística de un bosque con palmas anegado (chaguaramal) en la península de Paria, estado Sucre, Venezuela. *Acta Biologica Venezuelica*. 35:1-26.

Colonnello, G., Oliveira-Miranda, M. A., Álvarez, H. & Fedón, C. 2009. Parque Nacional Turuépano, Estado Sucre, Venezuela: unidades de vegetación y estado de conservación. *Memoria de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales*. 172: 5-35.

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 2016. EncicloVida. CONABIO. México. Fecha de actualización: 11 de marzo de 2019. <http://enciclovida.mx/especies/158914-livistona-chinensis>

CONABIO, Portal de Geoinformación. 2012. Degradación del suelo en la República Mexicana-Escala 1:250000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la

Biodiversidad. Fecha de actualización: 12 de enero de 2012.
http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/?vns=gis_root/edafo/dsuelo/degra250kgw.

Cosiaux, A., Gardiner, L. M. & Couvreur, T. L. P. 2016. *Elaeis guineensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T13416970A13416973. Fecha de actualización: 13 de julio de 2016. <https://www.iucnredlist.org/species/13416970/13416973>.

Crisp, M. D., Isagi, Y., Kato, Y., Cook, L. G. & Bowman, D. M. J. S. 2010. *Livistona* palms in Australia: Ancient relics or opportunistic immigrants? *Molecular Phylogenetics and Evolution*. 54 (2): 512-523.

Cuenca, A., Asmussen-Lange, C. B. & Borchsenius, F. 2008. A dated phylogeny of the palm tribe Chamaedoreae supports Eocene dispersal between Africa, North and South America. *Molecular Phylogenetics and Evolution*. 46 (2): 760-775.

D'Antonio, C. A. & Meyerson, L. A. 2002. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a shyntesis. *Restoration Ecology*. 10: 703-713.

Daehler, C. C. & Baker, R. F. 2006. New records of naturalized and naturalizing plants around Lyon Arboretum, Manoa Valley, O'ahu. In: Evenhuis, N. L. & Eldredge (Eds.). Bishop Museum Occasional Papers: Part 1: Articles. Records of the Hawaii Biological Survey for 2004-2005, 87: 3-18.

Dahot, M. U. & Mala, V. 1997. Chemical analysis of *Livistona chinensis* seed pulp. *Journal of the Chemical Society of Pakistan*. 19 (4): 320-323.

Dave's Garden. 2019. Roystonea Species, Cabbage Palm, Caribbean Royal Palm, Imperial Palm: *Roystonea oleracea*. Fecha de actualización: s/f.
<https://davesgarden.com/guides/pf/go/59774/index.html>

de Souza, O.P. S., de Souza, P. T. S., de Freitas, A. D. D., Paraense, V. C. & da Silva, S. A. S. 2013. Diagnostico quali-quantitativo da arborizacao da das pracas do município de Altamira, Pará. *Encicloédia Biosfera, Centro Científico Conhecer - Goiânia*. 9 (17): 1081.

Dean, W. 1996. A ferro e fogo: a história da devastação da Mata Atlântica brasileira. São Paulo, Cia das Letras. 143 p.

Dehgan, B. 1998. Landscape Plants for Subtropical Climates. University Press of Florida, Gainesville, Florida. 638 p. ISBN: 0813016282.

D'Elboux, R. M. M. 2006. Uma promenade nos trópicos: os barões do café sob as palmeiras-imperiais, entre o Rio de Janeiro e São Paulo. *Anais do Museu Paulista: História e Cultura Material*. 14 (2): 193-250.

Delucchi, G. 2000. Dos palmeras adventicias en la flora argentina. *Revista del Museo de La Plata (nueva serie)*. 14 (113): 489-494.

Department of the Environment. 2019. *Ptychosperma macarthurii* in Species Profile and Threats Database, Department of the Environment, Canberra. Fecha de actualización: s/f. <http://www.environment.gov.au/sprat>.

Diario Oficial de la Federación (DOF) 7 de diciembre 2016. Lista de las Especies Exóticas Invasoras para México. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

DiTomaso, J. & Healy, E. A. 2006. Weeds of California and Other Western States. UCANR. 1808 p. ISBN: 1879906694.

DiTomaso, J. M. & Kyser, G. B. 2013. Weed Control in Natural Areas in the Western United States. Weed Research and Information Center, University of California. 544 p.

Dominica Botanic Gardens. 2014. Selected trees and shrubs. Roseau, West Indies: Commonwealth of Dominica. Fecha de actualización: 24 de octubre de 2016 <https://www.dominicagardens.com/roystonea-oleracea.html>

Donald, P. F. 2004. Biodiversity impacts of some agricultural commodity production systems. *Conservation Biology*. 18 (1): 17-37.

Doselman, H. & Broschat, T. K. 1986. Phytotoxicity of several pre- and post emergent herbicides on container grown palms. *Proceedings of the Florida State Horticultural Society*. 99: 273-274.

Dowe, J. L. 2001. Studies in the genus *Livistona* (Coryphoideae: Arecaceae). Ph. D. thesis, James Cook University. 333 p.

Dowe, J. L. 2007. *Ptychosperma macarthurii*: Discovery, horticulture and taxonomy. *Palms*. 51 (2): 85–96.

Dowe, J. L. 2009. A taxonomic account of *Livistona* R.Br. (Arecaceae). *Gardens' Bulletin Singapore*. 60 (2): 185-344

Dowe, J. L. 2010. Australian palms: biogeography, ecology and systematics. CSIRO Publishing. 290 p.

Dransfield, J., Uhl, N., Asmussen, C., Baker, W.J., Harley, M. & Lewis, C. 2008. *Genera Palmarum. The evolution and classification of palms*. Richmond, UK: Royal Botanic Gardens Kew.

Duke, E. R. & Knox, G. W. 2008. Palms for North Florida. Series of the Environmental Horticulture Department, UF/IFAS Extension.–2008.–ENH1094, 1-11.

Duke, J. A. 1979. Ecosystematic data on economic plants. *Quarterly Journal of Crude Drug Research*. 17 (3-4): 91-109.

Duke, J. A. 1983. *Elaeis guineensis* Jacq. Handbook of Energy Crops. Fecha de actualización: 2 de julio de 1998. https://hort.purdue.edu/newcrop/duke_energy/Elaeis_guineensis.html.

Duncan, R. P., Blackburn, T. M. & Sol, D. 2003. The ecology of bird introductions. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. 34 (1):71-98.

Earthgonomic. 2016. Viveros de Coyoacán: naturaleza e historia. Fecha de actualización: 24 de mayo de 2016. <http://earthgonomic.com/noticias/viveros-coyoacan/>

Ebay. 2019. *Phoenix canariensis*. Fecha de actualización: s/f. https://www.ebay.com/sch/i.html?_from=R40&_trksid=m570.l1313&_nkw=phoenix+cana-riensis&_sacat=0

Eiserhardt, W. L., Svenning, J. C., Kissling, W. D. & Balslev, H. 2011. Geographical ecology of the palms (Arecaceae): determinants of diversity and distributions across spatial scales. *Annals of Botany*. 108 (8): 1391-1416.

Eisermann, K. 2003. Status and conservation of yellow-headed parrot *Amazona oratrix* 'guatemalensis' on the Atlantic coast of Guatemala. *Bird conservation International*. 13 (4): 361-366.

Elena, K. 2005. Fusarium wilt of *Phoenix canariensis*: first report in Greece. *Plant Pathology*. 54 (2): 244.

Elliott, M. L. & Uchida, J. Y. 2004. Diseases and disorders of ornamental palms. APSnet Features. Online.doi:10.1094/APSnetFeature-2004-0304. Fecha de actualización s/f. <http://www.apsnet.org/publications/apsnetfeatures/pages/ornamentalpalm.aspx>

Ellison, D. & Ellison, A. 2001. *Betrock's cultivated palms of the world*. Betrock Information Systems. 257 p. ISBN: 0962976156.

Elton, C. S. 1958. *The ecology of invasions by animals and plants*. Methuen, London.

Enciclovida. 2019a. Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad (CONABIO): Palma canaria (*Phoenix canariensis*). Fecha de actualización: 8 de febrero de 2019. <http://enciclovida.mx/especies/159930-phoenix-canariensis>

Enciclovida. 2019b. Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad (CONABIO): *Roystonea olearacea* (Palmera imperial). Fecha de actualización: 8 de febrero de 2019. <http://enciclovida.mx/especies/160545-roystonea-oleracea>

Encyclopedia of Life. 2019. *Livistona chinensis*. Fecha de actualización: 09 de marzo de 2019. <http://eol.org>.

- Eskalen, A., Stouthamer, R., Lynch, S. C., Rugman-Jones, P. F., Twizeyimana, M., Gonzalez, A. & Thibault, T.** 2013. Host range of *Fusarium* Dieback and its ambrosia beetle (Coleoptera: Scolytinae) vector in southern California. *Plant Disease*. 97 (7): 938-951.
- Espinosa-García, F. J.** 2000. Malezas introducidas en México. Universidad Nacional Autónoma de México. Centro de Investigaciones en Ecosistemas. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. U024. México, D. F.
- Essig, F. B.** 1973. Pollination in some New Guinea palms. *Principles*. 75-83.
- Essig, F. B.** 1978. A revision of the genus *Ptychosperma* Labill. (Arecaceae). *Allertonia*. 1 (7): 415-478.
- European and Mediterranean Plant Protection Organization (EPPO).** 2014. PQR database. Paris, France: European and Mediterranean Plant Protection Organization. Fecha de actualización: 28 de junio de 2019. <http://www.eppo.int/DATABASES/pqr/pqr.htm>
- Evangelista, T. M., Rocha, M. R. da Carvalho, R. L., Pires, L. L.** 2006. Levantamento preliminar das principais espécies de palmeiras e perfil das empresas comercializadoras em Goiânia, Goiás. In: CONGRESSO DE PESQUISA, ENSINO E EXTENSÃO DA UFG - CONPEEX, 3., Goiânia. Goiânia: UFG,
- Evans, C. W., Moorhead, D. J., Barger, C. T. & Douce, G. K.** 2006. Invasive Plant Responses to Silvicultural Practices in the South. University of Georgia Press.
- Faleiro, J. R.** 2006. A review of the issues and management of the red palm weevil *Rhynchophorus ferrugineus* (Coleoptera: Rhynchophoridae) in coconut and date palm during the last one hundred years. *International Journal of Tropical Insect Science*. 26 (3): 135-154.
- Fang, C. F. & Ling, D. L.** 2003. Investigation of the noise reduction provided by tree belts. *Landscape and urban planning*. 63 (4): 187-195.
- FAO.** 2010. Land use. ResourceSTAT. Fecha de actualización: 14 de enero de 2019. <http://faostat.fao.org/site/377/default.aspx#ancor>
- Fern, K.** 2019. The useful tropical plants database. Fecha de actualización: 29 de abril de 2019. <http://tropical.theferns.info/viewtropical.php?id=Roystonea+oleracea>
- Flechtmann, C. H. & Knihinicki, D. K.** 2002. New species and new record of *Tetranychus* Dufour from Australia, with a key to the major groups in this genus based on females (Acari: Prostigmata:Tetranychidae). *Australian Journal of Entomology*. 41 (2): 118-127.
- FLEPPC.** 2009. List of Invasive Plant Species. Florida Exotic Pest Plant Council. *Wildland Weeds*. 12 (4): 13-16.

Flora of North America Editorial Committee (eFlora). 2014. Flora of North America North of Mexico. http://www.efloras.org/flora_page.aspx?flora_id=1

Flora of North America Editorial Committee (eFlora). 1993. Flora of North America: Volume 23: Magnoliophyta: Commelinidae (in Part): Cyperaceae. Oxford University Press. New York, NY. 303 p.

Forckel, G. 1893. Estudio sobre las palmeras cultivadas o cultivables al aire libre en Buenos Aires. *Boletín Instituto Geográfico*. 14 (1-4): 529-597.

Foreign Agricultural Service-United States Department of Agriculture (FAS-USDA). 2019. Oilseeds: world markets and trade. Fecha de actualización: marzo de 2019. <https://apps.fas.usda.gov/psdonline/circulars/oilseeds.pdf>.

Forsberg, L. I. 1985. Foliar diseases of nursery-grown ornamental palms in Queensland. *Australasian Plant Pathology*. 14 (4): 67-71.

Francis, J. K. 1992. Roystonea borinquena O.F. Cook. Puerto Rican royal palm. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station, New Orleans, LA: U.S. 5 p.

Francisco-Ortega, J., Santos-Guerra, A. & Bacallado, A. 2009. Canary Islands, Biology. In: Gillespie, R. G. & Clague, D. A. (eds.) Encyclopedia of Islands. University of California Press. 127-133 p.

Galetti, M., Donatti, C. I., Pires, A. S., Guimaraes, P. R. & Jordano, P. 2006. Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic forest palm: the combined effects of defaunation and forest fragmentation. *Botanical Journal of the Linnean Society*. 151 (1): 141-149.

Galetti, M., Donatti, C. I., Steffler, C., Genini, J., Bovendorp, R. S. & Fleury, M. 2010. The role of seed mass on the caching decision by agoutis, *Dasyprocta leporina* (Rodentia: Agoutidae). *Zoologia*. 27 (3): 472-476.

Gardener, M. R., Atkinson, R. & Renteria, J. L. 2010. Eradications and people: lessons from the plant eradication program in Galapagos. *Restoration Ecology*. 18: 20-29.

Gaskin, J. F. & Kazmer, D. J. 2009. Introgression between invasive saltcedars (*Tamarix chinensis* and *Tamarix ramosissima*) in the USA. *Biological Invasions*. 11: 1121-1130.

Gaskin, J. F. & Schaal, B. A. 2003. Molecular phylogenetic investigation of US invasive *Tamarix*. *Systematic Botany*. 28 (1): 86-95.

Gaskin, J. F. & Shafroth, P. B. 2005. Hybridization of *Tamarix ramosissima* and *T. chinensis* (saltcedars) with *T. aphylla* (athel) (Tamaricaceae) in the southwestern USA determined from DNA sequence data. *Madroño*. 52 (1): 1-11.

Gaskin, J. F. 2013. Genetics of *Tamarix*. In: Sher, A. & Quigley, M. F. (Eds.). *Tamarix: A Case Study of Ecological Change in the American West*, 21. 487 p. ISBN: 978-0-19-989820-6.

Genini, J., Galetti, M. & Morellato, L. P. C. 2009. Fruiting phenology of palms and trees in an Atlantic rainforest land-bridge island. *Flora*. 204 (2): 131-145.

Georgi, N. J., Thymakis, N. & Sarikou, S. 2005. The Growth of Palms under Sheltered Mediterranean Conditions. *Palms*. 49 (4): 189-194.

Gilman, E. F. & Watson, D. G. 1993a. *Livistona chinensis*, Chinese fan palm. Fact Sheet ST-365. Gainesville, USA: Environmental Horticulture Department, Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida. 2019. *Livistona chinensis*. Fecha de actualización 08 de marzo de 2019. http://hort.ufl.edu/database/documents/pdf/tree_fact_sheets/livchia.pdf

Gilman, E. F. & Watson, D. G. 1993b. *Ptychosperma macarthurii*: Macarthur. University of Florida. Fecha de actualización: s/f. <http://edis.ifas.ufl.edu/st535>.

Gilman, E. F. & Watson, D. G. 1994. *Phoenix canariensis* Canary Island Date Palm. Fact Sheet ST-439. USA: University of Florida, Florida Cooperative Extension Service. Fecha de actualización: ND. <http://hort.ifas.edu/trees/PHOCANA.pdf>

Girini, J. M., Papacio, F. X., del Huerto, M. C. Y. & Kuzuman, N. 2014. Selección de dormitorios por el estornino pinto (*Sturnus vulgaris*) en la Plata, Benos Aires, Argentina. *Hornero*. 29 (1):23–28.

Global Biodiversity Information Facility (GBIF). 2017. *Ptychosperma macarthurii* (Veitch) Hook.f. in GBIF Secretariat. GBIF Backbone Taxonomy. Fecha de actualización s/f. <https://www.gbif.org/species/2733897>

Global Biodiversity Information Facility (GBIF). 2019a. *Elaeis guinensis* Jacq. Fecha de actualización: s/f. https://www.gbif.org/occurrence/search?offset=4280&taxon_key=2731882.

Global Biodiversity Information Facility (GBIF). 2019b. *Livistona chinensis* (Jacq.) R.Br. ex Mart. in GBIF Secretariat (2017). GBIF Backbone Taxonomy. Checklist dataset GBIF occurrence. Fecha de actualización: 11 de marzo de 2019. https://www.gbif.org/occurrence/search?taxon_key=2733469

Global Biodiversity Information Facility (GBIF). 2019c. *Phoenix canariensis* hort. ex Chabaud. in GBIF Secretariat (2017). GBIF Backbone Taxonomy. Checklist dataset GBIF occurrence. Fecha de actualización: 11 de marzo de 2019. https://www.gbif.org/occurrence/search?taxon_key=6109529

Global Biodiversity Information Facility (GBIF). 2019d. *Roytonea olearacea* O.F.Cook. in GBIF Secretariat (2017). GBIF Backbone Taxonomy. Checklist dataset GBIF occurrence.

Fecha de actualización: 11 de marzo de 2019.
https://www.gbif.org/occurrence/search?taxon_key=2733738

Global Invasive Species Database (GISD). 2019b. *Phoenix canariensis*. Fecha de actualización: 4 de abril de 2006. <http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=864>.

Global Invasive Species Database (GISD). 2019a. Species profile: *Elaeis guineensis*. Fecha de actualización: s/f. <http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=377>.

Goldman, D. H., Klooster, M. R., Griffith, M. P., Fay, M. F. & Chase, M. W. 2011. A preliminary evaluation of the ancestry of a putative *Sabal* hybrid (Arecaceae: Coryphoideae), and the description of a new nothospecies, *Sabal* × *brazoriensis*. *Phytotaxa*. 27 (1): 8–25.

Gómez-López, A. O. 2010. Palma de aceite y desarrollo local: Implicaciones en un territorio complejo. Tesis de Maestría. Universidad de Los Andes.

González, V. 2011. Los bosques el Delta del Orinoco. En: Aymard, C. G. A. (Ed.). Bosques de Venezuela: Un homenaje a Jean Pierre Veillón. BioLlania, Edición Especial 10:197-240.

González-Oliva, L. & González-Torres, L. R. 2015. Lista nacional de plantas invasoras en Cuba – 2015. *Bissea*. 9 (2): 1-88.

González-Pérez, M. A. & Sosa-Henríquez, P. 2002. La palmera canaria (*Phoenix canariensis*): diversidad genética e hibridación. Primera evidencia molecular de la existencia de híbridos entre *Phoenix canariensis* y *P. dactylifera*. *Revista de Medio Ambiente*. 23: 1-5.

González-Pérez, M. A. 2001. Caracterización molecular de la palmera canaria (*Phoenix canariensis*) como base para su conservación. Tesis doctoral. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.

González-Pérez, M. A., Caujapé-Castells, J. & Sosa, P. A. 2004. Molecular evidence of hybridisation between the endemic *Phoenix canariensis* and the widespread *P. dactylifera* with Random Amplified Polymorphic DNA (RAPD) markers. *Plant Systematics and Evolution*. 247 (3/4):165-175.

Gordon, D. R., Mitterdorfer, B., Pheloung, P. C., Ansari, S., Buddenhagen, C., Chimera, C., Daehler, C. C., Dawson, W., Denslow, J. S., LaRosa, A. M., Nishida, T., Onderdonk, D. A., Panetta, F. D., Pyšek, P., Randall, R. P., Richardson, D. M., Tshidada, N. J., Virtue, J. G. & Williams, P. A. 2010. Guidance for addressing the Australian Weed Risk Assessment questions. *Plant Protection Quarterly*. 25 (2): 56-74.

Gouldthorpe, J. 2008. Athel pine: national best practice management manual. Australian Government.

- Granville, J. J.** 1999. Palms of French Guiana: diversity, distribution, ecology and uses. *Acta Botanica Venezuelica*. 22 (1): 109-125.
- Green, M., Lima, W. A. A., Figueiredo, A. F. D., Atroch, A. L., Lopes, R., Cunha, R. N. V. D. & Teixeira, P. C.** 2013. Heat-treatment and germination of oil palm seeds (*Elaeis guineensis* Jacq.). *Journal of Seed Science*. 35(3): 296-301.
- Guido, A., Mai, P., Piñeiro, V., Mourelle, D., Souza, M., Machín, E., Zaldúa, N. & Lenzi, J.** 2013. Floristic composition of Isla de las Gaviotas, Río de la Plata estuary, Uruguay. *Check List*. 9 (4): 763–770.
- Guo, L. D., Hyde, D. D. & Liew, E. C. Y.** 2000. Identification of endophytic fungi from *Livistona chinensis* based on morphology and rDNA sequences. *New Phytologist*. 147 (3): 617–630.
- Guo, L. D., Hyde, K. D., & Liew, E. C. Y.** 1998. A method to promote sporulation in palm endophytic fungi. *Fungal Diversity*. 1: 109-113.
- Gutiérrez, M. V. & Jiménez, K.** 2007. Crecimiento de nueve especies de palmas ornamentales. *Agronomía Costarricense*. 31(1): 9-19.
- Hala, N., Tuo, Y., Akpese, A. A. M., Koua, H. K. & Tano, Y.** 2012. Entomofauna of oil palm tree inflorescences at La Mé experimental station (Côte d'Ivoire). *American Journal of Experimental Agriculture*. 2 (3): 306-319.
- Harrison, N. A. & Elliott, M. L.** 2009. Lethal yellowing (LY) of palm. Circular PP-222. Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida. 8 p.
- Harrison, N. A., Womack, M. & Carpio, M. L.** 2002. Detection and characterization of a lethal yellowing (16SrIV) group phytoplasma in Canary Island date palms affected by lethal decline in Texas. *Plant Disease*. 86 (6):676-681.
- Hashimoto, T.** 2010. Eradication and ecosystem impacts of rats in the Ogasawara Islands. In Kawakami, K. & Okochi, I. (eds.). *Restoring the Oceanic Island Ecosystem*. Springer. Tokyo, Japón. 153-159 p.
- Healy, A. J. & Edgar E.** 1980. *Flora of New Zealand*, vol. 3, xml, P. D. Hasselberg, Government Printer. Wellington New Zeland. 220 p.
- Henderson, A., Galeano, G. & Bernal, R.** 1995. *Field Guide to the Palms of the Americas*. Princeton, New Jersey, USA: Princeton University Press. lx. 352 pp. ISBN 0-691-08537-4.
- Hernández-Aguilar, S.** 2014. Depuración de la colección y base de datos del Herbario CICY. Fase IV. CICY. Bases de datos SNIB-CONABIO proyectos Nos. HA016, DC002, BA006, U009, K037, B070 y P143. México, D.F.

- Hernández-Rojas, D. A., López-Barrera, F. & Bonilla-Moheno, M.** 2018. Análisis preliminar de la dinámica de uso del suelo asociada al cultivo palma de aceite (*Elaeis guineensis*) en México. *Agrociencia*. 52 (6): 875-893.
- Herrera, I., Hernández-Rosas, J. I., Suárez, C. F., Cornejo X., Amaya, A., Goncalves, E. & Ayala, C.** 2017. Reporte y distribución potencial de una palma exótica ornamental (*Roystonea oleracea*) en Ecuador. *Rodriguésia*. 68 (2): 759-769.
- Herrera, I., Leonela Ordoñez, L., Cruz, C., Freire, E. & Rizzo, K.** 2018. Malezas y plantas exóticas en las cercanías de una ciclo-vía en un área protegida y sitio Ramsar (Isla Santay) en la Costa de Ecuador. *Investigatio Research Review*. 11:17-28.
- Hifnawya, M. S., Mahrousa, A. M. K., Sleemb, A. A. & Ashoura, R. M. S.** 2017. Nutritional and biological evaluation of *Phoenix canariensis* pollen grains. *Revista Brasileira de Farmacognosia*. 28 (6): 710-715.
- Hodel, D. R.** 2009. Biology of palms and implications for management in the landscape. *HortTechnology*. 19 (4): 676-681.
- Hogg, F., Emahalala, R. E., Carrier, L., Blandon, A. & Jenkinson, J.** 2013. The biology, ecology and conservation of an endangered palm, *Dypsis saintelucei* (Arecaceae), in the littoral forest of Sainte Luce, southeast Madagascar. Azafady Conservation Report.
- Hosking, J. R., Conn, B. J., Lepschi, B. J. & Barker, C. H.** 2011. Plant species first recognised as naturalised or naturalising for New South Wales in 2004 and 2005. *Cunninghamia*. 12 (1): 85-114.
- Howard, G. & Ziller, S.** 2008. Alien alert- plants for biofuel may be invasive. *Bioenergy Business*. 13-15 p.
- Hoyos F. J.** 1985. "Flora Emblemática de Venezuela". Editorial Armitano, Caracas. ISBN 980-216-008-3
- Hoyos, J. & Braun, A.** 2001. Palmas en Venezuela. Caracas, Venezuela: Sociedad de Ciencias Naturales La Salle.
- Huang, W. C., Hsu, R. M., Chi, L. M., Leu, Y. L., Chang, Y. S. & Yu, J. S.** 2007. Selective downregulation of EGF receptor and downstream MAPK pathway in human cancer cell lines by active components partially purified from the seeds of *Livistona chinensis* R. Brown. *Cancer Letters*. 248 (1), 137-146.
- Huang, W., Qin, Y. M. & Liang, N. M.** 1995. Effects of Dayecai (*Selaginella doedealeinii*) and Chinese Livistona (*Livistona chinensis*) on the activity of Protein Kinase C. *Zhoncaoyao*. 26: 414-415.
- Hussey, G.** 1958. An analysis of the factors controlling the germination of the seed of the oil palm, *Elaeis guineensis* (Jacq.). *Annals of Botany*. 22(2): 259-284.

- ICMPIO.** 2007. Plano de manejo da Reserva Biológica União. Encarte 1. Brasília
- INAMHI.** 2015. Anuario Meteorológico N°51-2011. Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología. República del Ecuador. Fecha de actualización: s/f. <http://www.serviciometeorologico.gob.ec/wp-content/uploads/anuarios/meteorologicos/Am%202012.pdf>
- Instituto Agricolo Coloniale Italiano (IACI).** 1910. L'agricoltura coloniale. Tipografia di G. Ramella & C.
- Instituto Estadual do Ambiente (INEA).** 2012. Parque Estadual da Ilha Grande (PEIG). Fecha de actualización: s/f. <http://www.inea.rj.gov.br/unidades/pqilhagrande>.
- Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP-DBCh).** 2009. Dirección del Bosque de Chapultepec. Diagnóstico y Caracterización de la 2ª sección e Inventario Total de su Arbolado. S/p. <http://www.sma.df.gob.mx/sma/index.php?opcion=26&id=676>
- International Union for Conservation of Nature (IUCN).** 2012. Madagascar's palms near extinction. Fecha de actualización: 17 de octubre de 2012. http://www.iucn.org/news_homepage/?11273/Madagascars-palms-near-extinction.
- International Union for Conservation of Nature (IUCN).** 2016. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2016-3. Fecha de actualización: s/f. <https://www.iucnredlist.org/>
- International Union for Conservation of Nature (IUCN).** 2018. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2018-2. Fecha de actualización: 08 de marzo de 2019. <http://www.iucnredlist.org>.
- Invasive Species Specialist Group (ISSG).** 2005. *Phoenix canariensis* (tree, palm). Impact info. Fecha de actualización 26 de septiembre de 2005. http://issg.org/database/species/impact_info.asp?si=864&fr=1&sts=&lang=EN
- Invasive Species Specialist Group (ISSG).** 2006. *Phoenix canariensis* (tree, palm). Ecology. Fecha de actualización 4 de abril de 2006. <http://issg.org/database/species/ecology.asp?si=864&fr=1&sts=&lang=EN>
- Invasive Species Specialist Group (ISSG).** 2019. Global Invasive Species Database (GISD). *Livistona chinensis*. Invasive Species Specialist Group of the IUCN Species Survival Commission. Fecha de actualización: 08 de marzo de 2019. <http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=1645>
- Iqbal, M. & Saeed, A.** 2002. Removal of heavy metals from contaminated water by petiolar felt-sheath of palm. *Environmental Technology*. 23 (10): 1091-1098.

Iqbal, M. & Zafar, S. I. 1997. Palm petiolar felt-sheath as a new and convenient material for the immobilization of microalgal cells. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*. 19 (2): 139-141.

Isaac-Márquez, R., Ayala-Arcipreste, M. E. & Sánchez-González, M. C. 2018. Desarrollo rural y palma de aceite. Estudio de caso en Campeche, México. En: Pérez-Campuzano, E. & Mota-Flores, V. E. (Eds.). Desarrollo regional sustentable y turismo. Universidad Nacional Autónoma de México y Asociación Mexicana de Ciencias para el Desarrollo Regional A.C, México. 66-86 p. ISBN: 978-607-02-9999-5.

Ithnin, M., Singh, R. & Kushairi-Din, A. 2011. Chapter 6 *Elaeis*. In: C. Kole (ed.), Wild Crop Relatives: Genomic and Breeding Resources, Plantation and Ornamental Crops. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 113-124 p.

Jardineriakuka. 2019. *Roystonea oleracea*. Fecha de actualización: s/f. <https://www.jardineriakuka.com/palmeras/11222-roystonea-oleracea.html>

Jim, C. Y. 1996. Roadside trees in urban hong kong: part II. *Arboricultural Journal*. 20: 279-298.

Jim, C. Y. 1997. Roadside trees in urban Hong Kong: Part IV tree growth and environmental condition. *Arboricultural Journal*. 21 (2): 89-106.

Jim, C. Y. 2002. Heterogeneity and differentiation of the tree flora in three major land uses in Guangzhou City, China. *Annals of Forest Science*. 59 (1): 107-118.

Jobim, L. C. 1986. Os Jardins Botânicos no Brasil Colonial. Lisboa: Biblioteca do Arquivo do Museu de Lisboa. 2: 91

Jones, D. L. 1995. Palms throughout the world. Smithsonian Institution Press. 410 p. ISBN: 1560986166.

Jones, L. H. & Hughes, W. A. 1989. Oil Palm (*Elaeis guineensis* Jacq.). In: Bajaj Y.P.S. (Ed.). Trees II. Biotechnology in Agriculture and Forestry, vol 5. Springer, Berlin, Heidelberg. 176-202 p. ISBN: 978-3-642-61535-1.

Jourdan, C. & Rey, H. 1997. Architecture and development of the oil-palm (*Elaeis guineensis* Jacq.) root system. *Plant and Soil*. 189 (1): 33-48.

Kabori, N. N. 2006. Germinação de sementes de *Livistona chinensis* (Jack.) R. Br. ex. Mart. (Arecaceae) Tesis de Maestría. Universidade Estadual Paulista. Brasil.

Kadry, H., Shoala, S., El Gindi, O., Sleem, A. A., Mosharrafa, S. & Kassem, M. 2009. Chemical characterization of the lipophilic fraction of *Livistona decipiens* and *Livistona chinensis* fruit pulps (Palmae) and assessment of their anti-hyperlipidemic and anti-ulcer activities. *Natural Product Communications*. 4 (2): 265-70.

- Kahn, F. & Moussa, F.** 1997. El papel de los grupos humanos en la distribución geográfica de algunas palmas en la Amazonía y su periferia. In *Uso y manejo de recursos vegetales: memorias del segundo simposio ecuatoriano de etnobotanica y botanica economica*. Quito, Ecuador. 83-99 p.
- Kaur, G. & Singh, R. P.** 2008. Antibacterial and membrane damaging activity of *Livistona chinensis* fruit extract. *Food and Chemical Toxicology*. 46 (7): 2429–34.
- Keller, R. P., Cadotte, M. W. & Sandiford, G.** 2015. *Invasive species in a globalized world. Ecological, social & legal perspectives on policy*. The University of Chicago Press. Chicago & London.
- Kerrigan, R., Cowie, I. & Liddle, D.** 2006. *Threatened Species of the Northern Territory*. Darwin Palm. *Ptychosperma macarthurii*. Northern Territory Government.
- Kim, M. S., Klopfenstein, N. B., Hanna, J. W., Cannon, P., Medel, R. & López, A.** 2010. First report of *Armillaria* root disease caused by *Armillaria tabescens* on *Araucaria araucana* in Veracruz, Mexico. *Plant disease*. 94 (6): 784-784.
- Kinhal, V. & Parthasarathy, N.** 2008. Ecology of a dioecious palm *Phoenix pusilla* (Arecaceae), endemic to Coromandel coast of India. *Indian Journal of Science and Technology*. 1 (3): 1-7.
- Kobori, N. N., Pivetta, K. F. L., Demattê, M. E. S. P., Silva, B. M. D. S. E., da Luz, P. B. & Pimenta, R. S.** 2009. Efeito da temperatura e do regime de luz na germinação de sementes de Palmeira-leque-da-China (*Livistona chinensis* (Jack.) R. Br. ex. Mart.). *Ornamental Horticulture*. 15 (1): 29-36.
- Kochaniewicz, G. & Plonczak, M. M.** 2004. Variaciones de la composición florística en un subtipo de bosque de la “Selva de Bajío” en la Reserva Forestal de Caparo, Llanos occidentales de Venezuela. *Revista Forest Vene*. 48 (2): 55-67.
- Koh, L. P. & Wilcove, D. S.** 2008. Is oil palm agriculture really destroying tropical biodiversity? *Conservation Letters*. 1 (2): 60-64.
- Kondo, T., Crisp, M. D., Linde, D., Bowman, D., Kawamura, K., Kaneko, S. & Isagi, Y.** 2012. Not an ancient relic: the endemic *Livistona* palms of arid central Australia could have been introduced by humans. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 279 (1738): 2652–2661.
- Korth, K.** 2008. *Foraging Patterns and Behavior of Tyrannus dominicensis*. Texas A&M University.
- Krauss, U.** 2010. *Invasive alien species management in St. Lucia and Caribbean Partner Countries*. 196-206 p.

Kulkarni, K. M. & Mahabalé, T. S. 1974. Studies on palms: embryology of *Livistona chinensis* R. BR. Proceedings of the Indian Academy of Sciences-Section B. 80 (1): 1-17.

Kunkel, G. & Kunkel, M. A. 1974. Flora de Gran Canaria. Árboles y arbustos arbóreos. Excmo. Cabildo Insular de Gran Canaria. Las Palmas de Gran Canaria. Vol 1: 4-5. 15 p. ISBN: 84-500-6377-9.

Landero-Torres, I., Presa-Parra, E., M. Galindo-Tovar, E., Leyva-Ovalle, O. R., MurguíaGonzález, J., Valenzuela-González, J. E. & García-Martínez, M. Á. 2015. Variación temporal y espacial de la abundancia del picudo negro (*Rynchophorus palmarum* L., Coleoptera: Curculionidae) en cultivos de palmas ornamentales del centro de Veracruz, México. *Southwestern Entomologist*. 40: 179-188.

Langland, K. 2000. Letter to the Editor. *Wildland Weeds*. Winter: 4.

Le Jardín Naturel. 2019. *Roystonea oleracea* (*Roystonea caribaea*, *Roystonea venezuelana*). Fecha de actualización: s/f. <https://www.baobabs.com/Fiche2.php?Designation=Roystonea%20oleracea&Lang=es&Ref=233>

León, B. O., Méndez, N. J. R. & Barrios, R. 2006. Caracterización de variables de crecimiento de 17 progenies de palma aceitera (*Elaeis guineensis* Jacq.) en el estado Monagas, Venezuela. *UDO Agrícola*. 6 (1): 33-40.

León, J. 2000. Botánica de los cultivos tropicales. Tercera edición revisada y aumentada. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. San José, Costa Rica. 522 p. ISBN: 92-9039-395-5.

Levine, J. M. & D'Antonio, C. M. 2003. Forecasting biological invasions with increasing international trade. *Conservation Biology*. 17 (1): 322–326.

Ley General de Vida Silvestre (LGVS). 2018. Ley General de Vida Silvestre. Última reforma Enero, 2018. México.

Ley general del equilibrio ecológico y la protección al ambiente (LGEEPA). 2018. Ley general del equilibrio ecológico y la protección al ambiente. Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión, Última reforma DOF 15/05/2008, México, D. F., Disponible en: <http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/ref/lgeepa.htm>.

Liddle, D. T., Brook, B. W., Matthews, J., Taylor, S. M. & Caley, P. 2006. Threat and response: A decade of decline in a regionally endangered rainforest palm affected by fire and introduced animals. *Biological Conservation*. 132 (3): 362-375.

Lin, W., Zhao, J., Cao, Z., Zhuang, K., Zheng, L., Cai, Q., Chen, D., Wang, L., Hong, Z. & Peng, J. 2013. *Livistona chinensis* seed suppresses hepatocellular carcinoma growth

through promotion of mitochondrial-dependent apoptosis. *Oncology Reports*. 29: 1859-1866.

Lin, W., Zhao, J., Cao, Z., Zhuang, K., Zheng, L., Zeng, J., Hong, Z. & Peng, J. 2014. *Livistona chinensis* seeds inhibit hepatocellular carcinoma angiogenesis in vivo via suppression of the Notch pathway. *Oncology Reports*. 31 (4): 1723-1728.

Llife. 2005. *Ptychosperma macarthurii*. The Encyclopedia of Palms & Cycads. Fecha de actualización: 14 de noviembre de 2005. http://www.llife.com/Encyclopedia/PALMS_AND_CYCADS/Family/Arecaceae/28652/Ptychosperma_macarthurii.

Lodge, D. M., Williams, S., MacIsaac, H. J., Hayes, K. R., Leung, B., Reichard, S., Mack, R. N., Moyle, P. B., Smith, M., Andow, D. A., Carlton, J. T. & McMichael, A. 2006. Biological invasions: recommendations for U.S. policy and management. *Ecological Applications*. 16: 2035-2054.

Lohr, M. T. & Keighery, G. J. 2016. The status and distribution of naturalised alien plants on the islands of the west coast of Western Australia. *Conservation Science Western Australia*. 10 (1): 1-43.

Lok, A. F., Tey, B. S. & Subaraj, R. 2009. Barbets of singapore part 1: *Megalaima lineata hodgsoni* bonaparte, the lineated barbet, singapore's only exotic species. *Nature in Singapore*. 2: 39-45.

López, M. 2016. Las palmeras, sobrevivientes del viejo Mochis. Fecha de actualización: 4 de JUNIO de 2016. <https://www.debate.com.mx/losmochis/Las-palmeras-sobrevivientes-del-viejo-Mochis-20160604-0017.html>

Lorenzi, H. 2004. Palmeiras brasileiras e exóticas e cultivadas. Nova Odessa: Instituto Plantarum. 416 p. ISBN: 8586714208.

Lorenzo-Cáceres, J. M. S. 2007. La introducción en España de nuevas especies de palmeras con fines ornamentales. Comunicación XXXIV Congreso Parjap. Melilla. 1-16 p.

Lovich, J. 2000. *Tamarix ramosissima/Tamarix chinensis/Tamarix gallica/Tamarix parviflora*. In: Bossard, C. C., Randall, J. M. & Hoshovsky, M. C. (Eds). *Invasive plants of California's wildlands*. University of California Press. Berkeley, CA. 312-317 p.

Luis, G., Rubio, C., Gutiérrez, A. J., Hernández, C., González-Weller, D., Revert, C., Castilla, A., Abreu, P. & Hardisson, A. 2012. Palm tree syrup; nutritional composition of a natural edulcorant. *Nutrición Hospitalaria*. 27 (2): 548-552.

Maciel, N. 2001. Emergencia de la palma real venezolana en función de condiciones variables del fruto y la semilla. *Bioagro*. 13 (3): 105-110.

- Maciel, N. D. S.** 1996. Efectos de la madurez y el almacenamiento del fruto, la escarificación y el remojo de las semillas sobre la emergencia de la palma china de abanico. *Agronomía Tropical*. 46 (2): 155-170.
- Mack, R. N., Simberloff, D., Lonsdale, W. M., Evans, H., Clout, M. & Bazzaz, F. A.** 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*. 10: 689-710.
- Mackee, H. S.** 1985. Les plantes introduites et cultivées en Nouvelle-Calédonie. Muséum National d'Histoire Naturelle, Laboratoire de Phanérogamie, Paris. 159 p.
- Maddox T., Gemita, E., Wijamukti, S. & Selampassy, A.** 2007. The conservation of tigers and other wildlife in oil palm plantations. The Zoological Society of London, Regents Park, London.
- Magaña-Torres, O. S.** 2007. Evaluación externa de los apoyos de reforestación, obras y prácticas de conservación de suelos y sanidad forestal. Universidad Autónoma Chapingo. 106p
- Malaysian Palm Oil Board (MPOB).** 2016. Proceedings of the International seminar on oil palm breeding and seed production and fields visits.
- Marmolejo, D., Montes, M. E. & Bernal, R.** 2008. Nombres amerindios de las palmas (Palmae) de Colombia. *Revista Peruana de Biología*. 15 (1): 151-190.
- Marrero, C.** 2011. La vegetación de los humedales de agua dulce de Venezuela. En: Aymard, C. G. A. (Ed.). Bosques de Venezuela: Un homenaje a Jean Pierre Veillón. BioLlania, Edición Especial. 10: 250-263.
- Marquís, R. T.** 1908. Algunas palmeras industriales de la flora istmeña. Tipografía Moderna Panamá.
- Martine, B. M., Laurent, K. K., Pierre, B. J., kouakou Eugegrave, K., Hilaire, K. T. & Justin, K. Y.** 2009. Effect of storage and heat treatments on the germination of oil palm (*Elaeis guineensis* Jacq.) seed. *African Journal of Agricultural Research*. 4(10): 931-937.
- Martínez-Rico, M.** 2017. El género Phoenix en jardinería y paisajismo: el caso de Phoenix canariensis. Tesis Doctoral, Universidad Miguel Hernández Escuela Politécnica Superior de Orihuela.
- Mass, E. V.** 1984. Crop tolerance. *California Agriculture*. 38 (10): 20-21.
- Maunder, M., Lyte, B., Dransfield, J. & Baker, W.** 2001. The conservation value of botanic garden palm collections. *Biological Conservation*. 98 (3): 259-271

- Maurer-Menestrina, J., Sasaki, G. L., Simas, F. F. Gorin, P. A. J. & Iacomini, M.** 2003. Structure of a highly substituted b-xylan of the gum exudate of the palm *Livistona chinensis* (Chinese fan). *Carbohydrate Research*. 338 (18): 1843-1850.
- Mayonde, S. G, Cron, G. V., Gaskin, J. F. & Byrne, M. J.** 2016. *Tamarix* (Tamaricaceae) hybrids: the dominant invasive genotype in southern Africa. *Biological Invasions*. 18 (12): 3575–3594.
- Mayonde, S. G., Cron, G. V., Gaskin, J. F. & Byrne, M. J.** 2015. Evidence of *Tamarix* hybrids in South Africa, as inferred by nuclear ITS and plastid trnS–trnG DNA sequences. *South African Journal of Botany*. 96: 122-131.
- McClintock, E.** 1993. Arecaceae (Palmae). In: Hickman, J. C. (Ed.). *The Jepson Manual. Higher Plants of California*. Berkeley, Los Angeles & London.
- Meekijjaroenroj, A.** 2004. Palm (Arecaceae) / pollinator interactions: case study of two palm species, *Calamus castaneus*, *Phoenix canariensis* and floral fragrance chemistry. Doctoral dissertation, Montpellier University.
- Meerow, A. W. & Broschat, T. K.** 2017. Palm seed germination. *IFAS Cooperative Extension Bulletin*. 274:1-10.
- Meléndez, M. R. & Ponce, W. P.** 2016. Pollination in the oil palms *Elaeis guineensis*, *E. oleifera* and their hybrids (OxG), in tropical America. *Pesquisa Agropecuária Tropical Goiânia*. 46 (1): 102-110.
- Mercado Libre.** 2019a. *Livistona chinensis*. Fecha de actualización: s/f. https://articulo.mercadolibre.com.mx/MLM-570510501-palma-de-abanico-china-livistona-chinensis-_JM?quantity=1
- Mercado libre.** 2019b. *Phoenix canariensis*. Fecha de actualización: s/f. <https://hogar.mercadolibre.com.mx/jardin-y-exterior/jardineria/palmera-phoenix-canariensis>
- Mercado libre.** 2019c. *Ptychosperma macarthurii*. Fecha de actualización: s/f. [https://listado.mercadolibre.com.mx/ptychosperma-macarthurii-palma#D\[A:ptychosperma%20macarthurii%20palma\]](https://listado.mercadolibre.com.mx/ptychosperma-macarthurii-palma#D[A:ptychosperma%20macarthurii%20palma])
- Meyer, J. Y., Lavergne, C. & Hodel, D. R.** 2008. Time bombs in gardens: invasive ornamental palms in tropical islands, with emphasis on French Polynesia (Pacific Ocean) and the Mascarenes (Indian Ocean). *Palms*. 52 (2): 71-83.
- Molina-Prieto, L. F.** 2006. Árboles para el fortalecimiento de la estructura ecológica principal de Bicaramanga y Cúcuta. *Revista de la división de ingenierías y arquitectura*. 3 (1): 44-53.

Monaco Nature Encyclopedia (MNE). s/f. *Ptychosperma macarthurii*. Fecha de actualización: s/f. <https://www.monaconatureencyclopedia.com/ptychosperma-macarthurii/?lang=es>.

Montelongo, P. V., Navarro, V. B., Nadal, P. I. & Guitián, A. C. 2010. Proyecto de Parque Natural "Dunas de Maspalomas". Universidad de las Palmas de Gran Canaria. 8-13. <https://mdc.ulpgc.es/utills/getfile/collection/aguayro/id/1482/filename/1483.pdf>

Montesino, L. P., de Zayas, A. Á. & Montesino, C. M. P. 2011. Términos técnicos de jardinería utilizados en el Jardín Botánico Nacional de Cuba. *Revista del Jardín Botánico Nacional*. 32-33: 259-268.

Montúfar, R., Louise, C. & Tranbarger, T. J. 2018. *Elaeis oleifera* (Kunth) Cortés: A neglected palm from the Ecuadorian Amazon. *Revista Ecuatoriana de Medicina y Ciencias Biológicas*. 39(1): 11-18.

Moody, M. L. & Les, D. H. 2002. Evidence of hybridity in invasive watermilfoil (*Myriophyllum*) populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 99 (23): 14867-14871.

Mooney, A. A. & Hobbs, R. J. 2000. Invasive species in a changing world. Island Press. Washington, D.C.

Moore, H. E. 1971. *Phoenix canariensis* and *Phoenix cycadifolia*. *Principes*. 15 (1): 33–35.

Morici, C. 1998. *Phoenix canariensis* in the Wild. *Journal of the International Palm Society* *Principes*. 42 (2): 85-93.

Morici, C. 2009. La palmera canaria: *Phoenix canariensis* en Rincones del Atlántico. Fecha de actualización: s/f. http://www.rinconesdelatlantico.com/num3/16_phoenix.html

Morici, C. 2010a. El Jardín Botánico del Palmetum de Santa Cruz de Tenerife (Islas Canarias). Parte 1: El Jardín Botánico del Palmetum de Santa Cruz de Tenerife (Islas Canarias) Fecha de actualización: s/f. <https://www.arbolesornamentales.es/palmetum.htm>

Morici, C. 2010b. El Jardín Botánico del Palmetum de Santa Cruz de Tenerife (Islas Canarias). Parte3: Las colecciones y los jardines del Palmetum. Fecha de actualización: s/f. <https://www.arbolesornamentales.es/palmetum3.htm>

Moschione, F. N. & Klimaitis, J. F. 1988. Flora Punta Lara. Cartilla Sistemática de los vegetales superiores de la Reserva marginal de Punta Lara y alrededores (Pcia. De Buenos Aires), GORA.

Murugesan, P., Pillai, R. S. N., Mathur, R. K., Kumar, M. R., Shivanand, K. & Babu, M. K. 2006. Oil palm selection and hybrid seed production in India. *Planter*. 82 (961): 227-244.

MXCity Guía insider. 2019. Las palmeras en la Ciudad de México, la promesa de un paraíso tropical californiano. Fecha de actualización: s/f. <https://mxcity.mx/2018/06/las-palmeras-de-la-ciudad-de-mexico-paraíso-tropical-californiano/>

Myrie, W. A., Harrison, N. A., Douglas, L., Helmick, E., Gore-Francis, J., Oropeza, C. & McLaughlin, W. A. 2014. First report of lethal yellowing disease associated with subgroup 16SrIV-A phytoplasmas in Antigua, West Indies. *New Disease Reports*. 29: 12-12.

NAE-SEMADES- 005/2005. Norma Ambiental Estatal que establece los criterios técnicos ambientales para la selección, planeación, forestación y reforestación de especies arbóreas en zonas urbanas del estado de Jalisco.

Naranjo, A., Sosa, P. & Márquez, M. 2009. 9370 Palmerales de Phoenix canariensis endémicos canarios. En: VV.AA., Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Madrid: Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 52 p.

Nascimento, M. T., Araújo, R. M., Dan, M. L., Netto, E. B. F. & Braga, J. M. A. 2013. The imperial palm (*Roystonea oleracea* (Jacq.) O.F. Cook) as an invasive species of a wetland in Brazilian Atlantic forest. *Wetlands Ecology and Management*. 21: 1-5.

National Park Service (NPS). 2001. Grand Canyon: vegetation management - exotic plant species. U. S. Department of the Interior. Grand Canyon National Park Arizona.

Naturalista. 2019a. CONABIO, Fecha de actualización: 11 de marzo de 2019. <https://www.naturalista.mx/taxa/199373-Livistona-chinensis>

Naturalista. 2019b. Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad (CONABIO): Palma imperial (*Roystonea oleracea*). Fecha de actualización: s/f. <https://www.naturalista.mx/taxa/283922-Roystonea-oleracea>

Navarrete, R. 2008. Ficha informativa de los humedales Ramsar: Isla Santay. Sistema de Información Marino Costera de Ecuador. Ministerio del Ambiente del Ecuador. <http://simce.ambiente.gob.ec/documentos/ficha-informativa-humedales-ramsar-isla-santay>

Navarro, E. V. V., Sánchez, H. E. & Cardona, F. J. S. 2007. Hormigas (Hymenoptera Formicidae) asociadas al arboretum de la Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín. *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa*. 1 (40): 497-505.

Negi, P. S. & Hajra, P. K. 2007. Alien flora of Doon Valley, Northwest Himalaya. *Current Science*. 92 (7): 968-978.

Neo, L., Yee, A. T., Chong, K. Y., Yeo, H. H. & Tan, T. W. 2013. The vascular plant of dover forest. *Nature in Singapore*. 6: 73-83.

Nogales, M., Hernández, E. C. & Valdés, F. 1999. Seed dispersal by common ravens *Corvus corax* among island habitats (Canarian Archipelago). *Ecoscience*. 6: 55–61.

Núñez, L. A. & Carreño, J. 2016. Capítulo 16: Las abejas sin aguijón (Apidae: Meliponini) Visitantes florales de palmas (ARECACEAE) en Colombia, y su papel en la polinización. Nates-Parra Guiomar. (ed.). Iniciativa Colombiana de Polinizadores - Abejas - icpa. Bogotá, D. C. Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia. 213-235 p.

Nwosu, J. N. 2013. Toxicological properties of the seed of Chinese fan palm (*Livistona chinensis*) using animal model. *International Journal of Life Sciences*. 2 (4): 162-170.

Obón, C., Rivera, D., Alcaraz, F., Laguna E. & Fajardo, J. 2017. *Phoenix canariensis* en Inventario español de los conocimientos tradicionales relativos a la biodiversidad. En: Pardo Santayana, M., Morales, R., Aceituno, L. & Molina, M. (eds.). Ed. Ministerio de Agricultura, alimentación y medio ambiente. Madrid. (en prensa).

Ohtani, M., Tani, N. & Yoshimaru, H. 2009. Isolation of polymorphic microsatellite loci in *Livistona chinensis* (Jacq.) R. Br. ex Mart. var. *boninensis* Becc., an endemic palm species of the oceanic Bonin Islands, Japan. *Conservation Genetics*. 10 (4): 997-999.

Ojeda, M., Borrero, M., Sequeda, G., Diez, O., Castro, V., García, A., Ruiz, A., Pacetti, D., Frega, N., Gagliardi, R. & Lucci, P. 2017. Hybrid palm oil (*Elaeis oleifera* × *Elaeis guineensis*) supplementation improves plasma antioxidant capacity in humans. *European Journal of Lipid Science and Technology*. 119 (2): 1-8.

Oliveira, A. R., Teixeira, M. L. F. & Reis, R. 2009. As palmeiras-imperiais do Jardim Botânico. Dantes Editora, Rio de Janeiro.

Omoti, U., Ataga, D. O. & Isenmila, A. E. 1983. Leaching losses of nutrients in oil palm plantations determined by tension lysimeters. *Plant and Soil*. 73 (3): 365-376.

Orwa, C., Mutua, A., Kindt, R., Jamnadass, R. & Simons, A. 2009. *Elaeis guineensis*. Agroforestry Database: a tree reference and selection guide version 4.0. Fecha de actualización: s/f.
http://www.worldagroforestry.org/treedb2/AFTPDFS/Elaeis_guineensis.PDF.

Ota, H. 1994. Female reproductive cycles in the northernmost populations of the two gekkonid lizards, *Hemidactylus frenatus* and *Lepidodactylus lugubris*. *Ecological Research*. 9 (2): 121-130.

Pacific Island Ecosystems at Risk (PIER). 2013a. *Elaeis guineensis*. Fecha de actualización: 20 de abril de 2013. http://www.hear.org/pier/species/elaeis_guineensis.htm.

Pacific Island Ecosystems at Risk (PIER). 2013b. *Livistona chinensis*. Fecha de actualización: 11 de febrero de 2013. http://www.hear.org/pier/species/livistona_chinensis.htm.

Pacific Island Ecosystems at Risk (PIER). 2013d. *Ptychosperma macarthurii*. Fecha de actualización: 11 de febrero de 2013. http://www.hear.org/pier/species/ptychosperma_macarthurii.htm

Pacific Islands Ecosystems at Risk (PIER). 2013c. *Phoenix canariensis*. Fecha de actualización: 11 de febrero de 2013. http://www.hear.org/pier/species/phoenix_canariensis.htm

Pacific Islands Ecosystems at Risk (PIER). 2013e. *Roystonea oleracea*. Fecha de actualización: 11 de febrero de 2013. http://www.hear.org/pier/wra/pacific/roystonea_oleracea_htmlwra.htm

Palm and Cycad Societies of Australia. 2017. Palm and Cycad Societies of Australia. Milton, Queensland, Australia. Fecha de actualización: 30 de noviembre de 2017. http://www.pacsoa.org.au/wiki/Roystonea_oleracea

Palmpedia. 2017. *Roystonea olearacea*: habitat and distribution. Fecha de actualización: 12 de abril de 2017. https://www.palmpedia.net/wiki/Roystonea_oleracea

Palmpedia. 2019. *Phoenix canariensis*: habitat and distribution. Fecha de actualización: 15 de febrero de 2019. http://www.palmpedia.net/wiki/Phoenix_canariensis.

Palmweb. 2019a. *Livistona chinensis* (Jacq.) R.Br. ex Mart. Fecha de actualización: s/f. http://www.palmweb.org/cdm_dataportal/taxon/cb6ee7db-c07e-4e7c-be84-df0f495a34c2

Palmweb. 2019b. *Ptychosperma macarthurii* (Jacq.) R.Br. ex Mart. Fecha de actualización: s/f. http://www.palmweb.org/cdm_dataportal/media/bd7b1621-73fc-45f8-b3b7-853444c49122

Palmweb. 2019c. *Roystonea olearacea* (Jacq.) R.Br. ex Mart. Fecha de actualización: s/f. http://www.palmweb.org/cdm_dataportal/taxon/f619ce0d-b1d3-47a7-be9a-d9c8d9caa7f7

Pane, A., Allatta, C., Sammarco, G. & Cacciola, S. O. 2007. First report of bud rot of Canary Island date palm caused by *Phytophthora palmivora* in Italy. *Plant Disease*. 91 (8): 1059.

Pantzaris, T. P. & Ahmad, M. J. 2001. Properties and utilization of palm kernel oil. *Palm Oil Developments*. 35 (11-15): 19-23.

Pei, S. J., Cheng, S. Y. & Tong, S. J. 1991. Flora of China. Science Press, Beijing, China. 25 p.

Peng, L., An-jun, T., Jianiping, L. & An-cai, L. 2011. Desiccation tolerance of *Livistona chinensis* seeds and effect of desiccation on peroxidation of their membrane lipid. *Acta Horticulturae Sinica*. 38 (8): 1572 – 1578.

Pesson, P. & Louveaux, J. 1984. Pollinisation et productions végétales. Institut National de la Recherche Agronomique (INRA), Paris. 667 p. ISBN: 2-85340-481-1.

Petrenko, C., Paltseva, J. & Searle, S. 2016. Ecological impacts of palm oil expansion in Indonesia. International Council on Clean Transportation. Washington, US. 21 p.

Pheloung, P. C. 1995. Determining the weed potential of new plant introductions to Australia. A report on the development of a Weed Risk Assessment System commissioned by the Australian Weeds Committee and the Plant Industries Committee. Australia.

Pheloung, P. C., Williams, P. A. & Halloy, S. R. 1999. A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *Journal of Environmental Management*. 57: 239–251.

Pimenta, R. S., da Luz, P. B., Pivetta, K. F. L., Castro, A. & Pizzeta, P. U. C. 2010. Efeito da Maturacao e Temperatura na Germinacao de Sementes de Phoenix canariensis hort. ex Chabaud – Arecaceae. *Revista Árvore*. 34 (1): 31-38.

Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R. & Morrison, D. 2000. Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *BioScience*. 50 (1): 53–65.

Pintaud, J. C. 2004. Las palmeras ornamentales del Ecuador. *Revista Nuestra Ciencia*. 6: 36-40.

Pintaud, J. C., Zehdi, S., Couvreur, T., Barrow, S., Henderson, S., Aberlenc-Bertossi, F., Tregear, J. & Billotte, N. 2010. Species delimitation in the genus Phoenix (Arecaceae) based on SSR markers, with emphasis on the identity of the date palm (*Phoenix dactylifera* L.). In: Seberg, O., Petersen, G., Barfod, A., Davis, J.I. (eds.). Diversity, phylogeny and evolution in the Monocotyledons. Denmark: Aarhus University Press. 267–286 p.

Pintaud, J. C., Galeano, G., Balslev, H., Bernal, R., Borchsenius, F., Ferreira, E. & Noblick, L. 2008. Las palmeras de América del Sur: diversidad, distribución e historia evolutiva. *Revista Peruana de Biología*. 15 (1): 7-30.

Pires, A. S. 2006. Perda de Diversidade de Palmeiras em Fragmentos de Mata Atlantica: Padroes e Processos. PhD thesis, Universidad e Estadual Paulista.

Plan Director de Reserva Natural Especial de Dunas de Maspalomas. 2004. Reserva Natural Especial de las Dunas de Masopalomas. http://www.idecanarias.es/resources/PLA_ENP_URB/GC/AD/C-07_Las_Dunas_de_Maspalomas/RNE/TIP/pd_rne_dma_mi.pdf

Plant Resources of Tropical Africa (PROTA4U). 2016. *Elaeis guineensis* Jacq. Fecha de actualización: s/f. <https://www.prota4u.org/database/protav8.asp?g=pe&p=Elaeis+guineensis+Jacq.>

PlantFile. 2019a. The ultimate guide to plants. *Elaeis guineensis*. Fecha de actualización: s/f. http://www.plantfileonline.net/plants/plant_details/89

PlantFile. 2019b. The ultimate guide to plants. *Livistona chinensis*. Fecha de actualización: s/f. http://www.plantfileonline.net/plants/plant_details/89

PlantFile. 2019c. The ultimate guide to plants. *Phoenix canariensis*. Fecha de actualización: s/f. http://www.plantfileonline.net/plants/plant_details/89

PlantFile. 2019d. The ultimate guide to plants. *Ptychosperma macarthurii*. Fecha de actualización: s/f. http://www.plantfileonline.net/plants/plant_details/89

PlantFile. 2019e. The ultimate guide to plants: *Roystonea oleracea*. Fecha de actualización: 23 de abril de 2019. http://plantfileonline.net/plants/plant_details/96

Plumed, J. & Costa, M. 2014. Botanical monographs Palms. Universitat de València E. G. 99 p. ISBN: 978-84-370-9132-7.

Preedy, V. R., Watson, R. R. & Patel, V. B. 2011. Nuts and seeds in health and disease prevention. Academic Press, London, UK. 1226 p.

Pyšek, P. & Richardson, D. M. 2010. Invasive species, environmental change and management, and health. *Annual Review of Environment and Resources*. 35: 25–55.

Rakotoarinivo, M. & Dransfield, J. 2012. *Dypsis saintelucei*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. Fecha de actualización: s/f. <https://www.iucnredlist.org/es/species/38562/2879456>.

Rakotoarinivo, M., Dransfield, J., Bachman, S. P., Moat, J. & Baker, W. J. 2014. Comprehensive Red List assessment reveals exceptionally high extinction risk to Madagascar palms. *PloS one*. 9 (7): e103684.

Ramos-Lima, M., Moreno-Rodríguez, D. & Vargas-Sandoval, M. 2017. Nuevas palmas hospedantes de *Raoiella indica* (Acari: Tenuipalpidae) en Cuba. *Revista Colombiana de Entomología*. 43: 113-120.

Randall R. P. 2012. A global compendium of weeds. Perth, Australia: Department of Agriculture and Food Western Australia. 1124 pp. <http://www.cabi.org/isc/FullTextPDF/2013/20133109119.pdf>

Rarepalmseeds. 2019b. *Roystonea oleracea*. Fecha de actualización: s/f. <https://www.rarepalmseeds.com/index.php?route=product/search&search=Roystonea%20oleracea>

Rarepalmseeds. 2019a. *Livistona chinensis*. Chinese Fan Palm, Fountain Palm. Fecha de actualización: 09 de junio de 2019. <https://www.rarepalmseeds.com/livistona-chinensis>

- Reichard, S. H. & White, P.** 2001. Horticulture as a pathway of invasive plant introductions in the United States. *BioScience*. 51 (2): 103–113.
- Rejmánek, M. & Randall, J. M.** 1994. Invasive alien plants in California: 1993 summary and comparison with other areas in north America. *Madroño*. 41 (3): 161-177.
- Rejmánek, M. & Richardson, D. M.** 2013. Trees and shrubs as invasive alien species—2013 update of the global database. *Diversity and distributions*. 19 (8): 1093-1094.
- Reyes, H. Á. R.** 2010. Paisaje Cultural: Imagen, identidad y memoria a través del arbolado urbano. *Cuaderno de Investigación Urbanística*. 68: 40-56.
- Ribeiro, L. F., Conde, L. O. M. & Tabarelli, M.** 2010. Predação e remoção de sementes de cinco espécies de palmeiras por *Guerlinguetus ingrami* (Thomas, 1901) em um fragmento urbano de floresta Atlântica montana. *Revista Árvore*. 34 (4): 637-649.
- Richardson, D. M.** 2011. Trees and shrubs. In: Simberloff, D. & Rejmánek, M. (eds.). *Encyclopedia of Biological Invasions*. University of California Press, Berkeley. Supplementary Material. 670-677 p.
- Ricker, M. & Hernández, H. M.** 2010. Tree and tree-like species of Mexico: gymnosperms, monocotyledons, and tree ferns. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 81 (1): 27-38.
- Rivas-Martínez, S., Wildpret, W., M. Del Arco, Rodríguez, O. M., Pérez de Paz, P.L., Gallo, A. G., Acebes, J., Díaz, T. E. & Fernández-González, F.** 1993. Las comunidades vegetales de la isla de Tenerife. *Itinera Geobotanica*. 7: 169-374.
- Rivera, D., Obón, C., Alcaraz, F., Egea, T., Carreño, E., Laguna, E., Santos, A. & Wildpret, W.** 2013. A review of the nomenclature and typification of the Canary Islands endemic palm, *Phoenix canariensis* (Arecaceae). *Taxon*. 62 (6): 1275-1282.
- Rivera, D., Obón, C., Verde, A., Fajardo, J., Valdés, A., Alcaraz, F., Carreño, E., Heinrich, M., Martínez, M., Ríos, S., Martínez, V. & Laguna, E.** 2014. La palmera datilera y la palmera canaria en la medicina tradicional de España. *Revista de Fitoterapia*. 14 (1): 67-81.
- Rodríguez-Wallenius, C. A.** 2017. Disputas territoriales en torno a las plantaciones forestales y de agrocombustibles en el sureste de México. *El cotidiano*. (201), 59-66.
- Roic, L. D. & Villaverde, A. A.** 1999. Árboles y arbustos cultivados en la ciudad de Santiago del Estero, Argentina. *Quebracho*. 7: 79-88.
- Romero-Castro, J. A.** 2012. Propuesta para el aprovechamiento, transformación y comercialización de productos forestales no maderables para el beneficio de las comunidades de los bosques de la Reserva Forestal del Magdalena: informe final / Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia, CORANTIOQUIA. Medellín, Colombia. 93p.

- Roncal, J., Zona, S. & Lewis, C. E.** 2008. Molecular phylogenetic studies of Caribbean palms (Arecaceae) and their relationships to biogeography and conservation. *The Botanical Review*. 74 (1): 78–102.
- Rosales, J., Briceño, E., Ramos, B. & Picón, G.** 1993. Los bosques ribereños en el área de influencia del embalse Guri. *Pantepui*. 5: 3-23.
- Roskov, Y., Ower, G., Orrell, T., Nicolson, D., Bailly, N., Kirk P. M., Bourgoin, T., DeWalt, R. E., Decock, W., Nieukerken, E., Zarucchi, J. & Penev, L.** 2019. Species 2000 & ITIS Catalogue of Life, 26th February 2019. Species 2000: Naturalis, Leiden, the Netherlands. ISSN 2405-8858. Fecha de actualización: 08 de marzo de 2019. www.catalogueoflife.org/col.
- Rueda P. E. O., Hernandez-Montiel, L. G., Holguin-Peña, J., Murillo-Amador, B. & Rivas-Santoyo, F. J.** 2014. First Report of Botrytis cinerea Pers. on *Salicornia bigelovii* Torr. in North-West México. *Journal of Phytopathology*. 162 (7-8): 513-515.
- Rukmini, C.** 1994. Red palm oil to combat vitamin A deficiency in developing countries. *Food and Nutrition Bulletin*. 15 (2): 1-6.
- Ryerson, K. A.** 1929. Plant material introduced by the office of foreign plant introduction, Bureau of Plant Industry, april 1 to june 30, 1927 (Nos. 73050 to 74212). United States Department of Agriculture. Inventory No. 91. Washington, D. C.
- Ryerson, K. A.** 1933. Plant material introduced by the office of foreign plant introduction, Bureau of Plant Industry, january 1 to march 31, 1932 (Nos. 95552 to 98256). United States Department of Agriculture. Inventory No. 91. Washington, D. C.
- Sakai, A. K., Allendorf, F. W. Holt, J. S., Lodge, D. M., Molofsky, J., With, K. A., Baughman, S., Cabin, R. J., Cohen, J. E., Ellstrand, N. C., McCauley, D. E., O'Neil, P., Parker, I. M., Thompson, J. N. & Weller, S. G.** 2001. The population biology of invasive species. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 32 (1): 305–332.
- Sandoval-Esquives, A.** 2011. Paquete tecnológico palma de aceite (*Elaeis guinnensis* Jacq): establecimiento y mantenimiento. Programa Estratégico para el Desarrollo Rural Sustentable de la Región Sur – Sureste de México: Trópico húmedo 2011. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA), Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP).
- Santos-Guerra, A. S.** 1994. Distribution of Phoenix canariensis in the Canary Islands. *Acta horticulturae*. 360: 41-72.
- Saro, I., Robledo-Arnuncio, J. J., Gonzalez-Perez, M. A. & Sosa, P. A.** 2014. Patterns of pollen dispersal in a small population of the Canarian endemic palm (*Phoenix canariensis*). *Heredity*. 113 (3): 215.

- Sartippour, M. R., Liu, C., Shao, Z. M., Go, V. L., Hber, D. & Nguyen, M.** 2001. *Livistona* extract inhibits angiogenesis and cancer growth. *Oncology Reports*. 8 (6): 1355-7.
- Schierenbeck K. & Ellstrand, N. C.** 2009. Hybridization and the evolution of invasiveness in plants and other organisms. *Biological Invasions*. 11 (5): 1093-1105.
- Schneider, F., Kallis, G. & Martinez-Alier, J.** 2010. Crisis or opportunity? Economic degrowth for social equity and ecological sustainability. Introduction to this special issue. *Journal of Cleaner Production*. 18 (6): 511-518.
- Schuh, R. T., Hewson-Smith, S. & Ascher, J. S.** 2010. Specimen databases: A case study in entomology using web-based software. *American Entomologist*. 56 (4): 206-216.
- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA).** 2017. Palma de aceite mexicana. Planeación Agrícola Nacional 2017-2030.
- SEMARNAT, Dirección Geomática.** 2004. Degradación del suelo en la República Mexicana-Escala 1:250000. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Dirección Geomática. México, Distrito Federal.
- Semillas Las Huertas.** 2018. Semillas de palmeras. Fecha de actualización: Marzo 2018. <http://www.semillaslashuertas.com/tiendaenlinea/index.php/cPath/30>.
- Sento, T.** 1971. Studies on the germination of palm seeds. III. *Archontophoenix alexandrae*, *Ptychosperma macarthurii* and *Trachycarpus* spp. *Journal of the Japanese Society for Horticultural Science*. 40 (3): 246-254.
- Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agrolimentaria (SENASICA).** 2016. Pudrición del cogollo, *Phytophthora palmivora* (E.J.Butler) E.J.Butler. Dirección General de Sanidad Vegetal - Programa de Vigilancia Epidemiológica Fitosanitaria. Cd. de México. Ficha Técnica No. 51. 29 p.
- Shameem, K. M. & Prathapan, K. D.** 2013. A new species of *Callispa Baly* (Coleoptera, Chrysomelidae, Cassidinae, Callispini) infesting coconut palm (*Cocos nucifera* L.) in India. *ZooKeys*. 269: 1-10.
- Shapcott, A.** 1998. The genetics of *Ptychosperma bleeseri*, a rare palm from the Northern Territory, Australia. *Biological Conservation*. 85 (1-2): 203-209.
- Sharma, A. K.** 1970. Annual report, 1967-1968. Cytogenetics Laboratory, Department of Botany, University of Calcutta. *Research Bulletin*. 2:1-50.
- Sheley, R., Manoukian, M. & Marks, G.** 1996. Preventing noxious weed invasion. Montana State University Extension. 339-342 p.
- Shengji, P., Sanyang, C., Lixiu, G. & Henderson, A.** 2010. Arecaceae (Palmae). Flora of China, vol. 23: 132-157.

- Shine, C., Reaser, J. K. & Gutierrez, A. T.** 2003. Invasive alien species in the Austral Pacific Region: National Reports & Directory of Resources. Global Invasive Species Programme, Cape Town, South Africa
- Shire of Manjimup.** 2008. Weed strategy. Fecha de actualización: s/f. <https://www.manjimup.wa.gov.au/our-documents/land-management/Documents/Weed%20Strategy%202008.pdf>
- Siebert, S.** 2010. *Livistona chinensis*, a first record of a naturalized palm in South Africa. *Bothalia*. 40 (1): 55-102.
- Siebert, S. J.** 2009. *Livistona chinensis*, a semi-naturalised palm of swamp forest in subtropical South Africa. *Palms*. 53 (4): 193–196.
- Sierra-Márquez, J., Sierra-Márquez, L. & Olivero-Verbel, J.** 2017. Potencial económico de la palma aceitera (*Elaeis guineensis* Jacq). *Agronomía Mesoamericana*. 28 (2): 523-534.
- Silberbauer-Gottsberger.** 1989. Pollination and evolution in palms. *Phyton*. 30 (2): 213-233.
- Silva, R. B., Silva-Júnior, E. V., Rodrigues, C. L., Andrade, L. H., Da Silva, S. I., Harand, W. & Oliveira, A. F.** 2015. A comparative study of nutritional composition and potential use of some underutilized tropical fruits of Areaceae. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. 87 (3): 1702-1709.
- Simberloff, D., Martin, J.-L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D.A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E. & Pascal, M.** 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in ecology & evolution*. 28 (1): 58–66
- Simberloff, D., Parker, I. M. & Windle, P. N.** 2005. Introduced species policy, management, and future research needs. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 3 (1): 12-20.
- Singh, R. K., Srivastava, R. C. & Mukherjee, T. K.** 2010. Toko-Patta (*Livistona jenkinsiana* Griff): Adi community and conservation of culturally important endangered tree species in eastern Himalaya. *Indian Journal of Traditional Knowledge*. 9: 231 – 241.
- Singh, R. P. & Kaur, G.** 2008. Hemolytic activity of aqueous extract of *Livistona chinensis* fruits. *Food and Chemical Toxicology*. 46 (2): 553–556.
- Siscawati, M.** 2001. El caso de Indonesia: bajo la sombra de Suharto. En: Carrere, R. (Ed.). El amargo fruto de la palma aceitera: despojo y deforestación. Movimiento Mundial por los Bosques Tropicales. 28-35 p. ISBN: 9974-7608-3-6.
- Sivakumar, T., & Mohan, C.** 2013. Occurrence of rhinoceros beetle, *Oryctes rhinoceros* (L.), on banana cultivars in Kerala. *Pest Management in Horticultural Ecosystems*. 19 (1): 99-101.

- Snaddon, J. L., Willis K. J. & Macdonald, D. W.** 2013. Biodiversity: oil-palm replanting raises ecology issues. *Nature*. 502:170-171.
- Sosa, V.** 1995. Recuento de la diversidad florística de Veracruz. División de Vegetación y Flora. Instituto de Ecología A. C. Base de datos SNIB-CONABIO, proyecto No. P011. México, D. F.
- Spennemann, D. H. R.** 2018. Observations on the consumption and dispersal of *Phoenix canariensis* drupes by the Grey-headed flying-fox (*Pteropus poliocephalus*). *European Journal of Ecology*. 4 (1): 41-49.
- Sperandio, G., Fedrizzi, M. Iacurto, M. Vincenti, F. Guerrieri, M. Pochi, D. Fanigliulo, R. & Pagano, M.** 2013. Enhancement of Palm residues (*Phoenix canariensis*) for a potential use in ruminant feed. *Journal of Agricultural Engineering*. 4 (2): 637-640.
- Stamps, R. H., Norcini, J. G., Broschat, T. K. & Meister, C. W.** 2007. Pre- and Postemergence Herbicides for Use Around Palms and Cycads. University of Florida Ifas Extension. 9p.
- Staples, G. W., Herbst, D. & Imada, C. T.** 2000. Survey of invasive or potentially invasive cultivated plants in Hawai'i. Bishop Museum Occasional Papers. 65: 1-31.
- Starr, F., Starr, K. & Loope, L.** 2003. *Livistona chinensis*, Chinese fan palm, Arecaceae. Fecha de actualización: enero de 2003. http://www.hear.org/starr/hiplants/reports/pdf/livistona_chinensis.pdf
- Sugiura, S., Yamaura, Y. & Makihara, H.** 2008. Biological invasion into the nested assemblage of tree-beetle associations on the oceanic Ogasawara Islands. *Biological Invasions*. 10 (7): 1061-1071.
- Sumarga, E., Hein, L., Hooijer, A. & Vernimmen, R.** 2016. Hydrological and economic effects of oil palm cultivation in Indonesian peatlands. *Ecology and Society*. 21 (2):52.
- Summerell, B. A. & Gunn, L. V.** 2001. First record of Fusarium wilt of *Phoenix canariensis* in South Australia. *Australasian Plant Pathology*. 30 (1): 75.
- Summerell, B. A., Smith, D. I., Gunn, L. V., Smith, I. W. & Pascoe, I. G.** 2006. Fusarium wilt of *Phoenix canariensis* in Victoria. *Australasian Plant Pathology*. 35 (2): 289-290.
- Svenning, J. C.** 2002. Non-native ornamental palms invade a secondary tropical forest in Panama. *Palms*. 46 (2): 81-86.
- Swezey, O. H.** 1928. Palm seed Scolytids in Hawaii (Col.). *Proceedings of the Hawaiian Entomological Society*. 7 (1): 185-187.

- Tamaris, D. P., López, H. F. & Romero, N.** 2017. Efecto de la estructura del cultivo de palma de aceite *Elaeis guineensis* (Arecaceae) sobre la diversidad de aves en un paisaje de la Orinoquía colombiana. *Revista de Biología Tropical*. 65 (4): 1569-1581.
- Tan, H., Chia, J., Mun, B., Ong, N., Wong, N. & Ho, F.** 2012, Life history of the tawny palmfly (*Elymnias panthera panthera*). Fecha de actualización: 19 de marzo del 2019. <http://the-butterfly675.blogspot.com/2012/05/>
- Tan, K. H., Zubaid, A. & Kunz, T. H.** 1998. Food habits of *Cynopterus brachyotis* (Muller) (Chiroptera: Pteropodidae) in Peninsular Malaysia. *Journal of Tropical Ecology*. 14 (3): 299-307.
- Tang, B. & Hou, Y.** 2017. Nipa palm hispid beetle *Octodonta nipae* (Maulik). In: Wan, F., Jiang, M. & Zhan, A. Biological invasions and its management in China. Springer, Knoxville, Tennessee. 257-266 p.
- Tao, Y., Yang, S. P. Zhang, H. Y. Liao, S. G. Wei, W., Yan, W., Wu, Y., Tang, X. C. & Yue, J. M.** 2009. Phenolic compounds with cell protective activity from the fruits of *Livistona chinensis*. *Journal of Asian Natural Products Research*. 11 (3): 243–249.
- Thurber, M. & Morales, A.** 2017. Estudio de impacto ambiental y plan de manejo ambiental para la construcción de una extractora de aceite de palma, Extracosta, Pueblviejo, Los Ríos. Walsh Environmental Scientists and Engineers. No. de proyecto EC1163-3.
- Tomlinson, P. B.** 1990. The Structural Biology of Palms. Clarendon Press, Oxford. 477 p.
- Tor-ngern, P., Unawong, W., Tancharoenlarp, T., Aunroje, P. & Panha, S.** 2018. Comparison of water-use characteristics of landscape tree (*Tabebuia argentea*) and palm (*Ptychosperma macarthurii*) species in a tropical roof garden with implications for urban water management. *Urban Ecosystems*. 21 (3): 479-487.
- Tropicos.org (Missouri Botanical Garden).** 2019a. *Elaeis guineensis* Jacq. Fecha de actualización: s/f. <http://www.tropicos.org/Name/2400016>.
- Tropicos.org (Missouri Botanical Garden).** 2019b. *Livistona chinensis* (Jacq.) R. Br. ex Mart. Fecha de actualización: s/f. <http://www.tropicos.org/Name/50311561>.
- Tropicos.org (Missouri Botanical Garden).** 2019c. *Phoenix canariensis* Wildpret. Fecha de actualización: s/f. <http://www.tropicos.org/Name/2401073?langid=66>
- Tropicos.org (Missouri Botanical Garden).** 2019d. *Ptychosperma macarthurii* (H. Wendl. ex H.J. Veitch) H. Wendl. ex Hook. f. Fecha de actualización: s/f. <http://www.tropicos.org/Name/2401167>.
- Tropicos.org (Missouri Botanical Garden).** 2019e. *Roystonea oleracea* (Jacq.) O.F. Cook. Fecha de actualización: s/f. <http://www.tropicos.org/Name/2400952>.

- TuCanarias.** 2016. Miel de palma Gomera Natural. Fecha de actualización: s/f. https://tienda.tucanarias.com/Producto_466-Miel_de_Palma_Gomera_Natural_790_g_515_ml.html
- Uhl, N. W. & Dransfield, J.** 1987. Genera palmarum. Lawrence, KS: L.H. Hortorium and International Palm Society. 610 p.
- USDA, NRCS.** 2019a. *Elaeis guineensis*. The PLANTS Database. National Plant Data Team, Greensboro, NC 27401-4901 USA. Fecha de actualización: 08 de marzo de 2019. <http://plants.usda.gov>
- USDA, NRCS.** 2019b. *Livistona chinensis*. The PLANTS Database. National Plant Data Team, Greensboro, NC 27401-4901 USA. Fecha de actualización: 08 de marzo de 2019. <http://plants.usda.gov>
- USDA, NRCS.** 2019c. *Phoenix canariensis*. The PLANTS Database. National Plant Data Team, Greensboro, NC 27401-4901 USA. Fecha de actualización: 08 de marzo de 2019. <http://plants.usda.gov>
- USDA, NRCS.** 2019d. *Roystonea oleracea*. The PLANTS Database. National Plant Data Team, Greensboro, NC 27401-4901 USA. Fecha de actualización: 08 de marzo de 2019. <http://plants.usda.gov>
- USDA-ARS.** 2019. Germplasm Resources Information Network (GRIN). Beltsville, Maryland, USA: National Germplasm Resources Laboratory. <https://npgsweb.ars-grin.gov/gringlobal/taxon/taxonomysimple.aspx>.
- Van der Vossen, H. A. M. & Umali, B. E.** 2001. Vegetable oils and fats. Plant resources of South-East Asia No. 14, Backhuys Publishers, Leiden. 229 p. ISBN: 90-5782-095-1.
- Velázquez-González, U. I., Pérez-Hernández, H., Sañudo-Torres, R. R., Ruelas-Ayala, R. D. & Félix-Herrán, J. A.** 2013. Impacto del cultivo de palma de aceite (*Elaeis guineensis* Jacq.) sobre las propiedades físicas y químicas del suelo en la localidad de La Alianza, Mapastepec, Chiapas. *Revista Forestal Baracoa*. 32 (2): 85-91.
- Vianna, E. N., Andrade, A. J., Dias, F. B. S. & Diotaiuti, L.** 2014. The exotic palm *Roystonea oleracea*(Jacq.) O.F. Cook as a rural biotype for *Rhodnius neglectus* Lent, 1954, in Caçu, State of Goiás. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*. 47 (5): 642-645
- Vilà, M., Espinar, J. L., Hejda, M., Hulme, P. E., Jarosik, V., Maron, J. L., Pergl, J., Schaffner, U., Sun, Y. & Pysek, P.** 2011. Ecological impacts of invasive alien plants: a metaanalysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters*. 14: 702–70.
- Vilà, M., Weber, E. & D'Antonio, C. M.** 2000. Conservation implications of invasion by plant hybridization. *Biological Invasions*. 2 (3): 207-217.

Villalón, Á. A., Rodríguez-Rodríguez, G. A., Macías, C. V., Martínez-Pineda, J., Sánchez-Zavala E., Martínez-Graciano, A., González-Garza R., Segura-Ríos, C. M.Á., Leal-Domínguez, J., Sierra-Cisneros, S. & Villalón-Moreno, H. 2009. Lista de plantas y principios para su uso en ornato en el Estado de Nuevo León. Parques y Vida Silvestre de Nuevo León. Fecha de actualización: 15 de mayo 2009. <http://www.camponl.gob.mx/oeidrus/ListadeplantasyprincipiosparasuusoenornatoenElEstadodeNuevoLeon.pdf>

Virtue, J. G., Spencer, R. D., Weiss, J. E. & Reichard, S. E. 2008. Australia's Botanic Gardens weed risk assessment Procedure. *Plant Protection Quarterly*. 23 (4): 166-178.

Vitousek, P. M., D'Antonio, C. M., Loope, L. L., Rejmanek, M. & Westbrooks, R. 1997. Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology*. 21 (1): 1-16.

Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J. & Melillo, J. 1997. Human's domination of earth's ecosystems. *Science*. 277: 494-499.

Wagner, W. L., Herbst, D. R. & Sohmer, S. H. 1999. Manual of the Flowering Plants of Hawai'i. Bishop Museum Special Publication 83, University of Hawai'i and Bishop Museum Press, Honolulu, HI. 1919 p. ISBN: 0824821661.

Wang, G. H., Zhang, X., Hou, Y. M. & Tang, B. Z. 2015. Analysis of the population genetic structure of *Rhynchophorus ferrugineus* in Fujian, China, revealed by microsatellite loci and mitochondrial COI sequences. *Entomologia Experimentalis et Applicata*. 155 (1): 28-38.

Wang, H., Dong, X. P., Li, A. & Pan, X. L. 2008a. Determination of fatty acids in *Livistona chinensis* R. Br. *Journal of Chengdu University of Traditional Chinese Medicine*. 31: 43-44.

Wang, H., Li, A., Dong, X. P. & Xu X. Y. 2008b. Screening of anti-tumor parts from the seeds of *Livistona chinensis* and its anti-angiogenesis effect. *Journal of Chinese medicinal materials*. 31 (5): 718-722.

Wang, Z. & Pei, Y. 2012. Ecological risk resulting from invasive species: a lesson from riparian wetland rehabilitation. *Procedia Environmental Sciences*. 13: 1798-1808.

Weedbusters.or.nz. 2019. Weed information sheet. Phoenix palm. Fecha de actualización: s/f. <https://www.weedbusters.org.nz/weed-information/weed-list/phoenix-palm/>

Weissling, T. J. & Giblin-Davis, R. 1998. Silky cane weevil, *Metamasius hemipterus sericeus* (Olivier) (Insecta: Coleoptera: Curculionidae). University of Florida. Fecha de actualización: s/f. <https://edis.ifas.ufl.edu/in210>

Welbourn, C. 2006. Red palm mite *Raoiella indica* Hirst (Acari: Tenuipalpidae). Florida Department of Agriculture and Consumer Services, Division of Plant Industry.

- Wen, B.** 2011. Cytological and physiological changes related to cryotolerance in recalcitrant *Livistona chinensis* embryos during seed development. *Protoplasma*. 248: 483-491.
- Wen, B., Cai, C., Wang, R., Song, S. & Song, J.** 2012. Cytological and physiological changes in recalcitrant Chinese fan palm (*Livistona chinensis*) embryos during cryopreservation. *Protoplasma*. 249: 323–335.
- Williams, C. B.** 1933. Observations on the desert locust in East Africa from July 1928 to April 1929. *Annals of Applied Biology*. 20 (3): 463-497.
- Williams, P. A.** 2006 The role of blackbirds (*Turdus merula*) in weed invasion New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*. 30 (2): 285-291.
- Wittenberg, R. & Cock, M. J. W.** 2001. How to Address One of the Greatest Threats to Biodiversity: A Toolkit of Best Prevention and Management Practices. Global Invasive Species Programme. CAB International, Wallingford, Oxon, UK.
- WRM (World Rainforest Movement).** 2010. World Rainforest Movement. Fecha de actualización: 15 de mayo de 2019. www.wrm.org.uy
- Wu, J., Peng, S. L., Zhao, H. B., Tang, M. H., Li, F. R. & Chen, B. M.** 2011. Selection of species resistant to the wood rot fungus *Phellinus noxius*. *European Journal of Plant Pathology*. 130 (4): 463-467.
- Wunderlin, R. P. & Hansen, B. F.** 2008. Atlas of Florida Vascular Plants. Tampa, Florida, USA: University of South Florida. <http://www.plantatlas.usf.edu/>
- WWF (World Wildlife Fund).** 2010. Palm oil & forest conservation (available at wwf.panda.org/what_we_do/footprint/agriculture/palm_oil/environmental_impacts/forest_conversion).
- Xu, J. P.** 2017. Cancer inhibitors from Chinese natural medicines. CRC Press. Boca Raton, Florida. 731 p.
- Yamashita, A. & Takasu, K.** 2010. Suitability of potential host plants in Japan for immature development of the coconut hispine beetle, *Brontispa longissima* (Gestro) (Coleoptera: Chrysomelidae). *Japan Agricultural Research Quarterly*. 44 (2): 143-149.
- Yeo, H. T., Chong, K. Y., Yee, A. T., Giam, X., Corlett, R. T. & Tan, H. T.** 2014. Leaf litter depth as an important factor inhibiting seedling establishment of an exotic palm in tropical secondary forest Patches. *Biological Invasions*. 16 (2): 381-392.
- Yoshida, N., Nobe, R., Yamada, T., Ogawa, K. & Murooka, Y.** 2000. Origin of fan palm (*Livistona chinensis* R. Br. var. *subglobosa* Becc.) in Aoshima, Japan. *Journal of Bioscience and Bioengineering*. 90 (4): 447-452.

- Yoshitake, H., Masaoka, K., Satô, S., Nakajima, A., Kamitani, S., Yukawa, J. & Kojima, H.** 2001. Occurrence of *Rhynchophorus ferrugineus* (Coleoptera: Dryophthoridae) on Nokonoshima Island, southern Japan and its possible invasion further north. *Kyushu Plant Protection Research*. 47:145-150.
- Young, H. S., Miller-ter K. A., McCauley, D. J. & Dirzo, R.** 2016. Cascading community and ecosystem consequences of introduced coconut palms (*Cocos nucifera*) in tropical islands. *Canadian Journal of Zoology*. 95 (3): 139-148.
- Yuan, T., Yang, S. P., Zhang, W. Y., Liao, S. G., Yan Wu, W. W., Tang, X. C. & Yue, J. M.** 2009. Phenolic compounds with cell protective activity from the fruits of *Livistona chinensis*. *Journal of Asian Natural Products Research*. 11 (3): 243-249.
- Yueguan, F. & Yankun, X.** 2004. Occurrence and control of coconut leaf beetle in China. Report of the Expert Consultation on Coconut beetle Outbreak in APPPC member Countries, 26-27.
- Zavaleta, E. S., Hobbs, R. J. & Mooney, H. A.** 2001. Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *Trends in Ecology & Evolution*. 16 (8): 454-459.
- Zeng, X., Li, C. Y., Wang, H., Qiu, Q., Qiu, G. & He, X.** 2013. Unusual lipids and acylglucosylsterols from the roots of *Livistona chinensis*. *Phytochemistry Letters*. 6: 36-40.
- Zeng, X., Qiu, Q., Jiang, C., Jing, Y., Qiu, G. & He, X.** 2011. Antioxidant flavanes from *Livistona chinensis*. *Fitoterapia*. 82: 609-614.
- Zeng, X., Tian, J., Cui, L., Wang, Y., Su, Y., Zhou, X. & He, X.** 2014. The phenolics from the roots of *Livistona chinensis* show antioxidative and osteoblast differentiation promoting activity. *Molecules*. 19: 263-268.
- Zeng, X., Wang, Y., Qiu, Q., Jiang, C., Jing, Y., Qiu, G. & He, X.** 2012a. Bioactive phenolics from the fruits of *Livistona chinensis*. *Fitoterapia*. 83: 104-109.
- Zeng, X., Xiang, L., Li, C. Y., Wang, Y., Qiu, G., Zhang, Z. X. & He, Z.** 2012b. Cytotoxic ceramides and glycerides from the roots of *Livistona chinensis*. *Fitoterapia*. 83: 609-616.
- Zeven, A. C.** 1972. The partial and complete domestication of the oil palm (*Elaeis guineensis*). *Economic Botany*. 26 (3): 274-279.
- Zhang, S. S. & Lao, Q. L.** 2005. Identification on pathogen of dwarf wilt of *Phoenix canariensis* and *Washingtonia robusta*. *Scientia Silvae Sinicae*. 41 (1): 98-99.
- Zhang, W., Zhou, S. Y., Zhu, G. J., Chen, Q. M., Huang, J. R. & Zhang, L. B.** 2008. Habitat selection of *Cynopterus sphinx angulatus* in Guangzhou City. *Chinese Journal of Ecology*. 27: 286-289.

- Zhong, Z. G., Zhang, F. F., Zhang, W. Y. & Cui, J. G.** 2007. Study on the anticancer effects of extracts from roots of *Livistona chinensis* in vitro. *Journal of Chinese medicinal materials*. 30 (1): 60-3.
- Zona, S. & Henderson, A.** 1989. A review of animal-mediated seed dispersal of palms. *Selbyana*. 11: 6-21.
- Zona, S.** 1996. *Roystonea* (Arecaceae: Arecoideae). *Flora Neotropica*. 71: 1-35.
- Zona, S.** 1997. The genera of Palmae (Arecaceae) in the southeastern United States. *Harvard Papers in Botany*. 2 (1): 71-107.
- Zona, S.** 2000a. *Elaeis guineensis* Jacq., Arecaceae. Flora of North America, vol. 22. Fecha de actualización: s/f. http://www.efloras.org/florataxon.aspx?flora_id=1&taxon_id=200027081.
- Zona, S.** 2000b. *Livistona chinensis*, Arecaceae. Flora of North America, vol. 22. Fecha de actualización: s/f. http://www.efloras.org/florataxon.aspx?flora_id=1&taxon_id=200027087
- Zona, S.** 2000c. *Ptychosperma* Labillardiere, Arecaceae. Flora of North America, vol. 22. Fecha de actualización: s/f. http://www.efloras.org/florataxon.aspx?flora_id=1&taxon_id=127599.
- Zona, S.** 2000d. *Roystonea* O. F. Cook, Arecaceae. Flora of North America, vol. 22. Fecha de actualización: s/f. http://www.efloras.org/florataxon.aspx?flora_id=1&taxon_id=128826.
- Zona, S.** 2008. The horticultural history of the Canary Island date palm (*Phoenix canariensis*). *Garden History*. 36: 301-308.
- Zona, S.** 2010. *Livistona* R. Brown Arecaceae. Flora of China, 23: 147-148. Fecha de actualización: s/f. <http://flora.huh.harvard.edu/china/PDF/PDF23/Livistonia.pdf>
- Zona, S.** 2019. Flora of North America (vol. 22). Fecha de actualización: 2 de enero de 2019. http://beta.floranorthamerica.org/wiki/Phoenix_canariensis
- Zucaratto, R. & Pires, A. S.** 2014. The exotic palm *Roystonea oleracea* (Jacq.) O. F. Cook (Arecaceae) on an island within the Atlantic Forest Biome: naturalization and influence on seedling recruitment. *Acta Botanica Brasilica*. 28 (3): 417-421.

ANEXO 1. ANÁLISIS DE RIESGO, PROCEDIMIENTO

Se siguió el procedimiento para el análisis de riesgo de acuerdo a Pheloung y colaboradores (1995; 1999; WRA; A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions) con las modificaciones para las condiciones en México basado en Gordon *et al.* (2010), para determinar la potencialidad de que una planta se vuelva una especie invasora o maleza (weed) en México.

Los puntajes o scores obtenidos de acuerdo a los cuestionarios sobre las especies (ver Apéndices WRA), se trasladan a una de las siguientes 3 recomendaciones:

1. Aceptar
2. Rechazar
3. Hacer otra evaluación posterior

Si una especie se Rechaza, debe incluir en la lista de especies para las que se prohíbe su introducción al país con cualquier fin. Si la especie es Aceptada, entonces se permite su introducción al país para los fines solicitados. Si el valor obtenido en el WRA indica que se haga una nueva evaluación, entonces debe pasar a otra ronda utilizando otros elementos antes de decidir si se Acepta o se Rechaza.

Según el procedimiento, los valores a considerar en el WRA son:

1. Puntaje de 0, taxa Aceptables
2. Puntaje mayor a 6, taxa Rechazados
3. Puntaje entre 1 y 6, taxa a Evaluación más detallada

Literatura para el Análisis de Riesgo:

Pheloung, P. C. 1995. Determining the weed potential of new plant introductions to Australia. A report on the development of a Weed Risk Assessment System commissioned by the Australian Weeds Committee and the Plant Industries Committee. Australia.

Pheloung, P. C., Williams, P. A. & Halloy, S. R. 1999. A weed risk assessment model for

use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *Journal of Environmental Management*. 57: 239–251.

Anexo. Guía basada en el sistema australiano de evaluación de malezas (AWRA) con las modificaciones para las condiciones en México basado en Gordon et al. (2010).

ANEXO 2. PROCEDIMIENTO PARA MODELAR EL RIESGO DE INVASIÓN EN MEXICO EN FUNCIÓN DE LA SIMILITUD CLIMÁTICA

Se usó el algoritmo Maxent para realizar los modelos de distribución potencial. Se hizo la proyección usando los climas de a. su rango nativo, b. donde la especie se ha establecido como planta exótica invasora, y c. en Norte América, proyectando los resultados a México. Los resultados son interpretados como la probabilidad de presencia de la especie.

Método

Base de datos: Todos los registros de ocurrencia se analizaron en un Sistema de Información Geográfica ArcGis 10.4. Se eliminaron aquellos registros mal georreferenciados, duplicados y dudosos. Se consideraron la distribución nativa conocida de las especies y su expansión actual como invasora en diferentes países y continentes. Para caracterizar el nicho climático se usaron coberturas correspondientes a las temperaturas mínimas, máximas y promedios en los meses y trimestres más fríos y cálidos y la precipitación anual (Hijmans *et al.*, 2005), las cuales se encuentran a una resolución de 0.0083 grados ($\sim 1 \text{ km}^2$), y son el promedio de 50 años.

Modelado: Para el desarrollo de los modelos se usó MaxEnt (ver. 3.4.1, Phillips *et al.*, 2006) que es un algoritmo que combina los datos puntuales de ocurrencia de la especie (localidades de registro) con variables ambientales. Este algoritmo expresa la idoneidad de cada pixel como una función de las variables; un valor alto de la función en un pixel en particular, indica que el pixel predicho tiene condiciones apropiadas para la especie; un valor bajo indicará condiciones poco o nada apropiadas.

Se modelaron cuatro regiones para cada una de las especies exóticas invasoras: 1. el nicho climático de las especies en su región nativa, 2. el nicho climático a nivel mundial incluyendo los registros de invasión actual, 3. el nicho climático en México y 4. el nicho climático en Norteamérica y Centroamérica, orientado a presentar el riesgo potencial que implica para México. Se usó el 75% de los registros de presencia como datos de

entrenamiento y 25% como datos de validación siempre que el número de registros fuese suficiente (Cuadro 1) (Franklin, 2009). Para los modelos con pocos registros se usó el 10% de los registros para validación o en el caso de que fuesen <25 registros se usaron todos para calibrar el modelo. Se corrieron cinco réplicas para evitar la incertidumbre asociada a la modelación. La partición de los registros para entrenamiento y validación fue aleatoria en cada iteración (*random seed*) y réplica y se utilizó el bootstrap como método de remuestreo. Todos los modelos fueron generados utilizando las variables de temperatura, precipitación y fueron transferidos a México y a Norte y Centroamérica para identificar las zonas con la combinación de condiciones climáticas idóneas para la invasión potencial de estas palmas.

La salida de Maxent se convirtió en un mapa binario utilizando como umbral de presencia el método *Minimum training presence* (Liu *et al.*, 2005). A todos los píxeles con un valor por debajo de este umbral se les asignó un valor de cero (0), lo que representaría la ausencia de condiciones para cada especie, y a los píxeles con valores superiores al umbral se les asignó el valor de 1, indicando condiciones ambientales adecuadas para la presencia de la especie.

Se usaron seis variables climáticas del WorldClim 1.4 (Hijmans *et al.*, 2005) para las modelaciones, seleccionadas en función de su posible relación con estas especies (temperatura media anual, temperatura máxima del mes más cálido, temperatura mínima del mes más frío, temperatura media del trimestre más cálido, temperatura media del trimestre más frío, precipitación anual). La contribución relativa de las variables a la predicción de los modelos por especie fue analizada por el método Jackknife y por la estimación del porcentaje de contribución relativa. Se consideró como variables de mayor contribución las que agrupadas o independientes alcanzaran al menos un 60%. La validación de los modelos se llevó a cabo mediante los valores del área bajo la curva (AUC) ROC (Receiver Operating Characteristic). Para esto se utilizó el 25% (cuando había muchos registros) y 10% (cuando había pocos registros) de los registros como se mencionó previamente (Cuadros 2 y 3).

Para cada especie se extrajo el tipo de clima (según Köppen: ; <http://koeppen-geiger.vu-wien.ac.at/>) presente en su rango nativo y de invasión. En el caso de especies como *Elaeis guineensis* y *Phoenix canariensis* que tenían entre 1000 y 4000 registros de presencia en su rango nativo, se seleccionó aleatoriamente una muestra de puntos en cada tipo de clima y país incluido en dicho rango.

Se representaron las zonas en México con riesgo de hibridación entre las especies de palmas de las que se tiene evidencia que hibridizan y que además coinciden ya en México, *Elaeis guineensis* y *Elaeis oleifera*; *Phoenix canariensis* y *Phoenix dactylifera*; *Roystonea oleracea* y *Roystonea regia*; y *Roystonea oleracea* y *Roystonea dunlapiana*. Para esto se realizó una suma de los mapas binarios de distribución geográfica potencial de los pares de especies invasoras mencionados. Estos mapas fueron obtenidos a partir de la reclasificación de los mapas probabilísticos usando como umbral de corte el *Minimum Training Presence*. El mapa resultante fue reclasificado para representar las zonas con distribución geográfica potencial de una especie (no hibridación) y de las dos especies (posible hibridación) dentro de México. Estos análisis espaciales fueron realizados en el SIG ArcView 3.2.

TAMAÑOS DE MUESTRA PARA REALIZAR LAS MODELACIONES

Cuadro 1. Número de registros espacialmente independientes utilizados en los modelos de Maxent de especies de palmas exóticas.

Espece	Modelo	Tamaño muestra entrenamiento modelo	Tamaño muestra evaluación modelo	% entrenamiento/ validación
<i>Elaeis guineensis</i>	Región nativa con transferencia en México	311	103	75/25
	Región invadida con transferencia en México	91	10	90/10
	Región nativa con transferencia en Norte y Centroamérica	311	103	75/25
	Región invadida con transferencia en Norte y Centroamérica	76	25	75/25

<i>Livistona chinensis</i>	Región nativa con transferencia en México	13	-	100
	Región invadida con transferencia en México	40	13	75/25
	Región nativa con transferencia en Norte y Centroamérica	13	-	100
	Región invadida con transferencia en Norte y Centroamérica	48	5	90/10
<i>Phoenix canariensis</i>	Región nativa con transferencia en México	45	15	75/25
	Región invadida con transferencia en México	260	87	75/25
	Región nativa con transferencia en Norte y Centroamérica	45	15	75/25
	Región invadida con transferencia en Norte y Centroamérica	260	87	75/25
<i>Ptychosperma macarthurii</i>	Región nativa con transferencia en México	27	3	90/10
	Región invadida con transferencia en México	13	-	100
	Región nativa con transferencia en Norte y Centroamérica	27	3	90/10
	Región invadida con transferencia en Norte y Centroamérica	13	-	100
<i>Roystonea oleracea</i>	Región nativa con transferencia en México	25	-	100
	Región invadida con transferencia en México	36	3	90/10
	Región nativa con transferencia en Norte y Centroamérica	25	-	100
	Región invadida con transferencia en Norte y Centroamérica	36	3	90/10

Cuadro 2. Evaluación de los modelos. Valores del área bajo la curva AUC obtenidos para datos de entrenamiento y validación de los modelos.

Especie	Modelo	AUC entrenamiento	AUC validación
<i>Elaeis guineensis</i>	Región nativa con transferencia en México	0.97±0.002	0.97±0.001
	Región invadida con transferencia en México	0.97±0.003	0.96±0.02
	Región nativa con transferencia en Norte y Centroamérica	0.97±0.002	0.97±0.005
	Región invadida con transferencia en Norte y Centroamérica	0.95±0.004	0.93±0.004
<i>Livistona chinensis</i>	Región nativa con transferencia en México	0.99±0.001	-
	Región invadida con transferencia en México	0.95±0.01	0.95±0.02
	Región nativa con transferencia en Norte y Centroamérica	0.99±0.0004	-
	Región invadida con transferencia en Norte y Centroamérica	0.96±0.01	0.95±0.04
<i>Phoenix canariensis</i>	Región nativa con transferencia en México	0.99±0	0.99±0.0003
	Región invadida con transferencia en México	0.97±0.002	0.96±0.005
	Región nativa con transferencia en Norte y Centroamérica	0.99±0	0.99±0.001
	Región invadida con transferencia en Norte y Centroamérica	0.99±0.001	0.99±0.005
<i>Ptychosperma macarthurii</i>	Región nativa con transferencia en México	0.99±0.004	0.99±0.002
	Región invadida con transferencia en México	0.87±0.03	-
	Región nativa con transferencia en Norte y Centroamérica	0.99±0.003	0.98±0.02
	Región invadida con transferencia en Norte y Centroamérica	0.89±0.03	-
<i>Roystonea oleracea</i>	Región nativa con transferencia en México	0.99±0.01	-
	Región invadida con transferencia en México	0.95±0.01	0.97±0.02
	Región nativa con transferencia en Norte y Centroamérica	0.99±0.002	-
	Región invadida con transferencia en Norte y Centroamérica	0.95±0.01	0.96±0.03

RESULTADOS DE LA ROBUSTEZ DE LOS MODELOS PREDICTIVOS EN FUNCIÓN DE LA MODELACIÓN MAXENT.

Cuadro 3. Contribución relativa (%) e importancia de la permutación de las variables climáticas a los modelos de Maxent de las especies de las palmas invasoras en su región nativa, en la zona de invasión a nivel mundial. Se transfiere la información para denotar el riesgo para la región de Norte y Centro América, en especial con relación a México.

Especie	Modelo	Variables	Porcentaje de contribución	Importancia de la permutación	
<i>Elaeis guineensis</i>	Región nativa con transferencia en México	Temperatura media del trimestre más frío	59.7	45.4	
		Precipitación anual	21.7	14.4	
	Región invadida con transferencia en México	Temperatura mínima del mes más frío	48.2	51.3	
		Precipitación anual	35.6	4.5	
		Temperatura máxima del mes más cálido	9.9	21.5	
	Región nativa con transferencia en Norte y Centroamérica	Temperatura media del trimestre más frío	57.1	32.6	
		Precipitación anual	23.8	10.6	
		Temperatura mínima del mes más frío	3.4	40.6	
	Región invadida con transferencia en Norte y Centroamérica	Temperatura mínima del mes más frío	49.2	41.8	
		Precipitación anual	36.1	4.3	
		Temperatura media del trimestre más cálido	1	33.1	
	Solo con registros de presencia en Norte y Centroamérica	Temperatura mínima del mes más frío	53	77	
	<i>Livistona chinensis</i>	Región nativa con transferencia en México	Precipitación anual	36.4	0.5
			Temperatura media del trimestre más cálido	26.7	60
Región invadida con transferencia en México		Temperatura mínima del mes más frío	34.9	27.9	
		Precipitación anual	33.3	0.9	

		Temperatura máxima del mes más cálido	16.3	30.1	
		Temperatura media del trimestre más cálido	6.2	36.4	
	Solo con registros de presencia en México	Temperatura mínima del mes más frío	73.7	73.7	
	Región nativa con transferencia en Norte y Centroamérica	Precipitación anual	45.5	3.2	
		Temperatura media del trimestre más cálido	19.2	58.4	
	Región invadida con transferencia en Norte y Centroamérica	Precipitación anual	50.9	4.8	
		Temperatura mínima del mes más frío	21.3	25	
		Temperatura máxima del mes más cálido	9.5	29.4	
	Solo con registros de presencia en Norte y Centroamérica	Temperatura media del trimestre más cálido	4.5	36.1	
		Temperatura mínima del mes más frío	59.6	81.8	
<i>Phoenix canariensis</i>	Región nativa con transferencia en México	Temperatura mínima del mes más frío	40.3	63.9	
		Temperatura máxima del mes más cálido	26.7	0.6	
		Temperatura media anual	5.5	24.4	
	Región invadida con transferencia en México	Temperatura mínima del mes más frío	36.1	30.8	
		Temperatura media del trimestre más frío	25.6	30.7	
	Solo con registros de presencia en México	Temperatura máxima del mes más cálido	48.2	41.4	
		Temperatura media del trimestre más frío	21.3	23.3	
	Región nativa con transferencia en Norte y Centroamérica	Temperatura mínima del mes más frío	42.4	62.3	
		Precipitación anual	26.1	4.1	
	Región invadida con transferencia en Norte y Centroamérica	Temperatura media del trimestre más frío	39	32	
		Temperatura media anual	26	22.2	
	Solo con registros de presencia en Norte y Centroamérica	Temperatura mínima del mes más frío	51	81.4	

<i>Ptychosperma macarthurii</i>	Región nativa con transferencia en México	Precipitación anual	35.3	4.6
		Temperatura media anual	17	10.2
		Temperatura media del trimestre más cálido	4.2	62.7
	Región invadida con transferencia en México	Temperatura mínima del mes más frío	43	51.6
		Temperatura media del trimestre más frío	30.3	15.9
	Región nativa con transferencia en Norte y Centroamérica	Precipitación anual	33.4	3.1
		Temperatura media anual	20.2	21.9
		Temperatura media del trimestre más cálido	3.9	57.4
	Región invadida con transferencia en Norte y Centroamérica	Temperatura mínima del mes más frío	70.1	43.6
		Precipitación anual	26.7	30.8
	Solo con registros de presencia en Norte y Centroamérica	Temperatura mínima del mes más frío	49.4	61.8
		Temperatura media anual	27.1	18.7
<i>Roystonea oleracea</i>	Región nativa con transferencia en México	Temperatura mínima del mes más frío	75.5	63.4
	Región invadida con transferencia en México	Precipitación anual	44.3	3.2
		Temperatura mínima del mes más frío	32.9	60.8
	Región nativa con transferencia en Norte y Centroamérica	Temperatura mínima del mes más frío	80.9	63.5
	Región invadida con transferencia en Norte y Centroamérica	Precipitación anual	40.5	2.3
		Temperatura mínima del mes más frío	38	38.9
		Temperatura máxima del mes más cálido	15.7	28.5
	Solo con registros de presencia en Norte y Centroamérica	Temperatura mínima del mes más frío	63.2	20
		Temperatura media del trimestre más frío	36.2	79.6

Literatura citada sección Modelación de especies ornamentales para obtener la probabilidad de invasión en México por afinidad climática

Franklin, J. 2009. *Mapping species distributions: spatial inference and prediction*. Cambridge University Press, Cambridge.

Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G. & Jarvis, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*. 25: 1965-1978.

Liu, C., Berry, P. M., Dawson, T. P., & Pearson, R. G. 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography*. 28(3): 385-393.

Phillips, S. J., Anderson, R. P. & Schapire, R. E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*. 190: 231-259.

APÉNDICE 1. FORMATO ANÁLISIS DE RIESGO WRA

Questions forming the basis of the Weed Risk Assessment model (WRA)

Weed Risk Assessment system question sheet: Answer yes (Y) or no (N), or don't know (leave blank), unless otherwise indicated

Nombre botánico: <i>Elaeis guineensis</i>		Resultado: Rechazar	
Nombre común:		Puntaje: 18	
Familia:		Su nombre:	
Biogeografía/Historia			
A C C	1 Domesticación	1.01 ¿Es una especie domesticada? Si la respuesta es 'no' entonces vaya a la pregunta 2.01	N
		1.02 ¿La especie se ha naturalizado en el lugar donde se ha sembrado o cultivado?	
		1.03 ¿La especie tiene razas o variedades que sean malezas?	
C C C C	2 Clima y distribución	2.01 Especie adecuada a climas en México (0 - bajo; 1-intermedio; 2-alto)	Y
		2.02 Calidad de la similitud climática (0-bajo; 1-intermedio; 2- alto)	Y
		2.03 Especie adaptable a un rango ambiental muy amplio	Y
		2.04 Nativo o naturalizada en hábitats con periodos extensivos de sequías	Y
		2.05 ¿Hay evidencia de introducciones repetidas fuera de su rango de distribución natural?	Y
C E A E	3 Maleza en cualquier sitio	3.01 Naturalizado fuera de su rango nativo de distribución	Y
		3.02 Maleza de jardines o de espacios de uso público urbano	N
		3.03 Maleza agrícola, hortícola o forestal	Y
		3.04 Maleza ambiental	Y
		3.05 Relación filogenética cercana con especies de malezas	N
Biología/Ecología			
A C C A C C C E E E E E	4 Rasgos indeseables	4.01 Produce espinas, o estructuras ganchudas	N
		4.02 Alelopática	N
		4.03 Parásita	N
		4.04 No adecuado para animales de pastoreo	
		4.05 Tóxico a animales	N
		4.06 Hospedero de plagas o patógenos reconocidos	N
		4.07 Causa alergias o es tóxico para los humanos	N
		4.08 Crea un riesgo de incendio en sistemas naturales	N
		4.09 Es una especie tolerante a la sombra en alguna fase de su ciclo de vida	Y
		4.10 Crece en suelos de México	Y
		4.11 Hábito trepador	N
		4.12 Crecimiento cerrado o denso	N
E	5 Tipo de planta	5.01 Acuática	N

C		5.02 Pastos (Poaceae)	N
E		5.03 Plantas fijadoras de nitrógeno	N
C		5.04 Geófito	N
C	6 Reproducción	6.01 Evidencia de bajo éxito reproductivo en su lugar de origen	N
C		6.02 Produce semillas viables	Y
C		6.03 Hibrida de manera natural	Y
C		6.04 Autofecundación	Y
C		6.05 Requiere de polinizadores especialistas	N
C		6.06 Reproducción vegetativa	N
C		6.07 Tiempo generacional mínimo (años)	-1
A	7 Mecanismos de dispersión	7.01 Los propágulos probablemente puedan ser dispersados no intencionalmente	
C		7.02 Los propágulos se dispersan intencionalmente por el humano	Y
A		7.03 Los propágulos puede pueden ser dispersados como contaminantes de productos	N
C		7.04 Propágulos adaptados a dispersión por viento	N
E		7.05 Propágulos con capacidad de flotación exclusivamente en ambientes terrestres	Y
E		7.06 Propágulos dispersados por aves	Y
C		7.07 Propágulos dispersados por animales (de manera externa)	N
C		7.08 Propágulos dispersados por animales (de manera interna)	Y
C	8 Atributos de persistencia	8.01 Abundante producción de semillas	Y
A		8.02 Evidencia de que existe un banco de semillas persistente (de más de un año)	Y
A		8.03 Es controlado por herbicidas	Y
C		8.04 Es tolerante o se beneficia de mutilación, corte, cultivo o fuego	Y
E		8.05 Enemigos naturales efectivos en México	N

A= agrícola, E= ambiental, C= combinado

Nombre botánico: <i>Livistona chinensis</i>		Resultado: Rechazar	
Nombre común:		Puntaje: 15	
Familia:		Su nombre:	
Biogeografía/Historia			
A	1 Domesticación	1.01 ¿Es una especie domesticada? Si la respuesta es 'no' entonces vaya a la pregunta 2.01	N
C		1.02 ¿La especie se ha naturalizado en el lugar donde se ha sembrado o cultivado?	
C		1.03 ¿La especie tiene razas o variedades que sean malezas?	
	2 Clima y distribución	2.01 Especie adecuada a climas en México (0 - bajo; 1-intermedio; 2-alto)	Y
		2.02 Calidad de la similitud climática (0-bajo; 1-intermedio; 2- alto)	Y
C		2.03 Especie adaptable a un rango ambiental muy amplio	Y
C		2.04 Nativo o naturalizada en hábitats con periodos extensivos de sequías	Y
		2.05 ¿Hay evidencia de introducciones repetidas fuera de su rango de distribución natural?	Y
C	3 Maleza en cualquier sitio	3.01 Naturalizado fuera de su rango nativo de distribución	Y
E		3.02 Maleza de jardines o de espacios de uso público urbano	Y
A		3.03 Maleza agrícola, hortícola o forestal	N
E		3.04 Maleza ambiental	Y
		3.05 Relación filogenética cercana con especies de malezas	N
Biología/Ecología			
A	4 Rasgos indeseables	4.01 Produce espinas, o estructuras ganchudas	Y
C		4.02 Alelopática	N
C		4.03 Parásita	N
A		4.04 No adecuado para animales de pastoreo	
C		4.05 Tóxico a animales	N
C		4.06 Hospedero de plagas o patógenos reconocidos	Y
C		4.07 Causa alergias o es tóxico para los humanos	N
E		4.08 Crea un riesgo de incendio en sistemas naturales	N
E		4.09 Es una especie tolerante a la sombra en alguna fase de su ciclo de vida	Y
E		4.10 Crece en suelos de México	Y
E		4.11 Hábito trepador	N
E		4.12 Crecimiento cerrado o denso	Y
E	5 Tipo de planta	5.01 Acuática	N
C		5.02 Pastos (Poaceae)	N
E		5.03 Plantas fijadoras de nitrógeno	N
C		5.04 Geófito	N
C	6 Reproducción	6.01 Evidencia de bajo éxito reproductivo en su lugar de origen	N

C		6.02	Produce semillas viables	Y
C		6.03	Hibrida de manera natural	N
C		6.04	Autofecundación	Y
C		6.05	Requiere de polinizadores especialistas	N
C		6.06	Reproducción vegetativa	N
C		6.07	Tiempo generacional mínimo (años)	-1
A	7 Mecanismos de dispersión	7.01	Los propágulos probablemente puedan ser dispersados no intencionalmente	Y
C		7.02	Los propágulos se dispersan intencionalmente por el humano	Y
A		7.03	Los propágulos puede pueden ser dispersados como contaminantes de productos	N
C		7.04	Propágulos adaptados a dispersión por viento	N
E		7.05	Propágulos con capacidad de flotación exclusivamente en ambientes terrestres	Y
E		7.06	Propágulos dispersados por aves	Y
C		7.07	Propágulos dispersados por animales (de manera externa)	N
C		7.08	Propágulos dispersados por animales (de manera interna)	Y
C	8 Atributos de persistencia	8.01	Abundante producción de semillas	Y
A		8.02	Evidencia de que existe un banco de semillas persistente (de más de un año)	N
A		8.03	Es controlado por herbicidas	Y
C		8.04	Es tolerante o se beneficia de mutilación, corte, cultivo o fuego	Y
E		8.05	Enemigos naturales efectivos en México	N

A= agrícola, E= ambiental, C= combinado

Nombre botánico: <i>Phoenix canariensis</i>		Resultado: Rechazar	
Nombre común:		Puntaje: 25	
Familia:		Su nombre:	
Biogeografía/Historia			
A	1 Domesticación	1.01 ¿Es una especie domesticada? Si la respuesta es 'no' entonces vaya a la pregunta 2.01	N
C		1.02 ¿La especie se ha naturalizado en el lugar donde se ha sembrado o cultivado?	
C		1.03 ¿La especie tiene razas o variedades que sean malezas?	
	2 Clima y distribución	2.01 Especie adecuada a climas en México (0 - bajo; 1-intermedio; 2-alto)	Y
		2.02 Calidad de la similitud climática (0-bajo; 1-intermedio; 2- alto)	Y
C		2.03 Especie adaptable a un rango ambiental muy amplio	Y
C		2.04 Nativo o naturalizada en hábitats con periodos extensivos de sequías	Y
		2.05 ¿Hay evidencia de introducciones repetidas fuera de su rango de distribución natural?	Y
C	3 Maleza en cualquier sitio	3.01 Naturalizado fuera de su rango nativo de distribución	Y
E		3.02 Maleza de jardines o de espacios de uso público urbano	Y
A		3.03 Maleza agrícola, hortícola o forestal	Y
E		3.04 Maleza ambiental	Y
		3.05 Relación filogenética cercana con especies de malezas	Y
Biología/Ecología			
A	4 Rasgos indeseables	4.01 Produce espinas, o estructuras ganchudas	Y
C		4.02 Alelopática	N
C		4.03 Parásita	N
A		4.04 Adecuado para animales de pastoreo	Y
C		4.05 Tóxico a animales	N
C		4.06 Hospedero de plagas o patógenos reconocidos	Y
C		4.07 Causa alergias o es tóxico para los humanos	Y
E		4.08 Crea un riesgo de incendio en sistemas naturales	N
E		4.09 Es una especie tolerante a la sombra en alguna fase de su ciclo de vida	Y
E		4.10 Crece en suelos de México	Y
E		4.11 Hábito trepador	N
E		4.12 Crecimiento cerrado o denso	Y
E	5 Tipo de planta	5.01 Acuática	N
C		5.02 Pastos (Poaceae)	N
E		5.03 Plantas fijadoras de nitrógeno	N
C		5.04 Geófito	N
C	6 Reproducción	6.01 Evidencia de bajo éxito reproductivo en su lugar de origen	N

C		6.02	Produce semillas viables	Y
C		6.03	Hibrida de manera natural	Y
C		6.04	Autofecundación	N
C		6.05	Requiere de polinizadores especialistas	N
C		6.06	Reproducción vegetativa	N
C		6.07	Tiempo generacional mínimo (años)	-1
A	7 Mecanismos de dispersión	7.01	Los propágulos probablemente puedan ser dispersados no intencionalmente	N
C		7.02	Los propágulos se dispersan intencionalmente por el humano	Y
A		7.03	Los propágulos puede pueden ser dispersados como contaminantes de productos	N
C		7.04	Propágulos adaptados a dispersión por viento	N
E		7.05	Propágulos con capacidad de flotación exclusivamente en ambientes terrestres	Y
E		7.06	Propágulos dispersados por aves	Y
C		7.07	Propágulos dispersados por animales (de manera externa)	N
C		7.08	Propágulos dispersados por animales (de manera interna)	Y
C	8 Atributos de persistencia	8.01	Abundante producción de semillas	Y
A		8.02	Evidencia de que existe un banco de semillas persistente (de más de un año)	Y
A		8.03	Es controlado por herbicidas	Y
C		8.04	Es tolerante o se beneficia de mutilación, corte, cultivo o fuego	Y
E		8.05	Enemigos naturales efectivos en México	Y

A= agrícola, E= ambiental, C= combinado

Nombre botánico: <i>Ptychosperma macarthurii</i>		Resultado: Rechazar	
Nombre común:		Puntaje: 17	
Familia:		Su nombre:	
Biogeografía/Historia			
A	1 Domesticación	1.01 ¿Es una especie domesticada? Si la respuesta es 'no' entonces vaya a la pregunta 2.01	N
C		1.02 ¿La especie se ha naturalizado en el lugar donde se ha sembrado o cultivado?	
C		1.03 ¿La especie tiene razas o variedades que sean malezas?	
	2 Clima y distribución	2.01 Especie adecuada a climas en México (0 - bajo; 1-intermedio; 2-alto)	Y
		2.02 Calidad de la similitud climática (0-bajo; 1-intermedio; 2- alto)	Y
C		2.03 Especie adaptable a un rango ambiental muy amplio	Y
C		2.04 Nativo o naturalizada en hábitats con periodos extensivos de sequías	N
		2.05 ¿Hay evidencia de introducciones repetidas fuera de su rango de distribución natural?	Y
C	3 Maleza en cualquier sitio	3.01 Naturalizado fuera de su rango nativo de distribución	Y
E		3.02 Maleza de jardines o de espacios de uso público urbano	N
A		3.03 Maleza agrícola, hortícola o forestal	Y
E		3.04 Maleza ambiental	Y
		3.05 Relación filogenética cercana con especies de malezas	N
Biología/Ecología			
A	4 Rasgos indeseables	4.01 Produce espinas, o estructuras ganchudas	N
C		4.02 Alelopática	N
C		4.03 Parásita	N
A		4.04 No adecuado para animales de pastoreo	N
C		4.05 Tóxico a animales	N
C		4.06 Hospedero de plagas o patógenos reconocidos	Y
C		4.07 Causa alergias o es tóxico para los humanos	
E		4.08 Crea un riesgo de incendio en sistemas naturales	N
E		4.09 Es una especie tolerante a la sombra en alguna fase de su ciclo de vida	Y
E		4.10 Crece en suelos de México	Y
E		4.11 Hábito trepador	N
E		4.12 Crecimiento cerrado o denso	Y
E	5 Tipo de planta	5.01 Acuática	N
C		5.02 Pastos (Poaceae)	N
E		5.03 Plantas fijadoras de nitrógeno	N
C		5.04 Geófito	N
C	6 Reproducción	6.01 Evidencia de bajo éxito reproductivo en su lugar de origen	N

C		6.02	Produce semillas viables	Y
C		6.03	Hibrida de manera natural	N
C		6.04	Autofecundación	Y
C		6.05	Requiere de polinizadores especialistas	N
C		6.06	Reproducción vegetativa	Y
C		6.07	Tiempo generacional mínimo (años)	-1
A	7 Mecanismos de dispersión	7.01	Los propágulos probablemente puedan ser dispersados no intencionalmente	N
C		7.02	Los propágulos se dispersan intencionalmente por el humano	Y
A		7.03	Los propágulos puede pueden ser dispersados como contaminantes de productos	N
C		7.04	Propágulos adaptados a dispersión por viento	N
E		7.05	Propágulos con capacidad de flotación exclusivamente en ambientes terrestres	N
E		7.06	Propágulos dispersados por aves	Y
C		7.07	Propágulos dispersados por animales (de manera externa)	N
C		7.08	Propágulos dispersados por animales (de manera interna)	Y
C	8 Atributos de persistencia	8.01	Abundante producción de semillas	Y
A		8.02	Evidencia de que existe un banco de semillas persistente (de más de un año)	N
A		8.03	Es controlado por herbicidas	
C		8.04	Es tolerante o se beneficia de mutilación, corte, cultivo o fuego	N
E		8.05	Enemigos naturales efectivos en México	N

A= agrícola, E= ambiental, C= combinado

Nombre botánico: <i>Roystonea oleracea</i>		Resultado: Rechazar	
Nombre común:		Puntaje: 18	
Familia:		Su nombre:	
Biogeografía/Historia			
A	1 Domesticación	1.01 ¿Es una especie domesticada? Si la respuesta es 'no' entonces vaya a la pregunta 2.01	N
C		1.02 ¿La especie se ha naturalizado en el lugar donde se ha sembrado o cultivado?	
C		1.03 ¿La especie tiene razas o variedades que sean malezas?	
	2 Clima y distribución	2.01 Especie adecuada a climas en México (0 - bajo; 1-intermedio; 2-alto)	Y
		2.02 Calidad de la similitud climática (0-bajo; 1-intermedio; 2- alto)	Y
C		2.03 Especie adaptable a un rango ambiental muy amplio	Y
C		2.04 Nativo o naturalizada en hábitats con periodos extensivos de sequías	Y
		2.05 ¿Hay evidencia de introducciones repetidas fuera de su rango de distribución natural?	Y
C	3 Maleza en cualquier sitio	3.01 Naturalizado fuera de su rango nativo de distribución	Y
E		3.02 Maleza de jardines o de espacios de uso público urbano	N
A		3.03 Maleza agrícola, hortícola o forestal	Y
E		3.04 Maleza ambiental	Y
		3.05 Relación filogenética cercana con especies de malezas	N
Biología/Ecología			
A	4 Rasgos indeseables	4.01 Produce espinas, o estructuras ganchudas	N
C		4.02 Alelopática	N
C		4.03 Parásita	N
A		4.04 No adecuado para animales de pastoreo	N
C		4.05 Tóxico a animales	N
C		4.06 Hospedero de plagas o patógenos reconocidos	Y
C		4.07 Causa alergias o es tóxico para los humanos	N
E		4.08 Crea un riesgo de incendio en sistemas naturales	N
E		4.09 Es una especie tolerante a la sombra en alguna fase de su ciclo de vida	Y
E		4.10 Crece en suelos de México	Y
E		4.11 Hábito trepador	N
E		4.12 Crecimiento cerrado o denso	Y
E	5 Tipo de planta	5.01 Acuática	N
C		5.02 Pastos (Poaceae)	N
E		5.03 Plantas fijadoras de nitrógeno	N
C		5.04 Geófito	N
C	6 Reproducción	6.01 Evidencia de bajo éxito reproductivo en su lugar de origen	N

C		6.02	Produce semillas viables	Y
C		6.03	Hibrida de manera natural	Y
C		6.04	Autofecundación	Y
C		6.05	Requiere de polinizadores especialistas	N
C		6.06	Reproducción vegetativa	N
C		6.07	Tiempo generacional mínimo (años)	-1
A	7 Mecanismos de dispersión	7.01	Los propágulos probablemente puedan ser dispersados no intencionalmente	N
C		7.02	Los propágulos se dispersan intencionalmente por el humano	Y
A		7.03	Los propágulos puede pueden ser dispersados como contaminantes de productos	N
C		7.04	Propágulos adaptados a dispersión por viento	N
E		7.05	Propágulos con capacidad de flotación exclusivamente en ambientes terrestres	Y
E		7.06	Propágulos dispersados por aves	Y
C		7.07	Propágulos dispersados por animales (de manera externa)	N
C		7.08	Propágulos dispersados por animales (de manera interna)	Y
C	8 Atributos de persistencia	8.01	Abundante producción de semillas	Y
A		8.02	Evidencia de que existe un banco de semillas persistente (de más de un año)	N
A		8.03	Es controlado por herbicidas	
C		8.04	Es tolerante o se beneficia de mutilación, corte, cultivo o fuego	N
E		8.05	Enemigos naturales efectivos en México	Y

A= agrícola, E= ambiental, C= combinado

APÉNDICE 2. SOBREPOSICIÓN DE REGISTROS POR ESPECIE DE PALMA EN SU ÁREA NATIVA Y DE INVASIÓN CON EL MAPA DE CLIMAS DEL MUNDO

(World Maps of Koppen-Geiger Climate Classification)

Para obtener los climas prevaecientes en las áreas de distribución nativa y donde las especies son exóticas, se utiizaron las bases de datos de los registros de cada especie analizada en este reporte (*Elaeis guineensis*, *Livistona chinensis*, *Phoenix canariensis*, *Ptychosperma macarthurii* y *Roystonea oleracea*). Se tomó la información de registros del área nativa y del área de invasión de manera independiente. Las coordenadas de los registros se sobrepusieron al mapa de climas del mundo que se encuentra disponible de manera gratuita (World Maps of Koppen-Geiger Climate Classification; <http://koeppen-geiger.vu-wien.ac.at/>).

Se presenta la información obtenida de dos maneras. La primera en forma de tabla, donde se muestra un concentrado de información con los tipos de climas extraídos de los puntos de presencia o registros en los países donde cada especie es nativa y donde ha invadido en la actualidad. Para México, se presenta el análisis usando la totalidad de puntos de cada especie. Para el rango nativo y de invasión de todas las especies, se tomó el total de registros excepto en el caso que el número de registros de alguna especie fuese muy alto (sinopsis presentada en la base de datos general). Por ejemplo, para *Elaeis guineensis* en la distribución nativa hay más de 4,000 registros y para *Phoenix canariensis* más de 1,000 registros, por lo que para estos casos al extraer los datos de clima se hizo por puntos al azar, pero dirigidos; dentro de algunos países se tenía una gran cantidad de registros dentro de un mismo tipo de clima, por lo que se anotó dicho clima; de esta manera se representan todos los tipos de clima. Así, evaluamos la versatilidad ambiental, climática de cada especie en su distribución mundial (Tabla I).

Posteriormente, se usaron los modelos de riesgo basados en los registros de la distribución nativa y de invasión y se sobrepusieron con el mapa mundial de climas, para

obtener los mapas de climas de México a partir de los modelos calibrados con las áreas de invasión y nativa. Esto se hizo con el fin de obtener la similitud climática de cada especie con respecto a los tipos de clima en México. Los resultados nos permitieron evaluar la versatilidad ambiental de las especies de palmas en México, y a la vez definir los tipos de clima que favorecerían la invasión, y que por ende se relacionan al riesgo de invasión.

Tabla I. Se presentan los climas que hay en los puntos de presencia obtenidos de los registros en los países donde cada especie de árbol forestal analizadas en este reporte es nativa y donde ha invadido en la actualidad. Los climas fueron tomados del mapa de climas del mundo (World Maps of Koppen-Geiger Climate Classification; <http://koeppen-geiger.vu-wien.ac.at/>) al sobreponer los puntos de registro.

Especie	Registros rango invasión	Código	Clima	Registros rango nativo	Código	Clima
<i>Elaeis guineensis</i>	Estados Unidos	Am	Tropical monzónico	Guinea	Am	Tropical monzónico
	México	Aw	Tropical seco o de sabana Con invierno seco		Aw	Tropical seco o de sabana Con invierno seco
		Am	Tropical monzónico			
	El Salvador	Aw	Tropical seco o de sabana Con invierno seco	Liberia	Am	Tropical monzónico
	Nicaragua	Aw	Tropical seco o de sabana Con invierno seco	Guinea-Bissau	As	Tropical seco o de sabana con verano seco
	Honduras	Am	Tropical monzónico		Am	Tropical monzónico
	Costa Rica	Am	Tropical monzónico	Senegal	As	Tropical seco o de sabana con verano seco
		Af	Ecuatorial o tropical húmedo		Bsh	<i>Semiárido cálido</i>
Panamá	Am	Tropical monzónico	Benin	Aw	Tropical seco o de sabana Con invierno	

						seco
Colombia	Am	Tropical monzónico	Sierra Leona	Am	Am	Tropical monzónico
	Af	Ecuatorial o tropical húmedo	Costa de Marfil	Am	Am	Tropical monzónico
	Aw	Tropical seco o de sabana Con invierno seco	Burkina Faso	Aw	Aw	Tropical seco o de sabana Con invierno seco
Ecuador	Am	Tropical monzónico	Ghana	Aw	Aw	Tropical seco o de sabana Con invierno seco
	Aw	Tropical seco o de sabana Con invierno seco	Camerún	Aw	Aw	Tropical seco o de sabana Con invierno seco
	Af	Ecuatorial o tropical húmedo		Am	Am	Tropical monzónico
Guyana	Af	Ecuatorial o tropical húmedo		Af	Af	Ecuatorial o tropical húmedo
Guyana Francesa	Af	Ecuatorial o tropical húmedo	Congo	Am	Am	Tropical monzónico
	Am	Tropical monzónico		Af	Af	Ecuatorial o tropical húmedo
Surinam	Af	Ecuatorial o tropical húmedo			Aw	Aw
Brasil	Af	Ecuatorial o tropical húmedo	Kenya	As	As	Tropical seco o de sabana con verano seco
	Aw	Tropical seco o de sabana Con invierno seco				
	As	Tropical seco o de sabana con verano seco				
	Am	Tropical monzónico				
Perú	Af	Ecuatorial o tropical húmedo				
Cuba	Aw	Tropical seco o de sabana Con				

			invierno seco			
	Puerto Rico	Am	Tropical monzónico			
		Af	Ecuatorial o tropical húmedo			
	Antigua y Barbudas	Am	Tropical monzónico			
	Francia	Cfb	<i>Oceánico (verano suave)</i>			
	Suecia	Cfb	<i>Oceánico (verano suave)</i>			
	Tanzania	Aw	Tropical seco o de sabana Con invierno seco			
		As	Tropical seco o de sabana con verano seco			
	Madagascar	Aw	Tropical seco o de sabana Con invierno seco			
		<i>BWh</i>	Árido cálido			
	Vietnam	Aw	Tropical seco o de sabana Con invierno seco			
	Tailandia	Am	Tropical monzónico			
	Malasia	Af	Ecuatorial o tropical húmedo			
	Singapur		Ecuatorial o tropical húmedo			
	Indonesia	Af	Ecuatorial o tropical húmedo			
	Filipinas	Am	Tropical monzónico			
	Australia	Am	Tropical monzónico			
	Papua Nueva Guinea	Af	Ecuatorial o tropical húmedo			
<i>Livistona chinensis</i>	Estados Unidos	Csc	Subpolar oceánico con verano seco	China	Cfa	<i>Subtropical sin estación seca (verano cálido)</i>
		BSk	Semiárido frío		Cwa	<i>Subtropical con invierno seco (verano</i>

					<i>cálido)</i>
	Am	Tropical monzónico		Aw	Tropical seco o de sabana Con invierno seco
	Af	Ecuatorial o tropical húmedo		Cfa	<i>Subtropical sin estación seca (verano cálido)</i>
México	Aw	Tropical seco o de sabana Con invierno seco	Taiwán	Cwa	<i>Subtropical con invierno seco (verano cálido)</i>
El Salvador	Aw	Tropical seco o de sabana Con invierno seco	Japón	Cfa	<i>Subtropical sin estación seca (verano cálido)</i>
Panamá	Am	Tropical monzónico			
Colombia	Af	Ecuatorial o tropical húmedo			
Trinidad y Tobago	Am	Tropical monzónico			
Bolivia	Cfa	<i>Subtropical sin estación seca (verano cálido)</i>			
Uruguay	Cfa	<i>Subtropical sin estación seca (verano cálido)</i>			
Brasil	Cfa	<i>Subtropical sin estación seca (verano cálido)</i>			
	Aw	Tropical seco o de sabana Con invierno seco			
Antigua y Barbuda	Am	Tropical monzónico			
Puerto Rico	Af	Ecuatorial o tropical húmedo			
Cuba	Am	Tropical monzónico			
	Aw	Tropical seco o de sabana Con invierno seco			
España	Csa	Mediterráneo (verano cálido)			
Egipto	Bwh	<i>BWh - Árido</i>			

			<u>cálido</u>			
	Suecia	<u>Cfb</u>	Oceánico (verano suave)			
	Sri Lanka	Af	Ecuatorial o tropical húmedo			
	Indonesia	Aw	Tropical seco o de sabana Con invierno seco			
	China	Cwa	<u>Subtropical con invierno seco (verano cálido)</u>			
		Cfa	<u>Subtropical sin estación seca (verano cálido)</u>			
	Vietnam	Am	Tropical monzónico			
	Tailandia	Am	Tropical monzónico			
	Malasia	Af	Ecuatorial o tropical húmedo			
	Australia	<u>Cfa -</u>	Subtropical sin estación seca (verano cálido)			
	Nueva Zelanda	<u>Cfb</u>	Oceánico (verano suave)			
	Nueva Caledonia	Aw	Tropical seco o de sabana Con invierno seco			
<i>Phoenix canariensis</i>	Estados Unidos	Csb	<u>Oceánico mediterráneo (verano suave)</u>	Islas Canarias	Bwh	Árido cálido
		Csa	<u>Mediterráneo (verano cálido)</u>		Bsk	Semiárido frío
		Bsk	Semiárido frío		Csb	<u>Oceánico mediterráneo (verano suave)</u>
		Bwh	<u>Árido cálido</u>			
		Cfa	<u>Subtropical sin estación seca (verano cálido)</u>			
		Am	Tropical monzónico			
	México	Bwh	<u>Árido cálido</u>			
		Bsh	<u>Semiárido cálido</u>			
		Cfb	<u>Oceánico</u>			

			<u>(verano suave)</u>			
		Cfa	<u>Subtropical sin estación seca (verano cálido)</u>			
		Aw	Tropical seco o de sabana Con invierno seco			
		BSk	Semiárido frío			
		Cwa	Subtropical con invierno seco (verano cálido)			
		Cwb	Templado de montaña con invierno seco (verano suave)			
	Guatemala	Aw	Tropical seco o de sabana Con invierno seco			
	Nicaragua	Aw	Tropical seco o de sabana Con invierno seco			
	Colombia	Cfb	<u>Oceánico (verano suave)</u>			
		As	<u>Con verano seco</u>			
		Cfb	<u>Oceánico (verano suave)</u>			
	Bolivia	Cwb	<u>Templado con invierno seco (verano suave)</u>			
	Chile	Bwh	<u>Árido cálido</u>			
		BSk	Semiárido frío			
	Argentina	Cfb	<u>Oceánico (verano suave)</u>			
		Cfa	<u>Subtropical sin estación seca (verano cálido)</u>			
	Brasil	Cfa	<u>Subtropical sin estación seca (verano cálido)</u>			
	Portugal	Csa	<u>Mediterráneo (verano cálido)</u>			
	España	Cfb	<u>Oceánico (verano suave)</u>			
		Bsh	<u>Semiárido cálido</u>			
		Csa	<u>Mediterráneo (verano cálido)</u>			
	Irlanda	Cfb	<u>Oceánico</u>			

			<u>(verano suave)</u>			
	Alemania	Cfb	<u>Oceánico</u> <u>(verano suave)</u>			
	Italia	Csa	<u>Mediterráneo</u> <u>(verano cálido)</u>			
		Cfa	<u>Subtropical sin</u> <u>estación seca</u> <u>(verano cálido)</u>			
	Grecia	Csa	<u>Mediterráneo</u> <u>(verano cálido)</u>			
	Turquia	Csa	<u>Mediterráneo</u> <u>(verano cálido)</u>			
	Rusia	Cfa	<u>Subtropical sin</u> <u>estación seca</u> <u>(verano cálido)</u>			
	Georgia	Cfa	<u>Subtropical sin</u> <u>estación seca</u> <u>(verano cálido)</u>			
	Egipto	Bwh	<u>Árido cálido</u>			
	Namibia	Bwh	<u>Árido cálido</u>			
	Sudáfrica	Cwb	<u>Templado con</u> <u>invierno seco</u> <u>(verano suave)</u>			
		Csb	<u>Oceánico</u> <u>mediterráneo</u> <u>(verano suave)</u>			
	China	Cwa	<u>Subtropical con</u> <u>invierno seco</u> <u>(verano cálido)</u>			
	Japón	Cfa	<u>Subtropical sin</u> <u>estación seca</u> <u>(verano cálido)</u>			
	Australia	Csa	<u>Mediterráneo</u> <u>(verano cálido)</u>			
		Bsk	<u>Semiárido frío</u>			
		Cfb	<u>Oceánico</u> <u>(verano suave)</u>			
		Cfa	Subtropical sin estación seca (verano cálido)			
	Nueva Zelanda	Cfb	<u>Oceánico</u> <u>(verano suave)</u>			
<i>Ptychosperma macarthurii</i>	Papua Nueva Guinea	Af	<u>Ecuatorial o</u> <u>tropical húmedo</u>	Australia	Aw	Tropical seco o de sabana <i>Con invierno seco</i>

	Sri Lanka	Af	<u>Ecuatorial o tropical húmedo</u>		Af	Ecuatorial o tropical húmedo
	Estados Unidos	Cfa	Subtropical sin estación seca (verano cálido)		Cfa	Subtropical sin estación seca (verano cálido)
		Af	Ecuatorial o tropical húmedo	Papua Nueva Guinea	Am	Tropical monzónico
	México	Cwb	<i>Templado con invierno seco (verano suave)</i>			Aw
		Am	Tropical monzónico			
	Nicaragua	Aw	<u>Tropical seco o de sabana</u> <u>Con invierno seco</u>			
	Panamá	Am	Tropical monzónico			
	Malasia	Af	<u>Ecuatorial o tropical húmedo</u>			
	Singapur	Af	<u>Ecuatorial o tropical húmedo</u>			
	Taiwán	Cwa	<u>Subtropical con invierno seco (verano cálido)</u>			
	Nueva Zelanda	Cfb	<u>Oceánico (verano suave)</u>			
<i>Roystonea oleracea</i>	México	Cwa	<u>Subtropical con invierno seco (verano cálido)</u>	Venezuela	Aw	Tropical seco o de sabana Con invierno seco
		Bsh	<u>Semiárido cálido</u>		Am	Tropical monzónico
	Honduras	Am	Tropical monzónico	Colombia	Am	Tropical monzónico
		Aw	<u>Tropical seco o de sabana</u> <u>Con invierno seco</u>	Dominica	Am	Tropical monzónico
	Costa Rica	Af	<u>Ecuatorial o tropical húmedo</u>	Guadalupe	Am	Tropical monzónico
	Panamá	Am	Tropical monzónico		Af	Ecuatorial o tropical

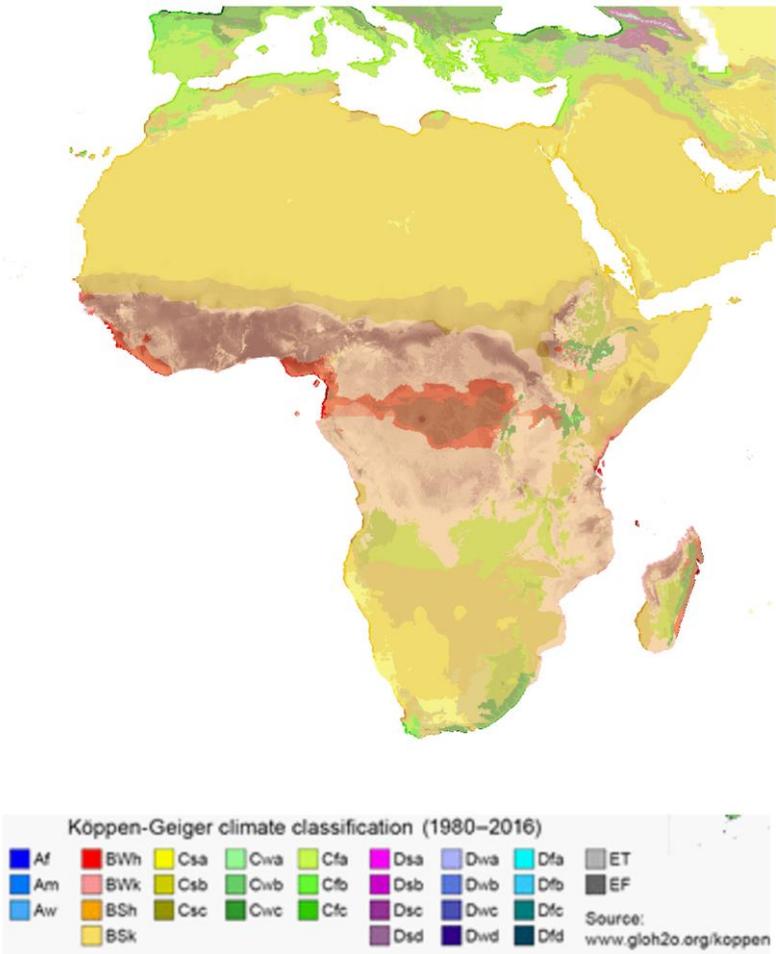
						húmedo
Jamaica	Af	<u>Ecuatorial o tropical húmedo</u>				
Puerto Rico	Af	<u>Ecuatorial o tropical húmedo</u>				
Antigua y Barbuda	Am	Tropical monzónico				
Guyana Francesa	Af	<u>Ecuatorial o tropical húmedo</u>				
Guyana	Af	<u>Ecuatorial o tropical húmedo</u>				
Surinam	Af	<u>Ecuatorial o tropical húmedo</u>				
Brasil	Am	Tropical monzónico				
	<i>Cfa</i>	Subtropical sin estación seca (verano cálido)				
	Cfb	<u>Oceánico (verano suave)</u>				
	Aw	<u>Tropical seco o de sabana Con invierno seco</u>				
	Cwa	<u>Subtropical con invierno seco (verano cálido)</u>				
Bolivia	Aw	<u>Tropical seco o de sabana Con invierno seco</u>				
Bélgica	Cfb	<u>Oceánico (verano suave)</u>				
Reino Unido	Cfb	<u>Oceánico (verano suave)</u>				
Tanzania	Bsh	<u>Semiárido cálido</u>				
Madagascar	Aw	<u>Tropical seco o de sabana Con invierno seco</u>				
Vietnam	Aw	<u>Tropical seco o de sabana Con invierno seco</u>				
Indonesia	Af	<u>Ecuatorial o tropical húmedo</u>				
	Am	Tropical				

			monzónico			
--	--	--	-----------	--	--	--

Mapas de distribución nativa para cada especie de palma del reporte. Los mapas representan los climas de acuerdo a los registros de las especies en su distribución nativa. Los climas fueron tomados del mapa de climas del mundo (World Maps of Köppen-Geiger Climate Classification; <http://koeppen-geiger.vu-wien.ac.at/>) al sobreponer los puntos de registro.

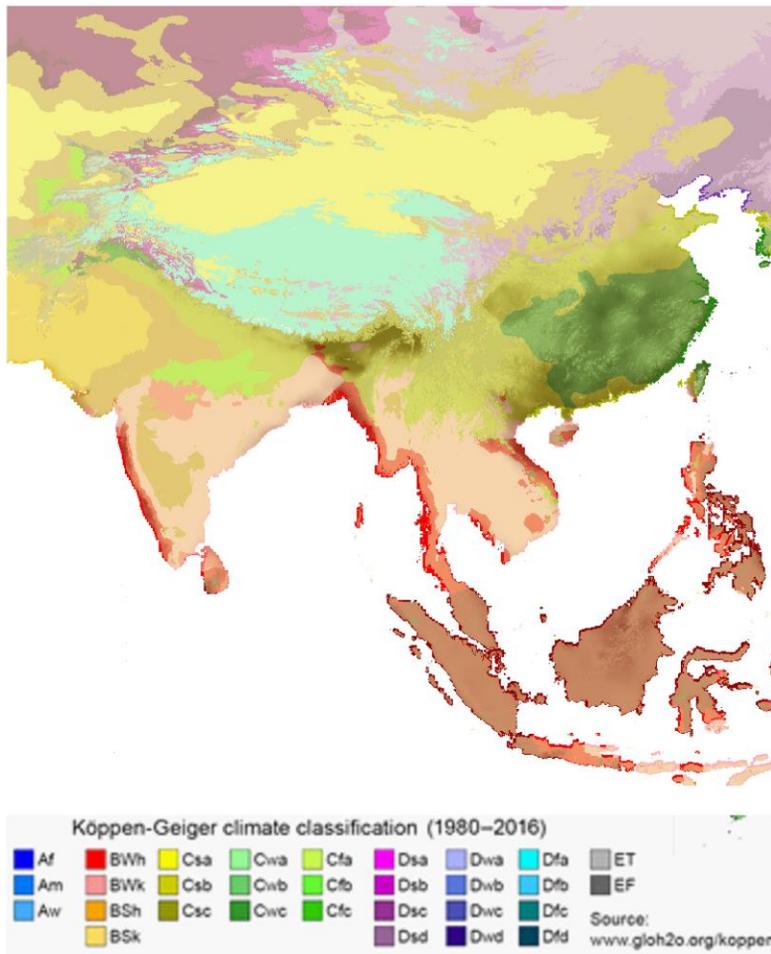
1. *Elaeis guineensis*

Elaeis guineensis



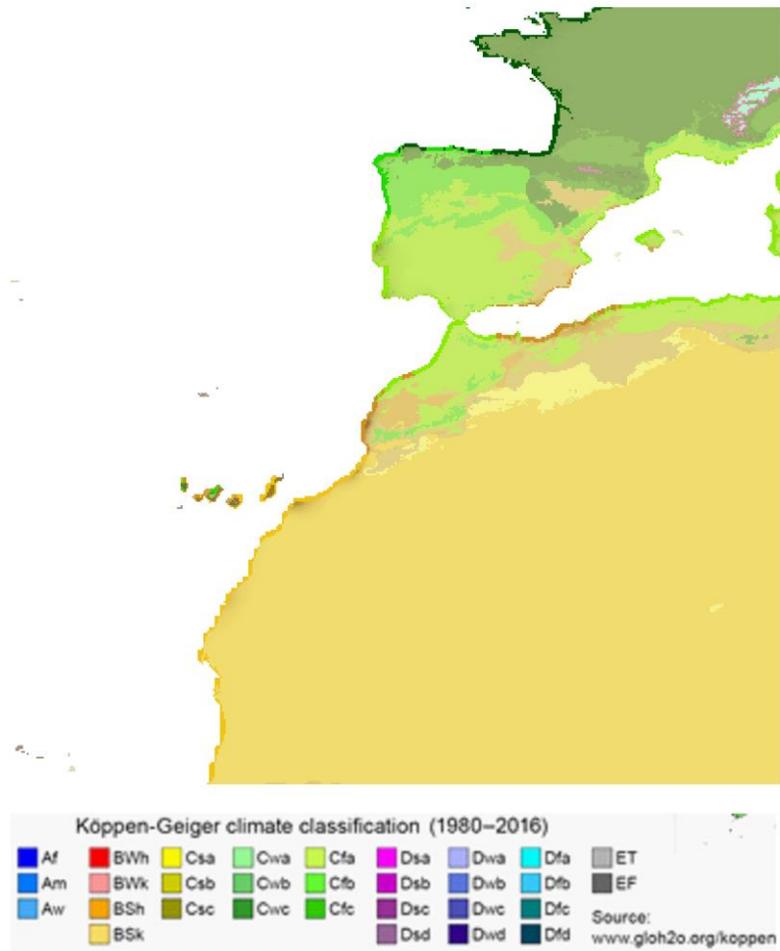
2. *Livistona chinensis*

Livistona chinensis



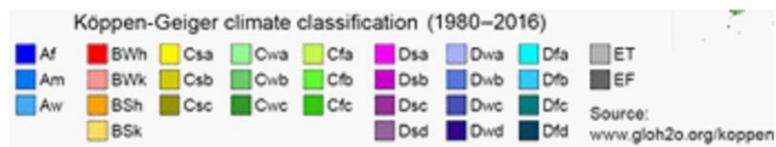
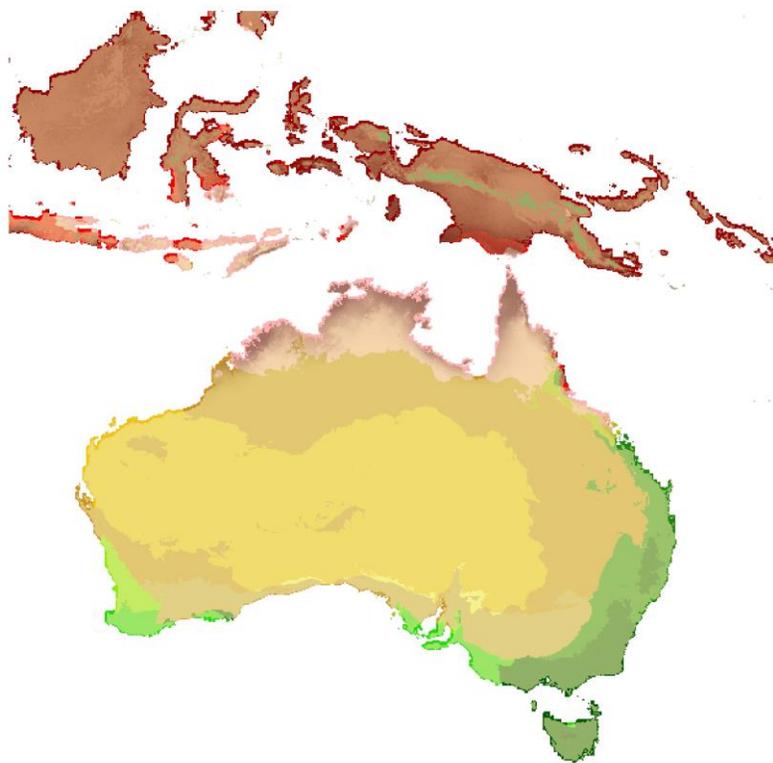
3. *Phoenix canariensis*

Phoenix canariensis



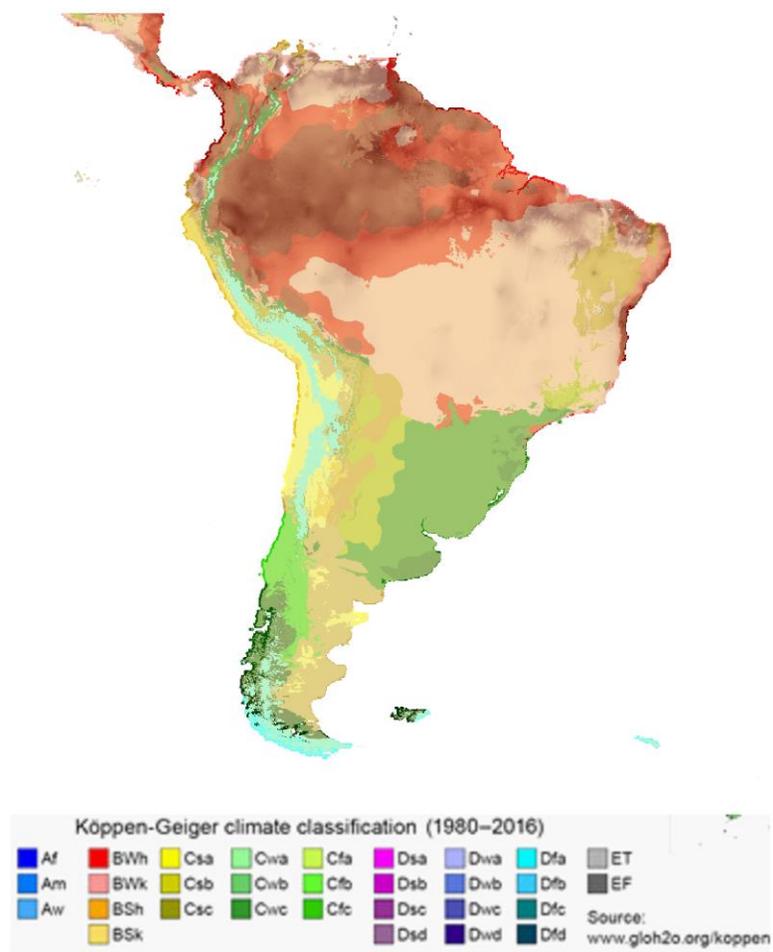
4. *Ptychosperma macarthurii*

Ptychosperma macarthurii



5. *Roystonea oleracea*

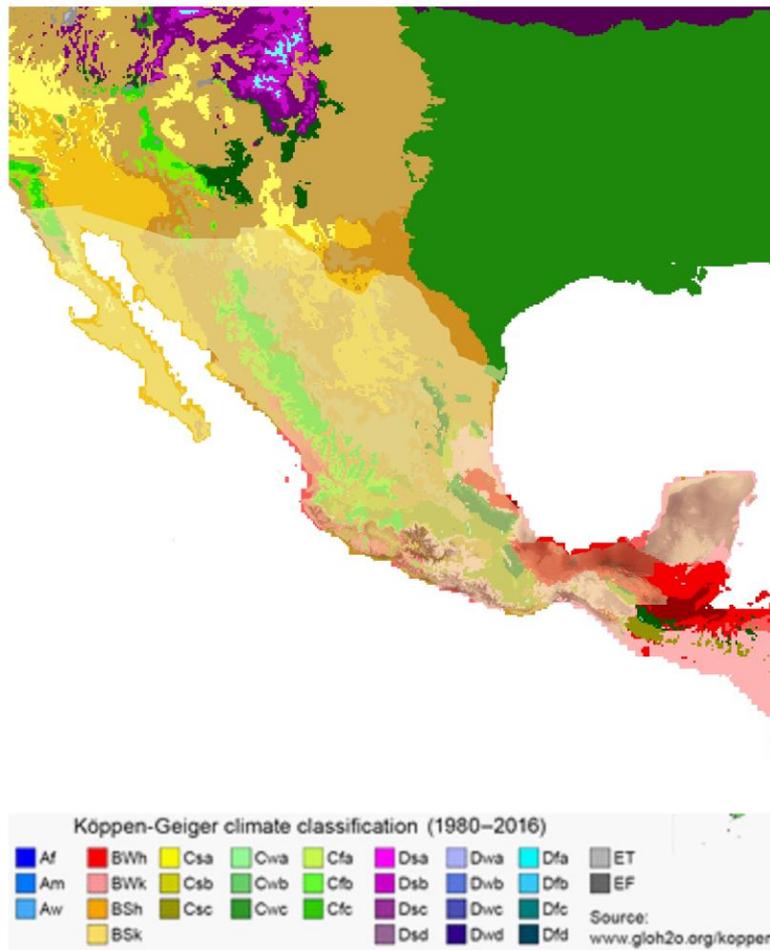
Roystonea oleracea



Mapas mostrando la distribución potencial de climas en México, a partir de los modelos calibrados en el área de invasión y del área nativa. Los mapas representan la superposición entre el mapa de climas y el de distribución geográfica potencial por cada especie de palma en la región de invasión de México y en la region nativa. Se representan los climas de acuerdo a los registros de las especies en su distribución, con base a World Maps of Köppen-Geiger Climate Classification; <http://koeppen-geiger.vu-wien.ac.at/>). El mapa de distribución fue ajustado a 40% de transparencia, de tal manera que las zonas en que se predecía con el modelo calibrado correspondiente muy baja probabilidad o de 0, quedaron transparentes; las zonas que predecían alta probabilidad, presentan un color verdoso aceituna, que permite ver con la transparencia los colores de los climas que están por debajo. Nótese que para la mayoría de las especies, se muestra una relativa alta versatilidad climática en México.

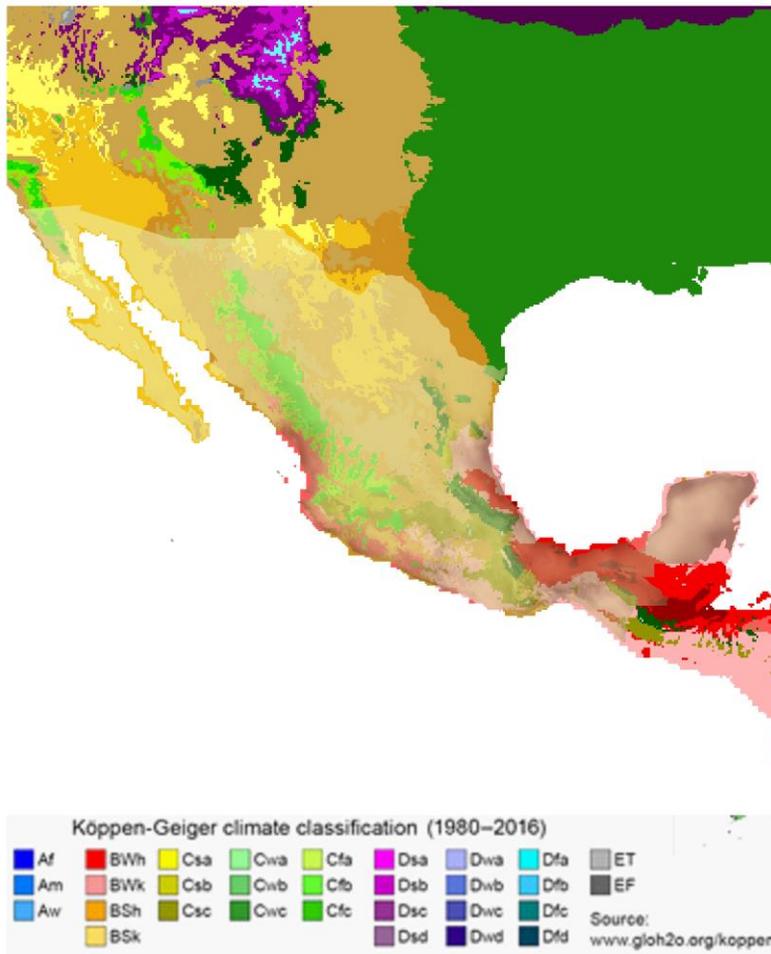
a. Calibrado en función del clima en la distribución nativa

Elaeis guineensis



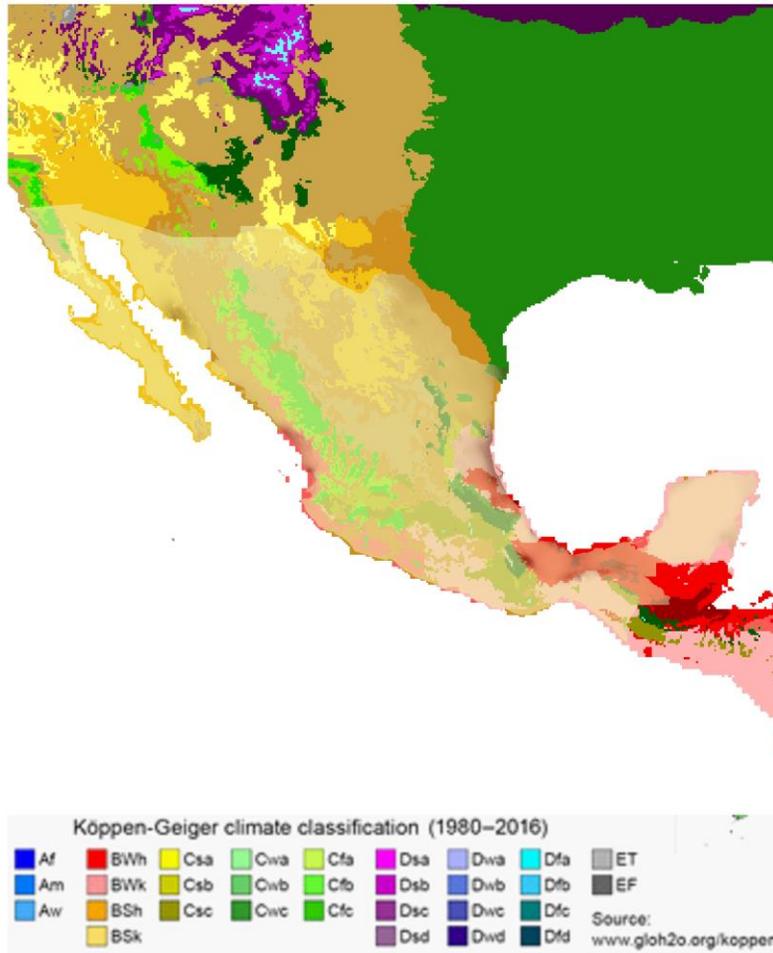
b. Calibrado en función del clima en la distribución de invasión

Elaeis guineensis



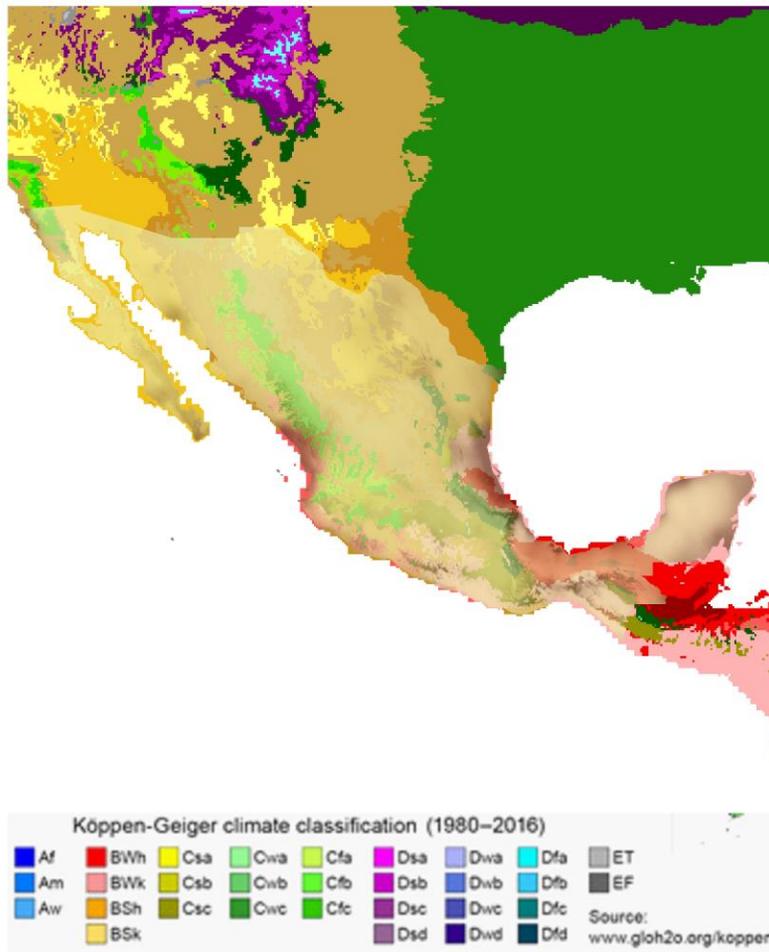
a. Calibrado en función del clima en la distribución nativa

Livistona chinensis



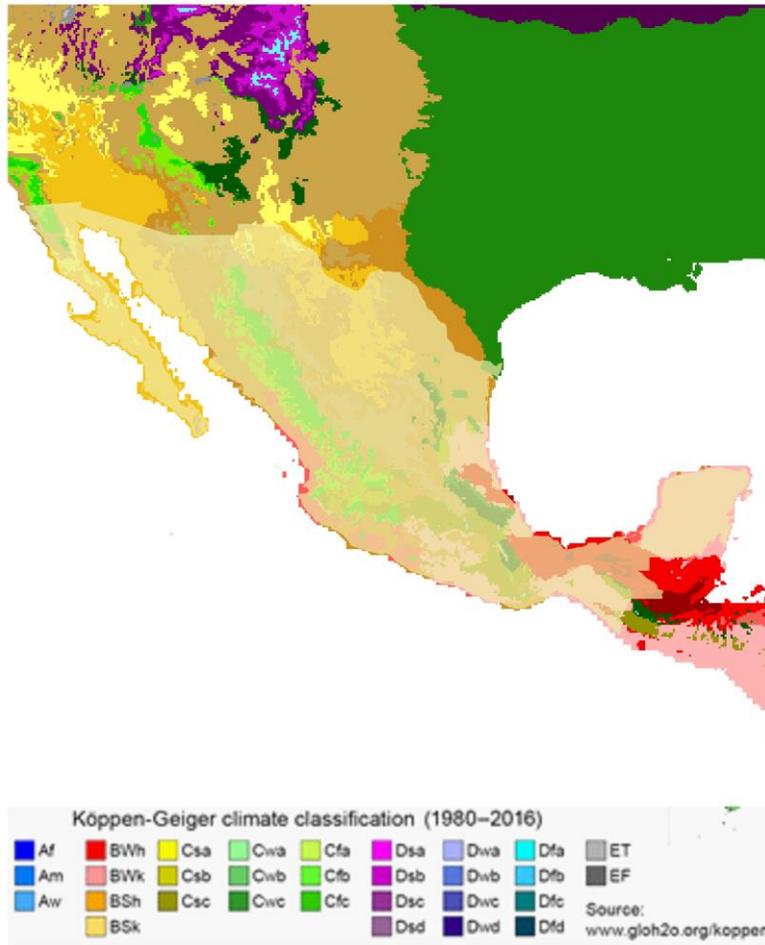
b. Calibrado en función del clima en la distribución de invasión

Livistona chinensis



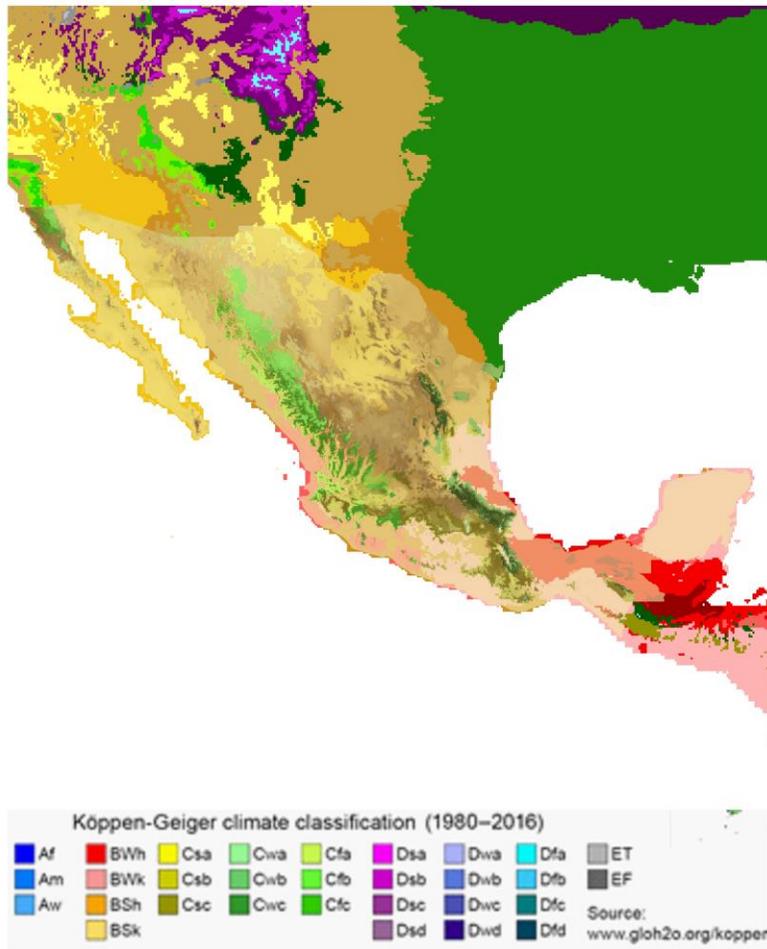
a. Calibrado en función del clima en la distribución nativa

Phoenix canariensis



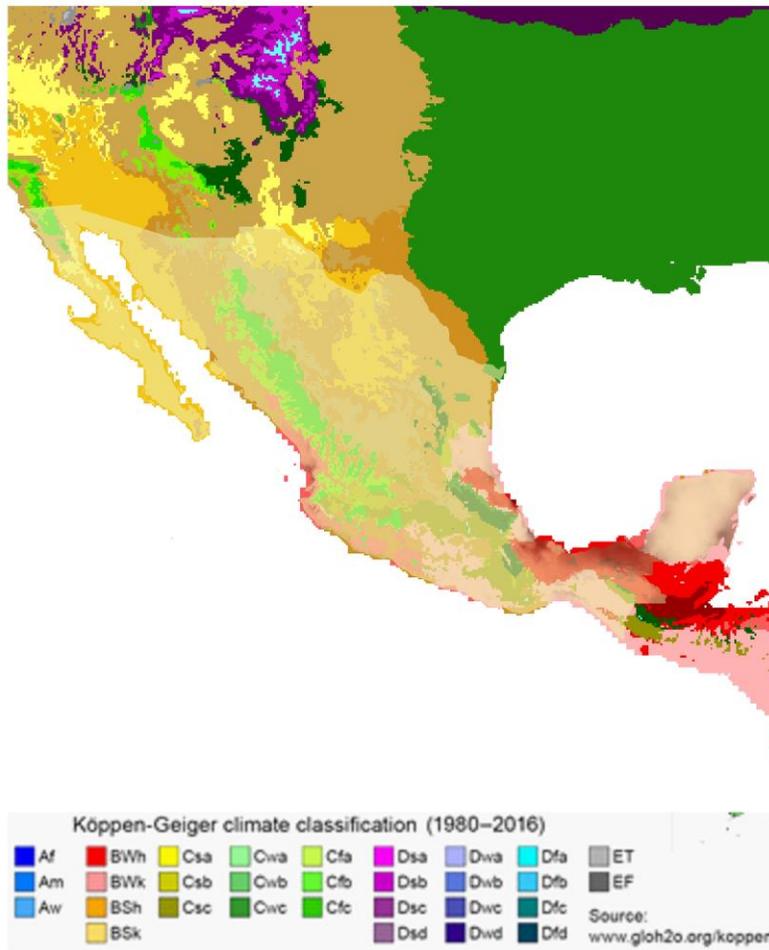
b. Calibrado en función del clima en la distribución de invasión

Phoenix canariensis



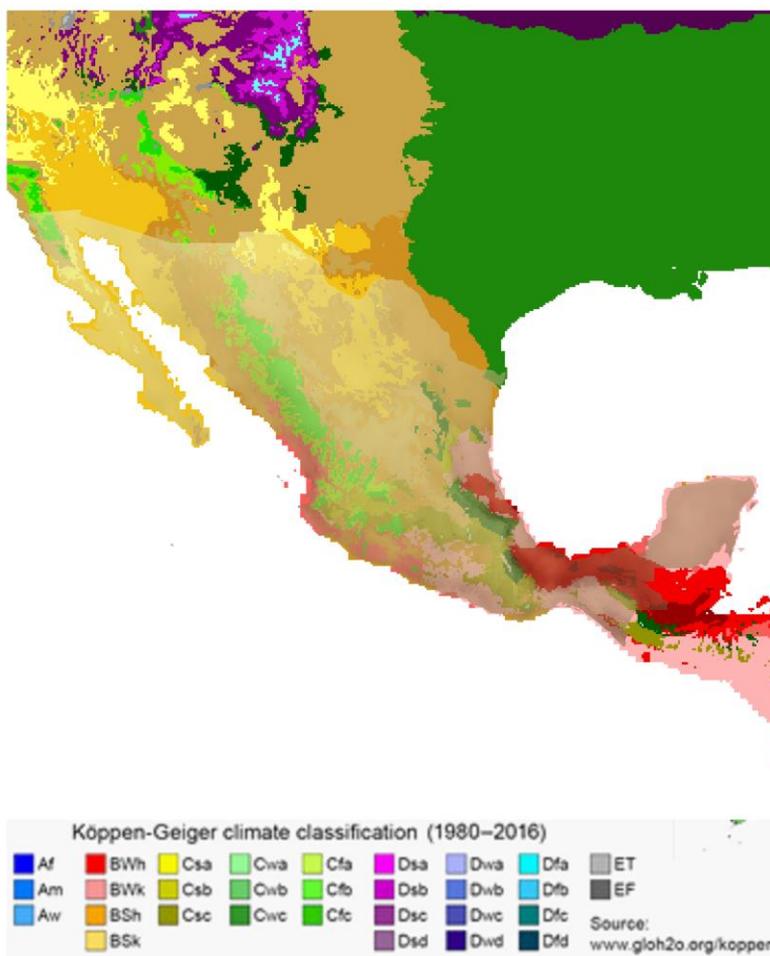
a. Calibrado en función del clima en la distribución nativa

Ptychosperma macarthurii



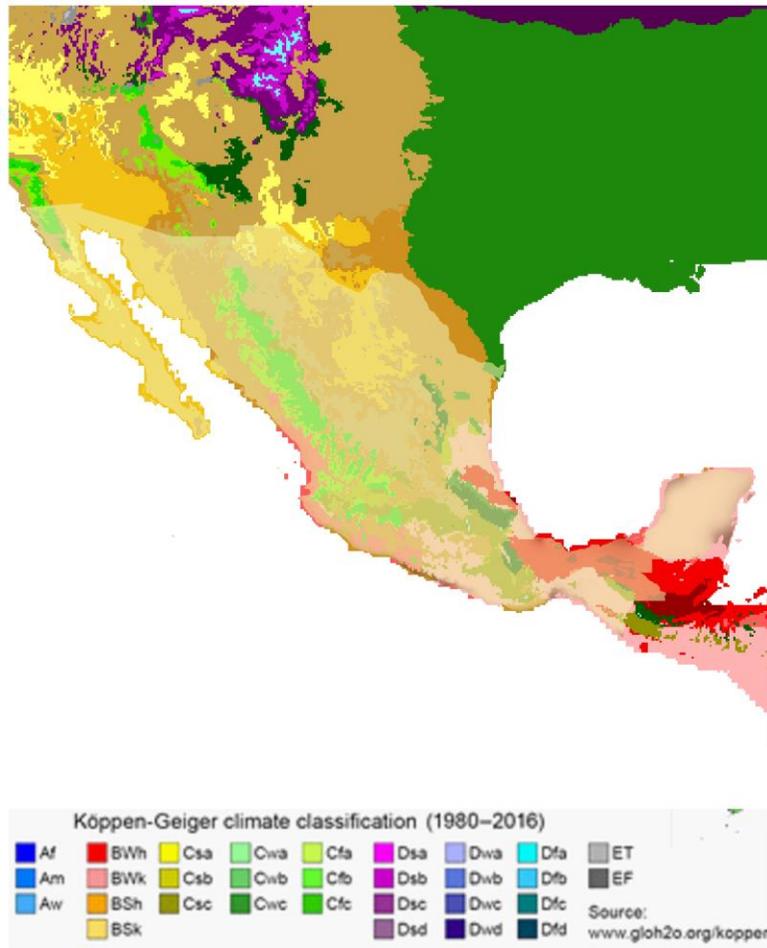
b. Calibrado en función del clima en la distribución de invasión

Ptychosperma macarthurii



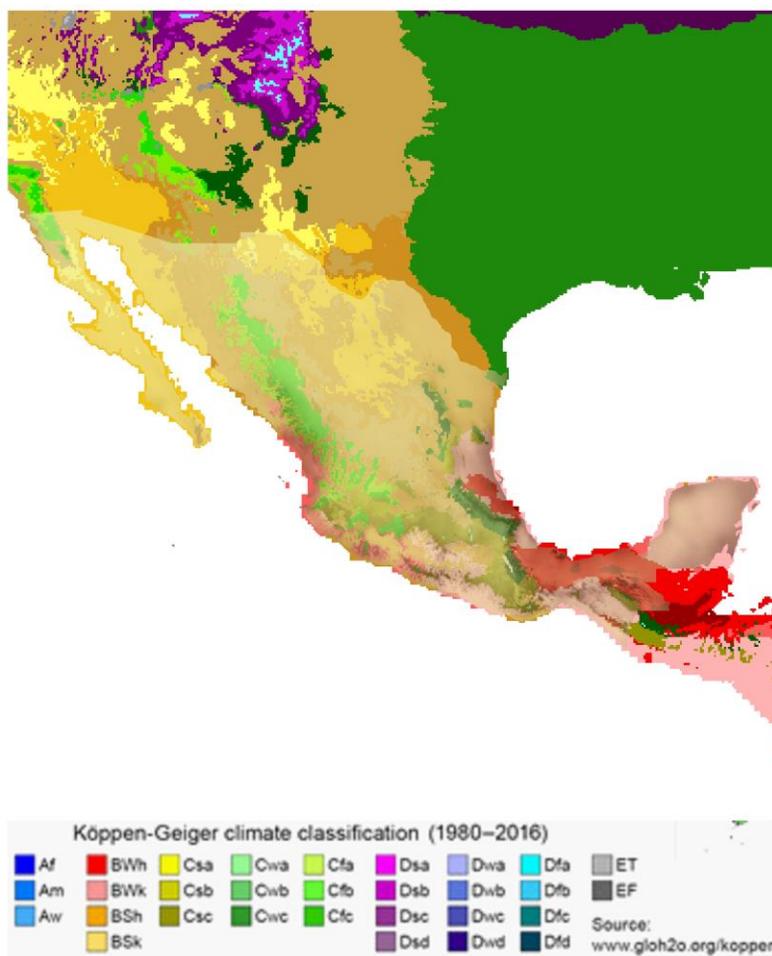
a. Calibrado en función del clima en la distribución nativa

Roystonea oleracea



b. Calibrado en función del clima en la distribución de invasión

Roystonea oleracea



APÉNDICE 3. SEQUÍAS PROLONGADAS EN MÉXICO POR ESTADO DEL PAÍS, INDICADOS PARA LOS REGISTROS DE PARA CADA ESPECIE DE PALMA, DE ACUERDO AL SERVICIO METEOROLÓGICO NACIONAL (SMN) 2018

Elaeis guineensis

Mérida, Yucatán: del 31 de octubre de 2008 al 31 de julio de 2010 hubo sequía.
Carmen, Campeche: Sequía del 30 de noviembre de 2008 al 30 de junio de 2010.
Centla, Tabasco: Sequía del 30 de noviembre de 2008 al 31 de julio de 2010.

Livistona chinensis

Mérida, Yucatán: del 31 de octubre de 2008 al 31 de julio de 2010 hubo sequía.

Phoenix canariensis

La Paz, Baja California Sur: hubo sequía desde agosto 2010 a junio de 2012
Ensenada, Baja California: Sequía del 31 de octubre de 2006 al 31 de julio de 2009. Otro período de sequía fue del 15 de febrero de 2015 al 15 de febrero de 2017.

Ptychosperma macarthurii

En las dos localidades donde se ha reportado la presencia de la palma no se han presentado sequías prolongadas.

Roystonea oleracea

Jiutepec, Morelos: Sequía del 30 de septiembre de 2008 al 28 de febrero de 2010.

Bibliografía

Servicio Meteorológico Nacional (SMN). 2019. Monitor de sequía en México. Fecha de actualización: 20 de junio de 2019. <http://smn.cna.gob.mx/es/climatologia/monitor-de-sequia/monitor-de-sequia-en-mexico>

APÉNDICE 4. TIPOS DE SUELO INDICADOS PARA LOS REGISTROS DE CADA ESPECIE DE PALMA, DE ACUERDO AL INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA Y GEOGRAFÍA (INEGI) 2019

Elaeis guineensis

Litosol: Jardín botánico regional CICY, Mérida, Yucatán.

Rendzina: Ejido de Independencia, Carmen, Campeche.

Gleysol plintico: Conquista Campesina, Carmen, Campeche.

Solonchak gleyico: Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, Centla, Tabasco.

Luvisol ortico: Ejido Francisco de Garay, Minatitlán, Veracruz.

Cambisol eutrigo: Acapetahua, Chiapas.

Livistona chinensis

Litosol: Hotel Itza, Mérida, Yucatán. Hospital Benito Juárez del Seguro Social, Mérida, Yucatán.

Colonia México, Mérida, Yucatán. Caña Hueca, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.

Vertisol pelico: Caña Hueca, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.

Rendzina: Caña Hueca, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.

Phoenix canariensis

Regosol eutrigo: Santa Cruz, La Paz, Baja California Sur. Colonia Obrera, Ensenada, Baja California. Calvillo, Calvillo, Aguascalientes. San Pedro Tlaquepaque, Tlaquepaque, Jalisco.

Feozem haplico: Zona Playitas, Ensenada, Baja California. Las Cruces, Xalapa, Veracruz.

Litosol: Ciudad Universitaria UANL, San Nicolás de los Garza, Nuevo León. Ciudad de Mérida, Mérida, Yucatán.

Xerosol gypsico: Centro, Cedral, San Luis Potosí.

Xerosol haplico: Ex Hacienda Santa Ana, Soledad de Graciano Sánchez, San Luis Potosí. Rodolfo Landeros Gallegos, Aguascalientes, Aguascalientes.

Xerosol luvico: Rodolfo Landeros Gallegos, Aguascalientes, Aguascalientes.

Planosol eutrigo: San Felipe, Aguascalientes, Aguascalientes. Lomas del Picacho, Aguascalientes, Aguascalientes.

Vertisol pelico: International School of Querétaro, Querétaro, Querétaro.

Vertisol cromico: Universidad Autónoma de Chapingo, Texcoco, Estado de México. Barrio del Niño, Villa de Zaachila, Oaxaca.

Rendzina: Zona Centro, Cadereyta de Montes, Querétaro.

Luvisol cromico: La Ciénega, Arroyo Seco, Querétaro.

Andosol húmico: Parque Municipal Altotonga, Altotonga, Veracruz.

Ptychosperma macarthurii

Gleysol molico: UMA La Cangrejera, Coatzacoalcos, Veracruz.

Feozem haplico: Xochimilco, Xochimilco, Ciudad de México.

Roystonea oleracea

Feozem haplico: Jardín Juárez, Colima, Colima.

Regosol eutrigo: Zona Metropolitana, Guadalajara, Jalisco.

Vertisol pelico: Col. Miguel Hidalgo, Jiutepec, Morelos.

Bibliografía

CONABIO, Portal de Geoinformación. 2012. Edafología, escalas 1:250000 – 1:1000000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Fecha de actualización: agosto de 2017. http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/?vns=gis_root/edafo/tsuelo/eda251mgw.

INIFAP-CONABIO. 1995. Edafología, escalas 1:250000 – 1:1000000. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias, y la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.

APÉNDICE 5. DEGRADACIÓN DE SUELOS

Elaeis guineensis

Suelos con degradación física por pérdida de la función productiva:

- Por urbanización con degradación extrema: Ciudad de Mérida, Mérida, Yucatán.

Suelos con degradación física por compactación:

- Por sobrepastoreo con degradación ligera: Conquista Campesina, Carmen, Campeche; Ejido Independencia, Carmen, Campeche.

Suelos con degradación química por declinación de la fertilidad y reducción del contenido de materia orgánica.

- Por actividades agrícolas con degradación moderada: Acapetahua, Chiapas.
- Por deforestación y remoción de la vegetación con degradación ligera: Ejido Francisco de Garay, Minatitlán, Veracruz.

Livistona chinensis

Suelos con degradación física por pérdida de la función productiva:

- Por urbanización con degradación extrema: Colonia México, Mérida, Yucatán; Hotel Iza, Mérida, Yucatán; Hospital Benito Juárez del Seguro Social, Mérida, Yucatán; Caña Hueca, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.

Phoenix canariensis

Suelos con degradación física por pérdida de la función productiva:

- Por urbanización con degradación extrema: Los Mochis, Ahome, Sinaloa; Colonia Veracruz, Xalapa, Veracruz; ciudad de Mérida, Mérida, Yucatán; Ciudad Universitaria UANL, San Nicolás de los Garza, Nuevo León; San Pedro Tlaquepaque, Tlaquepaque, Jalisco.
- Por urbanización y/o actividades industriales con degradación extrema: Colonia Obrera, Ensenada, Baja California.

Suelos con degradación química por declinación de la fertilidad y reducción del contenido de materia orgánica.

- Por actividades agrícolas con degradación ligera: Universidad Autónoma de Chapingo, Texcoco, Estado de México.
- Por actividades agrícolas y/o deforestación y remoción de la vegetación con degradación moderada: Parque Municipal Altotonga, Altotonga, Veracruz.

Suelos con degradación química por polución:

- Por actividades agrícolas con degradación ligera: carr. San Luis Matehuala km 8.5, Soledad de Graciano Sánchez, San Luis Potosí.

Suelos con erosión eólica con pérdida del suelo superficial por acción del viento:

- Por actividades agrícolas y/o deforestación y remoción de la vegetación con degradación moderada: Rodolfo Landeros Gallegos, Aguascalientes, Aguascalientes; San Felipe, Aguascalientes, Aguascalientes; Centro, Cedral, San Luis Potosí.
- Por sobrexplotación de la vegetación para uso doméstico con degradación moderada: Zona Centro, Cadereyta de Montes, Querétaro.

Suelos con erosión hídrica con pérdida del suelo superficial:

- Por actividades agrícolas y/o deforestación y remoción de la vegetación con degradación moderada: Centro, Calvillo, Aguascalientes.
- Por sobrepastoreo con degradación ligera: International School of Querétaro, Querétaro, Querétaro.
- Por sobrepastoreo con degradación moderada: Barrio del Niño, Villa de Zaachila, Oaxaca.

Ptychosperma macarthurii

Suelos con degradación física por pérdida de la función productiva:

- Por urbanización con degradación extrema: Xochimilco, Xochimilco, Ciudad de México.

Roystonea oleracea

Suelos con degradación física por pérdida de la función productiva:

- Por urbanización con degradación extrema: Zona Metropolitana, Guadalajara, Jalisco; Jardín Juárez, Colima, Colima.

Suelos con degradación química por declinación de la fertilidad y reducción del contenido de materia orgánica.

- Por actividades agrícolas con degradación moderada: Col. Miguel Hidalgo, Jiutepec, Morelos.

Bibliografía

SEMARNAT, Dirección Geomática. 2004. Degradación del suelo en la República Mexicana-Escala 1:250000. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Dirección Geomática. México, Distrito Federal.

CONABIO, Portal de Geoinformación. 2012. Degradación del suelo en la República Mexicana-Escala 1:250000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Fecha de actualización: 12 de enero de 2012. http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/?vns=gis_root/edafo/dsuelo/degra250kgw.