



**Universidad Nacional Autónoma
de México**

Facultad de Filosofía y Letras
Colegio de Geografía

**EVALUACIÓN DEL EFECTO
DEL CAMBIO DE USO DEL
SUELO EN LA DISTRIBUCIÓN
DE LAS ESPECIES
MEXICANAS DE *LAELIA*
(ORCHIDACEAE)**

Tesis que presenta para obtener el grado de
Licenciado en Geografía

Huerta Espinoza Héctor Miguel

Asesor: Dr. Gerardo A. Salazar Chávez



Ciudad Universitaria

Abril 2014



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Agradecimientos:

A la Universidad Nacional Autónoma de México por haberme albergado durante gran parte de mi formación académica.

A mi asesor Dr. Gerardo Salazar por todo el apoyo otorgado en el desarrollo de toda esta investigación.

A los profesores que formaron parte del jurado: José Manuel Espinoza, María Teresa López, Frank García y Blanca González por el tiempo dedicado a la revisión de este escrito.

A Rolando Jiménez por asesoría en la depuración de la base de datos de las especies.

Al proyecto PAPIIT IN211110 “Biogeografía de las orquídeas de México: integración de enfoques ecológico y evolutivo” del cual se tomó la base de datos.

A mi familia por toda su confianza y apoyo incondicional que me permitió concluir mis estudios.

Finalmente a todos los geógrafos y biólogos que me brindaron su ayuda en las distintas etapas de este trabajo, particularmente a Andrea Juárez Sánchez, María Nely Almaráz Vázquez y Alma R. Espinoza Jiménez.

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN Y PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	1
OBJETIVOS	3
HIPÓTESIS	3
1. LA FAMILIA ORCHIDACEAE Y EL CASO DEL GÉNERO <i>LAELIA</i> EN MÉXICO	4
Generalidades de la familia Orchidaceae	4
¿Qué es una orquídea?	5
Historia natural	5
Hábitos de crecimiento	5
Raíz	6
Tallo	7
Hojas	7
Flores, frutos y semillas	7
Clasificación de la familia	9
Riqueza de orquídeas en México	12
Áreas de diversidad y endemismo	12
Amenazas	12
Usos de la familia Orchidaceae	14
El género <i>Laelia</i>	18
Ecología y distribución	20
Descripción botánica del género	23
Aprovechamiento y conservación de las laelias en México	25
2. MARCO TEÓRICO Y CONCEPTUAL	27
El cambio de cobertura y uso del suelo (CCUS)	27
Procesos de cambio de las coberturas naturales	28
Factores implicados en las tendencias de cambio de las coberturas naturales	28
Dinámica del cambio de coberturas naturales en México	32
Época prehispánica	33
Época colonial	34
México independiente	35
México postrevolucionario	37
Década de 1970 a la actualidad.	39
Nicho ecológico y distribución de especies	46
Desarrollo del concepto de nicho	46
Conceptos operativos de nicho	48

Dualidad de Hutchinson	49
Diagrama BAM	51
Modelado de la distribución de especies (SDM)	53
Algoritmos de modelación	56
Evaluación de los modelos	60
Riesgo de extinción de especies	62
3. MATERIALES Y MÉTODOS	65
Datos de presencia de <i>Laelia</i>	65
VARIABLES AMBIENTALES	66
Parámetros de optimización de los modelos predictivos	67
Evaluación de los modelos	68
Procesamiento de los modelos	68
Reducción de la sobrepredicción de los modelos	68
Cálculo de la pérdida de áreas de distribución por los cambios de cobertura y uso del suelo (CCUS)	68
Distribución de la diversidad de laelias en México	70
Evaluación del riesgo de extinción	71
4. RESULTADOS	72
Base de datos depurados	72
VARIABLES AMBIENTALES USADAS EN LA MODELACIÓN	72
Optimización de modelos	73
Área de distribución potencial (G_p) vs área de distribución ocupada (G_o)	75
Cálculo de la reducción del área de distribución ocupada por los CCUS y la representatividad de las laelias en áreas naturales protegidas (ANP)	90
Diversidad y endemismo de las laelias	107
Evaluación del riesgo de extinción de las especies de <i>Laelia</i> en México	110
5. DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS Y CONCLUSIONES	114
Base de datos y variables ambientales	115
Optimización de modelos	116
Reducción de las áreas de distribución del género <i>Laelia</i> y su situación en áreas naturales protegidas	117

Diversidad y endemismo de las laelias	121
Riesgo de extinción de las laelias en México	121
Conclusiones	123
BIBLIOGRAFÍA	125

Introducción y planteamiento del problema

La biodiversidad presente en una región o país es el resultado de procesos ecológicos y evolutivos que la han modelado a lo largo de millones de años (Dirzo y Raven, 2003), donde la vegetación es la expresión evolutiva del agregado de especies vegetales en un lugar y en un tiempo determinado y que, además, representa un elemento indicador del estado o condición que guardan los ecosistemas. Su expresión espacio-temporal es la cobertura vegetal. La cobertura de vegetación y los usos del suelo constituyen la expresión conjunta de las plantas nativas o introducidas y la utilización antrópica que se hace del medio biofísico de un área. Es una de las más importantes manifestaciones espaciales de los paisajes naturales y culturales de un territorio (Lambin *et al.*, 2001).

Las coberturas vegetales en México muestran un profundo impacto a causa, principalmente, de las actividades antrópicas, producto de la acumulación de miles de años de ocupación y utilización del territorio, pero con un impulso mayor durante los siglos XIX y XX y particularmente a partir de 1950 (Challenger, 1998; Challenger y Dirzo, 2009). Las afectaciones se manifiestan de diversas maneras, como deforestación, contaminación, eliminación de poblaciones naturales de diversos organismos, etc. y se encuentran vinculadas a factores sociales, políticos y económicos; éstos, a su vez, se manifiestan en efectos concretos, como cambios en el uso del suelo, sobreexplotación de los recursos, vertido de contaminantes al medio natural, introducción de especies exóticas, entre otros.

Challenger y Dirzo (2009) señalan que, según la evidencia, el factor que mayor impacto tiene en la actualidad sobre los ambientes naturales es el cambio en el uso de la tierra, en el que el suelo deja de mantener a la vegetación original y da paso a complejos agropecuarios, industriales y urbanos. Este proceso es el responsable principal de pérdida de diversidad biológica, funciones ecológicas y en última instancia, la provisión de bienes y servicios a las sociedades humanas. Según Lambin (1997 citado por Rosete *et al.*, 2008), la mayor parte de los cambios ocurridos en los ecosistemas terrestres se deben a tres situaciones: conversión de la cobertura vegetal, degradación del terreno e intensificación en el uso del terreno.

En el mismo sentido, Bocco *et al.* (2001) y Rosete *et al.* (2008) mencionan que los estudios sobre los procesos de cambio en la cobertura y uso del suelo (CCUS), tanto en México como a nivel mundial, se encuentran en el centro de la atención de la investigación ambiental actual, debido a las implicaciones que éstos conllevan en todas las escalas geográficas; por ejemplo, localmente provocan la pérdida y degradación de suelos, pérdida de hábitats y de diversidad biológica; regionalmente afectan el funcionamiento de cuencas hidrográficas, la capacidad productiva de los ecosistemas o la provisión servicios ambientales; y a escala global contribuyen a la emisión de gases de efecto invernadero y por consiguiente al cambio climático global.

Los estudios de CCUS para el país son abundantes, particularmente para selvas tropicales y bosques templados (Bocco *et al.*, 2001; Díaz-Gallego y Mas, 2008; Dirzo y García, 1991; García-Mora *et al.*, 2008; Trejo y Hernández, 1996; Trejo y Dirzo, 2000). Esto no resulta extraño, al ser las selvas tropicales, seguidas por los bosques templados, los ecosistemas más afectados por la deforestación (Mancera *et al.*, 1997; citado por Bocco *et al.*, 2001). Resulta importante el análisis de esta situación,

dado que la mayor concentración de la diversidad florística se concentra en ambos ecosistemas (21 mil de las 27 mil especies para México, de acuerdo con Rzedowski, 1993), además de que representan cerca del 50% de las cubiertas vegetales originales en México (Rzedowski, 1990). Por lo tanto, el cartografiar y cuantificar el grado de conversión humana de las coberturas naturales por efecto de las actividades del Hombre resulta importante para el entendimiento de las causas que motivan el cambio y las consecuencias de éstas.

Dada la situación anteriormente expuesta, es necesario crear estrategias adecuadas para el mantenimiento de la biodiversidad. Para ello es imprescindible, en primera instancia, contar con información actualizada y precisa acerca de las causas que originan la modificación de las coberturas vegetales, así como de su distribución en el territorio. Además, resulta necesario tomar en consideración que, si bien los CCUS son de las principales causas de la reducción y pérdida de la biodiversidad, no son las únicas, ya que entran en juego otras situaciones como incendios, huracanes, sequías, extracción y la extracción ilegal de especies, sólo por mencionar o algunas (Salazar-Chávez, 1996).

En el presente trabajo proponemos el estudio de los CCUS en un contexto nacional. Sin embargo, esta tarea sumamente ambiciosa debe acotarse de alguna manera; por lo tanto, aquí se abordará el análisis de los CCUS desde la perspectiva de un elemento particular de la biota: el género *Laelia*, un grupo de orquídeas epífitas cuya presencia está vinculada intrínsecamente a la existencia de la cubierta boscosa original.

Para ello, a modo de indicador ambiental, se empleó el modelado del nicho ecológico y el modelado de la distribución de las especies (ENM y SDM respectivamente, por sus siglas en inglés), en conjunto con herramientas de sistemas de información geográfica (SIG) para predecir áreas de distribución potencialmente adecuadas para la presencia de especies del género *Laelia*, evaluando qué tanto de dichas áreas de distribución potencial se han visto perturbadas o destruidas por los CCUS. Este proceder es novedoso en cuanto a que no existen trabajos de este tipo a escala nacional en los cuales se tome como caso de estudio a especies vegetales. No obstante, esta metodología si ha sido aplicada previamente a otros grupos biológicos en México, particularmente mamíferos y aves (Sánchez-Cordero *et al.*, 2005; Peterson *et al.*, 2000; Peterson *et al.*, 2006; Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza, 2009). De hecho, los análisis de EMM o SDM por sí mismos han ido poco aplicados en la familia Orchidaceae (Angulo *et al.*, 2012; Téllez-Velasco, 2011). Se eligió como objeto de estudio al género *Laelia* por las siguientes razones:

- Ser un grupo de orquídeas con flores conspicuas y esencialmente pertenecientes sólo a México.
- Son un género de bien conocido biológicamente.
- El aprovechamiento que se hace de sus flores, convierte a *Laelia* en el género de orquídeas más explotado en México.
- Por los diversos usos que se le dan en gran parte del territorio mexicano dentro de distintas festividades.

Este estudio pretende generar información básica que sirva como base para el diseño de planes de conservación y/o restauración eficientes, particularmente aplicables al género *Laelia*, pero extrapolable a otros grupos de organismos que comparten los hábitats donde se desarrolla este

género de plantas (principalmente bosques de encino o pino-encino y bosques tropicales perennifolios, subcaducifolios y caducifolios; Halbinger y Soto, 1997).

Objetivos

General

- Evaluar el efecto que el cambio en la cobertura vegetal y en el uso del suelo ha tenido en la distribución de las especies del género *Laelia* en México.

Particulares

- Estimar las áreas de distribución potencial de las especies del género *Laelia* en México mediante el modelado de sus nichos ecológicos.
- Determinar qué parte de la distribución potencial estimada para las especies ha sido afectada por cambios en la cobertura vegetal y en el uso del suelo.
- Evaluar si, y en qué medida, los cambios en el uso del suelo representan un factor de amenaza para la conservación de las especies del género estudiado.
- Evaluar la eficacia de las áreas naturales protegidas vigentes para conservar las especies de *Laelia* en México

Hipótesis

- Las áreas de distribución de las especies del género de orquídeas epífitas *Laelia* se han visto significativamente afectadas por los cambios en la cubierta vegetal y uso de suelo debidos a las actividades humanas.
- Es necesaria la planeación y creación de nuevas áreas naturales protegidas, debido a que las existentes no resguardan adecuadamente la diversidad de especies de *Laelia* en el territorio nacional.

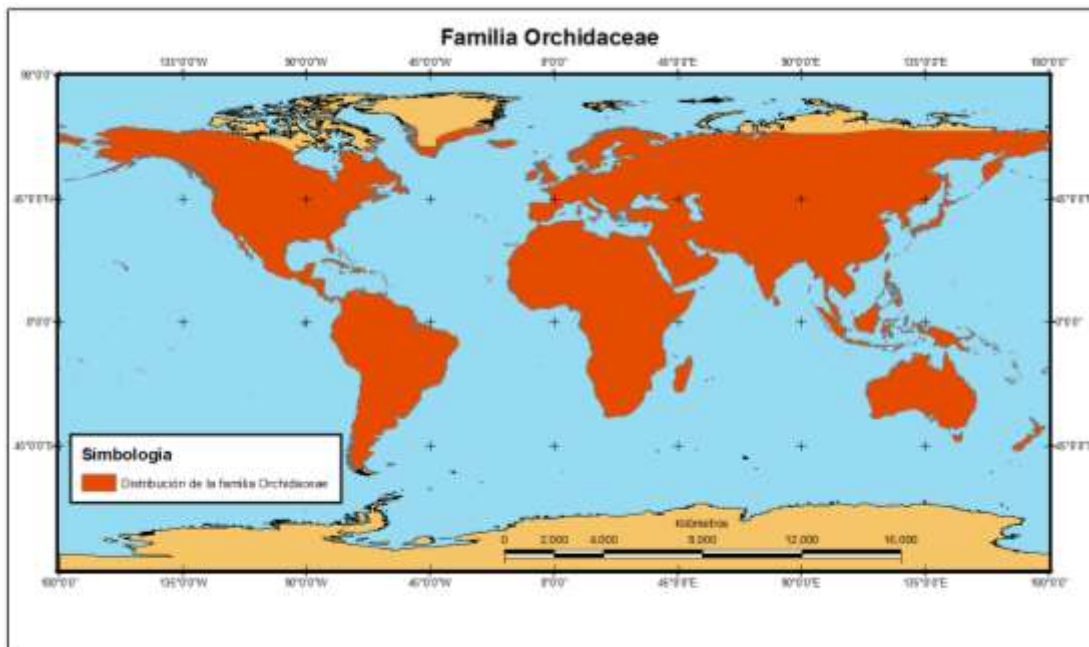
1. La familia Orchidaceae y el caso del género *Laelia* en México

Generalidades de la familia Orchidaceae

La familia Orchidaceae es, a nivel mundial, uno de los grupos taxonómicos más diversos morfológicamente e igualmente uno de los que cuenta con el mayor número de especies. Dressler (1981; 1993) estima alrededor de 25 000 a 35 000 y Hágsater *et al.* (2005) calculan entre 20 000 y 30 000 especies. Sólo para dimensionar estas cifras, basta mencionar que la IUCN (International Union for Conservation of Nature; Llorente-Bousquets y Ocegueda, 2008) estimó entre 246 394 y 272 655 el número total de especies de plantas vasculares; esto indica que aproximadamente 1 de cada 10 especies de plantas vasculares en el mundo pertenece a la familia de las orquídeas.

Esa amplia diversidad de especies se encuentra prácticamente en la totalidad de la superficie terrestre (ver mapa 1.1), con la excepción de los ambientes extremadamente secos y los polares; sin embargo, su mayor diversidad se localiza en los trópicos (Romero, 1996). Pueden crecer en muy variados tipos de suelo o sobre rocas, pero la mayor parte de ellas presentan la forma de vida epífita, lo que significa que crecen sobre otras plantas; incluso hay casos documentados por Dixon *et al.* (1990) de orquídeas totalmente subterráneas.

Sin lugar a duda, la flor es la estructura de la planta que más ha atraído la atención, tanto de coleccionistas y aficionados como de botánicos; por un lado, la particularidad de sus formas y colores las hace atractivas a los primeros, en tanto que a los segundos, les resulta más interesante por la significancia evolutiva que ellas representan. Por ejemplo, Dressler (1981) menciona que las orquídeas son un grupo de plantas en evolución activa, con adaptaciones altamente especializadas



Mapa 1.1. Distribución de la familia Orchidaceae en el mundo. Notar que sólo en el continente Antártico la familia está totalmente ausente, así como en los grandes desiertos y la región del polo norte. Elaborado a partir de los mapas de Wood (1999a, 1999b); Cribb (1999a, 2001); Cameron (2003) y Chase y Cribb (2005).

para atraer, engañar y manipular insectos, con el único fin de que ellos polinicen sus flores. A continuación se presentarán otros rasgos que caracterizan a esta familia.

¿Qué es una orquídea?

Las orquídeas son plantas herbáceas que poseen flor, lo cual las hace pertenecer al grupo de las angiospermas, particularmente a la clase de las monocotiledóneas, presentando sus características distintivas como venación foliar paralela y partes florales en grupos de tres (Dressler, 1981). Aunque existen muy pocas características exclusivas que distinguen a las orquídeas de las demás monocotiledóneas, la familia Orchidaceae en general puede caracterizarse por los siguientes atributos: 1) posesión de un pétalo modificado, el labelo, que generalmente es diferente en forma y coloración a los otros segmentos florales y se ubica frente a las estructuras sexuales; 2) estructuras reproductivas masculinas y femeninas fusionados en un órgano único llamado columna o ginostemio; 3) granos de polen cohesionados en masas más o menos sólidas llamadas polinios, comúnmente dotados de una extensión pegajosa que permite su adhesión a lugares específicos del cuerpo del polinizador; y 4) semillas diminutas y extremadamente ligeras que son producidas en gran cantidad (de unos pocos cientos a varios millones por fruto, dependiendo de la especie) que son dispersadas por el viento y requieren para su germinación el establecimiento de una relación simbiótica con hongos microscópicos (Hágsater *et al.*, 2005).

A continuación se describe brevemente la morfología característica de las orquídeas.

Historia natural

Hábitos de crecimiento

Como ya se mencionó, las orquídeas son plantas herbáceas, es decir no forman madera (Dressler, 1981) que comparten una estructura similar a las demás monocotiledóneas. Se encuentran constituidas por vástagos organizados en uno de dos hábitos de crecimiento: monopodial o simpodial. En el primero de ellos el desarrollo se da mediante la extensión vegetativa a partir de un meristemo apical (conjunto de células capaces forman tejidos adultos; Font, 1982) que da lugar a un sólo eje principal (monopodio; ver figura 1.1) y que tiene el potencial de crecimiento ilimitado (Hágsater *et al.*, 2005; Dressler, 1981). En el segundo, el eje está formado por una serie de vástagos generados de forma consecutiva a partir de meristemas o yemas de renuevo situados basal, lateral o apicalmente en el vástago anterior (Hágsater *et al.*, 2005), donde el conjunto de vástagos forman un eje compuesto (simpodio). Independientemente el hábito de crecimiento, éste puede ser erecto o rastrero.

En ambos hábitos de crecimiento, las plantas se componen por unidades funcionales completas llamadas módulos o metámeras que se repiten; en las monopodiales se componen de un entrenudo, una inflorescencia y frecuentemente algunas raíces aéreas. Por su parte, las simpodiales se componen por un segmento de rizoma (la parte postrada del tallo paralela al sustrato y donde se originan las raíces) que está delimitado por la yema de renuevo (que dará origen a la nueva metámera); encima de esta parte se encuentra el tallo o pseudobulbo, portador de una o más hojas y finalmente una inflorescencia basal, lateral o apical (Hágsater *et al.*, 2005).

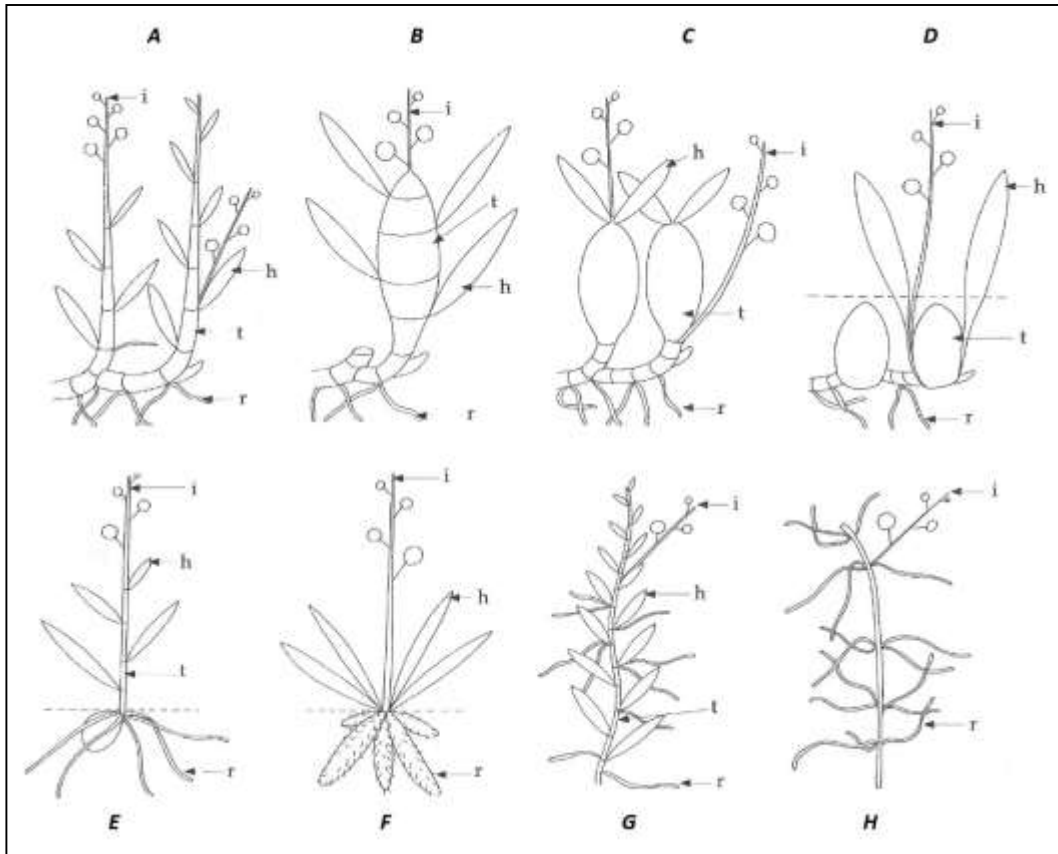


Figura 1.1. Hábitos de crecimiento. A, B, C y D representan un hábito simpodial, en tanto E, F, G y H implican un crecimiento monopodial. Es importante notar las distintas ubicaciones que puede presentar la inflorescencia. i: inflorescencia, h: hoja, r: raíz, t: tallo. Tomado de Dressler (1981).

Raíz

Las raíces de las orquídeas son simples, carnosas, por lo general circulares en corte transversal, con un diámetro que varía de entre 1 y 10 milímetros dependiendo de la especie, cuando llegan a ser muy gruesas sirven como órganos de almacenamiento (Hágsater *et al.*, 2005). Dressler (1981, 1993) menciona que en esta familia, las raíces nunca son delgadas ni fibrosas y carecen de una raíz principal, sino que la totalidad del sistema de raíces se compone de raíces secundarias que surgen del tallo (es decir, todas son adventicias).

Su organización anatómica consiste en un cilindro vascular central rodeado de una endodermis, envuelta a su vez por la corteza; esta última se encuentra delimitada hacia afuera por la exodermis, formada por algunas células de pared gruesa e impermeable y otras de pared delgada y permeable. La porción más externa de la raíz es la epidermis, que suele formar un tejido esponjoso constituido por células que al madurar mueren, quedando sólo sus paredes parcialmente engrosadas. Ésta cubierta de células muertas es denominada velamen y es lo que le confiere el aspecto blanquecino a muchas raíces de orquídeas epifitas (Hágsater *et al.*, 2005). Went (1940, citado por Dressler, 1981) menciona que la importancia del velamen radica en su habilidad para atrapar y retener agua y minerales para que después sea absorbida por la raíces.

Las raíces de las orquídeas comúnmente contienen hongos simbiotes que conforman la micorriza. Arditti (1992) menciona que los hongos proporcionan a las orquídeas nutrientes minerales y aminoácidos. Hágsater *et al.* (2005) de hecho mencionan que, al menos existen unas 200 especies de orquídeas que carecen de clorofila y por tanto no fotosintetizan, por lo que su única fuente de nutrición es por medio de sus hongos simbiotes.

Tallo

La estructura básica del tallo de las orquídeas es comparable a una caña y está formado por segmentos de entrenudos delimitados por nudos o anillos cicatrizales donde originalmente se insertaban hojas, vainas o escamas foliares (ver figura 1.1; Hágsater *et al.*, 2005). Los mismos autores también mencionan que tallos delgados y erectos en el hábito simpodial, son quizá la condición ancestral de la familia dada su presencia en las subfamilias primitivas (Apostasioideae y Cypripedioideae). Por otro lado, en muchos grupos existen tallos notablemente engrosados, denominados pseudobulbos cuando son aéreos o cormos al ser subterráneos; los primeros están presentes en muchas orquídeas epífitas y los últimos en algunas terrestres. Estas estructuras constituyen almacenes de agua y sustancias de reserva, como almidón, que son empleados para sustentar la producción de flores y frutos y el desarrollo de nuevos vástagos (Hágsater *et al.*, 2005).

Hojas

En las hojas se lleva a cabo la fotosíntesis, la transpiración y el intercambio gaseoso (Cribb, 1999b); sin embargo, en algunas especies las hojas presentan adaptaciones especiales que les permiten además, servir como almacenes de agua (Hágsater *et al.*, 2005). Su estructura es de manera general, la típica que presentan las monocotiledóneas, con venas paralelas e inconspicuas conexiones transversales entre venas longitudinales, aunque es posible encontrar excepciones (Cribb, 1999b; Dressler, 1981, 1993). La mayoría de las especies, presentan una disposición de las hojas de manera dística, es decir hojas alternadas sobre los lados opuestos del tallo, pero en otras están dispuestas en espiral (Dressler, 1993; ver figura 1.1 A, B, G y E).

La forma de las hojas y especialmente el tipo de doblez o pliegue que presentan, son características frecuentemente utilizadas en la taxonomía de las orquídeas. En cuanto a la forma, es relativamente uniforme para muchos géneros; la mayoría de las orquídeas tienen hojas elípticas, lanceoladas, lineares u ovadas, con un tamaño que varía entre 1 mm hasta poco más de 1 m (Cribb, 1999b). Por lo general, la presencia de follaje deciduo es propio de orquídeas terrestres y el perenne característico de las epífitas, consistiendo en hojas delgadas o suculentas, respectivamente (Hágsater *et al.*, 2005).

Flores, frutos y semillas

Las flores son sin duda, la parte más conspicua de las orquídeas y donde se encuentran las principales características que distinguen a esta familia (Hágsater *et al.*, 2005). Por lo general, están agregadas en racimos o panículas, pero pueden ser producidas de manera individual y surgen casi a cualquier altura del tallo o pseudobulbo, aunque con mayor frecuencia emergen ya sea de la base o en el ápice de éste (Hágsater *et al.*, 2005).

Las características distintivas de las flores de las orquídeas y de la familia Orchidaceae en sí misma, de acuerdo a Hágsater *et al.*, (2005) y Dressler (1981) son las siguientes:

- Tienen una simetría bilateral, es decir, presentan un sólo plano que divide a la flor en dos partes idénticas. Excepcionalmente en géneros particulares, la simetría es alterada por la torsión o flexión de la columna, el labelo o ambos (figura 1.2).

- Los estambres y el pistilo están al menos parcialmente unidos. En la mayoría de las orquídeas, estas estructuras están completamente fusionadas formando una única estructura que incluye los órganos sexuales masculinos y femeninos, nombrada columna o ginostemio.
- Los estambres están todos en un lado de la flor, en lugar de estar dispuestos de forma simétrica; es decir han experimentado una supresión de estambres en un lado de la flor; La mayoría de las orquídeas tienen sólo un estambre fértil, aunque hay géneros con dos o tres, que sin embargo siempre están en un sólo lado de la flor.
- La flor suele tener un labio o labelo. Éste es realmente el pétalo opuesto al estambre fértil; suele ser diferente de los otros dos pétalos en tamaño, color o forma y generalmente es la parte más vistosa de la flor; sin embargo, en algunas orquídeas el labelo no es muy diferente de los otros dos pétalos. Tiene la función de atraer, guiar, o servir como plataforma de aterrizaje a los polinizadores.
- La flor generalmente gira en el curso de su desarrollo. Este proceso se conoce como resupinación. La mayoría de las flores resupinan durante su desarrollo, de modo que el labelo queda en el lado inferior de la flor cuando ésta abre. El cambio de posición se logra por medio de la torsión de 180° del pedicelo u ovario. La resupinación es tan general, que flores no resupinadas parecen estar al revés.
- Salvo con algunas excepciones en el que los granos de polen son individuales, el polen presenta algún grado de agregación, primero en grupos de cuatro llamados tétradas, que a su vez están unidas en masas más o menos sólidas nombradas polinios. La unidad de dispersión que conforma los polinios, y en muchos casos, estructuras accesorias para pegarlos a los polinizadores, es llamada polinario.
- Con excepción de las subfamilias Apostasioideae y Cypripedioideae, la columna presenta un rostelo, una parte no receptiva del lóbulo medio del estigma que separa los polinios de la superficie fértil del estigma e interviene en la dispersión de aquellos. Por lo general el rostelo produce una parte adhesiva que permite fijar el polinario al polinizador.

Las flores por lo general son hermafroditas, es decir, portan tanto los órganos sexuales masculinos (estambres y anteras) como los femeninos (ovario, estilo y estigma). No obstante, existen casos en los que los sexos están separados en el tiempo o en el espacio (Hágsater *et al.*, 2005). En la primera situación, las flores funcionan primero como machos y sólo proveen polinios, ya que no pueden ser polinizadas; después de algún tiempo cambian a la función femenina y ya pueden ser polinizadas. El cambio de funciones puede ser espontáneo o sólo después de que los polinios han sido removidos. En el segundo caso, existen especies que producen flores unisexuales y las flores masculinas son muy distintas a las femeninas.

La estructura floral, como es sabido, es la parte de la planta responsable de la reproducción. La amplia variedad de las estructuras florales, responde a la necesidad de efectuar la polinización cruzada y con ello propiciar variación genética, sobre la cual actúa la selección natural. Sólo una pequeña fracción de todas las especies de orquídeas se autopolinizan, en tanto las demás, son polinizadas por animales de entre los cuales destacan las abejas, avispas, moscas, mariposas y aves como los colibríes (Hágsater *et al.*, 2005).

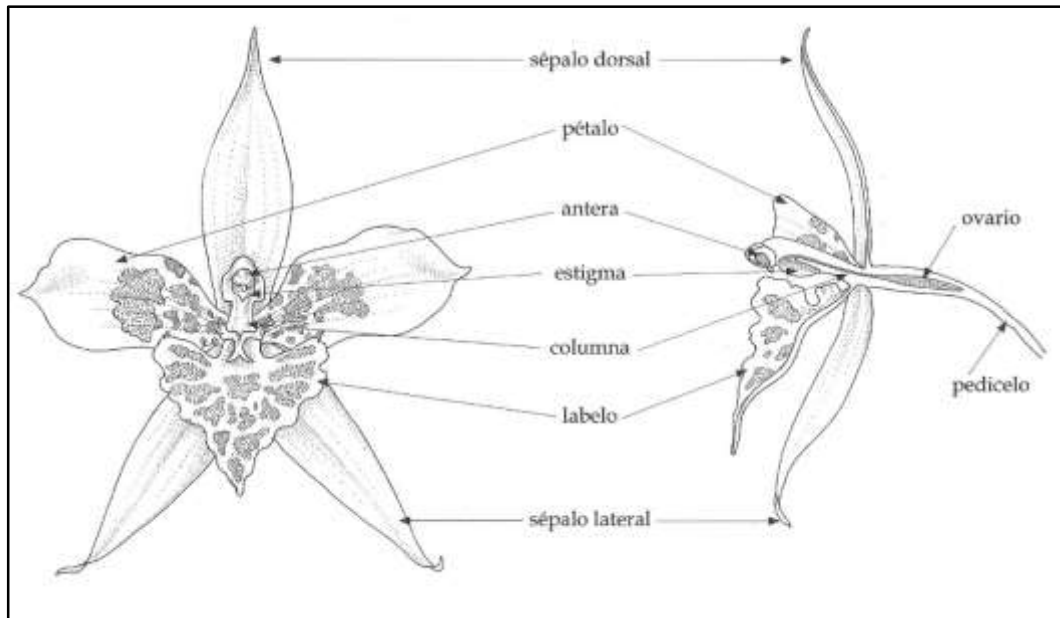


Figura 1.2. Estructura básica de la flor de una orquídea.

Los mismos autores, además de otros, mencionan que la variedad de estructuras florales tiene la finalidad de evitar el cruzamiento entre distintas especies, por medio de la atracción de más o menos selectiva de un sólo o pocos tipos de polinizadores mediante aromas, formas, texturas o recompensas en conjunción con precisos e intrincados mecanismos de polinización.

Con pocas excepciones, los frutos de las orquídeas son cápsulas que al madurar presentan aberturas longitudinales, por las cuales las semillas son liberadas. Cribb (1999b) y Dressler (1981; 1993) señalan que la inmensa mayoría de los frutos de la familia Orchidaceae son secos al igual que las semillas y que éstas son sumamente pequeñas y numerosas; por ejemplo Arditti (1992) acota que el número de semillas por fruto varía entre unos pocos miles y cuatro millones y con un tamaño entre 0.3 y 4 mm.

Clasificación de la familia

Estudios recientes sugieren que la familia Orchidaceae conforma un grupo natural, es decir, que contiene todos los descendientes de un ancestro común (Cameron *et al.*, 1999; citado por Hágsater *et al.*, 2005) y forma parte de un grupo mayor, el orden Asparagales (Dressler y Chase, 1995).

La clasificación interna de la familia ha sido debatida desde principios del siglo XIX, por autores como Lindley (1827), Reichenbach (1852 y 1884), Swartz (1880), Bentham (1881), Pfitzer (1887), Schlechter (1911, 1915 y 1926), Mansfeld (1937), Hawkes y Heller (1959), Garay (1972), Dressler (1981) o Chase (2003; Dressler y Dodson, 1960; Dressler, 1981; Chase, 2003); tradicionalmente, se ha basado en las características morfológicas de la flor primordialmente. Sin embargo, la convergencia floral es muy frecuente en esta familia y no en pocas ocasiones, ha confundido a los botánicos que propusieron las diferentes clasificaciones. Por ejemplo, diversas orquídeas que tienen una morfología floral similar no necesariamente están cercanamente relacionadas, sino que

adoptan formas, tamaños y colores similares debido a que comparten un mismo polinizador (Hágsater *et al.*, 2005).

Ventajosamente en la actualidad, la intrincada labor de clasificación es en gran medida simplificada por el empleo de métodos que permiten hipotetizar la historia evolutiva de los organismos y también por el acceso a nuevas fuentes de información sobre las especies, como la secuencia de bases del ADN. Chase *et al.* (2003), a partir de la síntesis de estudios filogenéticos moleculares previos, reconocen cinco linajes dentro de la familia considerados de manera formal como subfamilias (ver figura 1.3). Éstas son, de acuerdo con su orden de divergencia en el árbol evolutivo de la familia: Apostasioideae, Vanilloideae, Cyripedioideae, Orchidoideae y Epidendroideae.

Las apostasioides se encuentran solamente en el sureste asiático; incluyen sólo a dos géneros y aproximadamente a 16 especies. De acuerdo con Hágsater *et al.*, (2005), las vanilloides incluyen 15 géneros y unas 250 especies y tienen una distribución amplia, aunque la mayoría son tropicales; en México sólo está presente el género *Vanilla*, al cual pertenece la vainilla comercial (*Vanilla planifolia*). Las flores de la subfamilia Cyripedioideae son conocidas comúnmente como “orquídeas zapatilla” y esta subfamilia tiene amplia distribución a excepción de África y Australia; alberga alrededor de 155 especies distribuidas en 5 géneros, de los cuales 3 existen en México. En tanto, las orchidoides abarcan aproximadamente 210 géneros y cerca de 4 700 especies; se encuentran en todas las regiones habitables del planeta (ver mapa 1.2).

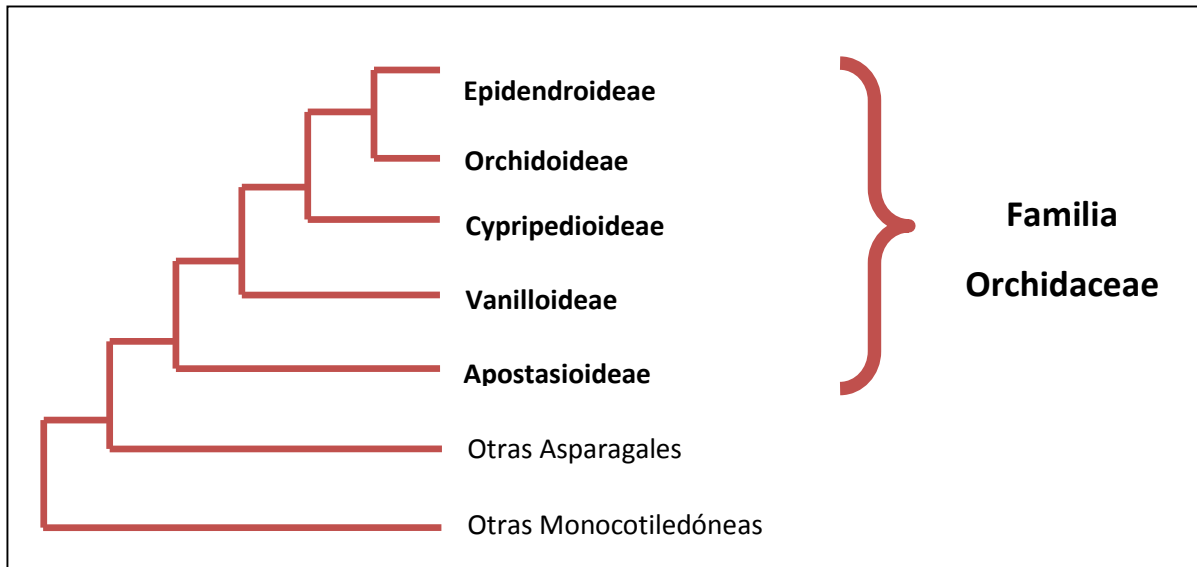
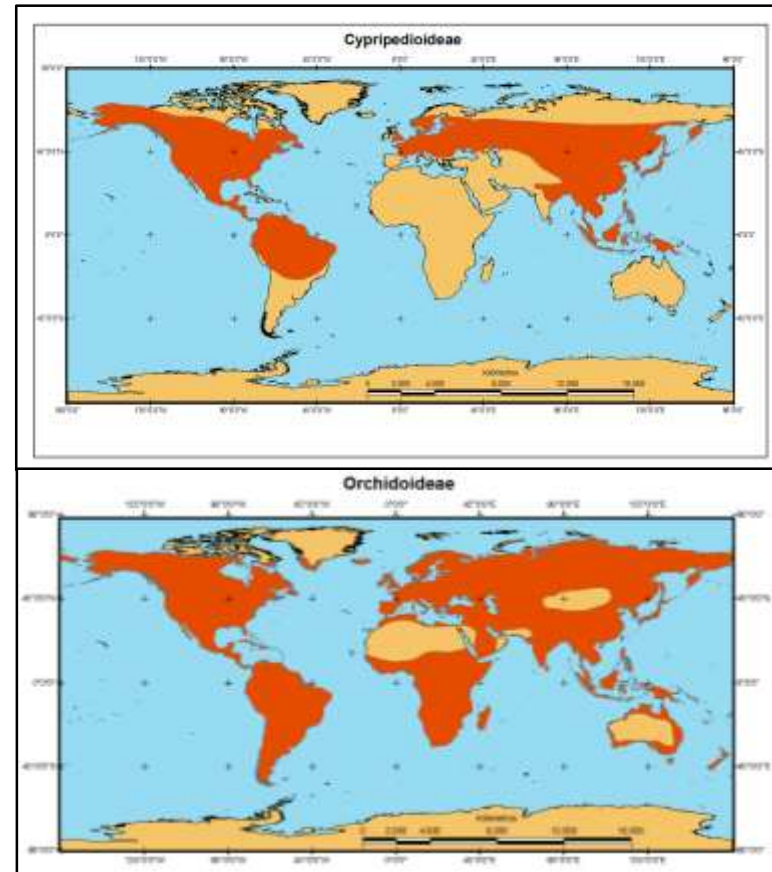
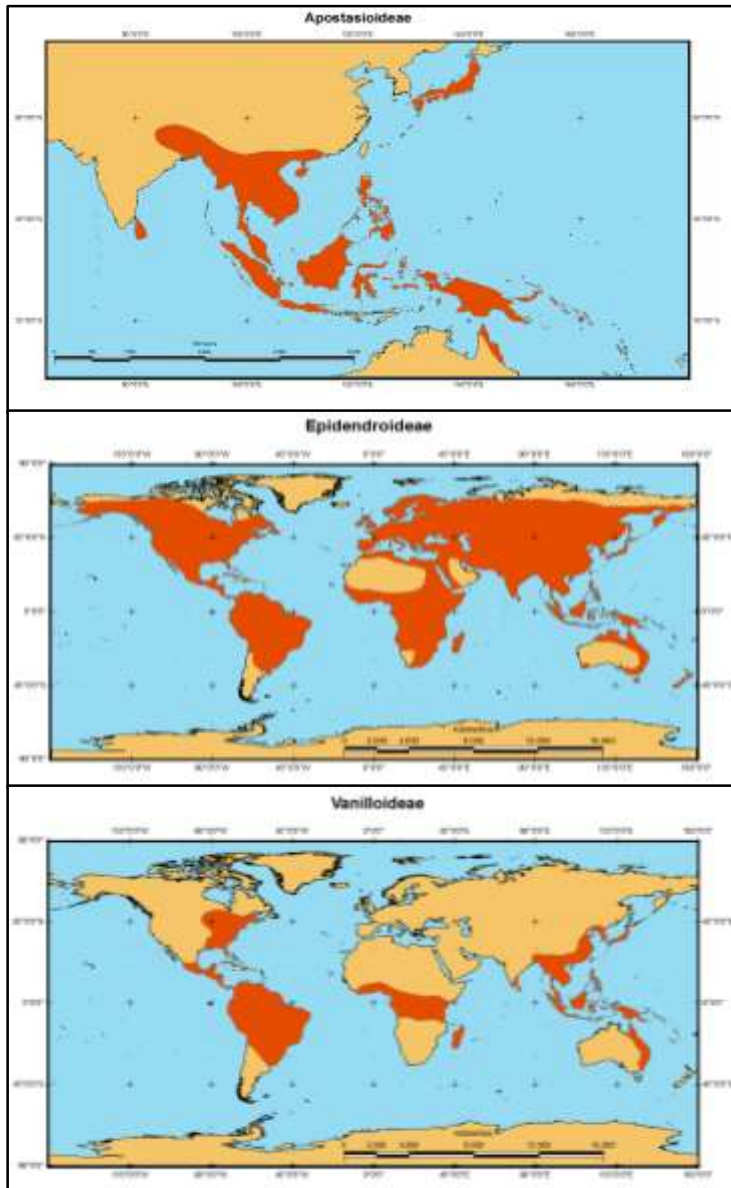


Figura 1.3. Árbol filogenético de la familia de las orquídeas, muestra las relaciones entre las subfamilias. Basado en Chase (2005).



Mapa 1.2. Distribución de las 5 subfamilias de orquídeas en el mundo. Elaborado a partir de los mapas de Wood (1999a, 1999b); Cribb (1999a, 2001); Cameron (2003); Chase y Cribb, (2005).

Finalmente la subfamilia Epidendroideae, es el linaje más diverso tanto en número de géneros como de especies, hábitos y formas de vida, intervalo de tamaños y estrategias reproductivas; aproximadamente 20 000 especies componen a esta subfamilia (es decir, el 80% de toda la familia). Con excepción de las orquídeas zapatilla, todas las orquídeas ampliamente cultivadas en el mundo pertenecen a este grupo (Hágsater *et al.*, 2005).

Riqueza de orquídeas en México

En la actualidad en México son reconocidas poco más de 1260 especies de orquídeas (Hágsater *et al.*, 2005; Soto-Arenas *et al.*, 2007), un incremento significativo comprado con las 609 especies reconocidas a mediados del siglo pasado (Williams, 1951) o las 918 especies registradas en un listado algo más reciente (Williams, 1986; Soto-Arenas, 1988). Por lo tanto, la familia Orchidaceae se ubica en el tercer lugar en diversidad entre las plantas mexicanas, sólo por detrás de las compuestas y las leguminosas (Asteraceae y Fabaceae, respectivamente; Villaseñor, 2003). Esta riqueza de orquídeas corresponde en gran medida a la posición geográfica de México a ambos lados del Trópico de Cáncer y a su compleja historia climática y geológica.

Áreas de diversidad y endemismo

La endemidad de la orquideoflora mexicana es notable. De acuerdo con Soto-Arenas (1996), el porcentaje de endemismo a nivel de especie para esta familia en el país es del 40%, una cifra algo por debajo del porcentaje de endemismo del total de la flora a nivel nacional (50%; Villaseñor, 2013).

Soto-Arenas (1996) señala que la distribución de esta familia no es homogénea en todo el país. Por ejemplo, entre el 50 y 60% del total de orquídeas son encontradas en el bosque mesófilo de montaña (el cual originalmente cubría el 2% del territorio), aunque no exclusivamente confinadas a este tipo de vegetación; otras agrupaciones vegetales importantes en este sentido son, en orden de importancia: bosque tropical perennifolio, bosque de pino-encino y los bosques tropicales subcaducifolio y caducifolio. Algunas áreas de alta riqueza de especies de orquídeas son encontradas en: el sistema montañoso del cerro Teotepac, Guerrero; la región de Teoxmulco, Oaxaca; la Sierra Mixe, Oaxaca; la Sierra Juárez, Oaxaca; área de Montebello, Chiapas y volcán Tacaná y montañas adyacentes en el Soconusco, Chiapas. Otros centros de endemismo y también de alta riqueza se localizan en: Puerto Vallarta, Jalisco; Pluma Hidalgo, Oaxaca; Uxpanapa-Chimalapas, Veracruz y Oaxaca; la Selva Lacandona, Chiapas y la región de Temascaltepec, Estado de México.

Amenazas

La mayor parte de la población de México se encuentra asentada en la porción más húmeda del territorio, donde también se encuentran principalmente las orquídeas. El impacto de las actividades humanas en la vegetación natural son notorias; por ejemplo, Velázquez *et al.* (2002) señalan que las tasas de deforestación para el país oscilan entre 1 y 10.4% anual según la región.

La destrucción o transformación de la vegetación original resulta más crítica para la sobrevivencia y conservación de las orquídeas, cuando ésta ocurre en los bosques mesófilos de montaña. Aunque la cobertura de este tipo de vegetación cubre actualmente menos del 1% de la superficie del territorio mexicano [entre el 0.89 y 0.87% de acuerdo a Palacio-Prieto *et al.*, 2000 y el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) 2007, respectivamente), alberga entre el 10 y 12% de

todas las plantas que existen en México y aproximadamente el 60% de las especies de orquídeas del país de acuerdo a Hágsater *et al.* (2005).

Los cambios más importantes a la cobertura vegetal original son su destrucción y fragmentación para su conversión principalmente a campos agrícolas o áreas de pastoreo. Por ejemplo, es de destacar la presencia de grandes extensiones de plantaciones de café en las partes bajas del bosque mesófilo de montaña, que si bien se trata de una actividad menos perjudicial cuando el café es cultivado de modo tradicional, es decir, bajo la sombra de árboles remanentes del bosque original, si lo es en mayor medida cuando este cultivo es producido a sol directo y la totalidad de la vegetación original es removida (Toledo-Manzur, 2005).

Otra actividad que destruye o fragmenta la cobertura vegetal original de manera significativa es la tala crónica a pequeña escala por comunidades de campesinos destinada a la obtención de leña y cuyo carácter es esencialmente de subsistencia (Challenger y Dirzo, 2009); también son factores de afectación el crecimiento urbano y el aprovechamiento forestal de productos maderables y no maderables (Challenger, 1998). De manera general, se puede afirmar que la familia Orchidaceae se encuentra amenazada básicamente por la destrucción del hábitat y los cambios en la cobertura y uso del suelo (Soto-Arenas, 1996; Ávila-Díaz y Oyama, 2002).

Hay que agregar además que las orquídeas históricamente han sufrido el deterioro de sus poblaciones naturales por la extracción de plantas de los hábitats para su venta en calles y mercados de México (Sosa y Platas, 1998; Hágsater *et al.*, 2005; Flores-Palacios y Valencia-Díaz, 2007). Es importante resaltar que la extracción de individuos completos o el corte de flores pueden tener consecuencias negativas al imposibilitar la producción de semillas de las poblaciones silvestres y existe evidencia de que en algunos sitios las poblaciones de orquídeas están en declive por el bajo o escaso reclutamiento de nuevos individuos (Hernández-Apolinar, 1992).

La extracción para su venta local e internacional es uno de los mayores problemas para la conservación de esta familia. Flores y Brewster (2002; citados por Naranjo y Dirzo, 2009) estimaron que el tráfico ilegal de orquídeas entre 1993 y 1996 fue de 9 a 12 millones de plantas, mientras que legalmente sólo se comercializaron 152 000 de ellas, es decir, aproximadamente el 1%. Soto-Arenas *et al.* (2007) evaluaron los factores de riesgo para las 181 especies de orquídeas consideradas por la legislación mexicana en alguna categoría de riesgo [Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), 2002] y listan las orquídeas cuya extinción en México se ha comprobado o se presume (tabla 1.1), además determinan para cada una de esas 181 especies los dos mayores factores de riesgo para su supervivencia en el país (tabla 1.2).

Tabla 1.1. Especies de orquídeas extintas y probablemente extintas en México, de acuerdo con Soto-Arenas *et al.* (2007).

Especies extintas	Especies probablemente extintas
<i>Anathallis oblanceolata</i> (L.O. Williams) Solano & Soto Arenas	<i>Epidendrum incomptoides</i> Ames
<i>Cochleanthes flabelliformis</i> (Sw.) Schultes & Garay	<i>Erycina pumilio</i> (Rchb. f.) N. H. Williams & M. W. Chase
<i>Dracula pusilla</i> (Rolfe) Luer	<i>Habenaria wercklei</i> Schltr.
<i>Dichaea tuerckheimii</i> Schltr.	<i>Hapalorchis lineatus</i> (Lindl.) Schltr.
<i>Epidendrum culmiforme</i> Schltr.	<i>Houlletia tigrina</i> Linden ex Lindl. & Paxton
<i>Epidendrum pansamalae</i> Schltr.	<i>Lyroglossa pubicaulis</i> (L.O. Williams) Garay

<i>Epidendrum tziscaoense</i> Hágsater	<i>Maxillaria oestlundiana</i> L. O. Williams
<i>Eriopsis wercklei</i> Schltr.	<i>Maxillaria praestans</i> Rchb. f.
<i>Jacquinella gigantea</i> Dressler, Salazar & García Cruz	<i>Mormodes porphyrophlebia</i> Salazar
<i>Laelia gouldiana</i> Rchb. f.	<i>Oncidium exauriculatum</i> (Hamer & Garay) R. Jiménez
<i>Lepanthes guatemalensis</i> Schltr.	<i>Oncidium wentworthianum</i> Bateman ex Lindl.
<i>Lepanthes minima</i> Salazar & Soto Arenas	<i>Plectrophora alata</i> (Rolfe) Garay
<i>Lepanthes nigriscapa</i> R. E. Schult. & G.W. Dillon	
<i>Lepanthes stenophylla</i> Schltr.	
<i>Lepanthes yunckeri</i> Amex ex Yunck.	
<i>Lycaste dowiana</i> Endres & Rchb. f.	
<i>Lycaste lassiglossa</i> Rchb. f.	
<i>Platystele caudatisejala</i> (C. Schweinf.)	
<i>Rossioglossum williamsianum</i> (Rchb. f.) Garay & G. C. Kennedy	
<i>Sigmatostalix guatemalensis</i> Schltr.	
<i>Specklinia samacensis</i> (Ames) Pridgeon & M. W. Chase	
<i>Trichosalpinx trachystoma</i> (Schltr.) Luer	

Tabla 1.2. Principales factores de riesgo para las 181 especies de orquídeas listadas en la NOM-059 según Soto-Arenas *et al.* (2007). *Factor de riesgo más significativo.

Número de especies	Factor
111	Factores biológicos intrínsecos a las especies.
108	Destrucción de su hábitat por actividades agrícolas.
49	Actividades ganaderas.*
32	Incendios forestales ligados a condiciones de extrema sequía asociado al cambio climático.
28	Colecta para su comercio local.*
21	Colecta (actual o pasada) para su comercio internacional.
17	Actividades silvícolas.
4	Desarrollos urbanos o turísticos.
3	Destrucción de su hábitat por la extracción de madera para leña.
2	Actividades industriales o mineras.
2	Lluvia ácida y el efecto de calor debido a su cercanía con ciudades.
2	Heladas extremas atribuibles al cambio climático.
1	El hábitat ha sido transformado por el cambio en la hidrología local.

Usos de la familia Orchidaceae

Los atributos estéticos de las orquídeas, expresados en flores de caprichosas formas y vistosos colores, son responsables de la estima que se les tiene como flores de ornato (García-Peña y Peña, 1981); así, a pesar de la gran diversidad de la familia, pocas especies orquídeas son cultivadas por

otra razón que no sea por lo atractivo de sus flores; sin embargo, ciertas especies poseen cualidades especiales que las hacen ser apreciadas no sólo en el presente, sino que lo han sido desde la antigüedad.

Tradicionalmente las orquídeas han sido utilizadas por distintos pueblos con fines ornamentales y medicinales (ver tabla 1.3). Los chinos fueron los primeros en cultivarlas desde el año 500 a. c. aproximadamente. Más tarde, en el siglo V los griegos las empleaban como plantas medicinales o como "determinantes" del sexo, como lo demuestra el manuscrito de Dioscórides del *Código Napolitano* (640 d. c.). Dado que ciertas orquídeas cuentan con un par de tubérculos similares a testículos (de ahí el nombre de la familia: del griego *orchis*, testículo), éstos al ser ingeridos secos y arrugados por una mujer, determinarían progenie femenina, en tanto al ser ingeridos frescos por un hombre, determinarían un descendiente masculino según una antigua creencia griega (García-Peña y Peña, 1981). En México, el etnobiólogo Gary Martín encontró que la orquídea *Pleurothallis cardiothallis* era utilizada entre las mujeres de la Chinantla oaxaqueña igualmente por su capacidad de determinar el sexo de su hijo antes del nacimiento (Hágsater *et al.*, 2005).

Los aztecas utilizaban a algunas orquídeas como plantas ornamentales, medicinales, alimenticias y especias (García-Peña y Peña, 1981), aunque el uso, aprecio y conocimiento de las orquídeas por parte de las culturas prehispánicas no está bien documentado, sino hasta la llegada de los españoles. Uno de los registros más antiguos sobre el su uso pertenece a la época del reinado azteca de Itzcoatl (1427-1440) en México y se trata de la vainilla (*Vanilla planifolia*); ésta se utilizaba como pago de tributos durante los reinados de Moctezuma Ilhuicamina (1440-1469) y Axacayatl (1469-1482; García-Peña y Peña, 1981), y era utilizada para aromatizar el chocolate caliente.

El uso principal de las orquídeas en el México precolombino fue para preparar un mucílago (Hágsater *et al.*, 2005). Éste mucílago se obtenía de los cormos o pseudobulbos deshidratados y molidos de varias especies de los géneros *Laelia*, *Prosthechea* y *Bletia*, principalmente, y era empleado como pegamento (*tzauhtli* en náhuatl y nombre genérico para orquídea en esa lengua; *tatzingui* era una variante y era usado por los purépechas) en el arte plumaria indígena, las plumas adornaban las mantas y los huipiles de los sacerdotes y también escudos y penachos. Durante la colonia, el *tatzingui*, mezclado con la médula de la caña del maíz, resultaba en una pasta con la que se elaboraban figuras religiosas como los "Cristos de caña" de Michoacán y que aún hoy en día elaboran los artesanos de Pátzcuaro. En la actualidad el *tatzingui* y el *tzauhtli* resultante de los pseudobulbos de *Laelia autumnalis*, *L. speciosa* y probablemente *L. eyermaniana* es empleado en la elaboración de alfeñiques, sobretodo calaveras, que son parte de la ofrenda del Día de Muertos (Hágsater *et al.*, 2005).

Con uso medicinal, estas plantas han sido utilizadas en muchas partes del mundo, aunque no tan ampliamente como algunas otras familias. En México los *Isochilus* son llamados "sanguinarias", que al igual que *Arpophyllum spicatum*, *Bletia campanulata*, *B. coccinea*, *Epidendrum anisatum* y *Prosthechea pastoris*, han sido empleados para curar la disentería (García-Peña y Peña, 1981; Hágsater *et al.*, 2005; Lawler, 1984; citado por Arditti, 1992). Preparadas en infusiones, las flores de *Laelia autumnalis* eran recomendadas para tratar la tos y las de *Malaxis* spp. para aliviar dolores de estómago (Hágsater *et al.*, 2005). Aplicados en cataplasmas, los pseudobulbos de *Catasetum integerrimum*, *Cyrtopodium macrobulbon*, *Bletia purpurea* y *Prosthechea citrina* se aplicaban a forúnculos, cortadas y quemaduras (García-Peña y Peña, 1981). Las hemorragias nasales podrían ser contenidas con las flores molidas de *Calanthe calanthoides* y en heridas se utilizaba la savia de

Rhyncholaelia digbyana (Hartman, 1972). Urbina (1903, citado por Hágsater *et al.*, 2005) menciona que las flores de *Stanhopea tigrina* eran agregadas al nixtamal para hacer tortillas, dado que la flor es muy fragante es de suponerse que confería su aroma a las tortillas, además de que servían para moderar la fatiga producida por el sol.

A pesar de la variedad de usos de las distintas especies de orquídeas en México, sólo pocas especies son producidas en grandes cantidades y es esencialmente por el interés hortícola que se tiene sobre ellas (géneros como *Cattleya*, *Laelia* y *Phalaenopsis* son ejemplos). Sin embargo, sólo una especie es producida en grandes cantidades con un fin específico que no es el ornamental: la vainilla (*Vanilla planifolia*). La producción de vainilla en México esta históricamente ligada a la cultura totonaca, ya que es precisamente la región de Totonacapan, el centro de origen y de domesticación de esta planta. Al igual que en la época prehispánica, en la actualidad la vainilla es utilizada como aromatizante y saborizante, siendo ingrediente insustituible de algunos alimentos, bebidas y helados. En el presente su importancia es aún mayor en otros ramos, ya que es considerada como la especia de mayor importancia y la segunda especia más cara en el mundo, por su utilidad en muy diversas industrias como la alimenticia, repostería, licorera, farmacéutica, cosmética, tabacalera y artesanal (Soto-Arenas, 2006).

Tabla 1.3. Especies de orquídeas utilizadas en México desde la época prehispánica hasta la época actual. Elaborada a partir de Hágsater *et al.* (2005), García-Peña y Peña (1981) y Ossensbach (2009). *Especies nombradas de manera distinta en las fuentes originales, debido a que dichos nombres han sido modificados y los expuestos aquí, son los nombres científicos aceptados en la actualidad. ** Nombre aún no resuelto.

Nombre científico	Nombre vernáculo	Lugar o grupo étnico	Utilidad	Parte utilizada o procesamiento
<i>Arpophyllum spicatum</i>	Tzauhxiotl	Aztecas	Contra la disentería	Tallo macerado en agua y administrado en ayunas
<i>Artorima erubescens</i>	Güitzl	Zapotecas	Ornamental	Flores
<i>Bletia campanulata</i>	Tzacuxóchitl xiuitl, flor de muerto	Aztecas	Contra la disentería, adhesivo, ornamental	Cocimiento de la raíz, el molido cormo, flor
<i>Bletia coccinea</i>	Tzacuxochitl, tonalxóchitl	Aztecas	Adhesivo, ornamental	Cormo molido, flor
<i>Bletia purpurea</i>		Tzeltales	Adhesivo para reparar instrumentos musicales	Cormo fresco
<i>Calanthe calanthoides</i>			Detener hemorragias nasales	Flores molidas
<i>Catasetum integerrimum</i>	Chitcuuc	Mayas	Adhesivo para reparar violines, artesanías, medicinal en heridas y forúnculos	Cormo molido, en modo medicinal, los pseudobulbos pelados, salados y asados
<i>Corallorhiza maculata</i>		Coahuila	Ornamental	Flores
<i>Cranichis speciosa</i> **	Atzauhtli	Aztecas	Antidisentérico, adhesivo	Pseudobulbos molidos y secados al sol
<i>Cranichis tubularis</i> **	Acaltzauhtli	Aztecas	Antidisentérico, adhesivo	Pseudobulbos molidos y secados al sol
<i>Cyrtopodium macrobulbon</i> *	Cuernos de vaca	Tzeltales	Afecciones de la espalda, goma, adhesivo	
<i>Epidendrum anisatum</i>			Antidisentérico	
<i>Epipactis gigantea</i>		Baja California	Adhesivo, fuente de heleborina	Pseudobulbos molidos
<i>Eulophila alta</i>			Adhesivo	

<i>Govenia liliacea</i>	a) Iztactepetzacuxóchitl b) Skilborbos	a) Aztecas b) Tzeltales	Adhesivo	Corno molido para reparar instrumentos musicales
<i>Govenia superba</i>	a) Cozticzacatzaeuxóehitl b) Cabalborbos	a) Aztecas b) Tzeltales	Adhesivo	Corno molido
<i>Isochilus spp.</i>	Sanguinarias		Antidiséntérico	
<i>Laelia albida</i>	Tzicxóchitl, güichila, lirio de San Francisco	México D.F.	Ornamental	Flores
<i>Laelia anceps</i>	Tzicxóchitl, güichila	Aztecas	Ornamental	Flores
<i>Laelia autumnalis</i>	a) Chichiltictepetzacuxóchitl b) Kiki c) Lirio morado, flor de muertos, Flor de Todos los Santos	a) Aztecas b) Chihuahua c) Michoacán y México en general	Contra la tos, adhesivo, fabricación de dulces, adornos de día de muertos	Cocimiento de la flor, pseudobulbos
<i>Laelia speciosa</i>	Itzmaqua	Aztecas	Adornos de día de muertos	Flores
<i>Malaxis spp.</i>		Chihuahua	Dolor de estómago e indigestión	Tallos para un té
<i>Myrmecophila tibicinis*</i>	Lirio de cuernos, trompetas, hom-ikim, dac kisin, trompeta del tecolotito	Mayas	Ayuda en los partos, trompetas	Jugo de la planta, los pseudobulbos huecos
<i>Oncidium spp.</i>	Ru xiquín tucur, ru xiquín choy	Mayas	Ornamental	Flores
<i>Piperia cooperi*</i>		Baja California	Ornamental	Flores
<i>Platanthera sparsiflora*</i>		Baja California	Ornamental	Flores
<i>Pleurothallis cardiothallis</i>			Para determinar el sexo antes del nacimiento	
<i>Prosthechea citrina*</i>	Cozticoatzontecoxóchitl, Auroriqua, Tatzingueni, Azucena amarilla	Aztecas	Heridas infectadas, coronas ramilletes	La raíz, flores frescas
<i>Prosthechea karwinskii</i>			Fragancia	Pétalos remojados en agua
<i>Prosthechea michuacana</i>	Camotes de agua		Deshidratación	Con sólo masticar directamente los pseudobulbos
<i>Prosthechea pastoris*</i>	Tzacuhtli, Amatzahtli	Aztecas	Disentería, Adhesivo	Cocimiento de la raíz, fijar colores y en el arte plumario
<i>Prosthechea varicosa</i>	Camotes de agua		Deshidratación	Con sólo masticar directamente los pseudobulbos
<i>Rhynchoaelia digbyana</i>			Detener hemorragias en las heridas	Savia
<i>Rhynchoatele bictoniensis*</i>	Sets-Sish	Tzeltales	Como fuente de líquidos refrescantes	Pseudobulbos
<i>Sobralia fragans</i>	Te-lum-pim	Mayas	Medicinal	
<i>Sobralia macrantha</i>	Lirio, candelaria, cebollín	Aztecas	Contra la fiebre	Follaje
<i>Stanhopea hernandezii</i>	Toritos, Coatzontecoxochitl	Aztecas	Contra la fatiga, ornamental	Flores
<i>Stanhopea tigrina</i>	Coatzontemacoxóchitl, chichiltic tepetllavhochitz	Aztecas	Ornamental	Flores
<i>Trichocentrum ascendens*</i>		Mayas	Medicinal	
<i>Trichocentrum cebolleta*</i>		Chihuahua	Como remplazo del peyote (alucinógeno)	
<i>Vanilla planifolia</i>	a) Mecaxóchitl, tlilxóchitl b) Sisbic c) Zacanatum shanat d) Vainilla	a) Aztecas b) Mayas c) totonacas d) México y el mundo	Facilitar la digestión, aromatizante, saborizante	Mezclado con chocolate, tabaco, helado, etc. el fruto seco

El género *Laelia*

Las especies del género *Laelia* (en lo sucesivo referidas también como las laelias) evocan el clásico concepto popular de orquídea; presentan flores llamativas, muchas son comunes y además fáciles de cultivar. Son uno de los rasgos más característicos de la orquideoflora de nuestro país y tradicionalmente han sido cultivadas y apreciadas por el pueblo mexicano, especialmente por las distintas etnias indígenas, desde Chihuahua hasta Chiapas (Hágsater *et al.*, 2005; Halbinger y Soto-Arenas, 1997).

Formalmente, el género *Laelia* fue establecido en 1831 por el botánico inglés John Lindley en su obra *The Genera and Species of Orchidaceous Plants*. Aunque ese autor no indicó de a quién o por qué eligió dicho nombre, aunque probablemente fue dedicado a una de las Vírgenes Vestales de la antigua Roma o quizá al nombre femenino *Laelia*, de aquella época (Halbinger, 1993; Halbinger y Soto-Arenas, 1997). Este género fue fundado con base en las especies mexicanas *Laelia grandiflora* y *L. autumnalis*. La primera de ellas había sido reconocida, con anterioridad, como *Bletia grandiflora* por Lexarza en 1825 y aún antes como *B. speciosa* por Humboldt, Bonpland y Kunth en 1816. Posteriormente, en 1839 el propio Lindley le asigna el nombre de *Laelia majalis*, aunque en la actualidad el nombre aceptado para esta especie es *L. speciosa*, que es la especie tipo de este género (Halbinger y Soto-Arenas, 1997; Flores-Hernández, 2011).

Como ya se mencionó, algunas especies de *Laelia* fueron en algún momento conocidas como *Bletia*, mientras que otras comenzaron llamándose *Cattleya*. Pero fue hasta la descripción del nuevo género, donde Lindley reportó que *Laelia* se encuentra estrechamente relacionado con *Cattleya*. De hecho, se encuentran tan próximas que la única discrepancia botánica clara entre estas es el número de polinios; en *Cattleya* están dispuestos en una sola serie de cuatro, mientras que en las flores de *Laelia* existen dos series de cuatro, ocho en total (Halbinger y Soto-Arenas, 1997). Estos autores, además mencionan que varios orquideólogos a lo largo del siglo XIX y XX, consideraron a *Laelia* como un conglomerado de especies distribuidas en dos áreas disyuntas: Mesoamérica y el sureste de Brasil; esto dio como resultado que antes del año 2 000 fueran reconocidas más de 65 especies de laelias entre ambas áreas.

Sin embargo, en el año 2 000 van den Berg *et al.*, a partir del análisis de secuencias de ADN, confirmaron diferencias considerables entre las laelias de Brasil y las de México y Centroamérica; por esta circunstancia excluyeron del género a las laelias brasileñas y las incorporaron dentro de otro género. De esta manera, el género *Laelia*, quedó restringido únicamente a las especies de México y Centroamérica: *L. albida*, *L. anceps* (con dos subespecies: *L. anceps* subsp. *anceps* y *L. anceps* subsp. *dawsonii*), *L. aurea*, *L. autumnalis*, *L. crawshayana*, *L. eyermaniana*, *L. furfuracea*, *L. gouldiana*, *L. halbingeriana*, *L. rubescens*, *L. speciosa* y *L. superbiens* (ver foto 1); así se estableció que las especies de ambas regiones son grupos separados y que descienden de dos linajes diferentes, a pesar de que comparten una estructura floral similar (Halbinger y Soto-Arenas, 1997). Recientemente, Soto-Arenas (2005) amplió ligeramente los límites de *Laelia* para incluir también a las especies previamente consideradas como *Schomburgkia* sección *Schomburgkia*, las cuales se distribuyen en Centroamérica, el Caribe y Suramérica (pero no en el sureste brasileño).

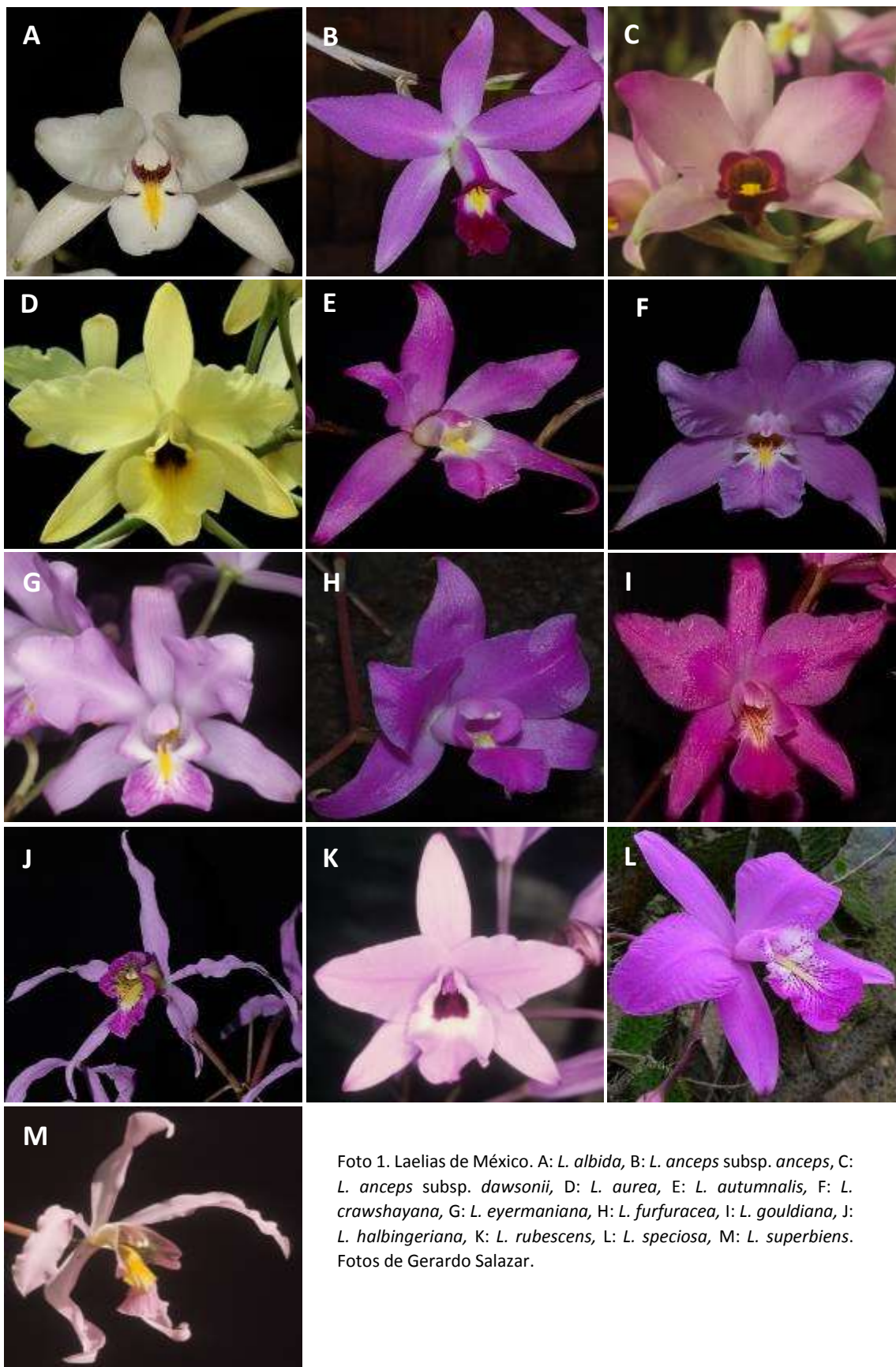
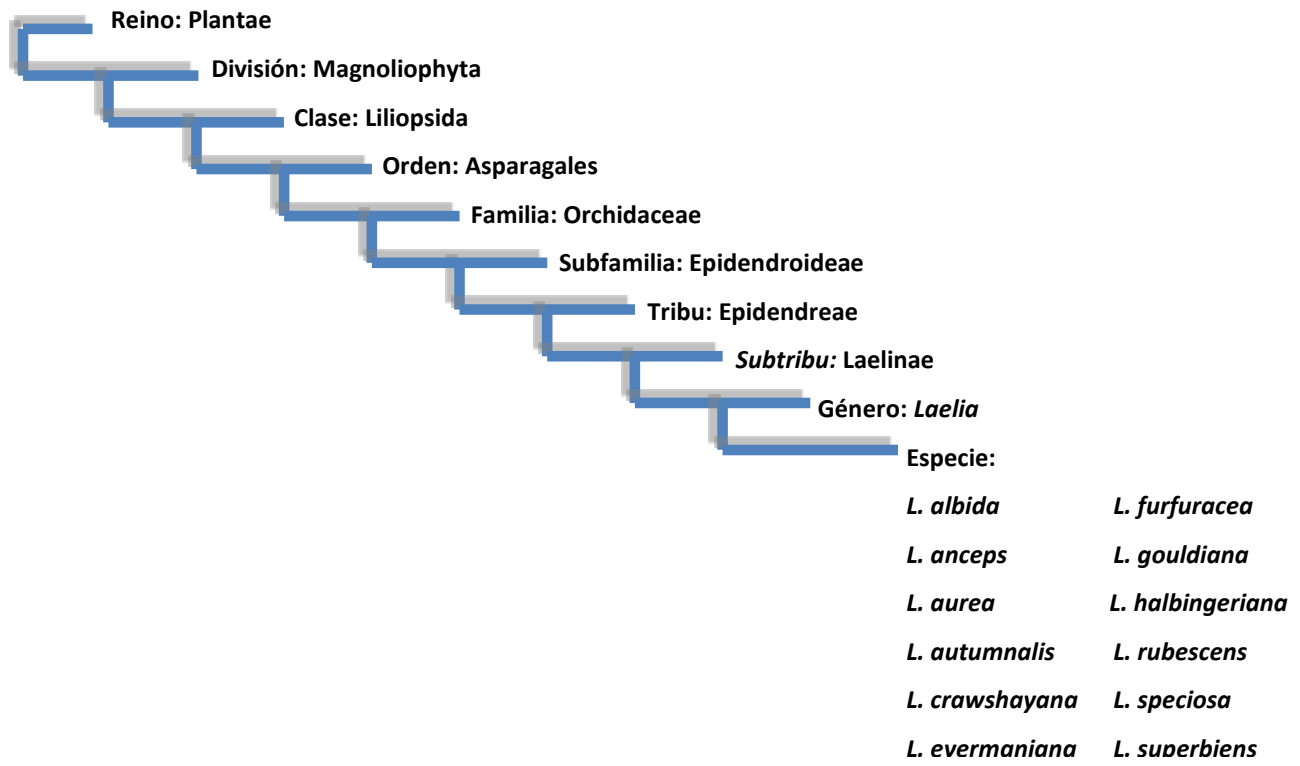


Foto 1. Laelias de México. A: *L. albida*, B: *L. anceps* subsp. *anceps*, C: *L. anceps* subsp. *dawsonii*, D: *L. aurea*, E: *L. autumnalis*, F: *L. crawshayana*, G: *L. eyermaniana*, H: *L. furfuracea*, I: *L. gouldiana*, J: *L. halbingeriana*, K: *L. rubescens*, L: *L. speciosa*, M: *L. superbiens*. Fotos de Gerardo Salazar.

De esta manera la clasificación taxonómica de las especies mexicanas de este género queda de la siguiente forma:



Ecología y distribución

Las especies pertenecientes al género *Laelia* son en su mayoría como plantas epífitas xerófitas, dado que es muy frecuente encontrarlas sobre árboles de distintas especies, pero con una clara tendencia a desarrollarse en aquellos del género *Quercus* (encinos) y además por su cualidad de adaptarse a climas estacionalmente secos como los encontrados en los límites de la zona tropical de México; no obstante, ocasionalmente es posible encontrarlas sobre rocas que cuentan con condiciones ambientales favorables, como puede ser cerca de un arroyo o en la cima de montañas donde los vientos son húmedos (Halbinger y Soto-Arenas, 1997). En cuanto a su localización sobre los árboles, ésta no ha sido estudiada a profundidad, aunque se sabe que se desarrollan preferentemente en las ramas más grandes, por lo general horizontales, estando ausentes en los niveles inferiores del tronco y en las ramas exteriores de la copa (Halbinger y Soto-Arenas, 1997).

Este género es principalmente habitante de las montañas del Oeste y Sur del país, ya que sólo 2 especies (*Laelia anceps* y *L. speciosa*) se encuentran en las serranías de la vertiente del Golfo de México, como es el caso de la Sierra Madre Oriental. Al parecer, el Istmo de Tehuantepec se puede considerar una barrera natural para las laelias, ya que sólo dos especies se hallan presentes en ambos lados de esta formación (*L. anceps* y *L. rubescens*; ver mapa 1.3).

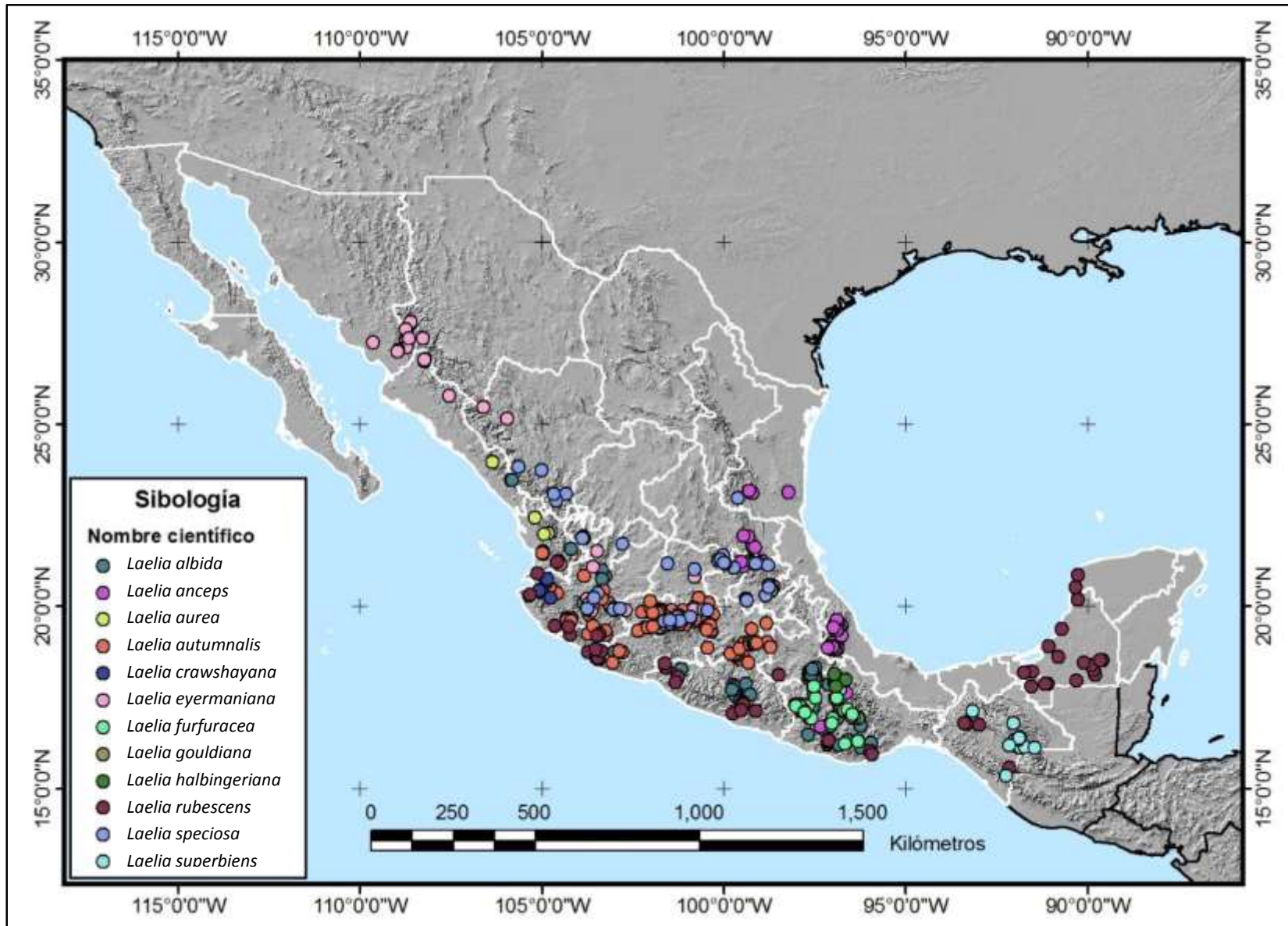
Por su distribución altitudinal, las laelias pueden diferenciarse de la siguiente manera: habitantes de serranías superiores a los 2 000 msnm, de serranías inferiores a los 2 000 msnm y aquellas localizadas en tierras más bajas (Halbinger y Soto-Arenas, 1997). Las primeras, representadas por *Laelia albida*, *L. autumnalis*, *L. evermaniana*, *L. furfuracea*, *L. gouldiana* y *L. speciosa*, toleran cortas

heladas al amanecer y lo seco de la estación invernal, así como altas temperaturas y poca precipitación en primavera. El segundo grupo de laelias (*L. anceps* subsp. *anceps*, *L. anceps* subsp. *dawsonii*, *L. crawshayana* y *L. superbiens*), de modo general se ven afectadas por los mismos patrones climáticos que las de alta montaña; sin embargo, la única diferencia es que viven en bosques más húmedos y reciben algo de niebla y lluvia durante el invierno y la primavera. El tercer grupo, conformado por *Laelia aurea* y *L. rubescens*, se encuentran en zonas cálidas, propias de las llanuras costeras y cuencas internas del país; habitan los bosques tropicales caducifolios, espinosos y de encino, donde los veranos presentan alta humedad y en invierno y primavera las condiciones son extremadamente secas.

Casi todas las especies de laelias, con la excepción de *Laelia gouldiana* y *L. anceps* subsp. *dawsonii*, presentan grandes y densas poblaciones; dichas poblaciones, usualmente, están restringidas a una sólo cerro y en muchos casos están presentes en áreas menores a 1 km², mientras que la siguiente población densa puede encontrarse a decenas de kilómetros, con la presencia de muy pocos individuos entre ambas. Así por ejemplo, Halbinger y Soto-Arenas (1997) indican para *Laelia speciosa* en la cuenca del Lago de Pátzcuaro una densidad que fluctúa entre los 3 000 y 16 000 individuos por hectárea; *L. furfuracea* en la región Mixteca presenta densidades comparables; mientras que en áreas del Eje Volcánico, las densidades para *L. autumnalis* van de los 100 a 500 individuos por hectárea. A pesar de que dichas densidades parecen ser altas, hay que aclarar que sólo un porcentaje muy bajo (5–6% para *Laelia speciosa*) son de individuos capaces de reproducirse.

La fenología de las laelias es similar entre sí, con excepción de la época de floración que varía de una especie a otra; por tal circunstancia, prácticamente a lo largo de todo el año se pueden encontrar en floración ejemplares de las distintas especies, pero hay una clara tendencia a florecer en otoño (ver tabla 1.4). Halbinger y Soto-Arenas (1997) describen brevemente el ciclo de crecimiento anual de las laelias de la siguiente forma: las raíces comienzan su crecimiento en febrero y termina entre octubre y diciembre. Los retoños brotan entre marzo y mayo y su talla máxima la alcanzan de Agosto a Noviembre. Los tejidos que alcanzan la madurez en el invierno, se encuentran preparados para afrontar la sequía extrema del tiempo de primavera cálida. Las vainas con semillas maduran luego de algunos meses, aunque el periodo es variable según cada especie, ya que cada una de éstas liberan sus semillas al final de la época de sequía o al principio de la época de lluvia, pero coincide con el período en el que los árboles pierden su follaje, por lo que es más fácil que las semillas se dispersen.

La flor característica del género *Laelia* es considerada una “flor de garganta” (en la terminología de Dressler, 1981), pues esta presenta un labelo (pétalo modificado) que forma una plataforma de aterrizaje para los polinizadores, en la cual los lóbulos laterales se elevan para abrazar la columna, lo que crea una estructura de túnel al que los polinizadores deben entrar en busca de néctar, del cual carecen las flores de este género y no hay ninguna otra recompensa, por lo que la polinización es por engaño. Al salir del túnel formado por el labelo y la columna, alguna parte del polinizador toca una zona de la columna que la cubre de una sustancia pegajosa a la cual se adhiere el polinario. Al repetir esa conducta en otra flor de la misma especie, el polinario que porta el polinizador puede entrar en contacto con la superficie estigmática y efectuarse así la polinización (Halbinger, 1993; Halbinger y Soto-Arenas, 1997). Las laelias producen fragancias florales que pueden ser dulces o ásperas, delicadas o fuertes, que aparentemente tienen gran importancia en la atracción de los insectos polinizadores.



Mapa 1.3. Sitios donde han sido colectadas laelias en México, de acuerdo a la base de datos del Herbario MEXU, AMO y CONABIO.

Según la morfología de las flores, se supone que las especies mexicanas de *Laelia* deben ser polinizadas por insectos como abejas grandes, abejorros y en ocasiones de forma menos efectiva por abejas. Existen observaciones de la polinización de *Laelia anceps*, *L. autumnalis* y *L. speciosa* por varias especies de abejorros (*Bombus* spp.; Halbinger y Soto-Arenas, 1997; Ávila y Oyama, 2007) y también se ha sugerido que *L. rubescens* es polinizada por colibrís (Trapnell y Hamrick, 2005). Una vez que la flor ha sido polinizada, forma una cápsula (fruto), con varios miles de diminutas semillas que son dispersas por el viento. Una sola cápsula de *Laelia speciosa* contiene entre 250 000 y 1 000 000 de semillas, donde sólo 1 de cada 5 000 a 20 000 semillas germina de manera natural (Hernández-Apolinar, 1992).

Tabla 1.4. Meses de floración de las especies de *Laelia*.

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
<i>L. albida</i>									■	■	■	■
<i>L. anceps</i>										■	■	■
<i>L. aurea</i>									■	■	■	■
<i>L. autumnalis</i>									■	■	■	
<i>L. crawshayana</i>		■	■									
<i>L. eyermaniana</i>							■	■	■	■		
<i>L. furfuracea</i>										■	■	■
<i>L. gouldiana</i>									■	■	■	
<i>L. rubescens</i>									■	■	■	■
<i>L. speciosa</i>					■	■	■					
<i>L. superbiens</i>	■	■										■

Descripción botánica del género

La siguiente es una descripción genérica de *Laelia*, de acuerdo con Halbinger y Soto-Arenas (1997):

Hierbas simpodiales, epífitas o en ocasiones rupícolas. **Plantas** formadas por una sucesión de brotes similares (isomodulares). Cada **brote** (módulo; ver figura 1.4) emerge de la yema de renuevo del brote anterior. El rizoma es de hecho el simpodio formado por un conjunto de entrenudos basales de los brotes; esos segmentos están postrados, dando origen a una estructura lignificada, sólida y generalmente comprimida en el dorso; sólo esta parte de la planta es capaz de producir raíces; cuenta con vainas fugaces, pequeñas y algunas veces escamosas. **Las raíces** son flexosas, redondeadas en sección transversal, cubiertas por velamen; el ápice de la raíz es generalmente de color verde, las raíces jóvenes son carnosas y al menos parcialmente fotosintéticas. Cuentan con **seudobulbos** muy engrosados, constituidos por uno o más entrenudos, frecuentemente se encuentran dispuestos de tal forma que producen dos hileras con pseudobulbos subsecuentes alternados. Los pseudobulbos están lateralmente comprimidos en distintos grados; el límite entre un pseudobulbo y un rizoma es el nodo que posee la yema de renuevo; regularmente un brote de renuevo adicional existe en el entrenudo que está inmediatamente debajo del último; en cada nudo del pseudobulbo una **vaina** es producida, la cual se mantiene verde sólo durante el desarrollo del brote, ya que al final de la estación de crecimiento la vaina se seca y vuelve escariosa, ésta cubre al pseudobulbo por un par de años para luego desaparecer. Los entrenudos superiores del pseudobulbo son los únicos en portar **hojas**, éstas son articuladas, subsésiles, dísticas,

conduplicadas, con la base corta y la lámina ancha; son coriáceas a cartáceas, frecuentemente carnosas y rígidas, de color verde, teñidas de morado cuando están bajo fuertes intensidades de luz. El ápice del pseudobulbo porta una **inflorescencia** simple, escaposa, con un pedúnculo formado por pocos a muchos entrenudos que portan de brácteas de varios tamaños, terminando en un racimo dispuesto en forma helicoidal o subdística; las **brácteas florales** en los nudos del racimo son de color verde o igual a los sépalos, de grandes a escamosas, divergentes o adpresas al ovario, algunas veces presentan nectarios extraflorales que son pegajosos y brillantes.

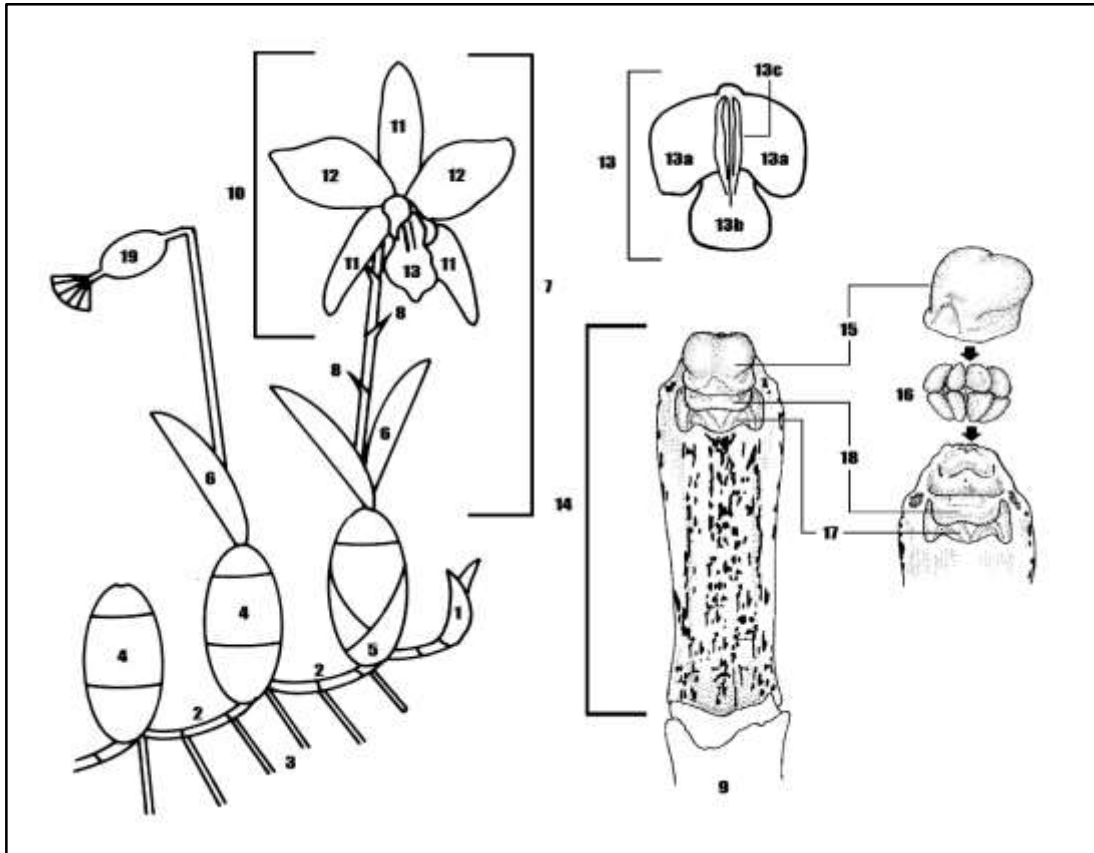


Figura 1.4. Morfología de *Laelia*. 1: brote, 2= rizoma, 3= raíces, 4= pseudobulbos, 5= vaina de pseudobulbo, 6= hojas, 7= inflorescencia, 8=brácteas florales, 9= ovario, 10= flor, 11= sépalos, 12= pétalos, 13= labelo, 13a= lóbulos laterales, 13b= lóbulos medio, 13c= quillas (callos), 14= columna, 15= antera, 16= polinario, 17= cavidad estigmática, 18= rostelo y 19= capsula. Tomado del Halbinger y Soto-Arenas (1997).

El ovario es pedicelado, subcilíndrico, algo engrosado hacia el ápice, con seis surcos, de color verde o distintivamente coloreado, suave, verrugoso o escamoso; en algunos casos el ovario está torcido. **Las flores** son usualmente resupinadas, el color puede ser blanco, amarillo o más comúnmente lila-magenta. **Los sépalos** son similares a los pétalos, pero más estrechos y más carnosos, son casi iguales entre sí, libres, extendidos, de planos a ondulados y con la superficie dorsal ligeramente escamosa o pegajosa. **Los pétalos** son más amplios que los sépalos, están extendidos o parcialmente paralelos al labelo/columna; la base es cuneada, la lámina es oblongo-oblancoada a rómbica, de plana a recurvada, a veces ondulada, con un surco longitudinal en la superficie externa. **El labelo** es libre desde la columna, trilobulado, sujeto a la columna por una uña corta; la base de la lámina es plana a cóncava y muy redondeada; los lóbulos laterales están flexionados hacia arriba y forman un tubo alrededor de la columna, el lóbulos medio es plano a recurvado; el disco está adornado con un

callo de simple a complejo formado de 3 a muchas quillas o una placa basal gruesa; la garganta está marcada con una mancha o líneas ramificantes, pero éstas pueden estar ausentes en algunas especies; hay un surco axial longitudinal en la superficie externa. **La columna** es de ligera a fuertemente arqueada, semiclaviforme a semicilíndrica, hay un cunículo de profundidad variable; usualmente es de color amarillo y con puntos en la base; los márgenes ventrales son algo prominentes, en algunas ocasiones con una amplia base alada, o más prominente cerca de la cavidad estigmática; el clinandrio es cóncavo y tiene de 1 a 3 dientes, el medio más prominente, deflexo, que presiona fuertemente la antera, y los márgenes son enteramente erosos. **La antera** cuenta con ocho celdas; puede ser ovada o bilobulada. **El polinario** posee ocho polinios fuertemente aplanados lateralmente, en cuatro pares, en cada par el polinio superior (proximal) y el inferior (distal) son ligeramente de distinto tamaño y forma. **La cavidad estigmática** es transversalmente elíptica o triangular, a veces trilobulada, de expuesta a oculta, profundamente cóncava a poco profunda, los lóbulos laterales visibles o no, a veces proyectada hacia la base. **El rostelo** está bien desarrollado, formando una lámina transversal oblonga a ovada, carnosa y convexa, que separa completamente el área estigmática receptiva de la antera; en la superficie abaxial del rostelo puede haber un viscario poco definido (un área difusa pegajosa) o bien definido, la sustancia pegajosa sirve para unir el polinario al cuerpo del insecto. **La cápsula** es elipsoide, con un pedúnculo corto y un pico apical, tiene nervaduras y hendiduras.

Aprovechamiento y conservación de las laelias en México

La mayor parte de las laelias ocupan un lugar privilegiado en la cultura del país; Ramírez (1996) argumenta que las especies de este género son las orquídeas más admiradas en México. Al ser plantas con flores abundantes, atractivas, donde las distintas especies es posible encontrarlas en floración prácticamente todo el año y que además son fáciles de cultivar, ha ocasionado que éstas formen parte importante de festividades y celebraciones a lo largo de gran parte de país.

Distintos grupos indígenas mexicanos han cultivado tradicionalmente especies como *Laelia albida*, *L. anceps*, *L. gouldiana*, *L. autumnalis* y *L. furfuracea*, y debido al alto valor que se les atribuye, las flores se han utilizado durante siglos como parte de las ofrendas en las festividades de Día de Muertos. Otras que tienen distinta época de floración son empleadas en distintas festividades populares tales como el Día de las Madres, de la Virgen de Guadalupe y las fiestas patronales de los pueblos.

Tan importantes son en algunos sitios en la celebración de las festividades, que son llamadas con nombres comunes referentes a dicha festividad o a la época del año en que florecen. Es así que adquieren nombres como: calaveritas en Chilapa, Guerrero (*Laelia anceps* subsp. *dawsonii* f. *chilapensis*), flor de los muertos, flor de la ánimas, de Todos Santos (*L. autumnalis*), Santorum en Metztlán, Hidalgo (*L. gouldiana*), flor de mayo, flor de Corpus (*L. speciosa*), etc. (Hágsater *et al.*, 2005; Halbinger y Soto-Arenas, 1997). Además de servir en festividades, estas orquídeas presentan otra utilidad, por ejemplo el que se le da en el estado de Michoacán, donde se aprovechan las cualidades adhesivas del mucílago de los pseudobulbos para la confección de figuras religiosas y artesanías de caña (Ávila-Díaz y Oyama, 2002; Hágsater *et al.*, 2005; Halbinger y Soto-Arenas, 1997; Santos *et al.*, 2006). Sin embargo, en la mayoría de los casos, la procedencia de las plantas y flores empleadas es de poblaciones silvestres; por lo tanto, una gran cantidad de poblaciones naturales se han visto afectadas por estas formas de utilización.

En todas las regiones de México donde las diferentes especies de *Laelia* crecen, las personas interesadas en las plantas las llevan a sus hogares como flores de ornato y en otros casos se destinan a abastecer la demanda de los consumidores, por lo cual son vendidas en las calles y mercados de grandes ciudades como México D.F., Guadalajara, Morelia, Xalapa y muchos pueblos, comúnmente con los últimos 2 o 3 pseudobulbos para prolongar su duración (Flores-Palacios y Valencia-Díaz, 2007). Esta acción ha provocado que algunas poblaciones de laelias estén al borde de la extinción o hayan desaparecido debido a la recolección selectiva.

Un ejemplo típico de la extracción de orquídeas es el de *Laelia speciosa*, la cual produce flores grandes (de 10 a 16 cm de diámetro) y se considera una de las especies más hermosas del género y la orquídea silvestre más ampliamente recolectada en México por su valor ornamental y cultural (Halbinger 1993; Soto-Arenas 1996). Se estima que sólo en el estado de Michoacán anualmente se extraen alrededor de 6 000 plantas o segmentos de plantas (lo cual en general también tiene consecuencias letales para la planta; Ávila-Díaz y Oyama, 2002). Se considera que el número de flores con uno o dos pseudobulbos vendidas en la ciudad de México es del orden de miles a cientos de miles cada temporada, ya que en la época de máxima floración, se estima que se venden alrededor de 1 500 flores diariamente. Además de la extracción con fines ornamentales, en Michoacán se cortan grandes cantidades de esta planta con fines religiosos y artesanales (Ávila-Díaz y Oyama, 2002).

De acuerdo con Halbinger y Soto-Arenas (1997), *Laelia gouldiana* es la única *Laelia* mexicana extinta en estado silvestre; sin embargo, también mencionan que varias laelias se enfrentan a problemas graves de conservación. *Laelia anceps* subsp. *dawsonii* se considera en peligro de extinción, ya que sólo se conocen 12 ejemplares en estado salvaje; *Laelia superbiens* fue considerado en peligro hasta hace poco, cuando una población de varios miles de individuos fue descubierta en Chiapas.

La sobrecolecta de plantas sólo representa una parte del problema, debido a que éstas se enfrentan a otras problemáticas que ponen en riesgo su existencia. La transformación de las zonas forestales para dedicarlas a actividades del sector primario (agricultura, ganadería o minería) o la destrucción de las mismas por incendios forestales (principalmente por causas antrópicas), son las principales situaciones que pueden llevar a las especies de este género a una situación de riesgo. La Norma Oficial Mexicana (NOM) 059-SEMARNAT-2010, cataloga a 4 especies o subespecies de éste género dentro de alguna categoría de riesgo de la siguiente manera:

- **Probablemente extinta en el medio silvestre:** *L. gouldiana*.
- **En peligro de extinción:** *L. anceps* subsp. *dawsonii*.
- **Amenazada:** *L. superbiens*.
- **Sujetas a Protección Especial:** *L. speciosa*.

Autores como tales como Hágsater *et al.* (2005), Halbinger y Soto-Arenas (1997) y Ramírez (1996), hacen hincapié en la urgente necesidad de conservar y proteger los bosques del país, con el fin de mantener, en la medida de lo posible, las poblaciones de orquídeas *in situ*, no sólo de laelias sino de toda la familia Orchidaceae en general. El cultivo convencional de orquídeas es otra opción de conservación, sin embargo debe regularse con la finalidad de que no se obtengan plantas de poblaciones silvestres y que por otro lado desalienten la recolección por parte de particulares.

2. Marco teórico y conceptual

El cambio de cobertura y uso del suelo (CCUS)

La cobertura vegetal del terreno tiene un vínculo indisoluble con el clima (principalmente en términos de micro- y mesoclimas), el recurso hídrico, la diversidad y abundancia de las especies, entre otros aspectos de índole biológica. Es por ello, que la alteración de la cobertura vegetal tiene efectos directos en el funcionamiento de los procesos y sistemas naturales que soportan la diversidad biológica. La pérdida y degradación de la vegetación natural, así como la velocidad a la que están ocurriendo dichos cambios, desencadenan procesos negativos a distintas escalas espaciales y temporales, muchas veces difíciles de revertir (Cuevas *et al.*, 2010).

Para conocer las causas que provocan los cambios en la cobertura del terreno y de ese modo analizar de mejor manera sus consecuencias, es necesario contar con información sobre el uso del suelo. Puesto que cobertura del terreno y uso del suelo no son sinónimos, resulta conveniente delimitar aquí el alcance de cada uno para el presente trabajo.

Se definirá como cobertura, de acuerdo a lo señalado por Vargas-Gómez (1992) y Lambin *et al.* (2001), todo aquello que cubre la superficie del terreno y puede originarse de ambientes naturales como resultado de la evolución ecológica o a partir de ambientes artificiales creados y mantenidos por el hombre; así, de forma práctica, cobertura del terreno (o natural) describe los objetos que se distribuyen sobre un territorio determinado. En tanto, uso del suelo lo define como la actividad socioeconómica que se desarrolla sobre una cobertura. El término uso del suelo se aplica a los diferentes tipos de cobertura que el hombre crea para satisfacer sus necesidades materiales o espirituales. Es aquí donde entra en relieve la acción del ser humano, debido a que, de modo general, los cambios en la cobertura del suelo son controlados por el uso que de él tiene.

El cambio de cobertura y uso del suelo (CCUS) es producto de las actividades humanas, como la agricultura, la producción pecuaria, los aprovechamientos forestales, la minería, la construcción de presas, vías de comunicación, el crecimiento urbano, entre otras. El uso del terreno está dado por las sociedades en función de satisfacer de sus propias necesidades y demandas en un tiempo determinado; para el momento actual, debido a adelantos tecnológicos y científicos, es posible efectuar ciertos tipos de uso aun cuando no necesariamente existan las condiciones ambientales óptimas para destinar a ese uso en particular. Es decir, la tecnología puede compensar algunos factores ambientales que en otro tiempo habrían limitado tal uso, lo cual evidentemente propicia que sean pocas las coberturas naturales actualmente no amenazadas por el cambio.

Los cambios en la cubierta vegetal original también pueden ser provocados por fenómenos naturales como incendios, huracanes, terremotos, inundaciones, erupciones volcánicas, etc. independientemente de la presencia humana; sin embargo, la magnitud de los efectos provocados por dichos fenómenos son intensificados por las acciones antrópicas. De esta manera, el estudiar los cambios en la cobertura del suelo puede arrojar luz a la comprensión de un conjunto de cambios relevantes en la relación sociedad-naturaleza (Turner *et al.*, 1993; citado por Bocco, 1999).

Procesos de cambio de las coberturas naturales

La biodiversidad presente en una región o país es el resultado de procesos ecológicos y evolutivos que la han modelado a lo largo de millones de años (Dirzo y Raven, 2003). Ésta es afectada además por muy variados factores naturales constantemente, es decir, se encuentra en un dinamismo permanente.

El cambio se presenta naturalmente en un ámbito espacio-temporal muy amplio, que puede ir desde la variación estacional y en la escala de unos cuantos metros, hasta la que ocurre durante millones de años en una escala espacial continental; sin embargo, desde el siglo XVIII, pero más intensamente en los últimos 50 años, los seres humanos han transformado en forma negativa los ecosistemas y la biodiversidad del mundo, más rápida y extensamente que en ningún otro periodo comparable de la historia (Challenger, 1998; Challenger y Dirzo, 2009).

Estas rápidas y profundas transformaciones, así como sus consecuencias, son uno de los temas de mayor interés actual en las disciplinas ambientales, pues la forma e intensidad en que se modifica la cubierta vegetal natural determina la persistencia o no de los ecosistemas, su adecuado funcionamiento, así como de la diversidad biológica que albergan y en última instancia de los recursos y servicios que éstos proporcionan a los seres humanos. Es fundamental, por tanto, entender los procesos de cambio de la cubierta vegetal y sus efectos.

Factores implicados en las tendencias de cambio de las coberturas naturales

La pérdida de diversidad biológica es un hecho generalizado en el mundo entero, que tiene como responsable, en su mayor parte, a las actividades antropogénicas, aunque también intervienen las de tipo natural (huracanes, sequías, inundaciones, procesos de ladera, etc.). Los factores directos o inmediatos de tal pérdida por origen antrópico se incluyen básicamente en cinco categorías principales, de acuerdo con Challenger y Dirzo (2009). Éstas son: cambios en la cobertura y uso del suelo (incluyendo la deforestación y sus consecuentes fragmentación y efecto de borde del hábitat, así como incendios forestales no naturales); la sobreexplotación por la extracción y el consumo de organismos o parte de ellos; la introducción de especies, en particular la creciente colonización de los ecosistemas por parte de especies invasoras exóticas; el cambio climático antropogénico (calentamiento atmosférico y modificaciones en la precipitación, así como el esperable aumento del nivel del mar y de la incidencia y magnitud de huracanes) y la adición de productos químicos exógenos al ecosistema (contaminantes y fertilizantes).

Sin embargo, detrás de estos factores inmediatos de pérdida y/o alteración del ambiente natural, hay una serie de factores llamados indirectos o de raíz (debido a que su incidencia real es a distancia, en el espacio o tiempo) que ejercen su influencia por medio de otros factores, los factores inmediatos o directos. El entendimiento de los factores indirectos hace posible explicar el contexto del cual derivan los factores directos. Ellos se puede categorizar en cinco tipos: demográficos, económicos, tecnológicos, de política institucional y cultural o socio-políticos (Geist y Lambin, 2001; ver tablas 2.1 y 2.2).

Si bien los estudios disponibles apuntan al impacto independiente de cada uno de los factores directos, es evidente que los factores de cambio no operan de manera aislada ni de forma lineal, sino como redes complejas de relaciones entre diversas variables. Las interacciones sinérgicas pueden ocurrir entre factores naturales y antropogénicos, así como entre dos o más factores de tipo

directo. Además de estas sinergias, y de los factores de impacto directo e indirecto, existen también procesos de retroalimentación, resultantes de un impacto sobre la biodiversidad que interactúa con el impacto inicial, exacerbando o disminuyendo su efecto (Challenger y Dirzo, 2009).

Tabla 2.1. Factores directos. De acuerdo a Geist y Lambin (2001) los siguientes son los distintos factores que estimulan la deforestación a nivel mundial; donde ciertos factores (ya sea directos o indirectos) se acentúan más que otros según el contexto geográfico/social en el que se encuentran. Es importante hacer notar que no se dan de manera desvinculada unos de otros, sino de manera sinérgica entre ellos mismos y los factores de transformación naturales.

Factores directos		
Expansión de la frontera agropecuaria	Agricultura itinerante	Agricultura itinerante tradicional
		Agricultura itinerante por colonización
		Agricultura de subsistencia
	Agricultura permanente	Agricultura comercial
		Agricultura de especulación
	Ganadería	Ganadería a pequeña escala
		Ganadería a gran escala
		Colonización espontánea
	Colonización, transmigración, reubicación de asentamientos	Reubicación de asentamientos
		Transmigración militar (asentamientos penales)
	Asentamientos de plantaciones forestales, industriales, etc.	
Explotación forestal	Extracción comercial de madera	Tala de empresas paraestatales
		Tala de empresas privadas
		Tala de empresas comunales
		Tala ilegal
	Extracción de leña	De uso doméstico
		De uso industrial
	Extracción de postes	De uso doméstico
		De uso industrial
Producción de carbón	De uso doméstico	
	De uso industrial	
Construcción de infraestructura	Trasporte	Carreteras
		Trenes
		Puertos en ríos
	Comerciales	Infraestructura pública
		Infraestructura privada
	Servicios públicos	Agua, salud, electricidad, etc.
	Expansión de los asentamientos	Asentamiento semiurbanos
		Asentamiento rurales
		Asentamiento militar
	Infraestructura industrial	Hidroeléctricas, petroleras, mineras, etc.

Tabla 2.2. Factores indirectos.

Factores indirectos		
Factores económicos	Crecimiento del mercado y comercialización	El crecimiento rápido del mercado (especialmente del sector orientada a la exportación), el aumento de la economía monetaria, la creciente comercialización, la incorporación de la economía al mundo
		Aumento de la accesibilidad del mercado (en especial de los mercados semi-urbanos y urbanos)
		El crecimiento de las industrias sectoriales (relacionadas con la madera, con la agricultura, minerales, y otras)
		Ingresos lucrativos de divisas
		El crecimiento de la demanda de bienes y servicios de consumo adquiridos con dinero en efectivo debido a un aumento en el bienestar (relacionada con la madera, con la agricultura, la vivienda y el transporte)
	Estructuras económicas específicas	Grandes ganancias individuales
		Pobreza y factores relacionados (falta de oportunidades de ingreso, desempleo, la pobreza de recursos, bajo nivel de vida, etc.)
		Las condiciones de crisis, recesión económica
		Deuda, gran deuda externa
	Urbanización e industrialización	Urbanización: el crecimiento de los mercados urbanos
		Industrialización: rápida edificación de nuevas industrias relacionadas con los productos básicos, pesados y forestales
	Parámetros económicos especiales	Las ventajas comparativas debido a factores de producción baratos, abundancia de recursos y el uso
		Especiales, condiciones de producción mantenidas artificialmente bajas
Aumentos de precio (de combustible, tierra, cultivos comerciales)		
Factores político-institucionales	Políticas formales	En materia tributaria, tasas, impuestos, precios
		En créditos, subsidios, licencias, concesiones, prohibiciones
		En cuanto al desarrollo económico (agricultura, infraestructura)
		En cuanto al financiamiento, la legislación, inversión, comercio
		En la población (migración)
		En tierra
		Política pro-deforestación
	Políticas informales ("clima político")	La corrupción, la ilegalidad
		Crecimiento o desarrollo de coaliciones en el trabajo
		Bajo rendimiento en la mala gestión
		Clientelismo creados
	Los regímenes de propiedad	Redefinición de los objetivos de política (silvicultura)
		Propiedad insegura, la inseguridad de tenencia de tierras
		Titulación, la legalización, la consolidación (de títulos individuales)
		Mal funcionamiento derechos habituales
		Bajo empoderamiento, la privación, la marginalidad
		Condiciones de acceso
Factores tecnológicos	Cambio tecnológico en el agro	Intensificación del uso del suelo
		Involución agrícola

		Otros cambios (tenencia de la tierra, la orientación de producción, etc.)
Implicaciones tecnológicas en el sector de la madera		Daños y pérdidas debido malas técnicas en la tala
		El desperdicio de la madera, pobre desempeño de la industria
		Alternativas tecnológicas a leña, los malos resultados en hornos domésticos e industrial es
Otros factores de producción en la agricultura		Bajo nivel de insumos tecnológicos
		Factores relacionadas con la tierra (falta de tierras, la escasez de tierras)
		Factores relacionados con el trabajo (disponibilidad limitada)
		Factores relacionados con el capital (sin créditos, irrigación limitada)
Factores culturales o socio-políticos	Actitudes, valores, creencias colectivas	Indiferencia o la falta de apoyo a la protección de los bosques y el uso sostenible: la baja educación, mentalidad fronteriza, el dominio de otras actitudes colectivas (modernización, el desarrollo, la construcción de la nación, etc.)
		Despreocupación por el bienestar de los demás y de las generaciones futuras, o hacer caso omiso de la "sacralidad de la naturaleza"
		Las creencias acerca de cómo las condiciones ambientales afectan a aquellas cosas los valores individuales
Individual y comportamiento de los hogares		Despreocupación por las personas sobre el medio ambiente que se refleja en mayores niveles de demandas, aspiraciones, materiales y consumo de energía, comúnmente asociados con la comercialización y mejora de los ingresos
		Situación específica de comportamiento de los actores: la búsqueda de rentas, tradición / imitación / continuación de los modos heredados del uso de recursos
Factores demográficos		Presión de la población
		Crecimiento de la población
		Incremento natural (fecundidad, mortalidad)
		La migración
		Densidad de población
		Desigual distribución espacial de la población
		Características del ciclo de vida

En este sentido y dado el interés particular sobre los cambios en las coberturas naturales, Lambin *et al.* (2001), por ejemplo, exponen los resultados de un análisis sobre los factores indirectos que propician los cambios en la cobertura natural en los trópicos, la deforestación. Ésta, frecuentemente es atribuida al incremento de la población y a la pobreza, donde el incremento en el número de personas incrementa en igual medida la necesidad de recursos para mantenerse y la gente con el menor poder adquisitivo explota indiscriminadamente los recursos que tiene a su disposición para su supervivencia. Ellos consideran que las valoraciones a escala global pueden estar en conflicto con lo que se encuentra a partir de datos a escala meso- o micro y que con base en ciertos estudios se han desarrollado simplificaciones de causa-efecto que no tienen sustento empírico, pero se han popularizado entre los tomadores de decisiones políticas y ambientales.

Si bien es innegable que a mayor población mayor es la cantidad de recursos consumidos y que la práctica extractiva de productos forestales por parte de comunidades marginadas afecta negativamente la integridad de los bosques y selvas, los factores de raíz sobre los cuales se sustentan tales acciones corresponden a cambios políticos, económicos y culturales más que a los de corte sociodemográfico.

A conclusiones similares llegaron Angelsen y Kaimowitz (1999) y Geist y Lambin (2001), particularmente éstos últimos, quienes a partir de un meta-análisis de las causas de la deforestación tropical de casos de estudio a nivel regional y local, encontraron que el crecimiento demográfico no es el único e incluso que no muchas veces el principal factor subyacente al cambio de la cubierta forestal. Señalan que la deforestación a gran escala en los trópicos húmedos se basa en la existencia de grandes regiones arbóreas escasamente ocupadas en las que los indígenas tienen poco o ningún poder para influir en las fuerzas exógenas que actúan sobre ellos y la tierra; la inmigración es provocada por las decisiones del gobierno para abrir la frontera a través de planes explícitos de colonización, proyectos de desarrollo y a través de las industrias extractivas, básicamente de madera. Las razones más profundas de las decisiones del gobierno incluyen el deseo de asegurar los requerimientos territoriales y el apoyo político nacional, para atraer capital internacional, facilitar las oportunidades de mercado o para promover los intereses de grupos específicos a través de la explotación de los recursos naturales controlados por el Estado. En cualquier caso, el desarrollo de la infraestructura consecuente en forma de carreteras, electrificación, servicios de salud y/o agua potable, atrae a las familias en busca de tierra y consolida la ocupación.

La deforestación se exagera en áreas periféricas a los nuevos asentamientos, debido a la presencia cada vez mayor de la agricultura itinerante y por la introducción de la ganadería extensiva, ya que la falta de familiaridad de los campesinos desplazados con su nuevo entorno, y en otros casos por la carga cultural que llevan consigo (habilidades y conocimientos), tienen efectos negativos sobre los ecosistemas.

Menor población o menores tasas de crecimiento en una región determinada no implican una necesidad menor de recursos o menores incrementos en las demandas de éstos, es decir, no inevitablemente existe una relación directa y lineal entre población humana y el impacto sobre los ecosistemas (Challenger y Dirzo, 2009). Esto indica que no sólo el mayor número de personas, sino otras variables como el incremento en el consumo per cápita, han tenido y seguirán teniendo un impacto sobre la demanda de recursos y servicios de los ecosistemas.

Dinámica del cambio de coberturas naturales en México

En la superficie del país es posible distinguir cuatro categorías principales de cobertura vegetal natural (i.e. no derivadas de la acción humana): (1) bosques y (2) selvas, dominados por formas de vegetación arbórea, donde los primeros generalmente se encuentran en zonas templadas y los segundos en climas tropicales; (3) matorrales, compuestos básicamente por arbustos y típicos de zonas áridas y semiáridas; y por último, (4) los pastizales en los cuales la vegetación predominante consiste de plantas herbáceas, generalmente pastos. Las coberturas anteriores se intercalan en el territorio junto con tres con coberturas primordiales de origen antrópico, de acuerdo con su uso: agrícolas, ganaderas y urbanas. Las fronteras entre unas y otras pueden ser difusas, debido en gran medida, al dinamismo de los cambios entre las coberturas y generalmente tienen una direccionalidad, de cobertura natural a cobertura antrópica (Challenger y Dirzo, 2009).

En los lugares donde no ha habido modificación antrópica o ésta ha sido ligera, el suelo sigue cubierto por la vegetación natural y a esta se le considera como vegetación primaria; en contraste, si ha ocurrido perturbación considerable y se ha removido parcial o totalmente la cubierta vegetal primaria, la vegetación que se recupera en esos sitios se conoce como secundaria y puede ser estructural y funcionalmente muy diferente a la original. El caso extremo de transformación es

cuando se elimina por completo la cubierta vegetal original para dedicar el terreno a actividades agrícolas, pecuarias o desarrollo urbano; éstas serán referidas en lo que sigue como coberturas antrópicas.

La transición de coberturas naturales primarias a secundarias y comúnmente luego a antrópicas es un proceso complejo de abordar, dada sus particularidades tanto temporales como espaciales y más aún lo es comprender las causas que incentivan los cambios a los ecosistemas. Aquí se revisarán brevemente algunos de los sucesos que han dado inicio a la sustitución de coberturas naturales, particularmente las de tipo arbóreo, ya que México no ha sido ajeno a este proceso y resulta conveniente conocer el contexto histórico de su degradación ambiental.

Época prehispánica

Hasta hace pocos años (y aún hoy en día) se daba por hecho que el origen de los problemas ambientales de México fue la introducción de prácticas exóticas y destructivas a raíz de la conquista y que los sistemas agrícolas tradicionales autóctonos han estado en sintonía con el ambiente. Incluso Altieri (1995) menciona que la generalización de estos últimos puede trazar una posible ruta hacia la sustentabilidad del campo. Hoy en día es claro que la transformación del paisaje a gran escala comenzó antes de la llegada de los europeos. Sin embargo, aún se desconocen los factores específicos que desencadenaron el deterioro ambiental en el México antiguo.

Estudios arqueológicos revelan que los primeros indicios de un cambio antropogénico en la cobertura del suelo en México coinciden con la aparición del maíz (Dyer, 2010). Aún se discute cuál fue el sitio preciso de la domesticación de esta gramínea, pero es claro que su cultivo se difundió rápidamente por todo el territorio de lo que ahora es México y posteriormente al resto de América; se sabe que del valle de Iguala en Guerrero proviene el registro más antiguo de maíz (8 700 años de antigüedad; Piperno *et al.*, 2009). Alrededor del centro de México hasta Centroamérica, la aparición del maíz en el registro estratigráfico está acompañada por fragmentos de carbón, lo que sugiere que el fuego se utilizó para abrir extensas zonas al cultivo (Piperno *et al.*, 2007, 2009), lo cual no resulta sorprendente si se considera que existen cálculos que sugieren que en el centro México antes de la llegada de los españoles, la población pudo haber alcanzado los 25 millones de habitantes (Borah y Cook, 1994). Dadas esas cifras, no es asombroso que la gente de Mesoamérica tuviera un profundo impacto sobre el medio ambiente. George Collier (1976) particularmente sostiene que los indígenas de los Altos de Chiapas habían alterado la tierra antes de la conquista y la posterior introducción de ganado en la región sólo empeoró las condiciones ambientales imperantes.

Sin lugar a dudas, los indígenas del México prehispánico apreciaban el paisaje de su alrededor por lo escénico que llegaba a ser; sin embargo, esto no evitaba que utilizaran los recursos que podían extraer. Por ejemplo, los tarascos de Michoacán quemaban pilas de madera para sus dioses antes de ir a la guerra, pues pensaban que al realizar este rito, sus dioses causarían desgracias a sus enemigos; entonces para poder salvar a su pueblo, el rey tarasco se sentía obligado a quemar la mayor cantidad de madera posible para satisfacer a los dioses (Simonian, 1999).

Sin embargo, la principal causa de la degradación de los recursos naturales en Mesoamérica fueron las poblaciones muy densas, más que una religión poco conservacionista. La agricultura prehispánica de México se mudaba a las empinadas faldas de las colinas a medida que la agricultura en los valles

ya no podía mantener crecientes poblaciones y la erosión del suelo hacía imposibles los cultivos en las partes más bajas. Prueba de ello, es que Cook (citado por Simonian, 1999) encontró una correlación directamente proporcional entre la gravedad de la erosión del suelo y las densidades de población, la cual calificó como severa a localmente completa particularmente en regiones ocupadas por los mixtecos en Oaxaca, por los nahuas en Puebla y por los tarascos en Michoacán.

Por otro lado, hubo también pueblos preocupados con la magnitud de la degradación ambiental que ellos mismos habían generado. El Instituto Nacional de Ecología (INE, 2000) menciona a algunos gobernantes que promulgaron reglamentos para restringir el uso de los recursos; por ejemplo, el príncipe chichimeca Nopaltzin (siglo XIII) prohibió encender fuego en las montañas y en el campo sin licencia y aun así sólo cuando fuera necesario; los reyes tarascos nombraron guardias forestales para supervisar las actividades de los madereros; Netzahualcóyotl, rey de Texcoco, restringió las áreas donde la gente podía cortar madera para construcción o uso ordinario y declaró que aquellos que cortaran árboles dentro de las áreas protegidas fuesen ejecutados (más tarde modificó este decreto permitiendo a sus súbditos recolectar madera muerta y ramas dentro de las reservas). La escasez que había resultado del uso irresponsable de los recursos maderables había llevado a las primeras reglamentaciones forestales en México, evidentemente no primordialmente por su valor biológico, sino por su carácter utilitario. Los pueblos de Mesoamérica pueden haber intentado ser cuidadosos con la tierra mediante la adopción de diferentes técnicas agrícolas o bien por medio de leyes, pero esta meta no siempre se lograba.

Época colonial

Después de afianzada la conquista de los grupos prehispánicos, el mantenimiento de los recursos naturales de la Nueva España (particularmente de los bosques y la fauna) por parte la Corona española, fue complicado, en parte, por la gran extensión del nuevo territorio. Los conquistadores y los primeros exploradores estaban impactados por la abundancia de los recursos en esta nueva tierra; pobladores posteriores continuaron con la creencia que la riqueza natural de la Nueva España era inagotable (Simonian, 1999).

Prácticamente sin ninguna otra motivación relevante, las políticas de conservación españolas fueron tomadas en consideración por cuestiones económicas. La Corona intentaba proteger aquellos recursos naturales que eran importantes para el funcionamiento de la economía colonial, sobre todo los recursos forestales de las colonias. Los reyes y virreyes españoles estaban preocupados porque sin restricciones y sin reforestación, la madera, crucial para las operaciones mineras, la construcción de barcos y la edificación se agotaría. Por ello, recursos de menor valor (monetariamente valuados) como la mayoría de los animales silvestres o de mayor disponibilidad como el suelo y el agua, recibían poca atención por parte de la Corona.

Así, a diferencia del prácticamente inexistente interés por la conservación de la fauna silvestre, el rey español Carlos trabajó para proteger sus recursos maderables de ultramar y en 1539 ordenó a los encomenderos españoles a plantar árboles para contar con una provisión de madera. Por su parte, el virrey Antonio de Mendoza en 1550 se alarmó tanto por la destrucción de los bosques cerca de la comunidad minera de Taxco que prohibió encender fuegos en la región; en sus reportes al virrey entrante Luis de Velasco, reflexionó y argumentó lo siguiente: “en unos cuantos años, se han talado una gran cantidad de bosques [en Nueva España] y, considerando esto, habrá escasez de madera antes de que haya escasez de metales” (INE, 2000). Él comprendía bien que la extracción de metales preciosos, sobre la que se basaba primariamente la economía colonial española, era

imposible sin la existencia de madera para combustible, tiros de mina, soportes y construcciones (Simonian, 1999).

No obstante, la dependencia de los metales preciosos del Nuevo Mundo por parte de la monarquía, llevaría a exceptuar a la industria minera de las leyes forestales de la Corona, mientras los colonizadores que si debían respetarlas, se quejaban de las “absurdas” políticas forestales debido a la abundancia de bosques en el Nuevo Mundo; sin embargo, el cumplimiento de dichas leyes, las problemáticas económicas y sociales que produce la deforestación podrían ser evitadas (Simonian, 1999).

Por su parte, los grupos indígenas también contribuían a la deforestación durante la época colonial, en parte debido a la política de la propia Corona. Simonian (1999) menciona que una forma de poder costear los impuestos era por medio de una explotación intensiva de los recursos naturales, primordialmente del bosque; de este modo los indígenas vendían la madera y con eso comían, se vestían y usaban parte del dinero para cumplir con sus obligaciones tributarias. La política económica española no creó el problema del mal uso de los recursos en la Nueva España, pero si generó nuevas presiones que intensificaron la explotación de los mismos por las comunidades indígenas.

México independiente

En 1821, cuando México obtuvo su independencia, los políticos mexicanos se dedicaron a estimular la devastada economía a consecuencia de la guerra y a establecer su propio control político, por lo que la conservación de los recursos naturales no fue una de sus prioridades. A pesar de esa circunstancia, sólo algunos funcionarios se percataron del valor que los bosques más allá del precio de la madera; por ejemplo, en 1839 el Ministro del Interior José Antonio Romero pidió la protección de los bosques con la finalidad de aliviar las sequías y la cual él atribuía a la pérdida de los bosques e insistía en la necesidad no sólo restringir la tala de árboles, sino también en apoyar la restauración de los bosques talados (INE, 2000).

Uno de los gobernadores que tomaron en consideración las recomendaciones de Romero, fue el del estado de Veracruz, Antonio María Salonio y en 1845 promulgó una ley forestal que autorizó la creación de juntas de protección para los árboles (Simonian, 1999; INE, 2000), parte de cuyo propósito era localizar sitios adecuados para la formación de viveros y supervisar la plantación de árboles a lo largo de los caminos y otros lugares comunes, además de instaurar como obligación a todos los hombres de entre dieciséis y sesenta años de edad (exceptuando al personal militar y a los miembros del clero) a trabajar un día al año en los viveros y otro a plantar los renuevos.

Estas acciones que en pro de la conservación en realidad estaban en gran medida permeadas de ideas sustentadas en consideraciones económicas. Muestra de ello fue el hecho de que al igual que en la época colonial, los animales no parecían tener la misma importancia que los bosques, a tal grado que hacían la misma distinción que sus predecesores coloniales entre animales valiosos, sin valor y dañinos (Simonian, 1999); de ese modo, durante la mayor parte del siglo XIX el enfoque mexicano hacia la conservación de la vida silvestre se dirigió al mantenimiento de poblaciones de especies económicamente importantes, más que en el desarrollo de un código de vida silvestre que protegiera un número mayor de especies.

Pese a lo anterior, los dirigentes de México se dieron cuenta de la necesidad económica y biológica de la conservación antes de que lo hiciera la gente en los Estados Unidos. El gobierno mexicano promulgó una ley para conservar los bosques en tierras nacionales en 1861, tres décadas antes de que la Forestry Act de 1891 fuese aprobada en Estados Unidos (Simonian, 1999) y fue en el gobierno de Benito Juárez cuando se promulgó la primera Ley Forestal Nacional en México.

Este estatuto se aplicaba para los bosques de propiedad federal, exigía a los leñadores plantar diez árboles por cada uno que talaran (Castañeda-Rincón, 2006), no sin antes presentar una solicitud de permiso al ministerio de Obras Públicas, donde hacían explícita el área donde pretendían operar y el número de árboles que planeaban cortar. Si el ministerio aprobaba la solicitud, un subinspector y un guarda forestal acompañaban al permisionario al sitio para marcar sus límites. El gobierno fijó una multa de seis pesos por cada árbol que se talara sin permiso, además los ciudadanos privados que reportaran el corte clandestino de árboles podrían reclamar un tercio de las multas que se impusieran (Simonian, 2009); así los funcionarios forestales y los particulares tenían un incentivo económico para supervisar el cumplimiento de la ley.

Sin embargo, se dieron casos en que los guardas forestales y el pueblo en general preferían hacer más dinero al colaborar con los propios infractores y/o al cortar ellos mismos la madera, que reportando las violaciones. Otra falla de esta ley fue que no se llegó a reglamentar el uso de todos los recursos forestales, como la extracción de la resina de los pinos, utilizada para el alumbrado público de la capital y que agotó buena parte de los bosques del Valle de México (Del Ángel-Mobarak, 2012) o que se permitía a los dueños de bosques privados usar su madera de la forma que más les conviniera. En cuanto a la población de origen indígena, la élite mexicana los consideraba como un grupo que necesitaba educación sobre el uso de los bosques. Se les criticaba por cortar árboles desde el tronco y no sólo quitar las ramas, por tirarlos antes de que alcanzaran la madurez y por prender fuegos que luego no controlaban, lo que según ellos provocaba las alzas en los precios de la madera.

La llegada de Porfirio Díaz al poder marcó una acelerada explotación de la tierra. Durante su administración las acciones destructivas del hombre tuvieron la ayuda de la amplia expansión del sistema ferrocarrilero (cuando Díaz tomó el poder en 1876 en el país sólo existían 670 km de ferrocarriles y para 1910 ya había 24 715 km; Powell, 1921). Tanto de forma directa como indirectamente, el sistema ferroviario consumió los bosques de México, pues enormes cantidades de madera se usaban para estaciones, postes, durmientes y combustible, sin mencionar que se desmontaban grandes extensiones de bosques para abrir camino a sus vías. Adicionalmente, la actividad minera que estimulaba el ferrocarril dependía de la madera para estructuras de túneles, edificios y la para la propia producción de las minas. El creciente sector industrial de México, igualmente incentivado por el desarrollo de los ferrocarriles, requería de madera.

La expropiación de tierras indígenas y la construcción de ferrocarriles eran parte de la estrategia porfiriana para desarrollar al país y partía del supuesto de que el país contaba con ricas materias primas las que, una vez que se explotaran sistemáticamente (con la ayuda de sistemas modernos de transporte y de ricos inversionistas), transformarían a México en un gigante industrial. Fue en esos años cuando los políticos adoptaron el término de “tierra ociosa” o “tierra baldía”, representada por la tierra que se deja completamente natural y la cual no tiene la mejora del pasturaje, la labranza o la plantación, lo que, según ellos, equivaldría a un desperdicio por su prácticamente nulo beneficio a la nación (Challenger, 1998; Simonian, 2009).

El saldo al final del régimen porfirista indica que la deforestación del Altiplano Central fue casi total, con sólo un 10% de cobertura original de bosques templados, en tanto que en la vertiente del Pacífico se mantuvo el 25% y en la del Atlántico el 30% (Castañeda-Rincón, 2006).

México postrevolucionario

La etapa posterior a la revolucionaria y hasta antes de la llegada de Lázaro Cárdenas a la presidencia de México, no tuvo avances sustanciales en lo referente a la cristalización de las preocupaciones por la destrucción y el deterioro del medio ambiente en el país. Sin embargo, hay dos hechos de singular importancia durante este periodo, primeramente el establecimiento oficial por parte del gobierno federal de las primeras áreas naturales protegidas (ANP) del país: El desierto de los Leones en el suroccidente del Distrito Federal en 1917 y en 1922 El Chico, al norte de la ciudad de Pachuca, Hidalgo (aunque cabe aclarar que ambos sitios adquirieron durante la segunda mitad del siglo XIX cierta protección y reconocimiento legal como tales por parte del gobierno mexicano, en 1856 y 1898 respectivamente).

El segundo hecho de relevancia fue la fundación de instituciones académicas y de investigación en torno al medio ambiente: la Sociedad Forestal Mexicana en 1922, la apertura del Jardín Botánico del Bosque de Chapultepec en 1923 y la creación del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México en 1929, con ello se dieron los primeros pasos en el establecimiento de las bases científicas, teóricas, metodológicas y prácticas en la conservación de los recursos naturales del país (Simonian, 1999).

Llegado Lázaro Cárdenas al gobierno de México, la política de reparto agrario y de fomento principalmente de la actividad productiva agrícola, no incorporó criterios de protección ambiental y estableció la tendencia que al paso del tiempo se convirtió en un profundo deterioro ambiental¹. Sin restar importancia al papel central de la Reforma Agraria en la estabilización nacional y en los avances de la justicia e igualdad social, la ausencia de una preocupación ambiental en el fomento de estas políticas sentó las bases de la destrucción de las selvas y bosques, al transformar las coberturas vegetales naturales a otros fines, sobre todo a agropecuarios de baja productividad económica y ecológica. Carabias *et al.* (2008) puntualizan cuatro factores sinérgicos decisivos que indirectamente resultaron en el deterioro del ambiente, a partir del reparto agrario:

- Muchas de las tierras repartidas eran de aptitud forestal, ya que no se consideraron para el reparto las mejores tierras agropecuarias y que eran propiedad privada de los productores agropecuarios exportadores.
- El tamaño de la unidad de dotación por ejidatario varió según los años, pero en promedio fue de menos de 5 hectáreas equivalentes de riego, con lo cual el minifundismo quedó inscrito desde el origen de la Reforma Agraria mexicana.
- La condición de ejidatario podía perderse por resolución administrativa, por no trabajar directamente la parcela durante dos años.

¹ Durante este periodo (1934-1940) se distribuyeron poco más de 19 millones de hectáreas de tierras en ejidos, de las cuales cerca de 5 millones ya eran de labor, 6.8 millones eran forestales y el resto estaban cubiertas por matorrales, pastizales y otros tipos de vegetación (Fonseca y Carabias, 2008).

- Los ejidos tuvieron la función primordial de productores de alimentos baratos para toda la población, para lo cual se crearon instancias crediticias que aseguraban recursos para la producción y la compra de lo cosechado.

De esta forma, la combinación de estos elementos provocó que los ejidatarios tuvieran que trabajar forzosamente la tierra con fines agrícolas, aunque estas no fueran aptas para esta actividad, ya que buena parte de las tierras agrícolas se ubicaban en terrenos preferentemente forestales. Además, el minifundismo obligó a cambiar las formas de producción tradicionales (menos destructivas). El descanso de la tierra para la recuperación del suelo no fue factible con el minifundio debido a la escasez de tierra y a la posibilidad de perder los derechos sobre ella, lo cual provocó la sobreexplotación del suelo.

Con todo y ello, el gobierno de Cárdenas creó 36 nuevas reservas forestales y adoptó una política intensa de reforestación como paliativo a los daños causados a los ecosistemas; hecho que fue el primer intento serio por conservar y proteger la riqueza natural del país dados sus avances sin precedentes, esto en respuesta a los problemas derivados de la sobreexplotación de los recursos naturales. Estas reservas se encontraban bajo la administración del Departamento Autónomo Forestal y de Caza y Pesca, dirigido por el conservacionista Miguel Ángel de Quevedo (Castañeda-Rincón, 2006), quien tuvo no pocos conflictos con el presidente por sus ideas y por lo cual Cárdenas decidió cerrar dicho departamento en 1940.

Los progresos en conservación significaron que para finales de 1940 se había protegido, bajo diversas figuras jurídicas (zonas protectoras forestales, reservas forestales, parques nacionales y reservas de repoblación forestal), aproximadamente el 30% del territorio nacional, hazaña jamás repetida en la historia y que se revirtió al paso del tiempo por la falta de voluntad política, de recursos económicos para administrar, operar, vigilar y expropiar las tierras en su caso, aunado a que se continuó con el reparto agrario (Carabias *et al.*, 2008).

Iniciada la década de 1940, el crecimiento agrícola fue realmente extraordinario y muy por arriba al de otros países latinoamericanos. Fonseca y Carabias (2008) señalan que entre 1945 y 1955, la agricultura mexicana incrementó su producción en 7.4% anual y en 4.3% anual en la siguiente década; pasó de producir, para 1940, 3 millones de toneladas de granos básicos a 11 millones en 1965, esto responde en gran medida, al incremento en la apertura de tierras al cultivo y a la construcción de infraestructura; entre 1940 y 1965 pasó de 5.9 millones de hectáreas a 14.7 millones.

Un ejemplo claro de apertura de nuevas tierras se realizó en la región de Uxpanapa, Veracruz. Aquí se efectuó el reacomodo de 15 000 chinantecos, debido a que con la construcción de la presa Cerro de Oro y Temazcal, se iba a formar un lago artificial de más de 700 km² (Ewell y Poleman, 1980). Ambas presas tuvieron como propósito, por un lado, contener las inundaciones de la cuenca baja del río Papaloapan para proteger las inversiones que había ahí (agrícolas principalmente) y por el otro, generar una serie de beneficios a la población desplazada para garantizar la aceptación de la construcción de la propia presa. Estos beneficios consistían, entre otras cosas, en la reubicación y remplazo de sus tierras de labor mediante la colonización de la región de Uxpanapa, que en esos años en su mayor parte estaba cubierta por bosque tropical perennifolio primario.

Conforme al plan original, 85 000 de las 260 000 hectáreas a colonizar deberían ser desmontadas para dar paso al cultivos y de ese modo crear un centro importante de producción agrícola en el sureste del país. Ewell y Poleman (1980) mencionan lo siguiente:

La madera utilizable era cortada y sacada en camiones. Los arboles restantes, muchos de los cuales medían más de 30 metros de altura, fueron arrancados con cadenas y arrastrados por tractores, arrojados a la yerba seca y quemados. La tierra se limpió hasta quedar como una cuadrícula con campos de 20 hectáreas cada uno... la tierra fue sembrada de arroz y maíz. En 1976 fue el primer año que se intentó hacer producir esa área, y más de 9 000 hectáreas fueron sembradas.

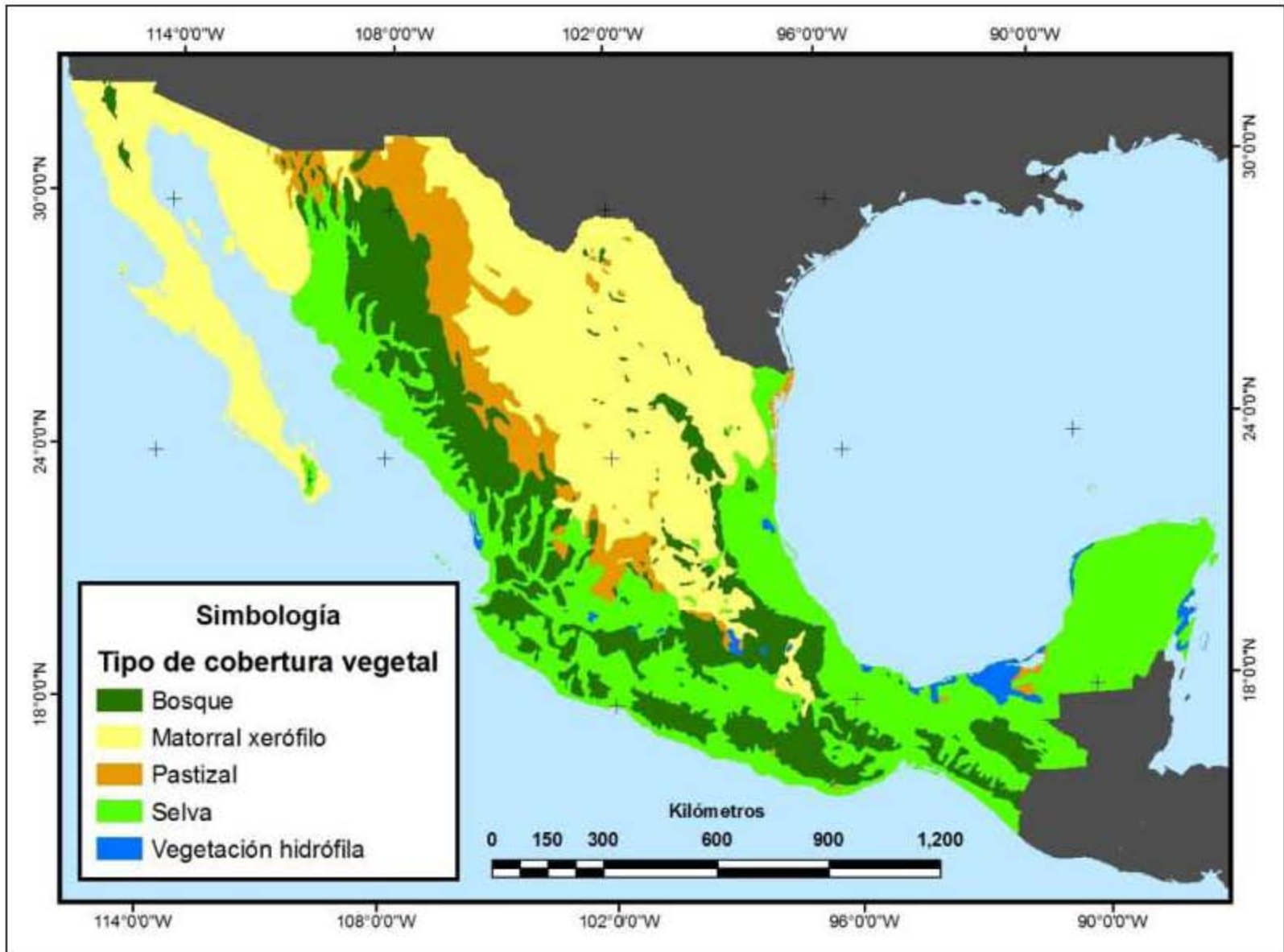
Para el caso de la ganadería, su mayor crecimiento se dio en el periodo de 1965 a 1981, justo después de la caída de la producción agrícola. De hecho, numerosas tierras agrícolas se destinaron al cultivo de pastos para la alimentación del ganado; sin embargo, en su mayoría la expansión del sector se debió al cambio de las coberturas naturales. Algunos ejemplos de estos cambios de cobertura se dieron a partir de los llamados Programas de Desarrollo Agropecuario en el trópico húmedo mexicano como el Plan Chontalpa, el Plan Balancán-Tenosique, ambos en Tabasco, el propio plan de reacomodo para los desplazados de la presa Cerro de Oro en Uxpanapa o la colonización de Marqués de Comillas, en la frontera sur con Guatemala en el estado de Chiapas, en tanto, en el norte del país la ganadería se extendió sobre los matorrales xerófilos (Ewell y Poleman, 1980; Challenger y Dirzo, 2009; Fonseca y Carabias, 2009).

Debido a estos procesos de crecimiento, la ganadería bovina, que en 1940 ocupaba 38.8 millones de hectáreas en el país, se extendió en 1983 a 90.4 millones. El principal destino de la producción de carne bovina era la exportación de becerros a Estados Unidos y la engorda de ganado para el abasto interno (Carabias *et al.*, 2008). Challenger (1998) afirma que entre 1940 y 1980 se talaron para abrir paso a la ganadería, 9 millones de hectáreas de selvas de la zona tropical del sureste de México, es decir, cerca del 50% del área que ocupaba originalmente la selva, incluso entre 1972 y 1977 estuvo en actividades la Comisión Nacional de Desmontes; en cambio, en este periodo de 40 años sólo se establecieron nueve parques nacionales.

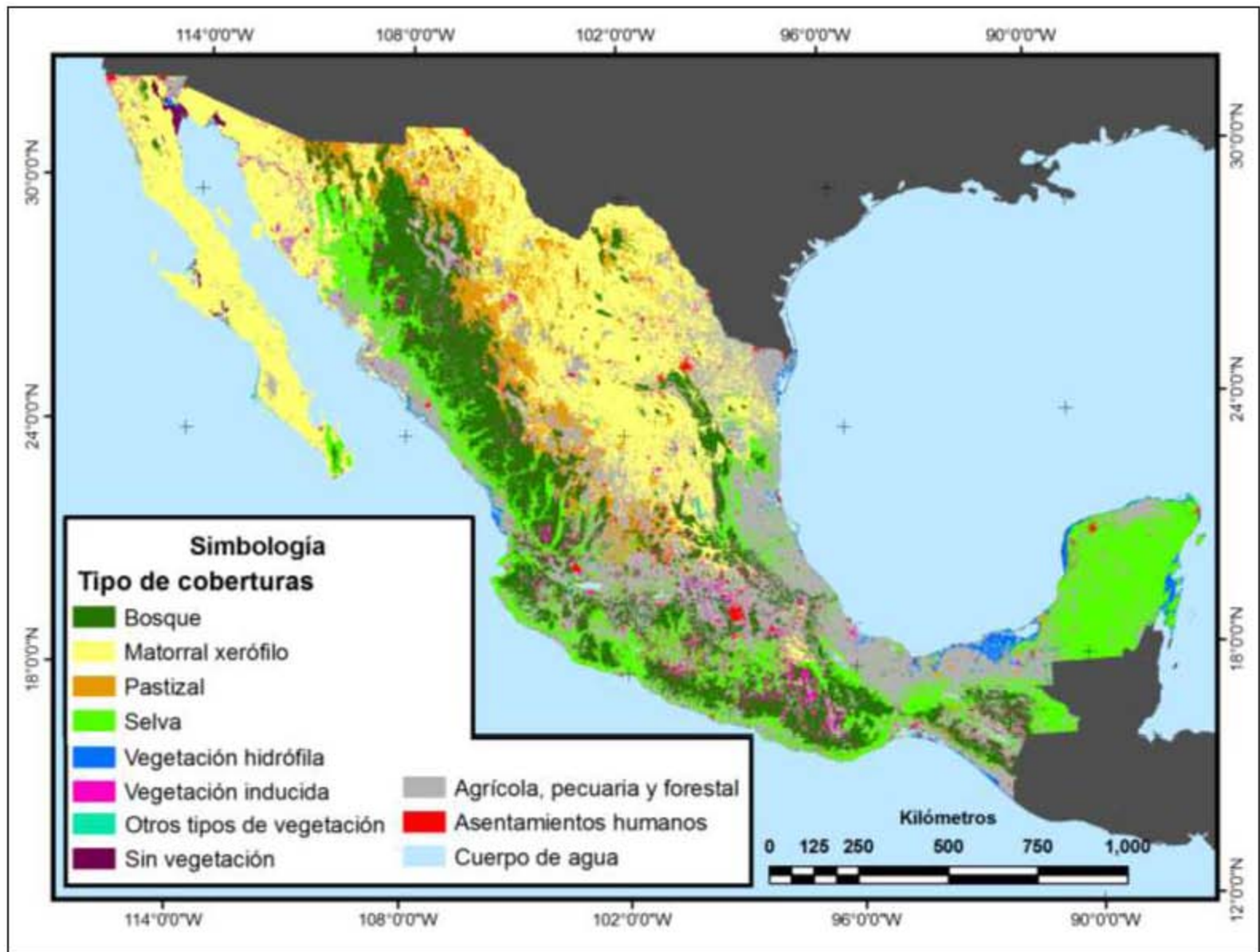
Década de 1970 a la actualidad.

El inicio de la década de 1970 (de hecho desde el año 1968) fue el comienzo de un cambio sustancial en el modo de estudiar las transformaciones en el medio ambiente, así como sus distintos niveles de afectación en el ámbito nacional, pues en dichos años el INEGI se dio a la tarea de cartografiar las coberturas naturales y antrópicas existentes en su momento y en década de 1980 publica su Carta de Suelo y Vegetación, Serie I, escala 1:50 000, referida al año 1976 (puesto que el periodo de elaboración fue de 1968 a 1986). Al tratarse de una escala grande y debido a la laboriosidad que exige un trabajo como este, sólo se completaron 806 de las 2 300 hojas que se requieren para cubrir la totalidad del territorio nacional; aunque posteriormente se realizó una actualización a nivel nacional a escala 1:250 000.

Hasta la fecha el INEGI ha realizado cuatro series (Serie II de 1993-1998, Serie III de 2002-2005 y Serie IV de 2006-2009; todas a escala 1:250 000). La Serie I se hizo con base en la interpretación de fotografías aéreas, la Serie II se elaboró a partir de imágenes de satélite Landsat ETM 5, la Serie III con imágenes Landsat ETM7+ y la última de ellas, la IV con la fotointerpretación de imágenes de satélite SPOT (Victoria-Hernández *et al.*, 2011; ver mapas 2.1 y 2.2).



Mapa 2.1. Mapa de vegetación potencial. Describe la vegetación que probablemente cubriría el territorio nacional antes de que fuera transformado por las diferentes actividades humanas. Según Rzedowski (1990).



Mapa 2.2. Mapa de vegetación y uso del suelo en 2007. La comparación de la cubierta vegetal del país en un momento determinado en el tiempo con el mapa de la probable vegetación original, permite exponer la magnitud de las transformaciones que ésta ha experimentado. INEGI (2009).

Aun cuando las ediciones de esta carta se hicieron con insumos y tecnologías diferentes, en todas se utiliza esencialmente (con sólo algunas diferencias menores entre la Serie I y las posteriores) el mismo esquema de clasificación de la vegetación, lo que hace que las Cartas de uso actual del suelo y vegetación se puedan comparar entre sí y permitan examinar, de manera razonablemente consistente, el estado (extensión y distribución geográfica) de los ecosistemas terrestres del país en distintos momentos (Sánchez-Colón *et al.*, 2009).

Con la utilización de estos nuevos insumos cartográficos, además de otros como el Inventario Forestal de Gran Visión [Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH), 1992], Inventario Forestal Nacional Periódico (SARH, 1994), el Inventario Forestal Nacional (Palacio-Prieto *et al.*, 2000) entre otros más, las investigaciones referentes a los cambios en la cobertura natural del suelo contaron con mejores herramientas para poder inferir datos precisos de tasas de pérdida/ganancia a distintos niveles, desde el local hasta el nacional. De esta forma, surgieron los primeros estudios de caso a lo largo del país donde se reportaban tasas de deforestación regionales y en algunos casos a escala nacional.

Sin embargo, a pesar de que el análisis de los cambios en los patrones de uso del suelo fue posible a través de métodos cuantitativos formales, la discrepancia entre las metodologías empleadas en las distintas fuentes cartográficas de información tuvo como consecuencia la obtención de múltiples resultados en el cálculo de la deforestación en el país (ver tabla 2.3). Mas *et al.*, (2009) además comentan la práctica generalizada de calcular superficies deforestadas a nivel nacional, derivadas de extrapolaciones sin representación cartográfica. La falta de ésta, dificulta el entendimiento de la relación entre los procesos de cambio (causas, efectos, escenarios probables) y los fenómenos asociados, tales como ciclo hidrológicos, fragmentación del hábitat, pérdida de biodiversidad, emisión de carbono, pérdida de servicios ambientales, entre muchos otros temas de relevancia biológica, económica y social. Los datos visualizados en el espacio geográfico exponen el comportamiento individual de cada una de las coberturas existentes de acuerdo a los contextos particulares por las que se ven permeadas, puesto que cuentan con una localización específica tanto en el espacio como en el tiempo, información de vital importancia en la planeación de la conservación.

Al trabajar de esta forma, se puede aseverar con alto grado de certidumbre, que hasta el año 2007, en México se había transformado alrededor del 50% de su cubierta de vegetación primaria hacia otros usos del suelo (INEGI, 2009; ver gráfica 2.1 y figura 2.1), donde los ecosistemas que perdieron mayor porcentaje de superficie original fueron las selvas (42%), seguidas por los bosques mesófilos de montaña (40%), los bosques templados (27%) y los matorrales (10%); en cuanto a las entidades federativas, los estados que más han transformado su vegetación natural original son encabezados por Tlaxcala (82%), Veracruz (81%) y el Distrito Federal (72%; SEMARNAT, 2009b). Las actividades que primordialmente resultaron en la sustitución de la vegetación natural fueron la ganadería (pastizales) y la agricultura. En una proporción mucho menor, la tercera causa fue el crecimiento de los asentamientos humanos y de las zonas urbanas (Cuevas *et al.*, 2010; Geist y Lambin, 2001).

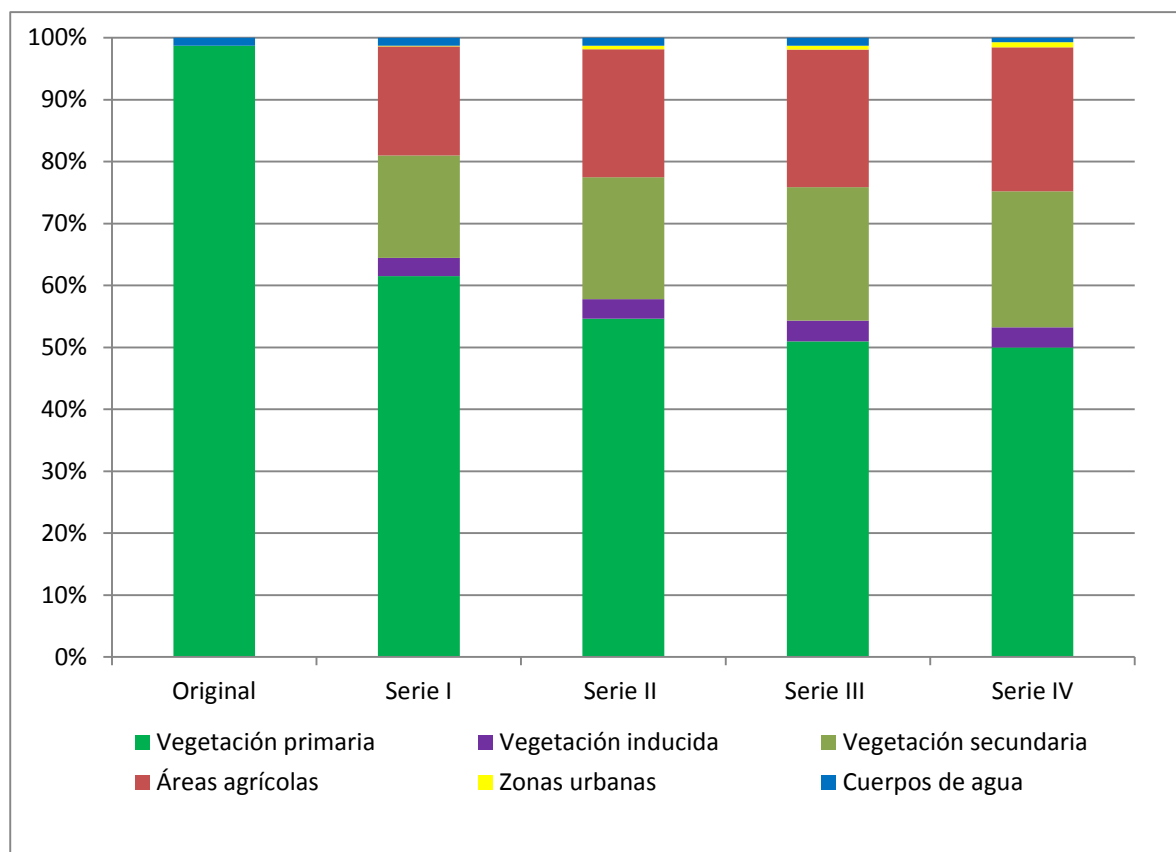
De acuerdo a la carta de Uso del Suelo y Vegetación, Serie IV del INEGI (referida al año 2007), la superficie de ecosistemas forestales se estimó en 65.3 millones de hectáreas, lo cual representa una pérdida importante (2.69%) con relación a las 69.2 millones de hectáreas que se tenían en 1993, de acuerdo con la Serie II del INEGI. En las últimas décadas las coberturas naturales se han reducido notablemente, proceso que aún continúa; sin embargo, la pérdida se ha ido desacelerando ya que para el periodo 1993-2002 las pérdidas anuales, en el caso de las coberturas de bosque y selva,

fueron de 354 035 ha, en tanto que para el periodo 2002-2007 descendió a pérdidas anuales de 155 152 ha [Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), 2010].

Tabla 2.3. Cálculos de la deforestación en México según tipos de fuentes (Mas *et al.*, 2009).

Fuentes académicas		Fuentes oficiales	
Fuente	Deforestación (has/año)	Fuente	Deforestación (has/año)
Grainger, 1984	1 600 000	FAO, 1988	615 000
Repetto, 1988	460 000	SARH, 1992	365 000
Myers, 1989	700 000	SARH, 1994	370 000
Castillo <i>et al.</i>, 1989	746 000	FAO, 1995	678 000
Toledo, 1989	1 500 000	FAO, 1997	508 000
Masera <i>et al.</i>, 1997	668 000	CONAFOR, 2004	260 000
Velázquez <i>et al.</i>, 2002	550 000	FAO (Torres), 2004	775 800
Sánchez <i>et al.</i>, 2008	484 000	SEMARNAT, 2006	365 000
Media	838 500	Media	492 100

Gráfica 2.1. Evolución del uso de suelo y vegetación a partir de las cartas de INEGI (porcentaje). La ganadería no se representa debido a su inclusión dentro de distintas coberturas.



En las últimas décadas la problemática ambiental y la conservación de la biodiversidad comenzaron a tomarse en consideración más formalmente y en la década de 1980 se sentaron las bases de la política ambiental moderna en México; resultado, en gran medida de la creciente presión social y académica ante la evidencia del deterioro del ambiente.

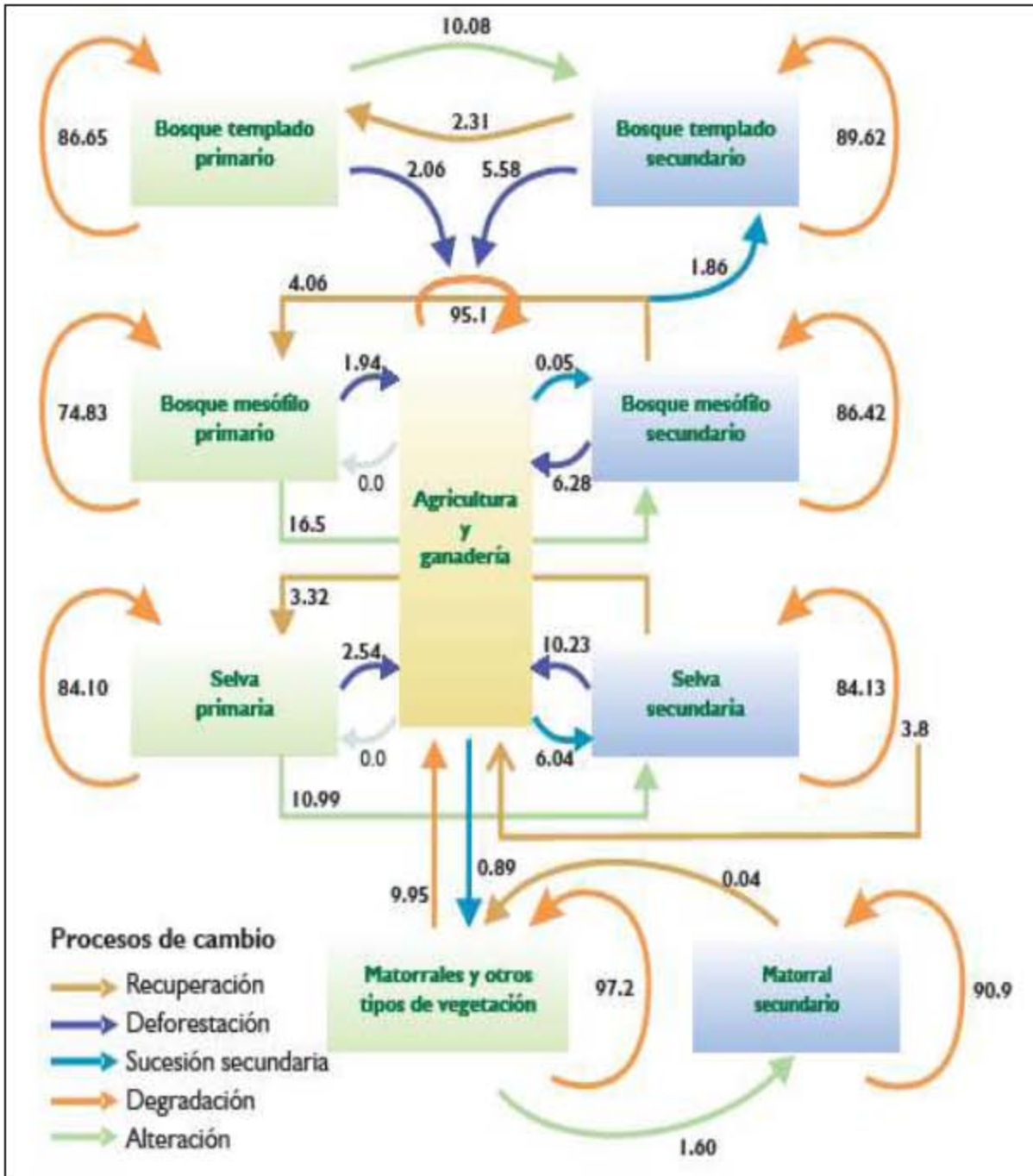


Figura 2.1. Modelo del cambio de uso del suelo de acuerdo a SEMARNAT (2009b) para el periodo 1993-2002. Los valores corresponden a la probabilidad (en porcentaje) de que la superficie cubierta por un uso de suelo permanezca como tal o cambie a otra condición.

En 1982 el presidente Miguel de la Madrid creó la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (SEDUE) una institución moderna en el tema ambiental, con una Subsecretaría de Ecología. Con esto, se amplió el panorama de los temas ambientales y se cambió la visión acerca de que los problemas ambientales se reducían sólo a la contaminación, ya que a ella se sumó la gestión de protección de los ecosistemas; de este modo a la SEDUE se integró el grupo de áreas naturales protegidas existentes en su momento, además de que se decretaron cerca de 30 nuevas áreas en el periodo de 1982 a 1994.

No obstante, los temas relacionados con el uso de los recursos naturales quedaron desvinculados administrativamente y sólo se hicieron algunas regulaciones apoyadas por instrumentos como el ordenamiento ecológico territorial y el de impacto ambiental, instrumentos que quedaron plasmados en 1987 en la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA), la cual se convirtió en su momento en la ley más avanzada en su género de Latinoamérica (Carabias *et al.*, 2008).

Asimismo, en esa década se fundaron los primeros grupos ecologistas como Pronatura (1981), Biocenosis (1982), Alianza Ecologista de Coyoacán (1983), Alianza Ecologista (1984), el Grupo de los Cien (1985), el Pacto de Grupos Ecologistas (1986), Amigos de Sian Ka'an (1986), como también algunos partidos políticos como el Partido Socialista Unificado de México en 1981 o el Partido Verde en 1987, que incorporaron en su agenda el tema ambiental. Un hecho trascendente en 1992, fue la creación de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) cuyo propósito es compilar y generar la información para fundamentar las políticas públicas y decisiones de la sociedad sobre la biodiversidad (Carabias *et al.*, 2008).

Para 1994 se logró consolidar una visión de integración de la conservación con el uso de la biodiversidad con la creación de la Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP), la cual permitió conjuntar el sector ambiental con el de manejo de los recursos naturales. Para ello se fusionaron en una misma institución la administración de los recursos pesqueros, forestales y del agua con la protección de los ecosistemas y la prevención y control de la contaminación; a pesar de este logro para el año 2000 el manejo de los recursos pesqueros pasó a manos de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA), dando énfasis a su valor productivo y no biológico.

Para la primera década del siglo XXI se creó la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP); se publicaron 29 programas de manejo de las áreas protegidas (actualmente hay 74), se establecieron cerca de 7 000 Unidades de Manejo de Vida Silvestre (UMA) que cubren una superficie de 24.6 millones de hectáreas, se ha promovido la forestería comunitaria sustentable entre las comunidades campesinas, se reformó la LGEEPA, se expidió la Ley General de Vida Silvestre, así como la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable y la Ley de Desarrollo Rural Sustentable.

Muchos son los casos en los cuales las innovaciones y adelantos jurídicos en materia de la administración y conservación de la biodiversidad y el medio ambiente, se ven rebasados por la realidad imperante del país, debido al cumplimiento estricto de dichas normativas, por lo que pocas ocasiones cumplen con su objetivo. Esto es ocasionado por un lado, por la falta de vigilancia o la laxitud en la aplicación de las leyes y por el otro, a la no solución los problemas de raíz que afectan la integridad del medio ambiente.

Ello conlleva, al proceso de transformación a gran escala de la superficie del país por las actividades humanas (avance de la frontera agropecuaria, explotación forestal, minería, urbanización, etc.) y da como resultado paisajes caracterizados por fragmentos de hábitat original rodeados por matrices de vegetación con estructuras homogéneas y comunidades poco diversas. Además, éstas perturbaciones implican otros efectos secundarios como los llamados efectos borde que facilitan la pérdida adicional de vegetación primaria, la reducción del tamaño y movilidad de poblaciones, así como de su diversidad genética y la extinción local o regional de especies (Manson y Jardel-Peláez, 2009).

Nicho ecológico y distribución de especies

Como respuesta ante la problemática ambiental generalizada en el mundo, han surgido diversas propuestas para reducir y resarcir los impactos que generan las actividades humanas en el ambiente. De entre ellas, la conservación de la biodiversidad, en el caso de México, es una prioridad nacional como respuesta a ésta crisis que enfrenta el país, la cual se ha incrementado durante las últimas décadas (Gómez-Mendoza y Arriaga, 2007). Para lograr este objetivo, de acuerdo a Arriaga-Cabrera (2009), son necesarias metodologías que permitan medir los cambios espaciales y temporales en la integridad de los ecosistemas naturales, lo que implica que se disponga de un marco de referencia para realizar los análisis espaciales y temporales de la cobertura, diversidad biológica, estructura y función de los ecosistemas, así como de su respuesta a distintas intensidades de disturbio o modificación.

El presente trabajo tiene la finalidad de estudiar los cambios en el medio natural a través del tiempo, pero no de modo generalizado, sino visualizados desde el punto de vista de un grupo de organismos en particular, en este caso representado por las especies del género *Laelia* que se distribuyen de manera natural en el territorio mexicano. Dada la carencia de conocimiento preciso de la distribución geográfica de las especies, se emplearán modelos predictivos que ayuden a estimar su distribución en función del nicho ecológico (Villaseñor y Téllez-Valdés, 2004). Para ello se recurre al Modelado de Nicho Ecológico y al Modelado de la Distribución de Especies (ENM y SDM respectivamente, por sus siglas en inglés) como primer paso para la estimación de la distribución potencial de las especies. El objetivo primordial del ENM y el SDM, es relacionar diferentes tipos de variables geográficas (ambientales y topográficas principalmente) con la distribución de las especies, esto es, identificar las variables que limitan y definen dicho nicho (Sillero *et al.*, 2010).

Para la correcta aplicación de tales herramientas y especialmente para obtener mejores interpretaciones en función de los objetivos propuestos y los datos disponibles, es imprescindible el entendimiento de la teoría y los conceptos que subyacen al ENM y al SDM, en el marco de la teoría del nicho.

Desarrollo del concepto de nicho

Tal como es señalado por varios autores, el concepto de nicho tiene distintos significados y por ello distintas interpretaciones, sin existir actualmente una definición universalmente aceptada (Kearney,

2006; Leibold y Geddes, 2005; Sillero *et al.*, 2010; Vázquez, 2005). Una de las razones de la falta de consistencia en el concepto, de acuerdo a Peterson *et al.* (2011), es debido a la compleja pregunta que los ecólogos han tratado de responder en distintos momentos: ¿Qué combinación de factores ambientales permiten a una especie sobrevivir en una región geográfica o comunidad biótica dada? y ¿Qué efectos tienen esas especies sobre esos factores ambientales?. Como también mencionan Chase y Leibold (2003), la confusión se debe en gran medida a que los autores no distinguen conscientemente entre las respuestas de los organismos al medio ambiente y los efectos de éstos sobre su entorno.

Es así, que de acuerdo a Peterson *et al.* (2011), una primera delimitación del concepto se debe a Grinnell, quien en 1917 concibió al nicho como los requerimientos de clima y hábitat (factores ambientales) expresados geográficamente, o más formalmente como una subdivisión del hábitat que contiene las condiciones ambientales que permiten a los individuos de una especie sobrevivir y reproducirse. Por otro lado, Elton en 1927 hizo hincapié en el papel funcional de una especie en una comunidad (en especial su posición en la cadena alimentaria), donde la existencia de la especie fue dada por hecho y el énfasis fue dado a los impactos locales de los organismos en el ambiente.

En 1957 Hutchinson definió el nicho como un conjunto, en un espacio multidimensional, de estados ambientales dentro de los cuales una especie es capaz de sobrevivir. Él además identificó dos subtipos en su nicho multidimensional. En primer lugar explicó como *nicho fundamental* de una especie a un conjunto de todos los estados del medio ambiente (factores ambientales bióticos y abióticos) que permiten a una especie *S* existir indefinidamente. Y por otro lado, definió como *nicho realizado* al subconjunto del nicho fundamental que corresponde a las condiciones ambientales bajo las cuales la especie *S* es un competidor superior y puede persistir en un ambiente interactivo, es decir, donde la especie no es excluida por competencia.

La principal diferencia entre los conceptos de nicho de Grinnell y Elton frente al de Hutchinson es que los primeros usaron el término nicho para referirse a lugares en el ambiente con capacidad para albergar especies; por el contrario, para Hutchinson, las especies y no el ambiente tienen nichos (Franklin, 2010; Sillero *et al.*, 2010; Vázquez, 2005). Aunque Hutchinson no dio respuesta definitiva al concepto de nicho, sí aportó ideas importantes para su entendimiento; por ejemplo, en una obra posterior (Hutchinson, 1978 citado por Peterson, 2011) hizo patente la existencia de condiciones ambientales dinámicamente ligadas a las poblaciones de la especie en cuestión (como los recursos consumidos) y que éstas pueden ser de tipo tanto de tipo biótico como abiótico, a las cuales denominó bionómicas; y, por otro lado, también reconoció condiciones ambientales que no interactúan de modo alguno con las poblaciones, independientemente de su tamaño (como el clima y la topografía), llamadas scenopoéticas.

Sin embargo, Vázquez (2005) menciona algunas limitantes y dificultades que genera la definición de Hutchinson (la más aceptada actualmente), como el tratamiento diferencial de especies con efectos positivos (recursos o mutualistas) y negativos (competidores o consumidores) en sus distintas definiciones; en su definición de nicho realizado dejó fuera de los estados del medio ambiente a los competidores, a la vez que incluyó especies con efectos positivos (no es claro dónde quedan los depredadores, pero presumiblemente Hutchinson también los ubicó fuera del nicho debido a su efecto negativo sobre la especie focal).

Vázquez (2005) también hace una revisión exhaustiva de las distintas interpretaciones de las definiciones de Grinnell, Elton y Hutchinson, para llegar a proponer definiciones que incluyen aportaciones de trabajos recientes de diversos autores; las definiciones a las que llega son:

- El *nicho fundamental*, definido como la suma de las condiciones ambientales bióticas y abióticas bajo las cuales un individuo, población o especie tiene la capacidad (genéticamente determinada) de persistir, en tres niveles de organización: individual, poblacional y específico; donde la selección del nivel apropiado dependerá del objeto de estudio.
- El *espacio ambiental realizado*, definido como la combinación de factores ambientales bióticos y abióticos que ocurren durante el período de existencia del individuo, población o especie focal.
- El *nicho potencial*, definido como la intersección entre el nicho fundamental y el espacio ambiental realizado.
- *Nicho realizado*, definido como un subconjunto del espacio ambiental en el cual el individuo, población o especie focal existe por restricciones impuestas por la estocasticidad demográfica y la dispersión.

Si bien estas definiciones sirven para solucionar problemas que puntualiza el propio autor, éstas no sirven como una delimitación operativa del concepto que contribuya a la solución de la problemática de la que se ocupa la presente investigación, dada la imposibilidad de medir y contar con la totalidad de los factores que favorecen/limitan la presencia de una especie en el espacio geográfico. No obstante, autores que se han enfrentado a la misma situación (Soberón y Miller, 2009; Peterson *et al.*, 2011 o Barve *et al.*, 2011) han delineado definiciones o adecuaciones propias que son operativas al trabajar algunos aspectos del ENM y SDM.

Conceptos operativos de nicho

Como ya se mencionó, no existe una definición formalizada de nicho ni alguna que además resulte operativa para los ENM/SDM, dada la dificultad de medir y cuantificar las condiciones bionómicas de Hutchinson. Por ello, Soberón y Miller (2009) proponen romper con la tradición ecológica que define nichos como mezclas de variables bióticas y abióticas y tratar las variables bióticas independientemente. De este modo, se puede hablar, por un lado, de los nichos Grinnellianos (fundamental, potencial y realizado) representados como subconjuntos de espacios multivariados scenopoéticos, medidos a escalas espaciales pequeñas, cuya definición se hace a partir de las condiciones abióticas que permiten tasas de crecimiento poblacional positivas y pueden ser estimados no experimentalmente, sino observacionalmente, al evaluar las variables scenopoéticas de las regiones donde una especie esté presente. Y por otro lado, de nichos Eltonianos (fundamental y realizado) representados como regiones del espacio de fase de las variables de estado, separadas por isoclinas y medidas a escalas espaciales grandes.

Soberón y Miller (2009) proponen dentro de los nichos Grinnellianos al *nicho fundamental* de una especie como el conjunto de condiciones abióticas que permiten que una población tenga tasas de crecimiento positivas en ausencia de competencia, depredación o enfermedades. La presencia de estos factores dinámicos puede reducir el nicho fundamental al llamado *nicho realizado*. Y *nicho potencial* se refiere a espacios que no han sido ocupados debido a la presencia de barreras

geográficas o limitaciones en las capacidades de dispersión, pero contenidas dentro del nicho fundamental.

La definición de nicho utilizada para este trabajo tiene sus bases en los nichos Grinnellianos, donde se parte de la idea que estos nichos, aparentemente, tienden a evolucionar muy lentamente y por lo tanto son relativamente estables en el tiempo (también llamada teoría del conservatismo o conservadurismo del nicho), lo que permite que sean medidos para una especie determinada en un momento determinado (Eliosa *et al.*, 2010) a partir de variables scenopoéticas que pueden ser llevadas a la práctica mediante la utilización de sistemas de información geográfica (SIG) en conjunto con algún algoritmo matemático. Así, para la presente investigación, nicho se define como el conjunto de condiciones ambientales, especificadas por las características climáticas y topográficas, que son adecuadas para la persistencia de una especie a lo largo del tiempo y sin la necesidad de migración.

Lo anterior resulta más claro si se especifica que el presente trabajo se abocará a estimar lo propuesto como distribución geográfica de la especie, tal como es delineada por Soberón y Peterson (2005). Ellos sugieren la existencia de un espacio (abreviado como P), que es la región que posee las condiciones bióticas y abióticas correctas y que además es o ha sido accesible a la especie (la aparente contradicción acerca de prescindir de factores bióticos, como se aclarará más adelante, quedará resuelta dada la escala del trabajo).

Sin embargo, Peterson *et al.* (2011) han propuesto un cambio en el vocabulario utilizado para los nichos Grinnellianos, mismo que será empleado en el presente trabajo, dado que su obra es una de las más recientes y completas, donde ellos abordan exhaustivamente la cuestión de los ENM y el SDM. Entonces la distribución geográfica de la especie mencionada por Soberón y Peterson (2005), objeto de modelación de la investigación, es renombrada como *nicho ocupado* (E_0) y tiene como equivalente en el espacio geográfico la denominada *área de distribución ocupada* (G_0 ; ver siguiente punto).

Dualidad de Hutchinson

Antes de continuar, es necesario explicar brevemente la dualidad de Hutchinson para el mejor entendimiento de los puntos anteriores y los siguientes. Tanto en las modelaciones como en la conceptualización de nicho, siempre se habla de la existencia de dos espacios, el geográfico convencional, denotado por G , y un espacio abstracto, denotado por E (ver figura 2.2). CONABIO (2012) menciona que E y G se relacionan directamente, ya que en un tiempo dado, a cada punto geográfico de G corresponde una combinación de valores ambientales en E . Esta combinación puede o no ser única, dependiendo de la resolución de la información ambiental, del número de variables usadas y de su precisión, pero en general, hay tantos elementos en el espacio G como en el E ; esto indica que $|E|=|G|$.

Un nicho es un subconjunto de E , en tanto que un área de distribución es un subconjunto de G . El espacio E está compuesto por las variables ambientales que establecen las condiciones en el que una especie puede existir, que es precisamente lo que se busca determinar en la investigación; donde el subconjunto de E que se modelará (E_0 = Nicho ocupado; ver tabla 2.4) se representará en su equivalente en G (G_0 = Área de distribución ocupada), es decir en un mapa.

Tabla 2.4. Equivalencias entre los espacios G y E.

Áreas de distribución (espacio G)		Nichos Grinnellianos (espacio E)	
Símbolo	Nombre	Símbolo	Nombre
G_A	Área abióticamente adecuada	E_A	Nicho fundamental existente
G_P	Área de distribución potencial	E_P	Nicho bióticamente reducido
G_I	Área de distribución invadible	E_I	Nicho invadible
G_O	Área de distribución ocupada	E_O	Nicho ocupado

La distribución de una especie es una expresión compleja de su propia ecología e historia evolutiva, donde distintos factores determinan las áreas de distribución, como los límites de tolerancia de la especie, la necesidad de determinadas condiciones abióticas, la interacción con otras especies y el potencial de dispersión y colonización dentro de un periodo de tiempo determinado (Soberón y Peterson, 2005) y donde esos factores son expresados en un espacio geográfico.

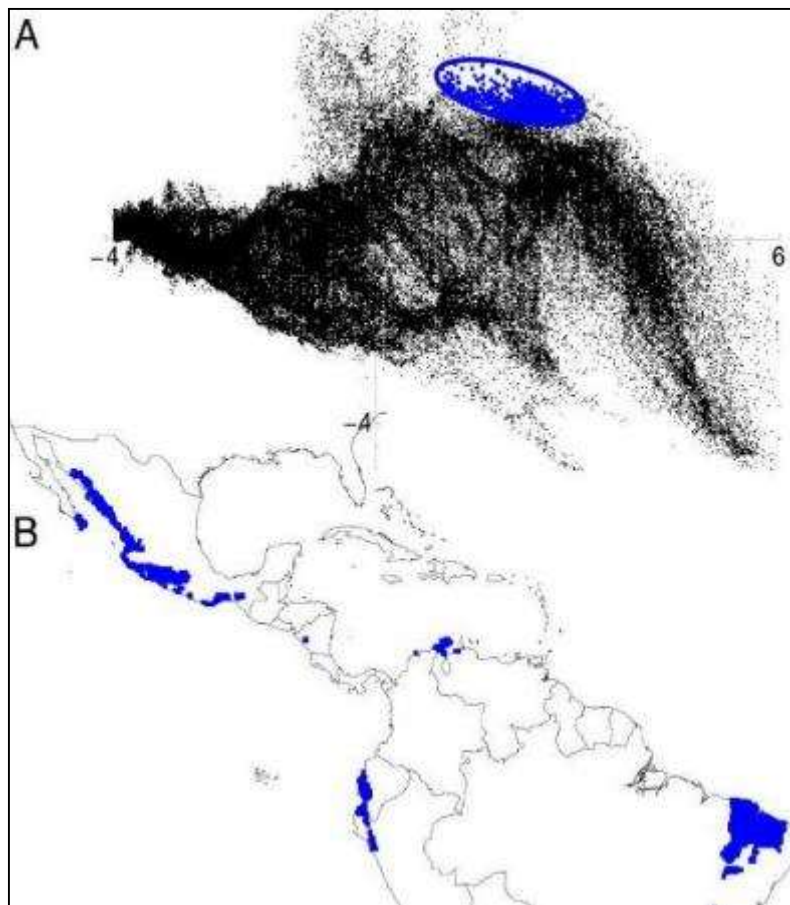


Figura 2.2. Espacio E y G. La figura A es un ejemplo de un espacio E en dos dimensiones (dos variables bioclimáticas a través de América) a una resolución de 10 minutos de arco, donde cada uno de los puntos representa una combinación existente de las variables. La elipse representa un hipotético nicho fundamental, en tanto que los puntos dentro de ella representan un nicho potencial. Este nicho potencial se ve, geográficamente representado, en la figura B, es decir, representa G_P . (Tomado de Soberon y Nakamura, 2005)

Diagrama BAM

Para facilitar el análisis de los factores que determinan las áreas de distribución, éstos han tratado de ser resumidos en modelos matemáticos; sin embargo, procesos de tipo evolutivo o la totalidad de las interacciones bióticas que presenta la especie en cuestión, por ejemplo, son demasiado complejos como para ser simplificados matemáticamente. Por esta razón, Soberón y Peterson (2005) abordaron la cuestión del nicho con un enfoque heurístico, basado en aproximaciones estáticas para describir tres clases de factores que interactúan (ver figura 2.3) y mediante los cuales es posible abordar más fácilmente los ENM y SDM. Ellos propusieron un diagrama de Venn denominado BAM (factores bióticos, abióticos y medio o territorio disponible), donde son identificables:

- Factores ambientales, que no dependen de la dinámica de las poblaciones. Son en su mayoría elementos abióticos, que si bien son dinámicos en sí mismos, también son independientes de la presencia o abundancia de la especie en cuestión. Es entonces la región geográfica que presenta condiciones (scenopoéticos) favorables que permiten un crecimiento positivo, es decir, una zona abióticamente óptima para la especie en cuestión que es denotada con la letra A. También es considerada la expresión geográfica de lo que Hutchinson denominó *nicho fundamental* (NF); Peterson *et al.* (2011) lo denominan *nicho fundamental existente* (G_A).
- Conjuntos de variables que están vinculadas dinámicamente al tamaño de la población de la especie de interés, que incluyen un límite de recursos alimenticios, presencia o influencia de competidores, depredadores y mutualistas, entre otros factores de índole biótica (bionómicas), es decir factores Eltonianos (Soberon y Nakamura, 2009). Esta región es denotada por B. Aunque es difícil de estimar debido a la fina resolución espacio-temporal y la naturaleza potencialmente compleja de las dimensiones bióticas.
- Las partes del mundo que han sido accesibles a las especie vía dispersión en periodos relevantes de tiempo, es simbolizado por M.

La sobreposición de las distintas regiones que componen este diagrama, dan como resultado distintas zonas que representan a las distintas áreas de distribución que son propuestas por Peterson *et al.*, (2011), con sus respectivos equivalentes en el espacio E (ver tabla 2.tabla4). Por ejemplo, la intersección de esos tres conjuntos ($A \cap B \cap M$) determina la región en la cual una especie puede ser encontrada (G_0). G_1 es $A \cap B \cap M^c$ (M^c indica todas las áreas a las cuales, la especie es incapaz de llegar) y significa un área que tiene las condiciones abióticas y bióticas adecuadas, pero que está fuera del alcance de la especie. Y finalmente, la $B \cap A$ o $G_0 \cup G_1$ define el área de distribución potencial (G_P) de la especie, donde las barreras o condiciones que impedían su llegada, fueron superadas (especies invasoras, por ejemplo).

Saber cuál es la configuración del diagrama BAM para cada especie bajo estudio es importante, ya que con ello, tomando en consideración la información con la que se cuenta y los objetivos a los que se pretende llegar, se puede deducir que área del diagrama que se está modelando. Además, es igualmente importante ser consciente de la escala a la cual se trabaja; por ejemplo, Peterson *et al.* (2011) mencionan que las variables que serán empleadas en la modelación deberán concordar con la escala con la que se trabaje, es así que proponen lo contenido en la tabla 2.5.

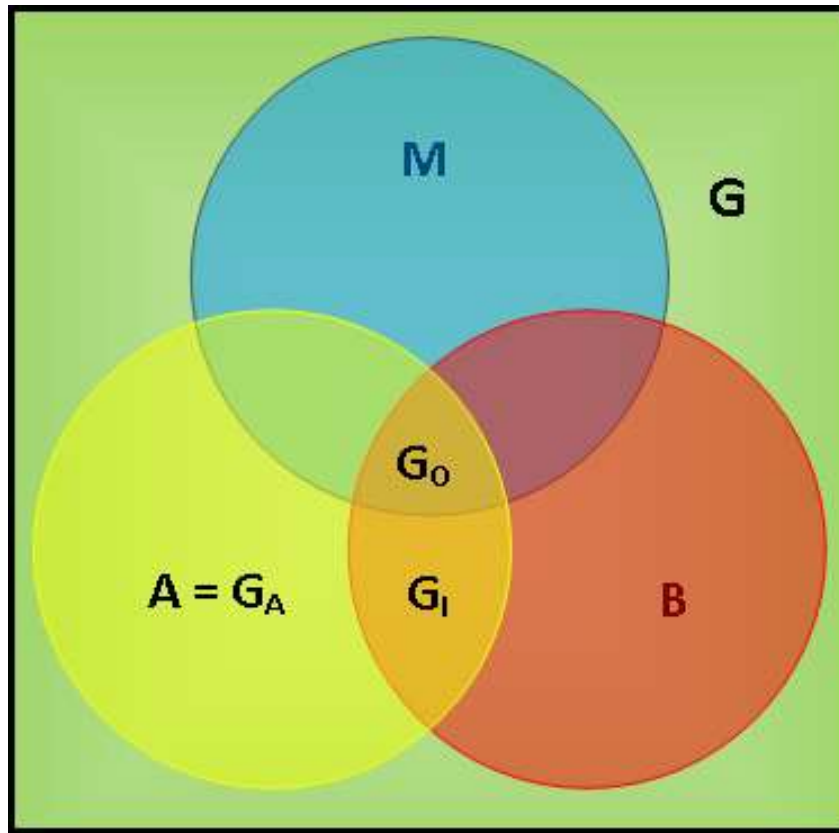


Figura 2.3. Diagrama BAM. Éste es una representación abstracta del espacio geográfico. El conjunto A representa la región en el espacio donde ocurre el nicho fundamental existente (G_A). El conjunto B representa regiones donde las condiciones biológicas (competidores, depredadores, mutualistas) son favorables. Y el conjunto M representa regiones a las cuales la especie ha tenido acceso para dispersarse y colonizar, así como la capacidad de superar las barreras y las distancias en un período determinado. (Peterson *et al.*, 2011).

Tabla 2.5. Tipo de variables a utilizar de acuerdo a la escala geográfica de trabajo. Tomado de Peterson *et al.* (2011).

		Escala de trabajo						
		Global > 10000 km	Continental 2000 – 10000 km	Regional 200 – 2000 km	Paisaje 10 – 200 km	Local 1 – 10 km	Sitio 10 – 1000 m	Micro < 10 m
Variables ambientales a utilizar	Clima	←————→						
	Topografía			←————→				
	Agrupaciones vegetales				←————→			
	Tipo de suelo					←————→		
	Interacciones bióticas						←————→	

Conocer la escala permite también clarificar la configuración del diagrama BAM; en este sentido Soberón y Peterson (2005) mencionan que es de esperar que a escalas espaciales grandes $A \approx M$ y a escalas pequeñas $A \approx B$; por lo tanto en este trabajo, al trabajar a una escala geográfica pequeña (regional de acuerdo con Peterson *et al.*, 2011), se asume que el área B queda circunscrita dentro de A y por lo tanto para obtener G_o (o en su caso E_o) sólo faltaría conocer M, la cual será definida del siguiente modo: cuando una localidad de colecta ha sido registrada dentro de los límites de una provincia biogeográfica, puede asumirse que más partes de la provincia pueden estar colonizadas por la especie al haber condiciones para su presencia, dicho de otra forma, la ausencia de registros dentro de las provincias hace suponer la presencia o ausencia de condiciones que impiden la ocupación de ésta por parte de la especie. Entonces, las provincias biogeográficas en las cuales se ha registrado la especie constituirán M en este trabajo.

Es conveniente también aclarar que el ENM y el SDM no son sinónimos, por lo que el resultado de la modelación de cada uno representa cosas distintas (a pesar que ambos tienen la misma fundamentación teórica) dentro de todas las posibilidades que ofrece el diagrama BAM. La utilización de uno u otro para la obtención de un determinado resultado, entre otras cuestiones, estará en función de los objetivos planteados, la finalidad o aplicación de los resultados, los datos disponibles y el tipo de algoritmo matemático utilizado.

De modo simple, como menciona la CONABIO (2012), cuando se intenta modelar el área de distribución ocupada G_o (ver figura 2.3) lo natural es hablar y utilizar el SDM. Si se intenta modelar las áreas potenciales, lo cual esencialmente implica localizar en la geografía las regiones favorables a la especie (G_i , G_p o A), entonces lo lógico sería usar el término ENM. Es entonces que aquí hacemos explícito el tipo de modelación que se realizará, el SDM (Modelado de la Distribución de Especies), dado que la información disponible hace que G_o sea asequible.

Modelado de la distribución de especies (SDM)

Entre las principales finalidades y aplicaciones del SDM, está la de contribuir a resolver problemas ecológicos y biológicos a través de la exploración de la relación entre las especies y el ambiente. De esta manera, es posible hacer una aproximación de los requerimientos ecológicos de los organismos y comprender patrones de biodiversidad con el fin de diseñar planes de conservación de las especies, descubrir poblaciones y especies nuevas, resolver incógnitas sobre la evolución y distribución que han tenido las especies a lo largo del tiempo, prever estrategias contra especies invasoras, así como llevar a cabo estudios de los posibles escenarios de las consecuencias del cambio climático global sobre la distribución de los taxa (Guisan y Zimmermann 2000; Peterson *et al.*, 2011). Hay que enfatizar, sin embargo, que el SDM hace predicciones desde el supuesto de que las acciones antrópicas no han incidido en modo alguno el espacio geográfico, es decir, se considera la total ausencia del ser humano y por ende, que el territorio presenta las condiciones naturales originales. Tener una aproximación del grado de impacto antrópico en la distribución de un grupo de plantas en el territorio mexicano es uno de los objetivos del presente trabajo.

El SDM es una herramienta que permite convertir puntos individuales del espacio geográfico, tal como los registros de las colecciones biológicas (denotados por una coordenada geográfica) en distribuciones espaciales de las especies bajo modelación, al buscar una relación matemática o lógica entre los datos disponibles sobre la distribución de una especie y diferentes variables que describen las condiciones ambientales en las cuales viven, extrapolando esta relación al resto del

área de estudio. Por lo tanto, para poder llevar a cabo estos modelos se necesitan de datos georreferenciados de sitios de colecta de las especies que se pretende modelar, que cada registro haya sido correctamente identificado taxonómicamente, que la información disponible sobre las variables ambientales de interés cubran toda el área de estudio y, finalmente, la elección de uno o varios métodos que determinen la relación entre registros y variables ambientales.

La información primordial a partir de la cual es posible elaborar los SDM, es aquella conformada por datos de presencia de las especies, aunque también pueden estar conformada por datos de presencia y ausencia e incluso incluir información sobre abundancia (Graham *et al.*, 2008). La procedencia de los datos es variada, pero éstos provienen principalmente de las colecciones biológicas en museos y centros de investigación, frecuentemente derivadas de muestreos no dirigidos; no obstante también los hay provenientes de muestreos aleatorios o estratificados o a través del monitoreo de animales (Graham *et al.*, 2008; Papeş y Gaubert, 2007; Peterson *et al.*, 2011).

Sin embargo, los registros provenientes de las colecciones biológicas pueden tener una serie de incertidumbres o errores importantes de tener en consideración al elaborar modelos predictivos. Soberón y Peterson (2004) destacan los siguientes:

- Incorrecta georreferenciación (en caso de tenerla).
- Desactualización en la nomenclatura taxonómica.
- Incorrecta identificación de los especímenes.
- Por lo general no representan una estrategia de muestreo.
- Como consecuencia del punto anterior, las colectas pueden tener sesgos que resulten en una inferencia incorrecta de la distribución de la especie.

Una crítica importante a la elaboración de SDM a partir de datos procedentes de herbarios (museos botánicos) es que estas colecciones no representan un muestreo aleatorio o exhaustivo del área de estudio, además de que la distribución de las colectas con frecuencia está altamente correlacionada con carreteras, ríos, poblaciones humanas o sitios particularmente interesantes desde el punto de vista botánico, etc. (Reddy y Dávalos, 2003; Soberón y Peterson, 2004; Papeş y Gaubert, 2007). Lo anterior podría conducir a dos situaciones no muy claras de discernir. Por un lado, pudiera ser que estas colectas representaran aproximadamente un muestreo aleatorio, ya que el curso de carreteras y ríos recorre diferentes regiones climáticas del área de estudio y por lo tanto no afectaría a la fiabilidad de los modelos. Por otro lado, podría suceder lo contrario, es decir, que los datos almacenados en las colecciones de historia natural muestren un sesgo importante, por ejemplo estando agregados preferencialmente cerca de una población o camino muy transitado.

Algunos autores como Araújo y Guisan (2006) sugieren remuestrear los datos para superar estos inconvenientes, pero en la mayoría de las ocasiones se dispone de un número limitado de datos y remuestrearlos resulta inviable. Por esta circunstancia, algunos autores se han dado a la tarea de analizar en detalle esta cuestión, coincidiendo en la conclusión de que los resultados finales del SDM generados a partir de colecciones de historia natural pueden ser absolutamente fiables, a pesar de no haber sido obtenidos mediante muestreos aleatorios, dado que el factor realmente limitante es el número mínimo de presencias con el que se generen los modelos (Kadmon *et al.*, 2004; Loiselle

et al., 2008). Esta última cuestión, referente al número mínimo de registros, será tratada más adelante cuando se hable de los algoritmos de modelación.

Una correcta georreferenciación de los datos es importante, ya que estas ubicaciones se emplearán para muestrear las variables independientes y por tanto definirán las características ambientales en las que viven los organismos. Por ello siempre resulta necesario corroborar la información contenida en los ejemplares de herbario. Sobra señalar que una mala georreferenciación de los registros compilados resultará en modelos que no reflejan la distribución real. Además el conocimiento del datum con el cual se efectuó la georreferenciación es de vital importancia, particularmente cuando la escala geográfica de trabajo es grande (Peterson *et al.*, 2011). La omisión de esta información puede resultar en imprecisiones en la georreferencia de hasta varios kilómetros. Afortunadamente, algunos algoritmos de modelación parecen ser particularmente robustos a un error moderado en la georreferenciación de los especímenes (Graham *et al.*, 2008).

Así mismo, los registros deben ser depurados taxonómicamente por especialistas para obtener resultados fiables, pues si hubiese errores en la identificación se llegaría a inferencias erróneas sobre la distribución de las especies.

El otro tipo de información necesaria para la realización de los SDM son las capas de información ambiental del área de estudio; la importancia de éstas radica en su efecto (directo o indirecto) sobre las especies, donde autores como Guisan y Zimmermann (2000) las consideran como la causa principal de los patrones espaciales que presentan los organismos en el territorio. La utilización únicamente de variables abióticas (como en el presente trabajo), siguen las ideas planteadas por Thuiller *et al.* (2004) y Peterson *et al.* (2011), quienes apuntan que utilizar sólo la dimensión climática del ambiente provee resultados útiles a escalas continentales y regionales. La razón de ello radica en que la importancia relativa de las variables que determinan la distribución de las especies varía con la escala. Además Pearson y Dawson (2003) y Peterson *et al.* (2011) indican que la distribución geográfica de las especies observada a nivel continental y regional es controlada principalmente por variables climáticas, mientras que a una escala local las interacciones bióticas son más relevantes.

Una pregunta importante es, ¿Cuántas y cuáles variables son necesarias al trabajar con SDM?; la respuesta es complicada de responder. Por ejemplo, Peterson *et al.* (2011) mencionan que las posibilidades son muy variadas; en un extremo se tienen los casos en los que los investigadores prefieren trabajar con “pocas” variables preseleccionadas, que corresponden a su conocimiento sobre los requerimientos fisiológicos de la especie estudiada. Del otro lado del espectro, hay aquellos que trabajan con cientos de variables, éstos últimos no sin fuertes críticas (Austin, 2007; Peterson *et al.*, 2011; Sillero *et al.*, 2010).

Ante dos los extremos, Peterson *et al.* (2011) sugieren trabajar con variables ambientales no correlacionados o que no lo están en gran medida, aunque sin especificar un número mínimo o máximo de variables. La razón de utilizar variables no correlacionadas es que usar un par de variables altamente correlacionadas crea redundancia al momento que el algoritmo estadístico de modelación trabaja, asignándoles una mayor importancia de la que realmente tienen. Por lo tanto, conservar sólo una de las variables correlacionadas es mejor, ya que el poder predictivo de una es reflejado en gran medida por la otra variable.

Algoritmos de modelación

Para la construcción de los SDM es necesario el empleo de métodos de modelación estadísticos-correlativos o lógicos. Éstos elaboran modelos de distribución a partir de las correlaciones significativas entre los puntos de colecta o avistamiento de las especies y las variables que tienen un efecto directo sobre ellas. Sillero *et al.* (2010) clasifican los métodos estadísticos-correlativos en tres categorías: métodos de presencia/ausencia, de perfil y de sólo presencia. Los primeros relacionan una variable dependiente binaria (es decir, con tan sólo dos valores posibles, presencia y ausencia) con una serie de variables independientes, de forma que predicen las condiciones por las que una especie está presente en vez de ausente. Ejemplos de estos son los modelos lineales generalizados (GLM), como el análisis discriminante, la regresión logística y la función de favorabilidad y los modelos aditivos generalizados (GAM).

En los métodos de perfil se comparan las condiciones ambientales en las zonas de presencia observada con las condiciones disponibles en el área de estudio, perfilando las condiciones de presencia frente a un fondo. Entre estos métodos se cuentan el análisis factorial de nicho ecológico (ENFA; Hirzel *et al.*, 2002), el modelo de máxima entropía (Maxent; Phillips *et al.*, 2004) y el algoritmo genético para la producción de conjuntos de reglas (GARP; Stockwell y Noble, 1992). La designación de estos métodos como de "sólo presencia" es incorrecta, pues utilizan también los datos ambientales procedentes de ausencias, que están incluidas en el llamado fondo o *background* (Phillips *et al.*, 2009), de donde se seleccionan pseudoausencias.

Finalmente, la modelación de datos de sólo presencia se hace con análisis que superponen las presencias de la especie en los mapas de las variables para derivar el rango de condiciones ambientales bajo las cuales la especie puede vivir; el modelo de envoltura multidimensional (MDE) utilizado en el programa BIOCLIM (Busby, 1986) y los modelos HABITAT (Walker y Cocks, 1991) y DOMAIN (Carpenter *et al.*, 1993), son ejemplos de ello.

Existen varios otros métodos que por lo general resultan ser más complejos de construir y de interpretar desde un punto de vista ecológico, además del hecho que no resultan ser significativamente mejores que los otros métodos (Moisen y Frescino, 2002). Se tienen como ejemplo los bosques aleatorios (Random Forests; Breiman, 2001), los árboles de clasificación y regresión (CART; Breiman *et al.*, 1984), las curvas de regresión adaptativas multivariadas (MARS; Friedman, 1991), las redes neuronales artificiales (ANN; Pearson *et al.*, 2002), FloraMap (Jones y Gladkov, 1999), Weights of Evidence (Raines *et al.*, 2000), etc.

La elección de un algoritmo de modelación está relacionada principalmente con los objetivos de la investigación (si se pretende hacer ENM o SDM), la escala geográfica de trabajo (local, regional o mundial) y del tipo de datos primarios con los que se cuenta (cantidad, calidad y si sólo contienen presencias o incluye también ausencias verdaderas). Dada la amplia variedad de algoritmos, en este trabajo se opta por utilizar dos de ellos: Maxent y GARP. El criterio de selección es que éstos son los más frecuentemente utilizados en investigaciones biológicas, dado las robustas predicciones resultantes que arrojan (Peterson *et al.*, 2000, 2006, 2011; Phillips *et al.*, 2006; Sánchez-Cordero *et al.*, 2005; Soberón y Peterson, 2005; Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza, 2009). A continuación se abordan las particularidades de cada uno.

Maxent

Maxent 3.3.3k (Phillips *et al.*, 2004) es un algoritmo de modelación, contenido dentro de un programa, el cual hace predicciones o inferencias a partir de información incompleta sobre las especies. Maxent sólo utiliza como datos los sitios de presencia y las variables ambientales asociadas a esos puntos. Para modelar las distribuciones se basa en el principio de Máxima Entropía.

La entropía, en este contexto, es un concepto derivado de la teoría de la información que predice qué tan circunstancial es algo, es decir, es una medida de la aleatoriedad, o bien, el grado de evolución (orden) existente en un sistema (Martínez, 2010). La máxima entropía se da cuando, en un conjunto de datos, todos los elementos presentados son equiprobables.

La idea de Maxent es estimar la probabilidad de distribución de una especie mediante la búsqueda de aquella distribución de probabilidades que sea más uniforme (es decir, donde se maximice la entropía), sujeto a un conjunto de restricciones, donde estas son dadas por la información incompleta sobre la especie. Phillips *et al.* (2006) abordan la entropía de la siguiente forma: la distribución de probabilidad desconocida (π), está sobre un conjunto finito X (el cual se interpretará más adelante como el conjunto de pixeles del área de estudio). La distribución π asigna una probabilidad no negativa $\pi(x)$ para cada punto x , donde la suma de probabilidades es 1. Dado que la aproximación de π es también una distribución de probabilidad, se denota como $\hat{\pi}$. Entonces la entropía de $\hat{\pi}$ se define como:

$$H(\hat{\pi}) = - \sum_{x \in X} \hat{\pi}(x) \ln \hat{\pi}(x)$$

Para clarificar mejor esto, se ejemplificará de la siguiente manera: imaginando que se tienen 3 conjuntos (A, B, C) y los elementos (a, b, c, d, e, f, g, h, i), deseamos saber ¿Cuál es la cardinalidad más probable de A, B y C?, en otras palabras ¿Cuál es la manera más probable en que estén distribuidos dichos elementos?, cuando sólo se cuenta con una única información (información parcial) que en total hay 9 elementos y se debe cumplir con la restricción, que en el conjunto B tenga una cardinalidad de 5. La respuesta a dicha cuestión es 2, 5, 2 respectivamente, puesto que la distribución de máxima entropía es la más probable (ver tabla 2.6).

Tabla 2.6. Distribución de probabilidad que maximiza la entropía. Puesto que la función de la entropía es estrictamente decreciente, resultados inferiores implican una entropía más alta (más uniformes), en tanto una distribución más improbable (menos uniforme), una entropía menor.

	Conjuntos			Entropía
	A	B	C	
Distribución de probabilidades	2	5	2	10.81
	3	5	1	11.34
	0	5	4	13.59

Ahora, si se sustituyen los conjuntos por los pixeles contenidos en el área de estudio y los elementos por presencias de especies, las restricciones son los valores empíricos promedio de las “características” de la información disponible (media de valores reales, procedente la información contenida en las variables bioclimáticas, a partir de los sitios de presencia; Martínez, 2010). Es decir, los pixeles del área de estudio son el espacio de donde la probabilidad de distribución de Maxent es

definida; los píxeles con presencia de una especie constituyen los puntos de muestreo de las características de las variables ambientales, a partir de las cuales se construyen las restricciones.

Además del principio de máxima entropía, Maxent necesita de un algoritmo que le permita encontrar las distribuciones con mayor entropía. Este algoritmo (Sequential Update Algorithm; Phillips *et al.*, 2004). Utiliza iteraciones en donde asigna distintos pesos a las variables utilizadas al tiempo que las ajusta. Es un algoritmo determinístico que según los autores y distintas pruebas empíricas, garantiza que convergerá en la distribución de probabilidades que maximizan la entropía. Al terminar el proceso de iteración, Maxent asigna una probabilidad a cada pixel del área total de estudio, que al final suman 1; pero como cada pixel presenta valores muy pequeños, Maxent los presenta con un valor que es el resultado de la suma del valor de ese pixel y de todos los demás píxeles con un valor de probabilidad igual, donde esos valores van de 0 a 100 e indican probabilidad de presencia de la especie (Martínez, 2010).

Para el funcionamiento del programa, se necesita cargar la base de datos con todos los registros de presencia de la especie a trabajar (en formato *.csv) y las capas ambientales transformadas a un formato ASCII. Ya que Maxent genera sus propias ausencias, denominadas *background*, no es necesario introducir datos de ausencia en el programa. Otras características con las que cuenta el programa, es la posibilidad de incluir capas de tipo categórico (como tipo de vegetación o tipo de suelo), aunque CONABIO (2012) sugiere evitarlas por la baja resolución en que son presentadas y por la facilidad de confundir al algoritmo. Otra ventaja del programa, es toda la serie de estadísticos que arroja como parte de los resultados, acerca del comportamiento de cada variable, así como del rendimiento general del modelo predicho.

GARP

El algoritmo de GARP (genetic algorithm for rule-set production; Stockwell y Noble, 1992) es también denominado algoritmo genético, debido a que el modelado resalta una metáfora evolutiva, al cambiar a través de una serie de ciclos o iteraciones de mutación, evolución y reproducción (Sánchez-Cordero *et al.*, 2001). GARP produce de manera iterativa una serie de soluciones potenciales (reglas) que definen las condiciones ecológicas en las cuales se encuentra la especie, las evalúa e incorpora o rechaza hasta encontrar una solución óptima.

La manera de trabajar de GARP, simplificada, es la siguiente (Ballesteros-Barrera, 2008):

El programa, a partir de los datos de colecta y de las variables ambientales, genera al azar 1250 puntos de presencia nuevos al igual que 1250 puntos de pseudoausencias, por medio de un remuestreo de la información contenida en el *background*. Estos 2500 puntos son divididos aleatoriamente en dos partes con el fin de tener 1250 puntos de presencia y pseudoausencia para la obtención de los modelos (*training points*, utilizados únicamente en la construcción de los modelos) y otros 1250 puntos de presencia y pseudoausencia para probar la certeza de los mismos (*test points*, éstos son usados independiente y exclusivamente para evaluar la robustez de los modelos). Paralelamente, también se da la división de los datos de presencia reales; cuando se cuenta con un número suficiente de ellos para realizar la prueba correspondiente.

Después, el sistema desarrolla una serie de reglas ambientales condicionales que describen la relación que tienen las localidades de presencia y pseudoausencia con las variables ambientales utilizando cuatro métodos: reglas atómicas, de envoltura bioclimática, envoltura bioclimática negada y regresión logística.

La primera de ellas es la menos compleja debido a que utiliza sólo un valor de la variable para formar una precondition de la regla; por ejemplo: “si la temperatura promedio anual de es 23°C y la altura es de 1500 m, la especie está presente (o ausente)”. La envoltura bioclimática se refiere al rango de tolerancias de la especie de acuerdo con la distribución que presenta; “si la temperatura promedio anual es $\geq 23^{\circ}\text{C}$ y $\leq 29^{\circ}\text{C}$, la especie está...”. Envoltura bioclimática negada consiste en una generalización de la regla anterior, donde un número de variables son consideradas como irrelevantes para construir la regla, es decir son excluidas del proceso de construcción de la regla. Por último la regresión logística, es una adaptación de las reglas de los modelos de regresión logística. Una regresión logística es una forma de la ecuación de regresión, donde la salida es transformada en una probabilidad; si el resultado es >0.75 se utiliza en el modelo.

Posterior al diseño de las reglas (o propuestas de modelos), estas son evaluadas estadísticamente de manera individual por medio de una prueba de Chi cuadrada (χ^2); después son proyectadas sobre los puntos de prueba y ordenadas descendientemente de acuerdo su buen desempeño. Al final de este tratamiento, el programa obtiene una serie de reglas “semilla” y las cuales son modificadas al azar, semejando un proceso evolutivo (por medio de mutaciones y translocaciones de las reglas), posteriormente el funcionamiento de la regla es re-evaluado. Si una regla transformada muestra mejoría en su funcionamiento, reemplaza a la regla original, de otra forma se descarta; al final de ello, nuevamente son ordenadas de acuerdo con su nuevo desempeño.

Por último, el modelo generado en un espacio ecológico (E) es proyectado a un espacio geográfico (G). Este proceso es por medio del diagnóstico de cada pixel del espacio geográfico de trabajo, donde se comprueba si cumple con las condiciones enunciadas en la regla 1, de no ser así evalúa si cumple las condiciones de la regla 2 y así sucesivamente hasta que alguna de las reglas se ajusta a las características del píxel y le asigna el resultado de presencia o ausencia que indica esa regla. De esta forma se obtiene un mapa binario de presencia/ausencia correspondiente a una especie determinada

GARP, al no trabajar con cálculos matemáticos sino a partir de inferencias lógicas, arroja modelos levemente diferentes cada vez; sin embargo, este programa ha demostrado su capacidad predictiva y robustez al modelar la distribución de especies aún con tamaño de muestra pequeña, tal como lo mencionan Stockwell y Peterson, (2002) y Papeş y Gaubert, (2007), razón primordial por la cual GARP fue seleccionado como algoritmo de modelación, dadas las características de la base de datos disponible del grupo de estudio de este trabajo (las especies mexicanas del género *Laelia*). Particularmente estos últimos autores (Papeş y Gaubert, 2007) apuntan que las modelaciones de Maxent con bajo número de registros tienden a sobrepredecir las áreas de distribución más de lo que llega a hacerlo GARP.

Tanto Maxent como GARP presentan la característica de poder realizar modelaciones de distintas especies simultáneamente; sin embargo, se debe tener en cuenta que todas las modelaciones de una misma serie serán realizadas con base en los mismos parámetros con los cuales fue calibrado el programa. Estos parámetros deben ser ajustados de acuerdo al número de registros que se tiene por especie; de esta forma en especies con bajo número de registros se debe prescindir de separar los datos en puntos de entrenamiento y puntos de prueba y realizar el modelo ajustando todos los registros como puntos de entrenamiento. Con respecto a las especies con suficiente número de registros, la división de los puntos es obligada.

Es importante hacer mención de la necesidad de experimentar con los distintos parámetros que ofrecen GARP y Maxent, debido a la multiplicidad de resultados que pueden llegar a producir; esto

consecuentemente da la oportunidad de elegir el mejor resultado en función de la evaluación estadística que es posible hacer, así como por el juicio que los expertos en la biología del grupo de estudio pueden hacer de él.

Evaluación de los modelos

Como es fácil suponer, dada la cantidad de algoritmos de modelación, así como la variedad de ajustes con los cuales pueden ser calibrados, una pregunta lógica es: ¿Cuál de todos los modelos predichos es mejor?. La manera de validar una distribución predicha puede ser evaluada por medio de distintos métodos, y tal vez el mejor de ellos pero a la vez el menos asequible (puesto que en ocasiones es simplemente imposible) es la validación directa en campo. Por esta razón, han sido aplicados métodos estadísticos en la evaluación de los modelos, al tener alto grado de certidumbre sobre la validez de los mismos (Peterson *et al.*, 2011).

El grado de bondad de un método estará normalmente fundamentado en la estadística, mediante la evaluación del error (Fielding y Bell, 1997), al medir la proporción de casos clasificados incorrectamente por el modelo. Existen dos tipos de error: el de comisión, que consiste en clasificar una ausencia como presencia; y el de omisión, donde se clasifica una presencia como ausencia; éste último es el error más criticable en un modelo, ya que es un error del que hay certeza total, mientras que del de comisión no se puede saberlo si no hay validación de campo; al fin y al cabo, predecir presencias en donde no se sabe con certeza si vive un organismo, es el objetivo de hacer modelos de distribución (Felicísimo *et al.*, 2011).

La evaluación del resultado final de un modelo de distribución se realiza mediante estadísticos que miden el desempeño y la consistencia del modelo, por medio del contraste de la predicción con un conjunto de datos de presencias independientes (*test points*) de los que fue cargado el algoritmo; aunque también es posible realizar una verificación, en la que no existe un conjunto de datos independientes y los modelos son ejecutados y evaluados con el mismo conjunto de datos. Esto sólo es preferible realizarlo cuando se cuente con una baja disponibilidad de presencias, pues dividir el conjunto de datos de entrada eliminaría información imprescindible para generar un buen modelo (Felicísimo *et al.*, 2011). Ellos también mencionan que es recomendable la evaluación crítica los resultados en cuanto a su coherencia espacial y a lo que se conoce de la historia natural de la especie, pues existen autores que valoran muy positivamente la interpretabilidad visual del modelo por parte de expertos.

La evaluación estadística de los resultados parte del análisis de una matriz de confusión, ésta permite contabilizar los errores y aciertos de cada modelo (ver tabla 2.7). Conocidos esos datos, es posible construir la curva característica de operación (ROC, por sus iniciales en inglés) y estimar un estadístico derivado de ésta: el área bajo la curva (abreviada AUC en inglés). La ROC es la representación gráfica de la capacidad discriminativa de un modelo para todos sus posibles puntos de corte (ver figura 2.4). El eje de ordenadas representa el error de omisión, que corresponde a la sensibilidad (casos positivos bien clasificados) y el de abscisas al error de comisión y representa el complementario de la especificidad (1-especificidad) o falsos positivos. La AUC corresponde a la probabilidad de que, tomado al azar un par de casos (una presencia y una ausencia o pseudoausencia), el modelo adjudique a la presencia un valor mayor de probabilidad y esto mismo, para todos los posibles pares de la muestra (*test points*).

Tabla 2.7. Matriz de confusión. A partir de esta es posible determinar la sensibilidad ($a/(a+c)$) y la especificidad ($d/(d+b)$), datos esenciales para poder construir la ROC y el AUC, indispensables en la evaluación de los modelos.

		Muestra de evaluación	
		Presencia	Ausencia
Modelo	Presencia	a (verdadero positivo)	b (falso positivo)
	Ausencia	c (falso negativo)	d (verdadero negativo)

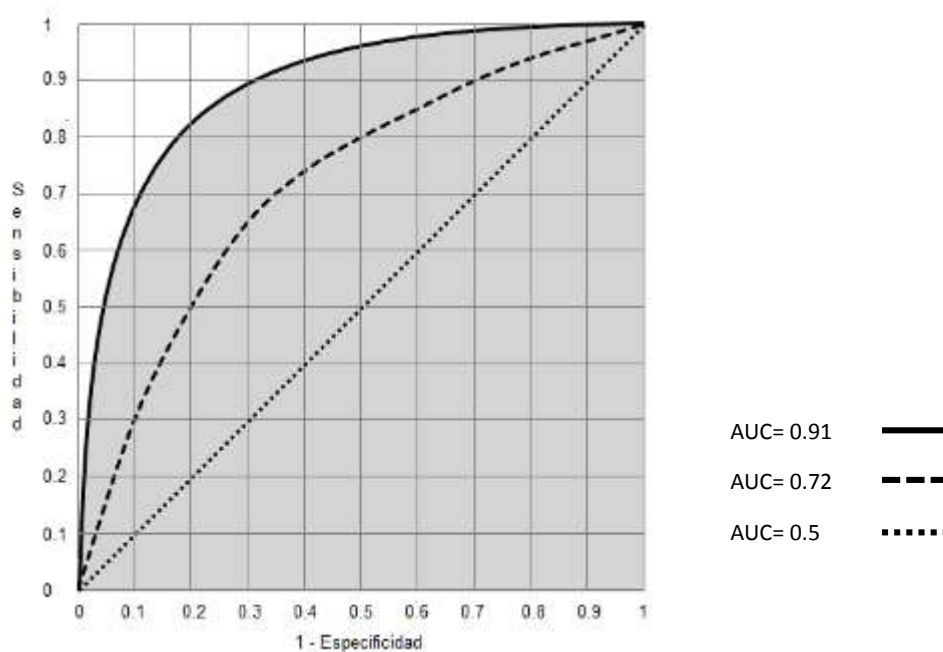


Figura 2.4. ROC (curva característica de operación) y AUC (área bajo la curva). El gráfico muestra dos hipotéticas pruebas de validación de dos modelos de para una misma especie, así como la línea de no-discriminación y del área descrita por debajo de una de las dos curvas (porción sombrada). Bajo este análisis, es posible identificar fácilmente, cuál de los dos modelos es mejor que el otro: aquel donde el AUC presente un área mayor.

El AUC es principal índice descriptivo del gráfico de la ROC, cuyos valores están en el intervalo de 0 a 1. La ROC es trazada sobre un cuadrado de área igual a 1. Una prueba de evaluación se considera no-discriminativa si su curva ROC coincide con la línea de no-discriminación, la cual posee $AUC = 0.5$ (la línea de no-discriminación divide en dos mitades iguales el cuadrado de $\text{área} = 1$, razón por la cual tendría ese valor). A medida que la AUC se acerca al valor 1 (prueba de evaluación perfecta), mayor será su capacidad discriminativa, en otras palabras, aumenta la capacidad de identificar correctamente los sitios de presencia de una especie, de los sitios donde no lo está; usualmente valores entre 0.5 y 0.7 indican una baja precisión, valores de 0.7 a 0.9 proveen una mediana pero aceptable precisión como para que el modelo resulte útil; > 0.9 revelan modelos altamente precisos (Stéphanie *et al.*, 2001).

Riesgo de extinción de especies

Extinción en términos biológicos significa la desaparición de una especie o de un grupo taxonómico superior tal como una familia, un orden, etc. y que conlleva al truncamiento de una línea filogenética, es decir, un linaje evolutivo (Baena y Halffter, 2008). La extinción es un proceso tan natural como la propia especiación (generación de nuevas especies). Sin embargo, en la actualidad lo preocupante no es en sí la extinción de especies sino el ritmo al cual está ocurriendo; May y Lawton (1995) mencionan que el ritmo es por lo menos cuatro veces superior al existente antes del desarrollo de la sociedad industrial, lo que deja claro el papel que juega la humanidad en este proceso.

Las causas de extinción de plantas mexicanas no se encuentran tan bien documentadas como las de algunos vertebrados, aunque se sabe que la fragmentación y pérdida de hábitat afecta a muchas especies; de hecho la conversión del uso de suelo debido a la deforestación ha sido señalada como una de las principales amenazas para la biodiversidad en general (Challenger y Dirzo, 2009; McNeely *et al.*, 1990; Sosa y Platas, 1998; Sosa *et al.*, 1998; Trejo y Dirzo, 2000); además que la recolecta ilegal con fines comerciales afecta directamente a varias familias de plantas particularmente vistosas o carismáticas, como las Cactaceae, Orchidaceae y Bromeliaceae principalmente (Flores-Palacios y Valencia-Díaz, 2007).

Dada esta circunstancia, es necesario conocer qué elementos de la biodiversidad están en riesgo de desaparecer con el fin de emprender acciones que favorezcan su conservación y el caso de estudio que aquí interesa es la situación de las laelias en México. Con los resultados de los análisis de pérdidas de áreas de distribución de las especies de *Laelia* aquí realizados, además de la información geográfica fácilmente obtenible a partir de los datos obtenidos de las colecciones de herbario y en conjunción con el conocimiento de la historia natural de las especies que componen el género, es posible realizar una evaluación del estado de conservación que guardan cada una de las especies de *Laelia* mediante el Método de Evaluación del Riesgo de Extinción de las Especies Silvestres en México (MER; SEMARNAT, 2011).

El MER es referido en la NOM-059-SEMARNAT-2010, la norma que define las especies de flora y fauna silvestre mexicana considerada en alguna categoría de riesgo, como el único método mediante el cual se puede buscar la protección oficial de una especie, cuando ésta es encontrada en una categoría de riesgo de extinción al ser evaluada según sus criterios. Cabe aclarar que la NOM-059-SEMARNAT-2010 hace referencia a la situación de riesgo de los taxones exclusivamente dentro de los límites del territorio mexicano; la connotación de riesgo de extinción en la norma, se refiere a la eventual desaparición total de las poblaciones de una especie presente en México (Sánchez *et al.*, 2007).

El MER es una herramienta que permite analizar de manera sistemática y sencilla, por medio de puntajes, los factores que afectan a una especie en el país, donde el estatus de riesgo se basa en la valoración de cuatro criterios, donde cada uno de ellos tiene la misma ponderación al establecer el nivel de riesgo:

- *Criterio A. Características de la distribución geográfica.* Hace referencia a la extensión de la distribución y a la localización y número de poblaciones o localidades conocidas de una especie.
- *Criterio B. Características del hábitat.* Que refiere a la condición actual del hábitat, evalúa aspectos relacionados con los tipos de vegetación que ocupan las especies la especialización del hábitat, si existe dependencia hacia algún hábitat primario, o si el taxón de interés requiere regímenes de perturbación, así como el intervalo altitudinal que abarca. El primero de ellos, en cuántos tipos de vegetación se presenta, se contabilizó de acuerdo a lo contenido en el mapa de Vegetación Potencial de Rzedowski (1990) y los puntos de presencia de cada una de las especies.
- *Criterio C. Vulnerabilidad biológica intrínseca.* Considera todos aquellos atributos relacionados con la historia o formas de vida de una especie que la hacen vulnerable. El MER evalúa tres aspectos dentro de este criterio: demografía (número de individuos, reclutamiento, atributos demográficos), genética (variación y estructura genética molecular) e interacciones bióticas especializadas (nodriza, hospedero, mirmecofilia, polinizador, dispersor, micorriza, depredación o patógenos).
- *Criterio D. Impacto de la actividad humana.* Es una estimación numérica de la magnitud del impacto y las tendencias que generan las distintas actividades humanas sobre el taxón. Abarca cinco aspectos, el primero de los cuales es conocer si las alteraciones antrópicas del hábitat resultan beneficiosas o perjudiciales a la especie (para mayor detalle de los aspectos evaluados y sus respectivos puntajes, para los cuatro criterios del MER, dirigirse a la NOM-059-SEMARNAT-2010).

Las categorías de riesgo, que pueden ser aplicables en orden jerárquico de mayor a menor grado de amenaza son: probablemente extinta en el medio silvestre (E), en peligro de extinción (P), amenazada (A) y sujeta a protección especial (Pr).

Según la NOM-059-SEMARNAT-2010 el significado de las categorías de riesgo es el siguiente:

- *Probablemente extinta en el medio silvestre.* Aquella especie nativa de México cuyos ejemplares en vida libre dentro del territorio nacional han desaparecido, hasta donde la documentación y los estudios realizados lo prueban, y de la cual se conoce la existencia de ejemplares vivos, en confinamiento o fuera del territorio Mexicano.
- *En peligro de extinción.* Aquellas cuyas áreas de distribución o tamaño de sus poblaciones en el Territorio Nacional han disminuido drásticamente poniendo en riesgo su viabilidad biológica en todo su hábitat natural, debido a factores tales como la destrucción o modificación drástica del hábitat, aprovechamiento no sustentable, enfermedades o depredación, entre otros.
- *Amenazadas.* Aquellas que podrían llegar a encontrarse en peligro de desaparecer a corto o mediano plazo, si siguen operando los factores que inciden negativamente en su

viabilidad, al ocasionar el deterioro o modificación de su hábitat o disminuir directamente el tamaño de sus poblaciones.

- *Sujetas a protección especial.* Aquellas que podrían llegar a encontrarse amenazadas por factores que inciden negativamente en su viabilidad, por lo que se determina la necesidad de propiciar su recuperación y conservación o la recuperación y conservación de poblaciones de especies asociadas.

Para la asignación de alguna categoría de riesgo, el MER para plantas considera que valor máximo para cada uno de los criterios debe ser = 1 (tienen igual ponderación) y para ello la sumatoria de los puntos en cada criterio debe ser normalizada con el puntaje máximo para ese criterio, de tal forma que el valor máximo sea 1. Las categorías de riesgo se establecerán de conformidad a la tabla 2.8, y hay que resaltar la existencia de vías directas para catalogar una especie en algún nivel de riesgo:

Tabla 2.8. Procedimiento a seguir para la categorización del riesgo de extinción de las especies al aplicar el MER para plantas (SEMARNAT, 2011).

Categoría de riesgo	Puntaje obtenido
En peligro de extinción (P)	<p>a) Mayor o igual que 2. b) Vías directas:</p> <p>I. Cuando en las características de la distribución geográfica, el área de distribución sea menor o igual a 1 km². II. Cuando demográficamente, el número total de individuos sea igual o menor que 500. III. Cuando el nivel de impacto de las actividades humanas sobre el hábitat del taxón, el hábitat remanente no permite la viabilidad de las poblaciones existentes. IV. Cuando la especie tenga poblaciones hiperdispersas con una densidad de población de 1 individuo cada 5 ha o menor; y que además la sumatoria del criterio D sea mayor que 0.4.</p>
Amenazada (A)	<p>a) Mayor que 1.7 y menor que 2. b) Vía directa:</p> <p>I. Cuando la especie tenga poblaciones hiperdispersas con una densidad de población de 1 individuo cada 5 ha o menor, y que la sumatoria del criterio D sea mayor que 0.3 y menor que 0.4.</p>
Sujetas a protección especial (Pr)	<p>a) Mayor o igual que 1.5 y menor que 1.7. b) Mayor o igual que 1 y menor que 1.5 y que la sumatoria del criterio D sea igual o mayor que 0.3.</p>

3. Materiales y métodos

Datos de presencia de *Laelia*

Se recurrió a distintas fuentes de información con la finalidad de obtener el mayor número de registros documentados de ejemplares de todas las especies de *Laelia* conocidas en México (Halbinger y Soto, 1997; Soto *et al.*, 2007). La base de datos quedó construida principalmente a partir de los registros depositados en distintas colecciones biológicas, aunque de manera complementaria se obtuvo información de bases de datos públicas disponibles en línea así como de la literatura. A continuación se enlistan las fuentes de las cuales proceden los registros de *Laelia* obtenidos:

1) Herbarios:

- Herbario Nacional de México (MEXU), Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Herbario de la Asociación Mexicana de Orquideología (AMO), Instituto Chinoín, A.C.

2) Bases de datos públicas en línea:

- Unidad de Informática de la Biodiversidad (UNIBIO), Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, <http://unibio.unam.mx>.
- MBG-Tropicos, Missouri Botanical Garden, <http://www.tropicos.org>.
- Red Mundial de Información sobre Biodiversidad (REMIB), Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), http://www.conabio.gob.mx/remib/cgi-bin/clave_remib.cgi?lengua=es-MX
- Global Biodiversity Information Facility (GBIF), <http://www.gbif.org>.

3) Literatura:

- Flora Novo-Galiciana: Orchidaceae (McVaugh, 1985).
- Laelias of Mexico (Halbinger y Soto, 1997).

La conjunción de toda esa información resultó en una base de datos con 1 450 registros, que fue depurada en cuatro aspectos:

- 1) Eliminación de registros duplicados para evitar sesgos en las modelaciones por sobre-representación de localidades.
- 2) Revisión/corroboración de la identidad taxonómica, para lo cual, cuando fue necesario, se actualizó la nomenclatura para contar sólo con los nombres científicos actualmente aceptados en obras especializadas sobre el género *Laelia* (Halbinger, 1993; Halbinger y Soto-Arenas, 1997) y el apoyo de especialistas del Herbario Nacional de México y el Herbario AMO. Los registros cuya identidad parecía dudosa (por ejemplo, por provenir de un área fuera de la distribución

conocida de una especie) y cuya identidad taxonómica no pudo ser verificada examinando el ejemplar mismo o una fotografía o ilustración del mismo, fueron eliminados de la base de datos.

- 3) Georreferenciación. Se realizó la asignación de una coordenada geográfica (en grados decimales) a cada uno de los registros obtenidos. En la mayoría de los casos se carecía de una georreferencia y algunos registros tenían coordenadas pero erróneas, por lo que se decidió revisar todas las coordenadas existentes. Puesto que al georreferenciar colectas sólo es posible hacer aproximaciones acerca de su lugar de origen, siempre hay un error asociado a todas las coordenadas, que puede ser estimado con cierta aproximación; cuando no fue posible asignar una coordenada a un registro dentro del orden de kilómetros, el registro fue descartado. La georreferenciación se hizo siguiendo los criterios de la CONABIO (2008), que entre otras cosas, indica los procedimientos a seguir para la asignación de coordenadas según la descripción de la localidad de colecta, cómo se calcula la incertidumbre o establece bajo qué circunstancias la georreferenciación no es posible.
- 4) Exclusión de ejemplares no procedentes directamente del medio natural cuando no había información precisa sobre su origen geográfico, ya que el lugar donde se les cultivaba no necesariamente corresponde con el área de distribución natural de la especie. La única excepción fue *Laelia gouldiana*, de la cual se utilizaron los registros existentes aunque todos son cultivados, al considerársele una especie probablemente extinta en el medio silvestre cuya distribución natural se desconoce (Halbinger, 1993; Halbinger y Soto, 1997). Todos los registros provienen de la región de Metztitlán, Hidalgo y se cree que las plantas podrían haber sido cultivadas ahí probablemente desde hace siglos (Hágsater *et al.*, 2005).

Una vez realizada la depuración, se hizo una validación de las localidades geográficas por especie, para lo cual toda la base de datos se desplegó gráficamente en el programa ArcMap 9.3 y fue visualizada sobre capas con información del relieve y la división política de la República Mexicana, para de ese modo ser evaluada y descartar registros inconsistentes de acuerdo con la información existente sobre las áreas de distribución natural de las especies. En algunos casos fue posible volver al ejemplar original y corregir la determinación.

Variables ambientales

Para la realización de los modelos de distribución, se emplearon las coberturas climáticas y topográficas de WorldClim (Hijmans *et al.*, 2005), todas ellas disponibles en formato digital y listas para su empleo en sistemas de información geográfica (SIG). La elección de esta fuente se guió por las siguientes circunstancias: es un recurso libre y gratuito, su resolución de 30'' de arco (aproximadamente 1 km en el ecuador) es coherente con la escala geográfica del trabajo, y las variables tienen un sentido biológico por tener una influencia directa sobre la distribución de plantas (Austin, 2007), ya que no sólo reflejan precipitación y temperatura, sino que también reflejan sus variaciones a lo largo del año. Estas variables climáticas están calculadas mediante la interpolación de datos de temperatura y precipitación media mensual de estaciones meteorológicas a lo largo de todo el mundo sobre un modelo digital de elevación, donde los datos utilizados corresponden al periodo 1950 a 2000.

La selección de las variables entre las 22 disponibles en WorldClim se guió por el método empleado en varias publicaciones (Elith *et al.*, 2006; Murphy y Lovett-Doust, 2007; Sillero *et al.*, 2010; Pliscoff

y Fuente-Castillo, 2011; Yáñez-Arenas *et al.*, 2012), el cual consiste en someter las variables a un análisis estadístico de correlación; a partir del análisis de correlación de Pearson realizado con el programa SPSS 20 (IBM, 2011), fueron probadas las correlaciones por pares de variables, seleccionando sólo aquellas que no sobrepasaran el límite de 0.7, independientemente del sentido de la correlación. Este umbral de correlación fue seleccionado siguiendo los patrones encontrados en la literatura consultada, donde al no haber un umbral estandarizado, éste osciló entre el 0.5 y 0.85, según los distintos autores.

También se realizó la homologación del sistema de referencia espacial de las variables utilizado en la representación cartográfica de la base de datos de colectas de *Laelia* (proyección geográfica: Cónica Conforme de Lambert, datum: ITRF92; tal como la cartografía nacional procedente de INEGI), además de reducir el área de trabajo, a un poco más que sólo lo concerniente al territorio de México, dado que las capas digitales de origen se despliegan en la totalidad de la superficie terrestre y porque algunas de las laelias se encuentran también fuera de México, específicamente en los países de Centroamérica.

Parámetros de optimización de los modelos predictivos

Dada la heterogeneidad en el número de registros obtenidos de las diferentes especies y al desconocimiento de las implicaciones de esta situación en los algoritmos seleccionados para este trabajo (GARP y Maxent), la modelación de todas las especies se realizó con ambos algoritmos y con particiones de datos (% de puntos de entrenamiento / % de puntos de prueba) de 100/0, 70/30 y 50/50. Sólo se seleccionaron los mejores modelos para cada especie en función de la evaluación estadística (valor AUC) y la valoración crítica de las distribuciones modeladas por parte de expertos en la historia natural de las especies. Otro ajuste que se realizó a todos los modelos fue la realización de 100 réplicas del proceso de modelado por especie, donde cada una de las réplicas fue elaborada a partir de un remuestreo (bootstrap) de los puntos de entrenamiento y de prueba, es decir, cada una de las réplicas fue construida con distintos datos.

Para que los modelos de Maxent sean presentados en un formato binario (al igual que GARP), fue necesario la elección de un umbral de corte para las probabilidades que el algoritmo brinda. Pero antes de ello, se determinó trabajar con el mapa consenso de las probabilidades medias que el propio programa ofrece, es decir, donde cada pixel adquirió como valor (probabilidad) el promedio de las probabilidades que el programa predijo en las 100 réplicas. Posteriormente se optó por elegir uno de los umbrales que Maxent propone, aquel que tolera hasta el 10% de omisión; esto es, la probabilidad límite a partir de la cual el mapa será transformado a binario, es aquella que solamente excluye del área de distribución hasta al 10% de todos los puntos de presencia con los cuales se construyó el modelo para cada una de las especies. Para el caso de GARP, CONABIO (2012) proponen trabajar con el mapa consenso que es posible construir con la sobreposición de los 10 mejores modelos elaborados (que el propio algoritmo selecciona) y del cual sólo se consideró como presencia las áreas predichas por los 10 modelos.

Evaluación de los modelos

La evaluación estadística de los resultados se realizó por medio de la obtención del valor de AUC para el modelo final de cada uno de las especies de *Laelia*. Para el caso de los modelos obtenidos con Maxent, se utilizó el valor AUC medio que el mismo algoritmo calculó para cada especie. En los modelos generados con GARP, éste valor fue calculado a partir de las estadísticas arrojadas por el programa, procedentes únicamente de los mejores 10 modelos seleccionados por GARP.

Procesamiento de los modelos

Reducción de la sobrepredicción de los modelos

Posterior a la obtención de los modelos predictivos, éstos fueron procesados con el programa ArcGIS 9.3 con el fin de reducir las áreas de sobrepredicción y de esta forma obtener el área de distribución ocupada (G_0), tal como fue planteado en el capítulo anterior. Se procedió a excluir aquellas áreas predichas que no se encontraban dentro de las provincias biogeográficas (CONABIO, 1997) contenedoras de localidades de colecta confirmadas para cada una de las especies. Esto parte del supuesto que las especies se encuentran restringidas a provincias biogeográficas particulares, dado que los modelos, al buscar coincidencias ambientales, no toman en cuenta los factores históricos que han actuado sobre la distribución de las especies (Soberón y Peterson, 2005). De esta forma, se siguió una aproximación conservadora de la distribución de las especies de *Laelia* dentro del territorio mexicano, proceder apoyado por autores como Soberón y Peterson (2005).

Cálculo de la pérdida de áreas de distribución por los cambios de cobertura y uso del suelo (CCUS)

Para conocer el grado de afectación en la distribución de las laelias por causas antrópicas, se procedió a generar un mapa con dos categorías de información, cobertura adecuada y no adecuada para la presencia de poblaciones de especies de *Laelia*, con el software ArcGIS 9.3; dicho mapa se elaboró con base en la cartografía de Uso del Suelo y Vegetación, Serie IV, escala 1:250 000 del INEGI (2009) y fue el complemento necesario para proceder con una resta de mapas (a las áreas predichas en los modelos previamente ajustados se les restó las áreas no adecuadas, es decir, G_0 — áreas no adecuadas).

Al tratarse de un género de orquídeas epífitas, es decir, en el que las plantas viven sobre árboles que les dan soporte, resulta lógico pensar que en ausencia de coberturas arbóreas (selvas y bosques) las especies epífitas en cuestión también estarán ausentes. Bajo esa circunstancia, fueron clasificados como coberturas adecuadas los distintos tipos de vegetación considerados selvas y bosques primarios, así como sus estados secundarios de tipo arbóreo, según la clasificación de Velázquez *et al.* (2002; ver tabla 3.1). De esta clasificación se excluyó el matorral de coníferas y se incluyó el bosque y selva de galería (primaria y secundaria arbórea), con la finalidad de incluir los distintos tipos de vegetación dominados por elementos arbóreos identificados en la cartografía de Uso del Suelo y Vegetación, Serie IV del INEGI (2009). La elección de los tipos de vegetación a considerar se guió por lo reportado en la literatura como hábitats adecuados para la presencia de las especies de *Laelia* (Halbinger, 1993; Halbinger y Soto, 1997).

Por otro lado, la selección de agrupaciones secundarias en estado arbóreo responde al hecho de que sólo el 21.5% de los registros de colecta proceden de áreas que de acuerdo con la cartografía utilizada corresponden a vegetación primaria, porque el 70% de los registros proceden del periodo 1980 a la actualidad, es decir, cuando ya existía una importante afectación de la vegetación original y, finalmente, porque al menos 20% de las colectas fueron realizadas en menos de 50 m de alguna vía de comunicación. Dicho porcentaje se eleva hasta un 68% cuando la distancia fue de hasta 500 m de un camino o carretera, lo cual sugiere que fueron realizadas en vegetación con algún grado de alteración. Por estas circunstancias, se asumió que la condición de vegetación secundaria arbóreo no es una restricción para la presencia de las especies que componen a este género de orquídeas epifitas. Las coberturas no arbóreas se consideraron como no adecuadas para la presencia de laelias.

Tabla 3.1. Tipos de vegetación arbórea considerados como adecuados y no adecuados para las especies de *Laelia*. De acuerdo con la clasificación de Velázquez et al. (2002).

FORMACIÓN	COBERTURAS	TIPOS DE VEGETACIÓN PRIMARIA	CLASIFICACIÓN
Cultivos	Agricultura (riego y humedad)	Agricultura de riego (incluye riego eventual)	No adecuada
		Agricultura de humedad	No adecuada
		Riego suspendido	No adecuada
		Pastizal cultivado	No adecuada
	Agricultura (de temporal)	Agricultura de temporal	No adecuada
	Plantación forestal	Plantación forestal	No adecuada
Bosques	Coníferas	Bosque de táscate	Adecuada
		Bosque de oyamel (incluye ayarín y cedro)	Adecuada
		Bosque de pino	Adecuada
		Matorral de coníferas	No adecuada
	Coníferas-latifoliadas	Bosque bajo-abierto	Adecuada
		Bosque de pino-encino (incluye encino-pino)	Adecuada
Latifoliadas	Bosque de encino	Adecuada	
Mesófilo de montaña	Bosque mesófilo de montaña	Adecuada	
Selvas	Perennifolia y subperennifolia	Selva alta y mediana perennifolia	Adecuada
		Selva baja perennifolia	Adecuada
		Selva alta y mediana subperennifolia	Adecuada
		Selva baja subperennifolia	Adecuada
	Caducifolia y subcaducifolia	Selva mediana caducifolia y subcaducifolia	Adecuada
		Selva baja caducifolia y subcaducifolia	Adecuada
		Matorral subtropical	Adecuada
	Selva baja espinosa	Adecuada	
Matorral	Mezquital	Mezquital (incluye huizachal)	No adecuada
	Matorral xerófilo	Matorral crasicaule	No adecuada
		Matorral sarcocrasicaule	No adecuada
		Matorral sarcocaule	No adecuada
		Matorral sarcocrasicaule de neblina	No adecuada
		Matorral desértico micrófilo	No adecuada
		Matorral desértico rosetófilo	No adecuada
		Matorral rosetófilo costero	No adecuada
		Vegetación de desiertos arenosos	No adecuada
		Matorral espinoso tamaulipeco	No adecuada
		Matorral submontano	No adecuada
		Chaparral	No adecuada
Pastizal	Pastizal	Pradera de alta montaña	No adecuada
		Pastizal natural (incluye pastizal-huizachal)	No adecuada
		Pastizal inducido	No adecuada

		Sabana	No adecuada
Vegetación hidrófila	Vegetación hidrófila	Manglar	No adecuada
		Popal-tular	No adecuada
		Vegetación de galería (bosque y selva)	Adecuada
		Palmar	No adecuada
Otros tipos de vegetación	Otros tipos de vegetación	Vegetación halófila y gipsófila	No adecuada
		Vegetación de dunas costeras	No adecuada
		Área sin vegetación aparente	Área sin vegetación aparente
Otras coberturas	Asentamiento humano	Asentamiento humano	No adecuada
	Cuerpo de agua	Cuerpo de agua	No adecuada

Para analizar la pérdida de áreas potencialmente adecuadas para las laelias y visualizar su fragmentación se eliminaron todas las coberturas vegetales consideradas como no adecuadas del área de distribución ocupada (G_0 — áreas no adecuadas). El área resultante de este corte fue denominado área de distribución existente (ADE). Para calcular la pérdida aproximada del G_0 como consecuencia del cambio de cobertura y uso del suelo para cada una de las especies, el primer paso consistió en la contabilización de las superficies del área de distribución ocupada y del área de distribución existente, posterior a ello se realizó una resta entre éstas superficies y el resultado fue denominada área de distribución perdida (ADP; es decir, $G_0 - ADE = ADP$), además se realizó la respectiva contabilización de áreas. Este tratamiento permitió evaluar la pérdida de áreas de distribución adecuadas para las laelias como consecuencia de las transformaciones en el territorio por causas antrópicas, al partir de la premisa que el G_0 constituye la distribución histórica que tendrían estas orquídeas sin influencia humana en el territorio mexicano, premisa parcialmente sustentada al verificar que un importante número de registros proceden de décadas pasadas y de áreas donde actualmente no existe un espacio adecuado para su sobrevivencia.

Como complemento de lo anterior, se determinó de qué tipo de coberturas estaba constituido el área de distribución perdida para cada una de las especies. Para ello se identificaron y contabilizaron las superficies de las distintas coberturas que constituyen al área de distribución perdida, según lo contenido en la cartografía de Uso del Suelo y Vegetación, Serie IV del INEGI (2009).

Además de contabilizar la superficie de las áreas de distribución adecuadas y las áreas de distribución perdidas y con la finalidad de evaluar la efectividad del sistema de áreas naturales protegidas (ANP) de administración federal, estatal y municipal (CONANP, 2013; Bezaury-Creel *et al.*, 2009a, 2009b) en la protección de las laelias, se procedió a cuantificar las superficies del área de distribución adecuada que son resguardadas por las áreas naturales protegidas (las de índole estatal y municipal fueron trabajadas como una sola unidad denominada ANP no federales).

Distribución de la diversidad de laelias en México

Se realizó la sobreposición de las áreas de distribución existente de cada una de las especies con el fin de obtener un mapa de la distribución de la diversidad de las laelias en el territorio mexicano; además se realizaron los cálculos correspondientes acerca de la pérdida de áreas adecuadas para la presencia de éstas orquídeas y de su representación dentro de las ANP.

Evaluación del riesgo de extinción

Se procedió a evaluar el riesgo de extinción a todas las laelias mexicanas de acuerdo a los lineamientos marcados por el Método de Evaluación del Riesgo de Extinción de las Especies Silvestres en México (MER) contenido en la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2011), ya que no todas las especies de *Laelia* has sido evaluadas y las ya evaluadas y enlistadas en dicha norma fue a partir su valoración con una versión del MER anterior

4. Resultados

Base de datos depurados

La base de datos final obtenida después de la depuración taxonómica y validación de las coordenadas geográficas estuvo constituida por 483 registros únicos de *Laelia* en México (tabla 4.1). Hubo notables diferencias en cuanto al número de registros por especie, que varió de 4 en el caso de *L. aurea* y *L. gouldiana* a 137 para *L. autumnalis*. Estas diferencias justifican el empleo de dos algoritmos predictivos, Maxent y GARP, para inferir las áreas de distribución potencial de cada una de las especies en función del número de registros, pues se sabe que el algoritmo GARP es más eficiente que Maxent para modelar la distribución cuando el número de registros es reducido (Papeş y Gaubert, 2007).

Tabla 4.1. Número de registros únicos por especie. *A pesar de que estas dos orquídeas son consideradas actualmente como subespecies de una sola especie, se modelaron de manera independiente, al sospecharse que representan a dos especies distintas (Gerardo Salazar, com. pers.).

Especie de <i>Laelia</i>	Número de registros
<i>L. albida</i>	70
<i>L. anceps</i> subsp. <i>anceps</i> *	62
<i>L. anceps</i> subsp. <i>dawsonii</i> *	10
<i>L. aurea</i>	4
<i>L. autumnalis</i>	137
<i>L. crawshayana</i>	6
<i>L. eyermaniana</i>	31
<i>L. furfuracea</i>	35
<i>L. gouldiana</i>	4
<i>L. halbingeriana</i>	8
<i>L. rubescens</i>	60
<i>L. speciosa</i>	44
<i>L. superbiens</i>	12
Total de registros	483

VARIABLES AMBIENTALES USADAS EN LA MODELACIÓN

Del análisis de correlación de Pearson, las variables ambientales que no sobrepasaron el umbral de $r= 0.7$ (independientemente del sentido de la correlación) resultaron ser solamente 9 de las 22 disponibles en WorldClim (Hijmans et al., 2005); sólo esas 9 fueron empleadas para la construcción de los modelos. Las variables seleccionadas se indican en la tabla 4.2.

Tabla 4.2. Variables de WorldClim (Hijmans et al., 2005). Las resaltadas en negritas son aquellas que fueron empleadas en la realización de los modelos de la presente investigación. * Estas variables fueron construidas a partir del procesamiento en SIG del modelo digital de elevación obtenido de WorldClim.

Identificador	Variable
Bio1	Temperatura promedio anual (°C)

Bio2	Oscilación diurna de la temperatura (°C)
Bio3	Isotermalidad (°C) (cociente entre parámetros bio2 y bio7)
Bio4	Estacionalidad de la temperatura (coeficiente de variación, en %)
Bio5	Temperatura máxima promedio del periodo más cálido (°C)
Bio6	Temperatura mínima promedio del periodo más frío (°C)
Bio7	Oscilación anual de la temperatura (°C) (cociente entre parámetros 5 y 6)
Bio8	Temperatura promedio del cuatrimestre más lluvioso (°C)
Bio9	Temperatura promedio del cuatrimestre más seco (°C)
Bio10	Temperatura promedio del cuatrimestre más cálido (°C)
Bio11	Temperatura promedio del cuatrimestre más frío (°C)
Bio12	Precipitación anual (mm)
Bio13	Precipitación del periodo más lluvioso (mm)
Bio14	Precipitación del periodo más seco (mm)
Bio15	Estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación, en %)
Bio16	Precipitación del cuatrimestre más lluvioso (mm)
Bio17	Precipitación del cuatrimestre más seco (mm)
Bio18	Precipitación del cuatrimestre más cálido (mm)
Bio19	Precipitación del cuatrimestre más frío (mm)
Alt	Altura (modelo digital de elevación)
Ori*	Orientación
Pen*	Pendiente

Optimización de modelos

De manera general, los modelos procedentes del algoritmo GARP resultaron en una gran sobrepredicción en las distribuciones de las especies con suficiente número de registros como para poder realizar una división de datos en puntos de entrenamiento y puntos de prueba, independientemente de la proporción de cada partición (*Laelia albida*, *L. anceps* subsp. *anceps*, *L. autumnalis*, *Laelia eyermaniana*, *L. furfuracea*, *L. speciosa* y *L. rubescens*; ver figura 4.1). Para estas especies se obtuvieron valores del AUC entre 0.7 y 0.9. Por otro lado, GARP construyó buenos modelos (i.e., coincidentes con la distribución conocida) para los taxa con números bajos de registros (*Laelia anceps* subsp. *dawsonii*, *L. aurea*, *L. crawshayana*, *L. gouldiana*, *L. halbingeriana* y *L. superbiens*); los valores del AUC de estas especies fueron >0.77.

En cambio, Maxent generó modelos con alto grado de sobrepredicción para taxa con bajo número de registros (*Laelia anceps* subsp. *dawsonii*, *L. aurea*, *L. crawshayana*, *L. gouldiana*, *L. halbingeriana* y *L. superbiens*; ver figura 4.1), aunque los valores AUC resultaron ser buenos (>0.95). Para las especies con datos que permitieron su división (con independencia de su proporción), este algoritmo resultó ser mejor que GARP; sin embargo la partición de los datos en 50/50 para *Laelia albida*, *L. anceps* subsp. *anceps*, *L. autumnalis* y *L. rubescens* y 70/30 para *Laelia eyermaniana*, *L. furfuracea* y *L. speciosa*, resultaron en la mejor representación de la distribución de cada una de las especies de *Laelia* según la evaluación del AUC (>0.97).

La selección de los modelos finales para cada especie se hizo en función de la evaluación estadística (valor AUC) y la valoración crítica de la distribución predicha por parte de expertos en la historia natural de las especies y son los mostrados más adelante en los mapas 4.1-4.13. Los valores AUC de estos modelos finales se muestran en la tabla 4.3.

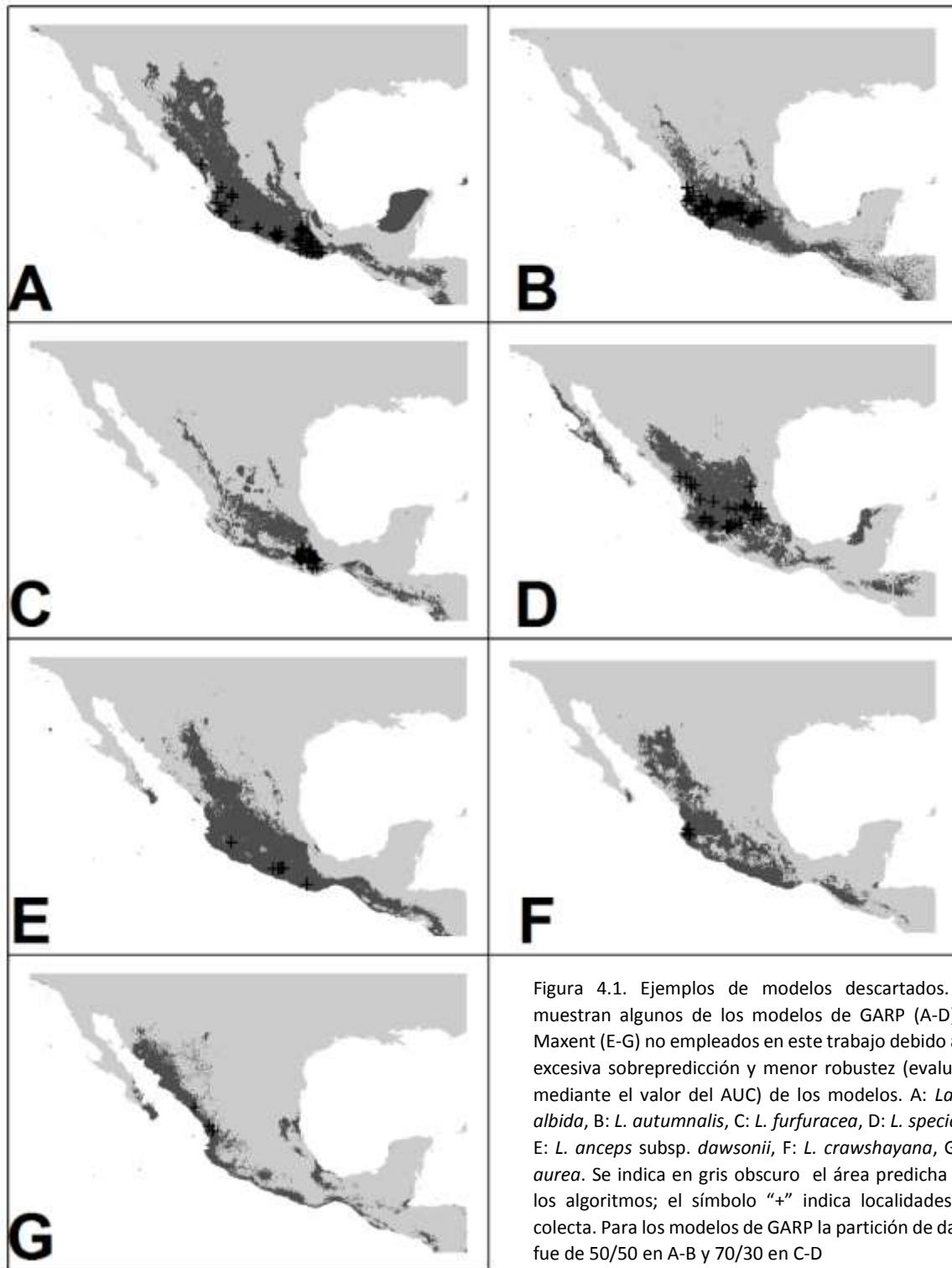


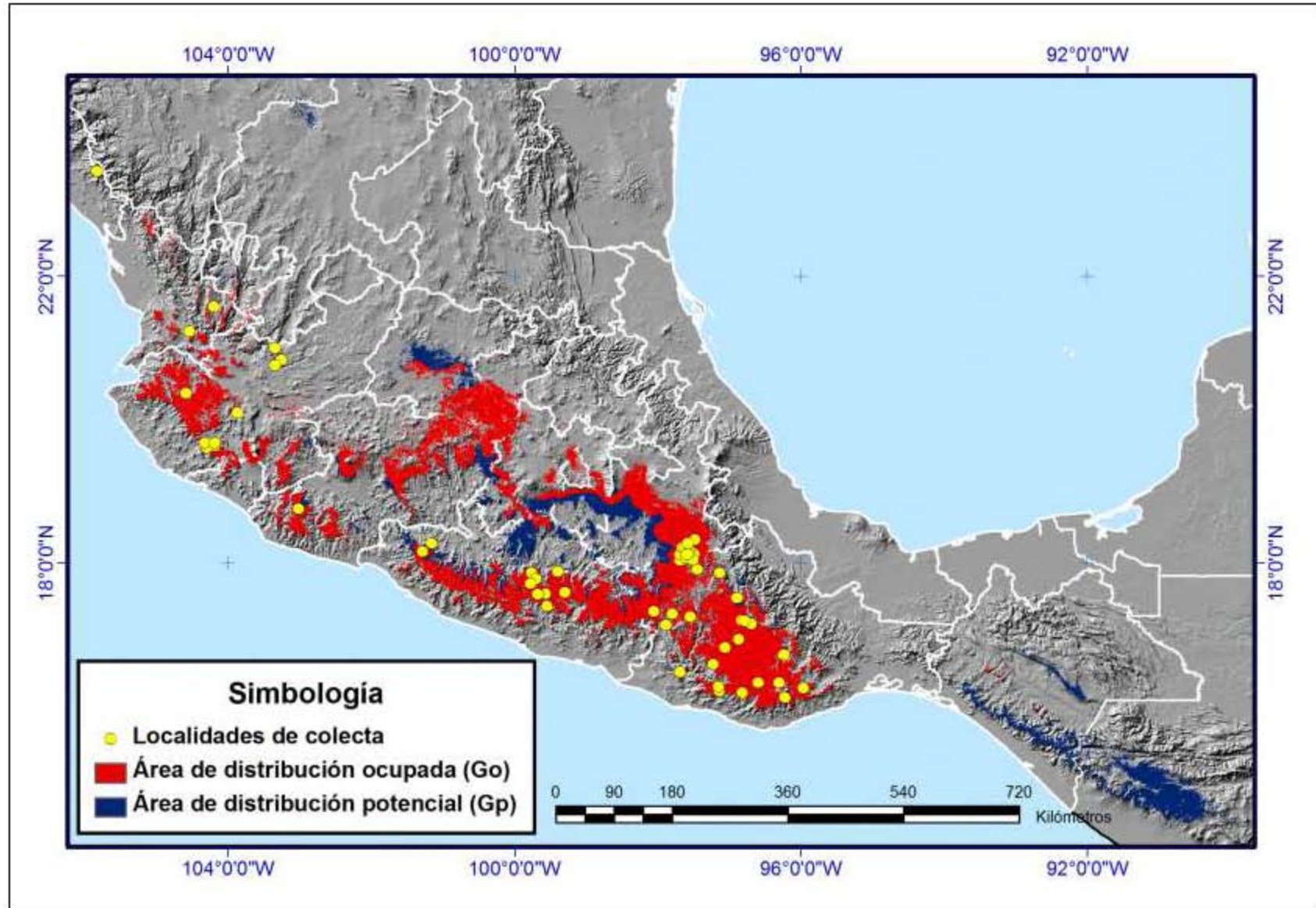
Figura 4.1. Ejemplos de modelos descartados. Se muestran algunos de los modelos de GARP (A-D) y Maxent (E-G) no empleados en este trabajo debido a su excesiva sobrepredicción y menor robustez (evaluada mediante el valor del AUC) de los modelos. A: *Laelia albida*, B: *L. autumnalis*, C: *L. furfuracea*, D: *L. speciosa*, E: *L. anceps* subsp. *dawsonii*, F: *L. crawshayana*, G: *L. aurea*. Se indica en gris oscuro el área predicha por los algoritmos; el símbolo “+” indica localidades de colecta. Para los modelos de GARP la partición de datos fue de 50/50 en A-B y 70/30 en C-D

Tabla 4.3. Resultados de la evaluación estadística de los modelos predictivos finales. A partir de estos datos es posible visualizar que los mejores modelos estadísticamente fueron obtenidos con el algoritmo Maxent.

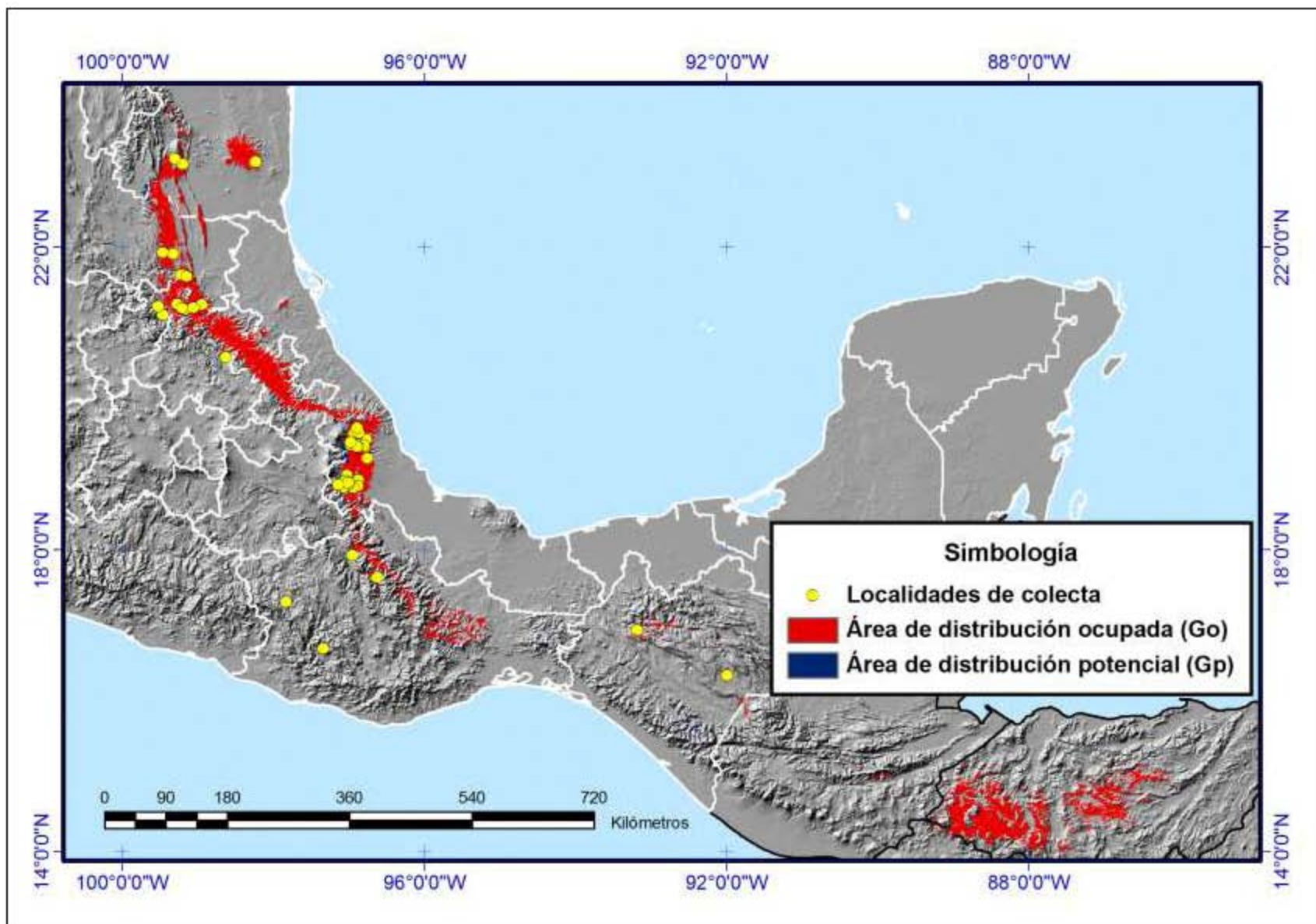
Especie de <i>Laelia</i>	AUC	Algoritmo de modelación	% puntos de entrenamiento / % puntos de prueba
<i>L. albida</i>	0.989	Maxent	50/50
<i>L. anceps</i> subsp. <i>anceps</i>	0.994	Maxent	50/50
<i>L. anceps</i> subsp. <i>dawsonii</i>	0.855	GARP	100/0
<i>L. aurea</i>	0.777	GARP	100/0
<i>L. autumnalis</i>	0.991	Maxent	50/50
<i>L. crawshayana</i>	0.855	GARP	100/0
<i>L. eyermaniana</i>	0.977	Maxent	70/30
<i>L. furfuracea</i>	0.996	Maxent	70/30
<i>L. gouldiana</i>	0.855	GARP	100/0
<i>L. halbingeriana</i>	0.777	GARP	100/0
<i>L. rubescens</i>	0.979	Maxent	50/50
<i>L. speciosa</i>	0.989	Maxent	70/30
<i>L. superbiens</i>	0.855	GARP	100/0

Área de distribución potencial (G_p) vs área de distribución ocupada (G_o)

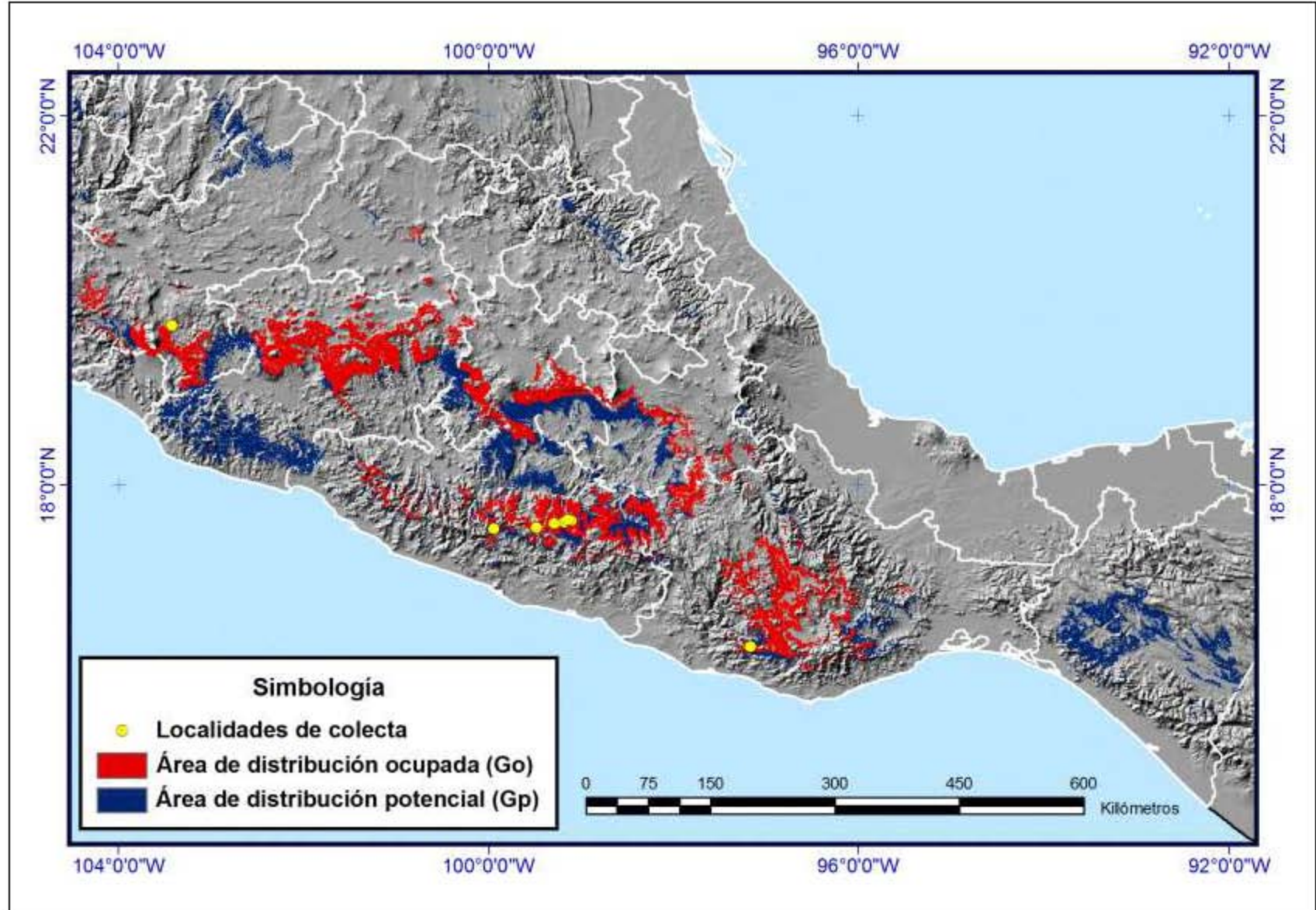
A continuación se muestran los mapas resultantes de las modelaciones consideradas las mejores según los criterios anteriormente expuestos (mapas 4.1-4.13). El color rojo representa las áreas de distribución ocupada (G_o), que de acuerdo a lo expuesto en el segundo capítulo son las áreas que poseen condiciones bióticas y abióticas apropiadas y que además están o han estado accesibles a la especie. La delimitación de G_o se obtuvo, como ya de mencionó, mediante el recorte del área predicha para estar limitada a la o las provincias biogeográficas (*sensu* CONABIO, 1997). Por otro lado, el color azul indica las áreas de distribución potencial (G_p), es decir aquellas áreas ambientalmente correctas para la sobrevivencia de una especie determinada, pero en las cuales la especie no ha sido localizada (de acuerdo con los datos de presencia).



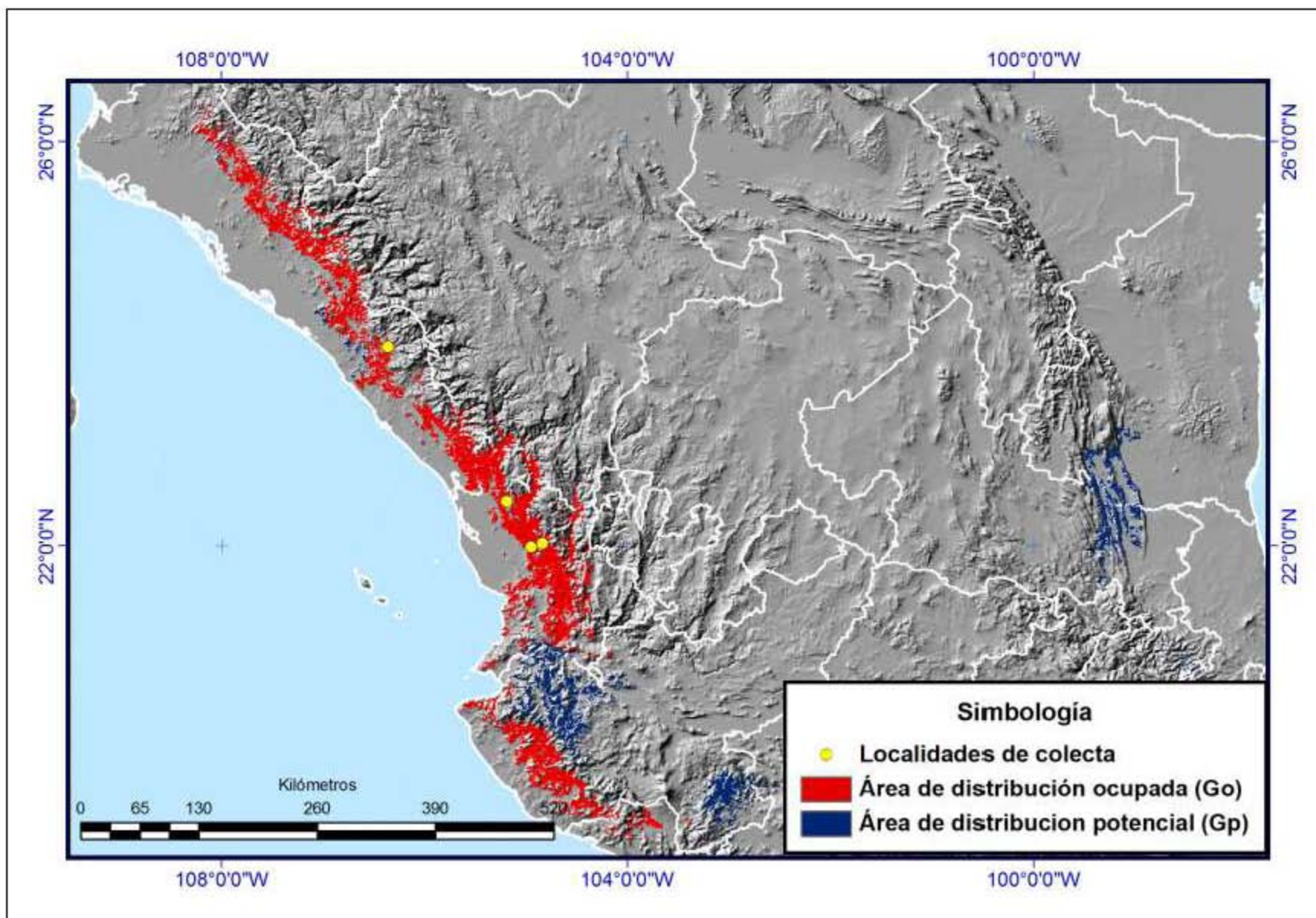
Mapa 4.1. Distribución de *Laelia albida*.



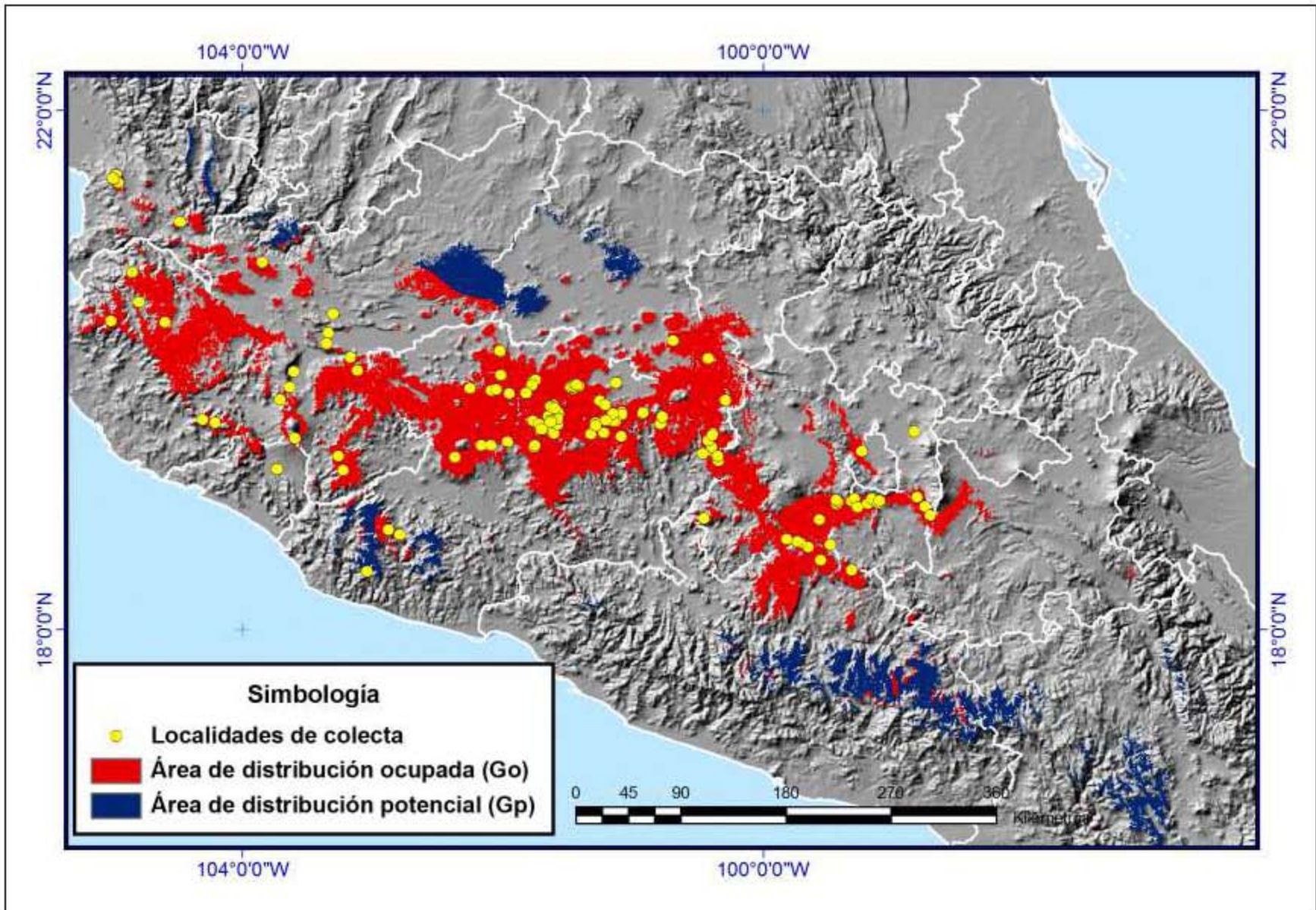
Mapa 4.2. Distribución de *Laelia anceps* subsp. *anceps*.



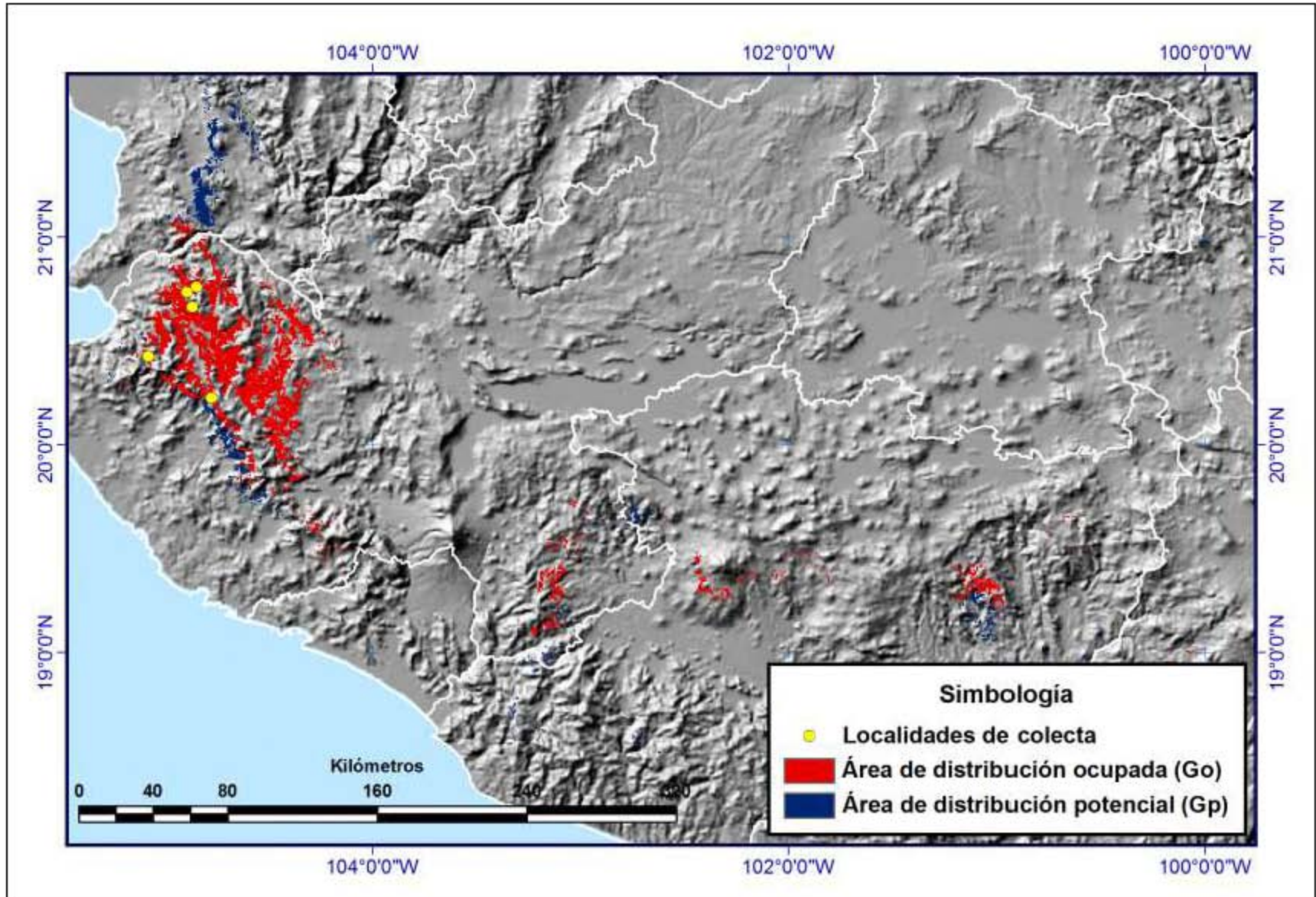
Mapa 4.3. Distribución de *Laelia anceps* subsp. *dawsonii*.



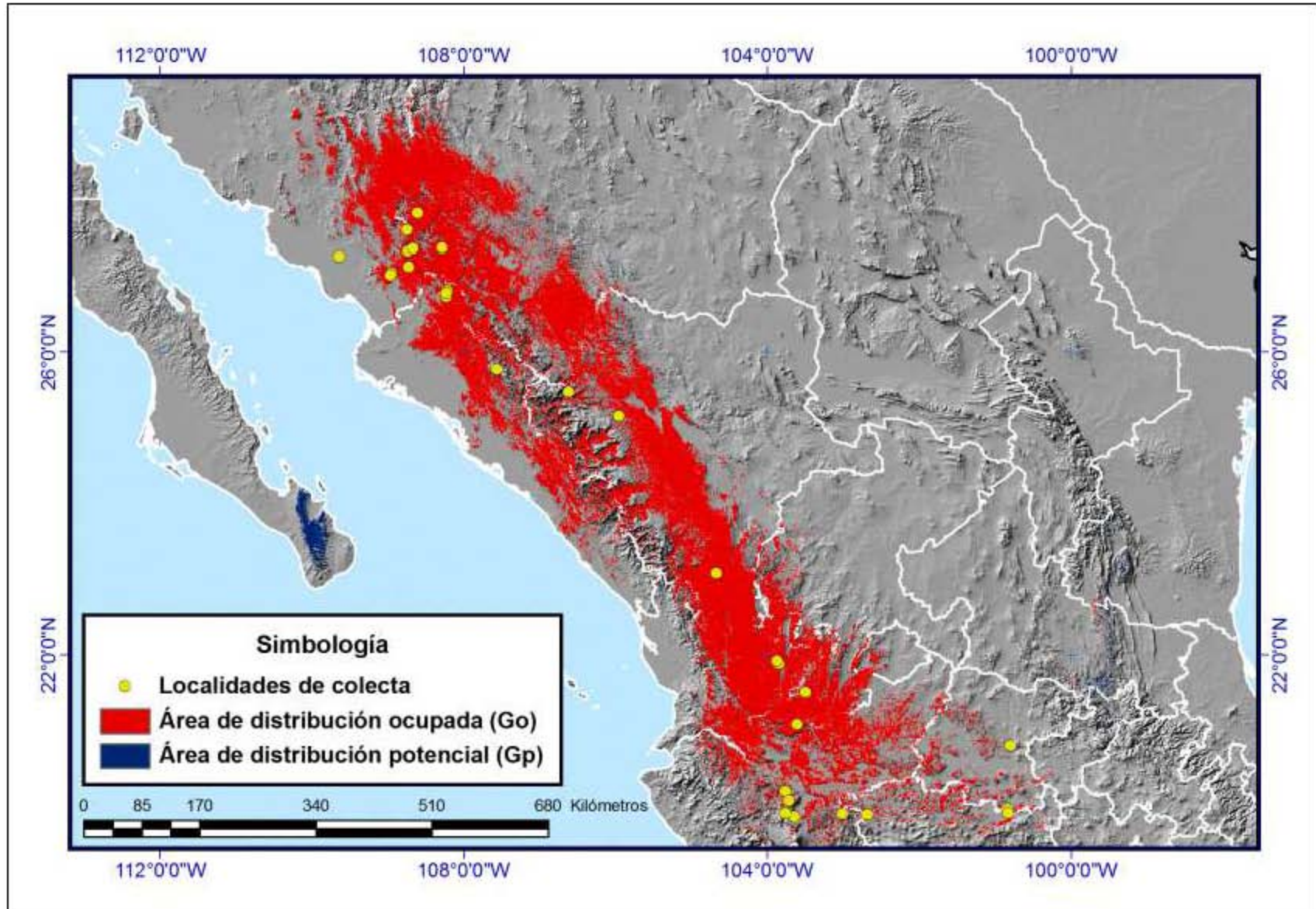
Mapa 4.4. Distribución de *Laelia aurea*.



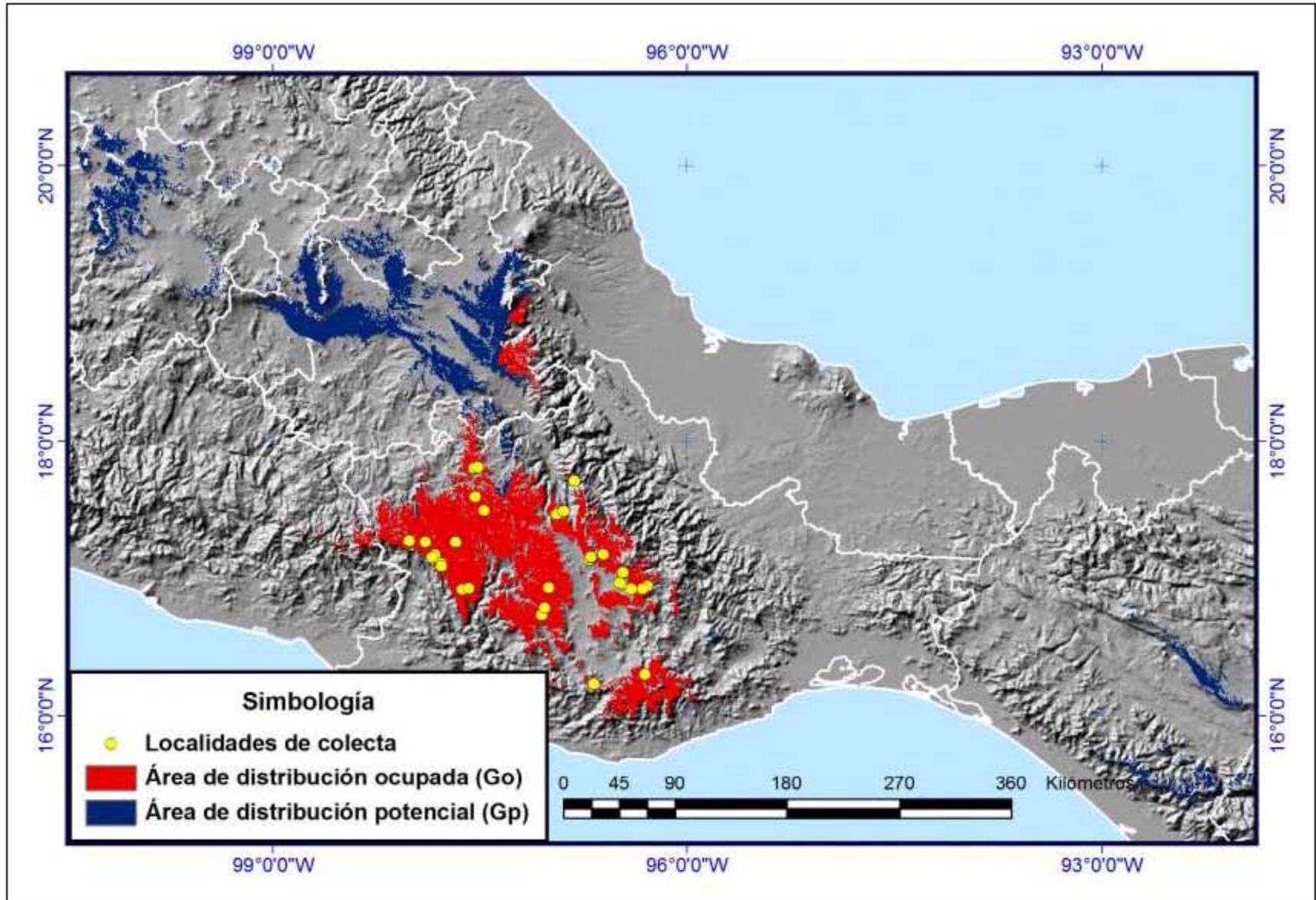
Mapa 4.5. Distribución de *Laelia autumnalis*.



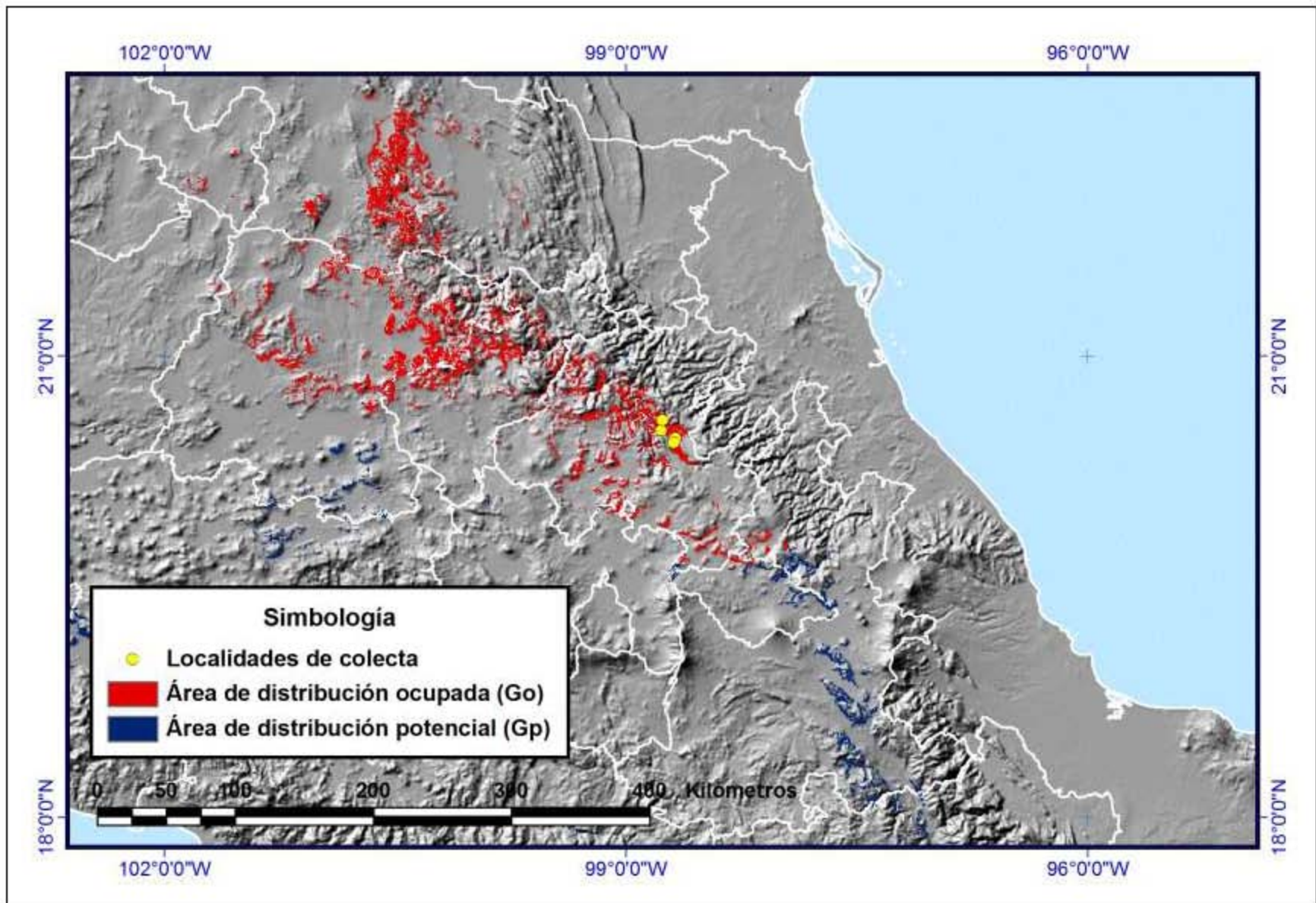
Mapa 4.6. Distribución de *Laelia crawshayana*.



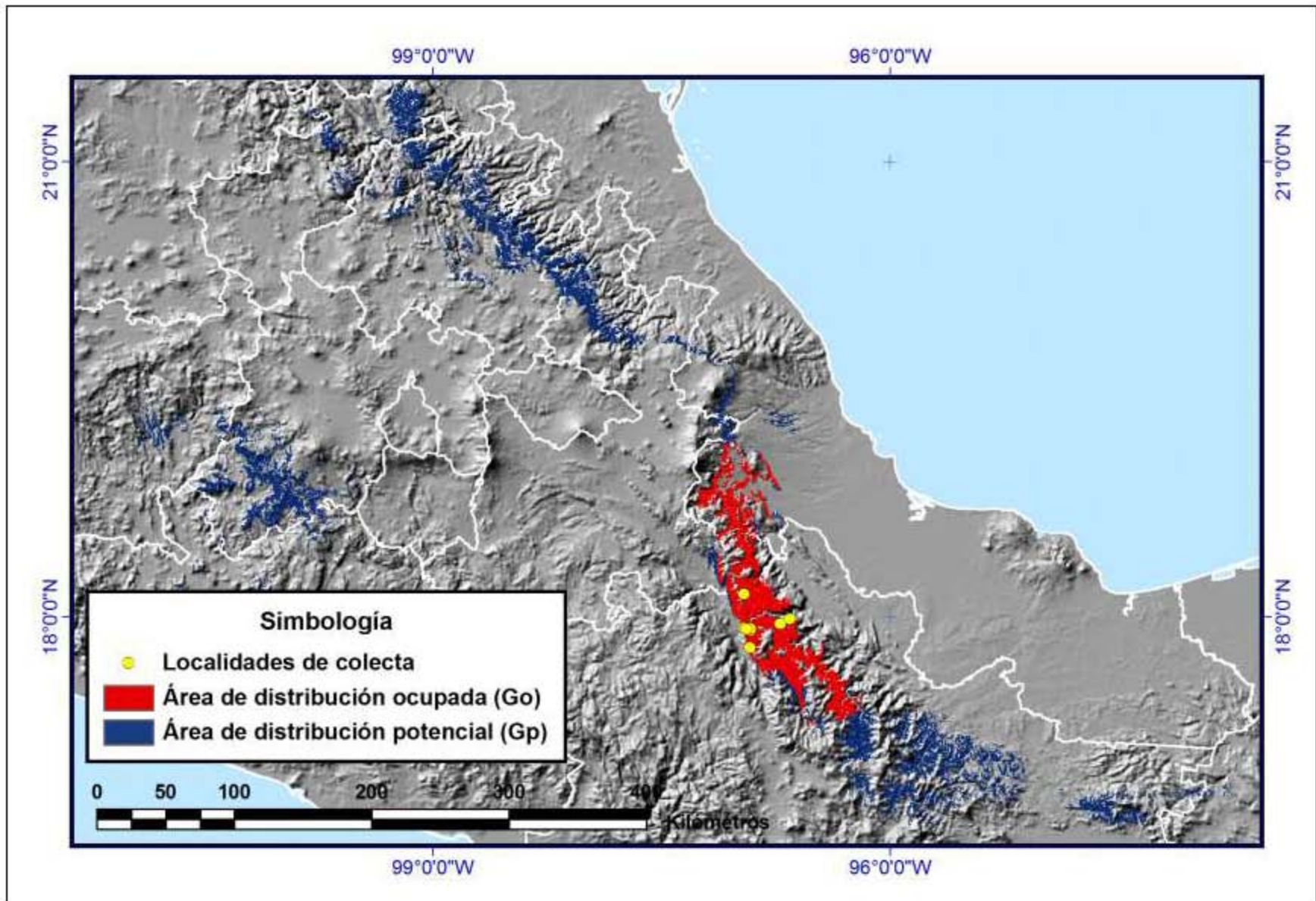
Mapa 4.7. Distribución de *Laelia eyermaniana*.



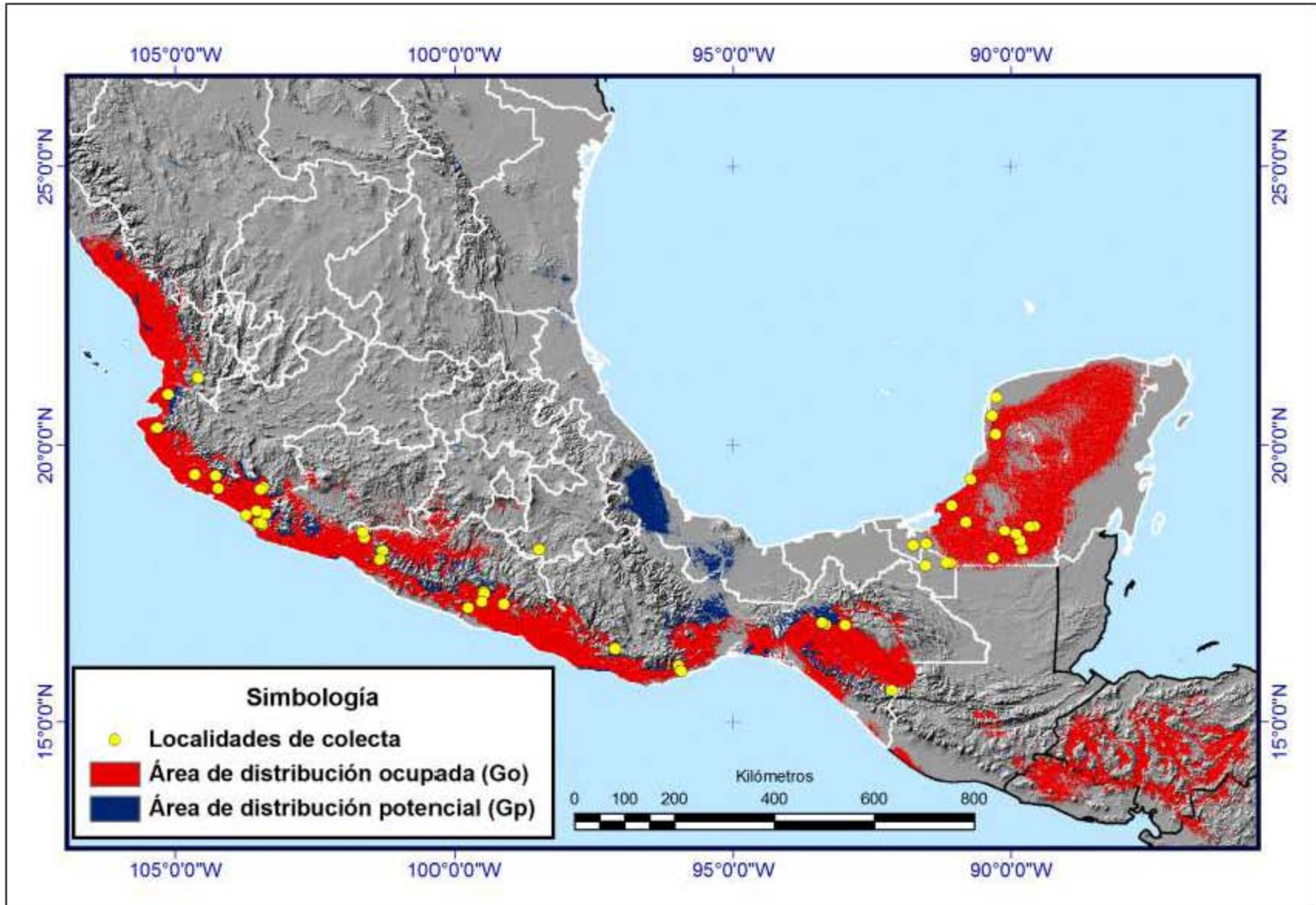
Mapa 4.8. Distribución de *Laelia furfuracea*.



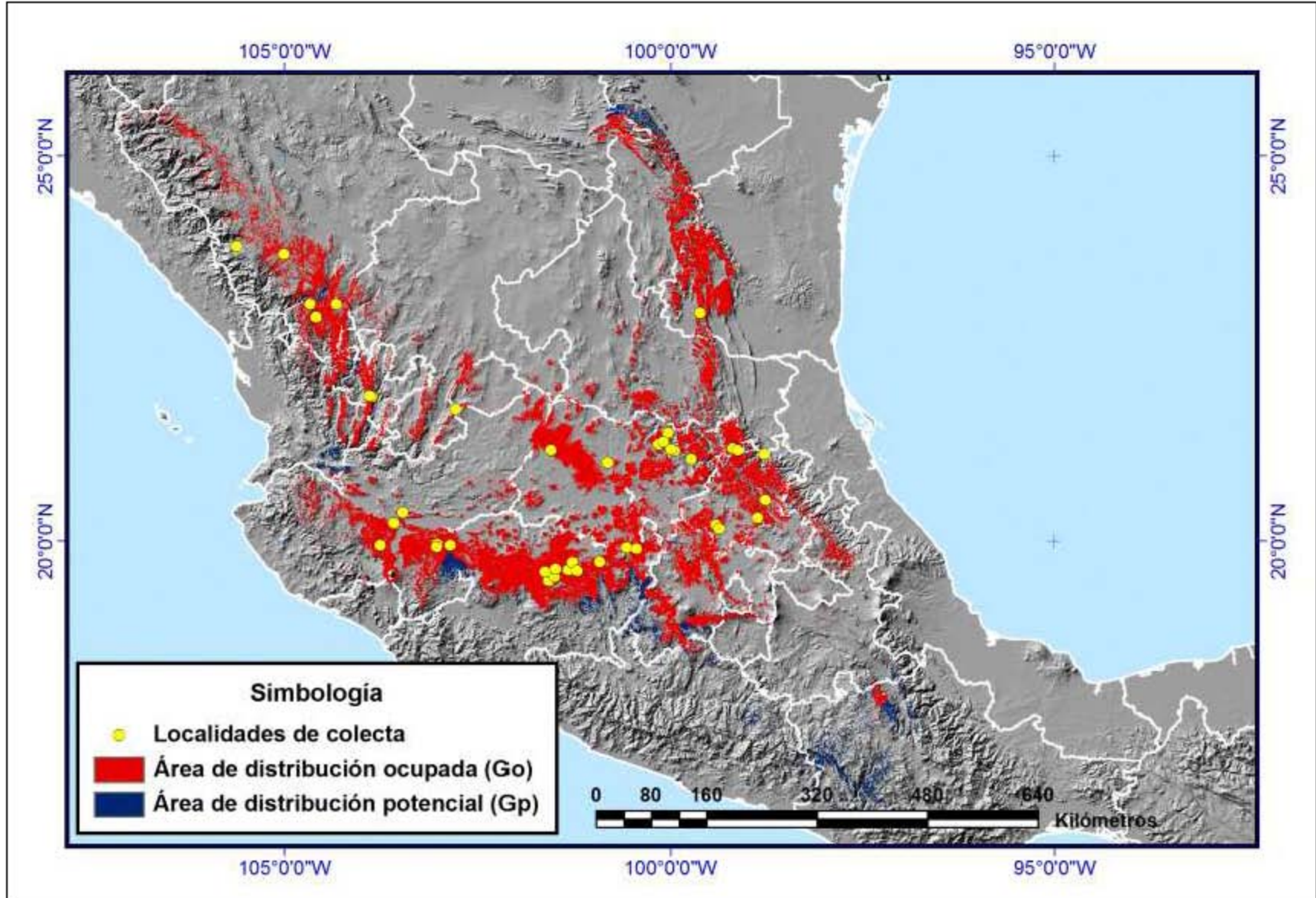
Mapa 4.9. Distribución de *Laelia gouldiana*.



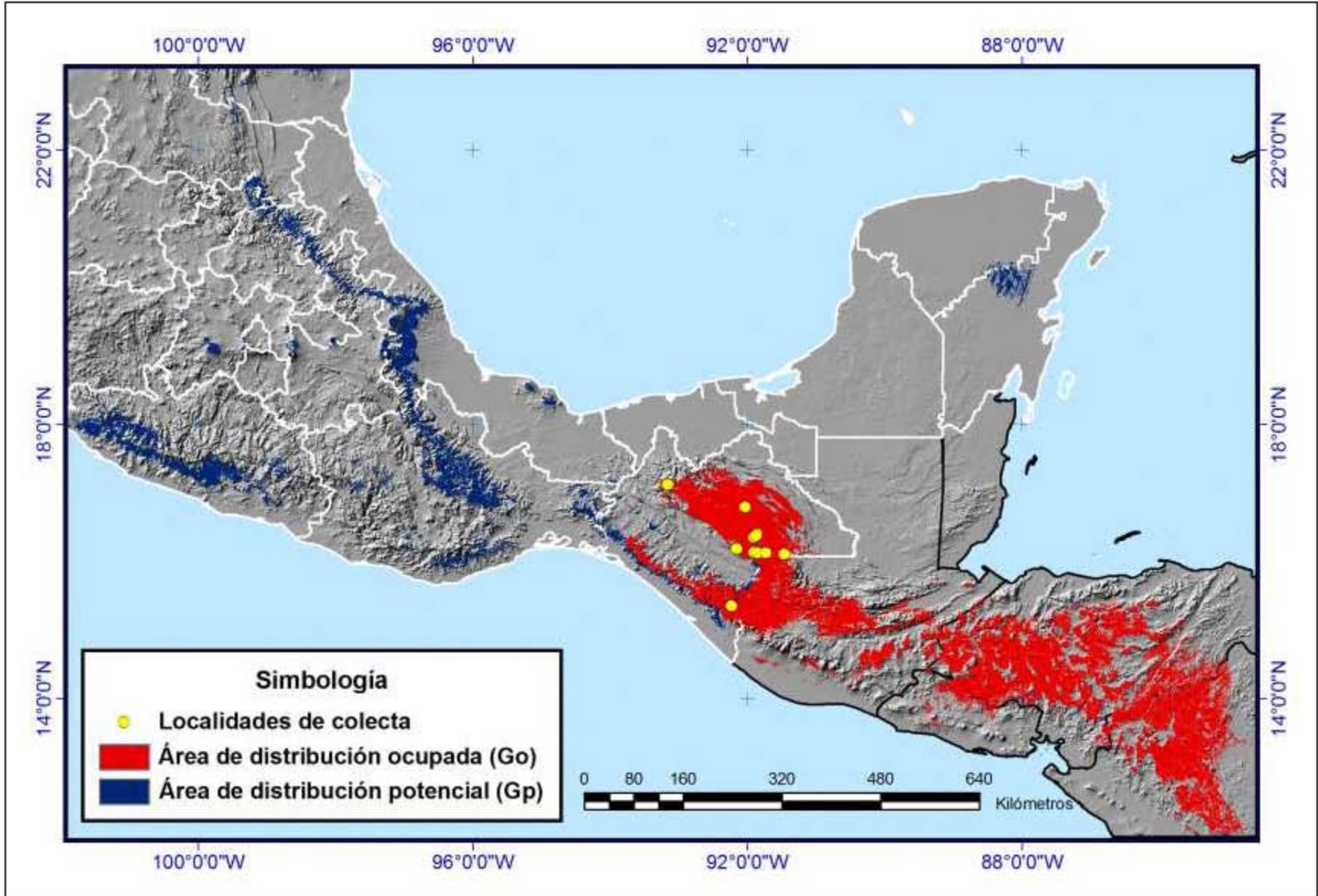
Mapa 4.10. Distribución de *Laelia halbingeriana*.



Mapa 4.11. Distribución de *Laelia rubescens*.



Mapa 4.12. Distribución de *Laelia speciosa*.



Mapa 4.13. Distribución de *Laelia superbiens*.

Cabe aclarar que los modelos de distribución de las especies *Laelia anceps* subsp. *anceps*, *L. rubescens* y *L. superbiens*, como es visualizado en los mapas anteriores, predicen superficies fuera del territorio mexicano y éstos son considerados como áreas de distribución ocupada (G_0), a pesar de no haber sido ajustados acorde con los límites de las provincias biogeográficas. Esto debido a la falta de información digital de provincias biogeográficas de Centroamérica. Sin embargo, dicha predicción coincide con la distribución conocida de las mencionadas especies, que no se restringe exclusivamente a México: *L. anceps* subsp. *anceps* se encuentra también en Guatemala y Honduras, *L. superbiens* en esos dos países y Nicaragua y *L. rubescens* se extiende por toda Centroamérica hasta Panamá (Halbinger y Soto-Arenas, 1997).

Al examinar los resultados de las modelaciones, para el caso de las predicciones de las áreas de distribución potenciales (G_p), los resultados predicen la existencia de ambientes adecuados prácticamente en todos los estados, con la única excepción de Baja California; a pesar que son dichas áreas dentro de 31 de 32 entidades federativas, su extensión con respecto a la superficie estatal, en varios de los casos resulta ínfima. Al hablar de las áreas de distribución ocupada (G_0) es posible observar la clara reducción de las G_p , aunque el número de entidades donde se distribuye el género sólo se vio reducido a 30, debido a la ausencia de G_0 en el estado de Baja California Sur. Para algunos casos la reducción de G_p resultó prácticamente insignificante (*Laelia anceps* subsp. *anceps*, *L. gouldiana* y *L. speciosa*) y en otros casos como *Laelia anceps* subsp. *dawsonii*, *L. halbingermana* o *L. superbiens* la reducción resultó sustancial.

La refinación de los modelos de distribución potencial a modelos de distribución ocupada a partir del recorte a las provincias biogeográficas ayudó a reducir el número de disyunciones poco probables en la distribución de casi todas las especies (ver mapas 4.10 y 4.13). Las áreas de distribución ocupada muestran una importante heterogeneidad en cuanto a la extensión de las áreas y su localización (y por ende, las preferencias ambientales de las especies), salvo por una constante: la predominancia de la preferencia por áreas montañosas (11 de los 13 modelos finales); esto fue evidente desde el proceso de georreferenciación de las base de datos, al estar el 80% del total de las localidades de colecta en alturas superiores a los 1000 m y reafirmado por casi todos los modelos de las especies del género (excepto para *L. aurea* y parcialmente para *L. rubescens*).

Las laelias se distribuyen en una superficie importante del país pero mostrando un patrón geográfico característico: en esencia las especies que se distribuyen preferentemente en las zonas montañosas estacionalmente más secas y frías, incluyendo a *L. albida*, *L. anceps* subsp. *dawsonii*, *L. autumnalis*, *L. crawshayana*, *L. eyermaniana*, *L. furfuracea*, *L. gouldiana* y *L. speciosa* están restringidas a las montañas mexicanas al oeste del Istmo de Tehuantepec, a pesar de la existencia de zonas con ambientes similares también al oriente del Istmo; en cambio, las laelias de zonas comparativamente bajas, como *L. anceps* subsp. *anceps*, *L. aurea*, y *L. rubescens*, se distribuyen a ambos lados del istmo, (ver mapas 4.2, 4.4 y 4.11). Por su parte, *Laelia halbingermana* y *L. superbiens* representan un par de especies vicariantes, es decir, con una distribución disyunta, a cada lado del Istmo (mapas 4.10 y 4.11; Salazar *et al.*, sometido). Tal parece que el Istmo de Tehuantepec funciona como una barrera natural para la mayoría de las laelias adaptadas a condiciones comparativamente xéricas y frías, que son endémicas de las montañas mexicanas al oeste de ese accidente geográfico.

Cálculo de la reducción del área de distribución ocupada por los CCUS y la representatividad de las laelias en áreas naturales protegidas (ANP)

Según los resultados obtenidos referidos al año 2007, dada la cartografía existente (INEGI, 2009), porcentualmente se tiene una pérdida media del 58.57% del área de distribución ocupada (G_0) de las especies de *Laelia*. A nivel de especie se tienen importantes cambios. Por ejemplo, especies como *Laelia eyermaniana* y *L. aurea* presentaron pérdidas en el orden del 38.61 y 39.8% respectivamente y en el caso de *L. anceps* subsp. *dawsonii* el porcentaje de reducción alcanzó el 67.49%.

Laelia eyermaniana en términos porcentuales fue la especie cuya superficie de distribución se redujo menos, pero fue la segunda especie que más superficie perdió en magnitud absoluta, sólo superada por *L. rubescens* (ver tabla 4.4). Al examinar los cálculos originales se encontró una clara correlación entre superficie total original y proporción de pérdida: las especies que presentaron una mayor área de distribución ocupada fueron las que presentaron una reducción superior de la misma, en tanto las de menor área de distribución ocupada tuvieron una menor reducción de su superficie ($r= 0.88$).

Las laelias de zonas montañosas coinciden espacialmente en gran medida entre ellas. *Laelia eyermaniana* en el sur de Durango, oriente de Nayarit y norte de Jalisco (ver mapa 4.20) es simpátrica con *L. speciosa* y *L. albida* en áreas donde existen importantes extensiones de bosques primarios (o existían hasta 2007) y vegetación secundaria en estado arbustiva y con relativamente poca destrucción de las coberturas naturales. *Laelia speciosa* es la única especie de este grupo que se distribuye hasta la Sierra Madre Oriental a través del Eje Volcánico Transversal; la forma de su distribución se asemeja una "U" amplia y bordea las provincias biogeográficas Altiplano Norte y Altiplano Sur (ver mapa 4.25). Visiblemente la fracción occidental de ocupación de esta especie ha sido la menos afectada, seguida por la sección oriental, que ha sido alterada medianamente en los estados de Tamaulipas e Hidalgo, aunque es en la Sierra Madre Oriental donde cuenta con las principales superficies de distribución continua [áreas de distribución existente (ADE)] sobre vegetación primaria, en Tamaulipas y San Luis Potosí.

Hacia el suroeste de la distribución de *Laelia speciosa* y sur de la de *L. eyermaniana*, más precisamente al este y centro del estado de Jalisco y sur de Nayarit, también se localizan otras tres especies: *L. anceps* subsp. *dawsonii*, *L. autumnalis* y *L. crawshayana* (ver mapas 4.16, 4.18-4.19). Aquí a pesar de la existencia de diversas ANP hay una importante pérdida de la cobertura vegetal original dentro de ellas, debido a su transformación principalmente en coberturas secundarias arbustivas seguido por las coberturas agrícolas-pecuarias-forestales. De las laelias de zonas montañosas, el taxón que más resultó afectado porcentualmente por los cambios de cobertura y uso del suelo (CCUS) fue *L. anceps* subsp. *dawsonii*, seguidas por *L. autumnalis* y *L. albida* y ocupan el 2°, 3° y 4° lugar en pérdida de áreas de distribución, respectivamente. Al continuar hacia el suroriente, en el límite meridional de *L. eyermaniana* y principal zona de distribución para *L. speciosa*, *L. autumnalis* y *L. anceps* subsp. *dawsonii* y una importante porción para *L. albida* (ver mapa 4.14), se aprecia una amplia porción del territorio mexicano sin coberturas originales, dada su transformación en áreas de producción agrícola, pecuaria o forestal.

Este grupo de laelias, al tener preferencia por los bosques de montaña no están representadas en la región biogeográfica de la Depresión del Balsas y su continuidad hacia el sur se dio a través de la

provincia del Eje Volcánico (*L. autumnalis* y *L. speciosa*) o la Sierra Madre del Sur (*L. albida*, *L. anceps* subsp. *dawsonii* y *L. furfuracea*). Sin embargo, se puede señalar de manera generalizada, que ambas provincias están fuertemente deforestadas debido a que sólo existen relictos de vegetación primaria en las partes altas de las montañas presentes en ambas, por ejemplo la zona nororiental del estado de Michoacán y la alta montaña del estado de Guerrero para la provincia del Eje Volcánico y Sierra Madre del Sur, respectivamente. Las principales causas de la transformación, en orden descendente son CCUS hacia coberturas agrícolas-pecuarias-forestales, coberturas vegetales secundarias en estado arbustivo y vegetación inducida, situación particularmente acentuada en la región centro del estado de Oaxaca; no es de extrañar que las tres especies que habitan tal estado (*L. albida*, *L. anceps* subsp. *dawsonii* y *L. furfuracea*) presenten pérdidas superiores al promedio para las especies del género, además que en el caso de *L. furfuracea* sus áreas de distribución se encuentran, en su mayor parte, sobre coberturas de bosque secundario (sólo el 32% se localiza en coberturas vegetales primarias).

Para las laelias de zonas tropicales húmedas el principal motivo de la reducción de sus hábitats han sido las actividades agrícolas-pecuarias-forestales, donde el caso más sustancial de cambio fue para *L. anceps* subsp. *anceps* (ver mapa 4.15), pues estas actividades afectaron un 63.67% de su superficie de distribución (G_0) en el país. En el caso de *L. halbingeriana* y *L. superbiens* (ver mapas 4.23 y 4.26) las actividades agropecuarias también fueron determinantes en la reducción de sus ambientes naturales en un 57.03% y 39.27%, respectivamente.

La segunda más importante transición de coberturas en la distribución de las laelias de zonas tropicales húmedas fue hacia vegetación secundaria en estado arbustivo, que en su conjunto con las coberturas agrícolas-pecuarias-forestales provocaron al menos el 78% de la pérdida en cada una de las especies. La transformación de la vegetación natural es tal en esta región del país, que el área de distribución existente (ADE) de *Laelia halbingeriana* se localiza principalmente sobre coberturas secundarias en estado arbóreo, precisamente en un 52.75 y 47.87% para el caso de *L. superbiens*; en *L. anceps* subsp. *anceps* representa el 27.03%, probablemente explicado por su más amplia distribución (en comparación con las otras dos especies), existiendo una significativa diferencia entre el grado de deterioro entre las porciones norte y sur de su área de distribución (mayor en la región sur y menor en la norte, ver mapa 4.15).

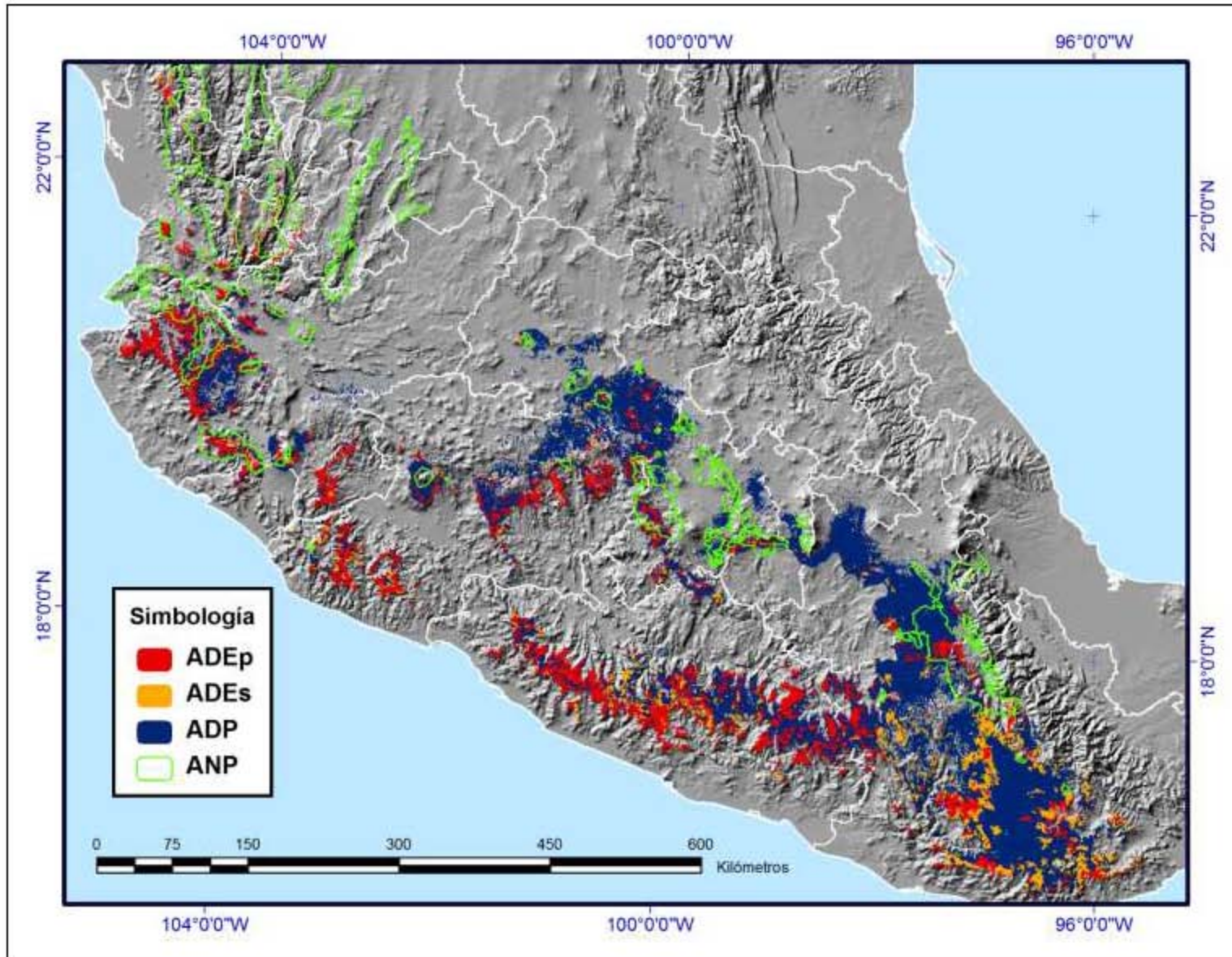
Entre las laelias de zonas tropicales subhúmedas, *L. rubescens* presenta la mayor reducción del área de distribución en términos de superficie, además del hecho de que, al igual que especies como *L. halbingeriana* y *L. furfuracea*, su ADE se distribuya en su mayor parte sobre coberturas secundarias en estado arbóreo (en un 65.29%). La causa de esa reducción, como sucede en todas las demás especies del género *Laelia*, es el CCUS hacia coberturas agrícolas-pecuarias-forestales. Sin embargo, *Laelia aurea* resultó estar entre las especies mejor situadas en cuanto a la reducción de su área de distribución ocupada, pues porcentualmente y en orden decreciente, fue la penúltima de todo el género (siendo *L. eyermaniana* la última). Las dos especies de este grupo coincidieron en la segunda causa de pérdida de superficies, la transformación de las selvas hacia vegetación en estado secundario arbustivo; dicha pérdida representó el 27.41% en *Laelia aurea* y el 30.53% en *L. rubescens*. En cuanto a su distribución en vegetación en estado secundario arbóreo, para *L. aurea* esta superficie representó el 26.85%, muy inferior a lo calculado para *L. rubescens* (65.29%), sin embargo, para ambas hubo una clara concentración de dichas áreas en regiones particulares de México. En *L. aurea*, ésta se acentuó en la porción central de su distribución, centro norte de Nayarit y sur de Sinaloa y en *L. rubescens* básicamente en toda la península de Yucatán.

Tabla 4.4. Cálculo de la reducción de áreas de distribución de las laelias para el año 2007 en México y cuantificación del área que es resguardada por los distintos sistemas de áreas naturales protegidas. ADE: área de distribución existente, ADEp: área de distribución existente en vegetación primaria, ADEs: área de distribución existente en vegetación secundaria, ANP: área natural protegida, G_o: área de distribución ocupada.

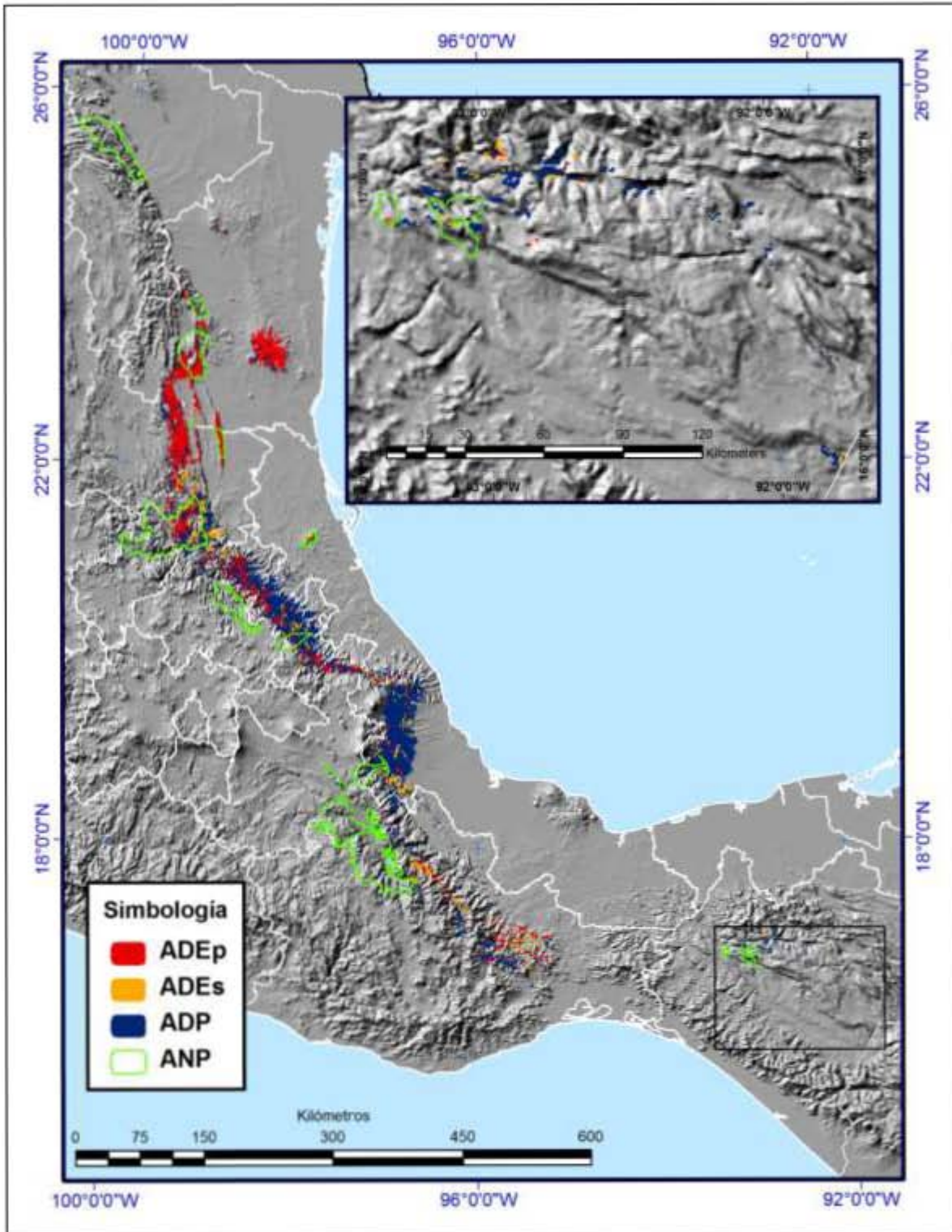
Especie de <i>Laelia</i>	G _o (km ²)	ADEp (km ²)	ADEs (km ²)	ADE (km ²)	Reducción de G _o (%)	ADE en ANP federales (%)	ADE en ANP no federales (%)	ADE en ANP total (%)
<i>L. albida</i>	82,957.62	20,575.91	8,455.65	29,031.56	65.00	9.61	0.92	10.53
<i>L. anceps</i> subsp. <i>anceps</i>	21,981.94	6,919.31	2,564.15	9,483.46	56.86	10.03	5.54	15.57
<i>L. anceps</i> subsp. <i>dawsonii</i>	32,956.61	8,184.97	2,530.75	10,715.72	67.49	7.10	1.13	8.23
<i>L. aurea</i>	20,676.71	9,104.89	3,343.30	12,448.19	39.80	18.26	1.30	19.56
<i>L. autumnalis</i>	46,173.80	13,571.16	2,293.11	15,864.27	65.64	15.27	1.86	17.13
<i>L. crawshayana</i>	3,357.17	1,296.18	89.84	1,386.02	58.71	25.26	-	25.26
<i>L. eyermaniana</i>	146,837.95	81,006.07	9,132.51	90,138.58	38.61	16.94	0.43	17.37
<i>L. furfuracea</i>	16,484.71	2,041.85	4,326.82	6,368.67	61.37	2.58	0.08	2.66
<i>L. gouldiana</i>	8,180.28	1,733.15	126.67	1,859.82	77.26	19.19	8.19	27.38
<i>L. halbingeriana</i>	4,197.33	862.66	963.40	1,826.06	56.49	12.25	0.08	12.32
<i>L. rubescens</i>	193,278.44	28,725.99	54,034.17	82,760.17	57.18	12.28	5.36	17.64
<i>L. speciosa</i>	81,564.55	29,832.85	5,235.33	35,068.18	57.01	21.10	4.59	25.69
<i>L. superbiens</i>	21,855.02	4,565.15	4,193.40	8,758.56	59.92	24.44	5.63	30.07
Media	52,346.32	16,032.32	7,483.78	23,516.10	58.57	14.95	2.70	17.65

Tabla 4.5. Tres principales coberturas antrópicas resultantes de la transformación de áreas de distribución ocupada (G_o) en áreas de distribución perdida (ADP) por especie, según la carta de Uso del Suelo y Vegetación (INEGI, 2007). Los números superiores indican porcentajes y los inferiores kilómetros cuadrados.

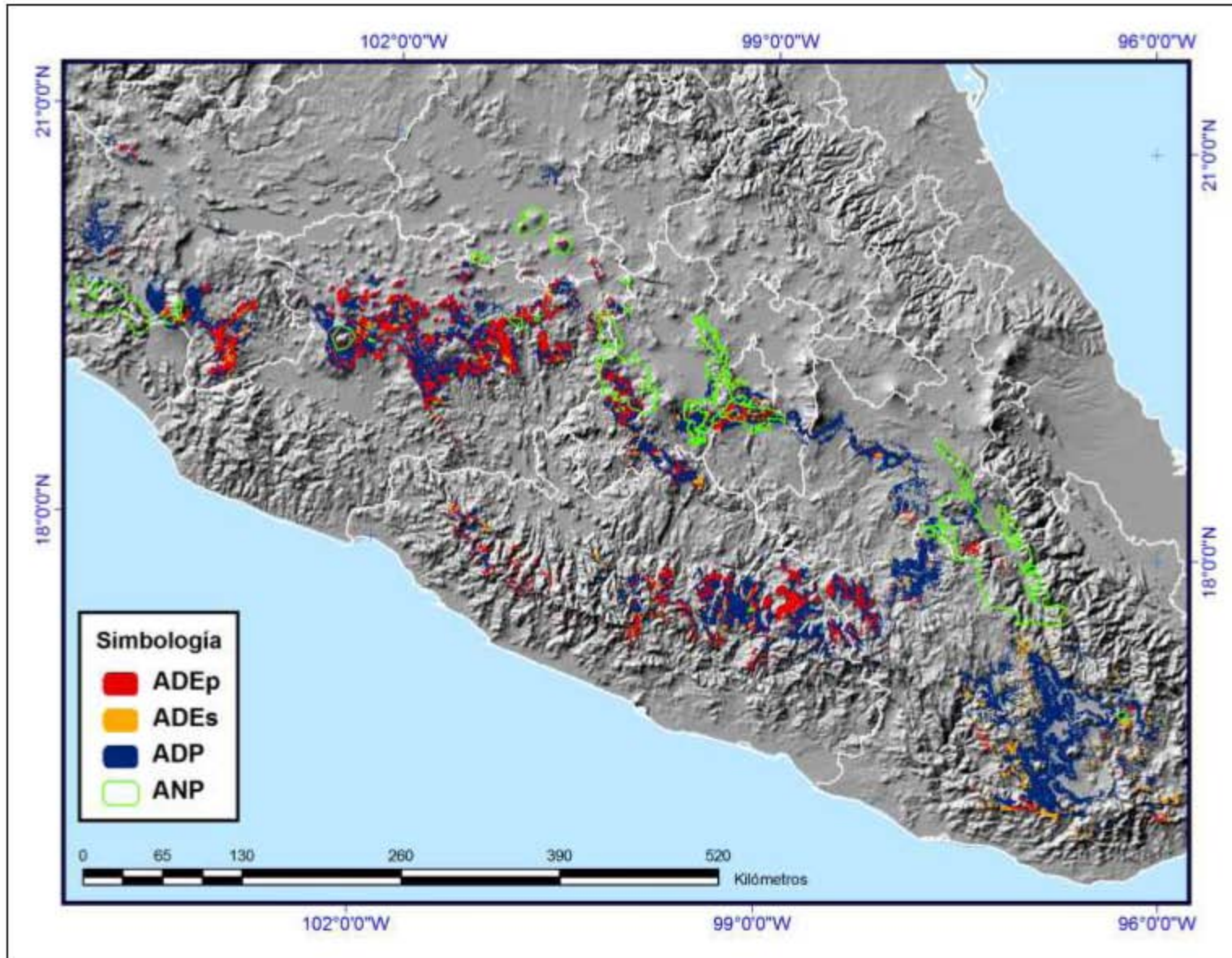
Especie de <i>Laelia</i>	Agrícola, pecuaria, forestal	Bosque sec. arbustivo	Matorral xerófilo	Selva sec. arbustiva	Vegetación inducida	Otras	Pérdida
<i>L. albida</i>	39.41 21,254.01	29.09 15,690.00			17.42 9,391.93	14.08 7,592.52	100 53,928.47
<i>L. anceps</i> subsp. <i>anceps</i>	63.67 7,958.13	17.34 2,167.06		8.78 1,097.05		10.21 1,275.91	100 12,498.15
<i>L. anceps</i> subsp. <i>dawsonii</i>	39.85 8,873.64	28.59 6,366.77			18.49 4,117.32	13.07 2,910.51	100.00 22,268.23
<i>L. aurea</i>	45.73 3,763.30	14.48 1,191.68		27.41 2,255.39		12.37 1,018.15	100 8,228.53
<i>L. autumnalis</i>	48.92 14,827.97	23.48 7,118.49			13.16 3,987.59	14.44 4,377.06	100.00 25,934.04
<i>L. crawshayana</i>	22.16 436.78	52.99 1,044.59			18.39 362.59	6.45 127.20	100 1,971.15
<i>L. eyermaniana</i>	30.44 17,256.59	27.01 15,316.75		16.93 9,597.38		25.62 14,528.64	100 56,699.37
<i>L. furfuracea</i>	28.52 2,884.65	43.57 4,407.41			24.00 2,427.78	3.92 396.20	100 10,116.04
<i>L. gouldiana</i>	17.84 1,127.71	20.41 1,290.46	32.79 2,073.26			28.96 1,831.10	100 6,322.52
<i>L. halbingeriana</i>	57.03 1,352.32	30.06 712.72		7.23 171.38		5.69 134.85	100 2,371.27
<i>L. rubescens</i>	46.42 51,305.01	8.41 9,297.09		30.53 33,745.49		14.63 16,170.69	100.00 110,518.27
<i>L. speciosa</i>	35.21 16,378.93	26.36 12,261.39			12.45 5,790.44	25.98 12,081.65	100 46,512.42
<i>L. superbians</i>	39.27 5,141.12	39.36 5,153.73			11.69 1,530.56	9.68 1,266.81	100 13,092.23
Pérdida	41.18 152,560.15	22.14 82,018.15	0.56 2,073.26	12.65 46,866.69	7.45 27,608.21	17.20 63,711.31	100 370,460.70



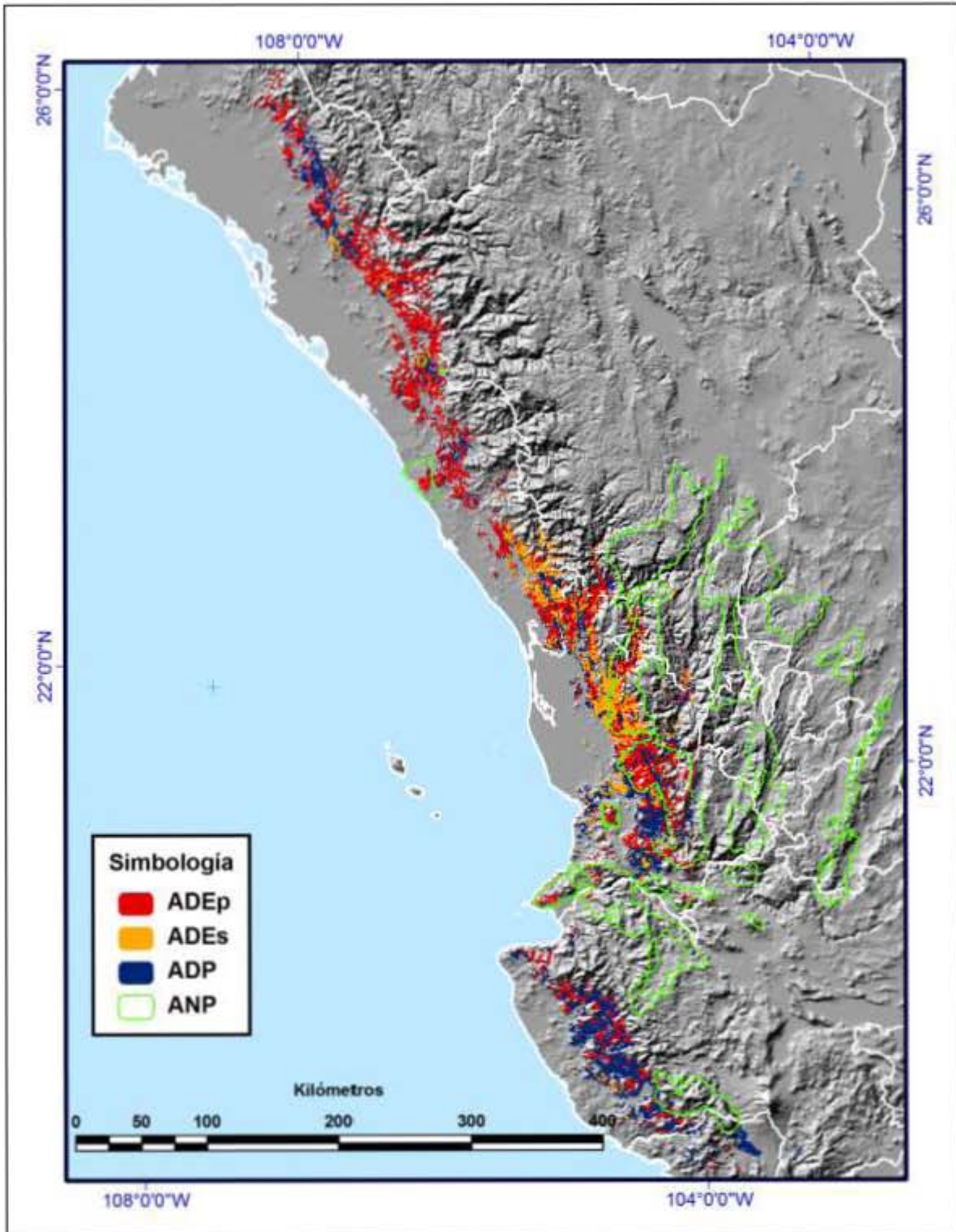
Mapa 4.14. Distribución de *Laelia albida* resultante de los cambios de uso del suelo. ADEp: área de distribución existente en vegetación primaria, ADEs: área de distribución existente en vegetación secundaria arbórea, ADP: área de distribución perdida, ANP: área natural protegida.



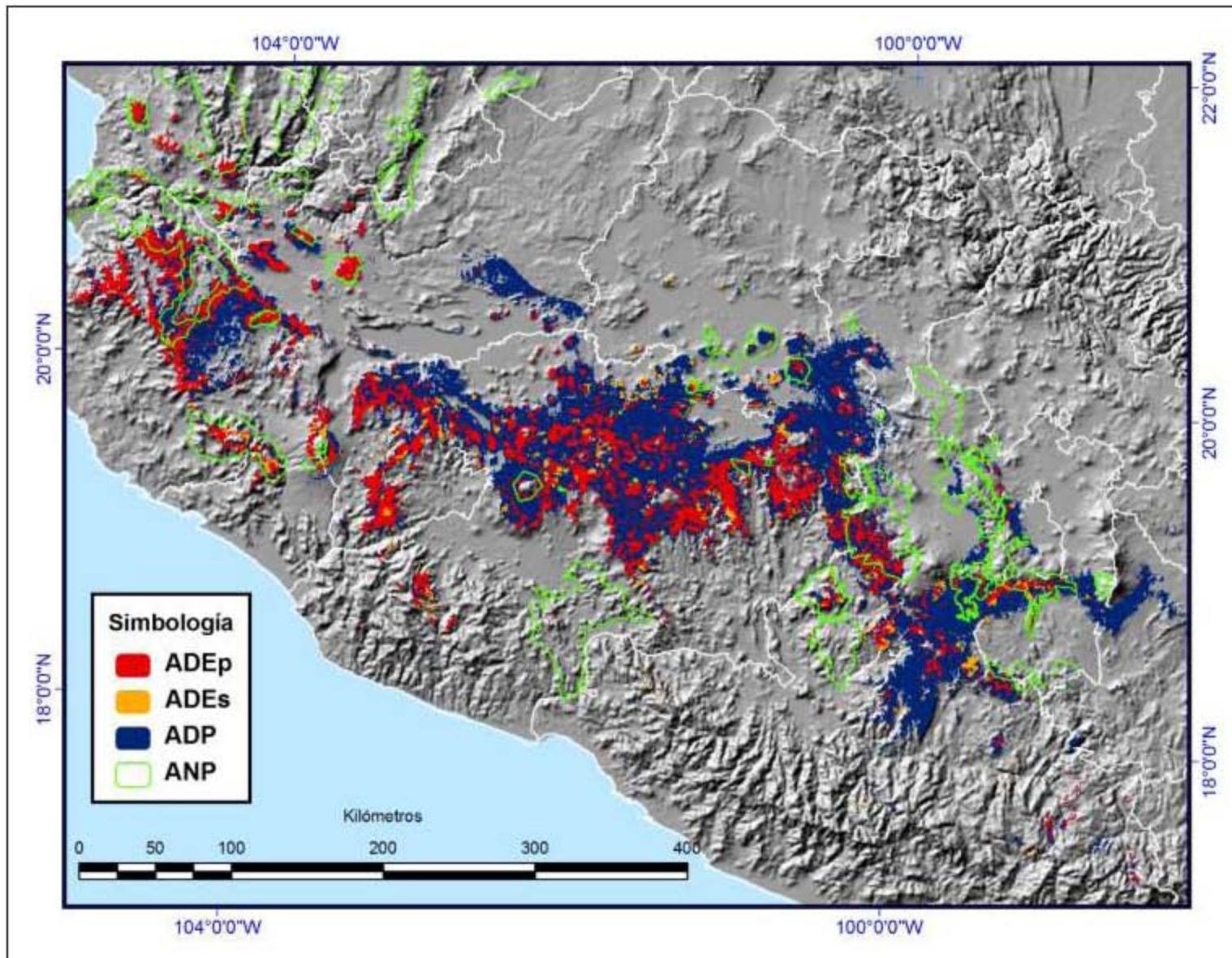
Mapa 4.15. Distribución de *Laelia anceps* subsp. *anceps* resultante de los cambios de uso del suelo. ADEp: área de distribución existente en vegetación primaria, ADEs: área de distribución existente en vegetación secundaria arbórea, ADP: área de distribución perdida, ANP: área natural protegida.



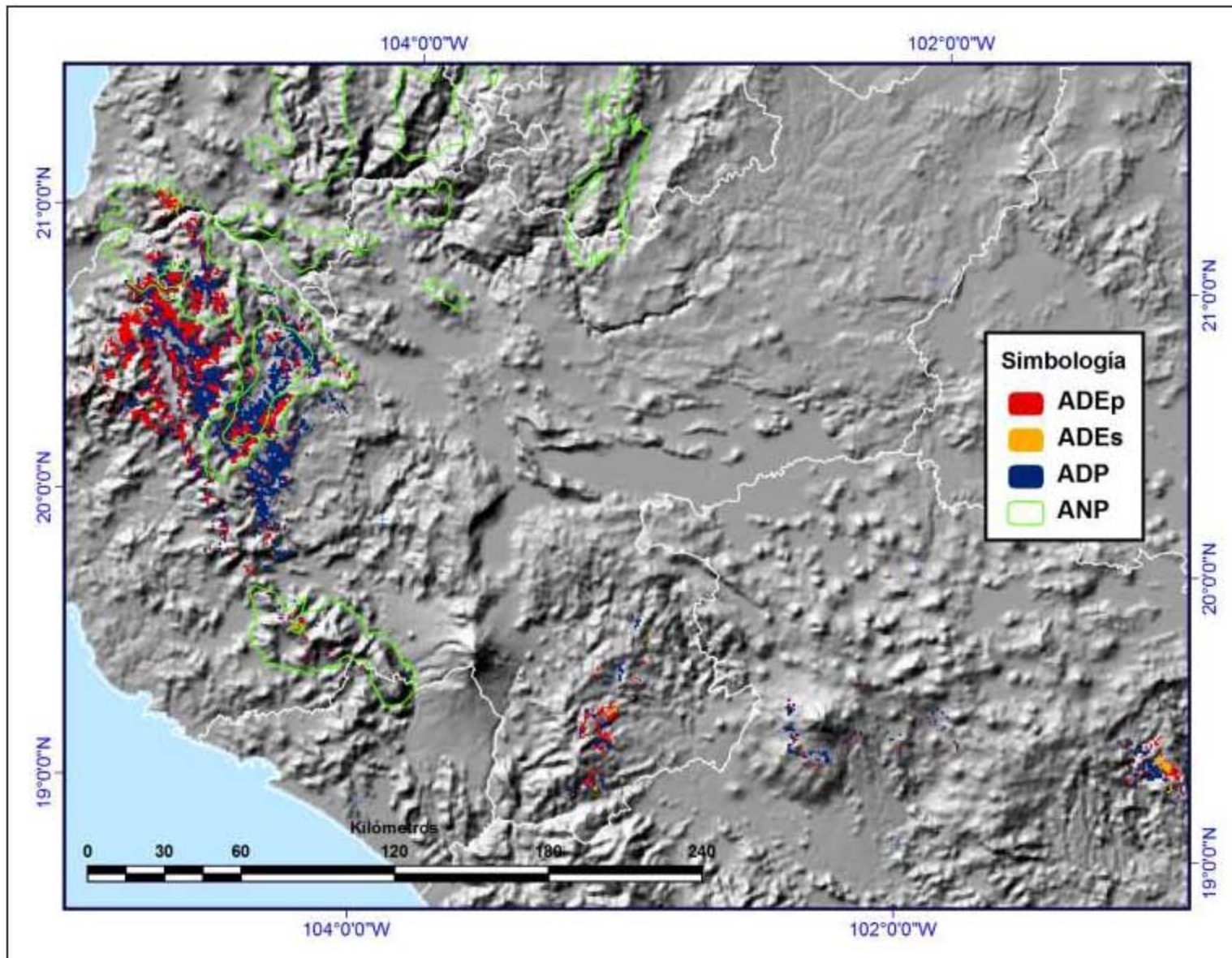
Mapa 4.16. Distribución de *Laelia anceps* subsp. *dawsonii* resultante de los cambios de uso del suelo. ADEp: área de distribución existente en vegetación primaria, ADEs: área de distribución existente en vegetación secundaria arbórea, ADP: área de distribución perdida, ANP: área natural protegida.



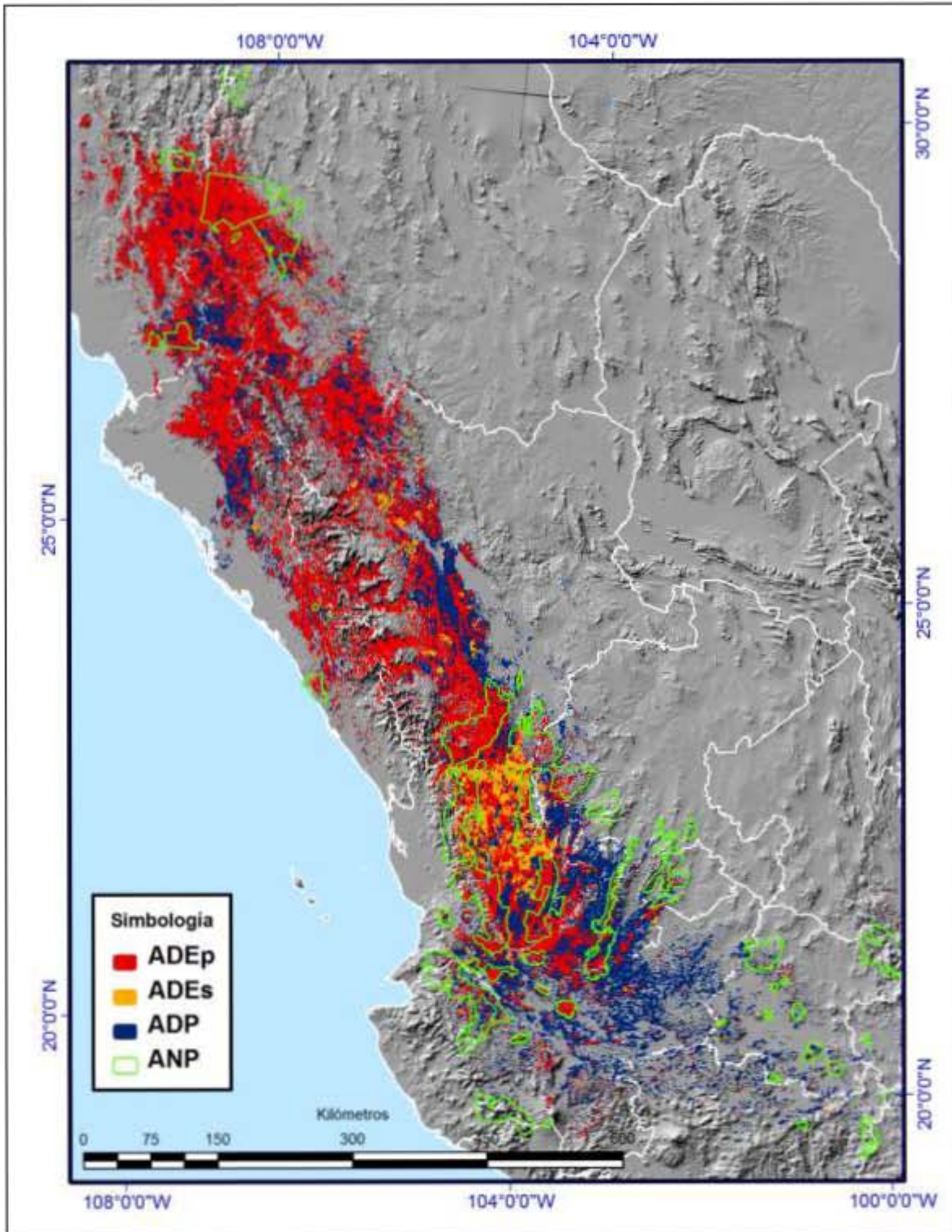
Mapa 4.17. Distribución de *Laelia aurea* resultante de los cambios de uso del suelo. ADEp: área de distribución existente en vegetación primaria, ADEs: área de distribución existente en vegetación secundaria arbórea, ADP: área de distribución perdida, ANP: área natural protegida.



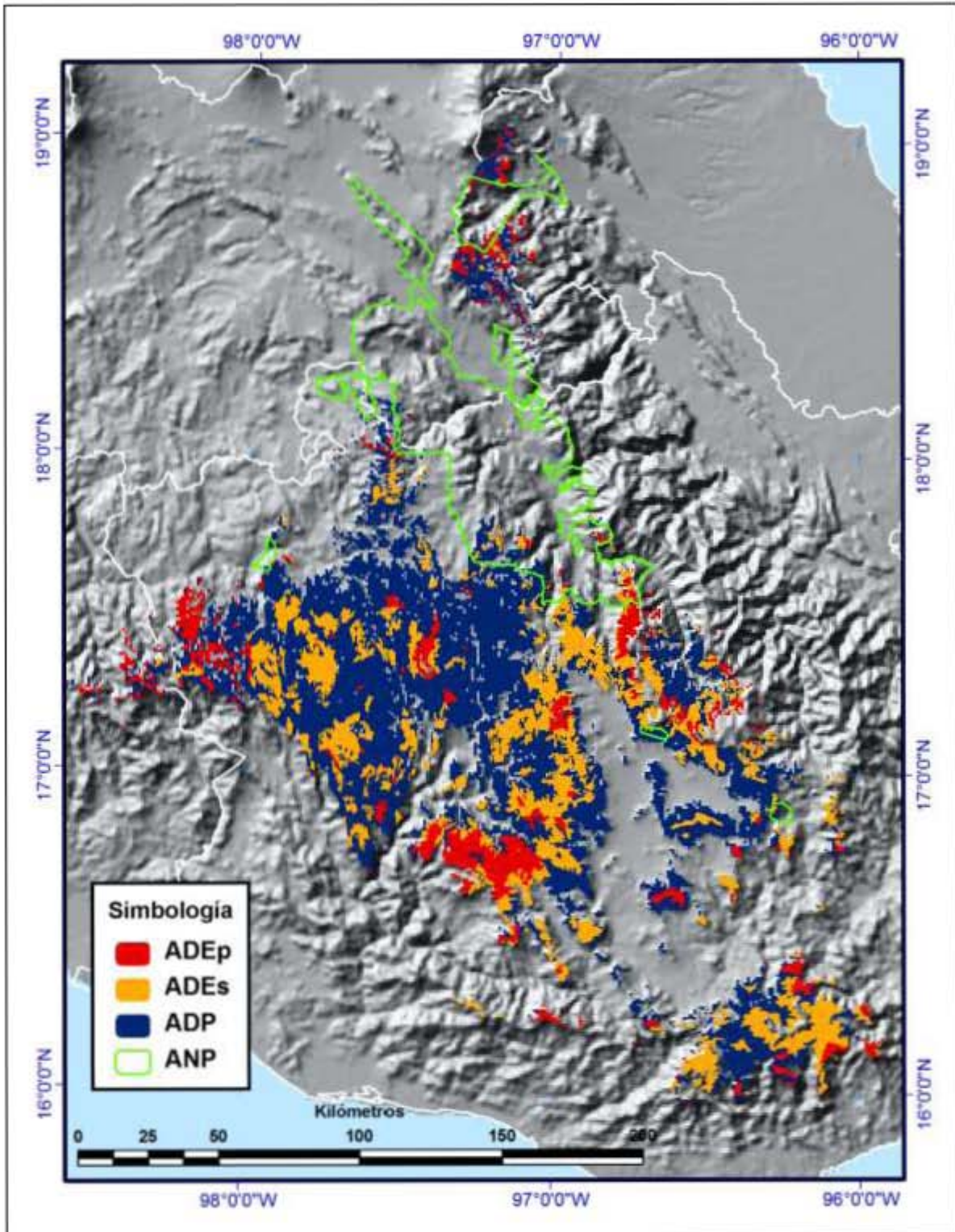
Mapa 4.18. Distribución de *Laelia autumnalis* resultante de los cambios de uso del suelo. ADEp: área de distribución existente en vegetación primaria, ADEs: área de distribución existente en vegetación secundaria arbórea, ADP: área de distribución perdida, ANP: área natural protegida.



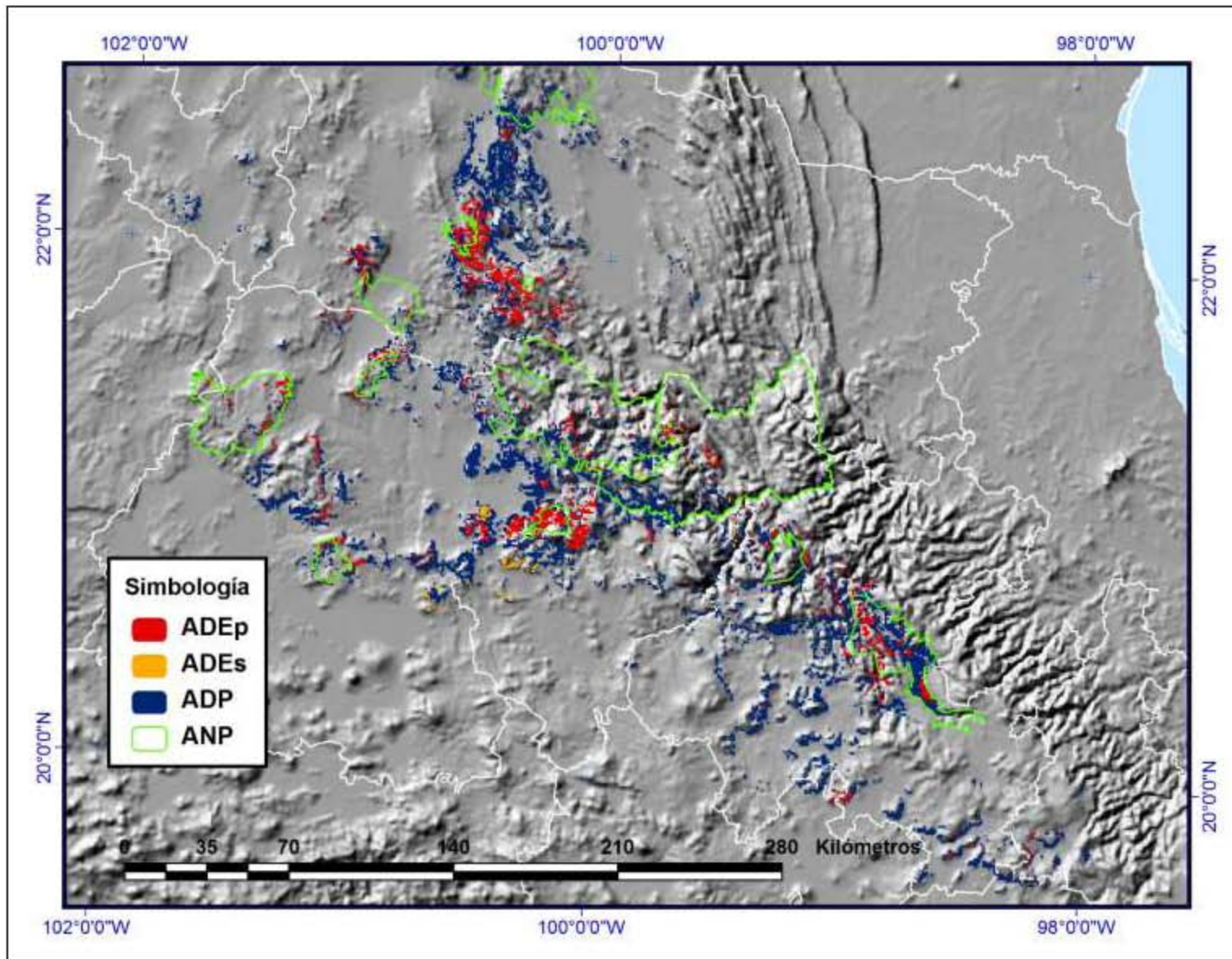
Mapa 4.19. Distribución de *Laelia crawshayana* resultante de los cambios de uso del suelo. ADEp: área de distribución existente en vegetación primaria, ADEs: área de distribución existente en vegetación secundaria arbórea, ADP: área de distribución perdida, ANP: área natural protegida.



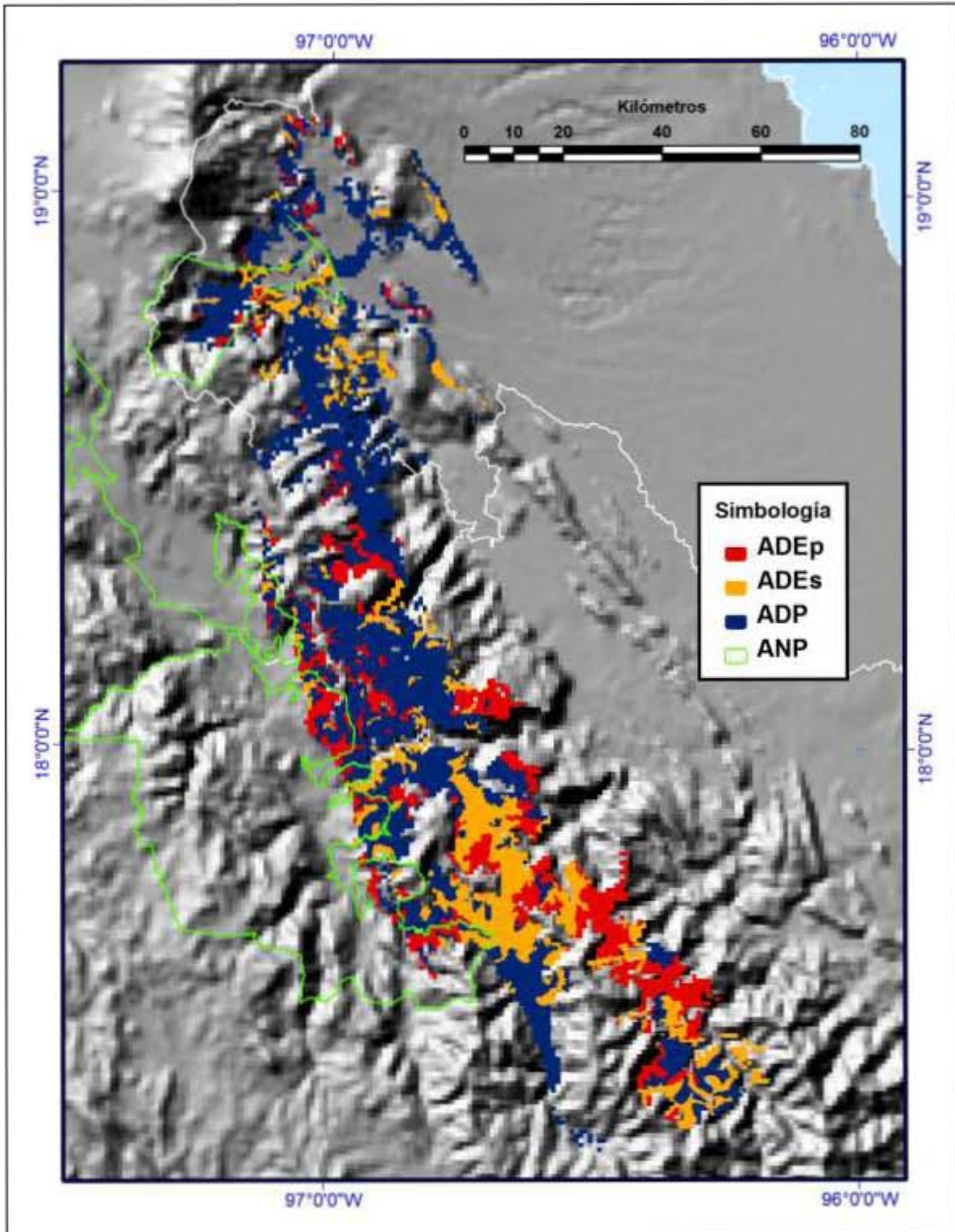
Mapa 4.20. Distribución de *Laelia eyermaniana* resultante de los cambios de uso del suelo. ADEp: área de distribución existente en vegetación primaria, ADEs: área de distribución existente en vegetación secundaria arbórea, ADP: área de distribución perdida, ANP: área natural protegida.



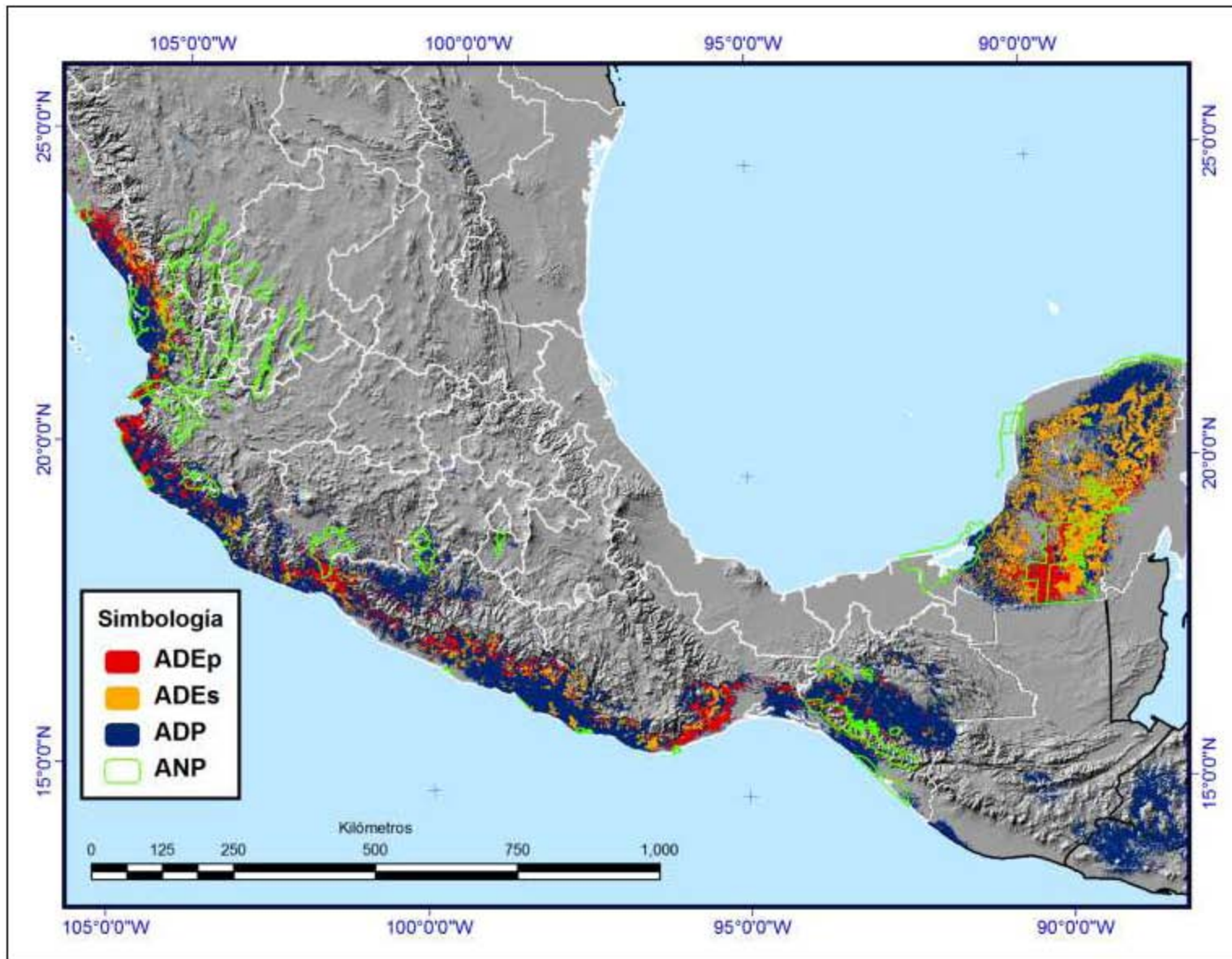
Mapa 4.21. Distribución de *Laelia furfuracea* resultante de los cambios de uso del suelo. ADEp: área de distribución existente en vegetación primaria, ADEs: área de distribución existente en vegetación secundaria arbórea, ADP: área de distribución perdida, ANP: área natural protegida.



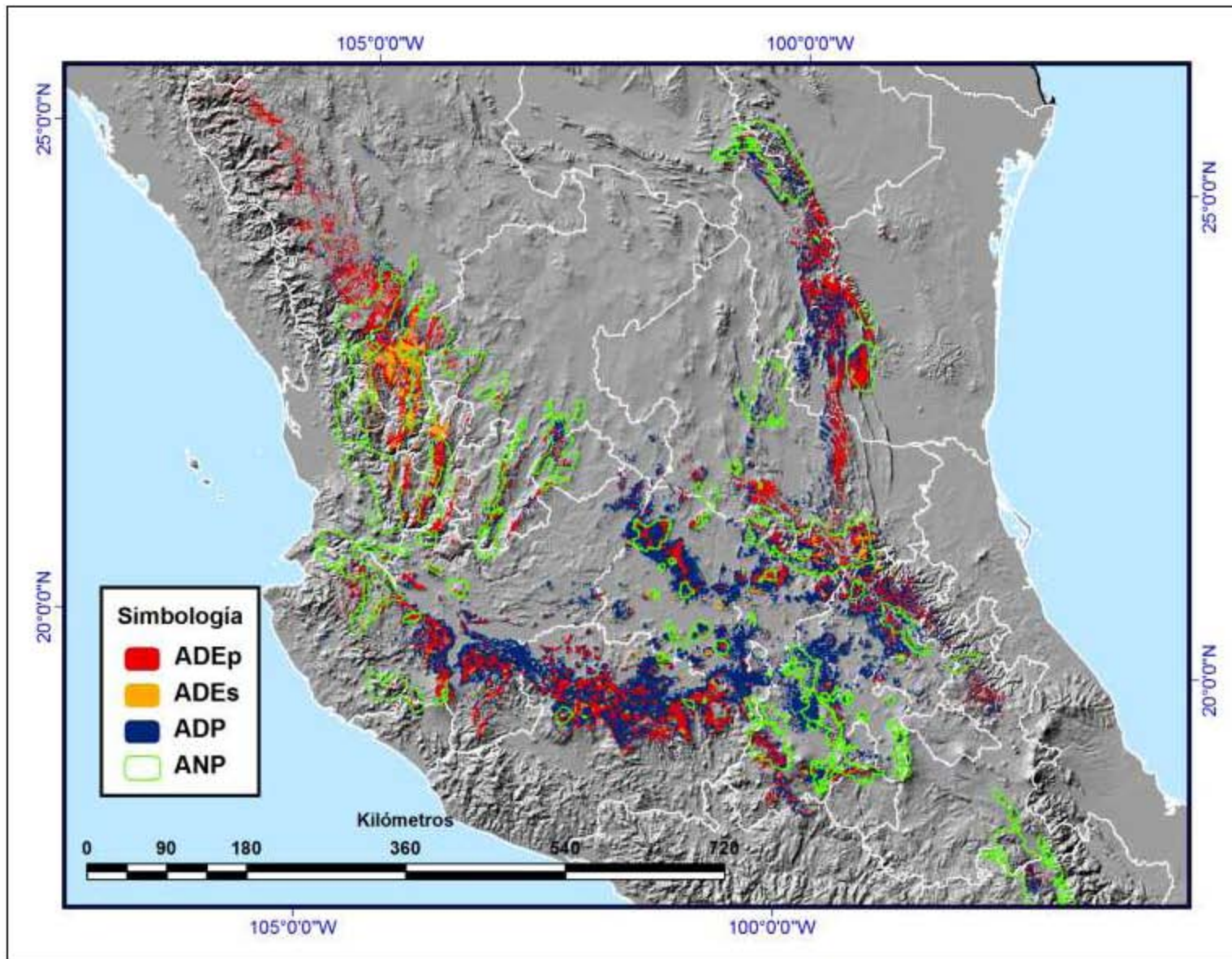
Mapa 4.22. Distribución de *Laelia gouldiana* resultante de los cambios de uso del suelo. ADEp: área de distribución existente en vegetación primaria, ADEs: área de distribución existente en vegetación secundaria arbórea, ADP: área de distribución perdida, ANP: área natural protegida.



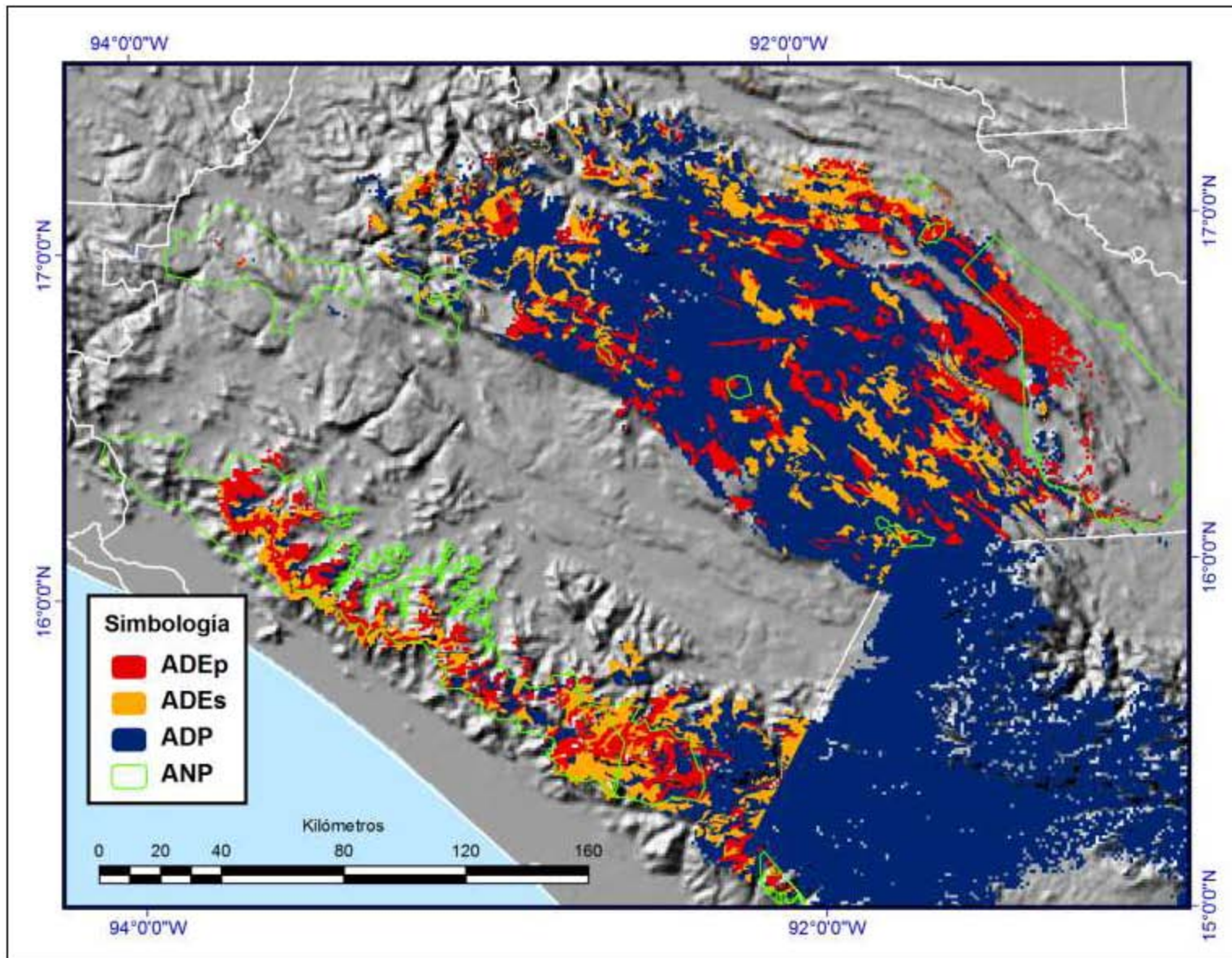
Mapa 4.23. Distribución de *Laelia halbingeriana* resultante de los cambios de uso del suelo. ADEp: área de distribución existente en vegetación primaria, ADEs: área de distribución existente en vegetación secundaria arbórea, ADP: área de distribución perdida, ANP: área natural protegida.



Mapa 4.24. Distribución de *Laelia rubescens* resultante de los cambios de uso del suelo. ADEp: área de distribución existente en vegetación primaria, ADEs: área de distribución existente en vegetación secundaria arbórea, ADP: área de distribución perdida, ANP: área natural protegida.



Mapa 4.25. Distribución de *Laelia speciosa* resultante de los cambios de uso del suelo. ADEp: área de distribución existente en vegetación primaria, ADEs: área de distribución existente en vegetación secundaria arbórea, ADP: área de distribución perdida, ANP: área natural protegida.



Mapa 4.26. Distribución de *Laelia superbiens* resultante de los cambios de uso del suelo. ADEp: área de distribución existente en vegetación primaria, ADEs: área de distribución existente en vegetación secundaria arbórea, ADP: área de distribución perdida, ANP: área natural protegida.

Del mismo modo que existen diferencias en cuanto a las áreas de distribución ocupada (G_0) y las de distribución existente (ADE) entre todas las especies, también existen diferencias contrastantes en la proporción de sus áreas que es objeto de protección en reservas naturales tanto a nivel federal como no federal. Los datos muestran, en primera instancia, que todas las especies del género se encuentran representadas dentro de alguna ANP federal y en 12 de los 13 casos, dentro de alguna ANP no federal. Del mismo modo, indican la mayor relevancia de las ANP de índole federal que las no federales en la protección de todas las especies de *Laelia*; por ejemplo *L. eyermaniana* fue la especie con la mayor superficie de ADE dentro de ANP federales con un área de 15,272.35 km², mientras la especie mejor resguardada en ANP no federales (*L. rubescens*) tiene una superficie protegida de 4,435.64 km². Si se habla en términos porcentuales las diferencias son también notorias. *L. halbingeriana* fue la mejor situada en este rubro con un 26.26% en ANP federales; sin embargo, también fue la peor posicionada en ANP no federales al no tener presencia alguna dentro de ellas. Porcentualmente y a nivel de género, se observa una clara diferencia en la relevancia de las ANP federales sobre las no federales, las primeras resguardan el 14.95% de ADE (3,481.94 km²) mientras las segunda sólo el 2.70% (650.64 km²).

Diversidad y endemismo de las laelias

La riqueza de especies de *Laelia* varió significativamente a lo largo de todo el territorio mexicano; por un lado se tiene una región bien diferenciada de alta diversidad (de hasta seis especies) y por otro, varias y vastas regiones donde sólo es posible encontrar una sola especie de *Laelia*. Como se aprecia en el mapa 4.27 la porción centro del país que corresponde con la provincia biogeográfica del Eje Volcánico resultó ser la más biodiversa en laelias, aunque aún dentro de ella existen diferencias significativas. La porción sur y oeste del país fueron las que concentraron la mayor diversidad, en éstas es posible encontrar a *Laelia albida*, *L. anceps subsp. dawsonii*, *L. aurea*, *L. autumnalis*, *L. crawshayana*, *L. eyermaniana* y *L. speciosa*, mientras que la porción norte sólo se encuentran de una a tres especies (*L. albida*, *L. autumnalis* y *L. speciosa*). La entidad federativa con la mejor representación de éste género de orquídeas fue Jalisco con siete especies, seguido por Michoacán con seis, aunque en éste último se registró la zona de máxima diversidad de especies en un mismo sitio.

Sin embargo, la superficie forestal en áreas de alta diversidad de laelias se vio reducida en casi 55% (ver tabla 4.6) y las regiones con la menor y la mayor diversidad de laelias fueron las menos afectadas porcentualmente por los cambios de cobertura y uso del suelo. La reducción de superficies fue significativamente mayor en áreas de baja diversidad, es decir, se encontró una tendencia inversamente proporcional entre la reducción de áreas y la diversidad de laelias.

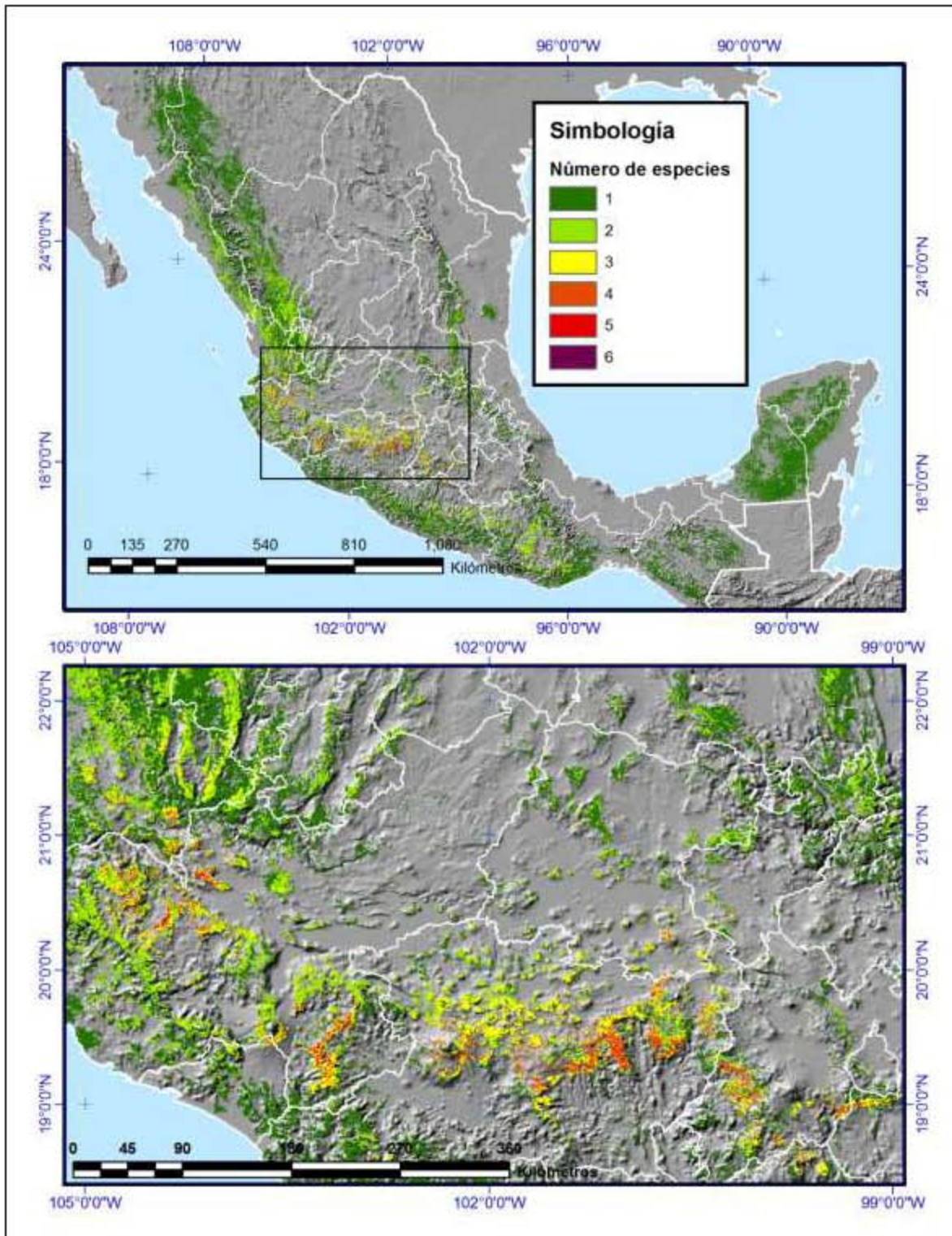
Los estados de Jalisco y Michoacán fueron los que presentaron las mayores superficies con la más alta diversidad para el género en México, pero la representación de esta diversidad en las áreas naturales protegidas (ANP) difiere entre ambas entidades federativas. Michoacán es el estado con las más importantes áreas de diversidad del país, no obstante, dichas áreas no forman parte de ANP (Mariposa Monarca, Pico de Tancítaro, Zicuirán-Infiernillo) de modo significativo y de hecho sólo son minoritarias las áreas de distribución de *Laelia* que son protegidas mediante esta estrategia de conservación. La situación es más favorable para el caso de Jalisco, pues este estado presenta un par de regiones con importantes áreas de diversidad de especies de *Laelia* (occidente y sureste del

estado); la protección de estas orquídeas se da en importante medida pero sólo para la región occidente, que además es complementada con ANP presentes en el estado de Nayarit (estado que cuenta con zonas medianamente diversas y con extensas áreas de vegetación primaria; Cuenca Alimentadora del Distrito Nacional de Riego 043 Estado de Nayarit), la porción sureste carece de ANP federales como no federales.

La tercera zona en importancia dada su extensión y alto nivel de diversidad es el Estado de México (principalmente en la porción occidente, meridional y oriente del Nevado de Toluca); aquí sólo la fracción occidental está bajo el sistema de ANP de carácter federal (Cuenca de los Ríos Valle de Bravo, Malacatepec, Tilostoc, y Temascaltepec y Nevado de Toluca); en menor medida la porción sur esta resguardada, aunque por ANP de índole no federal (Sierra de Nanchititla y Río Grande San Pedro). A nivel de género, en México se protege el 14.1% de la superficie de ocupación de las laelias en ANP federales (34 233.17 km²), lo que se incrementa a 17.16% en total si se toman en las no federales (41 660.07 km²).

Acerca del endemismo en las especies de *Laelia*, éste se encontró distintos niveles. Por un lado, según la definición de endemismo de la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2011) 10 de los 13 taxa bajo estudio son endémicos a México, pues sólo se encuentran dentro de los límites del territorio mexicano: *L. albida*, *L. anceps* subsp. *dawsonii*, *L. aurea*, *L. autumnalis*, *L. crawshayana*, *L. eyermaniana*, *L. furfuracea*, *L. gouldiana*, *L. halbingeriana*, y *L. speciosa*. Sin embargo, dentro de esos taxa endémicos hay varios niveles de endemismo según la escala geográfica que sea considerada.

Se tiene que hay especies endémicas a México como *Laelia eyermaniana* y *L. crawshayana*; por un lado *L. eyermaniana* es la *Laelia* con mayor área de distribución existente (ADE >90 000 km²) y por el otro *L. crawshayana* sólo tiene un ADE <1 400 km². También se tienen casos de especies como *L. furfuracea* y *L. autumnalis*, donde la primera de ellas tiene un ADE inferior a la segunda (<6 500 km² y >15 000km², respectivamente) pero a pesar de ello, *L. furfuracea* no está restringida a una sola provincia biogeográfica se localiza en dos (Oaxaca y Sierra Madre del Sur; CONABIO, 1997) y *L. autumnalis* sólo es endémica de una (Eje Volcánico). En otra situación *L. crawshayana* es endémica a la provincia del Eje Volcánico pero está restringida a las sierras occidentales de Jalisco (Sierra El Cuale y Sierra Jolalpa). *Laelia halbingeriana* es endémica a una pequeña porción de la Sierra Madre Oriental en el norte del estado de Oaxaca.



Mapa 4.27. Diversidad de *Laelia* en México en áreas de distribución existentes en 2007.

Tabla 4.6. Cálculo de las superficies con distinto nivel de diversidad y del área que es resguardada por los distintos sistemas de áreas naturales protegidas. Los números superiores indican porcentajes y los inferiores kilómetros cuadrados. GO: área de distribución ocupada; ADE: área de distribución existente.

Diversidad de especies	Superficie de G _o	Superficie de ADE	Reducción de G _o	ADE en ANP federales	ADE en ANP no federales	ADE total protegida
1	100 421,092	79.32 192,549.75	54.27 228,542.50	13.23 25,477.16	3.38 6,507.10	16.61 31,984.26
2	100 89,393	16.59 40,276.00	54.94 49,116.75	17.65 7,107.48	1.81 728.82	19.46 7,836.30
3	100 17,958	2.88 6,996.50	61.04 10,961.75	16.07 1,124.21	2.00 140.11	18.07 1,264.32
4	100 6,321	1.12 2,709.25	57.14 3,611.25	17.63 477.75	1.88 50.87	19.51 528.63
5	100 339	0.08 205.25	39.45 133.75	22.68 46.56	0.00 0.00	22.68 46.56
6	100 0.25	0.00 0.25	- -	0.00 0.00	0.00 0.00	0.00 -
Total	100 535,103.25	100 242,737	54.64 292,366	14.10 34,233.17	3.06 7,426.91	17.16 41,660.07
Media	100 89,183.83	16.67 40,456.17	44.47 83,533.14	14.48 9,780.90	1.73 2,121.97	16.21 11,902.88

Evaluación del riesgo de extinción de las especies de *Laelia* en México

En la evaluación del riesgo de extinción para las especies de *Laelia* según los cuatro criterios considerados por el MER, se obtuvo los puntajes observados en la tabla 4.7. Para el criterio A, *Laelia eyermaniana* fue la que obtuvo la mayor representatividad en el territorio nacional con el 4.59% (dos puntos); en contraste, *L. crawshayana* es la que tiene la menor extensión, estando representada sólo en un 0.07% del territorio nacional (un punto).

El número de localidades resultó ser prácticamente idéntico al número de registros de *Laelia* obtenidos para este trabajo, por lo tanto los valores variaron de cero (para la mayoría de las especies) hasta tres para *L. anceps* subsp. *dawsonii*. Los puntajes obtenidos de acuerdo al número de provincias biogeográficas donde se encuentran las especies, varió de cero (*Laelia rubescens*) a tres (*L. crawshayana*, *L. gouldiana* y *L. halbingeriana*). En el último punto de este criterio, acerca de si la distribución del taxón es periférica en el país, fue calificada con cero para todas las especies según lo observado en los mapas 4.1-4.13.

El conocimiento acerca de lo especializado del medio natural (criterio B) de las laelias, se dedujo a partir de lo contenido en la literatura (Halbinger, 1993; Halbinger y Soto-Arenas, 1997; Soto-Arenas

y Solano Gómez, 2007a, 2007b, 2007c) y donde no se reportó que fuera el caso para ninguna de las especies. De la información contenida en la literatura también se dedujo que la presencia de las especies de *Laelia* no está restringida a vegetación en condición primaria, ni que tampoco su presencia está condicionada por la existencia de regímenes de perturbación particulares o estuviera asociada a etapas transitorias en la sucesión.

Con referencia a la demografía de las laelias (criterio C), sólo se tiene conocimiento, por medio de la literatura (Halbinger y Soto-Arenas, 1997; Soto-Arenas y Solano-Gómez, 2007a; Soto-Arenas y Solano-Gómez, 2007b) del número de individuos silvestres de *Laelia anceps* subsp. *dawsonii* (16 individuos a principios de la década de 1990) y *L. gouldiana* (muy probablemente un único individuo genético), por lo que el MER las sitúa con un valor de tres, al tener un total de individuos menor a 500. Del reclutamiento, sólo se tiene información de *Laelia speciosa* (Halbinger y Soto-Arenas, 1997; Hernández-Apolinar, 1992; Soto-Arenas y Solano-Gómez, 2007c), aunque que sólo hacen referencia al estado de Michoacán; pero como puede verse en el mapa 4.25, su distribución comprende casi una docena de estados más pero no existe información sobre la situación que guarda ésta especie en todas las regiones del país donde se encuentra. Para *Laelia gouldiana* es posible deducir que no existe reclutamiento, al existir un único individuo que además es autoincompatible (Soto-Arenas y Solano-Gómez, 2007b).

De los atributos demográficos a evaluar, sólo se puntuó con uno la evidencia de decremento en las poblaciones del país para todas las especies del género salvo *Laelia gouldiana* (Flores-Palacios y Valencia-Díaz, 2007; Halbinger y Soto-Arenas, 1997; Hernández-Apolinar, 1992; Martínez-García *et al.*, 2005; Munguía-Lino *et al.*, 2010; Soto-Arenas y Solano-Gómez, 2007a) y la evidencia de densodependencia que se tiene registrada para *L. speciosa* (Hernández-Apolinar, 1992).

Las fuentes de información para la sección genética de este criterio, sólo existen para las especies *Laelia albida*, *L. rubescens* y *L. speciosa* (Martínez-García *et al.*, 2005; Trapnell *et al.*, 2004; Ávila-Díaz y Oyama, 2007), pero sólo el de *L. speciosa* resulta del todo útil para ser considerado, puesto que los otros dos estudios abordan la cuestión desde una perspectiva local y no extrapolable al contexto nacional. Según observaciones en campo (Gerardo Salazar com. per) existe alta diversidad genética para las especies *Laelia albida*, *L. anceps* subsp. *anceps*, *L. autumnalis*, *L. eyermaniana*, *L. furfuracea*, *L. rubescens* y *L. superbiens* y un nivel de diferenciación bajo entre poblaciones para *L. anceps* subsp. *anceps*, *L. crawshayana*, *L. eyermaniana*, *L. furfuracea*, *L. gouldiana*, *L. halbingeriana* y *L. superbiens*, por lo que se asignó el valor cero en cada caso.

Las únicas interacciones bióticas especializadas conocidas o aplicables para especies del género son la necesidad de un forofito y un polinizador específico, cada una de las cuales agregaron un punto a la evaluación. Los forofitos para las especies *Laelia albida*, *L. anceps* subsp. *anceps*, *L. anceps* subsp. *dawsonii*, *L. autumnalis*, *L. crawshayana*, *L. eyermaniana* y *L. furfuracea* son varias especies de encinos (*Quercus* spp.; Halbinger y Soto-Arenas, 1997) y para *L. speciosa* es *Quercus deserticola* (Hernández-Apolinar, 1992). Dada la morfología de las flores, Halbinger y Soto-Arenas (1997) sugieren que todas las especies del género son polinizadas por abejas grandes y que las observaciones han confirmado la polinización por abejorros (*Bombus* spp.) en algunas de sus especies.

Tabla 4.7. Valores obtenidos en cada uno de los puntos señalados en el MER para cada una de las especies. Para conocer con mayor detenimiento los aspectos que evalúa el MER consultar la NOM-059-SEMARNAT-2010. Alb: *Laelia albida*, anc: *L. anceps* subsp. *anceps*, daw: *L. anceps* subsp. *dawsonii*, aur: *L. aurea*, aut: *L. autumnalis*, cra: *L. crawshayana*, eye: *L. eyermaniana*, fur: *L. furfuracea*, gou: *L. gouldiana*, hal: *L. halbingeriana*, rub: *L. rubescens*, spe: *L. speciosa* y sup: *L. superbiens*.

Criterio	alb	anc	daw	aur	aut	cra	eye	fur	gou	hal	rub	spe	sup
A1	2	3	3	3	3	3	2	3	3	3	2	2	3
A2	0	0	3	2	0	2	0	0	2	2	0	0	1
A3	1	1	2	2	2	3	1	2	3	3	0	1	2
A4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
B1	1	0	2	2	0	3	1	2	3	1	0	1	1
B2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
B3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
B4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
B5	0	0	1	2	0	2	0	0	2	0	0	0	1
C-1 1	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
C-1 2	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
C-1 3a	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
C-1 3b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C-1 3c	1	1	1	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1
C-1 3d	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C-1 3e	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C-1 3f	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C-1 3g	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C-2 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-
C-2 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-
C-2 3	0	0	1	1	0	1	0	0	1	1	0	-	0
C-2 4	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	-	0
C-3 1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C-3 2	1	1	1	0	1	1	1	1	0	0	0	1	0
C-3 3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
C-3 4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C-3 5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C-3 6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C-3 7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
D1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
D2	1	1	2	1	1	1	1	1	4	2	1	2	2
D3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
D4	1	1	2	1	2	1	1	2	0	1	1	2	1
D5	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
Subtotal A	0.27	0.36	0.73	0.64	0.45	0.73	0.27	0.45	0.82	0.73	0.18	0.27	0.55
Subtotal B	0.11	0.0	0.33	0.44	0.0	0.56	0.11	0.22	0.56	0.11	0.0	0.0	0.22
Subtotal C	0.17	0.13	0.35	0.13	0.17	0.17	0.13	0.13	0.39	0.13	0.13	0.17	0.09
Subtotal D	0.3	0.3	0.5	0.3	0.4	0.3	0.3	0.4	0.5	0.4	0.3	0.5	0.4
SUMA TOTAL	0.86	0.79	1.91	1.51	1.03	1.76	0.81	1.21	2.27	1.37	0.61	0.94	1.25

Para el criterio D, de acuerdo a lo conocido en la literatura apunta que la alteración de los hábitats por las actividades humanas perjudica a todas las especies del género (Halbinger, 1993; Halbinger y Soto-Arenas, 1997; Soto-Arenas y Solano Gómez, 2007a, 2007b, 2007c). Acerca del nivel de impacto de las actividades humanas sobre las especies, la información empleada para dicha evaluación son los datos de la pérdida de distribución aquí obtenidos y la experiencia de campo reportada por Gerardo Salazar (com. per.); los valores obtenidos van desde cuatro cuando el hábitat remanente no permite la viabilidad de las poblaciones existentes (*Laelia gouldiana*) hasta uno cuando el impacto es moderado y sólo afecta algunas poblaciones (*L. albida*, *L. anceps* subsp. *anceps*, *L. aurea*, *L. autumnalis*, *L. crawshayana*, *L. eyermaniana*, *L. furfuracea* y *L. rubescens*). También, por medio de los resultados aquí obtenidos, se puede afirmar que existe evidencia de un deterioro en la calidad y extensión del hábitat.

Del impacto sobre el uso de las especies, en *Laelia gouldiana* no existen poblaciones silvestres y no se sumó puntaje alguno. Sin embargo, para taxa como *Laelia anceps* subsp. *dawsonii*, *L. autumnalis*, *L. furfuracea* y *L. speciosa* se sumaron dos puntos a cada una, al existir un impacto de uso fuerte en algunas o moderado en todas las poblaciones (Flores-Palacios y Valencia-Díaz, 2007; Halbinger y Soto-Arenas, 1997; Hernández-Apolinar, 1992; Munguía-Lino *et al.*, 2010). Por último, con respecto a si las especies son cultivadas o propagadas *ex situ*, todas las especies del género resultan beneficiadas de estas prácticas y por tanto el valor obtenido fue de -1.

Como resultado de todo lo anterior se tiene que la mayor parte de las especies del género deben ser catalogadas en algún nivel de riesgo (tabla 4.8) dada la evaluación realizada y la evidencia existente. Es importante resaltar que las especies de *Laelia* ya enlistadas en una categoría de riesgo de extinción fueron incluidas a partir de su evaluación con una metodología anterior del MER (según la NOM-059-SEMARNAT-2001; SEMARNAT, 2002) y por lo tanto dichas evaluaciones no responden a los nuevos criterios planteados en el MER actual (SEMARNAT, 2011). Esto dio como consecuencia la necesidad de reevaluar las especies actualmente catalogadas y evaluar las aún pendientes.

Tabla 4.8. Riesgo de extinción de las especies del género *Laelia* en México. Probablemente extinta en el medio silvestre (E), en peligro de extinción (P), amenazada (A), sujeta a protección especial (Pr), no categorizada (NA).

Especie de <i>Laelia</i>	Categoría actual	Categoría propuesta
<i>L. albida</i>	NA	NA
<i>L. anceps</i> subsp. <i>anceps</i>	NA	NA
<i>L. anceps</i> subsp. <i>dawsonii</i>	P	P
<i>L. aurea</i>	NA	PR
<i>L. autumnalis</i>	NA	PR
<i>L. crawshayana</i>	NA	A
<i>L. eyermaniana</i>	NA	NA
<i>L. furfuracea</i>	NA	PR
<i>L. gouldiana</i>	E	E
<i>L. halbingeriana</i>	NA	PR
<i>L. rubescens</i>	NA	NA
<i>L. speciosa</i>	PR	NA
<i>L. superbiens</i>	A	PR

5. Discusión de los resultados y conclusiones

En el presente trabajo se utilizaron modelos de distribución de especies (SDM) para predecir la distribución de un grupo de plantas epífitas con el fin de evaluar la disminución de las superficies de distribución como consecuencia del cambio de cobertura y uso de suelo (CCUS); estudios previos han hecho análisis similares sobre mamíferos y aves (Sánchez-Cordero *et al.* 2005; Peterson *et al.* 2006; Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza 2009; Yañez-Arenas *et al.*, 2012). En ellos se generaron SDM, los cuales fueron después recortados con mapas de vegetación basados en las cartas de Uso de Suelo y Vegetación Series I, II y III del INEGI, los inventarios nacionales forestales de 1996 y 2000 e información sobre Cobertura del suelo de México, 2005, a 250 metros del Centro Canadiense de Teledetección.

Los procedimientos implementados aquí no difieren en gran medida de los trabajos arriba citados; sin embargo, el grupo biológico considerado como caso de estudio aquí, un grupo de orquídeas epífitas, es totalmente distinto y según la revisión de literatura realizada este trabajo constituye el primero con este enfoque aplicado a las orquídeas, lo que requirió realizar ciertas adecuaciones de acuerdo con la historia natural particular de estas plantas. Por ejemplo, en el trabajo de Yañez-Arenas *et al.*, (2012) se evalúa el grado de fragmentación del hábitat de dos especies de mamíferos, y se cuantifica la cantidad y superficie de los parches de vegetación adecuados para la permanencia de las especies, desechándose aquellos menores a una superficie mínima según lo reportado por expertos.

Para el caso de las laelias no fue posible establecer una superficie umbral, en primer lugar al no existir ninguna propuesta en la literatura sobre dicha superficie y, en segundo término, debido a causas inherentes de la propia historia natural de estas especies, como su estrecha dependencia de la presencia de árboles que constituyen sus soportes (o forofitos). Por ejemplo, la existencia de un sólo árbol remanente puede representar la unidad espacial mínima para la existencia de muchas especies de orquídeas, al poder dicho árbol soportar a varios individuos de epífitas, los cuales pueden servir como fuente para la colonización de otros árboles presentes en áreas cercanas gracias a las semillas diminutas, producidas en grandes cantidades y dispersadas por el viento. Sin embargo, aquí se consideró un área $\sim 1 \text{ km}^2$, el tamaño de un pixel en la cartografía digital utilizada, como superficie mínima necesaria para la presencia de las especies de *Laelia*. Esta decisión no debiera afectar significativamente los resultados si se tiene en cuenta que, a partir de las predicciones de las distribuciones obtenidas del SDM, se hicieron recortes para utilizar sólo aquellos grupos de vegetación con predominancia de formaciones arbóreas.

El origen de la cartografía utilizada para la evaluación de la reducción de las áreas de distribución por el cambio en el uso del suelo también difirió de la usada en los trabajos anteriores; sin embargo, algunos de los autores mencionados se hallaron con el mismo inconveniente aquí encontrado (Yañez-Arenas *et al.*, 2012), es decir, la antigüedad de la cartografía de las coberturas vegetales y del uso del suelo. La Serie IV de la cartas de Uso de Suelo y Vegetación del INEGI fue publicada en el año 2009, pero hace referencia al estado que tuvo la superficie del país en el año 2007, lo que da como resultado un desfase de por lo menos 6 años con el presente y es casi seguro que el cambio de uso de suelo el día de hoy sea aún mayor en muchas regiones de México donde habitan las laelias.

Una situación muy particular que señalaron Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza (2009), fue que a partir de un análisis multitemporal (1976, 1996 y 2000) de la pérdida de distribución de 22 especies de aves presentes en México, se observó que para tres de ellas hubo una baja significativa del área predicha como distribución en el periodo 1976-1996 y una posterior recuperación para el año 2000. Los autores lo atribuyen, en parte, a la recuperación de tierras que presentaban un uso predominantemente agropecuario y que posteriormente se convirtieron en zonas de vegetación secundaria al ser abandonadas cuando perdieron su productividad. Una posible explicación de lo anterior es debido a que los marcos conceptuales y sistemas clasificatorios de las distintas fuentes cartográficas sobre uso del suelo y vegetación empleadas por Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza (2009) son distintos, de hecho Velázquez *et al.* (2002) señalan que no deben ser comparados entre sí.

Resulta importante agregar que la recuperación de espacios adecuados para la permanencia de las especies no implica necesariamente la recuperación de las poblaciones que ahí se encontraban históricamente. Al eliminarse la cubierta forestal no sólo se elimina directamente a varias especies, sino que las condiciones locales (microclimáticas e interacciones bióticas) también se ven afectadas, condiciones que difícilmente retornarán a su estado original; además, como mencionan Sánchez-Cordero *et al.* (2005), teóricamente es poco probable que haya una rápida adaptación a los nuevos ambientes inducidos por las acciones humanas, lo que lleva a suponer la ausencia de nuevas poblaciones en el corto plazo en áreas alteradas y posteriormente recuperadas.

Una situación que es abordada en los trabajos anteriores (Sánchez-Cordero *et al.* 2005; Peterson *et al.* 2006; Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza 2009; Yañez-Arenas *et al.*, 2012) es la importancia de las áreas naturales protegidas (ANP). Las ANP juegan un papel crucial en la conservación de la biodiversidad; sin embargo, el otorgamiento de ese título a un sitio en particular no ha garantizado, en muchos casos, la contención del proceso de cambio de cobertura y uso del suelo (CCUS) dentro de ellas, como lo demuestran Figueroa *et al.* (2011). Varios ejemplos de esta situación pueden ser visualizados en los mapas finales (4.14 – 4.26) para las especies de *Laelia* aquí analizadas, donde se observan importantes superficies ANP alteradas o destruidas por los CCUS. Aunado a lo anterior, hay que considerar la problemática adicional que representa la extracción de individuos de las especies de *Laelia* del medio natural para el comercio ilegal (Flores-Palacios y Valencia-Díaz, 2007; Hågsater *et al.*, 2005; Sosa *et al.*, 1998; Soto-Arenas y Solano-Gómez, 2007a; 2007b)

A pesar de las diferencias metodológicas con los trabajos anteriores, el presente estudio constituye un nuevo aporte al conocimiento sobre las alteraciones de origen antrópico sobre elementos particulares de la biodiversidad presente en México. Este tipo de investigaciones deben mejorarse y extenderse a otros grupos de organismos, con el fin de contar con un mejor marco de referencia para los tomadores de decisiones encargados de la conservación de la diversidad biológica, pues de esta manera los recursos y esfuerzos invertidos en paliar esta problemática podrán ser más efectivos.

Base de datos y variables ambientales

Como información primaria para la realización de los modelos predictivos, se tiene por un lado la base de datos depurada de los registros de colecta de las especies del género, y por otro lado a las

variables ambientales. En la primera de ellas resultó evidente que existen marcadas diferencias en cuanto al número de registros por especie. Esta situación parece ser un reflejo de la relativa abundancia o rareza de los taxa, ya que mientras algunos de ellos, como *Laelia autumnalis* y *L. albida* son ampliamente distribuidos, relativamente comunes y por ende cuentan con un gran número de registros (137 y 70, respectivamente; tabla 4.1), en otros casos el número de poblaciones conocidas es pequeño y éstas están restringidas a áreas relativamente pequeñas (e.g. *L. aurea*, *L. crawshayana*). A pesar de ello, la representatividad de los registros para la mayoría de las especies resultó suficiente para poder modelar espacialmente sus nichos ecológicos.

Respecto a las variables ambientales, éstas provinieron de WorldClim (Hijmans *et al.*, 2005) y la razón de emplearlas y remitirse exclusivamente a aquellas de índole climática y topográfica se debió, en parte, a la falta de conocimiento acerca de qué factores ambientales (bióticos o abióticos) son determinantes para la persistencia de las laelias. Por ejemplo, Soberon y Peterson (2005) mencionan la necesidad de incluir el factor biótico cuando se tiene la certeza de la dependencia de la especie de interés sobre esa variable e incluso éste puede ser el criterio para proceder con el “recorte” de los modelos obtenidos. Ellos ejemplifican la obtención del área de distribución ocupada (G_0) de una mariposa (*Baronia brevicornis*) a través del recorte de la predicción hecha cuando existe solapamiento con el modelo predictivo de su única fuente de alimentación (la planta *Acacia cochliacantha*). Aunque es claro el papel que tienen las interacciones bióticas de una especie en la determinación de la verdadera distribución en el espacio geográfico (en este caso puede ser el polinizador o el forofito, por ejemplo), aquí no se siguió el proceder de Soberon y Peterson (2005) porque se desconoce mucho de la biología de las especies del género *Laelia*.

Optimización de modelos

No existe un método de optimización estandarizado de donde se obtengan inequívocamente los mejores modelos; por ello, resulta útil realizar comparaciones entre los resultados de distintas opciones de calibración de los algoritmos en cuestión, principalmente en lo referente a la partición de los datos de entrada en puntos de entrenamiento y puntos de prueba. Aquí se hicieron particiones en distintos porcentajes, lo que permitió evaluar, por una parte, que proporción de las particiones resulta más adecuada según la cantidad de registros disponibles; y, por otra parte, qué algoritmo de modelación ofrece los mejores resultados en función del número de registros disponibles.

En cuanto a la división de los datos, con independencia del algoritmo empleado se encontró que a medida que la cantidad de datos de entrada es mayor, una mayor proporción de ellos deberían ser usados para la evaluación de los resultados. En el mismo sentido, a medida que la disponibilidad de datos es menor, también menor deberían ser los datos dedicados a la evaluación de los modelos. Esto probablemente se deba a la necesidad de contar con un número aceptable como puntos de entrenamiento, aunque no queda claro cuál sería el número mínimo, pero eso dependerá, entre otras cosas, de la escala geográfica del área de trabajo.

Acerca del mejor algoritmo según el número de registros, aquí se encontró la misma tendencia que fue reportada por Papeş y Gaubert (2007): los modelos construidos con Maxent con un bajo número de registros tienden a sobrepredecir el área de distribución, mientras que GARP en la misma

situación produce mejores resultados (en este caso, evaluados a partir del conocimiento de expertos en la biología del grupo sobre la distribución natural de los taxa). Una posible explicación de ello puede deberse al distinto modo de trabajo de cada uno; Maxent para la construcción de los modelos trabaja con puntos de entrenamiento y pseudoausencias (hasta 10 000 elegidas del fondo o background), en cambio, además de trabajar con puntos de entrenamiento y elegir sus propias pseudoausencias (1250), GARP también incorpora información aportada por pseudopresencias (1250). El que GARP trabaje con una mayor cantidad de restricciones (puntos de presencia, pseudopresencias y pseudoausencias) probablemente es una de las razones por las que construye mejores modelos en situaciones donde hay una baja disponibilidad de datos procedentes del campo.

Reducción de las áreas de distribución del género *Laelia* y su situación en áreas naturales protegidas

Las laelias se distribuyen de distinta manera a lo largo de los poco más de 500 000 km² donde es posible encontrar especies de este género y, por lo tanto, la reducción de su distribución ha sido afectada de manera diferenciada, sin mencionar que los esfuerzos para la conservación de la biodiversidad (reflejados en el sistema de áreas naturales protegidas) resguardan de modo distinto a distintas especies de *Laelia* en el territorio mexicano.

La situación de *Laelia gouldiana* es complicada de interpretar por distintos factores. Según lo obtenido en los resultados, es la especie de *Laelia* que más vio reducida su área de distribución, siendo además una de las especies con menor área de distribución ocupada. Pero al examinar cuál fue la principal cobertura que reemplazó al área predicha como la original (a partir de registros ejemplares cultivados en las inmediaciones del poblado de Metztitlán, pues no se conocen poblaciones naturales), se observa que dicha transición es imposible (hacia matorral xerófilo primario, seguido por vegetación secundaria en estado arbustivo y áreas agrícolas-pecuarias-forestales; ver tablas 4.4-4.5). Lo anterior refleja en primera instancia la importancia de trabajar exclusivamente con registros procedentes de especímenes procedentes del medio natural y resulta evidente que la modelación llevada a cabo aquí sólo representa una mera especulación acerca del probable nicho ecológico de esta especie y no de su distribución.

La existencia de pocos o un único individuo genético de *Laelia gouldiana*, que ningún ejemplar haya sido encontrado en estado silvestre (Soto-Arenas y Solano-Gómez, 2007b), que en el medio natural se encuentre aparentemente extinta cuando menos desde finales del siglo XIX e incluso se postule, a partir de datos moleculares, que es el resultado de una hibridación antigua entre *L. anceps* subsp. *anceps* y *L. autumnalis* y no una especie en sí misma (Soto-Arenas *et al.*, 2007), hacen que la evaluación referente a esta especie en particular sea difícil de interpretar. Dada esta circunstancia se aclara que no se llegó a delimitar realmente su distribución ocupada (G_o), sino sólo se pudo delinear su distribución potencial (G_p).

A pesar de lo anterior, Halbinger y Soto-Arenas (1997) vislumbran un buen futuro para *Laelia gouldiana* al ser popular en cultivo dentro y fuera de México; de hecho, esta especie representa uno de los casos mejor conocidos en todo el mundo, de una especie de orquídea aparentemente extinta

en la naturaleza que ha llegado hasta nuestros días gracias a la conservación *ex situ* llevada a cabo por la población local (Soto-Arenas y Solano-Gómez, 2007b).

En lo concerniente al resto de las especies del género, el panorama es heterogéneo, aunque con algunas tendencias. Para las especies que se distribuyen en las porciones más norteñas para el género (*Laelia aurea*, *L. eyermaniana* y *L. speciosa*, principalmente), su situación parece ser mejor en el sentido de la permanencia de coberturas vegetales en estado primario y secundario arbóreo y en estas especies la reducción de sus áreas de distribución fue menor al promedio, en contraste con las presentes en latitudes menores (*L. albida*, *L. anceps* subsp. *anceps*, *L. anceps* subsp. *dawsonii*, *L. autumnalis*, *L. crawshayana*, *L. furfuracea*, *L. halbingeriana*, *L. rubescens* y *L. superbiens*). La razón de ello no es posible atribuirlo con claridad a una causa particular; sin embargo, aquí se asume que tiene una importancia especial la ocupación humana del territorio, tanto en superficie como en intensidad, que es menor en el norte del país.

La ocupación humana del centro y sur del país siempre se ha dado con mayor intensidad que en las demás regiones. Por ejemplo, la magnitud de la transformación del medio natural de estos territorios es ilustrada por la historia de la región culturalmente conocida como el Bajío. Como lo menciona Cárdenas-García (1999), es una región donde históricamente el desarrollo agrícola ha sido muy importante y particularmente acentuado durante el siglo XX con la creación de la Comisión Nacional de Irrigación en 1926 y donde en décadas recientes el desarrollo de industrias de distinta índole ha crecido considerablemente. La magnitud de la destrucción y alteración de los bosques del Bajío también se atribuye a la histórica ocupación del territorio y, más recientemente, a la alta densidad poblacional de la región, ya que existen centros urbanos importantes dentro o en las inmediaciones de esta región, como las ciudades de Guadalajara, León, Morelia, Querétaro, Toluca y Ciudad de México, sólo por mencionar algunas. También resulta oportuno señalar que los estados de Jalisco y Michoacán se encuentran entre los primeros 5 principales productores forestales de México (SEMARNAT, 2012).

Por otro lado, la mejor conservación de coberturas vegetales originales en el norte de la distribución del género, puede deberse en parte a la abrupta orografía que ha limitado el establecimiento de centros de población y el desarrollo de grandes superficies agropecuarias; basta ver el caso de la Sierra Madre Occidental, pues existen muy pocas vías de comunicación terrestres que la crucen. A pesar de no ser atractivas para establecer actividades agropecuarias o localidades urbanas, la abrupta orografía no es impedimento para el establecimiento de las actividades forestales y mineras. Muy probablemente gran parte de las áreas de coberturas naturales perdidas en esta sierra, así como la porción norte de la Sierra Madre Oriental, se deban a la actividad forestal, pues los estados de Chihuahua y Durango concentran el 45% de la explotación en el país en este rubro (SEMARNAT, 2012), aunque no se puede negar el papel de la siempre presente actividad agrícola de subsistencia.

La situación particular experimentada por las especies propias de ambientes tropicales (*Laelia anceps* subsp. *anceps*, *L. halbingeriana*, *L. rubescens* y *L. superbiens*) no difiere en gran medida del conjunto de especies de ambientes templados. Por ejemplo, la situación de *L. anceps* subsp. *anceps* es crítica en las áreas de distribución del estado de Veracruz (el principal estado donde se distribuía originalmente), ya que la magnitud de la transformación de las coberturas vegetales originales es considerable. SEMARNAT (2009) menciona que ese estado sólo conserva el 19% de su vegetación original. Como se observa en el mapa 4.15, existe una clara diferencia entre el norte y sur de su distribución (mejor conservada en el norte y prácticamente perdida en el sur). La pérdida de las

coberturas naturales en las regiones tropicales del país, en gran parte, son consecuencia de las políticas gubernamentales de las décadas pasadas hacia el sureste, básicamente por los Programas de Desarrollo Agropecuario en el trópico húmedo mexicano, como el Plan Chontalpa, Plan Balancán-Tenosique, el reacomodo de los desplazados de la presa Cerro de Oro en Uxpanapa, la colonización de la zona de Marqués de Comillas o la entrada en operación de la Comisión Nacional de Desmontes, que en gran medida son responsables de la destrucción de la vegetación arbórea para abrir paso a actividades agropecuarias; esto representa cerca del 50% de la superficie original para el caso de las selvas en la región sureste del país (aproximadamente 9 millones de hectáreas entre 1940 y 1980; Challenger, 1998).

Un caso particular que llama la atención por la gran magnitud de la pérdida de áreas de distribución es el de *Laelia rubescens*. Esta fue la especie que más superficie en km² perdió. Además, esta especie resulta más particular debido a que, a diferencia del resto de las laelias mexicanas, no se restringe a las zonas montañosas. Si bien existió una alta correlación positiva entre el área de distribución ocupada (G_0) y el área perdida, no hay que perder de vista que al situarse principalmente sobre las planicies costeras ha sido más afectada por las acciones antrópicas.

Laelia aurea presenta una situación diferente a la de *L. rubescens*. El estar presente exclusivamente en medianas elevaciones (piedemonte de la Sierra Madre Occidental), no ha sufrido una reducción sustancial de sus áreas de distribución, a pesar de que en el estado de Sinaloa (donde se encuentra la mayor área de distribución de esta especie) se encuentran los más importantes distritos de riego del país, todos están sobre la planicie costera del Pacífico (SEMARNAT, 2011). Sin embargo, las coberturas agropecuarias fueran las más significantes en la reducción de su distribución, siendo probable que corresponden en su mayor medida a agricultura de subsistencia que a la de tipo comercial o especulativa.

Con todo ese panorama de pérdidas de coberturas arbóreas en el territorio mexicano, es razonable suponer que han sido eliminadas innumerables poblaciones de las distintas especies de *Laelia*. Si bien es muy probable que ello haya ocurrido en las superficies identificadas como áreas de distribución perdida (ADP; principalmente cuando se trata de áreas agropecuarias o con asentamientos humanos), no es posible afirmarlo categóricamente, porque la escala geográfica de trabajo y principalmente debido la de las fuentes de información utilizadas (variables ambientales y la cartografía del uso del suelo), no permiten ver el panorama a escalas más locales. Esta cuestión es relevante debido a las particularidades biológicas que presentan las orquídeas epífitas (incluidas las laelias), las cuales no necesariamente necesitan de grandes extensiones de coberturas arbóreas primarias para sobrevivir y mantenerse. Además, para poder afirmar que alguna de las laelias ha sido extirpada de algún área donde su distribución ha sido históricamente observada o predicha por los modelos, idealmente debe haber una corroboración de campo. Por lo tanto, lo aquí expuesto (dada la información con la que se trabajó y la metodología empleada) son hipótesis que deben ser sometidas a prueba mediante estudios diseñados para corroborar la presencia o ausencia de poblaciones en un número de áreas.

La representatividad de las especies dentro de áreas naturales protegidas (ANP) resulta de vital importancia para la viabilidad de éstas en el medio natural en el mediano y largo plazo, particularmente para aquellas que se encuentran catalogadas en alguna categoría de riesgo. A nivel de género, la representatividad podría considerarse como buena con un 17.65% (según los criterios de Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza, 2009; en su trabajo ellos mencionan que un nivel de representatividad dentro de ANP menor al 2% se considera como escaso, entre 2% y 10% se pueden

considerar medianamente representadas y entre 10% y 20% como bien representadas), un porcentaje relevante si se toma en cuenta que sólo el 12.92% del territorio está bajo protección de carácter federal, pero debido a la heterogeneidad entre especies conviene resaltar sus extremos. La situación es particularmente crítica para *L. anceps* subsp. *dawsonii*, al ser una de las especies con el menor nivel de representatividad dentro de los sistemas de ANP y presentar de los más altos porcentajes en la reducción de su distribución, aunado a su inclusión dentro de NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2011) en la categoría de en peligro de extinción

Otro caso igualmente alarmante es el de *Laelia furfuracea* debido a su ausencia casi total de las ANP (tanto federales como no federales con excepción de la Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán), de hecho hay que destacar la baja superficie protegida del estado de Oaxaca, si se tiene en consideración que es el estado más biodiverso del país (García-Mendoza *et al.*, 2004; Hágsater *et al.*, 2005). Esta situación por ende compete las otras cinco especies presentes en el estado de Oaxaca (*L. albida*, *L. anceps* subsp. *anceps*, *L. anceps* subsp. *dawsonii*, *L. halbingeriana* y *L. rubescens*) y donde *L. halbingeriana* queda más expuesta a la antropización de su territorio, ya que su limitada distribución se ubica en su mayor parte en dicho estado. Otro estado que destaca por la incipiente protección de su territorio con fines de conservación y donde se pueden encontrar cinco especies de laelias (*L. albida*, *L. anceps* subsp. *dawsonii*, *L. autumnalis*, *L. furfuracea* y *L. rubescens*) es el de Guerrero, donde prácticamente es nula la protección de las laelias dentro de ANP. Distintas zonas de este estado deben ser destinadas a la conservación, pues Guerrero aún presenta importantes superficies con vegetación primaria, particularmente en la porción que le corresponde de la Sierra Madre del Sur.

Por otro lado, las especies mejor representadas en áreas naturales protegidas, con más del 20% de su distribución, son en orden decreciente *Laelia superbiens*, *L. gouldiana*, *L. crawshayana* y *L. speciosa*. Esto puede ser en parte atribuido a que las tres primeras no presentan amplias distribuciones, por lo cual, su presencia en sólo una ANP contribuye en un alto porcentaje a su representación.

Pese a este panorama general aparente positivo para las laelias en México, hay que considerar otro aspecto que escapa a los análisis aquí realizados, concretamente la extracción incontrolada de individuos para el comercio ilegal de especies en los mercados y calles de varias las ciudades del país. De acuerdo con Hágsater *et al.* (2005), la extracción selectiva de orquídeas es la segunda amenaza más importante a la familia Orchidaceae, después de la destrucción o modificación de los hábitats naturales debido a cambios en el uso del suelo. Como ya se mencionó, las laelias son objeto de extracción del medio silvestre con fines de ornato. La extracción de individuos completos, así como el corte de flores, puede tener consecuencias críticas para la persistencia de las poblaciones silvestres y existe evidencia de que en algunos sitios las poblaciones de *L. speciosa*, la única especie para la cual se han realizado ese tipo de estudios, están en declive por el bajo o nulo reclutamiento de nuevos individuos (Hernández-Apolinar, 1992).

Teóricamente, el establecimiento de las áreas naturales protegidas debe corresponder a regiones o sitios con una importancia especial, por ejemplo, como zonas de alta diversidad de especies, ecosistemas representativos a nivel local, regional, nacional o incluso internacional, o donde sobreviven taxa que se encuentran catalogados en algún estatus de riesgo. No obstante, la creación de ANP en México no es siempre coherente con lo antes mencionado. Como sostienen Figueroa *et al.* (2011), históricamente la instauración de ANP en el país se ha dado por criterios *ad hoc*, es decir,

por razones ajenas al valor biológico de dichas áreas (e.g. bajo valor económico de la tierra para actividades productivas, alto valor escénico, histórico o turístico o para la protección de especies carismáticas). Esta situación es desventajosa para la biodiversidad del país, incluyendo a las especies bajo estudio. Por otra parte, el decreto o creación de un ANP no garantiza la no transformación de las coberturas naturales. Como mencionan Hágsater *et al.*, (2005) la tala de la cobertura arbórea, invasión de terrenos, actividades ganaderas y agrícolas y extracción de especies útiles, son cuestiones que ocurren cotidianamente en muchas ANP, lo cual hace necesario la implementación de estrategias conservación adicionales prácticamente para todas las especies del género.

Diversidad y endemismo de las laelias

La provincia biogeográfica del Eje Volcánico resultó ser la que alberga la mayor diversidad de laelias, pero, al mismo tiempo, es una de las provincias biogeográficas que más superficie de coberturas vegetales naturales perdió. Lo anterior significa que las especies presentes en el Eje Volcánico vieron reducidas sus áreas de distribución significativamente; sin embargo, esta situación es más relevante si se habla de especies con distribución restringida en dicha provincia, como es el caso de *Laelia crawshayana*; esta especie sólo se encuentra en una pequeña porción de esta provincia y, a pesar de la pérdida >50% de su probable distribución original y del hecho de ser una especie endémica, la perspectiva de permanencia pareciera ser buena dado la localización de sus poblaciones en sierras relativamente inaccesibles, además del hecho que una superficie importante de su distribución se encuentra protegida en ANP federales (principalmente en el Área de Protección de Recursos Naturales Cuenca Alimentadora del Distrito Nacional de Riego 043 Estado de Nayarit).

En una circunstancia distinta se encuentra *Laelia furfuracea* y en menor medida *L. halbingeriana*, otras de las especies consideradas endémicas; ambas presentes en el estado de Oaxaca, estado con la mayor biodiversidad del país pero de los que cuentan con menor superficie protegida en ANP. El sólo hecho de que una especie sea endémica a un área reducida la hace intrínsecamente vulnerable a la extinción; por ello, el diseño de estrategias de conservación, incluyendo la propuesta de ANP, debe considerar la inclusión de la mayor cantidad posible de especies en esta situación.

Los tomadores de decisiones relacionadas con la conservación de la biodiversidad deben tomar en cuenta la situación particular de los endemismos en el país, pues la extinción de una sola de ellas significaría la extinción definitiva de dichas especies en el mundo entero. En este contexto, es importante destacar que 10 de los 13 taxa bajo estudio son endémicos a México (*Laelia albida*, *L. anceps* subsp. *dawsonii*, *L. aurea*, *L. autumnalis*, *L. crawshayana*, *L. eyermaniana*, *L. furfuracea*, *L. gouldiana*, *L. halbingeriana*, y *L. speciosa*).

Riesgo de extinción de las laelias en México

La evaluación del riesgo de extinción de las especies bajo estudio reveló información importante. Por ejemplo, a partir de uno los lineamientos establecidos en la última versión del MER en su criterio A, es posible tener una aproximación cualitativa de si el área de distribución existente de una

especie (ADE, como aquí se ha denominado) puede considerarse reducida o amplia, lo cual intrínsecamente le confiere un nivel de vulnerabilidad alto o bajo a la extinción.

De esta forma, en función de la ponderación establecida en el MER, a nivel género se puede afirmar una media a alta vulnerabilidad (ponderación 4= muy alta, 3= alta, 2= media, 1= baja y 0= muy baja); de hecho, sólo 4 especies se situarían en un nivel medio (*Laelia albida*, *L. eyermaniana*, *L. rubescens* y *L. speciosa*) las restantes quedarían con una alta vulnerabilidad. Este aspecto referente a la extensión del área de distribución evaluado en el MER resultó ser el más determinante dentro del criterio A, al ser el que mayor contribución tuvo en la valoración del mismo, salvo en las especies con el más bajo número de registros (*Laelia anceps* subsp. *dawsonii*, *L. crawshayana*, *L. gouldiana* y *L. halbingeriana*). En contraste, si para esta valoración se hubiesen considerado los datos de G_0 (área de distribución potencial) sólo *Laelia crawshayana*, *L. furfuracea*, *L. gouldiana* y *L. halbingeriana* tendrían un valor medio de vulnerabilidad, mientras el resto de las especies obtendrían una vulnerabilidad baja; esto revela la particular vulnerabilidad natural de *L. crawshayana*, *L. gouldiana* y *L. halbingeriana* a la reducción de sus áreas de distribución.

Aun cuando el MER evalúa otros tres criterios, los cuales tienen la misma significancia en la evaluación final del riesgo que el A, conocer el valor de éste parece ser una buena aproximación de la valoración final del riesgo que tendrán las especies, al menos en lo que respecta a las laelias bajo estudio, debido a que precisamente las especies que fueron calificadas con una alta vulnerabilidad (con la única excepción de *Laelia anceps* subsp. *anceps*) fueron las que se determinó necesario incluirlas dentro de alguna categoría de riesgo del MER. Además, la importancia de los aspectos evaluados del criterio A es reflejada de modo similar en la metodología empleada en la evaluación del riesgo de extinción de especies que propone la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN, 2012), pues, en un sentido general, son los mismos aspectos que evalúa.

Los criterios B y C, (referentes a las características del hábitat y la vulnerabilidad biológica intrínseca, respectivamente) resultaron ser los que menor relevancia tuvieron en la evaluación final del riesgo de extinción. El criterio B parece ser sensible al número de registros de presencia, dado que sólo aportó valores >0.3 en especies con bajo número de registros (*Laelia anceps* subsp. *dawsonii*, *L. aurea*, *L. crawshayana* y *L. gouldiana*); hay que destacar que el mayor peso de dicho criterio se centra en dos aspectos, el número de tipos de vegetación donde se encuentra la especie y la amplitud del intervalo altitudinal ocupado.

El criterio C, acerca de la vulnerabilidad biológica intrínseca de las especies, fue el de menor contribución a la evaluación final en 11 de los 13 casos estudiados; parte de la explicación de ello es la poca información al respecto para la mayoría de las especies, pues es necesaria información demográfica y genética de distintas poblaciones que presenta una misma especie en el territorio mexicano para que realmente resulte útil. Las especies de las que se contó con mayor información (*Laelia anceps* subsp. *dawsonii* y *L. gouldiana*) precisamente fueron en las que este criterio tuvo mayor importancia (>0.3).

El último de los criterios, referente al impacto antrópico, fue el más importante en la evaluación del riesgo en cuatro de las especies y el segundo para seis más; tal es su importancia que en ningún caso resultó ser el criterio de menor significancia. Este es un criterio determinante en la categorización del riesgo de una especie, pues el adquirir valores >0.3 puede significar la inclusión de un taxón en alguna categoría de la NOM-059-SEMARNAT-2010, tal como es el caso en la evaluación de varias de las laelias (todas tuvieron valores >0.3 en este criterio).

Sin lugar a dudas el impacto antrópico en las laelias en México ha sido muy importante, tanto si es valorado conforme al MER o al observar la pérdida de superficie calculada en el presente trabajo en todas sus especies. En mayor o en menor medida, las áreas de distribución natural de todas las laelias, además de ser reducidas directa e indirectamente por acciones antrópicas son también objeto de extracción para su comercio local; sin embargo, irónicamente las acciones antrópicas también han actuado de modo positivo en la conservación de algunas de estas orquídeas. *Laelia gouldiana* por ejemplo, nunca ha sido localizada en medio natural (y por ello está categorizada como extinta en el medio silvestre) pero la única forma de seguir conservándola es permitiendo su comercialización (Soto-Arenas y Solano-Gómez, 2007b); *Laelia anceps* subsp. *dawsonii* está en una situación similar, pues la sobrevivencia de la especie en cultivo parece estar asegurada, aunque el taxón desaparezca completamente del medio silvestre, situación que parece probable (Soto-Arenas y Solano-Gómez, 2007a).

En el caso particular de las especies *Laelia speciosa* y *L. superbiens*, según la nueva información generada deberían ser recategorizadas en un nivel de riesgo menor al que actualmente tienen (*L. speciosa* se considera especie sujeta a protección especial y *L. superbiens* como amenazada); ello implica eliminar del listado de especies en riesgo a *L. speciosa* y considerar a *L. superbiens* como especie sujeta a protección especial. Parte de la explicación de esa situación puede ser atribuida a que la versión anterior del MER, la cual, según la nueva versión (SEMARNAT, 2011) tenía la desventaja de sobrestimar la categoría de riesgo para todas las especies vegetales.

Conclusiones

De los resultados obtenidos se concluye que la transformación de la vegetación original en México es una problemática alarmante y generalizada en todo el territorio, cuando de la planeación de la conservación se trata y que estas transformaciones están significativamente más acentuadas sobre las asociaciones vegetales arbóreas. Una perspectiva cuantificable de este hecho fue que este estudio indica que se ha perdido un poco más de la mitad del área de distribución de las laelias. Al estar éstas sólo presentes en coberturas arbóreas debido a su hábito epífita, es evidente que esta reducción implica la pérdida de superficie del territorio originalmente cubierta por bosques y selvas y que dieron paso a tres coberturas antrópicas principales: superficies de uso agrícola-pecuario-forestal, bosques secundarios en estado arbustivo y selvas secundarias igualmente en estado arbustivo, en orden decreciente de su extensión.

La afectación sobre las especies de *Laelia* se dio de manera diferenciada a lo largo de su distribución en México; sin embargo, las mayores áreas destruidas correspondieron a la región donde se concentra la más alta diversidad del género, como es la provincia biogeográfica del Eje Volcánico, que al mismo tiempo es la región más densamente poblada del país. Adicionalmente, las restantes áreas con alta diversidad no están contenidas significativamente dentro del sistema nacional de áreas naturales protegidas, ni de carácter federal ni de orden estatal o municipal. Se observó que hubo pérdida de cobertura de bosques y selvas aun dentro de áreas protegidas, lo que sugiere que no se están cumpliendo cabalmente los objetivos para los que fueron establecidas. El panorama es aún menos prometedor si se tiene en cuenta que aproximadamente un tercio de la distribución existente (ADE) de todo el género *Laelia* en México se ubica sobre coberturas arbóreas ya en estado secundario. Adicionalmente, la constante extracción de plantas para el comercio ilegal constituye

un factor que afecta negativamente a varias especies de *Laelia*, particularmente a *L. speciosa* y *L. furfuracea* (Hágsater et al., 2005; Salazar et al., 2006; Soto-Arenas y Solano-Gómez, 2007c).

Ocho de las especies o subespecies mexicanas de *Laelia* deben considerarse en alguna categoría de riesgo de extinción, de acuerdo con la evaluación del riesgo de extinción realizada en este trabajo: (*Laelia anceps* subsp. *dawsonii*, *L. aurea*, *L. autumnalis*, *L. crawshayana*, *L. furfuracea*, *L. gouldiana*, *L. halbingeriana* y *L. superbiens*). No obstante, los esfuerzos de conservación adicionales a la conservación de las poblaciones naturales *in situ* como la propagación artificial, tienen el potencial de ser exitosos, al ser este género altamente apreciado en el sector hortícola (Halbinger y Soto-Arenas, 1997) y son necesarias para garantizar la viabilidad de las especies en el mediano y largo plazo debido a las distintas presiones a las que están sometidas las especies.

Bibliografía

- Altieri, M. (1995). *Agroecología: Bases científicas para una agricultura sustentable*. Montevideo: Nordan-Comunidad.
- Anderson, R., Lew, D. y Peterson, T. (2003). Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*, 162, 211-232.
- Angelsen, A. y Kaimowitz, D. (1999). Rethinking the causes of deforestation: lessons from economic models. *The World Bank Research Observer*, 14, 73–98.
- Angulo, D., Ruiz-Sánchez, E. y Sosa, V. (2012). Niche conservatism in the Mesoamerican seasonal tropical dry forest orchid *Barkeria* (Orchidaceae). *Journal of Evolutionary Ecology*, 26, 991-1010.
- Araújo, M. y Guisan, A. (2006). Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography*, 33, 1677-1688.
- Arditti, J. (1992). *Fundamentals of Orchid Biology*. New York: John Wiley & Sons.
- Arriaga-Cabrera, L. (2009). Regiones prioritarias y planeación para la conservación de la biodiversidad. En Sarukhán, José (coord.). *Capital natural de México. Estado de conservación y tendencias de cambio* (vol. II, pp. 433-457). México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Austin, M. (2007). Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling*, 200, 1-19.
- Ávila-Díaz, I. y Oyama, K. (2002). Manejo sustentable de *Laelia speciosa* (Orchidaceae). *Biodeversitas*, 7(43), 9-12.
- Ávila-Díaz, I. y Oyama, K. (2007). Conservation genetics of an endemic and endangered epiphytic *Laelia speciosa* (Orchidaceae). *American Journal of Botany*, 94 (2), 184–193.
- Baena, M. y Halffter, G. (2008). Extinción de especies. En Sarukhán, José (coord.). *Capital Natural de México. Conocimiento actual de la biodiversidad* (vol. I. pp. 263-282). México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Ballesteros-Barrera, C. (2008). *Efecto del cambio climático global en la distribución de especies del Desierto Chihuahuense*. Tesis de Doctorado. México: Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Barve, N., Barve, V., Jiménez-Valverde, A., Lira-Noriega, A., Maher, S., Peterson, T., Soberón, J. y Villalobos, F. (2011). The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling*, 222, 1810–1819.
- Bezaury-Creel, J., Torres, J., Ochoa-Ochoa, L., Castro-Campos, M. y Moreno, N. (2009a). *Base de Datos Geográfica de Áreas Naturales Protegidas Municipales de México Versión 2.0* [mapa digital]. México: The Nature Conservancy, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.
- Bezaury-Creel, J., Torres, J., Ochoa-Ochoa, L., Castro-Campos, M. y Moreno, N. (2009b). *Base de Datos Geográfica de Áreas Naturales Protegidas Estatales, del Distrito Federal y Municipales de México Versión 2.0* [mapa digital]. México: The Nature Conservancy, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.
- Bocco, G. (1999). Evaluación de los cambios de la cobertura vegetal y uso del suelo en Michoacán (1975 - 1995). Lineamientos para la ordenación ecológica de su territorio. Informe Técnico. Programa SIMORELOS – CONACYT. México: Instituto de Ecología, UNAM.
- Bocco, Gerardo, Mendoza, Manuel y Masera, Omar. (2001). La dinámica del cambio de uso del suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. *Investigaciones Geográficas*, 44, 18-38.
- Borah, W y Cook, S. (1994). La despoblación del México central en el siglo XVI. En *Historia Mexicana* (vol. XII, pp.1-12). México: El Colegio de México.
- Breiman, L. (2001). Random forests. *Machine Learning*, 45, 5-32.
- Breiman, L., Friedman, F., Olshen, R. y Stone, C. (1984). *Classification and regression trees*. Estados Unidos: Wadsworth and Brooks.

- Busby, J. (1986). *Bioclimate prediction system (BIOCLIM). User's manual version 2.0*. Australia: Australian Biological Resources.
- Cameron, K. (2003). Vanilloideae, Distribution. En: Pridgeon, A., Cribb, P., Chase, M. y Rassmusen, F. (eds.). *Genera Orchidacearum*. Vol. 3. Oxford: Oxford University Press.
- Carabias, J., De la Maza, J. y Provencio, E. (2008). Evolución de enfoques y tendencias en torno a la conservación y el uso de la biodiversidad. En Sarukhán, José (coord.). *Capital natural de México. Políticas públicas y perspectivas de sustentabilidad* (vol. III, pp. 29-42) México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Cárdenas-García, E. (1999). *El Bajío en el Clásico. Análisis Regional y Organización Política*. México: El Colegio de Michoacán.
- Carpenter, G., Gillison, A. y Winter, J. (1993). DOMAIN: A flexible modelling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodiversity and Conservation*, 2, 667-680.
- Castañeda-Rincón, J. (2006). Las áreas naturales protegidas de México: de su origen precoz a su consolidación tardía. *Scripta Nova*, 10(218), 13.
- Challenger, A y Dirzo, R. (2009). Factores de cambio y estado de la biodiversidad. En Sarukhán, José (coord.). *Capital Natural de México. Estado de conservación y tendencias de cambio* (vol. II. pp. 37-73). México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Challenger, A. (1998). *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro*. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto de Biología-UNAM y Agrupación Sierra Madre A.C.
- Chase, J. y Leibold, M. (2003). *Ecological Niches: Linking Classical and Contemporary Approaches*. Chicago: University of Chicago Press.
- Chase, M. (2005). Classification of Orchidaceae in the age of DNA data. *Curtis's Botanical Magazine*, 22(1), 2-7.
- Chase, M., Cameron, K., Barrett, R. y Freudenstein, J. (2003). DNA data and Orchidaceae systematics: a new phylogenetic classification. En Dixon, K., Kell, S., Barret, R. y Cribb, J. (eds). *Orchid conservation* (pp. 69-89). Natural History Publications, Kota Kinabalu, Sabah.
- Collier, G. (1975). *Fields of Tzotzil: The Ecological Bases of Tradition in Highland Chiapas*. Austin: University of Texas Press.
- CONABIO. (1997). *Provincias biogeográficas de México* [mapa digital]. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- CONABIO. (2008). Georreferenciación de localidades de Colecciones Biológicas. Manual de procedimientos. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- CONABIO. (2012). Nichos y Áreas de Distribución. Datos Ambientales. Disponible en: <https://sites.google.com/site/nichosandareasofdistribution/datos-ambientales>. Consultado el 10 de Diciembre de 2012.
- CONAFOR. (2010). *Visión de México sobre REDD+*. México: Comisión Nacional Forestal.
- CONANP. (2013). *Base de Datos Geográfica de Áreas Naturales Protegidas Federales de México* [mapa digital]. México: Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.
- Contreras-Medina, R. (2006). Los métodos de análisis biogeográficos y su aplicación a la distribución de las Gimnospermas en México. *Interciencia*, 31(3), 176-182.
- Cribb, P. (1999a). Cypridioideae, Distribution. En Pridgeon, A., Cribb, P., Chase, M. y Rassmusen, F. (eds.). *Genera Orchidacearum*. Vol.1. Oxford: Oxford University Press.
- Cribb, P. (1999b). Morphology. En Pridgeon, A., Cribb, P., Chase, M. y Rassmusen, F. (eds.). *Genera Orchidacearum*. Vol.1. Oxford: Oxford University Press.
- Cribb, P. (2001). Orchidoideae, Distribution. En Pridgeon, A., Cribb, P., Chase, M. y Rassmusen, F. (eds.). *Genera Orchidacearum*. Vol.2. Oxford: Oxford University Press.
- Cribb, P. y Chase, M. (2005). Epidendroideae, Distribution. En Pridgeon, A., Cribb, P., Chase, M. y Rassmusen, F. (eds.). *Genera Orchidacearum*. Vol.4. Oxford: Oxford University Press.
- Cuevas, M, Garrido, A, Pérez-Damián, J. e Iura-González, D. (2010). Procesos de cambio de uso de suelo y degradación de la vegetación natural. En Cotler-Ávalos, Helena (coord.). *Las cuencas hidrográficas de México. Diagnóstico y priorización* (pp. 96-103). México: Instituto Nacional de Ecología.

- Del Ángel-Mobarak, G. (2012). El medio forestal de México. En Del Ángel-Mobarak, Gustavo (coord.). *La Comisión Nacional Forestal en la historia y el futuro de la política forestal de México*. México: Centro de Investigación y Docencia Económicas y Comisión Nacional Forestal.
- Díaz-Gallegos, J. y Mas, J. (2008). Deforestation monitoring and its accuracy assessment: The case of Southeast México. En Sanchez, I. y Alonso, C. (Eds.). *Deforestation Research Progress* (pp. 109-126). Estado Unidos: Nova Sciences Publishers.
- Dirzo, R. y García, M. (1991). Rates of deforestation in Los Tuxtlas a Neotropical area in southeast Mexico. *Conservation Biology*, 6, 84-90.
- Dirzo, R. y Raven, P. (2003). Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of the Environment and Resources*, 28, 137-167.
- Dixon, K., Pate, J. y Kuo, J. (1990). The Western Australian subterranean orchids, *Rhizanthella gardneri* Rogers. En Arditti, J. (ed.) *Orchid biology: reviews and perspectives* (vol. V, pp.37-62). Oregon: Timber Press.
- Dressler, R. (1981). *The orchids natural history and classification*. Cambridge: Harvard University Press.
- Dressler, R. (1993). *Phylogeny and classification of the orchid family*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Dressler, R. y Chase, M. (1995). Whence the Orchids?. En Rudall, P., Cribb, P., Cutler, D. y Humphries, C. (eds). *Monocotyledons: systematics and evolution* (pp.217-226). Reino Unido: Royal Botanic Gardens-Kew.
- Dressler, R. y Dodson, H. (1960). Classification and Phylogeny in the Orchidaceae. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 47(1), 25-68.
- Dyer, G. (2010). Uso del suelo en México: ¿Conservación o desarrollo?. En Yúnez-Naude, Antonio (coord.). *Los grandes problemas de México* (v. XI, pp. 95-143). México: El Colegio de México.
- Eliosa-León, H., Montes de Oca, A., y Navarro-Carvajal, M. (2010). Conservadurismo filogenético del nicho ecológico, un enfoque integral de la evolución. *Ciencias*, 98, 64-69.
- Elith, J., Graham, C., Anderson, R., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R., Huettmann, F., Leathwick, J., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L., Loiselle, B., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J., Peterson, T., Phillips, S., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M. y Zimmermann, N. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29, 129-151.
- Espejo-Serna, A. y López-Ferrari, A. (1998). *Las Monocotiledóneas mexicanas. Una sinopsis florística. 1. Lista de referencia*. Parte VII. Orchidaceae (2). México: Consejo de la Flora de México, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Ewell, P. y Poleman, T. (1980). *Uxpanapa: reacomodo y desarrollo agrícola en el trópico mexicano*. Xalapa: Instituto Nacional Sobre Recursos Bióticos.
- Felicitísimo, Á., Mateo, R., Muñoz, J., Felipe, B., Sánchez, J., Salvatierra, C. y Herrera, M. (2011) *FORCLIM, Bosques y cambio global. Modelos de distribución de especies. Fundamentos de las IDE*. Argentina y Madrid: Programa CYTED.
- Fielding, A. y Bell, J. (1997) A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, 24, 38-49.
- Figueroa, F., Sánchez-Cordero, V., Illoldi-Rangel, P. y Linaje, M. (2011), Evaluación de la efectividad de las áreas protegidas para contener procesos de cambio en el uso del suelo y la vegetación. ¿Un índice es suficiente?. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82, 951-963.
- Flores-Hernández, F. (2011). *El género Laelia: importancia y conservación*. Tesis de licenciatura. México: Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Flores-Palacios, A. y Valencia-Díaz, S. (2007). Local illegal trade reveals unknown diversity and involves a high species richness of wild vascular epiphytes. *Biological Conservation*, 136, 372-387.
- Fonseca, S. y Carabias, J. (2009). Consecuencias de las políticas públicas en el uso de los ecosistemas y la biodiversidad. En Sarukhán, José (coord.). *Capital natural de México. Políticas públicas y perspectivas de sustentabilidad* (vol. III, 87-153). México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Font, Q. (1982). *Diccionario de botánica*. Barcelona: Labor.
- Franklin, J. (2010). *Mapping species distributions. Spatial inference and prediction*. Estados Unidos: Cambridge University Press.

- Friedman, J. (1991). Multivariate adaptive regression splines. *Annals of Statistics*, 19, 1-141.
- García-Ballesteros, A. (2000). La cuestión ambiental en la geografía del siglo XX. *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, 20, 101-114.
- García-Mendoza, A., Ordóñez, M. y Briones-Salas, M. (eds.). (2004). *Biodiversidad de Oaxaca*. México: Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza, México World Wildlife Fund.
- García-Mora, T. y Mas, J. (2008). Comparación de metodologías para el mapeo de la cobertura y uso del suelo en el sureste de México. *Investigaciones Geográficas*, 67, 7-19.
- García-Peña, M. y Peña, M. (1981). Uso de las orquídeas en México desde la época prehispánica hasta nuestros días. *Orquídea*, 8(1), 59-75.
- Geist, H. y Lambin, E. (2001). What drives tropical deforestation? A meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on subnational scale case study evidence. Bélgica: LUCC International Project Office.
- Gómez-Mendoza, L. y Arriaga, L. (2007). Modeling the effect of climate change on the distribution of oak and pine species of Mexico. *Conservation Biology*, 21(6), 1545-1555.
- Graham, C., Elith, J., Hijmans, R., Guisan, A., Peterson, T. y Loiselle, B. (2008). The influence of spatial errors in species occurrence data used in distribution models. *Journal of Applied Ecology*, 45, 239-247.
- Graham, C., Ferrier, S., Huettman, F., Moritz, C. y Perteson, A. (2004). New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. *Ecology and Evolution*, 19(9), 497-503.
- Guisan, A. y Zimmermann, N. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135, 147-186.
- Hágsater, E., Soto-Arenas, M., Salazar-Chávez, G., Jiménez-Machorro, R., López-Rosas, M. y Dressler, R. (2005). *Las orquídeas de México*. México: Instituto Chinoín.
- Halbinger, F. (1993). *Laelias de México*. México: Asociación Mexicana de Orquideología A.C.
- Halbinger, F. y Soto-Arenas, M. (1997). *Laelias of México*. México: Asociación Mexicana de Orquideología A.C.
- Hartman, W. (1972). La orquídea en la medicina y otros usos prácticos. *Orquídea*, 2(3), 70-71.
- Hernández-Apolinar, M. (1992). *Dinámica poblacional de Laelia speciosa (HBK) Schltr. (Orchidaceae)*. Tesis de licenciatura. México: Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Hijmans, R., Cameron, S., Parra, J., Jones, P. y Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25, 1965-1978.
- Hirzel, A., Hausser, J., Chessel, D. y Perrin, N. (2002) Ecological-niche factor analysis: How to compute habitat-suitability maps without absence data?. *Ecology*, 83, 2027-2036.
- IBM. (2011). Manual del usuario del sistema básico de IBM SPSS Statistics 20. Estados Unidos: IBM.
- INE. (2000). *Estrategia nacional para la vida silvestre. Logros y retos para el desarrollo sustentable*. México: Instituto Nacional de Ecología.
- INEGI. (2005). *Procesos del cambio de uso del suelo*. En http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_04/02_vegetacion/cap2_3.html. Fecha de consulta 20 de octubre de 2012.
- INEGI. (2009). *Carta de Uso del Suelo y Vegetación, Serie IV* [mapa digital]. México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- Jones, P. y Gladkov, A. (1999). *FloraMap: A computer tool for predicting the distribution of plants and other organisms in the Wild*. Colombia: Centro Internacional de Agricultura Tropical.
- Kadmon, R., Farber, O. y Danin, A. (2004). Effect of roadside bias on the accuracy of predictive maps produced by bioclimatic models. *Ecological Applications*, 14, 401-413.
- Kearney, M. (2006). Habitat, environment and niche: what are we modelling?. *Oikos*, 115, 186-191.
- Lambin, E., Turner, B., Geist, H., Agbola, S., Angelsen, A., Bruce, J., Coomes, O., Dirzo, R., Fischer, G., Folke, C., George, P., Homewood, K., Imbernon, J., Leemans, R., Li, X., Moran, E., Mortimore, M., Ramakrishnan, P., Richards, J., Skanes, H., Steffen, W., Stone, G., Svedin, U., Veldkamp, T., Vogel, C. y Xu, J. (2001). The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, 11, 261-269.
- Leibold, M y Geddes, P. (2005). El concepto de nicho en las metacomunidades. *Ecología Austral*, 15(2), 117-129.

- Llorente-Bousquets, J. y Ocegueda, S. (2008). Estado del conocimiento de la biota. En Sarukhán, José (coord.). *Capital Natural de México. Conocimiento actual de la biodiversidad* (vol. I, pp. 283-322). México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Loiselle, B., Jorgensen, P., Consiglio, T., Jiménez, I., Blake, J., Lohmann, L. y Montiel, O. (2008). Predicting species distributions from herbarium collections: does climate bias in collection sampling influence model outcomes? *Journal of Biogeography*, 35, 105-116.
- Manson, R. y Jardel-Peláez, E. (2009). Perturbaciones y desastres naturales: impactos sobre las ecorregiones, la biodiversidad y el bienestar socioeconómico. En Sarukhán, José (coord.). *Capital natural de México. Estado de conservación y tendencias de cambio* (vol. II, pp. 131-184). México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Martínez, N. (2010). *Apuntes sobre modelación de nichos ecológicos*. México: Instituto de Ecología-UNAM.
- Martínez-García, M., López-Urrutia, E., Campos, J., Aguirre-León, E. y Santos-Hernández, L. (2005). An assessment of conservation alternatives of *Laelia albida* (Orchidaceae) in Zapotitlan Salinas, Puebla, through the Mexican Wild Species Extinction Risk Evaluation Method (MER): Culture and uses of the biological resource. *Environmental Science & Policy*, 8(2), 145-151
- Mas, J., Velázquez, A. y Couturier, S. (2009). La evaluación de los cambios de cobertura/uso del suelo en la República Mexicana. *Investigación ambiental*, 1, 23-39.
- May, R., y Lawton, J. (1995). Assessing extinction rates. En: Lawton, J. y May, R. (eds.). *Extinction rates*. Oxford: Oxford University Press.
- McNeely, J., Miller, K., Reid, W. y Mittermeier, R. (1990). *Conserving the world's biological diversity*. Siuza: IUCN-WRI-CIWWF-US y World Bank.
- McVaugh, R. (1985). Orchidaceae. En: Anderson, W. [ed.]. *Flora Novo-Galiciana. A descriptive account of the vascular plants of Western Mexico* (vol. 16, 1-363). Estados Unidos: The University of Michigan Press.
- Melo-Gallegos, C. y Alfaro-Sánchez, G. (2007). Áreas naturales protegidas federales en zonas ecológicas. En Coll-Hurtado, Atlántida (ed.). *Nuevo Atlas Nacional de México*. México: Instituto de Geografía.
- Moisen, G. y Frescino, T. (2002). Comparing five modelling techniques for predicting forest characteristics. *Ecological Modelling*, 157, 209-225.
- Munguía-Lino, G., Vázquez-García, L. y López-Sandoval, J. (2010). Plantas silvestres ornamentales comercializadas en los mercados de la flor de Tenancingo y Jamaica, México. *Polibotánica*, 29, 281-308.
- Murphy, H. y Lovett-Doust, J. (2007). Accounting for regional niche variation in habitat suitability models. *Oikos*, 116, 99-110.
- Naranjo, E. y Dirzo, R. (2009). Impacto de los factores antropogénicos de afectación directa a las poblaciones silvestres de flora y fauna. En Sarukhán, José (coord.). *Capital natural de México. Estado de conservación y tendencias de cambio* (vol. II, pp. 247-276). México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Ossenbach, O. (2009). Orchids and Orchidology in Central America. 500 years of history. *Lankesteriana*, 9(1-2), 1-268.
- Palacio-Prieto, J. (2013). Geositios, geomorfositos y geoparques: importancia, situación actual y perspectivas en México. *Investigaciones Geográficas*, 82, 24-37.
- Palacio-Prieto, J., Bocco, G., Velázquez, A., François, J., Takaki-Takaki, F., Victoria, A., Luna-Gózales, L., Gómez-Rodríguez, G., López-García, J., Palma-Muñoz, M., Trejo-Vázquez, I., Peralta-Higuere, A., Prado-Molina, J., Rodríguez-Aguilar, A., Mayorga-Saucedo, R. y González-Medrano, F. (2000). La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del Inventario Forestal Nacional 2000. *Investigaciones Geográficas*, 143, 183-203.
- Papeş, M. y Gaubert, P. (2007). Modelling ecological niches from low numbers of occurrences: assessment of the conservation status of poorly known viverrids (Mammalia, Carnivora) across two continents. *Diversity and distributions*, 13, 890-902.
- Pearson, R. y Dawson, T. (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography*, 12, 361-371.
- Pearson, R., Dawson, T., Berry, P. y Harrison, P. (2002). SPECIES: A spatial evaluation of climate impact on the envelope of species. *Ecological Modelling*, 154, 289-300.

- Peterson, T. (2006). Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models. *Biodiversity Informatics*, 3, 59-72.
- Peterson, T., Egbert, S., Sánchez-Cordero, V. y Price, K. (2000). Geographic analysis of conservation priority: Endemic birds and mammals in Veracruz, Mexico. *Biological Conservation*, 93, 85-94.
- Peterson, T., Sánchez-Cordero, V., Martínez-Meyer, E. y Navarro-Sigüenza, A. (2006). Tracking population extirpations via melding ecological niche modeling with landcover information. *Ecological Modelling*, 195, 229-236.
- Peterson, T., Soberón, J., Pearson, R., Anderson, R., Martínez-Meyer E., Nakamura, E. y Araújo, M. (2011). *Ecological Niches and Geographic Distributions*. Estados Unidos: Princeton University Press.
- Phillips S., Dudík, M, Schapire R. (2004). *A maximum entropy approach to species distribution modeling*. Proceedings of the 21st International Conference on Machine Learning (pp. 655–662). New York: ACM Press.
- Phillips, S., Anderson, R. y Schapire, R. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distribution. *Ecological Modelling*, 190, 231-259.
- Phillips, S., Dudík, M., Elith, J., Graham, C., Lehmann, A., Leathwick, J. y Ferrier, S. (2009). Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications*, 19, 181-197.
- Piperno, D., Moreno, J., Iriarte, J., Holst, I., Lachniet, M., Jones, J., Ranere, A. y Castanzo, R. (2007). Late Pleistocene and Holocene environmental history of the Iguala Valley, Central Balsas Watershed of Mexico. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104, 11874-81
- Piperno, D., Ranere, A., Holst, I., Iriarte, J. y Dickau, R. (2009). Starch grain and phytolith evidence for early ninth millennium B.P. maize from the Central Balsas River Valley of Mexico. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106, 5019-5024.
- Pliscoff, P. y Fuentes-Castillo, T. (2011). Modelación de la distribución de especies y ecosistemas en el tiempo y en el espacio: Una revisión de las nuevas herramientas y enfoques disponibles. *Norte Grande*, 48, 61-79.
- Powell, F. (1921). *The Railroads of Mexico*. Boston: The Stratford.
- Raines, G., Bonham-Carter, G. y Kemp, L. (2000). Predictive probabilistic modeling using Arc View GIS. *Arc User*. April-June, 45-48.
- Ramírez, J. (1996). Orquídeas de México. *Biodiversitas*, 2(5), 1-3.
- Reddy, S. y Dávalos, L. (2003). Geographical sampling bias and its implications for conservation priorities in Africa. *Journal of Biogeography*, 30, 1719-1727.
- Ríos-Muñoz, C. y Navarro-Sigüenza, A. (2009). Efectos del cambio de uso de suelo en la disponibilidad hipotética de hábitat para los psitácidos de México. *Ornitología Neotropical*, 20, 491-509.
- Romero, G. (1996). The Orchid Family (Orchidaceae). En Hágsater, E. y Dumont, V. (eds.). *Orchids – Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN. Reino Unido: Gland Switzerland and Cambridge.
- Rosete-Vergés, F., Pérez-Damián, J., y Bocco, G. (2008). Cambio de uso del suelo y vegetación en la Península de Baja California, México. *Investigaciones Geográficas*, 67, 39-58.
- Rzedowski, J. (1978). *Vegetación en México*. México: Limusa
- Rzedowski, J. (1990). *Vegetación potencial* [mapa digital]. En *Atlas Nacional de México* (vol. II). México: Instituto de Geografía.
- Rzedowski, J. (1993). Diversity and origins of the Phanerogamic Flora of Mexico. En Ramamoorthy, T., Bye, R., Lot, A. y Fa, J. (eds.). *Biological diversity of Mexico. Origins and distribution* (pp. 129-144). Nueva York: Oxford University Press.
- Salazar-Chávez, G. (2009). Orquídeas. En Lot, Antonio y Cano-Santana, Zenón (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel* (pp. 153-169). México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Salazar-Chávez, G., Reyes-Santiago, J., Brachet, C. y Pérez-Crisanto, J. (2006). *Orquídeas y otras plantas nativas de la cañada Cuicatlán, Oaxaca, México*. México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Salazar-Chávez, G., Jiménez-Machorro, R., Huerta-Espinoza, H. y Hágsater, E. (sometido). A new species and a new natural hybrid of *Laelia* (Orchidaceae) from Oaxaca, Mexico.

- Sánchez, O., Medellín, R., Aldama, A., Goettsch, B., Soberón, J. y Tambutti, M. (2007). Método de evaluación del riesgo de extinción de las especies silvestres en México (MER). México: Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Sánchez-Colón, S., Flores-Martínez, A., Cruz-Leyva, I. y Velázquez, A. (2009). Estado y transformación de los ecosistemas terrestres por causas humanas. En Sarukhán, José (coord.). *Capital natural de México. Estado de conservación y tendencias de cambio* (vol. II, pp. 75-130). México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Sánchez-Cordero, V., Illoldi-Rangel, P., Linaje, M., Sarkar, S. y Peterson, T. (2005). Deforestation and extant distributions of Mexican endemic mammals. *Biological Conservation*, 126, 465–473.
- Sánchez-Cordero, V., Peterson, T. y Escalante-Pliego, P. (2001). El modelado de la distribución de especies y la conservación de la diversidad biológica. En Hernández, H., García-Aldrete, N., Álvarez, F. y Ulloa, M. (eds.). *Enfoques contemporáneos para el estudio de la biodiversidad* (pp. 359-379). México: Ediciones Científicas Universitarias, Fondo de Cultura Económica, Academia Mexicana de Ciencias, A. C., Instituto de Biología-UNAM.
- Santos, L., Aguirre, E., Campos, J. y Martínez, M. (2006). Conservación in situ de la flora mexicana: la orquídea *Laelia albida*, en una reserva de la biosfera. *Ciencia y Desarrollo en Internet*. Disponible en <http://www.conacyt.gob.mx/comunicacion/Revista/ArticulosCompleto/pdf/Orquidea.pdf>. Consultado el 26 de julio de 2012.
- SARH. (1992). Inventario Forestal Nacional de Gran Visión. *Reporte Principal*. México: Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, Subsecretaría Forestal y de Fauna Silvestre.
- SARH. (1994). Inventario Forestal Nacional Periódico, México 94. *Memoria Nacional*. México: Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, Subsecretaría Forestal y de Fauna Silvestre.
- SEMARNAT. (2002). Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2001, Protección ambiental -Especies nativas de México de flora y fauna silvestres- Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio -Lista de especies en riesgo. México: Diario Oficial de la Federación.
- SEMARNAT. (2009a). *Informe de la situación del medio ambiente en México. Compendio de estadísticas ambientales*. México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- SEMARNAT. (2009b). *El Medio Ambiente en México 2009: en Resumen*. Disponible en: http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/resumen_2009/00_intros/presentacion.html. Consultado el 26 de julio de 2012.
- SEMARNAT. (2011). *Estadísticas agrícolas de los distritos de riego. Año agrícola 2009-2010*. México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- SEMARNAT. (2011). Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental -Especies nativas de México de flora y fauna silvestres- Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio -Lista de especies en riesgo. México: Diario Oficial de la Federación.
- SEMARNAT. (2012). *Anuario Estadístico de la Producción Forestal 2011*. México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Sillero, N., Barbosa, A., Martínez-Freiría, F. y Real, R. (2010). Los modelos de nicho ecológico en la herpetología ibérica: pasado, presente y futuro. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 21, 2-24.
- Simonian, L. (1999). *La defensa de la tierra del jaguar: Una historia de la conservación en México*. México: Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, Instituto Nacional de Ecología, Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables.
- Soberon, J. y Miller, C. (2009). Evolución de los nichos ecológicos. *Miscelánea Matemática*, 49, 83-99.
- Soberón, J. y Nakamura, M. (2009). Niches and distributional areas: concepts, methods, and assumptions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106, 19644–19650.
- Soberón, J. y Peterson, T. (2004). Biodiversity informatics: managing and applying primary biodiversity data. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B Biological Sciences*, 359, 689-698.
- Soberón, J. y Peterson, T. (2005). Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics*, 2, 1–10.

- Sosa, V. y Platas, T. (1998). Extinction and persistence of rare orchids in Veracruz, Mexico. *Conservation Biology*, 12(2), 451-455.
- Sosa, V., Vovides, A. y Castillo-Campos, G. (1998). Monitoring endemic plant extinction in Veracruz, Mexico. *Biodiversity and Conservation*, 7, 1521-1527.
- Soto-Arenas, M. (1988). Listado actualizado de las orquídeas de México. *Orquídea*, 11, 233-277.
- Soto-Arenas, M. (1996). Mexico. En *IUCN/SSC Orchid Specialist Group. Orchids – status survey and conservation action plan*. Reino Unido: IUCN, Gland y Cambridge.
- Soto-Arenas, M. (2006). La vainilla: retos y perspectivas de su cultivo. *Biodiversitas*, 66, 1-9.
- Soto-Arenas, M. y Solano-Gómez, A. (2007a). Ficha técnica de *Laelia anceps dawsonii*. En: Soto-Arenas, M. (comp.). Información actualizada sobre las especies de orquídeas del PROY-NOM-059-ECOL-2000. Instituto Chinoín A.C., Herbario de la Asociación Mexicana de Orquideología A.C. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto No. W029. México, D.F.
- Soto-Arenas, M. y Solano-Gómez, A. (2007b). Ficha técnica de *Laelia gouldiana*. En: Soto-Arenas, M. (comp.). Información actualizada sobre las especies de orquídeas del PROY-NOM-059-ECOL-2000. Instituto Chinoín A.C., Herbario de la Asociación Mexicana de Orquideología A.C. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto No. W029. México, D.F.
- Soto-Arenas, M. y Solano-Gómez, A. (2007c). Ficha técnica de *Laelia speciosa*. En: Soto-Arenas, M. (comp.). Información actualizada sobre las especies de orquídeas del PROY-NOM-059-ECOL-2000. Instituto Chinoín A.C., Herbario de la Asociación Mexicana de Orquideología A.C. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto No. W029. México, D.F.
- Soto-Arenas, M., Solano-Gómez, R. y Hágsater, E. (2007). Risk of extinction and patterns of diversity loss in mexican orchids. *Lankesteriana*, 7(1-2), 114-121.
- Stéphanie, M., Ceri-Williams, H. y Ormerod, S. (2001). Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology*, 38, 921-931.
- Stockwell, D. y Noble, I. (1992). Induction of sets of rules from animal distribution data: a robust and informative method of data analysis. *Mathematics and Computers in Simulation*, 32, 249-254.
- Stockwell, D. y Peterson, T. (2002). Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecological Modelling*, 148, 1-13.
- Téllez-Velasco, A. (2003). Etnobotánica de la familia Orchidaceae en México. En Montúfar, A. (coord.). *Estudios Etnobiológicos: Pasado y Presente de México*. México: Instituto Nacional de Antropología e Historia.
- Téllez-Velasco, A. (2011). *Diagnóstico de la familia Orchidaceae en México*. México: Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, Universidad Autónoma Chapingo, Servicio Nacional De Inspección y Certificación de Semillas y Red de Orquídeas.
- Thuiller, W., Brotons, L., Araújo, M. y Lavorel, S. (2004). Effects of restricting environmental range of data to project current and future species distributions. *Ecography*, 27, 165-172.
- Toledo-Manzur, V. (2005). Potencial económico de la flora útil de los cafetales de la Sierra Norte de Puebla. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. AE019. México: Universidad Nacional Autónoma de México, Centro de Investigaciones en Ecosistemas.
- Trapnell, D. y Hamrick, J. (2005). Mating patterns and gene flow in the neotropical orchid, *Laelia rubescens*. *Molecular Ecology*, 14, 75-84.
- Trapnell, D., Hamrick, J. y Nason, J. (2004). Three-dimensional fine-scale genetic structure of the neotropical epiphytic orchid, *Laelia rubescens*. *Molecular ecology*, 13(5), 1111-1118.
- Trejo, I. y Dirzo, R. (2000). Deforestation of seasonally dry tropical forest a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation*, 94(2), 133-142.
- Trejo, I. y Hernández, J. (1996). Identificación de la selva baja caducifolia en el estado de Morelos mediante imágenes de satélite. *Investigaciones Geográficas*, 5, 11-18.
- IUCN. (2012). Categorías y Criterios de la Lista Roja de la IUCN. Versión 3.1. Suiza y Reino Unido: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza.
- van den Berg, C., Higgins, W., Dressler, R., Whitten, W., Soto-Arenas, M., Culham, A. y Chase, M. (2000). A phylogenetic analysis of Laeliinae (Orchidaceae) based on sequence data from internal transcribed spacers (ITS) of nuclear ribosomal DNA. *Lindleyana*, 15, 96-114.

- Vargas-Gómez, E. (1992). *Análisis y Clasificación del Uso y Cobertura de la Tierra con Interpretación de Imágenes*. Santa Fé de Bogotá, Colombia: Instituto Geográfico Agustín Codazzi.
- Vázquez, D. (2005). Reconsiderando el nicho hutchinsoniano. *Ecología Austral*, 15, 149-158.
- Velázquez, A., Durán, E., Mas, J., Bray, D. y Bocco, G. (2005). Situación actual y prospectiva del cambio de la cubierta vegetal y usos del suelo en México. En *Más allá de las Metas de Desarrollo del Milenio* (pp. 391-416). México: Consejo Nacional de Población.
- Velázquez, A., Mas, J., Díaz-Gallegos, J., Mayorga-Saucedo, R., Alcántara, P., Castro, R., Fernández, T., Bocco, G., Ezcurra, E. y Palacio-Prieto, J. (2002). Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta Ecológica*, 62, 21-37.
- Victoria-Hernández, A., Niño-Alcocer, M., Rodríguez-Ávalos, J. y Argumedo-Espinoza, J. (2011). *Generación de información de Uso del Suelo y Vegetación. Proyectos y convenios escala 1:50 000*. XII Conferencia Iberoamericana de Sistemas de Información Geográfica. Estado de México.
- Villaseñor, J. (2003). Diversidad y distribución de las Magnoliophyta de México. *Interciencia*, 28, 160-167.
- Villaseñor, J. y Ortiz, E. (2014). Biodiversidad de las plantas con flores (División Magnoliophyta) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad supl.*, 85, s134-s142.
- Villaseñor, J. y Téllez-Valdés, O. (2004). Distribución potencial de las especies del género *Jefea* (Asteraceae) en México. *Anales del Instituto de Biología UNAM, serie Botánica*, 75(2), 205-220.
- Walker, P. y Cocks, K. (1991) HABITAT: A procedure for modelling a disjoint environmental envelope for a plant or animal species. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 1, 108-118.
- Williams, L. (1986). *The Orchidaceae of Mexico*. México: Escuela Agrícola Panamericana.
- Wood, J. (1999a). Apostasioideae, Neuwiedia, Distribution. En: Pridgeon, A., Cribb, P., Chase, M. y Rassmusen, F. (eds.). *Genera Orchidacearum*. Vol. 1. Oxford: Oxford University Press.
- Wood, J. (1999b). Apostasioideae, Apostasia, Distribution. En: Pridgeon, A., Cribb, P., Chase, M. y Rassmusen, F. (eds.). *Genera Orchidacearum*. Vol. 1. Oxford: Oxford University Press.
- Wood, J. y Chase, M. (1999). Apostasioideae, Phylogenetics. En Pridgeon, A., Cribb, P., Chase, M. y Rassmusen, F. (eds.). *Genera Orchidacearum*. Vol. 1. Oxford: Oxford University Press.
- Yañez-Arenas, C., Mandujano, S., Martínez-Meyer, E., Pérez-Arteaga, A. y González-Zamora, A. (2012). Modelación de la distribución potencial y el efecto del cambio de uso de suelo en la conservación de ungulados silvestres del Bajo Balsas, México. *Therya*, 3(1), 67-79.