



Revista Mexicana de Biodiversidad

ISSN: 1870-3453

falvarez@ib.unam.mx

Universidad Nacional Autónoma de México  
México

Londoño-Murcia, María Cecilia; Sánchez-Cordero, Víctor  
Distribución y conservación de especies amenazadas en Mesoamérica, Chocó y Andes tropicales  
Revista Mexicana de Biodiversidad, vol. 82, núm. 3, septiembre, 2011, pp. 926-950  
Universidad Nacional Autónoma de México  
Distrito Federal, México

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=42520988019>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org

Sistema de Información Científica  
Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal  
Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto



## Distribución y conservación de especies amenazadas en Mesoamérica, Chocó y Andes tropicales

### Distribution and conservation of endangered species in Mesoamerica, Chocó and Tropical Andes

María Cecilia Londoño-Murcia y Víctor Sánchez-Cordero\*

*Departamento de Zoología, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Apartado postal 70-153, 04510 México D. F., México.*

*\*Correspondencia: victor@ibiologia.unam.mx*

**Resumen.** En este estudio se modeló el nicho ecológico proyectado como distribución potencial de 313 especies amenazadas en Mesoamérica, Chocó y los Andes tropicales, según las listas de la UICN. De estas especies, 285 fueron plantas y 28 fueron vertebrados terrestres. La superposición de las distribuciones de las especies amenazadas cubrió prácticamente toda la región. Ecuador mostró cerca del 30% de su área con 50 especies. Colombia, Costa Rica, Guatemala, Nicaragua y Panamá mostraron > 50, aunque en < 0.5% del área de cada país. Costa Rica, Ecuador, Nicaragua y Panamá mostraron de 21 a 50 especies en > 50% de su área. El Salvador y Honduras, de 11 a 20 en > 50% de su área y México de 1 a 5 especies en > 50% de su área. La distribución de estas especies en áreas transformadas (agricultura y áreas urbanas) varió del 11 al 30%; El Salvador, Panamá y Guatemala mostraron > 50% de la distribución; Colombia, Honduras y México < 40%; Belice y Ecuador, < 25% cada uno; El Salvador, Honduras, Panamá, Nicaragua y México mostraron altos porcentajes de distribución para las clases Amphibia, Liliopsida, Polipodiopsida y los órdenes Asterales, Fabales, Laurales, Myrtales, Scrophulariales y Rubiales. En todos los países, las especies de los órdenes Campanulales y Rosales mostraron distribuciones < 35% en las áreas transformadas. En áreas naturales, la distribución de especies amenazadas protegidas varió del 12 al 19%; la de los órdenes Fabales, Laurales, Myrtales y Rubiales fue mayor en estas áreas y menor la de los órdenes Campanulales, Asterales y la clase Liliopsida; Belice y Costa Rica mostraron la mejor representación para las clases Amphibia, Liliopsida, Polipodiopsida y los órdenes Asterales, Fabales, Laurales y Rosales. La cordillera de Talamanca en Panamá y Costa Rica, los páramos y cordilleras andinas, y la selva húmeda del oeste de Ecuador se identificaron como sitios prioritarios de conservación por su alta riqueza de especies amenazadas,

Palabras clave: modelos de nicho ecológico, especies amenazadas, distribución potencial, áreas naturales protegidas, hábitat natural, área transformada.

**Abstract.** This study modeled ecological niches projected as potential distributions for 313 endangered species listed in the IUCN for Mesoamerica, Chocó and Tropical Andes, of which 285 were plants, and 28 terrestrial vertebrates. Overlapping of endangered species distributions covered most of the region. Ecuador showed close to 30% of its area with 50 endangered species. Colombia, Costa Rica, Guatemala, Nicaragua and Panama showed more than 50 endangered species in < 0.5% of its area. Countries showing > 50% of its area with endangered species (21 to 50 species) were Costa Rica, Ecuador, Nicaragua and Panama. El Salvador and Honduras showed > 50% of its area with 11 to 20 endangered species; Mexico showed < 50% of its area with 1 to 5 endangered species. The distribution of endangered species on transformed areas (agriculture and urban settlements) ranged from 11 to 30%. El Salvador, Panama and Guatemala showed > 50% of endangered species in transformed areas; Colombia, Honduras and Mexico showed < 40%, and Belize and Ecuador showed < 25% of endangered species in transformed areas, respectively. El Salvador, Honduras, Panama, Nicaragua and Mexico showed a high proportion of endangered species in transformed areas for the Classes Amphibia, Liliopsida, Polipodiopsida, and the Orders Asterales, Fabales, Laurales, Myrtales, Scrophulariales and Rubiales. Less than 35% of endangered species occurred in transformed areas for the Orders Campanulales and Rosales. Endangered species occurring in protected areas ranged from 12 to 19%; endangered species from the Orders Fabales, Laurales, Myrtales and Rubiales showed wide distributions in protected areas, while endangered species from the Orders Campanulales and Asterales, and the Class Liliopsida showed marginal distributions in protected areas. Belize and Costa Rica showed the highest representation of endangered species in protected areas. We identified the Cordillera of Talamanca in Panama and Costa Rica, the Paramos and Cordilleras of the Andes, and the tropical rainforest of Ecuador as high priority areas for holding high endangered species diversity.

Key words: ecological niche models, threatened species, potential distribution, natural protected areas, natural habitat, transformed habitat.

## Introducción

La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) ha compilado listas de especies en riesgo de extinción desde 1950, comúnmente conocidas como listas rojas. La meta es proveer un índice global del grado de degradación de la biodiversidad como consecuencia de la deforestación, e identificar las especies con mayor urgencia de conservación, con el propósito de reducir tasas de extinción (Mace et al., 2008). Las listas rojas también pretenden apoyar acciones de conservación en beneficio de especies en peligro de extinción (Fitter y Fitter, 1987). La UICN propone 3 categorías de amenaza: situación crítica (CR), amenazada (EN) y vulnerable (VU), que se definen cualitativamente por la probabilidad de extinción en un periodo determinado. Las especies clasificadas dentro de alguna de estas categorías deben cumplir al menos con 1 de 5 criterios: *a*), tasa alta de reducción de la población; *b*), área de distribución reducida, con riesgo de transformación del hábitat; *c*), tamaño poblacional reducido y en declive; *d*), tamaño poblacional muy pequeño y/o *e*), análisis cuantitativo de probabilidades de extinción desfavorable (Mace et al., 2008).

En este sentido, la conservación de la biodiversidad requiere un conocimiento razonable de la distribución de las especies (Margules y Sarkar, 2007). Una limitante a esta demanda es que no existe información detallada sobre la distribución geográfica de la mayoría de las especies (Graham et al., 2004; Soberón y Peterson, 2004). Recientemente se han desarrollado herramientas para producir modelos de nichos ecológicos (MNE) de las especies, proyectados como su distribución potencial (Peterson et al., 1999). Explícita o implícitamente, los MNE se basan en el concepto de Hutchinson (Hutchinson, 1957), cuya hipótesis presupone que las especies se encuentran en equilibrio con su ambiente (generalmente delimitado por características climáticas) y que la distribución se puede modelar considerando las características ambientales de los sitios donde se han observado y/o recolectado; es decir, las localidades de recolección (Guisan y Thuiller, 2005). Para definir el nicho ecológico de la especie en un espacio ambiental multidimensional (espacio ecológico), los diferentes métodos para generar MNE usan distintas reglas o algoritmos matemáticos de cómputo basados en los registros de recolección y variables ambientales. Una vez que el nicho ecológico se ha definido en un espacio ecológico, se proyecta a un espacio geográfico, produciendo un mapa de distribución potencial predictivo (Tsoar et al., 2007).

Este marco conceptual ha adquirido gran relevancia en estudios de conservación (Margules y Sarkar, 2007),

específicamente en predicción de cambios de distribución en escenarios de cambio climático o predicción geográfica de una especie invasora (Rouget et al., 2004), o bien, para identificar áreas potenciales de reintroducción de especies amenazadas y en peligro de extinción (Bourg et al., 2005) o cuantificar el impacto de la pérdida de hábitat en la distribución de especies (Sánchez-Cordero et al., 2005) e identificar áreas prioritarias de conservación (Ferrier et al., 2002; Fuller et al., 2000; Sarkar et al., 2009).

Este trabajo propone 2 enfoques cuantitativos usando MNE, que abordan algunos criterios de la UICN para designar el grado de amenaza de especies en las listas rojas. Dado que la deforestación, considerada como pérdida de hábitat natural, impacta negativamente la distribución de especies (Sánchez-Cordero et al. 2005) es necesario: 1), cuantificar el hábitat natural remanente en la distribución de una especie; de manera que se puedan identificar tendencias de las especies en su categorización de amenaza y, por tanto, aportar de manera objetiva su nivel de amenaza en términos de reducción de su área de distribución (Sánchez-Cordero et al., 2005; Sarkar et al., 2009) y 2), cuantificar la representatividad de las especies amenazadas (EA) en las áreas naturales protegidas (ANP). Las ANP constituyen una de las principales estrategias de conservación, por lo que es pertinente que representen adecuadamente la biodiversidad de una región y de esta manera garanticen su persistencia (Margules y Pressey, 2000).

Aunque las ANP cumplen con su papel de reducir las tasas de pérdida de hábitat (Aaron et al., 2001; Figueroa y Sánchez-Cordero, 2008; Figueroa et al., 2010), generalmente no son representativas de la biodiversidad (Rodrigues et al., 2004a). Por tanto, es importante cuantificar la representación de EA en las ANP para evaluar criterios de amenaza referentes a la proporción de su distribución en las ANP y, por ende, la probabilidad de evitar extinción poblacional regional.

La región de Mesoamérica, Andes tropicales y Chocó está reconocida como una unidad biogeográfica afin y un centro de diversidad biológica (*hot spot*) por su riqueza de especies y endemismos (Myers et al., 2000; Sarkar et al., 2009). Sin embargo, una tasa de deforestación alta pone en riesgo la persistencia de esta excepcional biodiversidad, resultando en un incremento notable de EA (Myers et al., 2000; Mace et al., 2008).

En este trabajo se generó MNE de una lista selecta de especies amenazadas de la IUCN que se distribuyen en la región, cuantificando los efectos negativos sobre sus distribuciones potenciales por la pérdida de hábitat natural; se evaluó la representación de las EA en las ANP, y se identificaron áreas prioritarias de conservación, por su alta riqueza de EA.

## Materiales y métodos

**Área de estudio.** El área de estudio incluye la región de Mesoamérica, Chocó y los Andes tropicales que conforman una unidad biogeográfica afin (Sarkar et al., 2009; Londoño et al., 2010), usando ecorregiones terrestres como criterio para delimitación (Olson et al., 2001), que consisten en 53 ecorregiones en México, Belice, Guatemala, Honduras, El Salvador, Nicaragua, Costa Rica, Panamá, Colombia y Ecuador (Fig.1). El límite norte está delineado por las ecorregiones asociadas con la depresión del Balsas en México, dada su alta afinidad biogeográfica con la biota Mesoamericana (Morrone, 2005). El límite sur está definido por la transición geográfica donde la cordillera de Los Andes se separa en 3 ramas: cordillera occidental, cordillera central y cordillera oriental. Las ecorregiones que limitan son aquellas que se interceptan con esta transición. La región de estudio se dividió en celdas de  $0.02^\circ \times 0.02^\circ$ , que es compatible con la escala de las coberturas ambientales de WorldClim (véase abajo), resultando en 343 383 celdas con un área promedio de 4.818 km<sup>2</sup>.

**Obtención de datos.** Los registros de especies listadas en la UICN en las categorías de amenaza (CR, EN y VU) se obtuvieron de colecciones científicas disponibles en los siguientes sitios de internet (dirección electrónica y última fecha de consulta): MaNIS (<http://manisnet.org>, mayo 2010), HerpNet (<http://www.herpnet.org/>, mayo 2010), ORNIS (<http://olla.berkeley.edu/ornisnet/>, mayo 2010), REMIB (Red Mundial de Información sobre Biodiversidad; [http://www.conabio.gob.mx/remib/doctos/remib\\_esp.html](http://www.conabio.gob.mx/remib/doctos/remib_esp.html), mayo 2010), Smithsonian National Museum of Natural History (<http://www.mnh.si.edu/rc/>, abril 2007), UNIBIO ([www.unibio.ibiologia.unam.mx](http://www.unibio.ibiologia.unam.mx); mayo 2010), CONABIO (<http://www.biodiversidad.gob.mx/especies/especies>, julio 2010) y Missouri Botanical Garden, W<sup>3</sup>TROPICOS (<http://mobot.mobot.org/W3T/Search/vast.html>, mayo 2008). Los datos climáticos se obtuvieron de WorldClim (Hijmans et al., 2005) y consistieron en 19 variables bioclimáticas, a una resolución de 1km<sup>2</sup>. Las variables bioclimáticas se derivaron de valores mensuales de temperatura y precipitación que representan promedios anuales, estacionalidad y factores extremos y generan variables climáticas potencialmente correlacionadas estrechamente con la biología de las especies (<http://www.worldclim.org/bioclim.htm>, mayo 2010). Los datos de altitud fueron tomados de U.S. Geological Survey's Hydro-1K DEM (USGS, 1998); a partir de éstos se calculó la pendiente y la exposición, usando la extensión de análisis espacial en ArcMap 9.2.(ESRI, 2006).

**Modelos de nicho ecológico.** Se generaron MNE proyectados como distribuciones potenciales de 581 especies en las categorías de riesgo de la UICN, de las cuales 509

fueron plantas y 72 vertebrados terrestres, usando el programa MaxEnt versión 3.2.1 (Phillips et al., 2006). Maxent ha mostrado ser un algoritmo adecuado, resultando en modelos altamente predictivos, incluso en casos donde se cuenta con pocos registros de localidades de recolección (<10) (Pearson et al., 2007). Los modelos se realizaron en formato logarítmico y usando un 25% de los datos como *set* de prueba.

Del total de 581 especies, sólo se incluyeron 313 en los análisis (285 especies de plantas y 28 especies de vertebrados terrestres), en virtud de que mostraron los MNE más robustos, con valores de AUC > 0.75 (*area under the curve*; Phillips et al. 2006) y  $P < 0.05$  (Apéndice 1); estos valores indican distribuciones con alto poder predictivo (Pawar et al., 2007). Los MNE incluidos en los análisis se reclasificaron en presencias y ausencias, usando como valor umbral el valor mínimo del *set* de entrenamiento, apropiado para modelos que se han generado de pocos registros de recolección y teniendo un significado ecológico claro al identificar sitios ambientalmente adecuados, como son los registros de recolección (Pearson et al., 2007).

**Análisis geográfico.** La distribución de las 313 EA se superpusieron usando el programa ArcMap 9.2 (ESRI, 2006) y se agruparon en áreas de riqueza de especies en categorías arbitrarias: de 1 a 5, de 6 a 10, de 11 a 20, de 21 a 50 y de 51 a 116 EA, respectivamente. Este ejercicio también se realizó por separado con los grupos taxonómicos que contaron con más de 10 especies (Cuadros 1 y 2). Se calculó el área de distribución potencial, el porcentaje de hábitat transformado y el porcentaje del área de la distribución en ANP, usando el programa ArcView con la extensión Projector! y la proyección "Equal Area Cylindrical". Se consideraron hábitats transformados, las áreas de cultivo, la agricultura intensiva y extensiva y las áreas urbanas del Global Land Cover 2000; esta fuente de información es única para una misma escala que cubre toda la región de estudio (Eva et al., 2003; Latifovic et al., 2003) (Apéndice 2). Las ANP se tomaron del World Data Base on Protected Areas del 2007 (WDPA, 2007) e incluyeron todas las categorías.

## Resultados

La UICN registra 1 074 especies de vertebrados terrestres y 2 559 especies de plantas amenazadas para la región de estudio (Mace et al., 2008). Sin embargo, sólo fue posible obtener MNE robustos para 313 especies, de las cuales 285 fueron plantas y 28 vertebrados terrestres (Cuadro 1). Estos valores representan el 2.6% de los vertebrados terrestres y el 11% de las plantas incluidas en la lista roja de la UICN.

**Cuadro 1.** Número de especies incluidas en este estudio (Análisis) y número de especies registradas en la lista roja de la UICN (Lista roja), por grupo taxonómico, en las diferentes categorías de riesgo. En el Apéndice 3, se muestran mapas para los grupos taxonómicos que presentaron más de 10 especies

	CR		EN		VU		Total	
	Análisis	Lista roja	Análisis	Lista roja	Análisis	Lista roja	Análisis	Lista Roja
<b>Animalia</b>	<b>4</b>	<b>280</b>	<b>18</b>	<b>409</b>	<b>6</b>	<b>385</b>	<b>28</b>	<b>1 074</b>
Amphibia	4	222	18	286	2	184	24	692
Aves		26		62	1	112	1	200
Mammalia		19		53	3	67		139
Reptilia		13		8		22		43
<b>Plantae</b>	<b>7</b>	<b>372</b>	<b>73</b>	<b>916</b>	<b>205</b>	<b>1 271</b>	<b>285</b>	<b>2 559</b>
<b>BRYOPHYTA</b>								
Bryopsida		3		2				5
Marchantiopsida		4		1		2		7
<b>LYCOPODIOPHYTA</b>								
Isoetopsida						1		1
Lycopodiopsida			1	2	3	8	4	10
Sellaginellopsida						1		1
<b>POLYPODIOPHYTA</b>								
Polypodiopsida		24	3	22	11	50	14	96
<b>TRACHEOPHYTA</b>								
Coniferopsida		1		6	1	9	1	16
Cycadopsida		19		18		17		54
Liliopsida	1	34	11	114	24	191	36	339
Magnoliopsida	6	287	58	751	166	992	230	2 030
<b>Total</b>	<b>11</b>	<b>652</b>	<b>91</b>	<b>1 325</b>	<b>211</b>	<b>1 656</b>	<b>31</b>	<b>3 633</b>

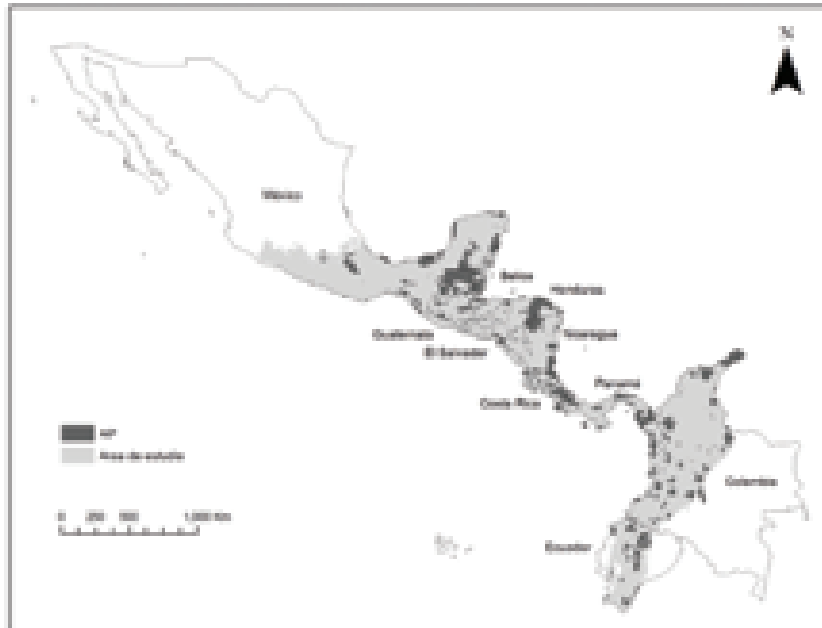
CR, severamente amenazada; EN, amenazada; VU, vulnerable.

**Cuadro 2.** Órdenes de la clase Magnoliopsida, con el número de especies con MNE proyectados como distribuciones potenciales. Los órdenes en negritas indican aquellos para los que se presentan mapas de distribución potencial y análisis por país

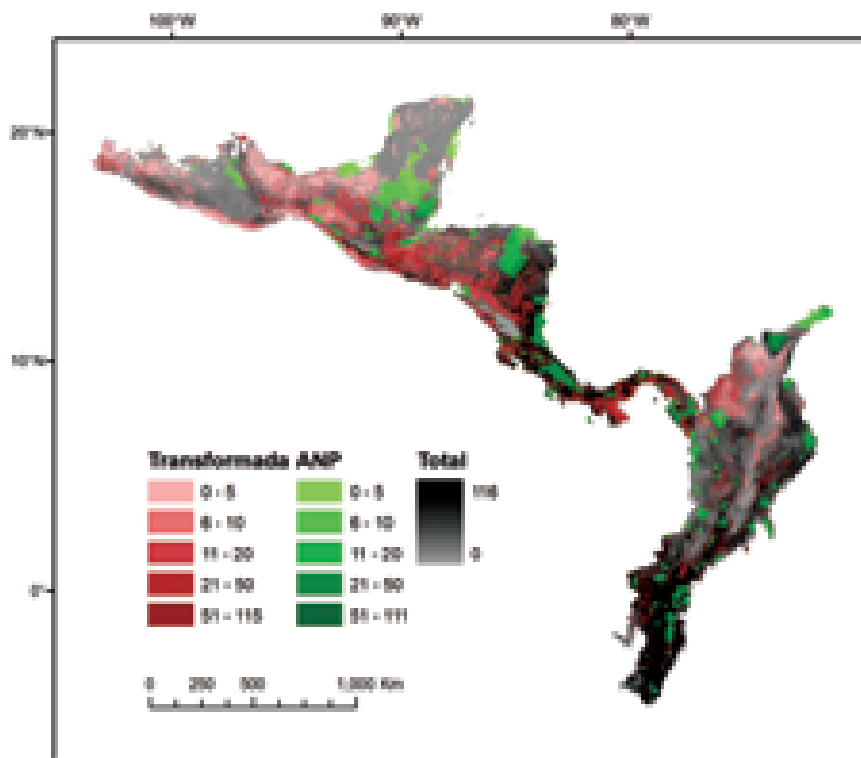
Orden	Núm. especies	Orden	Núm. especies
Apiales	8	Fagales	4
<b>Asterales</b>	12	Gentianales	7
<b>Campanulales</b>	11	Geraniales	4
Capparales	6	Juglandales	2
Celastrales	3	Lamiales	5
Cornales	1	<b>Laurales</b>	11
Dipsacales	2	Lecythidales	7
Ebenales	8	Magnoliales	4
Ericales	1	Malvales	5
Euphorbiales	3	<b>Myrtales</b>	32
<b>Fabales</b>	17	Piperiales	3
Fagales	4	Polygalales	3
Gentianales	7	Proteales	1
Geraniales	4	<b>Rosales</b>	12
Juglandales	2	<b>Rubiales</b>	11
Lamiales	5	Santalales	1
<b>Laurales</b>	11	Sapindales	9
Lecythidales	7	<b>Scrophulariales</b>	22
Magnoliales	4	Solanales	4
Malvales	5	Theales	5
<b>Myrtales</b>	32	Urticales	2
Piperiales	3	Violales	4

Al superponer las áreas de distribución de las 313 especies se observó que prácticamente se cubre toda el área de estudio (Fig. 2); sólo el 0.5%, correspondiente a 8 218 km<sup>2</sup>, no mostró presencia de EA. Ecuador mostró cerca del 30% de su área con una alta riqueza de especies, sumando más de 50 especies. Colombia, Costa Rica, Guatemala, Nicaragua y Panamá también presentaron más de 50 EA, aunque el porcentaje de área de cada país fue menor del 0.5% (Fig.3). Costa Rica, Ecuador, Nicaragua y Panamá mostraron más del 50% de su área con riqueza de EA (de 21 a 50). El Salvador y Honduras presentaron más del 50% de su área con 11 a 20 EA; en tanto, México mostró más del 50% de su área, con 1 a 5 EA (Fig. 3).

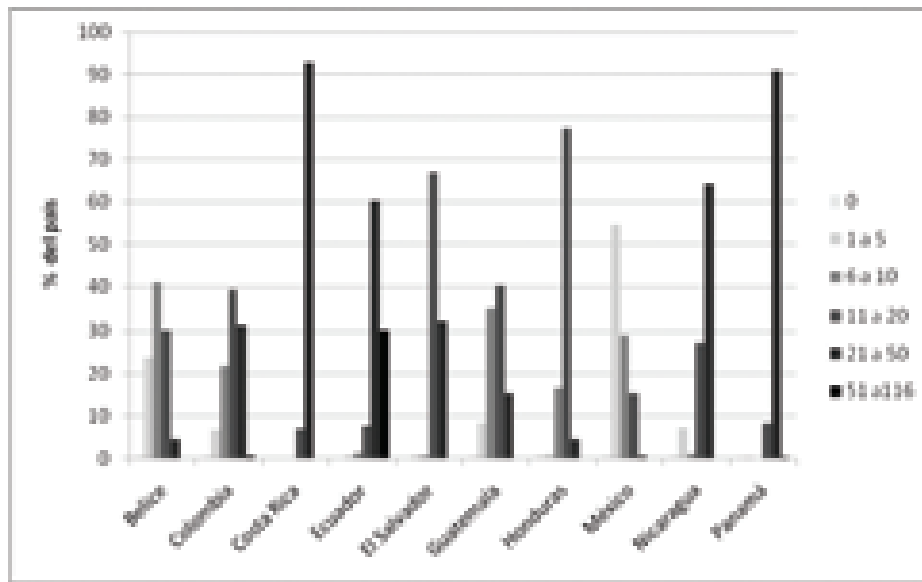
En áreas transformadas, El Salvador y Panamá mostraron más del 50% del área de EA con una riqueza de 11 a 20, Guatemala, más del 50% del área con una riqueza de 21 a 50 EA (Cuadro 3). Colombia, Honduras y México, menos del 40%. Belice y Ecuador < 25%, respectivamente (Cuadro 3). Los porcentajes de distribución de EA en áreas transformadas variaron aproximadamente del 11 al 30%. Guatemala, El Salvador, Honduras, Panamá, Nicaragua y México presentaron los mayores porcentajes para las clases Amphibia, Liliopsida, Polipodiopsida y los órdenes Asterales, Fabales, Laurales, Myrtales, Scrophulariales y Rubiales (Apéndice 3a,b,c,d,f,g,h,j,k). En todos los países, las clases Campanulales y Rosales mostraron distribuciones menores del 35% en estas áreas (Apéndice 3e,i).



**Figura 1.** Área de estudio que incluye la región biogeográfica de Mesoamérica, El Chocó y los Andes tropicales.



**Figura 2.** Concentración de riqueza de especies amenazadas en áreas transformadas (Transformada, en rojo) y en áreas naturales protegidas (ANP, en verde), al superponer la distribución potencial de 313 especies que incluyeron 28 vertebrados terrestres y 285 plantas. Se indica la riqueza de especies amenazadas, incluidas en el análisis, en las áreas con vegetación natural remanente (Total: número alto, de especies, negro; número bajo de especies, gris tenue).



**Figura 3.** Porcentaje del área total del país que presenta distribución potencial de especies amenazadas para los grupos con riqueza de especies.

**Cuadro 3.** Porcentaje de la distribución potencial que coincide con áreas transformadas en los diferentes grupos de riqueza de especies amenazadas en cada país de la región de estudio

	<i>Grupos de riqueza de especies</i>					
	0	1 - 5	6 - 10	11 - 20	21 a 50	
Belice	3.75	15.28	18.69	5.60	1.14	
Colombia	16.55	34.28	25.69	16.22	11.28	26.42
Costa Rica	53.18	0.09	19.81	48.00	18.31	
Ecuador	25.96	15.11	4.72	7.42	9.67	7.09
El Salvador		6.52	24.11	60.14	47.58	
Guatemala	2.06	15.65	21.33	43.90	55.40	41.27
Honduras	2.14	10.64	36.95	31.41	28.75	
México	25.97	30.16	38.53	37.99	33.68	
Nicaragua	4.71	0.86	32.65	48.54	26.25	
Panamá	36.95	25.43	24.38	60.87	38.80	8.24

Los porcentajes de distribución potencial de las EA en las ANP variaron aproximadamente del 12 al 19% (Cuadro 5). Belice mostró los valores más altos; más de 11 EA con una distribución mayor al 60%. Panamá, Nicaragua y Costa Rica mostraron las áreas con mayor riqueza de EA, con más del 50% de su distribución en sus respectivas ANP; Colombia, México, Ecuador y El Salvador, los valores más bajos en sus respectivas ANP. Ninguna categoría de EA mostró valores de representación en ANP mayores al 20% (Cuadro 4).

La representación taxonómica en las ANP se cuantificó en grupos taxonómicos que incluyeron más de 10 EA: las clases Amphibia, Polypodiopsida y Liliopsida y los órdenes Asterales, Campanulales, Fabales, Laurales, Myrtales, Rosales, Rubiales y Scrophulariales, de la clase

Magnoliopsida. Los grupos taxonómicos que mostraron una mayor distribución de EA en las ANP fueron los órdenes Fabales, Laurales, Myrtales y Rubiales; los de menor distribución en ANP fueron los órdenes Campanulales, Asterales y la Clase Liliopsida. Las mejores representaciones de EA en ANP se ubicaron en Belice y Costa Rica para las clases Amphibia, Liliopsida, Polipodiopsida y los órdenes Asterales, Fabales, Laurales y Rosales (Apéndice 3a,b,c,d,f,g,i). En El Salvador, para la clase Liliopsida y en Guatemala, para el orden Rosales, se presentaron también valores altos en la representación de EA en las ANP (Apéndice 3b,i). Los órdenes Campanulales, Myrtales, Scrophulariales y Rubiales mostraron valores de distribución menores al 31% de EA en ANP (Apéndice 3b,h,j,k). Para el orden Rubiales, esta tendencia se excluye en Belice, para el cual, se observó un 99% de representación en las ANP (Apéndice 3k).

Para cada grupo taxonómico se identificaron sitios con alta riqueza regional de EA que coincidiera con áreas de hábitat natural remanente fuera de las ANP. Estos sitios se consideraron prioritarios para conservación y complementarios a las ANP de la región. Para los anfibios se identificó la cordillera de Talamanca entre Panamá y Costa Rica; para los órdenes Asterales, Campanulales, Myrtales, Polypodiophytas, Rosales y Scrophulariales, los páramos andinos en el Ecuador; en el orden Fabales, las selvas húmedas del noroeste de Ecuador; en los órdenes Laurales y Liliopsidas, el oeste de la cordillera de los Andes en el centro de Ecuador, y en el orden Rubiales, el este de la cordillera Real en el Ecuador (Fig. 2; Apéndice 3a-k).

**Cuadro 4.** Porcentaje de la distribución potencial en cada país de la región de estudio, que coincide con los diferentes grupos de riqueza de especies amenazadas en las áreas naturales protegidas

	<i>Grupos de riqueza de especies</i>					
	0	1 a 5	6 a 10	11 a 20	21 a 50	51 a 111
Belice	10.01	25.09	33.46	65.20	96.89	
Colombia	1.58	6.63	8.01	10.62	14.40	9.90
Costa Rica	17.61	90.9	27.07	9.60	31.67	84.67
Ecuador		8.60	0.02	0.64	14.37	17.75
El Salvador		2.75	13.16	1.94	4.30	
Guatemala	26.48	65.06	45.78	18.06	14.26	
Honduras	50.33	51.98	26.57	16.94	25.21	
México	31.05	11.33	6.91	10.13	1.82	
Nicaragua	35.83	4.86	17.50	15.15	19.27	50.06
Panamá	0.00	4.15	2.06	3.52	26.16	70.02

## Discusión

Es importante resaltar que se generaron MNE proyectados como distribuciones potenciales para un porcentaje bajo de plantas y vertebrados terrestres amenazados, incluidos en la lista roja de la IUCN (Cuadros 1 y 2) y, en este sentido, el alcance de los resultados puede ser limitado. En este estudio se realiza una búsqueda exhaustiva de registros de localidades en colecciones nacionales e internacionales, así como en bases de datos de libre acceso en *internet*, y se confirma el número de registros limitado para la mayoría de las EA en la región. Es posible que existan registros adicionales en colecciones científicas locales, pero la falta de acceso a estos registros dificulta su disponibilidad. Es una prioridad establecer mecanismos de acceso abierto a colecciones locales y regionales para incrementar el número de registros de EA. Por otro lado, el número reducido de recolecciones de EA debe establecer prioridades de inventarios biológicos, enfatizando las observaciones sobre la presencia de EA para obtener información confiable de su distribución y, por ende, de su conservación (Sánchez-Cordero et al., 2001; Graham et al., 2004). No obstante estas limitantes, este estudio identificó sitios de concentración de un número importante de EA de flora y fauna de la IUCN para esta región (Myers et al., 2000).

Las evaluaciones del riesgo de amenaza de las especies en las listas rojas deben efectuarse en diferentes escalas (global, regional y local), ya que pueden presentar diferente grado de amenaza, como extirpación poblacional o incluso extinción (Mace et al., 2008). Una especie puede encontrarse en buen estado de conservación en un país, región o sitio y estar amenazada a escala mundial, o bien, estar libre de amenaza en el mundo o en un país, pero en riesgo de extinción regional o local (Sánchez-Cordero et al., 2005; Mace et al., 2008). Es decir, el grado de amenaza o riesgo de extinción se debe dar en un contexto geográfico

**Cuadro 5.** Distribución potencial de los diferentes grupos taxonómicos en la región de estudio

	<i>Área total (km<sup>2</sup>)</i>	<i>% AT</i>	<i>% ANP</i>
Campanulales	274 075	11.95	11.92
Liliopsida	319 738	11.39	13.91
Asterales	320 367	14.68	16.05
Rosales	399 428	13.81	16.56
Polypodiophyta	406 268	11.96	12.94
Amphibia	434 762	20.43	18.72
Scrophulariales	495 023	15.55	14.92
Rubiales	742 785	17.36	16.57
Myrtales	808 800	23.10	13.66
Laurales	857 474	29.71	17.86
Fabales	1 139 650	27.01	14.30

AT, área transformada; ANP, área protegida.

(Sánchez-Cordero et al., 2005). Las tendencias indican que las EA incluidas no mostraron un grado de amenaza equivalente en los diferentes países donde se distribuyen; los grupos taxonómicos muestran diferentes niveles de amenaza a lo largo de la región (Cuadros 3-5).

El enfoque de este estudio permitió: 1), determinar el contexto geográfico de la amenaza; 2), identificar los sitios que presentan alta riqueza de EA en diferentes categorías de riesgo y 3), la inclusión de EA de grupos multitaxon y evitar en lo posible sesgos de tendencias de distribución similares, con respecto a considerar un solo grupo taxonómico (Cuadro 3; Fig. 2). Más aún, para las especies con amenaza global de extinción, se identifican áreas con mejores condiciones de hábitat natural remanente y con mejor representatividad en ANP y que, por ende, son áreas prioritarias para enfocar esfuerzos de conservación. Se demuestra que, una proporción importante de la distribución de EA coincide con áreas transformadas, lo que indica un riesgo adicional de amenaza de extinción (Cuadros 3 y 5; Apéndice 3a-k). Se ha propuesto que las especies conservan su nicho ecológico en tiempos evolutivos, lo que supone una lenta adaptación a los hábitats nuevos (Peterson et al., 1999). Si esta tesis es correcta, sugiere que las especies no pueden mantener poblaciones viables reproductivas en áreas transformadas (“hábitat nuevo” para la especie) sin inmigración de individuos de hábitats naturales remanentes (Peterson y Holt, 2003). Por tanto, los grupos taxonómicos que mostraron esta tendencia, requieren de una alta prioridad de conservación en aquellas áreas de su distribución que aún muestran hábitat natural remanente (Sánchez-Cordero et al., 2005; Sarkar et al., 2009).

Las ANP de la región de Mesoamérica, Andes tropicales y Chocó no representan adecuadamente la diversidad biológica regional (Andelman y Willig, 2003; Armenteras et al., 2003; Cue-Bar et al., 2006; Fuller et al., 2006, 2007;



Sarkar et al., 2009). Esta tendencia se confirma con la baja representación de las EA en las ANP, donde los valores de coincidencia geográfica fluctuaron entre el 10 y el 20% (Cuadro 4-5; Apéndice 3a-k), y es posible que sea consecuencia de que los criterios de selección y decreto de varias ANP no consideraron su contenido de biodiversidad ni las EA. Una alternativa para solventar esta deficiencia de representatividad de la biodiversidad en ANP, es generar redes de áreas de conservación que incluyan ANP y áreas enfocadas al manejo de recursos y restauración ecológica (Ervin, 2003; Rodrigues et al., 2004a; Fuller et al., 2006; Margules y Sarkar, 2007; Chan y Daily, 2008; Sarkar et al., 2009). Esto es particularmente relevante, en virtud de que se ha observado una tasa de cambio de uso de suelo y vegetación más alta en sitios ubicados fuera de las ANP (Sánchez-Azofeifa et al., 2003; Figueroa y Sánchez-Cordero, 2008, 2010). Incluso, existen ejemplos de una deficiente protección de especies en las ANP de la región. Tal es el caso del primate amenazado, *Sanguinus oedipus*, en Colombia, donde se establecieron ANP que entre los años 1990 y 2000 tuvieron una pérdida del hábitat natural de poco más del 70%, afectando la conservación de esta especie (Miller et al., 2004). Lo anterior confirma que es necesario establecer áreas de conservación alternativas que, integradas a las ANP, formen redes de áreas de conservación interconectadas (Margules y Sarkar, 2007; Sarkar et al., 2009).

La representatividad de las EA en las ANP contrastó en los países de la región. Los valores más altos se observaron en Belice y Costa Rica y los más bajos en México, Honduras, El Salvador y Colombia, (Cuadro 4), lo que indica que en estos países se necesita establecer programas de conservación más ambiciosos, que se enfoquen a tener una representación más adecuada de EA en las áreas avocadas a la conservación. Los resultados coinciden con análisis previos de la representatividad marginal de la biodiversidad en las ANP de estos países (Calderón et al., 2004; Sarkar et al., 2009). Consecuentemente, la planeación sistemática de la conservación debe considerarse en niveles múltiples, desde el local o paisajístico hasta el global, e integrar diferentes estrategias de conservación que conformen redes de áreas de conservación (Chan y Daily, 2008).

A pesar del bajo porcentaje de las EA incluidas en los análisis, existe un sustento de que las tendencias observadas aquí coinciden con estudios previos de algunos grupos faunísticos y florísticos; por ejemplo, Colombia, Ecuador, Panamá y México están dentro de los 20 países en el mundo con más especies de plantas amenazadas (Hilton-Taylor y Mittermeier, 2000). Luna et al. (2001) encuentran que para 25 especies de plantas vasculares amenazadas de México, su representación en las ANP es muy baja, dado que la mayoría de la distribución se encuentra en los bos-

ques de niebla, ecosistema amenazado y poco protegido en México. De manera similar, pese a que es el país con mayor diversidad de pinos, donde el 55% son endémicos y por lo menos 20 especies están en alguna categoría de riesgo, su representación en ANP es baja y para muchas especies se carece de programas de conservación (Sánchez-González, 2008).

Bernal y Galeno (2006) discuten que el escenario de conservación de las especies de palmas (Arecaceae) que se distribuyen en los Andes de Colombia es de amenaza. Por ende, en esos países las EA requieren particular atención, dando prioridad de investigación a programas de conservación enfocados a ubicar registros y poblaciones en regiones de alta riqueza específica (Apéndice 3a-k). Un estudio en esta dirección, es el de Granados-Tochoy et al. (2007), quienes redescubrieron en Colombia, después de 200 años, la especie amenazada *Solanum humboldtianum*, que cuenta con un programa específico de conservación.

La situación es similar en otros grupos biológicos. En mamíferos, al menos un 25% de las especies endémicas han perdido más del 50% de su hábitat natural, especialmente en el estado de Veracruz y en la Faja Transvolcánica Mexicana (Sánchez-Cordero et al., 2005). Para las aves, el caso del quetzal, *Pharomachrus mocinno*, es emblemático; Solórzano et al. (2003), basándose en un estudio en México, muestran que por pérdida de hábitat natural, la distribución de esta ave ha disminuido en un 82% en los últimos 30 años, y concluyen que se necesitan esfuerzos de conservación en toda la región Mesoamericana, pues la situación de pérdida de hábitat es similar en Nicaragua, El Salvador, Guatemala y Honduras. Otra especie de ave amenazada, afectada por la transformación de los bosques de pino y encino en áreas de cultivo y ganadería en Honduras y Guatemala, es *Dendroica chrysoparia* (Rappole et al., 2000). Los ecosistemas de pino-encino en la región Mesoamericana contienen composición de EA que los hacen prioritarios en la selección de áreas de conservación (Sarkar et al., 2009).

El estudio de Solórzano et al. (2003) coincide con las tendencias observadas en nuestro estudio; Belice, Costa Rica y Panamá fueron los países en Mesoamérica que presentaron una mayor proporción de EA dentro de las ANP. Sin embargo, aún en estos países, hay especies que se encuentran bajo un alto riesgo de extinción, como el anfibio *Craugastor punctariolus* en Panamá, donde en un lapso breve se extinguieron varias poblaciones por la presencia del hongo *Batrachochytrium dendrobatidis* (Ryan et al., 2008). Algunas EA también presentan condiciones de conservación críticas, como el paujil, *Crax alberti*, en Colombia, donde se ha perdido el 96% de su hábitat natural, ubicando la especie en peligro de extinción (Melo-Vásquez et al., 2008). Ante este escenario, los MNE proyectados

como distribuciones potenciales también pueden servir de base para tomar decisiones en beneficio de las EA. En Ecuador se generaron MNE del colibrí amenazado, *Metallura baroni*, y se encontraron registros de poblaciones de la especie en los sitios de distribución previstos (Tinoco et al., 2009). Asimismo, los sitios de distribución potencial de las EA pueden ser los adecuados para la reintroducción de sus poblaciones y manejo (Bourg et al., 2005).

Las iniciativas de conservación para las EA presentes en las regiones de Mesoamérica, Chocó y Andes Tropicales deben enfocarse en especies que muestran altos porcentajes de su distribución potencial en áreas transformadas de ciertos países, pero que cuenten, a su vez, con suficiente área en sitios conservados y en las ANP de otros países que ofrezcan mejores oportunidades de éxito de conservación. De esta manera, en la conservación global de EA se pueden alcanzar buenos resultados regionales.

Sin embargo, existe una diferencia entre medidas de riesgo y prioridades de conservación (Mace et al., 2008). No obstante que la UICN clasifica las especies en términos de sus riesgos de extinción, eso no equivale a determinar las prioridades de conservación, las cuales incluyen otros factores, como costos, beneficios, logística, probabilidades de éxito y otras características biológicas de las especies (Possingham et al., 2002; Mace y Baillie, 2007). La lista roja es una herramienta para identificar casos urgentes de conservación de especies, mediante la cual se debe evaluar su situación y diseñar y establecer acciones de conservación efectivas, mas no es una herramienta para identificar prioridades de conservación *per se* (Mace et al., 2008).

Una crítica recurrente a la comunidad conservacionista es la inversión de altos recursos financieros en la conservación de especies en la categoría CR (situación crítica), en virtud de la supuesta baja efectividad de esta estrategia; algunas de estas especies necesitan una gran inversión de recursos y esfuerzo y los resultados son limitados. En contraste, otras especies ubicadas en otras categorías de riesgo pueden conservarse a menor costo (Mace y Baillie, 2007). La manera óptima de enfocar los esfuerzos de conservación no necesariamente se reflejan en dedicar más recursos a las especies en la categoría de mayor amenaza (Mace et al., 2008). Una alternativa es identificar sitios con alta riqueza de especies amenazadas y realizar acciones de conservación que aseguren la viabilidad de la mayor cantidad de especies amenazadas (Possingham et al., 2002; Mace y Baillie, 2007).

En este estudio se identificaron sitios prioritarios de conservación que concentran una alta riqueza de EA (Cuadros 3-5, Apéndice 3a-k). Los protocolos de priorización de proyectos y la implantación de teorías para la toma de decisiones se han empleado para optimizar la asignación de recursos a las EA; dichos protocolos se diseñaron para

que de manera simultánea se consideren, costos, beneficios (incluyendo valor de las especies) y probabilidad de éxito del manejo (Margules y Sarkar, 2007). El uso de protocolos de priorización de proyectos puede mejorar sustancialmente los resultados de la conservación de especies amenazadas, al incrementar la eficiencia y asegurar la transparencia de las decisiones de manejo (McCarthy et al., 2008; Joseph et al., 2009).

## Agradecimientos

Este trabajo es parte de la tesis doctoral de María Cecilia Londoño, quien agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada (CVU 206028) y al Posgrado de Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México. Dos revisores anónimos aportaron valiosas sugerencias al manuscrito, lo que benefició su calidad de contenido y presentación. Víctor Sánchez Cordero agradece el apoyo del CONACyT para la realización de este proyecto (CONACyT Núm. 25048).

## Literatura citada

- Aaron, G. B., R. E. Gullison, R. E. Rice y G. A. B. da Fonseca. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* 291:125-128.
- Andelman, S. J. y M. R. Willig. 2003. Present patterns and future prospects for biodiversity in the western hemisphere. *Ecology Letters* 6:818-824.
- Armenteras, D., F. Gast y H. Villareal. 2003. Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation* 113:245-256.
- Bernal, R. y G. Galeano. 2006. Endangerment of Colombian palms (Arecaceae): change over 18 years. *Botanical Journal of the Linnean Society* 151:151-163.
- Bourg, N. A., W. J. McShea y D. E. Gill. 2005. Putting a CART before the search: successful habitat prediction for a rare forest herb. *Ecology* 86:2793-2804.
- Calderón, R., T. Boucher, M. Bryer, L. Sotomayor y M. Kappelle. 2004. Setting biodiversity conservation priorities in Central America: action site selection for the development of a first portfolio. *The Nature Conservancy* 32. San José. Costa Rica. 254 p.
- Cue-Bar, E. M., J. L. Villaseñor, J. J. Morrone y G. Ibarra-Manríquez. 2006. Identifying priority areas for conservation in Mexican tropical deciduous forest based on tree species. *Interciencia* 31:712-712.
- Chan, K. y G. C. Daily. 2008. The payoff of conservation investments in tropical countryside. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105:19342-19342.

- Ervin, J. 2003. Protected area assessments in perspective. *BioScience* 53:819-822.
- ESRI. 2006. ArcMAP 9.2. Geographic information system. <http://www.esri.com>; última consulta: 01.VII.2010.
- Eva, H. D., E. E. de Miranda, C. M. Di Bella, V. Gond, O. Huber, M. Sgrenzaroli, S. Jones, A. Coutinho, A. Dorado, M. Guimarães, C. Elvidge, F. Achard, A. S. Belward, E. Bartholomé, A. Baraldi, G. De Grandi, P. Vogt, S. Fritz y A. Hartley. 2003. The land cover map for South America in the year 2000. Joint Research Center, European Commission. GLC2000 database; 01.VII.2010.
- Ferrier, S., G. Watson, J. Pearce y M. Drielsma. 2002. Extended statistical approaches to modelling spatial pattern in biodiversity in northeast New South Wales. I. Species-level modelling. *Biodiversity and Conservation* 11:2275-2307.
- Figueroa, F. y V. Sánchez-Cordero. 2008. Effectiveness of natural protected areas to prevent land use and land cover change in Mexico. *Biodiversity and Conservation* 17:3223-3240.
- Figueroa, F., V. Sánchez-Cordero, J. Meave e I. Trejo. 2010. Socio-economic context of land use and land cover change in Mexican biosphere reserves. *Environmental Conservation* 36:180-191.
- Fitter, R. and M. Fitter. (eds). 1987. *The Road to Extinction*. International Union for Conservation of Nature, Gland, Switzerland.
- Fleishman, E., R. M. Nally y J. P. Fay. 2003. Validation tests of predictive models of butterfly occurrence based on environmental variables. *Conservation Biology* 17:806-806.
- Fuller, T., M. Munguía, M. Mayfield, V. Sánchez-Cordero y S. Sarkar. 2006. Incorporating connectivity into conservation planning: a multi-criteria case study from central Mexico. *Biological Conservation* 133:131-142.
- Fuller, T., V. Sánchez-Cordero, P. Illoldi-Rangel, M. Linaje y S. Sarkar. 2007. The cost of postponing biodiversity conservation in Mexico. *Biological Conservation* 134:593-600.
- Graham, C. H., S. Ferrier, F. Huettman, C. Moritz y A. T. Peterson. 2004. New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. *Trends in Ecology & Evolution* 19:497-503.
- Granados-Tochay, J. C., S. Knapp y C. I. Orozco. 2007. *Solanum humboldtianum* (Solanaceae): An endangered new species from Colombia rediscovered 200 years after its first collection. *Systematic Botany* 32:200-207.
- Guisan, A. y W. Thuiller. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8:993-1009.
- Hijmans, R. J., S. E. Cameron, J. L. Parra, P. G. Jones y A. Jarvis. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25:1965-1978.
- Hilton-Taylor, C. y R. A. Mittermeier 2000. 2000 IUCN red list of threatened species. IUCN.
- Hutchinson, G. E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22:415-427.
- Joseph, L. N., R. F. Maloney y H. P. Possingham. 2009. Optimal allocation of resources among threatened species: a project prioritization protocol. *Conservation Biology* 23:328-338.
- Latifovic, R., Z. Zhu, J. Chilar, J. Beaubien y R. Fraser. 2003. The land cover map for North America in the year 2000. Joint Research Center. European Commission. GLC2000 database 01.VII.2010.
- Londoño-Murcia, M. C., O. Téllez-Valdés y V. Sánchez-Cordero. 2010. Environmental heterogeneity of WWF ecoregions and implications for conservation in Neotropical biodiversity hotspots. *Environmental Conservation* 37:114-127.
- Luna, I., J. J. Morrone, O. Alcántara-Ayala y D. Espinosa 2001. Biogeographical affinities among Neotropical cloud forests. *Plant Systematics and Evolution* 228:229-239.
- Mace, G. M. y J. E. M. Baillie. 2007. The 2010 biodiversity indicators: challenges for science and policy. *Conservation Biology* 21:1406-1406.
- Mace, G. M., N. J. Collar, K. J. Gaston, C. Hilton-Taylor, H. R. Akçakaya, N. Leader-Williams, E. J. Milner-Gulland y S. N. Stuart. 2008. Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Conservation Biology* 22:1424-1442.
- Margules, C. R. y S. Sarkar 2007. *Systematic conservation planning*. Cambridge University Press.
- McCarthy, M. A., C. J. Thompson y S. T. Garnett. 2008. Optimal investment in conservation of species. *Journal of Applied Ecology* 45:1428-1435.
- Melo-Vasquez, I., J. M. Ochoa-Quintero, H. F. Lopez-Arevalo y P. Velasquez-Sandino. 2008. Potential habitat loss and subsistence hunting of Blue Billed Curassow (*Crax alberti*), a Colombian critically endangered endemic bird. *Caldasia* 30:161-177.
- Miller, L., A. Savage y H. Giraldo. 2004. Quantifying remaining forested habitat within the historic distribution of the cotton-top tamarin (*Saguinus oedipus*) in Colombia: implications for long-term conservation. *American Journal of Primatology* 64:451-457.
- Morrone, J. J. 2005. Hacia una síntesis biogeográfica de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 76:207-252.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca y J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Olson, D. M., E. Dinerstein, E. D. Wikramanayake, N. D. Burgess, G. V. N. Powell, E. C. Underwood, J. A. D'Amico, I. Itoua, H. E. Strand y J. C. Morrison. 2001. Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on earth. *BioScience* 51:933-938.
- Pawar, S., M. S. Koo, C. Kelley, M. F. Ahmed, S. Chaudhuri y S. Sarkar. 2007. Conservation assessment and prioritization

- of areas in Northeast India: priorities for amphibians and reptiles. *Biological Conservation* 136:346-361.
- Pearson, R. G., C. J. Raxworthy, M. Nakamura y A. T. Peterson. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* 34:102-117.
- Peterson, A. T. y R. D. Holt. 2003. Niche differentiation in Mexican birds: using point occurrences to detect ecological innovation. *Ecology Letters* 6:774-782.
- Peterson, A. T., J. Soberón y V. Sanchez-Cordero. 1999. Conservatism of ecological niches in evolutionary time. *Science* 285:1265-1265.
- Phillips, S. J., R. P. Anderson y R. E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231-259.
- Possingham, H. P., S. J. Andelman, M. A. Burgman, R. A. Medellin, L. L. Master y D. A. Keith. 2002. Limits to the use of threatened species lists. *Trends in Ecology & Evolution* 17:503-507.
- Rappole, J. H., D. I. King y P. Leimgruber. 2000. Winter habitat and distribution of the endangered golden-cheeked warbler (*Dendroica chrysoparia*). *Animal Conservation* 3:45-59.
- Rodrigues, A. S. L., S. J. Andelman, M. I. Bakarr, L. Boitani, T. M. Brooks, R. M. Cowling, L. D. C. Fishpool, G. A. B. da Fonseca, K. J. Gaston y M. Hoffmann. 2004a. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428:640-643.
- Rodrigues, A. S. L., S. J. Andelman, M. I. Bakarr, L. Boitani, T. M. Brooks, R. M. Cowling, L. D. C. Fishpool, G. A. B. da Fonseca, K. J. Gaston, M. Hoffmann, J. S. Long, P. A. Marquet, J. D. Pilgrim, R. L. Pressey, J. Schipper, W. Sechrest, S. N. Stuart, L. G. Underhill, R. W. Waller, M. E. J. Watts y X. Yan. 2004b. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428:640-643.
- Rouget, M., D. M. Richardson, J. L. Nel, D. C. Le Maitre, B. Egoh y T. Mgidi. 2004. Mapping the potential ranges of major plant invaders in South Africa, Lesotho and Swaziland using climatic suitability. *Diversity and Distributions* 10:475-484.
- Ryan, M. J., K. R. Lips y M. W. Eichholz. 2008. Decline and extirpation of an endangered Panamanian stream frog population (*Craugastor punctariolus*) due to an outbreak of chytridiomycosis. *Biological Conservation* 141:1636-1647.
- Sánchez-Azofeifa, G. A., G. C. Daily, A. S. P. Pfaff y C. Busch. 2003. Integrity and isolation of Costa Rica's national parks and biological reserves: examining the dynamics of land-cover change. *Biological Conservation* 109:123-135.
- Sánchez-Cordero, V., P. Iloldi-Rangel, M. Linaje, S. Sarkar y A. T. Peterson. 2005. Deforestation and extant distributions of Mexican endemic mammals. *Biological Conservation* 126:465-473.
- Sánchez-Cordero, V., A. T. Peterson y P. Escalante-Pliego. 2001. El modelado de la distribución de especies y la conservación de la diversidad biológica. *In* Enfoques contemporáneos para el estudio de la biodiversidad, H. M. Hernández, A. N. García-Alderete, F. Álvarez y M. Ulloa (eds.). Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F. p. 359-379.
- Sánchez-González, A. 2008. Diversity and distribution of Mexican pines, an overview. *Madera y Bosques* 14:107-120.
- Sarkar, S., V. Sánchez-Cordero, M. C. Londoño y T. Fuller. 2009. Systematic conservation assessment for the Mesoamerica, Chocó, and Tropical Andes biodiversity hotspots: a preliminary analysis. *Biodiversity and Conservation* 18:1793-1828.
- Soberón, J. y A. T. Peterson. 2004. Biodiversity informatics: managing and applying primary biodiversity data. *Philosophical Transactions: Biological Sciences* 359:689-698.
- Solorzano, S., M. A. Castillo-Santiago, D. A. Navarrete-Gutiérrez y K. Oyama. 2003. Impacts of the loss of neotropical highland forests on the species distribution: a case study using resplendent quetzal an endangered bird species. *Biological Conservation* 114:341-349.
- Tinoco, B. A., P. X. Astudillo, S. C. Latta y C. H. Graham. 2009. Distribution, ecology and conservation of an endangered Andean hummingbird: the Violet-throated Metaltail (*Metallura baroni*). *Bird Conservation International* 19:63-76.
- Tsoar, A., O. Allouche, O. Steinitz, D. Rotem y R. Kadmon. 2007. A comparative evaluation of presence-only methods for modelling species distribution. *Diversity and Distributions* 13:397-405.
- USGS. 1998. GTOPO30 Global 30 arc-second digital elevation model, <http://www1.gsi.go.jp/geowww/globalmap-gsi/gtopo30/gtopo30.html>; última consulta: 01.VII.2010.
- WDPA. 2007. The World Database on Protected Areas, Version 2007. <http://www.wdpa.org/>; última consulta: XII.2008.

**Apéndice 1.** Robustez de los modelos de nicho ecológico de las especies amenazadas incluidas en los análisis. CR= situación crítica; En= amenazada; Vu= vulnerable

Clase	Orden	Especie	Categoría UICN	Registros usados	AUC prueba	Valor umbral	Variable que contribuyó más al modelo	% de contribución
Amphibia	Anura	<i>Atelopus varius</i>	CR	16	0.965	0.158	Pcoq	27.20
Amphibia	Anura	<i>Bufo aucoinae</i>	Vu	15	0.999	0.848	Pwm	33.90
Amphibia	Anura	<i>Phyllobates vittatus</i>	En	5	1	0.939	Pwm	36.00
Amphibia	Anura	<i>Plectrohyla glandulosa</i>	En	13	1	0.005	min_temp	44.90
Amphibia	Anura	<i>Ptychohyla salvadorensis</i>	En	4	0.999	0.59	Pcoq	32.80
Amphibia	Anura	<i>Eleutherodactylus rubrimaculatus</i>	Vu	4	0.999	0.864	Pwm	62.40
Amphibia	Anura	<i>Rana vibicaria</i>	CR	18	0.998	0.151	Precip	25.30
Amphibia	Caudata	<i>Bolitoglossa engelhardti</i>	En	21	0.996	0.475	Pwaq	46.80
Amphibia	Caudata	<i>Bolitoglossa flavimembris</i>	En	16	1	0.825	Pwaq	47.40
Amphibia	Caudata	<i>Bolitoglossa pesrubra</i>	En	23	1	0.13	Pwq	24.80
Amphibia	Caudata	<i>Bolitoglossa riletti</i>	En	6	0.998	0.578	Mdr	72.20
Amphibia	Caudata	<i>Bolitoglossa subpalmata</i>	En	24	0.997	0.127	Altura	22.50
Amphibia	Caudata	<i>Dendrotriton bromeliacius</i>	En	27	1	0.904	Pwaq	47.20
Amphibia	Caudata	<i>Lineatriton lineolus</i>	En	7	0.996	0.416	Ts	56.10
Amphibia	Caudata	<i>Oedipina poelzi</i>	En	15	0.997	0.129	Pcoq	20.60
Amphibia	Caudata	<i>Oedipina pseudouniformis</i>	En	14	0.97	0.285	Ps	36.20
Amphibia	Caudata	<i>Oedipina uniformis</i>	En	41	0.995	0.099	Ts	20.90
Amphibia	Caudata	<i>Parvimolge townsendi</i>	En	6	0.999	0.8	Ts	44.30
Amphibia	Caudata	<i>Pseudoeurycea brunnata</i>	En	18	1	0.907	Pwaq	40.80
Amphibia	Caudata	<i>Pseudoeurycea cochranae</i>	En	12	0.995	0.068	min_temp	56.60
Amphibia	Caudata	<i>Pseudoeurycea goebeli</i>	En	23	1	0.056	Pwaq	40.90
Amphibia	Caudata	<i>Pseudoeurycea juarezi</i>	En	15	0.961	0.734	Altura	31.30
Amphibia	Caudata	<i>Thorius magnipes</i>	CR	6	0.997	0.553	min_temp	44.60
Amphibia	Caudata	<i>Thorius narisovalis</i>	Cr	14	1	0.435	min_temp	57.60
Aves	Psittaciformes	<i>Amazona finschi</i>	Vu	6	0.999	0.584	Ps	38.50
Mammalia	Chiroptera	<i>Artibeus inopinatus</i>	Vu	3	0.998	0.661	Pdq	35.80
Mammalia	Didelphimorphia	<i>Caluromys derbianus</i>	Vu	28	0.804	0.077	Pcoq	23.80
Mammalia	Soricomorpha	<i>Cryptotis gracilis</i>	Vu	11	1	0.264	Temp	27.10
Lycopodiopsida	Lycopodiales	<i>Huperzia austroecuadorica</i>	Vu	6	0.995	0.548	Altura	41.00
Lycopodiopsida	Lycopodiales	<i>Huperzia compacta</i>	Vu	8	0.99	0.264	Altura	54.00
Lycopodiopsida	Lycopodiales	<i>Huperzia llanganatensis</i>	Vu	6	0.993	0.371	Altura	50.50
Lycopodiopsida	Lycopodiales	<i>Huperzia loxensis</i>	En	4	0.997	0.485	Altura	33.30
Polypodiopsida	Blechnales	<i>Elaphoglossum antisanae</i>	Vu	10	0.993	0.375	Altura	38.20
Polypodiopsida	Blechnales	<i>Elaphoglossum yatesii</i>	Vu	7	0.998	0.22	Altura	52.40
Polypodiopsida	Blechnales	<i>Diplazium divisissimum</i>	Vu	12	0.991	0.05	Pwaq	37.70
Polypodiopsida	Blechnales	<i>Diplazium oellgaardii</i>	Vu	11	0.85	0.562	i	31.80
Polypodiopsida	Cyatheaales	<i>Alsophila esmeraldensis</i>	En	6	1	0.884	pwaq	29.00
Polypodiopsida	Cyatheaales	<i>Cyathea palaciosii</i>	En	5	0.994	0.366	ps	69.00
Polypodiopsida	Cyperales	<i>Calamagrostis aurea</i>	Vu	10	0.997	0.353	altura	50.40
Polypodiopsida	Cyperales	<i>Calamagrostis llanganatensis</i>	Vu	4	1	0.812	altura	45.10
Polypodiopsida	Cyperales	<i>Chusquea falcata</i>	Vu	7	0.994	0.595	altura	43.20
Polypodiopsida	Cyperales	<i>Neurolepis elata</i>	En	13	0.958	0.258	altura	22.20
Polypodiopsida	Cyperales	<i>Neurolepis laegaardii</i>	Vu	10	0.994	0.58	altura	22.6
Polypodiopsida	Cyperales	<i>Neurolepis villosa</i>	Vu	4	0.998	0.475	altura	41.20
Polypodiopsida	Hymenophyllales	<i>Trichomanes paucisorum</i>	Vu	6	0.997	0.671	i	36.60
Polypodiopsida	Polypodiales	<i>Polypodium latissimum</i>	Vu	6	0.998	0.375	ps	84.20
Coniferopsida	Coniferales	<i>Pinus tecunumanii</i>	Vu	39	0.952	0.092	altura	31.80
Liliopsida	Arales	<i>Anthurium balslevii</i>	Vu	10	0.99	0.264	pwaq	56.60

## Apéndice 1. Continúa.

Clase	Orden	Especie	Categoría UICN	Registros usados	AUC prueba	Valor umbral	Variable que contribuyó más al modelo	% de contribución
Liliopsida	Arales	<i>Anthurium cutucuense</i>	En	9	0.933	0.331	ps	84.40
Liliopsida	Arales	<i>Anthurium esmeraldense</i>	Vu	4	0.999	0.7	pwaq	27.40
Liliopsida	Arales	<i>Anthurium gualeanum</i>	Vu	7	0.999	0.414	pcoq	30.90
Liliopsida	Arales	<i>Anthurium magnifolium</i>	Vu	4	0.974	0.479	pwaq	46.80
Liliopsida	Arales	<i>Anthurium pedunculare</i>	Vu	13	0.999	0.118	pwaq	23.50
Liliopsida	Arales	<i>Anthurium rimbachii</i>	Vu	18	0.999	0.533	pwaq	60.30
Liliopsida	Arales	<i>Anthurium subcoerulescens</i>	Vu	7	0.997	0.169	pwaq	59.70
Liliopsida	Arales	<i>Anthurium tenuifolium</i>	En	5	1	0.707	ts	68.50
Liliopsida	Arales	<i>Chlorospatha ilensis</i>	Vu	9	0.992	0.477	ps	38.20
Liliopsida	Arales	<i>Philodendron hooveri</i>	Vu	15	0.971	0.43	pwaq	55.90
Liliopsida	Arales	<i>Philodendron musifolium</i>	Vu	14	0.994	0.366	ts	50.30
Liliopsida	Arales	<i>Philodendron pogonocaule</i>	CR	18	0.948	0.177	pwaq	49.90
Liliopsida	Arales	<i>Stenospermaton arborescens</i>	En	6	0.997	0.746	ps	40.60
Liliopsida	Arales	<i>Xanthosoma eggersii</i>	En	7	0.998	0.555	pwaq	44.50
Liliopsida	Arecales	<i>Aiphanes chiribogensis</i>	Vu	10	0.984	0.332	ts	55.20
Liliopsida	Arecales	<i>Aiphanes grandis</i>	En	4	0.998	0.501	ts	42.80
Liliopsida	Arecales	<i>Aiphanes verrucosa</i>	En	5	0.997	0.639	altura	24.90
Liliopsida	Arecales	<i>Bactris coloniata</i>	Vu	16	0.998	0.539	mdr	46.20
Liliopsida	Bromeliales	<i>Aechmea aculeatosepala</i>	Vu	12	0.973	0.221	ps	60.40
Liliopsida	Bromeliales	<i>Guzmania alborosea</i>	Vu	11	0.999	0.496	pwaq	37.10
Liliopsida	Bromeliales	<i>Guzmania fusispica</i>	Vu	9	0.993	0.487	ts	42.20
Liliopsida	Bromeliales	<i>Guzmania hollinensis</i>	Vu	9	0.966	0.538	ps	88.40
Liliopsida	Bromeliales	<i>Guzmania madisonii</i>	Vu	11	0.997	0.291	ps	58.80
Liliopsida	Bromeliales	<i>Mezobromelia fulgens</i>	En	5	0.994	0.596	altura	26.80
Liliopsida	Bromeliales	<i>Pitcairnia ferrell-ingramiae</i>	Vu	18	0.999	0.303	pwaq	38.60
Liliopsida	Bromeliales	<i>Pitcairnia hirtzii</i>	Vu	9	0.993	0.291	ps	65.30
Liliopsida	Bromeliales	<i>Puya obconica</i>	Vu	5	0.993	0.619	pcoq	26.30
Liliopsida	Bromeliales	<i>Puya pygmaea</i>	Vu	11	0.983	0.499	mtdq	28.50
Liliopsida	Bromeliales	<i>Racinaea tandapiana</i>	Vu	7	0.999	0.467	ts	56.10
Liliopsida	Bromeliales	<i>Racinaea tripinnata</i>	En	8	0.996	0.407	altura	62.70
Liliopsida	Bromeliales	<i>Ronnbergia campanulata</i>	En	6	0.999	0.36	ps	44.80
Liliopsida	Bromeliales	<i>Tillandsia emergens</i>	Vu	9	0.973	0.323	altura	74.70
Liliopsida	Bromeliales	<i>Tillandsia rhodosticta</i>	Vu	7	0.986	0.494	ps	75.50
Liliopsida	Liliales	<i>Bomarea chimborazensis</i>	En	9	0.986	0.357	altura	75.30
Liliopsida	Liliales	<i>Bomarea uncifolia</i>	En	11	0.98	0.406	altura	56.80
Magnoliopsida	Apiales	<i>Dendropanax sessiliflorus</i>	Vu	15	0.962	0.109	pcoq	30.00
Magnoliopsida	Apiales	<i>Oreopanax hedraeostrobilus</i>	Vu	4	0.995	0.457	ps	39.70
Magnoliopsida	Apiales	<i>Oreopanax obscurus</i>	Vu	6	1	0.553	ps	40.90
Magnoliopsida	Apiales	<i>Oreopanax rosei</i>	Vu	7	0.99	0.305	pwaq	32.70
Magnoliopsida	Apiales	<i>Oreopanax sessiliflorus</i>	Vu	21	0.995	0.057	altura	37.20
Magnoliopsida	Apiales	<i>Schefflera brenesii</i>	Vu	17	0.939	0.064	ts	19.50
Magnoliopsida	Apiales	<i>Schefflera diplodactyla</i>	Vu	17	0.993	0.303	pdm	59.70
Magnoliopsida	Apiales	<i>Hydrocotyle yanghuangensis</i>	Vu	6	0.98	0.523	altura	47.30
Magnoliopsida	Asterales	<i>Aequatorium jamesonii</i>	Vu	5	0.996	0.545	altura	81.00
Magnoliopsida	Asterales	<i>Ageratina dendroides</i>	Vu	10	0.999	0.452	altura	27.60
Magnoliopsida	Asterales	<i>Baccharis hieronymi</i>	Vu	4	0.99	0.605	altura	37.70
Magnoliopsida	Asterales	<i>Cronquistianthus niveus</i>	Vu	11	0.994	0.182	ts	28.50
Magnoliopsida	Asterales	<i>Diplostephium barclayanum</i>	Vu	4	0.999	0.515	altura	31.00
Magnoliopsida	Asterales	<i>Grosvenoria rimbachii</i>	Vu	11	0.971	0.103	altura	39.00

## Apéndice 1. Continúa.

Clase	Orden	Especie	Categoría UICN	Registros usados	AUC prueba	Valor umbral	Variable que contribuyó más al modelo	% de contribución
Magnoliopsida	Asterales	<i>Gynoxys baccharoides</i>	Vu	5	0.998	0.354	altura	89.70
Magnoliopsida	Asterales	<i>Gynoxys miniphylla</i>	Vu	12	0.994	0.01	altura	58.30
Magnoliopsida	Asterales	<i>Gynoxys reinaldii</i>	Vu	9	0.992	0.606	ts	31.50
Magnoliopsida	Asterales	<i>Loricaria scolopendra</i>	Vu	4	0.999	0.762	ps	36.70
Magnoliopsida	Asterales	<i>Mutisia microcephala</i>	Vu	6	0.998	0.579	altura	54.40
Magnoliopsida	Asterales	<i>Mutisia microphylla</i>	Vu	6	0.999	0.547	altura	57.10
Magnoliopsida	Campanulales	<i>Burmeistera holm-nielsenii</i>	En	7	0.991	0.073	ts	94.60
Magnoliopsida	Campanulales	<i>Centropogon aequatorialis</i>	En	6	0.997	0.35	ts	75.20
Magnoliopsida	Campanulales	<i>Centropogon baecanus</i>	Vu	24	0.989	0.3	pdm	32.00
Magnoliopsida	Campanulales	<i>Centropogon comosus</i>	En	5	0.985	0.555	altura	24.20
Magnoliopsida	Campanulales	<i>Centropogon erythraeus</i>	En	9	0.979	0.642	altura	26.30
Magnoliopsida	Campanulales	<i>Centropogon medusa</i>	En	5	0.999	0.283	altura	57.40
Magnoliopsida	Campanulales	<i>Centropogon rimbachii</i>	En	6	0.989	0.586	ts	42.70
Magnoliopsida	Campanulales	<i>Centropogon steyermarkii</i>	En	10	0.997	0.614	altura	22.50
Magnoliopsida	Campanulales	<i>Centropogon ursinus</i>	En	10	0.986	0.465	temp	19.60
Magnoliopsida	Campanulales	<i>Siphocampylus affinis</i>	Vu	9	0.983	0.265	ps	62.90
Magnoliopsida	Campanulales	<i>Siphocampylus ecuadoriensis</i>	En	9	0.997	0.421	altura	59.20
Magnoliopsida	Capparales	<i>Podandroyne brevipedunculata</i>	En	18	0.98	0.159	pwaq	47.40
Magnoliopsida	Capparales	<i>Cardamine lojanensis</i>	Vu	4	0.996	0.651	altura	35.60
Magnoliopsida	Capparales	<i>Draba aretioides</i>	En	15	0.996	0.11	max_temp	67.90
Magnoliopsida	Capparales	<i>Draba splendens</i>	Vu	4	0.996	0.347	altura	60.10
Magnoliopsida	Capparales	<i>Draba spruceana</i>	Vu	6	0.993	0.622	altura	39.50
Magnoliopsida	Capparales	<i>Eudema nubigena</i>	En	11	0.998	0.345	altura	65.50
Magnoliopsida	Celastrales	<i>Ilex costaricensis</i>	Vu	22	0.997	0.039	altura	23.30
Magnoliopsida	Celastrales	<i>Ilex pallida</i>	Vu	32	0.973	0.015	mtweq	22.50
Magnoliopsida	Celastrales	<i>Ilex vulcanicola</i>	Vu	12	0.89	0.32	pwm	18.00
Magnoliopsida	Cornales	<i>Cornus disciflora</i>	Vu	62	0.931	0.026	altura	38.50
Magnoliopsida	Dipsacales	<i>Viburnum divaricatum</i>	Cr	5	1	0.655	pwaq	43.90
Magnoliopsida	Dipsacales	<i>Valeriana cernua</i>	Vu	4	0.994	0.494	altura	68.00
Magnoliopsida	Ebenales	<i>Pouteria calistophylla</i>	Vu	12	0.98	0.441	mdr	38.50
Magnoliopsida	Ebenales	<i>Pouteria capacifolia</i>	CR	7	0.968	0.588	pwaq	72.30
Magnoliopsida	Ebenales	<i>Pouteria collina</i>	Vu	14	0.989	0.083	pcoq	28.80
Magnoliopsida	Ebenales	<i>Pouteria congestifolia</i>	Vu	18	0.957	0.146	pcoq	35.50
Magnoliopsida	Ebenales	<i>Pouteria fossicola</i>	Vu	22	0.929	0.212	pcoq	33.10
Magnoliopsida	Ebenales	<i>Pouteria juruana</i>	En	20	0.98	0.218	pcoq	28.90
Magnoliopsida	Ebenales	<i>Pradosia montana</i>	Vu	4	1	0.647	ps	54.10
Magnoliopsida	Ebenales	<i>Symplocos fuscata</i>	Vu	15	0.996	0.507	mtweq	39.30
Magnoliopsida	Ericales	<i>Macleania loeseneriana</i>	Vu	16	0.987	0.109	ts	32.20
Magnoliopsida	Euphorbiales	<i>Croton coriaceus</i>	Vu	10	0.985	0.203	altura	44.90
Magnoliopsida	Euphorbiales	<i>Croton elegans</i>	Vu	9	0.986	0.476	ts	27.30
Magnoliopsida	Euphorbiales	<i>Garcia nutans</i>	En	48	0.914	0.024	ts	19.90
Magnoliopsida	Fabales	<i>Abarema killipii</i>	Vu	14	0.991	0.198	ps	57.40
Magnoliopsida	Fabales	<i>Astragalus sprucei</i>	Vu	7	0.994	0.429	altura	59.60
Magnoliopsida	Fabales	<i>Bauhinia pichinchensis</i>	Vu	11	0.991	0.079	pwaq	49.90
Magnoliopsida	Fabales	<i>Coursetia gracilis</i>	Vu	10	1	0.371	ts	43.90
Magnoliopsida	Fabales	<i>Dalbergia retusa</i>	Vu	18	0.955	0.383	pdm	32.80
Magnoliopsida	Fabales	<i>Inga carinata</i>	En	6	0.994	0.613	pcoq	34.40
Magnoliopsida	Fabales	<i>Inga extra-nodis</i>	Vu	8	0.995	0.26	ps	55.60
Magnoliopsida	Fabales	<i>Inga litoralis</i>	En	12	0.998	0.157	pwm	22.80

## Apéndice 1. Continúa.

Clase	Orden	Especie	Categoría UICN	Registros usados	AUC prueba	Valor umbral	Variable que contribuyó más al modelo	% de contribución
Magnoliopsida	Fabales	<i>Inga mortoniana</i>	En	19	0.926	0.24	pcoq	37.00
Magnoliopsida	Fabales	<i>Inga mucuna</i>	Vu	18	0.999	0.069	mdr	32.60
Magnoliopsida	Fabales	<i>Lennea viridiflora</i>	Vu	12	0.978	0.213	altura	32.50
Magnoliopsida	Fabales	<i>Lonchocarpus phaseolifolius</i>	CR	45	0.97	0.008	pdm	55.50
Magnoliopsida	Fabales	<i>Lonchocarpus phlebophyllus</i>	En	33	0.979	0.051	pdm	36.90
Magnoliopsida	Fabales	<i>Lonchocarpus retiferus</i>	En	22	0.942	0.04	ts	48.50
Magnoliopsida	Fabales	<i>Lupinus nubigenus</i>	En	6	1	0.698	altura	48.30
Magnoliopsida	Fabales	<i>Swartzia haughtii</i>	Vu	26	0.851	0.031	pwaq	53.10
Magnoliopsida	Fabales	<i>Swartzia oraria</i>	CR	13	0.958	0.229	pcoq	24.30
Magnoliopsida	Fagales	<i>Quercus bunelioides</i>	Vu	59	0.994	0.004	altura	21.00
Magnoliopsida	Fagales	<i>Quercus costaricensis</i>	Vu	37	0.991	0.231	altura	22.60
Magnoliopsida	Fagales	<i>Quercus purulhana</i>	Vu	26	0.933	0.076	ts	29.00
Magnoliopsida	Fagales	<i>Ticodendron incognitum</i>	Vu	46	0.977	0.02	altura	26.40
Magnoliopsida	Gentianales	<i>Stemmadenia pauli</i>	Vu	16	1	0.719	pcoq	43.50
Magnoliopsida	Gentianales	<i>Gentianella hirculus</i>	En	8	0.998	0.53	altura	50.20
Magnoliopsida	Gentianales	<i>Gentianella hypericoides</i>	Vu	4	0.998	0.485	ps	48.30
Magnoliopsida	Gentianales	<i>Gentianella hyssopifolia</i>	Vu	12	0.995	0.146	altura	33.80
Magnoliopsida	Gentianales	<i>Gentianella jamesonii</i>	En	4	0.979	0.402	altura	91.60
Magnoliopsida	Gentianales	<i>Gentianella longibarbata</i>	En	6	1	0.539	altura	49.70
Magnoliopsida	Gentianales	<i>Halenia serpyllifolia</i>	En	4	0.99	0.676	altura	51.30
Magnoliopsida	Geraniales	<i>Geranium chimborazense</i>	Vu	4	1	0.593	altura	56.40
Magnoliopsida	Geraniales	<i>Geranium ecuadoriense</i>	Vu	6	0.999	0.771	altura	84.00
Magnoliopsida	Geraniales	<i>Geranium loxense</i>	Vu	8	0.99	0.454	altura	31.90
Magnoliopsida	Geraniales	<i>Geranium sericeum</i>	Vu	6	0.998	0.365	altura	39.30
Magnoliopsida	Juglandales	<i>Juglans neotropica</i>	En	30	0.981	0.031	altura	39.50
Magnoliopsida	Juglandales	<i>Juglans olanchana</i>	En	28	0.969	0.023	ts	23.70
Magnoliopsida	Lamiales	<i>Lepechinia mutica</i>	Vu	4	0.997	0.569	ts	43.00
Magnoliopsida	Lamiales	<i>Aegiphila monticola</i>	En	15	0.981	0.3	temp	31.70
Magnoliopsida	Lamiales	<i>Aegiphila panamensis</i>	Vu	146	0.893	0.035	ts	25.40
Magnoliopsida	Lamiales	<i>Aegiphila schimpffii</i>	En	4	0.997	0.645	i	26.90
Magnoliopsida	Lamiales	<i>Vitex cooperi</i>	En	33	0.963	0.052	pcoq	33.40
Magnoliopsida	Laurales	<i>Nectandra olida</i>	Vu	4	1	0.809	ps	72.30
Magnoliopsida	Laurales	<i>Nectandra ramonensis</i>	Vu	13	0.909	0.302	ts	26.10
Magnoliopsida	Laurales	<i>Ocotea benthamiana</i>	Vu	11	0.96	0.443	ts	26.60
Magnoliopsida	Laurales	<i>Ocotea rivularis</i>	Vu	12	1	0.459	pwm	41.40
Magnoliopsida	Laurales	<i>Ocotea rotundata</i>	Vu	6	0.988	0.612	altura	40.60
Magnoliopsida	Laurales	<i>Persea obtusifolia</i>	Vu	13	0.944	0.167	temp	27.70
Magnoliopsida	Laurales	<i>Persea schiedeana</i>	Vu	35	0.854	0.022	altura	24.90
Magnoliopsida	Laurales	<i>Mollinedia ruae</i>	CR	15	0.994	0.079	ts	34.50
Magnoliopsida	Laurales	<i>Siparuna cascada</i>	Vu	14	0.989	0.299	ps	67.50
Magnoliopsida	Laurales	<i>Siparuna multiflora</i>	Vu	12	0.983	0.341	pwaq	44.70
Magnoliopsida	Laurales	<i>Siparuna palenquensis</i>	En	8	0.983	0.36	pwaq	64.80
Magnoliopsida	Lecythidales	<i>Couratari guianensis</i>	Vu	16	0.968	0.227	pcoq	41.20
Magnoliopsida	Lecythidales	<i>Couratari scottmorii</i>	Vu	9	0.997	0.557	pwm	53.00
Magnoliopsida	Lecythidales	<i>Eschweilera rimbachii</i>	Vu	16	0.965	0.338	pwaq	55.20
Magnoliopsida	Lecythidales	<i>Eschweilera sclerophylla</i>	Vu	9	0.999	0.045	pcoq	66.90
Magnoliopsida	Lecythidales	<i>Grias multinervia</i>	Vu	9	0.993	0.466	i	44.30
Magnoliopsida	Lecythidales	<i>Gustavia dodsonii</i>	En	12	0.921	0.241	pwaq	59.90
Magnoliopsida	Lecythidales	<i>Gustavia monocalis</i>	En	5	0.979	0.585	mdr	50.30



## Apéndice 1. Continúa.

Clase	Orden	Especie	Categoría UICN	Registros usados	AUC prueba	Valor umbral	Variable que contribuyó más al modelo	% de contribución
Magnoliopsida	Magnoliales	<i>Anaxagorea phaeocarpa</i>	En	16	0.989	0.104	pdm	33.30
Magnoliopsida	Magnoliales	<i>Cymbopetalum torulosum</i>	Vu	15	0.884	0.106	pcoq	29.60
Magnoliopsida	Magnoliales	<i>Rollinia pachyantha</i>	En	6	0.756	0.386	pcoq	75.00
Magnoliopsida	Magnoliales	<i>Stenanona panamensis</i>	En	4	1	0.889	ps	47.80
Magnoliopsida	Malvales	<i>Bombacopsis quinata</i>	Vu	23	0.938	0.041	pcoq	23.30
Magnoliopsida	Malvales	<i>Huberodendron patinoi</i>	Vu	12	0.937	0.26	ts	34.80
Magnoliopsida	Malvales	<i>Matisia grandifolia</i>	En	7	0.99	0.497	pwaq	47.90
Magnoliopsida	Malvales	<i>Quararibea gomeziana</i>	En	5	1	0.912	ps	45.80
Magnoliopsida	Malvales	<i>Quararibea pterocalyx</i>	Vu	16	0.971	0.204	mdr	42.50
Magnoliopsida	Myrtales	<i>Terminalia bucidoides</i>	En	21	0.991	0.188	pcoq	35.90
Magnoliopsida	Myrtales	<i>Axinaea pauciflora</i>	Vu	7	0.986	0.516	ps	32.50
Magnoliopsida	Myrtales	<i>Axinaea sclerophylla</i>	Vu	15	0.995	0.363	altura	40.50
Magnoliopsida	Myrtales	<i>Axinaea sessilifolia</i>	En	5	0.976	0.511	pcoq	47.40
Magnoliopsida	Myrtales	<i>Blakea eriocalyx</i>	En	15	0.948	0.261	ts	44.50
Magnoliopsida	Myrtales	<i>Blakea hispida</i>	Vu	12	0.952	0.293	ps	85.70
Magnoliopsida	Myrtales	<i>Blakea oldemanii</i>	Vu	9	0.997	0.221	ts	62.90
Magnoliopsida	Myrtales	<i>Blakea rotundifolia</i>	Vu	15	0.945	0.055	ts	67.10
Magnoliopsida	Myrtales	<i>Brachyotum benthamianum</i>	Vu	15	0.999	0.454	altura	38.50
Magnoliopsida	Myrtales	<i>Brachyotum gleasonii</i>	Vu	6	0.983	0.552	altura	40.90
Magnoliopsida	Myrtales	<i>Brachyotum gracilescens</i>	Vu	17	0.991	0.102	altura	59.80
Magnoliopsida	Myrtales	<i>Brachyotum harlingii</i>	Vu	7	0.976	0.297	ps	32.80
Magnoliopsida	Myrtales	<i>Brachyotum jamesonii</i>	Vu	12	0.992	0.118	altura	37.80
Magnoliopsida	Myrtales	<i>Brachyotum johannes-julii</i>	Vu	6	0.996	0.617	altura	31.30
Magnoliopsida	Myrtales	<i>Brachyotum rugosum</i>	Vu	10	0.991	0.68	pcoq	19.80
Magnoliopsida	Myrtales	<i>Bucquetia nigritella</i>	Vu	4	0.989	0.548	pwaq	52.40
Magnoliopsida	Myrtales	<i>Graffenrieda harlingii</i>	Vu	16	0.991	0.401	altura	34.10
Magnoliopsida	Myrtales	<i>Meriania furvanthera</i>	Vu	5	0.995	0.558	i	27.40
Magnoliopsida	Myrtales	<i>Miconia bolivarensis</i>	Vu	5	1	0.45	ts	48.10
Magnoliopsida	Myrtales	<i>Miconia caelata</i>	Vu	9	0.991	0.606	pwm	21.40
Magnoliopsida	Myrtales	<i>Miconia cajanumana</i>	Vu	5	0.989	0.604	altura	31.80
Magnoliopsida	Myrtales	<i>Miconia dapsiliflora</i>	Vu	6	0.999	0.584	ts	75.00
Magnoliopsida	Myrtales	<i>Miconia dodsonii</i>	En	7	0.994	0.525	altura	31.30
Magnoliopsida	Myrtales	<i>Miconia explicita</i>	Vu	7	0.993	0.273	pwaq	57.40
Magnoliopsida	Myrtales	<i>Miconia ledifolia</i>	En	9	0.995	0.357	altura	48.00
Magnoliopsida	Myrtales	<i>Miconia pernettifolia</i>	Vu	9	0.996	0.408	altura	35.90
Magnoliopsida	Myrtales	<i>Miconia stenophylla</i>	Vu	7	0.992	0.437	pwaq	34.10
Magnoliopsida	Myrtales	<i>Miconia suborbicularis</i>	Vu	6	0.993	0.534	altura	40.20
Magnoliopsida	Myrtales	<i>Tibouchina gleasoniana</i>	Vu	9	0.991	0.444	ts	48.90
Magnoliopsida	Myrtales	<i>Triolena pedemontana</i>	Vu	12	0.994	0.065	pwaq	33.00
Magnoliopsida	Myrtales	<i>Eugenia salamensis</i>	En	16	0.868	0.402	ts	43.10
Magnoliopsida	Myrtales	<i>Fuchsia harlingii</i>	Vu	7	0.994	0.541	altura	38.00
Magnoliopsida	Piperales	<i>Hedyosmum purpurascens</i>	Vu	8	0.994	0.493	altura	30.00
Magnoliopsida	Piperales	<i>Peperomia persulcata</i>	Vu	8	0.96	0.11	altura	31.90
Magnoliopsida	Piperales	<i>Piper sodiroi</i>	Vu	7	0.999	0.421	ts	58.30
Magnoliopsida	Polygalales	<i>Spachea correae</i>	Vu	12	0.977	0.276	altura	21.70
Magnoliopsida	Polygalales	<i>Monnina equatoriensis</i>	Vu	11	0.994	0.55	altura	45.80
Magnoliopsida	Polygalales	<i>Monnina loxensis</i>	Vu	12	0.999	0.399	ts	25.20
Magnoliopsida	Proteales	<i>Euplassa occidentalis</i>	Vu	7	0.98	0.455	ps	77.60
Magnoliopsida	Rosales	<i>Licania longicuspidata</i>	En	5	0.996	0.395	ps	26.00

## Apéndice 1. Continúa.

Clase	Orden	Especie	Categoría UICN	Registros usados	AUC prueba	Valor umbral	Variable que contribuyó más al modelo	% de contribución
Magnoliopsida	Rosales	<i>Weinmannia loxensis</i>	Vu	6	0.984	0.517	i	24.40
Magnoliopsida	Rosales	<i>Ribes lehmannii</i>	Vu	16	0.995	0.131	altura	53.40
Magnoliopsida	Rosales	<i>Lachemilla angustata</i>	Vu	7	0.991	0.372	altura	49.70
Magnoliopsida	Rosales	<i>Lachemilla rupestris</i>	Vu	8	0.997	0.44	altura	50.00
Magnoliopsida	Rosales	<i>Lachemilla sprucei</i>	Vu	6	0.999	0.355	altura	87.70
Magnoliopsida	Rosales	<i>Polylepis incana</i>	Vu	39	0.993	0.016	altura	61.80
Magnoliopsida	Rosales	<i>Polylepis lanuginosa</i>	Vu	12	0.878	0.26	altura	35.40
Magnoliopsida	Rosales	<i>Polylepis pauta</i>	Vu	18	0.999	0.304	altura	53.80
Magnoliopsida	Rosales	<i>Polylepis reticulata</i>	Vu	27	0.876	0.115	altura	69.10
Magnoliopsida	Rosales	<i>Polylepis weberbaueri</i>	Vu	9	0.991	0.046	altura	40.00
Magnoliopsida	Rosales	<i>Rubus laegaardii</i>	Vu	9	0.987	0.49	altura	55.00
Magnoliopsida	Rubiales	<i>Elaeagia pastoensis</i>	Vu	19	0.854	0.156	pcoq	53.40
Magnoliopsida	Rubiales	<i>Palicourea calothyrsus</i>	Vu	16	0.995	0.027	ts	44.40
Magnoliopsida	Rubiales	<i>Palicourea canarina</i>	Vu	9	0.954	0.234	ps	68.60
Magnoliopsida	Rubiales	<i>Palicourea corniculata</i>	Vu	7	0.995	0.217	ps	40.70
Magnoliopsida	Rubiales	<i>Palicourea jaramilloi</i>	Vu	9	0.945	0.214	altura	49.80
Magnoliopsida	Rubiales	<i>Palicourea lobbii</i>	Vu	9	0.991	0.544	altura	53.10
Magnoliopsida	Rubiales	<i>Palicourea prodiga</i>	Vu	6	0.997	0.612	ps	32.00
Magnoliopsida	Rubiales	<i>Palicourea sodiroi</i>	Vu	9	0.998	0.458	ts	70.10
Magnoliopsida	Rubiales	<i>Psychotria fusiformis</i>	Vu	12	0.977	0.286	ps	91.30
Magnoliopsida	Rubiales	<i>Stilpnophyllum grandifolium</i>	En	12	0.998	0.022	ps	74.10
Magnoliopsida	Rubiales	<i>Tocoyena pittieri</i>	Vu	27	0.909	0.127	pcoq	34.80
Magnoliopsida	Santalales	<i>Dendrophthora dalstroemii</i>	En	4	0.995	0.518	altura	24.10
Magnoliopsida	Sapindales	<i>Protium pittieri</i>	Vu	30	0.974	0.064	pcoq	28.10
Magnoliopsida	Sapindales	<i>Cedrela fissilis</i>	En	12	0.986	0.251	min_temp	26.20
Magnoliopsida	Sapindales	<i>Cedrela odorata</i>	Vu	140	0.803	0.067	ts	27.20
Magnoliopsida	Sapindales	<i>Guarea cartaguenya</i>	Vu	13	0.971	0.304	pwaq	33.30
Magnoliopsida	Sapindales	<i>Ruagea microphylla</i>	En	6	0.999	0.633	ts	26.40
Magnoliopsida	Sapindales	<i>Swietenia humilis</i>	Vu	54	0.952	0.036	pdm	33.60
Magnoliopsida	Sapindales	<i>Swietenia macrophylla</i>	Vu	43	0.806	0.077	ts	25.80
Magnoliopsida	Sapindales	<i>Zanthoxylum panamense</i>	En	24	0.945	0.086	precip	27.50
Magnoliopsida	Sapindales	<i>Guaiacum sanctum</i>	En	69	0.916	0.001	pdm	29.30
Magnoliopsida	Scrophulariales	<i>Aphelandra attenuata</i>	Vu	4	0.985	0.635	pwaq	64.80
Magnoliopsida	Scrophulariales	<i>Amphitecna isthmica</i>	Vu	20	0.957	0.243	pcoq	32.60
Magnoliopsida	Scrophulariales	<i>Alloplectus martinianus</i>	Vu	6	0.962	0.36	ps	37.10
Magnoliopsida	Scrophulariales	<i>Columnnea albiflora</i>	Vu	12	0.974	0.396	ps	46.00
Magnoliopsida	Scrophulariales	<i>Columnnea capillosa</i>	Vu	4	0.992	0.405	ps	63.20
Magnoliopsida	Scrophulariales	<i>Columnnea eubracteata</i>	Vu	12	0.998	0.284	ts	47.10
Magnoliopsida	Scrophulariales	<i>Columnnea mastersonii</i>	Vu	16	0.996	0.302	ts	47.80
Magnoliopsida	Scrophulariales	<i>Columnnea ovatifolia</i>	Vu	6	1	0.543	ts	61.60
Magnoliopsida	Scrophulariales	<i>Corytoplectus cutucuensis</i>	En	6	0.985	0.173	ps	77.40
Magnoliopsida	Scrophulariales	<i>Gasteranthus lateralis</i>	Vu	14	0.946	0.378	ts	48.30
Magnoliopsida	Scrophulariales	<i>Gasteranthus ternatus</i>	En	4	0.999	0.733	ts	48.10
Magnoliopsida	Scrophulariales	<i>Monopyle sodiroana</i>	En	16	0.988	0.3	pwaq	59.70
Magnoliopsida	Scrophulariales	<i>Bartsia alba</i>	Vu	6	0.999	0.438	altura	77.30
Magnoliopsida	Scrophulariales	<i>Bartsia pumila</i>	Vu	4	1	0.528	altura	41.20
Magnoliopsida	Scrophulariales	<i>Calceolaria adenanthera</i>	Vu	6	0.992	0.293	altura	57.40
Magnoliopsida	Scrophulariales	<i>Calceolaria dilatata</i>	Vu	12	0.89	0.075	ts	38.60
Magnoliopsida	Scrophulariales	<i>Calceolaria gossypina</i>	En	6	0.997	0.555	altura	95.50

**Apéndice 1.** Continúa.

Clase	Orden	Especie	Categoría UICN	Registros usados	AUC prueba	Valor umbral	Variable que contribuyó más al modelo	% de contribución
Magnoliopsida	Scrophulariales	<i>Calceolaria oxyphylla</i>	Vu	7	0.992	0.379	altura	33.60
Magnoliopsida	Scrophulariales	<i>Calceolaria pedunculata</i>	Vu	12	0.996	0.059	altura	29.40
Magnoliopsida	Scrophulariales	<i>Calceolaria serrata</i>	Vu	5	0.999	0.502	pcoq	44.90
Magnoliopsida	Scrophulariales	<i>Calceolaria spruceana</i>	Vu	7	0.977	0.311	altura	82.10
Magnoliopsida	Scrophulariales	<i>Calceolaria stricta</i>	Vu	6	0.995	0.449	ts	33.80
Magnoliopsida	Solanales	<i>Iochroma lehmannii</i>	Vu	4	0.999	0.497	pcoq	27.40
Magnoliopsida	Solanales	<i>Solanum dolichorhachis</i>	Cr	4	0.987	0.312	pwaq	60.70
Magnoliopsida	Solanales	<i>Solanum interandinum</i>	Vu	20	0.99	0.205	altura	50.80
Magnoliopsida	Solanales	<i>Solanum leiophyllum</i>	Vu	4	0.971	0.523	altura	67.30
Magnoliopsida	Theales	<i>Caryocar costaricense</i>	Vu	14	0.76	0.218	pwm	27.70
Magnoliopsida	Theales	<i>Clusia croatii</i>	Vu	81	0.972	0.067	ts	25.70
Magnoliopsida	Theales	<i>Clusia osseocarpa</i>	Vu	10	0.876	0.095	mdr	40.80
Magnoliopsida	Theales	<i>Lacunaria panamensis</i>	En	18	0.997	0.308	i	25.00
Magnoliopsida	Theales	<i>Freziera minima</i>	Vu	6	0.963	0.593	altura	33.80
Magnoliopsida	Urticales	<i>Cecropia longipes</i>	En	10	0.993	0.295	min_temp	43.20
Magnoliopsida	Urticales	<i>Cecropia maxima</i>	Vu	5	0.998	0.623	ts	67.00
Magnoliopsida	Violales	<i>Casearia mexiae</i>	En	5	0.985	0.513	altura	50.00
Magnoliopsida	Violales	<i>Passiflora jamesonii</i>	Vu	8	0.984	0.143	altura	77.20
Magnoliopsida	Violales	<i>Passiflora loxensis</i>	En	7	0.99	0.464	altura	41.90
Magnoliopsida	Violales	<i>Passiflora roseorum</i>	Vu	8	0.996	0.443	altura	44.40

**Apéndice 2.** Clasificación de los tipos de vegetación de Global Land Cover 2000, con la correspondiente en el análisis del presente trabajo.

Clasificación de Global Land Cover 2000	Clasificación usada en el análisis de este estudio
Agriculture – intensive	áreas vegetación
Bamboo dominated forest	vegetación natural
Barren / bare soil	vegetación natural
Burnt area (resent burnt area)	áreas transformadas
Closed deciduous forest	vegetación natural
Closed evergreen tropical forest	vegetación natural
Closed montane grasslands	áreas transformadas
Closed semi deciduous forest	vegetación natural
Closed semi-humid forest	vegetación natural
Closed shrublands	áreas transformadas
Closed steppe grasslands	áreas transformadas
Consolidated rock sparse vegetation	vegetación natural
Cropland	áreas transformadas
Cropland and shrubland/woodland	áreas transformadas
Desert	vegetación natural
Forest plantations (Llanos of Venezuela)	áreas transformadas
Fresh water flooded forests	vegetación natural
Grass savannah	vegetación natural
Herbaceous wetlands	vegetación natural
Mangroves	vegetación natural

**Apéndice 2.** Continúa

Montane forests > 1 000m - open semi humid	vegetación natural
Montane forests >1 000m - closed semi -deciduous	vegetación natural
Montane forests >1 000m - open deciduous	vegetación natural
Montane forests >1 000m - open evergreen	vegetación natural
Montane forests >1 000m - open semi-deciduous	vegetación natural
Montane forests >1 000m - transition forest	vegetación natural
Montane forests > 1 000m - closed semi humid	vegetación natural
Montane forests > 1 000m flooded forest	vegetación natural
Montane forests > 1 000m flooded forest	vegetación natural
Montane forests > 1 000m flooded forest	vegetación natural
Montane forests >1 000m - bamboo dominated	vegetación natural
Montane forests >1 000m - closed deciduous	vegetación natural
Montane forests >1 000m - closed temperate deciduous	vegetación natural
Montane forests >1 000m - dense evergreen	vegetación natural
Montane forests >1 000m - open temperate deciduous	vegetación natural

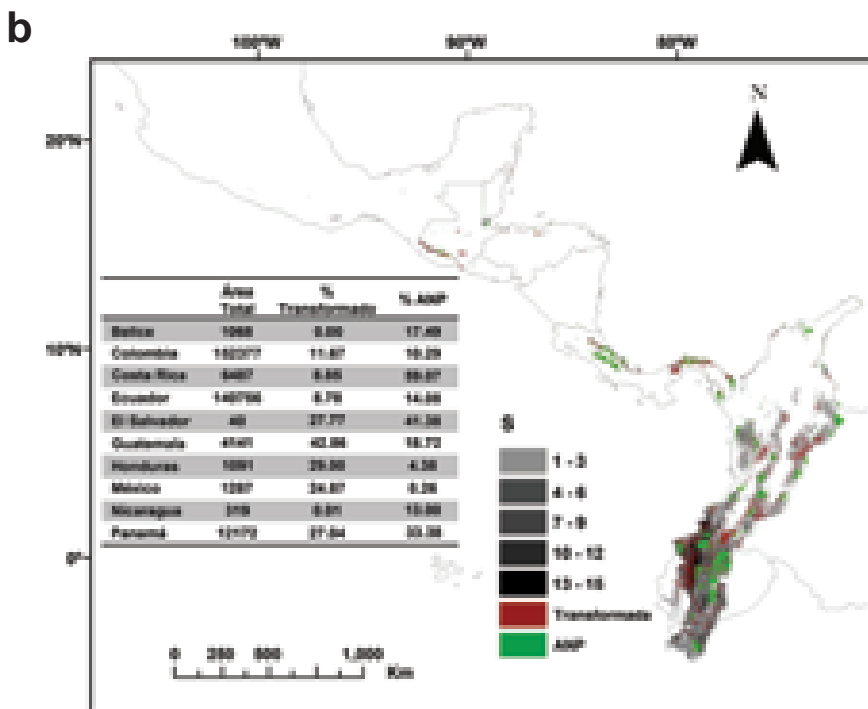
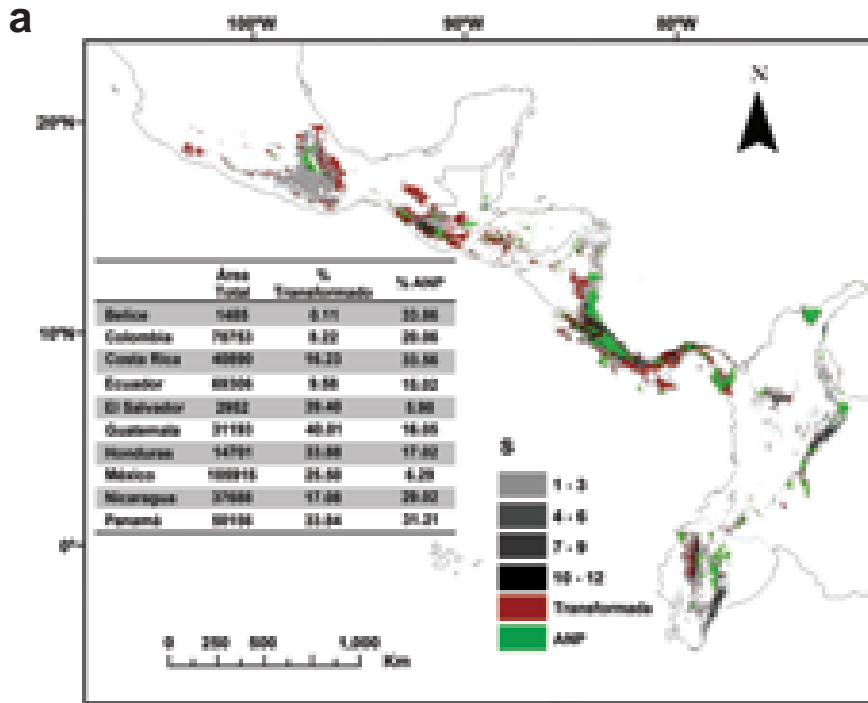
**Apéndice 2.** Continúa

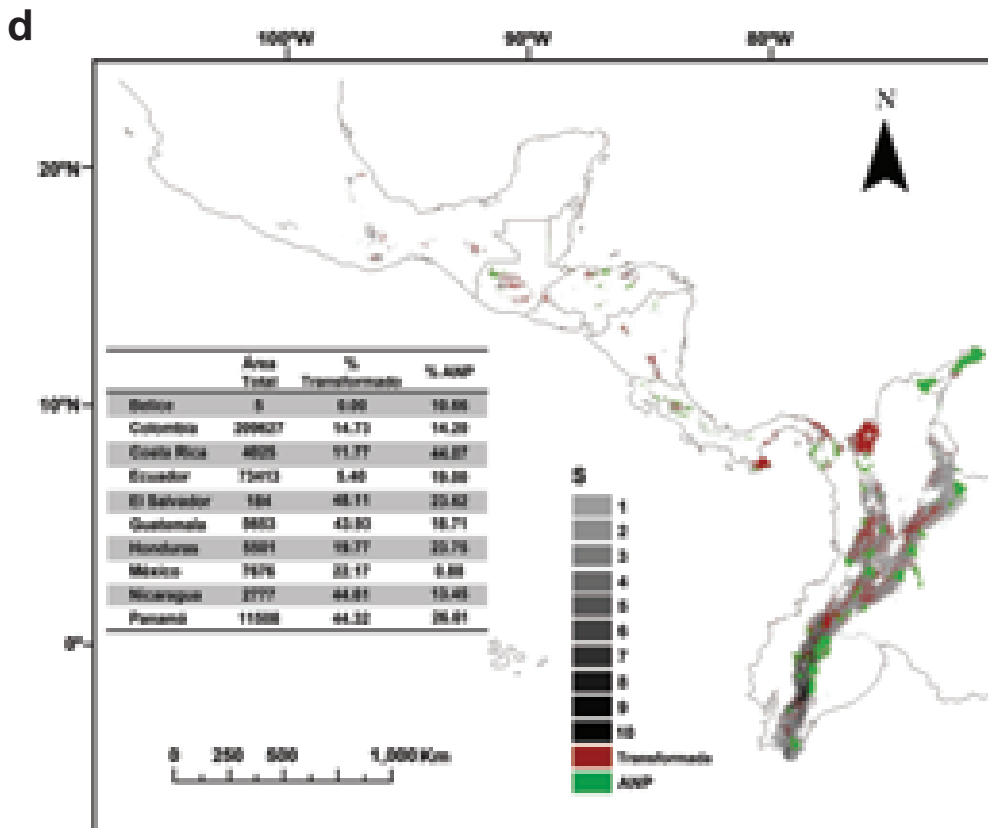
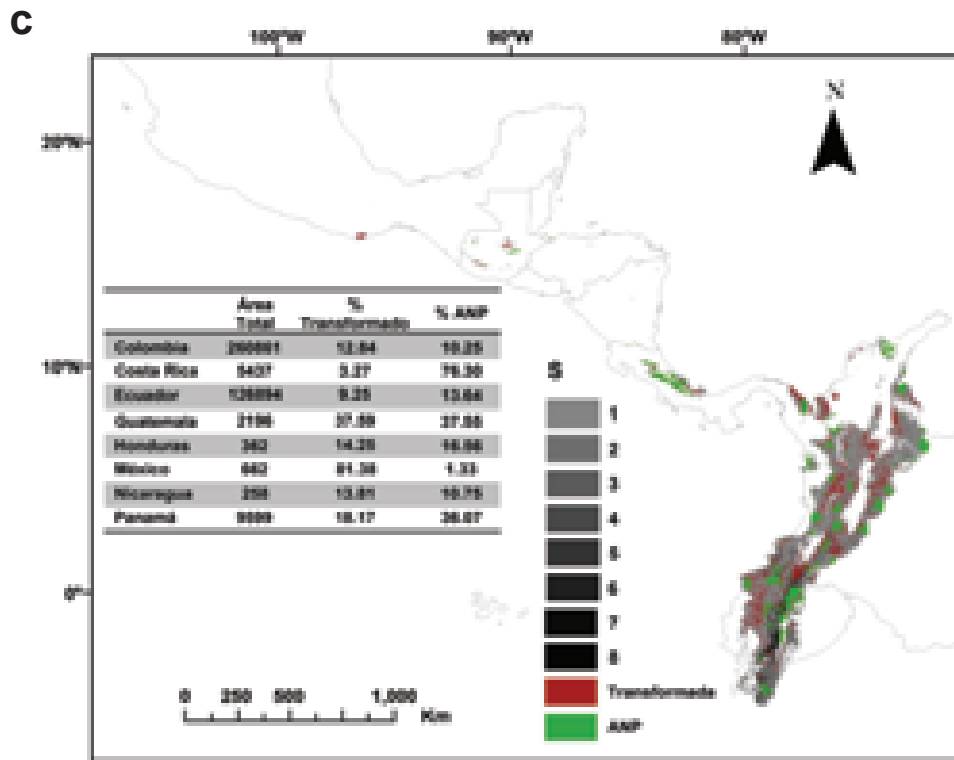
Montane forests >1 000m - temperate mixed	vegetación natural
Montane forests >1 000m - temperate closed broadleaf	vegetación natural
Montane forests 500-1 000 - closed semi humid	vegetación natural
Montane forests 500-1 000 - open semi humid	vegetación natural
Montane forests 500-1 000 - bamboo	vegetación natural
Montane forests 500-1 000 - dense evergreen	vegetación natural
Montane forests 500-1 000 - open evergreen	vegetación natural
Montane forests 500-1 000m - flooded forest	vegetación natural
Montane forests 500-1 000m - closed deciduous	vegetación natural
Montane forests 500-1 000m - closed semi -deciduous	vegetación natural
Montane forests 500-1 000m - closed temperate deciduous	vegetación natural
Montane forests 500-1 000m - flooded forest	vegetación natural
Montane forests 500-1 000m - flooded forest	vegetación natural
Montane forests 500-1 000m - open deciduous	vegetación natural
Montane forests 500-1 000m - open semi- deciduous	vegetación natural
Montane forests 500-1 000m - open temperate deciduous	vegetación natural
Montane forests 500-1 000m - temperate mixed	vegetación natural
Montane forests 500-1 000m - transition forest	vegetación natural
Montane forests 500-1 000m -temperate closed broadleaf	vegetación natural
Mosaic agriculture / degraded forests	áreas transformadas
Mosaic agriculture / degraded vegetation	áreas transformadas
Open deciduous forest	vegetación natural
Open evergreen tropical forest	vegetación natural
Open montane grasslands	vegetación natural
Open semi deciduous forest	vegetación natural
Open semi-humid forest	vegetación natural
Open shrublands	áreas transformadas
Open steppe grasslands	vegetación natural
Periodically flooded savannah	áreas transformadas
Permanent swamp forests	vegetación natural
Polar Grassland with a dwarf-sparse shrub layer	vegetación natural
Polar Grassland with a sparse shrub layer	vegetación natural
Semi deciduous transition forest	vegetación natural

**Apéndice 2.** Continua

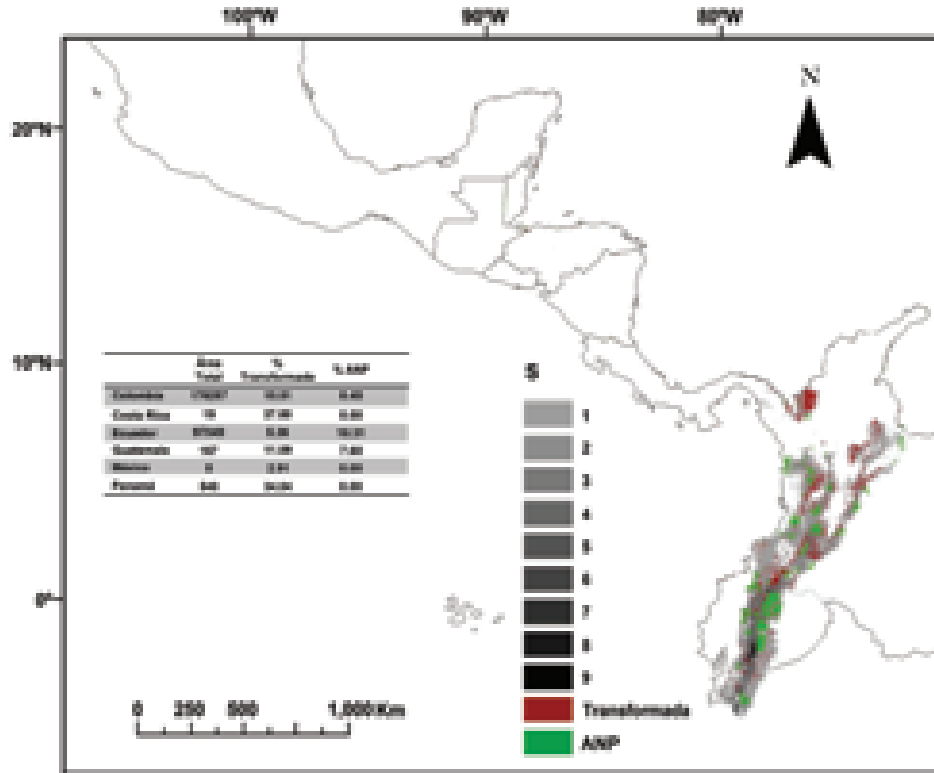
Shrub Savannah	vegetación natural
Snow and Ice	vegetación natural
Sparse desertic steppe shrub /grasslands	vegetación natural
Subpolar needleleaved evergreen forest	vegetación natural
open canopy - lichen understory	
Temperate closed deciduous broadleaf forests	vegetación natural
Temperate closed evergreen broadleaf forest	vegetación natural
Temperate mixed evergreen broadleaf forests	vegetación natural
Temperate open deciduous broadleaf forests	vegetación natural
Temperate or sub-polar broadleaved deciduous forest - closed canopy	vegetación natural
Temperate or subpolar broadleaved deciduous shrubland - open canopy	
Temperate or subpolar broadleaved evergreen shrubland - closed canopy	vegetación natural
Temperate or subpolar grassland	vegetación natural
Temperate or subpolar grassland with a sparse shrub layer	vegetación natural
Temperate or subpolar grassland with a sparse tree layer	vegetación natural
Temperate or sub-polar mixed broadleaved or needleleaved forest - open canopy	vegetación natural
Temperate or sub-polar mixed broadleaved and needleleaved dwarf-shrubland - open canopy	
Temperate or sub-polar mixed broadleaved or needleleaved forest - closed canopy	vegetación natural
Temperate or sub-polar needleleaved evergreen forest - closed canopy	vegetación natural
Temperate or sub-polar needleleaved evergreen forest - open canopy	vegetación natural
Temperate or subpolar needleleaved evergreen shrubland - open canopy	vegetación natural
Temperate or sub-polar needleleaved mixed forest - closed canopy	vegetación natural
Tropical or sub-tropical broadleaved deciduous forest - closed canopy	vegetación natural
Tropical or sub-tropical broadleaved evergreen forest - closed canopy	vegetación natural
Tropical or sub-tropical broadleaved evergreen forest - open canopy	vegetación natural
Unconsolidated material sparse vegetation (old burnt or other disturbance)	áreas transformadas
Urban	áreas transformadas
Urban and built-up	áreas transformadas
Water bodies	vegetación natural
Wetlands	vegetación natural

**Apéndice 3.** Mapas (a- k) en los que semuestra la superposición de la distribución potencial de los diferentes grupos taxonómicos en áreas con vegetación natural remanente (número de especies alto, negro; número de especies bajo, gris tenue; distribución potencial en áreas transformadas, rojo; áreas naturales protegidas (ANP), verde. En el cuadro inserto se muestra el área (km<sup>2</sup>) de la distribución potencial, el porcentaje que coincide en áreas transformadas (% transformado) y el porcentaje que coincide con áreas naturales protegidas (%ANP), respectivamente, en los países de la región. (a) Amphibia, (b) Liliopsida, (c) Polipodiopsida, (d) Asterales, (e) Campanulales, (f) Fabales, (g) Laurales, (h) Myrtales, (i) Rosales, (j) Scrophulariales, (k) Rubiales.

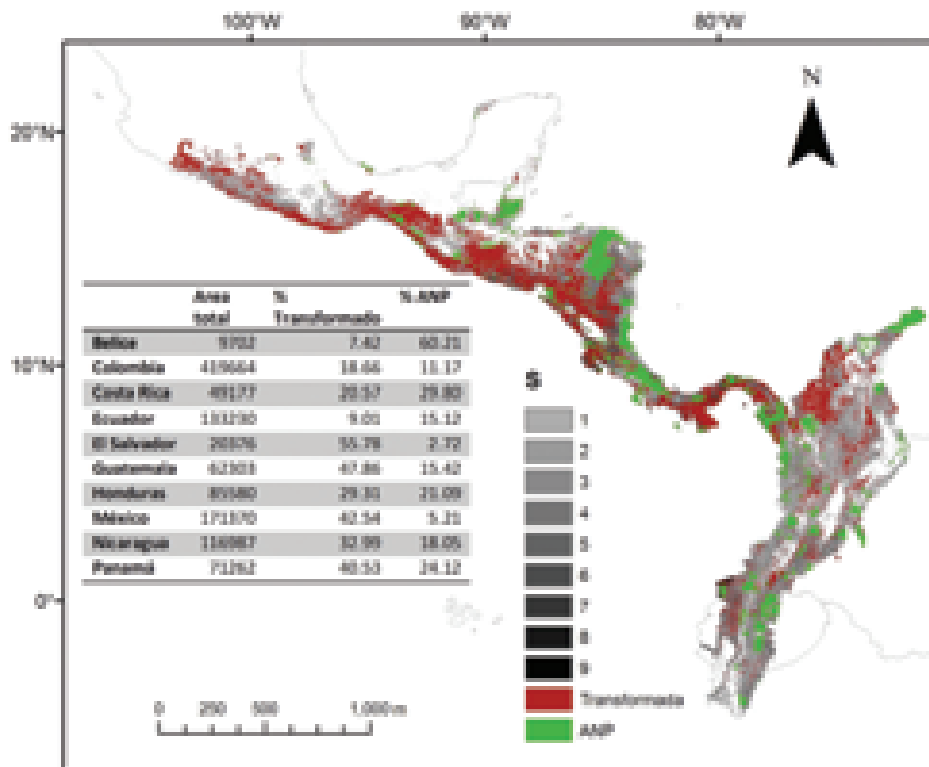




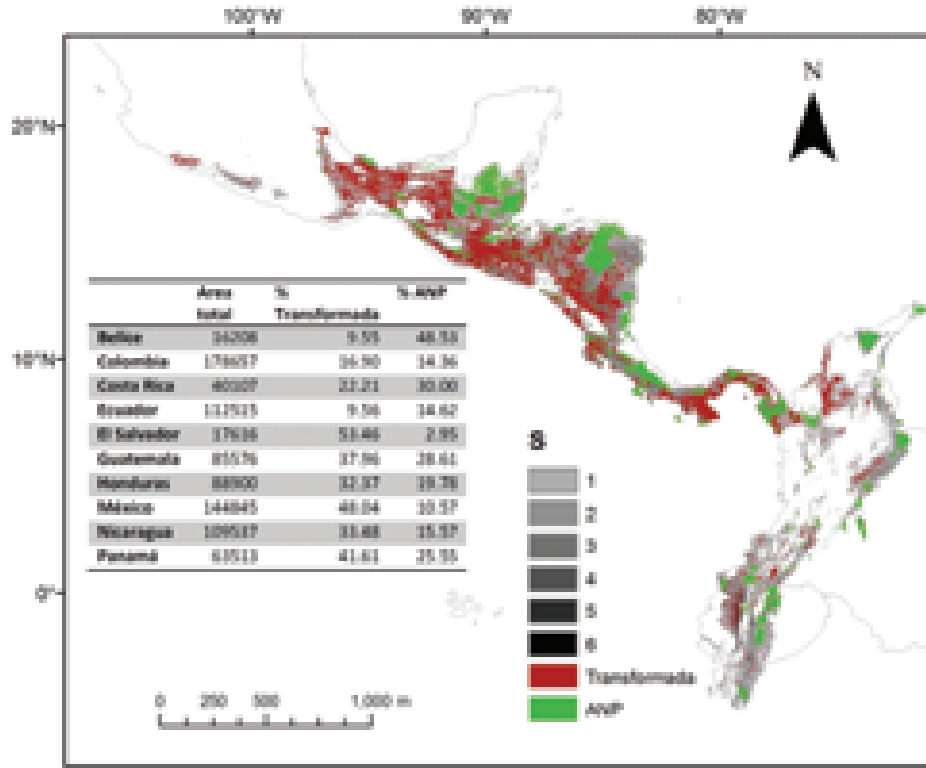
e



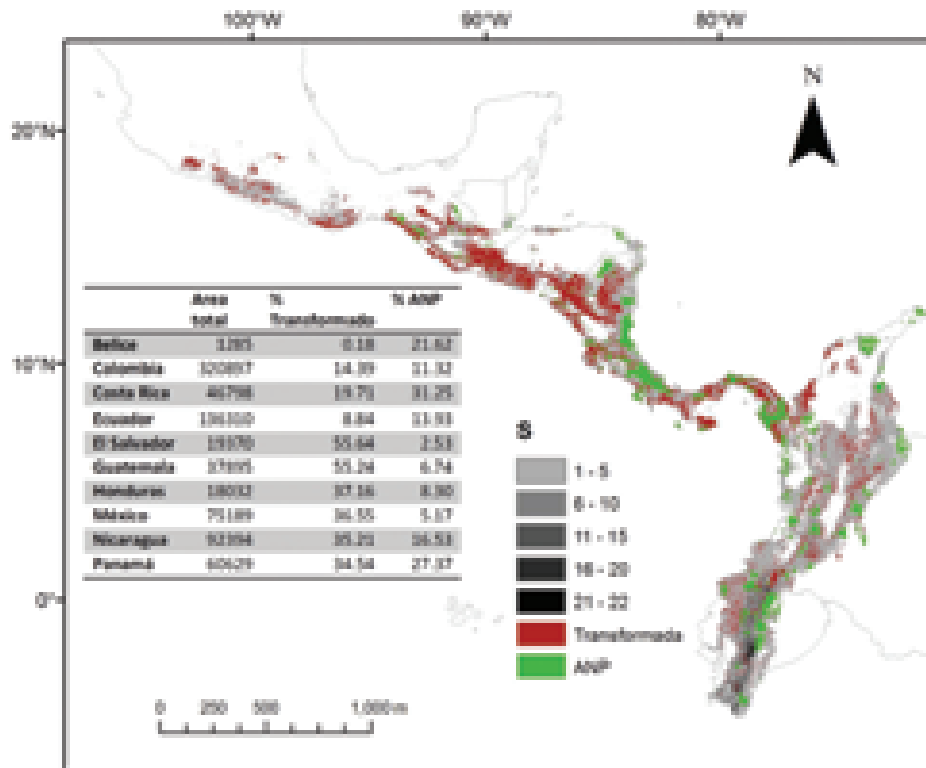
f



**g**

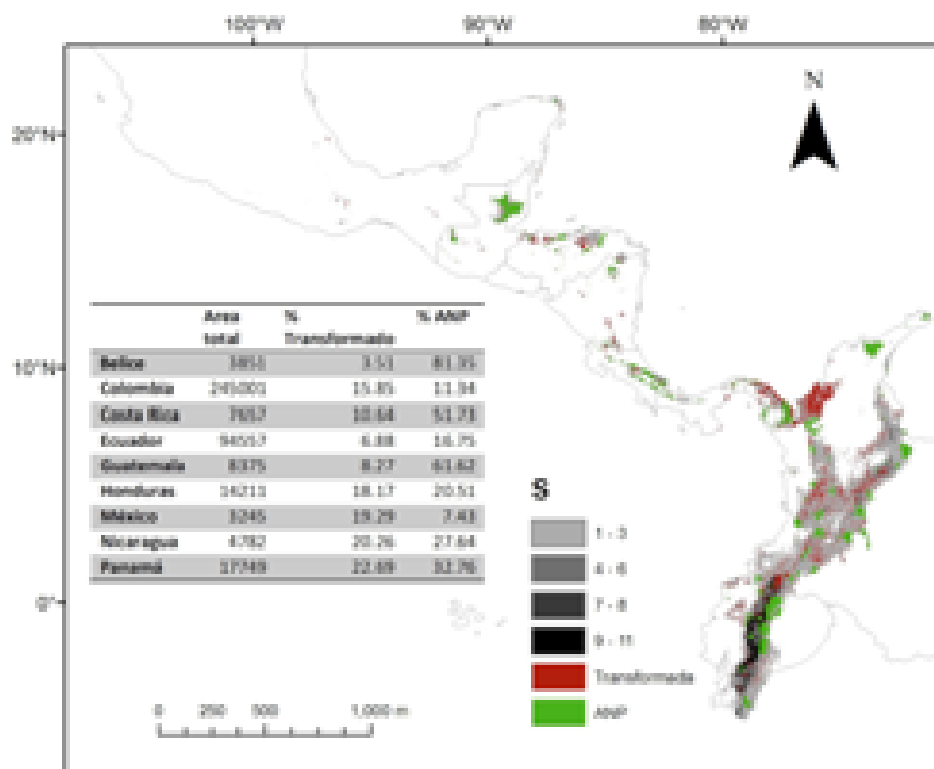


**h**

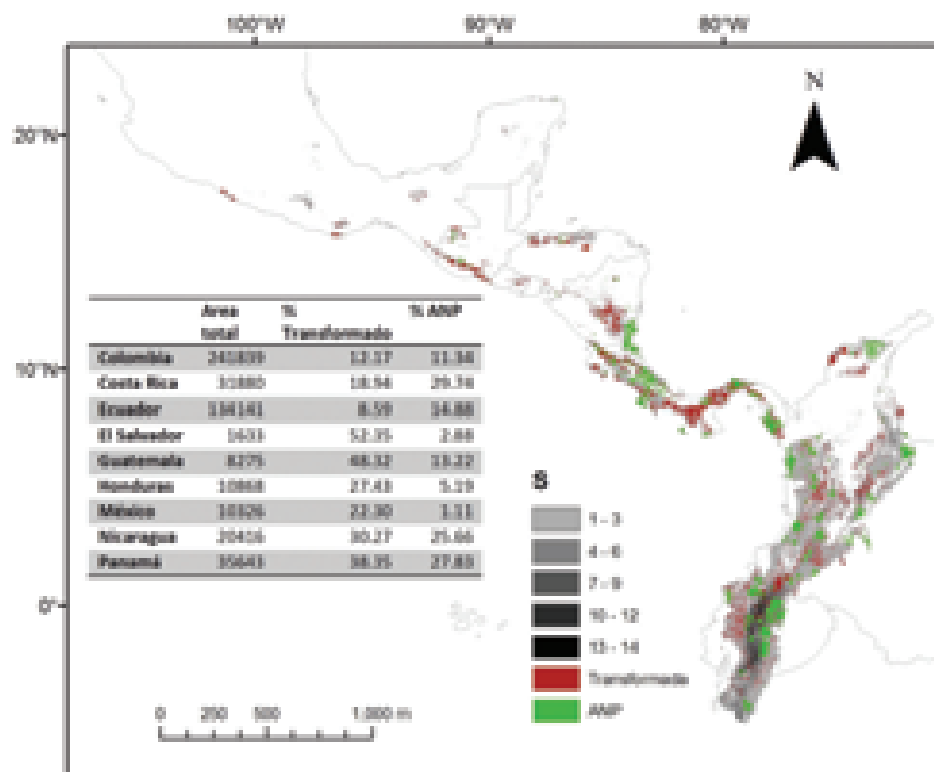




**i**



**j**



k

