

UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
Departamento de Biología Vegetal I



**EVOLUCIÓN DE LA DIVERSIDAD VEGETAL EN
ECUADOR ANTE UN ESCENARIO DE CAMBIO
GLOBAL.**

MEMORIA PARA OPTAR AL GRADO DE DOCTOR
PRESENTADA POR

Tania Delgado Cueva

Bajo la dirección del doctor

Ángel Felicísimo Pérez

Madrid, 2011

ISBN: 978-84-694-2073-7

© Tania Delgado Cueva, 2008

UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA VEGETAL I



EVOLUCIÓN DE LA DIVERSIDAD VEGETAL EN ECUADOR ANTE UN ESCENARIO DE CAMBIO GLOBAL

TANIA DELGADO CUEVA
MEMORIA TESIS DOCTORAL

Madrid, 2008

UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA VEGETAL I



EVOLUCIÓN DE LA DIVERSIDAD VEGETAL EN ECUADOR ANTE UN ESCENARIO DE CAMBIO GLOBAL

Memoria para optar al grado de Doctora en Biología que presenta:

TANIA E. DELGADO CUEVA

V. B° Director: **Dr. JESÚS MUÑOZ FUENTE**

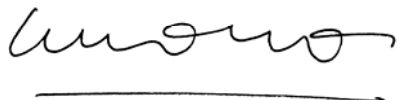
V. B° Codirector: **Dr. ÁNGEL FELICÍSIMO PÉREZ**

Madrid, 2008

Don Jesús Muñoz Fuente, Doctor en Biología y Científico Titular del Real Jardín Botánico (CSIC) y Don Ángel Felicísimo Pérez, Doctor en Biología y Profesor de la Universidad de Extremadura, informan de que:

La memoria titulada **Evolución de la diversidad vegetal en Ecuador ante un escenario de cambio global**, que presenta Tania Elizabeth Delgado Cueva, Ingeniera Agrónoma, para optar al grado de Doctor, ha sido realizada en el Real Jardín Botánico (CSIC) bajo nuestra dirección, reuniendo todas las condiciones exigidas a los trabajos de tesis doctoral.

Madrid, mayo de 2008



Fdo. Jesús Muñoz Fuente



Fdo. Ángel Manuel Felicísimo Pérez

AGRADECIMIENTOS

Esta tesis ha sido financiada por la Fundación BBVA (Banco Bilbao-Vizcaya Argentaria), gracias a una beca de formación dentro del proyecto “Evolución de las zonas de alta biodiversidad en Ecuador bajo un escenario de cambio global”. La tesis doctoral se realizó en el Real Jardín Botánico de Madrid.

Quiero dejar constancia de mi más sincera gratitud, a todo el grupo de investigación del proyecto: Dr. Jesús Muñoz (Real Jardín Botánico, CSIC), Dr. Ángel Felicísimo Pérez (Universidad de Extremadura), Dr. María Teresa Tellería (Real Jardín Botánico, CSIC), MSc. Olga Martha Montiel (Missouri Botanical Garden), Dr. David Neill (Missouri Botanical Garden), Ing. Alicia Gómez-Muñoz (Universidad de Extremadura) y Lic. Rubén García Mateo (Real Jardín Botánico, CSIC).

Me gustaría hacer una mención especial al Dr. David Neill y a la MSc. Mercedes Asanza, representantes en Ecuador del Missouri Botanical Garden (St. Louis, MO, U.S.A.) por su confianza y apoyo. Así mismo, quiero dar las gracias a Olga Martha Montiel, Vicepresidenta del Missouri Botanical Garden, por ser el enlace entre el Herbario Nacional del Ecuador y el Real Jardín Botánico de Madrid. Estas tres personas hicieron posible mi perfeccionamiento profesional en España al promover mi candidatura a esta tesis.

Quiero agradecer a los principales responsables de que este trabajo se llevara a cabo: mis directores de tesis, Dr. Jesús Muñoz y Dr. Ángel Felicísimo, por su asesoría y dirección en todo el trabajo de investigación y de manera especial a Jesús Muñoz, por su disposición y ayuda oportuna.

También quiero agradecer a mi tutora la Dra. Margarita Costa, por su disposición y el apoyo brindado y a Rosa, secretaria del Programa del Doctorado, por su eficiencia y consejos para que no falle nada en los tramites de la tesis.

A mi familia que está en Ecuador y España, especialmente a mi querido hermano Pepe y a mi cuñada Gloria, por su incondicional ayuda; estoy segura de que sin su ayuda no hubiera podido llegar a la última fase de la tesis.

Quiero agradecer la calidez con la que fui recibida en la sala de becarios de la tercera planta (Cripto-sala), a mis compañer@s y amig@s con los que tantas horas he compartido, los cuales han contribuido a que el trabajo diario haya sido más ameno, a

los que se han marchado y a los que aún permanecen, y no puedo pasar por alto a las personas del último turno de la comida por sus interesantes conversaciones.

Gracias, Gema, Katia y Laura por su ayuda y por los buenos momentos que hemos compartido dentro y fuera del Botánico y sobre todo porque nos ha tocado vivir al mismo tiempo nuestro afán por ver terminada nuestras tesis y obtener un buen trabajo. De igual forma Pakito y Rafa muchas gracias por su ayuda.

Me siento afortunada de haber conocido a gente tan agradable y en estas líneas quiero dejar plasmada la gratitud a todas las personas que de una u otra forma han contribuido para que esta tesis salga adelante, ya sea por sus consejos, ideas, ayuda, ánimos, preocupación, etc.

En general, a todas y cada una de las personas que hacen el Real Jardín Botánico de Madrid, por la amabilidad y disposición prestada a mi persona, lo que ha permitido que mi estancia en este prestigioso centro haya sido de lo más placentera y fructífera.

ÍNDICE GENERAL

INTRODUCCIÓN GENERAL	3
OBJETIVOS.....	17
Objetivo general	17
Objetivos específicos.....	17
CAPÍTULO 1. CONSTRUCCIÓN DE MODELOS DE DISTRIBUCIÓN	
POTENCIAL ACTUAL.....	19
Introducción.....	21
Materiales y Métodos	23
Resultados.....	34
Un ejemplo: Distribución potencial de <i>Anthurium</i> Schott	34
Discusión	45
Conclusiones.....	49
Anexos al Capítulo 1	53
CAPÍTULO 2. CONSTRUCCIÓN DE MODELOS DE DISTRIBUCIÓN	
POTENCIAL FUTURA.....	75
Introducción.....	77
Materiales y Métodos	81
Resultados.....	86
Un ejemplo: distribución potencial de la familia Lauraceae en Ecuador estimado para el año 2080 bajo el escenario HadCM3-A2.....	86
Discusión	113
Conclusiones.....	120
Anexos al Capítulo 2	123
CAPÍTULO 3. DIVERSIDAD BETA TEMPORAL.....	137
Introducción.....	139

Materiales y Métodos	142
Resultados.....	144
Discusión	203
Conclusiones.....	207
Anexos al Capítulo 3	211
RESUMEN Y CONCLUSIONES GENERALES	265
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	269

INTRODUCCIÓN GENERAL

Los cambios provocados por la actividad humana en el clima y la cubierta vegetal han provocado modificaciones importantes en la composición de especies y la diversidad de los ecosistemas terrestres (IPCC, 2002; Tilman & Lehman, 2001; Chapin *et al.*, 2000; Chapin, 2003; Chapin *et al.*, 2004a; Chapin *et al.*, 2004b; Root *et al.*, 2005), dando como resultado la formación de nuevos ecosistemas (Hobbs, 2006). Muchas de estas consecuencias pueden ser predecibles. Por suerte, actualmente disponemos de más y mejor información ambiental que hace unos años, así como de nuevos métodos estadísticos y de herramientas integradas en los sistemas de información geográfica (SIG) que nos permiten realizar predicciones de mayor fiabilidad y reproducir la distribución de los principales atributos que representan la diversidad biológica de un territorio. Si el estudio de los cambios en riqueza de biodiversidad es importante en cualquier lugar del mundo para elaborar estrategias de conservación y restauración, se torna crítico en las áreas tropicales en las que se encuentran los puntos calientes de biodiversidad (Myers *et al.*, 2000). Uno de estos puntos calientes incluye a Ecuador, y por este motivo se consideró, hace ahora cuatro años, que este país era el escenario perfecto para estudiar las consecuencias del cambio climático sobre la biodiversidad y su riqueza, así como las transformaciones esperadas como consecuencia del cambio global. Esta tesis incluye una parte de los resultados de este estudio.

Ecuador está ubicado al noroccidente de América del Sur, limita al norte con Colombia, al sur y al este por el Perú y al oeste por el Océano Pacífico. Es uno de los países andinos más pequeños, con una superficie de 256.370 km² (IGM, 2000), de los que 248.360 km² corresponden al Ecuador continental y 8.010 km² a la región Insular (Galápagos). Biogeográficamente, está dividido en cuatro regiones naturales. La primera, región litoral o *Costa*, incluye las tierras bajas que se extienden al oeste de los Andes por debajo de los 1000 m de elevación (Neill, 1999a). Tiene una época lluviosa muy marcada que va desde fines de diciembre hasta mayo, con un máximo entre marzo y abril, y una seca, desde junio hasta fines de diciembre. La mayor pluviosidad se da en la parte norte de la región, con valores anuales de hasta 4000 mm, mientras que la menor se da en la península de Santa Elena, con lluvias inferiores a 250 mm al año. El régimen térmico se caracteriza por una variación de 2-3°C entre el mes más caliente y el

más frío (CNC, 2001), y una temperatura promedio de 23-25°C (Romero, 2001; MAE, 2007c). Fisiológicamente, está caracterizada por la presencia de una cordillera relativamente baja que se extiende de forma paralela y cercana a la Costa durante 350 km, desde la ciudad de Esmeraldas en el norte hasta Guayaquil en el sur. Las cimas de la Cordillera Costera varían entre 400 y 600 m, pero algunas cimas aisladas sobrepasan los 800 m. Aunque bastante continua en toda su longitud, de norte a sur se pueden diferenciar varias subcordilleras: Mache, Chindul, Jama, Colonche y Chongón (Neill, 1999a).

La segunda, región andina o *Sierra*, comprende la cordillera de los Andes por encima de los 1000 m. Ocupa la parte central del país de norte a sur. En el norte y centro del Ecuador los Andes forman dos cadenas paralelas distintas, la Cordillera Occidental y la Cordillera Oriental. La última se conoce también como Cordillera Real. Estas dos cordilleras están conectadas por una serie de sierras altas transversales conocidas como *nudos*, que a su vez delimitan una serie de valles internos de orientación oeste-este. Ambas cordilleras están coronadas por una serie de volcanes cuaternarios que exceden los 5000 m de elevación y están cubiertos por glaciares. El volcán más alto es el Chimborazo, con 6310 m. Hacia el sur, los Andes no están claramente divididos en dos cordilleras, pero muestran el mismo patrón que más al norte, semejante a un retículo de sierras y valles. Tampoco hay en el sur volcanes cuaternarios altos, y los nudos o cimas más altas apenas sobrepasan los 4000 m (Neill, 1999a). Esta región registra una época lluviosa entre octubre y mayo y seca de junio a septiembre, con dos picos en octubre y abril. Las máximas precipitaciones se producen en las estribaciones de las cordilleras Occidental y Oriental, con valores entre los 1500 y 2000 mm, que disminuyen progresivamente hasta llegar a los 500 mm anuales en algunos valles interiores. La temperatura media mensual oscila alrededor de 14.5°C en la época lluviosa y de 15°C en la época seca (CNC, 2001).

La tercera región, el *Oriente* o Amazonía, incluye la parte inferior de los flancos orientales de los Andes por debajo de los 1000 m. Constituye la porción occidental de la cuenca del río Amazonas, aunque solo ocupa el 2% de la cuenca amazónica total. La mayor parte de la tierra firme está entre los ríos principales, formando una penillanura con una microtopografía complicada de cerros bajos, frecuentemente con laderas inclinadas (Neill, 1999a). Esta es la región más lluviosa de todo el país, con precipitaciones permanentes que superan los 6000 mm en el norte (El Reventador). La

temperatura media oscila alrededor de los 21°C durante la mayor parte del año (CNC, 2001).

Finalmente, la región *Insular*, Islas Galápagos o Archipiélago de Colón, es un archipiélago volcánico situado aproximadamente a 1000 km al oeste del continente en el océano Pacífico. Presenta dos estaciones claramente diferenciadas, una caliente y lluviosa y otra fría y con garúa (Romero, 2001; MAE, 2007c). El total anual de precipitación oscila alrededor de los 500 mm, pero sube ampliamente en los años afectados por la fase cálida del fenómeno Oscilación del Sur El Niño. La temperatura media en la estación lluviosa, de diciembre a mayo, se mantiene alrededor de 25-26°C, disminuyendo hasta los 21-22 °C en la estación seca, de junio a noviembre, debido principalmente a la influencia de la corriente fría de Humboldt (CNC, 2001).

En Ecuador, a diferencia de los regímenes constantes de temperatura, los regímenes de precipitación son muy variables, tanto en la cantidad como en su distribución estacional. En la sierra, los patrones anuales se encuentran influenciados por las oscilaciones de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT), mientras que en la Costa y Galápagos están relacionados con la presencia de las corrientes de Humboldt (fría) y Equatorial (cálida). En la Amazonía, en cambio, la precipitación es relativamente constante durante todo el año, aunque se registran períodos de menos lluvias en agosto y enero que coinciden con la época seca de la región andina, asociados con los movimientos latitudinales de la ZCIT.

La diversidad de Ecuador es impresionante, habida cuenta de su reducida extensión: más de 16000 especies de plantas vasculares (Jørgensen & León-Yáñez, 1999), de las que 4011 son endémicas (Valencia *et al.*, 2000); es el segundo país del mundo en diversidad de vertebrados endémicos por unidad de territorio (10,7% de los vertebrados del mundo viven en el Ecuador); el tercer país con más diversidad de anfibios (más de 4000 especies); el cuarto país en diversidad de aves y pájaros (17% del total mundial de especies); o el quinto puesto en diversidad de mariposas Papilionidas (MAE, 2007c). Tanto en números absolutos como en números relativos Ecuador es uno de los países con más diversidad por unidad de superficie. Está claro que la gran riqueza en biodiversidad del país se debe en gran medida a la topografía escarpada de los Andes (Jørgensen & León-Yáñez, 1999), que favorece una impresionante diversidad de hábitats. No es sorprendente por tanto que el territorio de Ecuador se encuentren dos puntos calientes (*hotspots*) de biodiversidad, los denominados “Andes Tropicales” y

“Chocó-Darién-Ecuador Occidental” (Meyer *et al.*, 2000; Shi *et al.*, 2005) y que esté considerado como uno de los 17 países megadiversos del mundo (Shi *et al.*, 2005).

Las colecciones que contienen los datos en los que se basa esta tesis doctoral se llevan atesorando desde antiguo. A partir del siglo XVIII numerosos botánicos y naturalistas han visitado Ecuador. Los primeros exploradores fueron La Condamine (1736-1743) y Jussieu (1735-1747), seguidos por Humboldt y Bonpland (1802-1803), William Jameson (1822-1869), o el Padre Luis Sodiro (1870-1909). Sólo muchos años después, en 1968, botánicos suecos iniciaron la serie “Flora of Ecuador” (Harling, 1986; Valencia *et al.*, 1999a), aún inacabada. Estas investigaciones han servido para estudiar sistemáticamente las plantas del país y sentar las bases para describir la vegetación y la fitogeografía del Ecuador. Como resultado se han desarrollado varias clasificaciones de los tipos de vegetación del país. Entre ellos destaca el mapa bioclimático y ecológico elaborado por Cañadas (1983), que identifica 29 regiones bioclimáticas y 25 zonas de vida (Falconí & Burneo, 2005). También las clasificaciones de Acosta-Solis o Harling, que reconocen 18 formaciones geobotánicas y 16 tipos de vegetación, respectivamente (Valencia *et al.*, 1999a), y que parecen más apropiadas para el estudio de las formaciones naturales y de la vegetación de Ecuador por su enfoque fitogeográfico (Freile & Santander, 2005). Finalmente, el sistema de clasificación propuesto por Sierra (1999) para la vegetación continental está diseñado para ser usado en estudios que buscan un nivel de detalle medio en la caracterización de la vegetación. Fue diseñado usando información florística y climática de los últimos 20 años e imágenes Landsat, e identifica 46 formaciones vegetales (ecosistemas) de los cuales 16 están en la Costa, 21 en la Sierra y 9 en el Oriente. Este último sistema es el que se ha adoptado en esta tesis para describir los hábitats potenciales que nos proporcionan los modelos, ya que su nivel de detalle es mayor y reconoce las diferencias en la composición florística regional dentro de los tipos de vegetación con estructura y fisonomía similares. Además, es el que ha adoptado el Ministerio del Ambiente para planes de conservación, análisis de remanentes boscosos y administración de Parques Nacionales y Reservas Biológicas (Neill, 1999b).

Como hemos expuesto, en Ecuador se encuentran una gran variedad de regímenes climáticos, y esta variedad tiene un marcado efecto en la extensión y tipo de vegetación y en la diversidad de flora del país (Neill & Jørgensen, 1999). Además, en algunas zonas hay una amplia diversidad climática en espacios muy reducidos (Richter, 2003).

El resultado es que esta complejidad climática se expresa naturalmente en la extrema diversidad de la vegetación (Richter, 2003; Richter & Moreira-Muñoz, 2005). El Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) del Ecuador pretende preservar esta diversidad, así como mantener los flujos genéticos naturales. Cuenta con 33 Parques Nacionales o Reservas Biológicas dependientes del Estado repartidas por todo el territorio continental e insular, (MAE, 2005): 28 continentales, 3 insulares, 1 de carácter mixto (continental, insular y marina) y otra exclusivamente marina (Freile & Santander, 2005). Las áreas incluidas en el SNAP cubren aproximadamente un 18% del territorio continental (FAO, 2005; Rivera, 2005) y, aunque tienen una cobertura relativamente alta de las distintas regiones geográficas y tipos de vegetación existentes, no proporciona una apropiada protección para todos los ecosistemas si se considera como base la clasificación de Sierra (1999), ya que siete de los 46 tipos de vegetación propuestos por este autor no están representados (Sierra *et al.*, 2002). Además, el SNAP se enfrenta a graves problemas como la deforestación, colonización, invasión por empresas petroleras, actividades incontroladas de turismo, así como pesca y caza ilegal.

De manera complementaria a las áreas estatales, existen otras figuras de protección, establecidas por comunidades indígenas, ONGs y un importante número de áreas de conservación privada que pertenecen a la Corporación Nacional de Bosques Privados del Ecuador (FAO, 2005; Freile & Santander, 2005). Especialmente importantes son los territorios indígenas y tierras comunitarias cuyo aporte es substancial en la conservación de la diversidad biológica, ya que son los únicos medios de protección de ciertos tipos de vegetación que no están dentro del SNAP. Finalmente, Ecuador cuenta con las zonas intangibles amazónicas de Cuyabeno-Imuya y el territorio Tagaeri-Taromenane, dentro y fuera del Parque Nacional Yasuní (MAE, 2005).

Ecuador está localizado en una zona de alta actividad volcánica y sísmica, e históricamente ha registrado eventos extremadamente severos e intensos. Casi todas las provincias del Ecuador son vulnerables a desastres naturales con este origen. Los desastres naturales tienen su reflejo en las tasas anuales del PIB. A intervalos irregulares, desde 1525, se han sucedido 82 episodios de El Niño, entre los que destacan los de los años 1925-1926, 1972-1973 y, sobre todo, los de 1982-1983 y 1997-1998, causantes estos últimos de registros de temperatura del mar frente a las costas superiores en 6°C o más a la media registrada (INAMHI, 2007a). Estos episodios han tenido una

incidencia negativa muy fuerte sobre el PIB del Ecuador. A modo de ejemplo, la tasa anual del PIB descendió del 3.9% en 1981 al -1.2% en 1982 y al -2.8% en 1983; o el descenso del 3.4% al 1.7% causado por el evento de 1998 (CNC, 2001). Debido a la inquietud generada y a la necesidad de respuesta ante un fenómeno que amenaza con ser cada vez más frecuente y de mayor peligrosidad y riesgo, que requiere de mayor atención a nivel nacional e internacional por sus marcados efectos socioeconómicos, los países que conforman la Comisión Permanente del Pacífico Sur (Chile, Colombia, Ecuador y Perú) constituyeron en 1974 el Programa “Estudio Regional del Fenómeno de El Niño” (ERFEN). Cada uno de estos países cuenta con un Comité Nacional para el Grupo ERFEN, que es el que estudia las condiciones oceánico-atmosféricas y los indicadores biológicos, así como sus perspectivas de evolución e implicaciones en el clima nacional y las vulnerabilidades de la población potencialmente afectada. Entre sus objetivos se cuenta mejorar la capacidad de pronóstico de los episodios cálidos de El Niño y fríos de la Niña, así como evaluar sus impactos (C PPS, 2007). Dentro de esta misma línea de trabajo, es necesario evaluar qué consecuencias tendrían estos fenómenos, así como los derivados del cambio global, en la biodiversidad del país, ya que una gran parte del PIB ecuatoriano está directa o indirectamente relacionado con su condición de país megadiverso.

El incremento de las emisiones mundiales de gases de efecto invernadero (GEI) está generando un calentamiento global que repercute en impactos directos e indirectos en todo el planeta (CNC, 2001). El cambio climático es el resultado de las emisiones a la atmósfera de CO₂ y de otros gases contaminantes como el óxido nitroso (N₂O), el metano (CH₄), los clorofluorcarbonados (CFC), etc., procedentes de las emisiones de la industria, los vehículos, los aerosoles, los incendios y otras actividades de las que el hombre es el principal responsable (IPCC, 2000, 2002, 2007a; Hughes, 2000; Stevenson *et al.*, 2000; CNC, 2001; Tilmán & Lehman, 2001). Estos compuestos, llamados gases de efecto invernadero, contribuyen a formar en la atmósfera una capa que detiene parte de la radiación reflejada por la superficie terrestre, impidiendo que ésta se disipe en el espacio. De este modo la atmósfera sufre un calentamiento progresivo y global que, a su vez, actúa de forma concomitante acelerando el proceso. A pesar de que las emisiones de gases de efecto invernadero del Ecuador son ínfimas (<1%) con relación al total global, en el ámbito nacional sí representan un problema que debe ser enfrentado, más

aún porque la tendencia actual es a su aumento. En Ecuador las mayores emisiones de dióxido de carbono provienen del cambio del uso del suelo y silvicultura (69.5%) y menor escala de los sectores energéticos (28.8%) (CNC, 2002). De la deforestación en el Ecuador no hay datos exactos, porque no existe un sistema de inventario nacional continuo, pero las estadísticas muestran que el proceso de deforestación es muy alto comparado con el resto de países de Sudamérica, que registran una deforestación anual estimada entre el 0.1% y el 0.8% (Falconí & Burneo, 2005).

Las predicciones actuales no tienen nada de hipotético, y progresivamente se confirma que se está produciendo un deshielo de los casquetes polares del Ártico y del Antártico (IPCC, 2002, 2007a; OMM, 2006; UNEP, 2007). En ambas regiones polares se prevé que algunos ecosistemas y hábitats pecílicos sean vulnerables, conforme se reducen las barreras climáticas a la invasión de especies (IPCC, 2007b). Paralelamente, está bien establecido el hecho de que en los últimos decenios los glaciares de América Latina han perdido volumen (IPCC, 2001b, 2002). Los glaciares tropicales se muestran como claros indicadores del calentamiento global y la variabilidad climática a escala global. Según el glaciólogo Bernard Francou, el promedio de pérdida del grosor de los glaciares en Ecuador es de 0.5 m/año, un fenómeno que debe ser atribuido directamente al fenómeno de la subida de las temperaturas mundiales (IRD, 2007). El retroceso de los glaciares ubicados en los Andes tropicales es preocupante, ya que son una fuente de abastecimiento de agua potable y suministro de energía eléctrica para grandes conglomerados humanos (Cáceres, 1997). Como ejemplos, el área cubierta por el glaciar del Cotopaxi pasó de 21,2 a 14,6 kilómetros cuadrados entre 1976 y 1997 (Cáceres *et al.*, 2004), y la cobertura del hielo de los glaciares del Antisana ha disminuido del 70% al 54% durante el período comprendido entre 1956 y 1998 (CNC, 2001; Cáceres, 2001). Los factores con una relación más acusada con la disminución de la biodiversidad mundial son el cambio climático en las regiones polares y el cambio del uso del suelo en los trópicos; los ecosistemas de áreas templadas experimentan menores cambios en biodiversidad porque ya han experimentado grandes cambios en el uso de sus tierras (IPCC, 2002). Es por tanto crítico detener este proceso en los países tropicales megadiversos.

Este es el objetivo del denominado Proceso del Cambio Climático en Ecuador (PCCE), nacido en 1993, y que desde entonces ha concentrado y coordinado las acciones que emergen de los requerimientos del país y de la ratificación tanto de la

Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático como del Protocolo de Kyoto (Cáceres, 1997, 2001; CNC, 2002). Al considerarse que el desarrollo sustentable del país podría verse afectado por el fenómeno del cambio global y por los impactos de las medidas de mitigación y adaptación del mismo, en 1999 se creó en Ecuador mediante decreto ejecutivo el Comité Nacional del Clima (CNC). El CNC se constituye como una plataforma multisectorial de alto nivel encargada de definir políticas y medidas para ejecutar la adaptación y la mitigación del cambio climático en el país. En este contexto, sus esfuerzos apoyarían el desarrollo sustentable del país a través de la disminución de la vulnerabilidad y de la mejora de la capacidad de adaptación de los sistemas naturales y socioeconómicos del Ecuador a las consecuencias derivadas del cambio climático estimado, y la promoción, anteponiendo las prioridades nacionales, de la reducción de las emisiones netas de gases de efecto invernadero (CORDELIM, 2007). Con el objetivo de aprovechar las oportunidades del mercado de carbono, el CNC, a través del Ministerio del Ambiente, creó en el 2001 la Corporación para la Promoción del Mecanismo de Desarrollo Limpio (CORDELIM), responsable de la difusión de esta opción y del apoyo a los generadores de potenciales proyectos dentro del Mecanismo de Desarrollo Limpio (Cáceres, 2001). CORDELIM es una entidad sin fines de lucro cuya misión principal es proporcionar información, formar capacidades locales en los diversos elementos técnicos, financieros y socio-económicos relacionados a la certificación del carbono y prestar apoyo a desarrolladores de proyectos durante el ciclo de un proyecto considerado Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL). Para que un proyecto sea parte del Mecanismo de Desarrollo Limpio, debe producir beneficios reales para el clima, enfocados a mitigar el cambio climático, que a su vez puedan ser medidos a través de metodologías de monitoreo y línea base aprobadas por la Junta Ejecutiva del MDL, específicas para cada actividad de proyecto (CORDELIM, 2007).

Los proyectos incluidos en el *portafolio* del MDL están en su mayoría orientados a la generación de electricidad a partir de fuentes renovables no convencionales de energía, incluidos proyectos de mediana y pequeña escala. También incluye, en menor número, proyectos de fijación de carbono mediante acciones de reforestación y manejo de bosques. Proyectos como el aumento de la eficiencia energética y la mejora en la gestión de procesos y el manejo de residuos líquidos en distintas industrias o la captura y/o aprovechamiento/destrucción de metano en vertederos, aunque prometedores en términos de reducción de emisiones, todavía se limitan a un número muy pequeño de

actuaciones. Los proyectos, de acuerdo al sector o al ámbito del que proceden, se distribuyen en desarrollo energético (59%), fomento forestal (18%), procesos industriales (13%) y gestión urbana (10%) (Neira *et al.*, 2006).

Ante todo lo anterior, una de las preocupaciones en Ecuador es diseñar una planificación del territorio a largo plazo que no provoque impactos ambientales y socioeconómicos negativos, o los minimice. Además, por estar considerado como un país megadiverso (CI, 2003; MAE, 2005; Shi *et al.*, 2005), se están desarrollando estrategias cuyo principal objetivo es conservar y preservar la diversidad de especies y los recursos genéticos que están en peligro de extinción mediante la aplicación de políticas, estrategias y planes de manejo sustentables que permitan priorizar las medidas de conservación que deben adoptarse. Para diseñar una adecuada planificación del territorio hay que conocer la diversidad biológica del mismo, para lo que es necesario tener datos generados por censos. Aquí es donde nos encontramos con el primer y principal problema, ya que extensas áreas de Ecuador se encuentran insuficientemente prospectadas. Además, los recursos designados para la conservación siempre han sido limitados, por lo que para maximizar cualquier acción es necesario focalizar las prioridades, y la única alternativa razonable para obtener datos fiables a corto plazo consiste en utilizar diferentes herramientas estadísticas, informáticas y geográficas sobre la información biológica disponible que nos permitan elaborar predicciones que faciliten la estimación de la distribución de la diversidad biológica en ausencia de datos exhaustivos (Lobo & Hortal, 2003). Como consecuencia del cambio climático las especies pueden extinguirse, modificar sus características adaptándose así a las nuevas condiciones o cambiar sus distribuciones (Huntley *et al.*, 1995; IPCC, 1997, 2002; Etterson & Shaw, 2001; Walter *et al.*, 2002; Parmesan & Yohe, 2003; Root *et al.*, 2003), lo que causará modificaciones importantes en la composición de especies y la diversidad de los ecosistemas (Chapin *et al.*, 1998, 2000; Tilman & Lehman, 2001; Hobbs *et al.*, 2006). El objetivo es conocer la distribución potencial de las especies y adelantarnos a los acontecimientos de los impactos futuros que provocará el cambio climático en los diferentes ecosistemas naturales. El modelado ecológico permite generar mapas de distribución potencial actual de las especies y proyectar estas distribuciones en el futuro tomando en consideración las variaciones causadas por el cambio climático, lo que lo convierte en una de las herramientas que nos permitirán promover una planificación territorial sustentable. En realidad, estos modelos son un

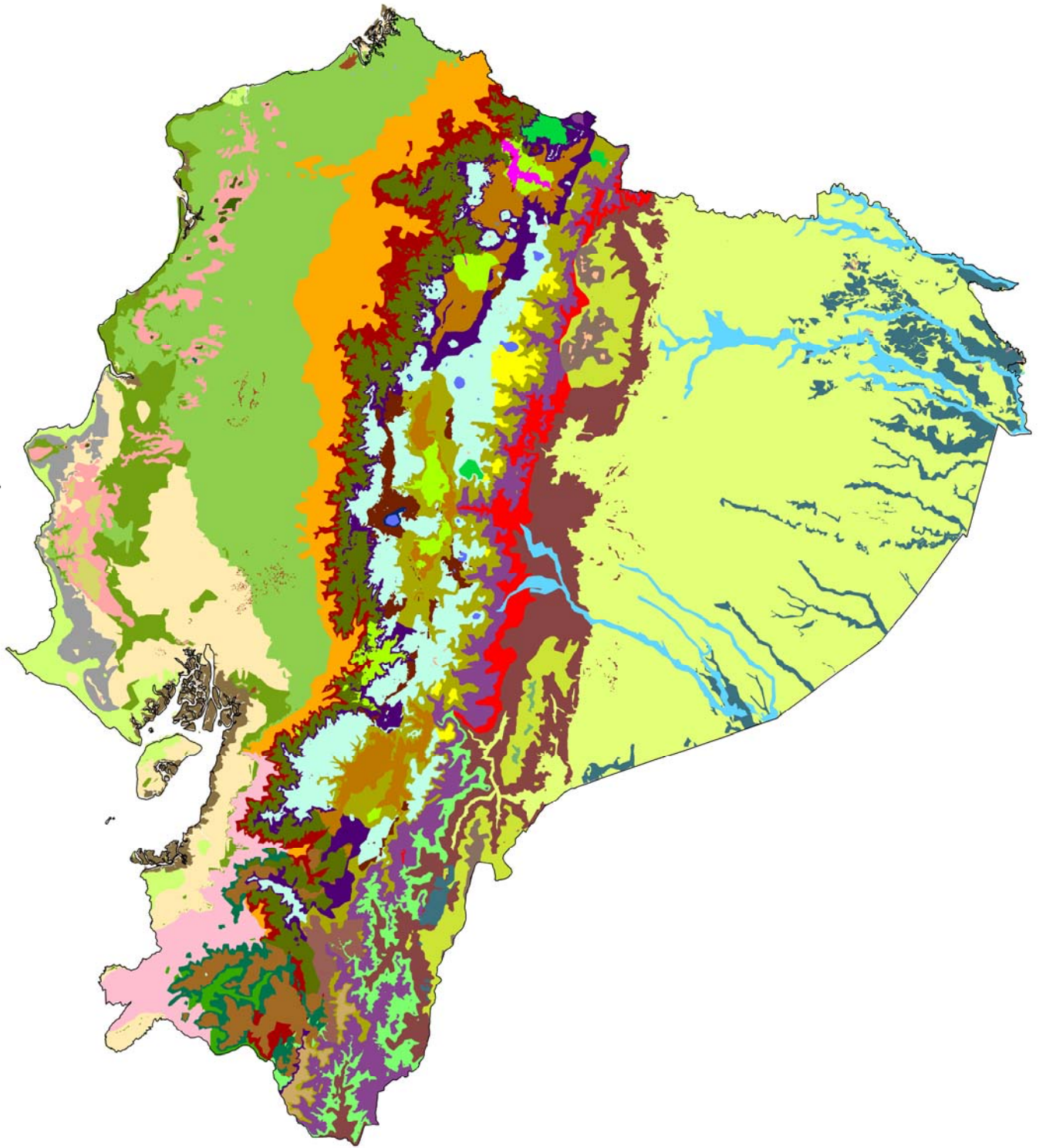
tipo de mapas que muestran lo adecuado que es cada punto para que exista la especie en función de las características ambientales. Se construyen a partir de una muestra que contiene datos espaciales donde figuran la presencia o ausencia de la vegetación junto con valores de variables ambientales asociados a cada lugar (Felicísimo, 1999, Anderson *et al.*, 2003).

El auge del modelado ecológico ha sido posible fundamentalmente gracias al desarrollo que han experimentado los Sistemas de Información Geográfica (SIG) en los últimos años. Mediante estas herramientas es posible procesar gran cantidad de información procedente de diferentes ámbitos (datos de herbarios, museos, trabajo de campo, inventarios florísticos, etc.) para elaborar modelos de idoneidad o mapas de distribución potencial en función de factores ambientales. Los SIG son herramientas poderosas y ofrecen mucha flexibilidad en el análisis, manipulación, presentación y síntesis de datos espaciales (Moore *et al.*, 1991; Flather, 1997, Peterson, *et al.*, 2002) Modelar la distribución de especies puede proporcionar la medida de ocupación potencial de una especie en las áreas no prospectadas por motivos económicos o de accesibilidad y, por lo tanto, se han tornado imprescindibles para la gestión de conservación. Dos trabajos seminales en este área son los de Guisan & Zimmernann (2000) y Guisan & Thuiller (2005), que sientan las bases metodológicas del modelado ecológico. Merced a su auge, otros autores han aumentado la nómina de técnicas empleadas (p.ej., Ottaviani *et al.*, 2004; Araújo & Guisan, 2006; Guisan *et al.*, 2006b). En los últimos tiempos el uso de modelos predictivos para estudios de áreas de distribución potencial de especies se han incrementado considerablemente, y a que se han convertido en una herramienta utilizada para estudios muy diversos: epidemiológicos (Brooker, S. *et al.*, 2002; Sánchez-Cordero *et al.*, 2005; Sweeney *et al.*, 2006; Peterson, 2007); riqueza de especies y distribución potencial de bosques (Moore *et al.*, 1991; Felicísimo *et al.*, 2002; Segurado & Araújo, 2004; Peterson, 2001; Moisen & Frescino, 2002, Thuiller *et al.*, 2004c; Vaughan & Ormerod, 2005, Araújo & Guisan, 2006); riesgo asociado a especies invasoras (Kolar & Lodge, 2001; Lodge *et al.*, 2006; Shea & Chesson, 2002; Peterson & Vieglais, 2001, Thuiller *et al.*, 2005c; Anderson *et al.*, 2006; Gritti *et al.*, 2006); protección de especies amenazadas (Engler *et al.*, 2004, Norris, 2004); localización de nuevas localidades de especies raras (Guisan *et al.*, 2006a); priorización de zonas para la conservación de la biodiversidad (Araújo, 1999;

Araújo & Williams, 2000; Lobo & Araújo; 2003; Lobo *et al.*, 2003; Araújo *et al.*, 2004, Ortega-Huerta & Peterson, 2004; Williams *et al.*, 2005; Bini *et al.*, 2006; O’Dea *et al.*, 2006); con comprensión de los patrones espaciales de la biodiversidad (Graham *et al.*, 2006); o los impactos potenciales del cambio climático en patrones de distribución de especies (Iverson *et al.*, 1999; Araújo *et al.*, 2005; Andrew & Hughes, 2005; MacClean *et al.*, 2005; Martínez-Meyer, 2005; Pearson, 2006; Thuiller *et al.*, 2005b; Walther *et al.*, 2005; Broennimann *et al.*, 2006; Hijmans & Graham, 2006, Brooker *et al.*, 2008).

En esta última línea de trabajo es en la que se enmarca la presente tesis doctoral. Las estrategias de conservación deberían anticiparse a los impactos del clima y proyectar los modelos actuales a las condiciones climáticas que se prevén en el futuro para identificar cómo y hacia dónde podrían ocurrir los movimientos espaciales de las especies, así como la tasa de recambio temporal. No sólo por el interés científico del asunto, que también, sino para proporcionar a los gestores herramientas útiles en la planificación de territorio. Para finalizar, mencionar que esta tesis se enmarca dentro de los objetivos de un proyecto titulado “EVOLUCIÓN DE LAS ZONAS DE ALTA BIODIVERSIDAD Y ENDEMICIDAD EN ECUADOR BAJO UN ESCENARIO DE CAMBIO GLOBAL” financiado por la Fundación Banco Bilbao-Vizcaya-Argenteria (BBVA) y desarrollado conjuntamente en el Real Jardín Botánico (CSIC) y en la Universidad de Extremadura.

A continuación se muestra la Propuesta Preliminar de un Sistema de Clasificación de Vegetación para el Ecuador Continental (Sierra *et al.*, 1999a) en el que se basan todas las discusiones sobre formaciones vegetales de este trabajo.



Clasificación de Vegetación para el Ecuador Continental (Sierra *et al.*, 1999a)

	Bosque Deciduo Piemontano de la Costa
	Bosque Deciduo de Tierras Bajas de la Costa
	Bosque Inundable de Tierras Bajas por Aguas Blancas
	Bosque Semideciduo Montano Bajo de los Andes Occidentales
	Bosque Semideciduo Piemontano de la Costa
	Bosque Semideciduo de Tierras Bajas de la Costa
	Bosque Siempreverde Inundable (Guandal)
	Bosque Siempreverde Montano Alto de los Andes Occidentales
	Bosque Siempreverde Montano Alto de los Andes Orientales
	Bosque Siempreverde Montano Bajo de la Cordillera de la Costa
	Bosque Siempreverde Montano Bajo de las Cordilleras Amazonicas
	Bosque Siempreverde Montano Bajo de los Andes Occidentales
	Bosque Siempreverde Montano Bajo de los Andes Orientales del Norte y C
	Bosque Siempreverde Montano Bajo de los Andes Orientales del Sur
	Bosque Siempreverde Montano de las Cordilleras Amazonicas
	Bosque Siempreverde Piemontano de la Amazonia
	Bosque Siempreverde Piemontano de la Cordillera de la Costa
	Bosque Siempreverde Piemontano de la Costa
	Bosque Siempreverde de Tierras Bajas de la Amazonia
	Bosque Siempreverde de Tierras Bajas de la Costa
	Bosque de Neblina Montano Bajo de la Cordillera de la Costa
	Bosque de Neblina Montano de los Andes Occidentales
	Bosque de Neblina Montano de los Andes Orientales
	Bosque de Tierras Bajas de Palmas y Aguas Negras
	Gelidofitia
	Herbazal Montano
	Herbazal Montano Alto
	Herbazal de Tierras Bajas de la Amazonia
	Herbazal de Tierras Bajas de la Costa
	Manglar
	Manglillo
	Matorral Humedo Montano Alto de las Cordilleras de la Amazonia
	Matorral Humedo Montano de las Cordilleras Amazonicas
	Matorral Humedo Montano de los Andes del Norte y Centro
	Matorral Humedo Montano de los Andes del Sur
	Matorral Seco Montano Bajo de los Andes del Norte y Centro
	Matorral Seco Montano de los Andes del Norte y Centro
	Matorral Seco Montano de los Andes del Sur
	Matorral Seco de Tierras Bajas de la Costa
	Nieve Perpetua
	Paramo Arbustivo del los Andes del Sur
	Paramo Herbaceo
	Paramo Seco
	Paramo de Almohadillas
	Paramo de Frailejones
	Sabana Arbustiva

OBJETIVOS

Objetivo general

Identificar áreas de alta diversidad en Ecuador y análisis de su estabilidad y variabilidad temporal en un escenario de cambio global.

Objetivos específicos

1.- Generar modelos de idoneidad para todas las especies con el clima actual.

En el capítulo 1 se explica la metodología para la construcción de los modelos de idoneidad en la actualidad. Se presenta un ejemplo de la distribución potencial de la especie *Anthurium Schott* para Ecuador.

2.- Generar modelos de idoneidad para todas las especies con el clima estimado para el año 2080.

En el capítulo 2 se detalla la metodología para la construcción de los modelos de idoneidad en el futuro (año 2080). Se presenta como ejemplo la distribución potencial de la familia Lauraceae bajo el Modelo de Circulación General HadCM3, escenario A2.

3.- Definir las zonas de cambio y estabilidad de biodiversidad por comparación entre los modelos actuales y futuros.

En el capítulo 3 se presenta una evaluación de los cambios que estimamos se producirán en la riqueza de diversidad a través del tiempo (*turnover*) como consecuencia del cambio climático.

Capítulo 1

Construcción de modelos de distribución potencial actual

En este capítulo se detallan las cinco técnicas de modelado ecológico que se utilizaron para generar los modelos de idoneidad. En total se generaron 2891 modelos para 413 especies de plantas vasculares. Los modelos de distribución potencial utilizan como datos de entrada los registros georreferenciados de presencia de especies (colecciones de herbarios) y los datos climáticos actuales (19 variables bioclimáticas de Worldclim). Los modelos se evaluaron mediante el estadístico AUC, o área bajo la curva ROC. El método que obtuvo mayores valores de AUC fue el utilizado en el capítulo siguiente para generar los modelos de idoneidad futuros. En este capítulo presentamos como ejemplo los resultados de la distribución potencial actual del género *Anthurium* Schott.

INTRODUCCIÓN

El conocimiento preciso de las áreas de distribución de las especies constituye la base sobre el cual se fundamentan estudios sobre taxonomía, ecología, biogeografía y evolución. El conocimiento acertado de la distribución real o potencial de diferentes especies tiene implicaciones importantes en la conservación. Hay algunos factores que determinan las áreas en las que medra una especie (Guisan & Zimmermann, 2000; Soberón & Peterson, 2005): 1) condiciones abióticas, como pueden ser clima, ambiente físico, condiciones edáficas, etc.; 2) factores bióticos e interacciones entre especies; 3) las regiones a las que se puede dispersar la especie desde su área original; 4) capacidad de la especie a adaptarse a una nueva condición; 5) factores históricos, tanto geográficos (barreras físicas) como del linaje (especiación). Si bien de alguno de estos factores no hay suficiente información salvo de especies puntuales, los abióticos pueden ser una fuente de información general que mediante el uso de nuevas herramientas estadísticas permitan estimar la distribución potencial de una especie (Hughes, 2000).

Los datos ideales para modelar las distribuciones de las especies son aquellos que describen conjuntamente la presencia y ausencia de una especie, pero la realidad es que la mayoría de los registros de biodiversidad (colecciones de historia natural) solo recogen presencias. Estas colecciones científicas que reúnen información sobre la riqueza biológica y su distribución geográfica son un enorme tesoro, aunque muchas estén infrautilizadas (Ponder *et al.*, 2001; Reutter *et al.*, 2003; Anderson & Martínez-Meyer, 2004; Graham *et al.*, 2004; Beck & Kitching, 2007, Loiselle *et al.*, 2008). Recientemente se ha reparado en su utilidad en el campo de la planificación del territorio y de la conservación, no solamente para estimar rangos de especies o patrones de riqueza, sino también para generar modelos de idoneidad de especies o de riqueza de diversidad. Las predicciones obtenidas para el presente son indispensables para entender e interpretar los patrones futuros.

En los últimos años se ha producido un desarrollo muy importante de las técnicas aplicadas a la elaboración de modelos de distribución de especies gracias al desarrollo de los sistemas de información geográfica, de lenguajes de programación, de bases de datos de biodiversidad y del aumento de la información geoespacial disponible. Estas técnicas de modelado ecológico muestran la idoneidad del hábitat para el desarrollo de una especie o de una comunidad a partir de datos de observaciones de campo y una serie variables ambientales (Guisan & Zimmermann, 2000; Ottaviani *et al.*, 2004, Elith *et al.*, 2006; Ferrier & Guisan, 2006; Guisa *et al.*, 2006b; Elith & Leathwick, 2007). Es decir,

toman como punto de referencia los datos ambientales que proporcionan la distribución conocida de las especies como datos suficientes para predecir nuevas áreas probables de aparición. Por lo tanto, los modelos predictivos tienen como finalidad generar mapas de distribución potencial de hábitat (Guisan & Zimmermann, 2000; Muñoz & Felicísimo, 2004), que son representaciones cartográficas de modelos estadísticos que intentan explicar los patrones de presencia/ausencia actuales de una especie en función de un conjunto de variables independientes. Si se cumplen ciertas condiciones, estos modelos reflejarán con cierta credibilidad la extensión potencial de la especie sobre el territorio estudiado en función de las variables explicativas utilizadas (Felicísimo, 1999; Felicísimo *et al.*, 2007).

Las técnicas de modelado predictivo son herramientas estadísticas relativamente nuevas (Ottaviani *et al.*, 2004, Guisan & Thuiller; 2005; Guisan *et al.*, 2006b) muy útiles en estudios de ecología, evolución, biogeografía y conservación (Guisan & Zimmermann, 2000; Feria & Peterson, 2002; Guisan & Thuiller, 2005; Elith *et al.*, 2006). Son una alternativa eficaz para estimar la distribución de la diversidad biológica en ausencia de datos exhaustivos (Lobo & Hortal, 2003) que se utilizan en temas tan diversos como la ordenación territorial, estudio de la biodiversidad (Cumming, 2000; Kolar & Lodge, 2001; Moisen & Frescino, 2002, Vaughan & Ormerod, 2005, Araújo & Guisan, 2006), protección de especies amenazadas (Godown & Peterson, 2000; Engler *et al.*, 2004, Norris., 2004), para valorar los posibles impactos de la invasión biológica (Peterson & Vieglais, 2001; Thuiller *et al.*, 2005c; Lodge *et al.*, 2006; Wilson *et al.*, 2007), para predecir la distribución de especies en condiciones de cambio climático (Iverson *et al.*, 1999; Araújo *et al.*, 2005, McClean *et al.*, 2005. Martínez-Meyer, 2005, Pearson, 2006; Lawler & Mathias, 2007) o para proporcionar información objetiva sobre la presencia de nuevas especies en sitios aún inexplorados, lo que nos permitirá priorizar áreas para la conservación (Araújo, 1999; Araújo & Williams, 2000; Peterson, 2001; Ferrier, 2002). En el caso concreto del Ecuador, en los últimos años se han realizado algunos trabajos puntuales sobre la distribución de especies de plantas y animales utilizando estas herramientas (Baquero *et al.*, 2004; Anderson & Martínez-Meyer, 2004; Parra *et al.*, 2004; Leimbeck *et al.*, 2004; Vargas *et al.*, 2004; Silva & Guevara, 2004; Montenegro, 2006; Cuesta-Camacho *et al.*, 2006a).

El método más utilizado tradicionalmente es la regresión logística multivariante, aunque recientemente se han explorado otros métodos buscando especialmente superar

las limitaciones inherentes a los métodos paramétricos. Entre estos nuevos métodos, además de métodos de regresión como GLIMs (métodos lineales generalizados) o GAMs (métodos aditivos generalizados), encontramos redes neuronales, algoritmos genéticos, inteligencia artificial, CART (*classification and regression trees*) y MARS (*multiple adaptive regression splines*), *boosting*, distancias, etc. En este capítulo exploramos cinco de estos métodos con el objeto de evaluar su consistencia y desempeño, con el ánimo de decidir cual de ellos es el más apropiado para generar los modelos futuros.

MATERIALES Y METODOS

Variables dependientes: presencias

Como variables dependientes tenemos las colecciones botánicas (presencias) incluidas en la base de datos TROPICOS del Missouri Botanical Garden. Esta base de datos es la que cuenta con mayor cantidad de registros de la flora ecuatoriana, y se revisa y actualiza permanentemente. Una vez descargados los datos se revisaron minuciosamente para obtener datos consistentes, prestando especial atención a la georreferenciación de los mismos. Todas las presencias han sido revisadas por el especialista del grupo y georreferenciadas mediante GPS o mapas a escala 1:250.000. Estos datos se convirtieron en un tema de puntos utilizando ArcMap 9.1. Del total de especies disponible en la base de datos TROPICOS seleccionamos aquellas que tenían ≥ 15 presencias únicas por píxel. Debido a que el número de presencias para cada especie es en muchos casos escaso, y con el objetivo de no perder información valiosa, para generar los modelos se utilizaron todos los puntos (Papes & Gaubert, 2007).

En concreto, se seleccionaron cinco familias de plantas vasculares (Bignoniaceae, Bromeliaceae, Gesneriaceae, Lauraceae y Leguminosae), especies de páramo pertenecientes a varias familias (Poaceae, Cunoniaceae, Juncaceae, Loranthaceae, Caryophyllaceae, Ranunculaceae, Polygalaceae, Asteraceae, Rosaceae, Pteridaceae, Lycopodiaceae y Polypodiaceae), y el género *Anthurium* Schott (Araceae). En total se modelizaron 413 especies (Tabla 1.1). Estas familias fueron elegidas, además de por estar revisadas taxonómicamente y por tanto no ofrecer problemas en su identificación, porque comparten y representan una gran variedad de hábitat que las convierte en indicadores fiables de los patrones de diversidad, y porque representan a la mayoría de los ecosistemas de Ecuador.

Tabla 1.1. Número de especies modeladas por familia, número de especímenes de herbario y especímenes por píxel.

FAMILIA	Nº ESPECIES	EJEMPLARES DE HERBARIO	PRESENCIAS POR PÍXEL
<i>Anthurium</i>	53	2513	1763
Bignoniaceae	11	415	306
Bromeliaceae	89	3030	2526
Gesneriaceae	93	5004	3818
Lauraceae	28	1122	826
Leguminosae	123	5007	3904
Páramo	16	625	509
TOTAL	413	17716	13652

Variables dependientes: pseudoausencias

Al trabajar con datos de herbario no disponemos de verdaderas ausencias, por lo que tenemos que generarlas. Cuando estas ausencias se generan al azar se conocen como pseudo-ausencias. En este trabajo fueron generadas con la extensión “*Random Point Generator 1.28*” en ArcView 3.2 con una distribución uniforme sobre toda la extensión del Ecuador evitando zonas tampón de 30 km alrededor de cada presencia. Se generaron tantas pseudo-ausencias como presencias tuviese la especie modelizada porque la mayoría de técnicas estadísticas están influenciadas por la prevalencia (proporción de la clase diana en la muestra); es decir, tienden a predecir mejor la clase más abundante.

Variables independientes: datos climáticos

Como variables independientes (Tabla 1.2) se utilizaron las 19 variables bioclimáticas de Worldclim 1.3. (<http://www.worldclim.org>). Estas variables se han generado a partir del modelo digital de elevaciones (MDE) de 90 m de resolución espacial derivado de la misión SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) y de los datos de precipitación, temperatura mínima, media y máxima registrados en las estaciones meteorológicas con datos disponibles. Tienen formato ráster con una resolución espacial de 1 km. Los datos utilizados se describen con mayor detalle en Hijmans *et al.* (2005). Las capas ráster de las variables climáticas fueron muestreadas con los temas de puntos de cada especie para obtener el fichero de muestreo correspondiente, del que presentamos un ejemplo en la Tabla 1.3.

Tabla 1.2 Variables bioclimáticas de Worldclim 1.3.

CÓDIGO	VARIABLE
BIO1	Temperatura media anual
BIO2	Rango medio diurno (Media de la (max temp - min temp) mensual)
BIO3	Isotermicidad (BIO2/BIO7) (x 100)
BIO4	Estacionalidad de la temperatura (desviación estandar x 100)
BIO5	Temperatura máxima del mes más cálido
BIO6	Temperatura mínima del mes más frío
BIO7	Rango anual de temperaturas (BIO5-BIO6)
BIO8	Temperatura media del cuartil más húmedo
BIO9	Temperatura media del cuartil más seco
BIO10	Temperatura media del cuartil más cálido
BIO11	Temperatura media del cuartil más frío
BIO12	Precipitación anual
BIO13	Precipitación del mes más húmedo
BIO14	Precipitación del mes más seco
BIO15	Estacionalidad de la precipitación (como coeficiente de variación)
BIO16	Precipitación del cuartil más húmedo
BIO17	Precipitación del cuartil más seco
BIO18	Precipitación del cuartil más cálido
BIO19	Precipitación del cuartil más frío

Tabla 1.3. Fragmento de un fichero de muestreo: **Pres-Aus** = indica si la planta está presente (1) o no (0) en ese píxel; **X** e **Y**, coordenadas en grados centesimales del píxel; **b01** - **b05**, valor que toma cada una de estas variables bioclimáticas para ese píxel.

Pres-Aus	X	Y	b01	b02	b03	b04	b05
1	-78.55	1.133	242	82	88	275	290
0	-78.75	1.108	259	84	88	305	308
1	-78.66	0.933	244	85	87	314	295
1	-78.75	0.817	233	85	86	339	283
1	-78.93	0.749	259	88	87	365	311
1	-78.78	0.749	236	86	87	338	285
0	-77.73	0.458	138	112	90	180	263

Métodos de modelado ecológico

Antes de generar cualquier modelo se realizó un análisis exploratorio de los datos que incluía estadísticos descriptivos, análisis de correlación, normalidad, valores atípicos univariantes y multivariantes y un análisis de colinealidad. Los valores atípicos fueron revisados cuidadosamente y en casi todos los casos demostraron ser correctos, por lo que se mantuvieron en el juego de datos.

Para la construcción de los modelos de idoneidad se emplearon cinco técnicas, que de acuerdo con los datos que necesitan para generar los modelos hemos agrupado de la siguiente manera:

- Técnicas estadísticas multivariantes que necesitan presencias y ausencias: Regresión logística multivariante (LMR) y MARS (*Multivariate Adaptive Regression Splines*).
- Técnica de distancia que solo necesita presencias: similaridad de Gower o DOMAIN.
- Técnicas que generan internamente las pseudo-ausencias: *Genetic Algorithm for Rule-set Production* (GARP) y Máxima entropía (Maxent).

- La **Regresión logística multivariante (LMR)** ha sido utilizada para generar modelos de probabilidad en una variedad de campos, como epidemiología (Thomson *et al.*, 1999), prospección geológica (Agterberg, 1992), silvicultura (Wilson *et al.*, 1996) o conservación de fauna (Mladenoff *et al.*, 1999). Es particularmente adecuada para el modelado ecológico puesto que la variable dependiente es dicotómica (presencia/ausencia) y admite variables independientes con distribución no gaussiana. El resultado está comprendido entre 0 (incompatible) y 1 (idóneo). El modelo logístico expresa la probabilidad de presencia, $P(i)$, como:

$$P(i) = \frac{1}{1 + e^{-(b_0 + b_1 \cdot x_1 + \dots + b_n \cdot x_n)}}$$

donde $P(i)$ es la probabilidad de presencia de la especie, $x_1 \dots x_n$ los valores de la variables y $b_1 \dots b_n$ los coeficientes correspondientes.

Los modelos se realizaron con SPSS 12.0

- **MARS** es un método estadístico desarrollado por J. Friedman (1991) que se basa en la construcción de modelos flexibles ajustando los datos a regresiones lineales por

segmentos, donde la pendiente de la ecuación cambia de un intervalo a otro. Los valores observados se ajustan mediante un conjunto de regresiones lineales independientes (*splines*), definida cada una por una función básica (*basis functions*) delimitada por dos nodos (*knots*) que indican el comienzo y el final de un segmento de regresión (Fig. 1.1). Los nodos se seleccionan mediante un procedimiento de búsqueda que emplea un algoritmo paso a paso. En principio se crea un modelo sobreajustado del que posteriormente se eliminan los nodos con menor relevancia a través de un criterio estadístico (mediante validación cruzada generalizada) y sólo se mantienen los nodos más significativos.

Las funciones básicas (*basis functions*) representan la información contenida en una o más variables, actúan como las nuevas variables independientes del modelo y explican el efecto de una o varias variables independientes sobre la variable dependiente entre dos nodos. Veamos un ejemplo:

supongamos que se ha generado el siguiente modelo:

$$F(x) = \beta_0 + \beta_1 \times FB_1 + \beta_2 \times FB_2$$

siendo sus funciones básicas las siguientes:

$$FB_1 = \max(0, V_1 - 10)$$

$$FB_2 = \max(0, V_1 - 20)$$

El efecto de la variable independiente V_1 en la variable dependiente es 0 para los valores inferiores a 10; para los valores comprendidos entre 10 y 20 la variable V_1 tiene un valor sobre la variable dependiente de β_1 y para los valores mayores de 20 el efecto de la variable V_1 sobre la variable dependiente se obtiene a partir de la suma de los coeficientes β_1 y β_2 .

Para generar estos modelos empleamos MARS 2.0 (www.salford-systems.com). Mediante rutinas de este software realizamos un total de 30 modelos diferentes para cada una de las especies, variando la complejidad de los modelos generados. Posteriormente seleccionamos el modelo que presentaba mejor bondad de ajuste (mayor valor de AUC). Este modelo se implementó después en un SIG mediante una rutina en AML (Arc Macro Language). Los parámetros que se variaban fueron los siguientes: 1) número máximo de funciones básicas permitidas en el modelo (15, 20, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 45); 2) factor de velocidad (1, 2, 3, 4), que se refiere al esfuerzo en la búsqueda de *knots* óptimos en cada iteración; con valores bajos de este parámetro, el software analiza cada valor de la variable como posible *knot* en cada iteración, independientemente de que en iteraciones anteriores su contribución haya sido baja,

mientras que con valores altos la búsqueda no tiene por qué encontrar los *knots* óptimos; 3) interacciones (se permitían o no interacciones entre las distintas funciones básicas; 4) variables independientes en el modelo (se incluían todas las variables o bien se eliminaron del análisis las variables B1 –temperatura media anual– y B12 – precipitación media anual–, de las que se derivan las demás, con el objeto de reducir la multicolinealidad).

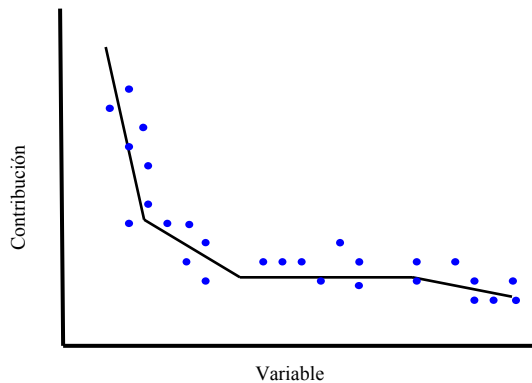


Fig. 1.1. Ejemplo de ajuste de los datos mediante cuatro segmentos en función del rango de valores.

- **DOMAIN** es un método que usa la distancia de Gower como índice de similitud ambiental entre cada píxel problema y el sitio más próximo en el que está presente el taxon de interés (Carpenter *et al.*, 1993). Toma la forma:

$$d_{AB} = \frac{1}{p} \sum_{k=1}^p \frac{|A_k - B_k|}{\text{range}(k)} \quad D = 100 * (1 - d_{AB})$$

Este coeficiente cuantifica la similitud D entre dos puntos A y B calculando la distancia d que los separa en un espacio multidimensional definido por un conjunto de p variables ambientales k .

Para generar estos modelos empleamos el software DOMAIN-GIS 5.2 (<http://www.diva-gis.org>). Además de los modelos con valores continuos 0-100 se derivaron modelos reclasificados a 0 (ausencia) cuando $D < 95$ y 1 (presencia) para $D \geq 95$. A estos modelos se les añadió el sufijo “pa”.

- **GARP** (*Genetic Algorithm for Rule set Production*, Stockwell & Noble 1992; Stockwell & Peters 2002; Peterson, 2001; Stockman *et al.*, 2006) es un método basado en algoritmos genéticos que internamente divide los datos de entrada en un juego de

datos de entrenamiento y otro de validación y produce, mediante un proceso iterativo, un conjunto de reglas de clasificación. Las reglas, que pueden ser “atómicas” (variable = 15), de regresión logística, o de envuelta ambiental, se aplican a los datos de entrenamiento y producen un modelo inicial. Este modelo se valida y, si la nueva regla mejora el modelo previo, se incluye al modelo final; en caso contrario se desecha. Este proceso se repite el número de veces definido por el usuario o hasta que el algoritmo converge a un nivel previamente establecido de mejora con respecto al modelo inmediatamente anterior. En nuestro caso, se hicieron 100 réplicas para cada especie, de las que se seleccionaron 20 con un error de omisión del 0%, ya que estábamos seguros de todas nuestras presencias, y no aceptamos ningún falso negativo. De estos modelos seleccionamos los 10 más próximos a la mediana del error de comisión. Los 10 modelos se sumaron para obtener un modelo con valores comprendidos entre 0-10. Para ello utilizamos el software Desktop GARP 1.1.6 (<http://www.nhm.ku.edu/desktopgarp>)

- **Maxent** es una de las últimas herramientas aparecidas en el campo del modelado ecológico. Su objetivo es encontrar la distribución de probabilidad de máxima entropía o, dicho de otro modo, la que más se aproxima a una distribución uniforme, para una especie en particular, sujeta a un conjunto de restricciones que representan la información incompleta con la que contamos acerca de su distribución (Phillips *et al.*, 2006). En realidad, el valor obtenido para cada píxel no debe tomarse como la probabilidad de encontrar o no la especie en él, sino como un valor de la “idoneidad” relativa de las condiciones ambientales que se dan en este píxel para esa especie en concreto.

En el campo de modelado ecológico la información –incompleta– con la que contamos corresponde a los valores de variables ambientales (p.ej., clima, elevación, tipo de suelo o vegetación) tomados en cada uno de los puntos donde sabemos que se desarrolla la especie con la que trabajamos. En la terminología de Maxent, este conjunto de valores son los “*features*” o “*facts*”: lo que conocemos de la especie y que será lo que el algoritmo utilice como limitaciones a la hora de generar el modelo. En Maxent, los “*features*” pueden ser: **lineares**, **cuadráticos**, **producto**, **umbral**, **discretos** (Phillips *et al.*, 2006), y “*hinge*”. Los **lineares** se aplican a variables continuas, y obligan al modelo a ajustarse a la media de las variables en cada punto de muestreo. Los cuadráticos (usados con los lineares) obligan al modelo a ajustarse a la media y a la varianza de las variables ambientales continuas. Los de tipo **producto** también se aplican a variables

continuas y, cuando se usan con los lineares y cuadráticos, obligan al modelo a ajustarse al valor de la covarianza de las variables que se multiplican. Los “*feature*” de tipo **umbral** se aplican a variables continuas, y establecen que, en los píxeles con un valor de la variable mayor que ese umbral, el valor de probabilidad final para ese píxel sea igual a la proporción de píxeles de la muestra cuyo valor es, para esa variable, mayor que el umbral definido. Los “*feature*” **discretos** se aplican exclusivamente a variables categóricas, y obligan a que la suma de probabilidades de todos los píxeles con ese valor de la variable categórica sea igual a la proporción de píxeles de la muestra con dicho valor.

En Maxent v2.2 se ha incluido un tipo adicional de “*feature*”, el “**hinge**”. Este tipo es similar al lineal excepto en que es constante por debajo de un umbral (*broken stick function* en terminología inglesa), como las funciones básicas generadas con *Multivariate Adaptive Regression Splines* (Fig. 1.3).

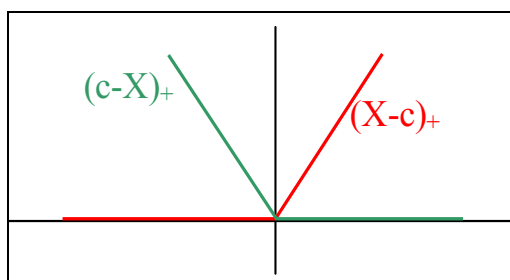


Fig. 1.2. Representación gráfica de dos “*features*” de tipo **hinge**

Todos los modelos de nuestro estudio fueron generados en Maxent 1.8.2 (<http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent>) con los valores por defecto (convergencia = 10^{-5} , número máximo de interacciones = 500, valor de regularización $\beta = 10^{-4}$) utilizando “*features*” lineares, cuadráticos y producto (no utilizamos variables categóricas).

Las ecuaciones de LMR y las funciones básicas de MARS se tradujeron al lenguaje de programación AML propio de ArcInfo para generar los modelos de idoneidad de cada especie. DOMAIN, GARP y Maxent generan automáticamente dichos modelos.

Punto de corte en LMR y MARS

Una vez obtenidos los modelos de idoneidad éstos fueron reclasificados para obtener mapas de presencia/ausencia similares a los obtenidos en GARP y los ya reclasificados de DOMAIN. De acuerdo con Liu *et al.* (2005), el punto de corte óptimo para LMR y MARS fue el que presentó en la curva ROC la distancia de Manhattan más corta a la esquina superior izquierda (0,1). El valor de corte para MARS se incluye en el Anexo, Tablas A1.1-A1.7. Los modelos reclasificados (presencia/ausencia) de MARS se denotan con el sufijo “pa”

Evaluación de los modelos

Para comparar la capacidad predictiva de los modelos y de cada uno de los métodos empleados, independiente del punto de corte, usamos el estadístico AUC (*Area Under the Curve*) estimado a partir de la curva ROC (*Receiver Operating Characteristics*) (Hanley & McNeil, 1982). Este estadístico nos permite evaluar los casos correctamente clasificados para todos los puntos de corte posibles. Para cada punto de corte se elabora una tabla umbral o matriz de confusión con todos los valores de sensibilidad (casos positivos) y especificidad (casos negativos).

		OBSERVADO	
		PRESENCIA	AUSENCIA
S I M U L A D O	PRESENCIA	Verdadero positivo (a)	Falso positivo (error de comisión) (c)
	AUSENCIA	Falso negativo (error de omisión) (b)	Verdadero negativo (d)

La sensibilidad y especificidad se calculan con las siguientes expresiones:

$$Sensibilidad = \frac{\text{número de presencias correctamente clasificadas}}{\text{número total de presencias predichas}} = \frac{a}{a + c}$$

$$Especificidad = \frac{\text{número de ausencias correctamente clasificadas}}{\text{número total de ausencias predichas}} = \frac{b}{b + d}$$

La *sensibilidad* es la capacidad para poder detectar correctamente los casos positivos y la *especificidad* la capacidad de detectar los casos negativos correctamente.

El valor de AUC está entre 0,5 y 1 (Fielding & Bell, 1997). Un valor de 0,5 equivale a una clasificación al azar, mientras que un valor de 1 indica un ajuste perfecto, es decir, que todos los casos han sido correctamente clasificados. En un proceso de clasificación se producen dos tipos de errores: de **Tipo I** (falsos positivos o error de comisión), en nuestro caso cuando se predice un espacio que en realidad la especie no ocupa; y de **Tipo II** (falsos negativos o error de omisión), que es el que cometemos cuando se predice como ausencia un lugar que la especie sí ocupa. Estos errores están relacionados y la disminución de uno de ellos incrementa al otro y viceversa. La adopción de un umbral depende de los objetivos que se persigan; se podrían tolerar más falsos positivos para una especie en peligro de extinción, por ejemplo, ya que en este caso lo que no podemos aceptar es fallar en ninguna de las presencias conocidas.

La mayor ventaja de la curva ROC y de su estadístico asociado AUC es la posibilidad de comparar cualquier clasificador, ya que no depende de presupuestos paramétricos, es independiente del punto de corte y de la proporción de clases (prevalencia). Además el AUC tiene la propiedad de que es equivalente a la probabilidad de que el clasificador otorgue un mayor valor a una presencia que a una ausencias, ambas elegidas al azar, lo que le convierte en equivalente al estadístico de Mann-Whitney (Hanley & McNeil, 1982).

En la curva ROC el eje de abscisas representa la tasa de presencias incorrectamente clasificadas (1-especificidad), y el de ordenadas la tasa de presencias correctamente clasificadas, o sensibilidad (Fig. 1.3). El AUC es la integral definida de esta curva, aunque normalmente se calcula mediante la regla de los trapecios (Felicísimo *et al.*, 2004).

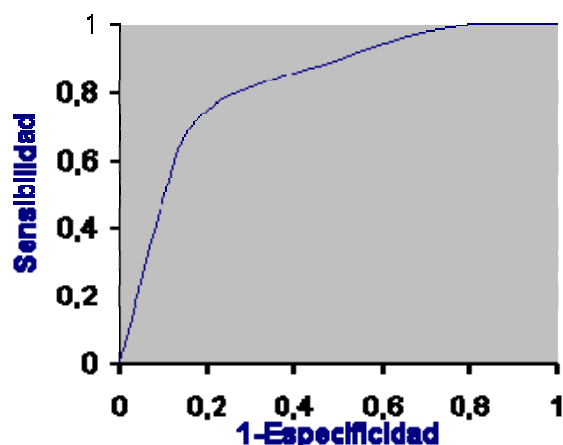


Fig. 1.3. Curva ROC (Receiver Operating Characteristic).

Los modelos generados con los cinco métodos se muestrearon en ArcInfo y se calcularon la curva ROC y el AUC con SPSS 12.0; para cada especie se seleccionó el modelo con mayor valor de AUC.

Modelos de riqueza e idoneidad acumuladas

En este estudio se denominan modelos de riqueza de biodiversidad o de idoneidad acumulada a la suma de los modelos individuales de todas las especies, ya sea de presencia/ausencia (binaria) o de idoneidad (continua). Los resultados se analizaron utilizando la propuesta de Sierra (1999) y el Mapa de Vegetación de Ecuador Continental (Sierra *et al.*, 1999a), que identifican 46 formaciones vegetales para el Ecuador continental. Esta clasificación está basada en la fisonomía vegetal, el desarrollo biótico ambiental y la elevación. Reconoce las diferencias en la composición florística regional dentro de los tipos de vegetación con estructura y fisonomía similares (Neill, 1999b). La idoneidad del hábitat fue definida según los valores particulares obtenidos en cada celda analizada y agrupada en cuatro categorías o niveles:

- *Alta*, donde las características del hábitat son óptimas para la presencia de la especie;
- *Media*, donde las características del hábitat son buenas para la presencia de la especie;
- *Baja*, donde las características del hábitat no permiten la presencia continua de la especie; y
- *Muy Baja*, donde las características del hábitat son totalmente inapropiadas para la presencia de la especie.

RESULTADOS

Un ejemplo: distribución potencial de Anthurium Schott

La familia Araceae, en la que se incluye el género *Anthurium*, está distribuida en Ecuador a altitudes comprendidas entre 0 y 3500 m s.n.m. (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). La diversidad específica es muy grande en elevaciones medias y bajas en el norte de Sudamérica (Croat, 1983) y, en esta zona, la riqueza es muy alta entre el nivel del mar y los 1500 m (Croat, 1999a). La mayor riqueza de esta familia se encuentra en los bosques lluviosos de tierras bajas de la amazonía, seguida por las estribaciones noroccidentales de los Andes ecuatorianos (Leimbeck *et al.*, 2004). El endemismo es muy alto en las zonas bajas de la vertiente occidental de los Andes, mientras que en las tierras bajas de la Amazonía es bajo (Leimbeck *et al.*, 2004). El número de individuos y de especies disminuye cuando se incrementa la altitud, y llega a ser muy bajo por encima de los 2000 m (Croat, 1999a; Leimbeck & Balslev, 2001). Las Aráceas crecen en una gran variedad de ambientes, desde pastizales templados hasta bosques tropicales y pantanos. La mayoría de los hábitat tienen en común una abundancia de agua o una elevada humedad atmosférica, pues las especies de esta familia no están adaptadas a condiciones de sequedad ambiental (Leimbeck, 2002). La riqueza es extrema en zonas de baja altitud con humedad alta (Leimbeck *et al.*, 2004). La familia Araceae tiene gran importancia ecológica por su diversidad de especies y formas de vida, lo que hacen de ella un elemento imprescindible en los bosques tropicales, ya que proporcionan alimento y refugio a una gran variedad de organismos (Leimbeck, 2002). Aunque las epífitas vasculares son componentes importantes de la riqueza y complejidad de los bosques neotropicales, están poco representadas en análisis biogeográficos a gran escala (Kreft *et al.*, 2004). Actualmente las epífitas se utilizan como indicadores para obtener información higrotérmica (Richter, 2003; Richter & Moreira-Muñoz, 2005), y es previsible que en los bosques tropicales las epífitas puedan detectar problemas biológicos relacionados con el cambio de clima por su alta sensibilidad a las condiciones climáticas (Noss, 2001).

Anthurium es el género más diverso de la familia Araceae, con 227 especies (Croat, 1999b), de las que 130 son endémicas (Benavides & Croat, 2000), debiéndose mencionar que estos números representan solo las especies descritas. El género *Anthurium* constituye un elemento ecológicamente muy importante de la flora de los bosques húmedos tropicales. Es uno de los géneros taxonómicamente más complejos en

el Neotrópico (Croat, 1980), lo que tiene como consecuencia que muchas especies aún no han sido descritas (Croat, 1999a). Aparte de su interés taxonómico, últimamente se están cultivando varias especies por su belleza ornamental o por las fibras vegetales que se emplean para elaborar artesanías, lo que constituye una fuente importante de ingresos económicos y, finalmente, a muchas especies se les atribuyen propiedades medicinales y alimenticias (Cerón & Montalvo, 1998; Van den Eyden *et al.*, 1999). *Anthurium* es especialmente interesante en el marco de este trabajo porque hay pruebas de especiación asociada a un cambio genético rápido en géneros evolutivamente plásticos como *Anthurium*, en los que la extrema diferenciación de microhábitat, como ocurre en los Andes neotropicales, puede actuar como impulsor de diversificación genética (Gentry, 1982; Gentry & Dodson, 1987; Richter & Moreira-Muñoz, 2005).

Los modelos de distribución de especies del género *Anthurium* se hicieron utilizando 2513 ejemplares de herbario correspondientes a 1763 presencias únicas (Fig. 1.4) de 53 especies, con una media de 33,26 presencias por especie (desv. típ. 19,73). La especie más abundante fue *A. breviscapum* (180 especímenes, 90 presencias únicas), seguido de *A. versicolor* (126 especímenes, 97 presencias únicas) y *A. obtusum* (118 especímenes, 83 presencias únicas) (Tabla 1.4). En la Fig. 1.4 podemos ver que *Anthurium* está relativamente bien muestreado en todo el Ecuador. En general, falta o es muy escaso en zonas áridas (bosques secos) y páramos a más de 4000 m.

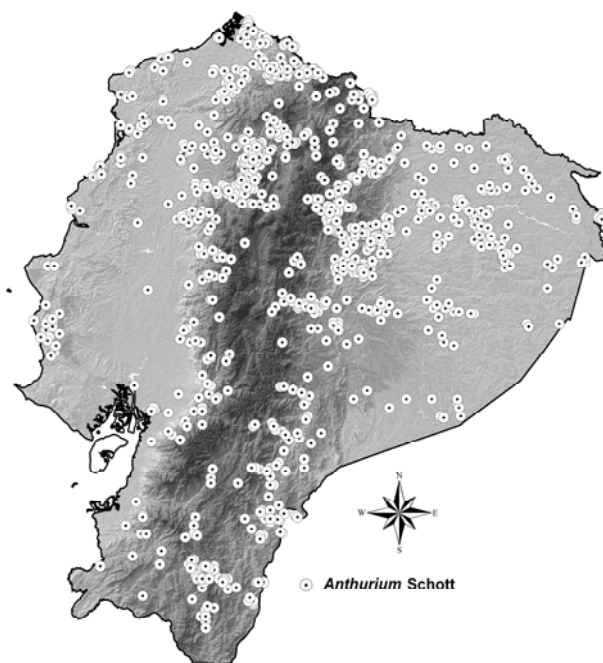


Fig. 1.4. Mapa del Ecuador con localidades de colección de especies del género *Anthurium* Schott

Tabla 1.4. Especies del género *Anthurium* con el número de especímenes de herbario y de presencias únicas utilizadas para generar el modelo.

ESPECIES	presencias de herbario	presencias únicas
<i>A. acrobates</i> Sodiro	39	28
<i>A. apaporanum</i> R. Schultes	56	30
<i>A. argyrostachyum</i> Sodiro	21	16
<i>A. asplundii</i> Croat	25	20
<i>A. atropurpureum</i> var. <i>arenicola</i> Croat	25	20
<i>A. breviscapum</i> Kunth	180	90
<i>A. caulorrhizum</i> Sodiro	21	16
<i>A. ceronii</i> Croat	35	26
<i>A. clavigerum</i> Poeppig	22	19
<i>A. coripatense</i> N. E. Br.	22	18
<i>A. corrugatum</i> Sodiro	19	18
<i>A. decurrens</i> Poeppig	37	22
<i>A. dolichostachyum</i> Sodiro	106	72
<i>A. effusilobum</i> Croat	28	16
<i>A. eminens</i> Schott	65	47
<i>A. ernestii</i> Engl.	95	56
<i>A. gracile</i> (Rudge) Schott	65	43
<i>A. harlingianum</i> Croat	39	32
<i>A. incomptum</i> Madison	33	20
<i>A. interruptum</i> Sodiro	23	16
<i>A. lancea</i> Sodiro	37	23
<i>A. longicaudatum</i> Engl.	25	19
<i>A. longispadiceum</i> K. Krause	33	23
<i>A. macdanielii</i> Croat	32	24
<i>A. michelii</i> Guillaumin	56	45
<i>A. microspadix</i> Schott	62	45
<i>A. mindense</i> Sodiro	104	72
<i>A. nigropunctatum</i> Croat & J. Rodr.	44	26
<i>A. obtusum</i> (Engl.) Grayum	118	83
<i>A. ochreatum</i> Sodiro	41	29
<i>A. ovatifolium</i> Engl.	58	47
<i>A. pallidiflorum</i> Engl.	21	18
<i>A. pendulifolium</i> N. E. Br.	21	19
<i>A. penningtonii</i> Croat	25	24
<i>A. propinquum</i> Sodiro	39	34
<i>A. propinquum</i> var. <i>albispadix</i> Croat & J. Rodr.	22	20
<i>A. pseudoclavigerum</i> Croat	68	48
<i>A. pulchrum</i> Engl.	60	44
<i>A. pulverulentum</i> Sodiro	78	44
<i>A. rimbachii</i> Sodiro	30	20
<i>A. rodrigueziae</i> Croat	24	16
<i>A. rubrinervium</i> (Link) G. Don	38	27
<i>A. scandens</i> (Aublet) Engl.	37	32
<i>A. subtrigonum</i> Sodiro	29	17

<i>A. tremulum</i> Sodiro	26	18
<i>A. trilobum</i> hort. ex Lindley	43	32
<i>A. triphyllum</i> Brongn.	54	31
<i>A. trisectum</i> Sodiro	24	19
<i>A. truncicolum</i> Engl.	66	52
<i>A. uleanum</i> Engl.	56	41
<i>A. umbraculum</i> Sodiro	40	32
<i>A. variegatum</i> Sodiro	20	17
<i>A. versicolor</i> Sodiro	126	97
Total	2513	1763
Media	47,42	33,26
Desv. típ.	32,15	19,73

Capacidad predictiva del modelo

Para demostrar la eficacia de estas cinco técnicas de modelado lo ideal sería disponer de un juego de datos independientes para calcular el AUC, pero al no disponer de datos suficientes la validación de los modelos se realizó con los mismos datos de generación. Los resultados de los 371 modelos generados para este género demuestran claramente que los cinco métodos son capaces de proporcionar buenas predicciones, de acuerdo con los valores de AUC obtenidos. Los valores medios de AUC obtenidos por los diferentes algoritmos son elevados ($> 0,9$), con DOMAIN y MARS alcanzando los más altos (Tabla 1.5; Anexo, Tablas A1.1-A1.8). En el primer método los 53 modelos obtienen valores de AUC $> 0,9$ (excelente), mientras que con MARS una especie obtuvo un AUC menor (0,805) (Tabla 1.6, Fig. 1.5).

Tabla 1.5. Resumen de los valores de AUC obtenidos para los modelos de las 53 especies de *Anthurium*.

Método	Nº especies	Range	Minimum	Maximum	Sum	Mean	Std. Deviation	Variance
LMR	53	0,500	0,500	1	47,771	0,901	0,084	0,007
MARS	53	0,195	0,805	1	51,862	0,979	0,041	0,002
DOMAIN	53	0,038	0,962	1	52,812	0,996	0,010	0,000
GARP	53	0,421	0,579	1	48,500	0,915	0,076	0,006
MAXENT	53	0,425	0,567	0,992	47,747	0,901	0,081	0,007

Tabla 1.6. Exactitud del modelo, por especie y por método.

AUC	LMR (N° sp.)	MARS (N° sp.)	DOMAIN (N° sp.)	GARP (N° sp.)	MAXENT (N° sp.)
0.9-1.0	29	51	53	39	33
0.8-0.9	22	2	-	11	15
0.7-0.8	1	-	-	2	3
0.6-0.7	-	-	-	-	1
0.5-0.6	-	-	-	1	1

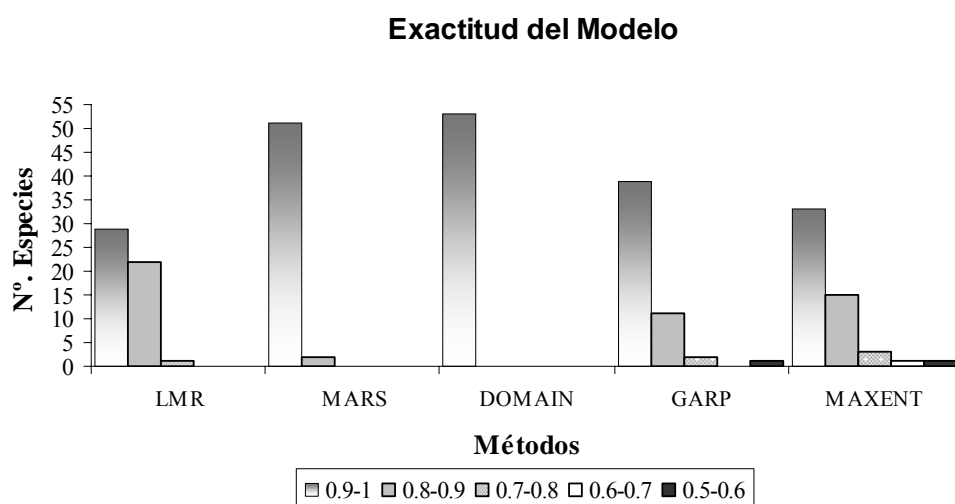


Fig. 1.5. Exactitud del modelo, con los cinco métodos utilizados. AUC 0,9-1, excelente; 0,8-0,90, bueno; 0,7-0,8, razonable; 0,6-0,7, pobre; 0,5-0,6, falla.

Para mostrar de una forma más detallada la eficacia y precisión de estos métodos utilizaremos *Anthurium propinquum*, una especie con características ecológicas y áreas de distribución bien definidas. Los puntos de presencia de que disponemos para modelar esta especie no cubre todas las zonas de donde ha sido reportada (Croat, 1999b), por lo que además del valor de AUC se tomará en cuenta cual de estos métodos predice mejor los hábitat en donde ha sido reportada.

En la Tabla 1.7 se presentan los resultados de AUC de los diferentes modelos generados para *Anthurium propinquum*. Todos excepto GARP y Maxent reflejan una excelente consistencia, mientras que estos dos métodos obtienen valores muy bajos de AUC. En la Fig. 1.6 se muestra la curva ROC para todos los métodos.

Tabla 1.7. Valores de AUC de todos los modelos de *Anthurium propinquum*. MARS_pa y DOMAIN_pa indican los modelos binarios (presencia/ausencia) obtenidos tras reclasificar los modelos continuos MARS y DOMAIN, respectivamente.

Método	Área	Error típ.(a)	Sig. asintótica(b)	Intervalo de confianza asintótico al 95%	
				Límite inferior	Límite superior
LMR	.943	.029	.000	.886	1
MARS	.995	.005	.000	.984	1
MARS_pa	.947	.030	.000	.888	1
DOMAIN	1.000	.000	.000	1	1
DOMAIN_pa	.949	.029	.000	.892	1
GARP	.579	.068	.246	.446	.712
MAXENT	.567	.068	.322	.434	.701

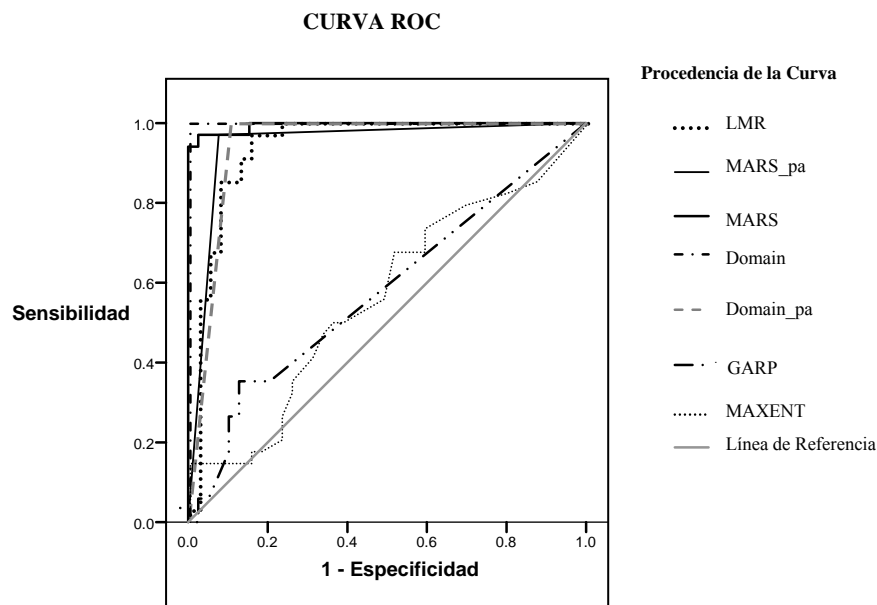


Fig. 1.6. Representación gráfica del área bajo la curva ROC de *Anthurium propinquum*.

Modelos de idoneidad

Anthurium propinquum es una herbácea nativa que ha sido reportada de la Costa, Andes y Amazonía en el rango altitudinal 0-2000 m s.n.m., en las provincias de Azuay, Bolívar, Cañar, Carchi, Cotopaxi, El Oro, Esmeraldas, Guayas, Imbabura, Loja, Manabí, Los Ríos y Pichincha (Croat, 1999b). Los modelos de *A. propinquum* se generaron a partir de 39 ejemplares de herbario correspondientes a 34 presencias únicas (Fig. 1.7A).

La Fig. 1.7 muestra los modelos de idoneidad generados por los diferentes métodos. En la Fig. 1.7A podemos observar que no contamos con presencias (ejemplares de herbario) en todos los lugares de donde ha sido reportada (las provincias de las que no tenemos registros son Azuay, Bolívar, Guayas, Imbabura, Loja, Los Ríos y áreas de la Amazonía). Esta ausencia de registros de herbario nos ayudará a comprobar cual de estas técnicas predice mejor las zonas en donde ha sido reportada. Hay que tener en cuenta que todos los algoritmos utilizados tienen como objetivo encontrar áreas adecuadas para las especies, expresada ya sea por idoneidades, similaridades o probabilidades de ocurrencia.

Según nuestros resultados (Tabla 1.7), la mejor capacidad predictiva fue conseguida con MARS (Fig. 1.7C) y DOMAIN (Fig. 1.7D). Para comprobar cual de estos dos métodos predice mejor el hábitat de *A. propinquum*, los modelos de idoneidad se reclasificaron a mapas de presencia y ausencia (Fig. 1.8). Los modelos reclasificados de DOMAIN_pa (AUC = 0.949, Fig. 1.8B, Tabla 1.7) y MARS_pa (AUC = 0.947, Fig. 1.8A, Tabla 1.7) estadísticamente indistinguibles, y ambos ofrecen una excelente discriminación (Swets, 1988). Sin embargo, cuando comparamos los dos modelos binarios (Fig. 1.8A y 1.8B), vemos que MARS predice correctamente las áreas de la Costa, Andes y Amazonía de donde ha sido reportada la especie (Croat, 1999b) pero no contamos con registros de herbario, mientras que DOMAIN se limita solo a predecir un espacio ambiental sobreajustado a los datos de generación del modelo, por lo que este modelo no aporta mayor información que la ya conocida por los registros de herbario. De acuerdo a estos resultados, que coinciden con todas las especies modelizadas para esta tesis, MARS es el método que se ha utilizado para generar el modelo de riqueza potencial del género *Anthurium* (Fig. 1.9).

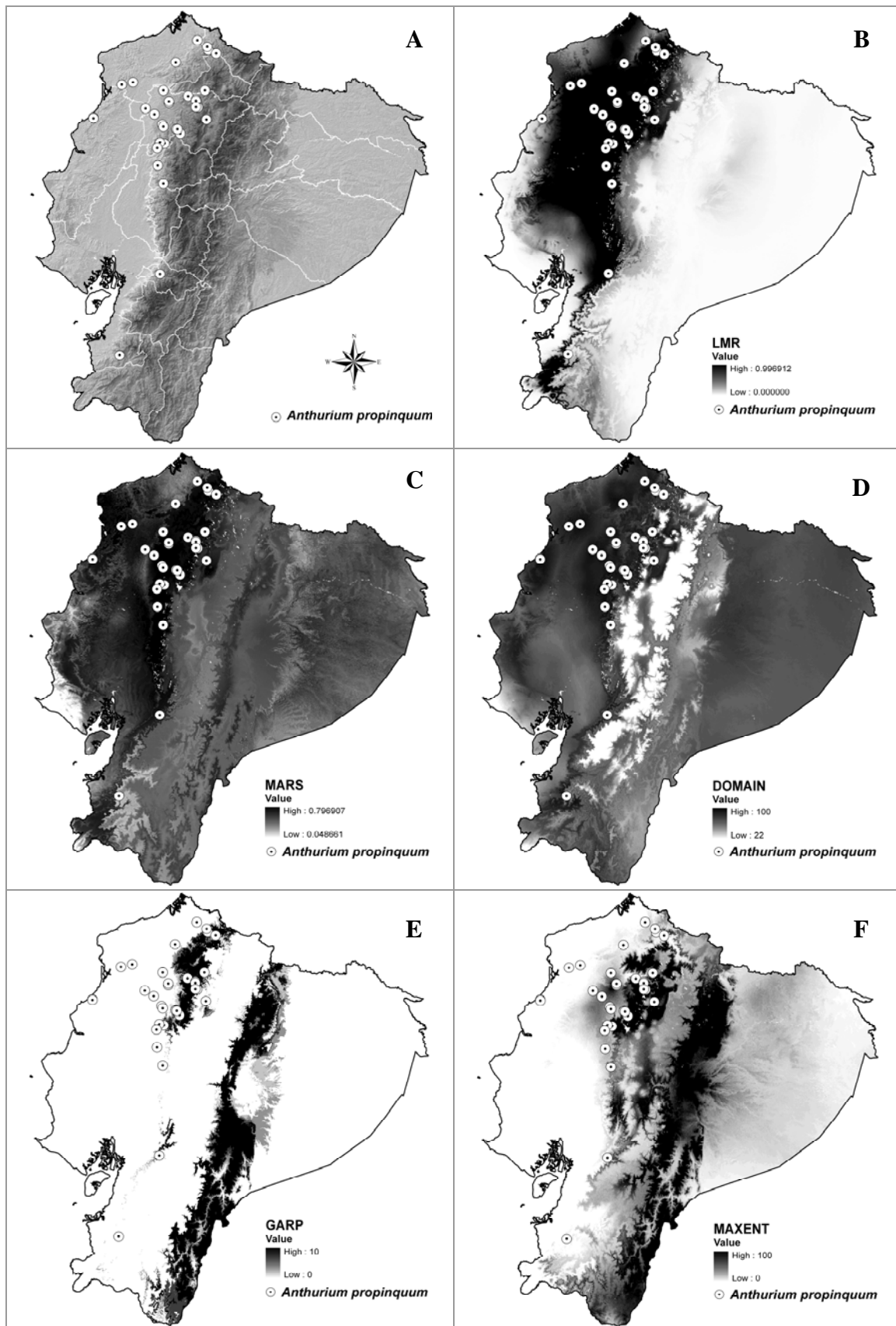


Fig. 1.7. Diferentes modelos de idoneidad de hábitat para *Anthurium propinquum*. **A** - presencias en Ecuador; **B** – LMR; **C** - MARS; **D** – DOMAIN; **E** – GARP; **F** – Maxent.

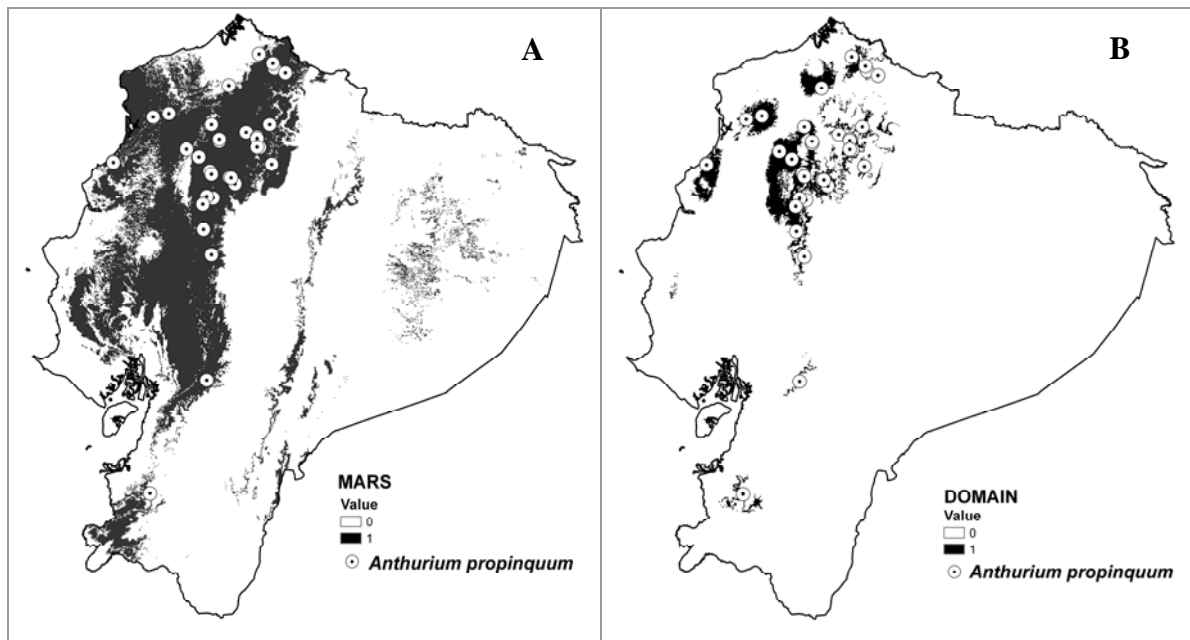


Fig. 1.8. Modelos de presencia/ausencia de *Anthurium propinquum*. **A** – MARS. **B** – DOMAIN. 0 = ausencia, 1 = presencia

Modelo de riqueza del género Anthurium Schott

El modelo de riqueza potencial del género *Anthurium* que presentamos en la Fig. 1.9 se obtuvo sumando los modelos generados con MARS para cada una de las 53 especies del género empleadas en este estudio. En esta figura observamos que las zonas con mayor riqueza potencial están en su mayoría en la vertiente occidental de la Cordillera de los Andes, especialmente todo el norte de la provincia de Esmeraldas y las zonas adyacentes de Carchi e Imbabura, en formaciones de Bosque siempreverde de tierras bajas de la Costa y Bosque siempreverde piemontano de la Costa, y en las provincias de Pichincha, Cotopaxi y el norte de Bolívar, en zonas de Bosque siempreverde montano bajo de los Andes occidentales y Bosque siempreverde piemontano de la Costa. En la vertiente oriental de los Andes las áreas de alta idoneidad ocupan un área mucho menor localizado en la provincia de Napo, en formaciones de Bosque siempreverde montano bajo de las cordilleras amazónicas, y en la provincia de Pastaza, en Bosque siempreverde de tierras bajas de la Amazonía.

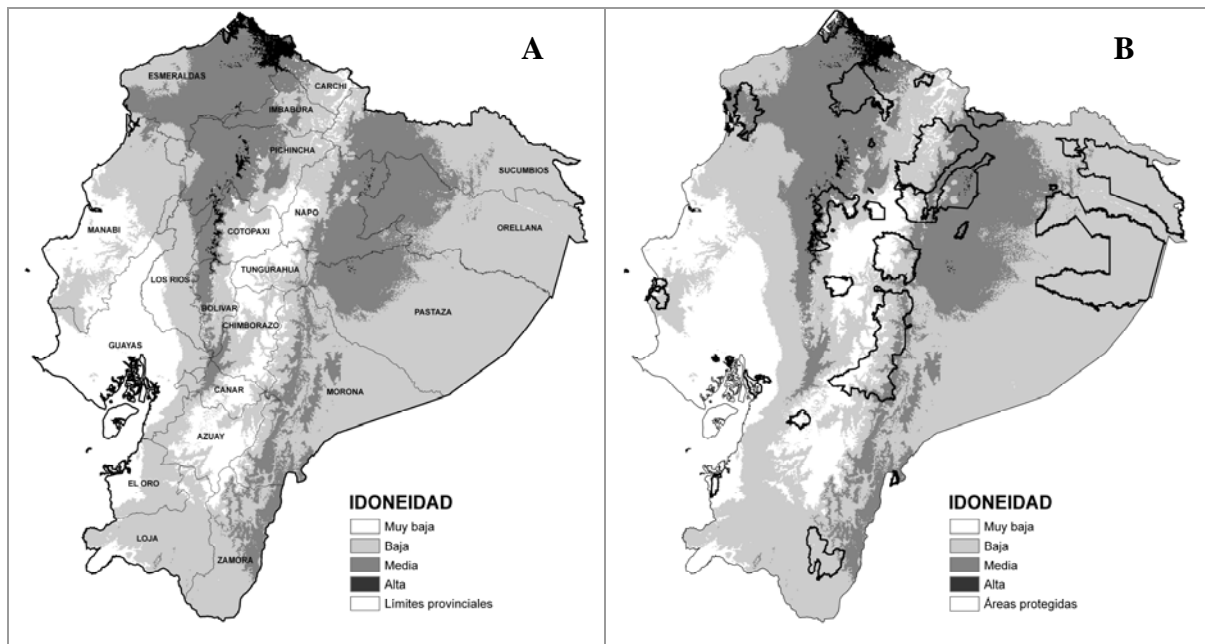


Fig. 1.9. Riqueza de diversidad del género *Anthurium* Schott. **A** - Riqueza potencial en provincias; **B** - Riqueza potencial en Áreas Protegidas.

Las áreas de idoneidad alta y media mostradas en la Fig. 1.9 delimitan zonas que pueden considerarse como puntos calientes de diversidad para el género *Anthurium*. Para una mejor explicación se han dividido en cuatro zonas tomando en cuenta únicamente los niveles de idoneidad alta y media.

La *primera zona* se sitúa en el sector noroccidental del Ecuador, entre las provincias de Esmeraldas y los flancos occidentales de Carchi e Imbabura y el norte de Manabí por las montañas de Chindul hasta Mache en Esmeraldas (Fig. 1.9A). Los hábitat más idóneos en estas provincias son Bosque siempreverde de tierras bajas de la Costa, Bosque siempreverde piemontano de la Costa, Bosque siempreverde montano bajo de los Andes occidentales y Bosque de neblina montano de los Andes occidentales (Cerón *et al.*, 1999; Sierra *et al.*, 1999a).

Una *segunda zona* se localiza en las estribaciones occidentales de la Cordillera de los Andes (Fig. 1.9A) en la provincia de Pichincha, y en las zonas adyacentes de Los Ríos y Cotopaxi extendiéndose hasta Bolívar, con las áreas de idoneidad alta a media más extensas en Pichincha. Las formaciones más idóneas corresponden a Bosque siempreverde piemontano de la Costa, Bosque de neblina montano de los Andes occidentales, Bosque siempreverde de tierras bajas de la Costa y Bosque siempreverde montano bajo de los Andes occidentales (Cerón *et al.*, 1999; Sierra *et al.*, 1999a);

Valencia *et al.*, 1999b). Dentro de esta segunda zona se podría incluir un área más pequeña, pero con el mismo nivel de idoneidad, en la unión de Guayas, Bolívar y Chimborazo, extendiéndose a lo largo de Cañar, así como una pequeña área que se prolonga hasta Azuay en formaciones vegetales de Bosque siempreverde piemontano de la Costa, Bosque siempreverde montano bajo de los Andes occidentales y Bosque de neblina de los Andes occidentales (Cerón *et al.*, 1999; Sierra *et al.*, 1999a; Valencia *et al.*, 1999b).

La *tercera zona* se localiza en las estribaciones nor- y centro-oriental de la Cordillera de los Andes, extendiéndose especialmente hacia la Amazonía en Sucumbíos, Napo, Orellana y Pastaza, y con áreas de alta idoneidad en las partes altas de la Amazonía occidental de Napo y Pastaza (Fig. 1.9A). En esta zona aparece en gran variedad de bosques: Bosque siempreverde piemontano de la Amazonía, Bosque siempreverde montano bajo de los Andes orientales del norte y centro, Bosque siempreverde montano de las cordilleras amazónicas, Bosque siempreverde montano bajo de las Cordilleras Amazónicas, Bosque siempreverde de tierras bajas de la Amazonía, Bosque inundable de tierras bajas por aguas blancas o Bosque de tierras bajas de palmas y aguas negras (Palacios *et al.*, 1999; Sierra *et al.*, 1999a).

En la parte suroriental aparece la *cuarta zona* (Fig. 1.9A), que incluye áreas de las provincias de Morona Santiago y Zamora Chinchipe. En Morona Santiago las formaciones con mayor idoneidad están en Bosque siempreverde piemontano de la Amazonía, Bosque siempreverde montano bajo de los Andes orientales del norte y centro, Bosque de neblina montano de los Andes orientales y Bosque siempreverde montano, en áreas bajas de las cordilleras amazónicas, especialmente en las cordilleras de Cutucú y del Cóndor. En la parte suroriental de Zamora Chinchipe existen zonas con hábitat idóneos principalmente en Bosque siempreverde montano bajo de los Andes orientales del Sur y Bosque siempreverde piemontano de la Amazonía y Bosque siempreverde montano bajo de las cordilleras amazónicas (Palacios *et al.*, 1999; Sierra *et al.*, 1999a), también en la cordillera del Cóndor. Finalmente, en la provincia de Loja hay pequeñas áreas discontinuas aisladas en formaciones vegetales de Bosque semideciduo piemontano de la Costa, Bosque siempreverde montano bajo de los Andes orientales del Sur y Matorral seco montano de los Andes del Sur (Cerón *et al.*, 1999; Valencia *et al.*, 1999b; Sierra *et al.*, 1999a).

Si consideramos el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (Fig. 1.9B), podemos observar que las zonas que tienen hábitat con niveles de idoneidad alta y media estarían

escasamente protegidos. En las provincias de Carchi y Esmeraldas se encuentran las zonas de alta idoneidad más extensas, en su gran mayoría fuera del SNAP. Sólo unas pequeñas áreas de Esmeraldas están protegidas dentro de la Reserva Ecológica Manglares Cayapas-Mataje, del Refugio de Vida Silvestre La Chiquita y de la Reserva Ecológica Cotacachi-Cayapas. En la provincia de Cotopaxi (y una pequeña área correspondiente a la de Pichincha) hay zonas de alta idoneidad dentro de la Reserva Ecológica Los Illinizas.

En la vertiente oriental de los Andes los hábitat de alta idoneidad están protegidos solo en el Parque Nacional Sumaco (Napo), en formaciones de Bosque siempreverde montano bajo de las cordilleras amazónicas (Fig. 1.9B). Las zonas de idoneidad media están protegidas en la provincia de Sucumbíos en bosques siempreverdes de la Reserva Ecológica Cofán Bermejo, la Reserva Ecológica Cayambe Coca y una pequeña porción en la Reserva de Producción Faunística Cuyabeno, y otra porción dentro de la Reserva Biológica Limoncocha en Bosque inundable de tierras bajas por aguas blancas. En la provincia de Napo en el Parque Nacional Sumaco, la Reserva Ecológica Cayambe Coca, la Reserva Ecológica Antisana y el Parque Nacional Llanganates. La protección es menor, ya que cubre áreas muy escasas, en el Parque Nacional Yasuní y el Parque Nacional Sumaco en Orellana, una pequeña área dentro del Parque Nacional Llanganates en Pastaza, y ya hacia el sur en el Parque Nacional Sangay, en el Parque Binacional El Cóndor y en áreas muy escasas dentro del Parque Nacional Podocarpus. De esta última zona, aunque muy pequeña, se siguen describiendo nuevas especies de *Anthurium*, fundamentalmente de formaciones de Bosque siempreverde montano bajo de los Andes orientales del sur y en Bosque de neblina montano de los Andes orientales (Leimbeck, 2002).

DISCUSIÓN

El modelado ecológico está siendo utilizado cada vez con mayor frecuencia porque optimiza los resultados en relación al tiempo y los recursos empleados. En este estudio hemos seguido la estrategia de modelizar la distribución de cada especie individualmente, que se considera más realista que generar modelos a nivel de comunidad (Guisan & Zimmermann, 2000), y luego se ha generado un modelo de conjunto, que facilita la interpretación (McCarty, 2001). Con esta estrategia híbrida obtenemos modelos de alta calidad de especies, comunidades y ecosistemas, pero

también propiedades colectivas de la biodiversidad, como riqueza de especies y beta diversidad (Ferrier & Guisan, 2006, Guisan *et al.*, 2006b).

Los modelos de idoneidad deben generarse a partir de las variables ambientales apropiadas (Ottaviani *et al.*, 2004). Aunque pueda sonar obvio, muchos modelos de distribución fallan por no elegir las variables biológicamente significativas para el tema de estudio (Parra *et al.*, 2004). Nosotros hemos utilizado las 19 variables bioclimáticas de Worldclim, derivadas a partir de la temperatura y precipitación acopladas con un modelo digital del terreno de 90 m de resolución. Estas variables representan las tendencias anuales (temperatura media anual, precipitación anual), estacionalidad (rango anual de temperatura y precipitación) y factores ambientales limitantes o extremos (p.ej., temperaturas del mes más frío y más caliente, precipitación del cuatrimestre más seco). La compleja topografía de los Andes juega un papel crucial en la distribución de las diferentes formaciones vegetales del Ecuador, lo que sumado a la gran variedad de regímenes climáticos deriva en la impresionante diversidad de la flora del país. En este contexto parece que el juego de variables independientes seleccionadas está sólidamente justificado. Tanto los modelos individuales como el mapa de riqueza resultante, suma de todos los modelos de idoneidad individuales, se contrastaron con el mapa de vegetación de Sierra *et al.* (1999a), que resultó ser una herramienta de validación independiente de nuestros resultados al estar basado en sistemas ecofisiológicos y fisonómicos diferentes a los que aquí hemos usado para generar nuestros modelos. Otro aspecto de importancia es que presenta la información a varios niveles de detalle desde el punto de vista biológico, lo que permite la diferenciación de formaciones progresivamente más especializadas con variaciones más sutiles que las separen de otras formaciones similares a menor nivel de detalle (Sierra *et al.*, 1999b). El mapa de vegetación ha permitido una mejor descripción de los hábitat potencialmente idóneos para la ocurrencia de las especies modelizadas. En el caso concreto de las Aráceas, los patrones de riqueza en Ecuador puede ser explicados por variables climáticas y topográficas, con centros de riqueza en áreas con alta humedad comprendidas entre los 200 y 800 m (Leimbeck *et al.*, 2004).

En el caso concreto que hemos analizado en este capítulo, la mayor riqueza potencial de especies del género *Anthurium* están ubicadas en las estribaciones oriental y occidental de los Andes, en áreas bajas con alta humedad ambiental (Gentry, 1982; Kreft *et al.*, 2004; Leimbeck *et al.*, 2004). Los hábitat potencialmente más ricos en la Costa están en el noroccidente, en el Corredor Chocó-Manabí (CEPF, 2005). Este

corredor forma parte del “*hotspot*” Chocó-Darién – Ecuador Occidental que a pesar de su pequeño tamaño incluye un gran número de ecosistemas (CI, 2007). Alberga gran cantidad de especies de flora y fauna con rangos restringidos, y de ahí la estrategia de crear corredores biológicos para proteger la biodiversidad al tiempo que se mejora la calidad de vida de las comunidades que los habitan. Esta zona coincide además con los últimos fragmentos bien conservados de bosques costeros, en la zona de amortiguamiento al noroccidente de la Reserva Awá y en la cuenca alta de los ríos Onzole y Cayapas en Esmeraldas; los bosques de Mache Chindul son los últimos fragmentos razonablemente extensos de Bosque siempreverde piemontanos de la cordillera de la Costa. Los bosques de la costa ecuatoriana tiene gran riqueza biológica, pero lamentablemente están sometidos a una fuerte deforestación, y ya solo queda el 2% de la cubierta forestal original (CEPF, 2005). En la región oriental la mayor riqueza potencial también se localiza en bosques húmedos, estos pertenecientes al “*hotspot*” de los Andes Tropicales, considerada la región más diversa de la Tierra (CI, 2007). Dichos bosques se alinean a lo largo de toda la cordillera de los Andes, principalmente en áreas de Bosque siempreverde montano de las cordilleras amazónicas, Bosque siempreverde piemontano de la Amazonía y Bosque siempreverde montano bajo de los Andes orientales. Todas estas formaciones están sujetas a grandes impactos naturales o antrópicos, pero sin lugar a dudas el principal problema es la deforestación asociada al crecimiento poblacional y actividades extractivas no sostenibles.

La flora de Araceae en el sur de Ecuador es potencialmente menos diversa que en el norte (Leimbeck, 2002), ya que las condiciones climáticas son menos favorables para esta familia, pero también podría deberse a la falta de datos. De acuerdo con nuestros resultados, la mayor parte del sur de Ecuador muestra una baja idoneidad para *Anthurium*, aunque hacia la parte suroriental sí que hay zonas propicias. En esta región las Aráceas son principalmente de distribución oriental (Leimbeck, 2002), lo que se confirma en este trabajo ya que en Loja y, en especial, Zamora Chinchipe, las zonas de elevada idoneidad se concentran hacia el este. En la parte suroccidental del Ecuador las zonas potencialmente aptas disminuyen por la falta de hábitat apropiados, ya que la corriente fría de Humboldt ocasiona desertificación y condiciones climáticas más secas a lo largo de la costa y las estribaciones occidentales de los Andes (Croat, 1992). Otro factor que debe considerarse es la posible influencia del valle seco interandino Girón-Paute, que actuaría como una barrera a la migración en dirección norte-sur de especies andinas, como parece indicar el carácter excepcional y el alto grado de endemismo de la

flora de las regiones elevadas del sur (Borchsenius, 1997). Curiosamente, en el sur del país las Aráceas no presentan un alto endemismo en comparación con otros grupos (Leimbeck, 2002), lo que podría ser un artefacto debido a la baja intensidad de muestreo de esta familia en el sur en comparación con el norte (cf. Fig. 1.4). La ventaja de usar técnicas de modelado predictivo es que las proyecciones de riqueza de especies son relativamente independientes de la intensidad de muestreo (Küper *et al.*, 2006) y permiten además trabajar sin contar con datos exhaustivos (Lobo & Hortal, 2003). Además, los resultados se convierten en una herramienta de planificación de muestreos futuros, especialmente en un caso como éste en el que el 60% de los táxones de Araceae continúan sin describirse (Benavides & Croat, 2000).

La comparación de nuestros resultados con la ubicación de los Parques Nacionales y otras áreas protegidas muestra que las áreas con hábitat idóneos en el norte y oriente del país están protegidas mucho mejor que las áreas del sur y del occidente. Los bosques húmedos tropicales son los ecosistemas menos protegidos en las reservas existentes, pese a ser los más fragmentados y amenazados. La información proporcionada por estos modelos predictivos pueden ser utilizada para el diseño y planificación de reservas y priorización de zonas para la conservación de la biodiversidad (Araújo & Williams, 2000; Lobo & Araújo, 2003; Lobo *et al.*, 2003; Araújo *et al.*, 2004, Ortega-Huerta & Peterson, 2004). Si es la conservación lo que se tiene en mente, las áreas de alta riqueza potencial pero pequeña extensión tienen la misma importancia o más que áreas de igual idoneidad pero extensas. Esto se debe a que en las áreas neotropicales la complicada orografía y climatología ha dado como consecuencia una elevadísima cantidad de especies endémicas, restringidas a áreas geográficas muy pequeñas. Algunas especies son tan sensibles a las condiciones ambientales que solamente crecen en una cara de un acantilado, o en los bordes de unos pocos riachuelos (Benavides & Croat, 2000). Los modelos predictivos demuestran de esta manera su utilidad en la planificación del territorio y de las actividades económicas, teniendo además en cuenta que estas regiones basan gran parte de sus ingresos, directa o indirectamente, en bienes derivados directamente de la biodiversidad presente.

Para terminar, mencionar que la capacidad predictiva de las cinco técnicas utilizadas es similar y alta; todas modelizan de una u otra forma el hábitat adecuado de cada especie y, por ello, la elección del método más apropiado depende de los datos, las metas y el tipo de distribución que se esté modelizando (Segurado & Araújo, 2004). La

validación del modelo es una fase crucial de cara a valorar la fiabilidad de las predicciones, al conocer el nivel de error de los modelos (Pearce & Ferrier, 2000). La validación estadística del modelo puede realizarse de formas diversas (Fielding & Bell, 1997), pero nosotros creemos que el estadístico AUC es el mejor para este propósito, ya que permite comparar métodos muy diferentes entre sí (Fielding & Bell, 1997; Felicísimo & Gómez, 2004; Muñoz & Felicísimo, 2004). Los cinco métodos que hemos utilizado en este estudio proporcionan resultados diferentes tanto en valores de AUC (Anexo, Tabla A1.8) como en su significado y credibilidad desde el punto de vista biológico, por lo que se aconseja el juicio del experto para los modelos realizados con pocas presencias (Johnson & Gillingham, 2004; Ottaviani *et al.*, 2004). En cualquier caso los cinco métodos obtuvieron valores altos de AUC, especialmente DOMAIN y MARS, aunque en el primer caso esto es un artefacto causado por no contar con un juego de datos de validación. Adicionalmente, DOMAIN también muestra un bajo desempeño al no predecir bien lugares de alta riqueza de epifitas, como la parte noroccidental del país y las estribaciones de las vertientes oriental y occidental de la Cordillera de los Andes (Gentry, 1982; Vargas *et al.*, 2004), y lo que se observa es que sobreajusta a los datos de partida, por lo que su capacidad predictiva es menor. Por el contrario, MARS, que como decimos alcanza también valores muy altos de AUC, consigue ajustarse a los datos de entrada sin caer en sobreajustamiento, lo que permite que nuevos datos, no usados para generar el modelo, se clasifiquen correctamente en su mayoría. Esto es especialmente importante para elaborar modelos de especies raras, que son el centro de actividades de conservación (Leathwick, *et al.*, 2006).

CONCLUSIONES

El estudio de las relaciones especies-ambiente ha sido siempre un tema central en ecología. El objetivo general de los modelos predictivos es encontrar una relación entre factores ambientales y la presencia o ausencia de especies en un área geográfica determinada. Por tal motivo se han desarrollado innovadoras herramientas estadísticas que relacionan datos biológicos y climáticos para generar modelos consistentes y estables. A partir de los datos de presencia o de presencia/ausencia podemos elaborar modelos de riqueza y biodiversidad de especies muy útiles en la toma de decisiones en temas de conservación y gestión de especies.

La adecuada selección de variables es clave para poder generar modelos predictivos robustos conforme a la realidad de cada región.

En Ecuador, en donde los presupuestos para la conservación son tan escasos y el número de especies amenazadas tan alto, identificar zonas con prioridades de conservación es decisivo. Estas técnicas permiten estimar el área de distribución potencial de una especie o comunidad para regiones extensas sin un muestreo intensivo, lo que incrementa la eficacia en la utilización de los recursos. La utilización de estas técnicas de modelado ecológico es crucial para optimizar el trabajo tanto de campo como de oficina.

El uso de información proveniente de herbarios, museos e instituciones similares es esencial para la generación de los modelos predictivos. No obstante, estos datos tienen deficiencias y brechas geográficas notables, resultado principalmente de la naturaleza de su obtención. Por este motivo la información de partida debe pasar por un proceso de selección, depuración y estandarización.

Al emplear métodos de modelización diferentes se pueden obtener resultados muy dispares, por lo que para la elección del método o modelo se tomarán en cuenta los siguientes aspectos: el resultado de la validación del modelo, la opinión del experto y, por supuesto, el objetivo que se persigue con la construcción de los modelos o mapas.

Existen grandes diferencias entre los distintos algoritmos en cuanto al costo computacional: DOMAIN y Maxent son los algoritmos más rápidos; en LMR y MARS el proceso implica más horas de trabajo; finalmente, GARP puede demorarse días, dependiendo de la cantidad de modelos binarios que se deseen generar.

Al evaluar los modelos de las 413 especies estudiadas, DOMAIN y MARS fueron los métodos que demostraron mayor consistencia y estabilidad, pero MARS fue el que mejor predijo los hábitat adecuados para la mayoría de las especies modeladas.

Los mayores valores de idoneidad para las especies modeladas del género *Anthurium* se obtuvieron en áreas de las dos vertientes de la cordillera de los Andes. En el occidente los ecosistemas más ricos pertenecen a las formaciones Bosque siempreverde

piemontano de la Costa, Bosque siempreverde de tierras bajas de la Costa, Bosque de neblina montano de los Andes occidentales y Bosque siempreverde montano bajo de los Andes occidentales. En la parte oriental en Bosque siempreverde montano de las cordilleras amazónicas, Bosque siempreverde piemontano de la Amazonía, Bosque siempreverde montano bajo de los Andes orientales.

Nuestros resultados predicen zonas de alta riqueza en lugares que actualmente están siendo explorados, como las cordilleras del Cóndor y del Cutucú, en los que se están encontrando muchos registros nuevos para la ciencia, captando el interés de científicos e investigadores.

La mayor riqueza potencial está en su gran mayoría fuera de las áreas protegidas y expuesta a una elevada actividad antrópica. Los métodos proporcionan información útil para estimar la diversidad de las áreas naturales protegidas y de esta manera diseñar o planificar de una manera más eficiente nuevas áreas naturales protegidas. Los mapas presentados en este estudio pueden servir como base para trabajos futuros que defina con mayor precisión el área potencial de las especies.

De acuerdo a los resultados obtenidos, se puede concluir que deben establecerse políticas de manejo ambiental para poder conservar la vegetación ubicada en los flancos oriental y occidental de la Cordillera de los Andes.

Anexos al Capítulo 1

Tabla A1.1. Número de especímenes de herbario (HP), de presencias únicas que se han utilizado para generar el modelo (PP) y valores de AUC para los modelos de idoneidad obtenidos con cada método para las especies de *Anthurium*. El Punto de Corte fue calculado exclusivamente para MARS.

ESPECIES	HP	PP	LMR	MARS_pa	MARS	DOMAIN	DOMAIN_pa	GARP	MAXENT	Punto Corte
<i>A. acrobates</i> Sodiro	39	28	0,873	0,849	0,958	1	0,91	0,795	0,826	0,63
<i>A. apaporanum</i> R. Schultes	56	30	0,918	0,927	0,998	1	0,936	0,918	0,934	0,61
<i>A. argyrostachyum</i> Sodiro	21	16	0,929	1	1	1	1	0,929	0,957	0,58
<i>A. asplundii</i> Croat	25	20	1	0,996	1	1	0,826	0,948	0,935	0,61
<i>A. atropurpureum</i> var. <i>arenicola</i> Croat	25	20	0,85	0,994	0,994	1	0,9	0,892	0,88	0,58
<i>A. breviscapum</i> Kunth	180	90	0,839	0,878	0,911	0,969	0,81	0,9	0,763	0,62
<i>A. caulorrhizum</i> Sodiro	21	16	1	0,667	1	1	1	1	0,991	0,56
<i>A. ceronii</i> Croat	35	26	0,857	1	1	1	0,843	0,874	0,885	0,62
<i>A. clavigerum</i> Poeppig	22	19	0,892	0,932	1	1	0,977	0,915	0,816	0,6
<i>A. coripatense</i> N. E. Br.	22	18	0,804	0,917	1	1	1	0,938	0,85	0,61
<i>A. corrugatum</i> Sodiro	19	18	0,738	0,781	0,904	1	0,974	0,846	0,89	0,64
<i>A. decurrens</i> Poeppig	37	22	0,982	1	1	1	1	0,972	0,945	0,59
<i>A. dolichostachyum</i> Sodiro	106	72	0,955	0,941	0,992	0,962	0,945	0,931	0,892	0,63
<i>A. effusilobum</i> Croat	28	16	0,965	0,981	1	1	1	0,898	0,932	0,62
<i>A. eminens</i> Schott	65	47	0,856	0,966	0,996	1	0,952	0,911	0,916	0,62
<i>A. ernestii</i> Engl.	95	56	0,842	0,873	0,953	1	0,9	0,852	0,875	0,61
<i>A. gracile</i> (Rudge) Schott	65	43	0,805	0,805	0,805	1	0,85	0,825	0,76	0,62
<i>A. harlingianum</i> Croat	39	32	0,87	0,998	1	1	0,878	0,947	0,986	0,6
<i>A. incomptum</i> Madison	33	20	0,861	0,955	1	1	0,985	0,919	0,953	0,58
<i>A. interruptum</i> Sodiro	23	16	0,921	0,978	0,989	1	0,978	0,961	0,856	0,62
<i>A. lancea</i> Sodiro	37	23	0,992	1	1	1	1	0,986	0,986	0,59
<i>A. longicaudatum</i> Engl.	25	19	0,981	0,947	1	1	0,98	0,998	0,974	0,66
<i>A. longispadiceum</i> K. Krause	33	23	0,865	0,876	0,968	1	1	0,9	0,902	0,61
<i>A. macdanielii</i> Croat	32	24	0,95	0,987	0,988	1	0,919	0,894	0,859	0,64
<i>A. michelii</i> Guillaumin	56	45	0,815	0,938	0,99	1	0,902	0,875	0,878	0,63
<i>A. microspadix</i> Schott	62	45	0,942	0,957	0,994	1	0,952	0,902	0,935	0,6

<i>A. mindense</i> Sodiro	104	72	0,911	0,97	0,99	0,971	0,911	0,939	0,912	0,63
<i>A. nigropunctatum</i> Croat & J. Rodr.	44	26	0,883	0,988	0,987	1	1	0,947	0,926	0,62
<i>A. obtusum</i> (Engl.) Grayum	118	83	0,811	0,733	0,962	0,98	0,812	0,838	0,668	0,63
<i>A. ochreatum</i> Sodiro	41	29	0,962	0,988	1	1	1	0,981	0,969	0,6
<i>A. ovatifolium</i> Engl.	58	47	0,92	0,976	0,974	1	0,982	0,952	0,928	0,6
<i>A. pallidiflorum</i> Engl.	21	18	0,899	0,948	0,989	1	1	0,952	0,954	0,6
<i>A. pendulifolium</i> N. E. Br.	21	19	0,97	1	1	1	0,976	0,902	0,885	0,6
<i>A. penningtonii</i> Croat	25	24	1	1	1	1	0,96	0,938	0,951	0,63
<i>A. propinquum</i> Sodiro	39	34	0,943	0,947	0,995	1	0,949	0,579	0,567	0,59
<i>A. propinquum</i> var. <i>albispadix</i> Croat & J. Rodr.	22	20	0,981	0,976	1	1	1	0,979	0,965	0,63
<i>A. pseudoclavigerum</i> Croat	68	48	0,878	0,878	0,927	1	0,902	0,905	0,865	0,59
<i>A. pulchrum</i> Engl.	60	44	0,858	0,998	0,998	1	0,966	0,935	0,992	0,6
<i>A. pulverulentum</i> Sodiro	78	44	0,939	0,963	0,982	0,982	0,957	0,94	0,918	0,64
<i>A. rimbachii</i> Sodiro	30	20	0,964	0,897	1	1	1	0,999	0,97	0,64
<i>A. rodrigueziae</i> Croat	24	16	1	0,917	1	1	0,979	0,997	0,958	0,58
<i>A. rubrinervium</i> (Link) G. Don	38	27	0,812	0,519	0,829	1	0,896	0,833	0,865	0,67
<i>A. scandens</i> (Aublet) Engl.	37	32	0,5	0,906	0,958	1	0,838	0,713	0,777	0,65
<i>A. subtrigonum</i> Sodiro	29	17	1	0,982	1	1	1	1	0,974	0,61
<i>A. tremulum</i> Sodiro	26	18	0,889	0,86	1	1	1	1	0,953	0,58
<i>A. trilobum</i> hort. ex Lindley	43	32	0,986	0,842	1	0,963	0,973	0,979	0,981	0,58
<i>A. triphyllum</i> Brongn.	54	31	0,958	0,974	1	1	0,947	0,813	0,935	0,62
<i>A. trisectum</i> Sodiro	24	19	0,866	1	1	1	1	0,993	0,952	0,6
<i>A. truncicolum</i> Engl.	66	52	0,911	0,985	0,998	0,985	0,907	0,937	0,937	0,63
<i>A. uleanum</i> Engl.	56	41	0,906	0,937	0,974	1	0,929	0,919	0,904	0,63
<i>A. umbraculum</i> Sodiro	40	32	0,933	0,981	0,982	1	0,974	0,964	0,908	0,58
<i>A. variegatum</i> Sodiro	20	17	0,903	0,871	0,903	1	0,975	0,935	0,912	0,58
<i>A. versicolor</i> Sodiro	126	97	0,886	0,9	0,974	1	0,762	0,905	0,845	0,63
Total	2513	1763								

Tabla A1.2. Número de especímenes de herbario (HP), de presencias únicas que se han utilizado para generar el modelo (PP) y valores de AUC para los modelos de idoneidad obtenidos con cada método para las especies de la familia Bignoniaceae. El Punto de Corte fue calculado exclusivamente para MARS.

ESPECIE	HP	PP	LMR	MARS_pa	MARS	DOMAIN	DOMAIN_pa	GARP	MAXENT	Punto Corte
<i>Amphilophium paniculatum</i> (L.) Kunth	64	52	0,798	0,799	0,87	0,961	0,742	0,766	0,838	0,61
<i>Arrabidaea chica</i> (Bonpl.) B. Verl.	30	23	0,72	0,825	0,893	0,993	0,8	0,698	0,698	0,63
<i>Arrabidaea patellifera</i> (Schltdl.) Sandwith	27	20	0,74	0,745	0,74	0,994	0,907	0,869	0,801	0,61
<i>Arrabidaea pubescens</i> (L.) A.H. Gentry	25	16	0,982	0,98	0,998	1	1	0,966	0,979	0,61
<i>Cydista aequinoctialis</i> (L.) Miers	39	25	0,758	0,882	0,932	0,996	0,885	0,831	0,864	0,59
<i>Macfadyena unguis-cati</i> (L.) A.H. Gentry	22	20	0,631	0,832	0,9	0,984	0,884	0,834	0,668	0,62
<i>Mansoa standleyi</i> (Steyerm.) A.H. Gentry	28	23	0,792	0,675	0,805	0,985	0,907	0,824	0,759	0,61
<i>Mansoa verrucifera</i> (Schltdl.) A.H. Gentry	26	21	0,647	0,837	0,936	0,99	0,885	0,517	0,539	0,62
<i>Paragonia pyramidata</i> (Rich.) Bureau	95	61	0,574	0,605	0,807	0,976	0,763	0,684	0,655	0,62
<i>Pithecoctenium crucigerum</i> (L.) A.H. Gentry	35	26	0,679	0,842	0,926	0,99	0,8	0,721	0,752	0,63
<i>Tynanthus polyanthus</i> (Bureau) Sandwith	24	19	0,919	0,947	1	1	1	0,854	0,886	0,59
Total	415	306								

Tabla A1.3. Número de especímenes de herbario (HP), de presencias únicas que se han utilizado para generar el modelo (PP) y valores de AUC para los modelos de idoneidad obtenidos con cada método para las especies de la familia Bromeliaceae. El Punto de Corte fue calculado exclusivamente para MARS.

ESPECIES	HP	HH	LMR	MARS_pa	MARS	DOMAIN	DOMAIN_pa	GARP	MAXENT	Punto Corte
<i>Racinaea schumanniana</i> (Wittm.) J.R. Grant	51	44	0,93	1	1	1	1	0,976	0,959	0,62
<i>Aechmea angustifolia</i> Poepp. & Endl.	49	41	0,803	0,953	1	1	0,938	0,895	0,893	0,66
<i>Aechmea tessmannii</i> Harms	21	19	0,824	0,892	0,893	1	0,794	0,831	0,893	0,66
<i>Aechmea tillandsioides</i> (Mart. ex Schult. & Schult. f.) Baker	34	29	0,946	1	1	1	0,966	0,946	0,922	0,65
<i>Catopsis sessiliflora</i> (Ruiz & Pav.) Mez	30	28	0,86	0,981	1	1	0,981	0,869	0,911	0,65
<i>Guzmania diffusa</i> L.B. Sm.	21	18	0,863	0,944	1	1	1	0,98	0,884	0,60
<i>Guzmania melinonis</i> Regel	44	37	0,932	1	1	0,999	0,958	0,918	0,953	0,63
<i>Pitcairnia pungens</i> Kunth	99	81	0,969	0,994	1	1	0,993	0,92	0,982	0,65
<i>Pitcairnia riparia</i> Mez	24	24	1	0,864	1	1	1	0,986	0,955	0,66
<i>Tillandsia disticha</i> Kunth	51	42	0,94	0,977	0,997	1	0,966	0,911	0,965	0,65
<i>Tillandsia incarnata</i> Kunth	32	30	0,965	1	1	1	1	1	0,977	0,62
<i>Tillandsia secunda</i> Kunth	23	21	0,942	1	1	1	1	0,998	0,996	0,62
<i>Guzmania scherzeriana</i> Mez	25	20	0,923	0,975	1	1	1	0,935	0,935	0,64
<i>Guzmania lingulata</i> (L.) Mez	58	52	0,773	0,826	0,948	0,992	0,82	0,855	0,837	0,63
<i>Guzmania monostachia</i> (L.) Rusby ex Mez	71	58	0,899	0,904	0,989	1	0,962	0,909	0,928	0,62
<i>Tillandsia recurvata</i> (L.) L.	47	38	0,981	0,961	0,999	1	1	0,96	0,974	0,63
<i>Tillandsia usneoides</i> (L.) L.	32	26	0,964	0,962	0,997	1	0,942	0,888	0,959	0,61
<i>Pitcairnia sceptraformis</i> Mez	20	17	1	1	1	1	1	1	1	0,63
<i>Tillandsia complanata</i> Benth.	139	112	0,886	0,93	0,983	1	0,881	0,901	0,948	0,63
<i>Tillandsia latifolia</i> Meyen	32	29	0,917	0,926	1	1	1	0,964	0,965	0,63
<i>Tillandsia fendleri</i> Griseb.	36	31	0,711	0,887	0,947	1	0,984	0,945	0,857	0,64
<i>Guzmania morreniana</i> (Linden ex Morren) Mez	20	19	0,942	1	1	1	0,974	1	0,988	0,61
<i>Guzmania angustifolia</i> (Baker) Wittm.	37	27	0,943	0,717	1	1	0,983	0,895	0,906	0,59
<i>Guzmania coriostachya</i> (Griseb.) Mez	44	34	0,884	0,975	1	1	0,987	0,942	0,926	0,64
<i>Pitcairnia heterophylla</i> (Lindl.) Beer	17	17	1	1	1	1	1	1	0,971	0,63
<i>Aechmea penduliflora</i> André	103	71	0,947	0,972	1	0,994	0,979	0,933	0,953	0,63

<i>Guzmania squarrosa</i> (Mez & Sodiro) L.B. Sm. & Pittendr.	80	61	0,906	0,967	0,998	1	0,992	0,978	0,967	0,61
<i>Tillandsia confinis</i> L.B. Sm.	55	46	0,868	0,989	1	1	0,978	0,926	0,934	0,65
<i>Tillandsia towarensis</i> Mez	19	17	0,928	0,75	0,959	1	1	1	0,997	0,59
<i>Puya hamata</i> L.B. Sm.	23	21	0,969	1	1	0,996	0,976	0,987	0,876	0,64
<i>Pitcairnia trianae</i> André	24	24	0,977	1	1	1	0,979	0,998	0,991	0,62
<i>Tillandsia stenoura</i> Harms	28	21	0,96	0,916	0,981	1	1	0,994	0,988	0,59
<i>Tillandsia asplundii</i> L.B. Sm.	30	28	0,964	0,922	0,98	1	1	0,966	0,972	0,63
<i>Vriesea cylindrica</i> L.B. Sm.	26	25	0,803	0,873	0,915	0,998	0,98	0,929	0,965	0,61
<i>Guzmania variegata</i> L.B. Sm.	37	32	0,894	1	1	1	0,984	0,966	0,95	0,65
<i>Guzmania globosa</i> L.B. Sm.	21	19	1	0,742	1	1	1	0,989	0,984	0,63
<i>Pitcairnia lehmannii</i> Baker	22	19	0,86	0,889	0,942	1	1	0,921	0,936	0,64
<i>Vriesea dubia</i> (L.B. Sm.) L.B. Sm.	36	28	0,867	0,929	0,966	1	0,982	0,941	0,913	0,62
<i>Tillandsia truncata</i> L.B. Sm.	35	30	1	0,983	0,999	1	1	0,983	0,955	0,64
<i>Pitcairnia nigra</i> (Carrière) André	37	37	0,992	1	1	1	0,985	0,984	0,986	0,60
<i>Pitcairnia arcuata</i> (André) André	37	33	0,969	1	1	1	1	1	0,98	0,63
<i>Pitcairnia bakeri</i> (André) André ex Mez	31	29	0,948	1	1	1	1	0,994	0,977	0,62
<i>Puya eryngioides</i> André	18	15	1	0,969	1	1	1	1	0,992	0,61
<i>Guzmania gracilior</i> (André) Mez	45	26	0,995	0,969	0,993	1	1	0,998	0,99	0,62
<i>Aechmea hoppii</i> (Harms) L.B. Sm.	62	50	0,909	0,939	0,989	1	0,929	0,886	0,915	0,65
<i>Mezobromelia pleiosticha</i> (Griseb.) Utley & H. Luther	22	22	0,9	0,977	1	0,998	0,975	0,959	0,882	0,62
<i>Pitcairnia brongniartiana</i> André	18	16	0,958	1	1	1	1	0,971	0,978	0,61
<i>Tillandsia lajensis</i> André	25	17	1	0,979	1	1	1	1	0,997	0,67
<i>Guzmania claviformis</i> H. Luther	15	15	0,995	1	1	1	1	0,967	0,993	0,63
<i>Guzmania altsonii</i> L.B. Sm.	22	20	1	0,955	0,993	1	1	0,99	0,993	0,61
<i>Guzmania graminifolia</i> (André ex Baker) L.B. Sm.	32	24	1	1	1	1	1	0,988	1	0,66
<i>Guzmania acuminata</i> L.B. Sm.	18	17	0,976	0,971	1	1	1	0,984	0,95	0,62
<i>Guzmania asplundii</i> L.B. Sm.	24	20	1	1	1	0,998	0,975	1	0,969	0,64
<i>Pitcairnia sodiroi</i> Mez	30	24	0,996	0,983	1	1	1	0,991	1	0,61
<i>Puya clava-herculis</i> Mez & Sodiro	18	18	0,983	0,969	1	1	1	1	0,986	0,63
<i>Tillandsia superba</i> Mez & Sodiro	18	15	0,963	1	1	1	1	0,967	0,963	0,60
<i>Guzmania pearcei</i> (Baker) L.B. Sm.	25	18	0,926	0,875	1	1	1	0,925	0,965	0,60

<i>Guzmania vanvolxemii</i> (André) André ex Mez	23	21	0,876	0,952	1	1	1	0,965	0,944	0,62
<i>Guzmania mosquerae</i> (Wittm.) Mez	43	27	0,919	1	1	1	1	0,997	0,988	0,63
<i>Tillandsia buseri</i> Mez	30	25	0,905	1	1	1	1	1	0,951	0,64
<i>Guzmania testudinis</i> L.B. Sm. & Read	36	28	1	0,985	1	1	1	1	1	0,58
<i>Guzmania remyi</i> L.B. Sm.	32	24	1	1	1	1	1	0,999	0,99	0,64
<i>Pitcairnia hitchcockiana</i> L.B. Sm.	19	17	1	0,941	1	1	1	1	0,971	0,65
<i>Tillandsia narthecioides</i> C. Presl	57	51	0,948	0,989	1	1	1	0,957	0,992	0,62
<i>Guzmania wittmackii</i> (André) André ex Mez	24	22	0,97	0,884	0,966	1	1	0,973	0,978	0,67
<i>Guzmania gloriosa</i> (André) André ex Mez	36	30	0,937	1	1	0,999	0,984	0,992	0,977	0,66
<i>Aechmea aciculosa</i> Mez & Sodiro	21	16	0,854	0,556	1	1	1	0,967	0,885	0,62
<i>Guzmania alborosea</i> H. Luther	16	15	0,933	0,938	0,99	1	1	1	0,965	0,56
<i>Guzmania eduardii</i> André ex Mez	32	26	0,954	1	1	1	1	0,997	0,974	0,62
<i>Guzmania jaramilloi</i> H. Luther	22	19	0,853	1	1	1	1	0,982	0,922	0,62
<i>Pitcairnia dodsonii</i> H. Luther	26	17	0,976	1	1	1	1	0,999	0,939	0,60
<i>Pitcairnia fusca</i> H. Luther	17	16	0,983	0,969	1	1	1	1	0,984	0,67
<i>Pitcairnia simulans</i> H. Luther	25	23	1	0,635	1	0,759	0,76	0,766	0,774	0,61
<i>Racinaea seemanii</i> (Baker) M.A. Spencer & L.B. Sm.	27	20	0,964	1	1	1	0,975	0,997	0,987	0,62
<i>Racinaea tetrantha</i> (Ruiz & Pav.) M.A. Spencer & L.B. Sm.	69	54	0,96	0,92	0,957	1	0,978	0,96	0,962	0,65
<i>Aechmea longifolia</i> (Rudge) L.B. Sm. & M.A. Spencer	24	21	0,857	0,905	0,955	1	0,976	0,859	0,872	0,64
<i>Mezobromelia bicolor</i> L.B. Sm.	32	28	0,955	0,833	1	1	0,982	0,98	0,953	0,61
<i>Racinaea parviflora</i> (Ruiz & Pav.) M.A. Spencer & L.B. Sm.	26	23	0,995	1	1	1	1	0,984	0,981	0,63
<i>Racinaea penlandii</i> (L.B. Sm.) M.A. Spencer & L.B. Sm.	31	25	0,914	0,926	0,973	0,998	0,962	0,953	0,927	0,62
<i>Racinaea riocreuxii</i> (André) M.A. Spencer & L.B. Sm.	25	21	0,927	0,976	0,995	0,993	0,976	0,884	0,896	0,65
<i>Guzmania confusa</i> L.B. Sm.	26	22	0,946	0,942	1	1	1	0,997	0,975	0,62
<i>Ronnbergia deleonii</i> L.B. Sm.	25	22	0,864	1	1	1	1	0,999	0,962	0,64
<i>Guzmania rosea</i> L.B. Sm.	25	18	1	1	1	1	1	1	1	0,61
<i>Mezobromelia capituligera</i> (Griseb.) J.R. Grant	27	24	0,764	0,978	1	1	1	0,966	0,838	0,64

<i>Racinaea dielsii</i> (Harms) H. Luther	20	16	0,885	1	1	0,998	0,969	0,99	0,962	0,63
<i>Racinaea spiculosa</i> (Griseb.) M.A. Spencer & L.B. Sm.	44	37	0,897	0,959	0,996	1	0,986	0,923	0,922	0,64
<i>Vriesea rubrobracteata</i> Rauh	31	28	0,885	1	1	0,999	0,964	0,978	0,952	0,65
<i>Pitcairnia ferrell-ingramiae</i> H. Luther & Dalström	29	22	0,993	0,981	1	1	1	0,993	0,992	0,63
<i>Guzmania farciminiiformis</i> H. Luther	17	16	0,987	0,967	1	1	1	0,996	0,992	0,63
Total	3030	2526								

Tabla A1.4. Número de especímenes de herbario (HP), de presencias únicas que se han utilizado para generar el modelo (PP) y valores de AUC para los modelos de idoneidad obtenidos con cada método para las especies de la familia Gesneriaceae. El Punto de Corte fue calculado exclusivamente para MARS.

ESPECIES	HP	PP	LMR	MARS_pa	MARS	DOMAIN	DOMAIN_pa	GARP	MAXENT	Punto Corte
<i>Besleria barbata</i> (Poepp.) Hanst.	115	86	0,918	0,924	1	0,992	0,919	0,896	0,971	0,63
<i>Capanea affinis</i> Fritsch	75	63	0,988	0,992	1	1	1	0,981	0,976	0,70
<i>Capanea grandiflora</i> (Kunth) Decne.	15	15	1	1	1	1	1	1	0,985	0,62
<i>Columnea guttata</i> Poepp.	62	41	1	0,939	1	0,943	0,948	0,908	0,919	0,63
<i>Columnea inaequilatera</i> Poepp.	59	54	0,926	0,957	0,992	1	0,909	0,905	0,971	0,63
<i>Columnea schimpffii</i> Mansf.	25	21	0,55	0,975	1	1	0,925	0,868	0,843	0,64
<i>Columnea strigosa</i> Benth.	158	102	0,945	0,941	0,991	0,99	0,964	0,926	0,969	0,62
<i>Diastema scabrum</i> (Poepp.) Benth. ex Walp.	85	58	0,832	0,922	0,922	1	0,877	0,814	0,894	0,60
<i>Heppiella verticillata</i> (Cav.) Cuatrec.	22	21	0,981	1	1	1	1	0,96	0,979	0,65
<i>Heppiella ulmifolia</i> (Kunth) Hanst.	134	99	0,996	0,953	0,999	0,983	0,978	0,929	0,969	0,64
<i>Alloplectus medusaeus</i> L.E. Skog	26	24	0,81	0,979	1	1	1	0,978	0,899	0,66
<i>Alloplectus panamensis</i> C.V. Morton	24	22	0,942	0,929	1	1	0,977	0,972	0,944	0,60
<i>Alloplectus ichthyoderma</i> Hanst.	76	56	0,958	0,633	1	1	1	0,967	0,974	0,64
<i>Besleria stricta</i> L.E. Skog	30	27	0,936	0,978	1	1	0,978	0,98	0,948	0,67
<i>Chrysothemis friedrichsthaliana</i> (Hanst.) H.E. Moore	19	16	1	0,944	1	1	1	0,967	0,938	0,63
<i>Codonanthe crassifolia</i> (H. Focke) C.V. Morton	31	25	1	0,98	1	1	0,957	0,94	0,904	0,62
<i>Codonanthe uleana</i> Fritsch	34	28	0,915	0,933	0,971	1	0,95	0,918	0,945	0,64
<i>Columnea agustata</i> (Wiehler) L.E. Skog	75	58	0,803	0,975	1	1	0,975	0,936	0,927	0,63
<i>Diastema racemiferum</i> Benth.	52	45	0,918	0,885	1	1	0,868	0,913	0,989	0,59
<i>Drymonia alloplectoides</i> Hanst.	25	21	0,991	0,795	1	1	1	1	0,99	0,62
<i>Drymonia coriacea</i> (Oerst. ex Hanst.) Wiehler	34	30	0,936	0,89	0,97	1	0,9	0,85	0,915	0,59
<i>Drymonia macrophylla</i> (Oerst.) H.E. Moore	80	68	0,922	0,926	0,975	0,999	0,906	0,884	0,921	0,63
<i>Drymonia serrulata</i> (Jacq.) Mart.	76	62	0,868	0,774	0,994	0,998	0,918	0,9	0,902	0,61
<i>Drymonia turrialvae</i> Hanst.	36	34	0,957	0,985	1	1	1	0,922	0,969	0,61
<i>Drymonia warscewicziana</i> Hanst.	114	67	0,929	0,922	0,991	0,98	0,886	0,861	0,933	0,63
<i>Gasteranthus wendlandianus</i> (Hanst.) Wiehler	32	30	0,962	0,963	0,997	1	1	0,973	0,996	0,66

<i>Monopyle macrocarpa</i> Benth.	74	56	0,841	0,876	0,929	1	0,851	0,839	0,887	0,61
<i>Neomortonia rosea</i> Wiehler	19	17	1	1	1	1	1	1	0,997	0,62
<i>Paradrymonia metamorphophylla</i> (Donn. Sm.) Wiehler	18	17	0,899	1	1	1	1	0,982	0,928	0,62
<i>Monopyle sodiroana</i> Fritsch	27	19	0,917	0,94	0,992	1	1	0,999	0,963	0,60
<i>Drymonia urceolata</i> Wiehler	80	70	0,984	0,864	1	1	0,992	0,97	0,988	0,63
<i>Columnnea picta</i> H. Karst.	128	98	0,976	0,995	1	1	0,986	0,812	0,984	0,59
<i>Kohleria inaequalis</i> (Benth.) Wiehler	36	25	0,974	0,98	1	1	1	0,956	0,968	0,60
<i>Alloplectus teuscheri</i> (Raymond) Wiehler	151	97	0,928	0,985	0,996	1	0,995	0,955	0,991	0,62
<i>Columnnea tenensis</i> (Wiehler) B.D. Morley	31	25	0,922	0,94	1	1	0,914	0,863	0,881	0,63
<i>Columnnea dielsii</i> Mansf.	25	23	0,961	0,957	1	1	1	0,98	0,972	0,61
<i>Alloplectus schultzei</i> Mansf.	16	15	0,962	0,764	0,895	1	1	0,988	0,974	0,65
<i>Besleria aggregata</i> (Mart.) Hanst.	113	80	0,964	0,987	0,994	1	0,968	0,956	0,982	0,64
<i>Drymonia semicordata</i> (Poepp.) Wiehler	21	19	0,827	0,944	0,982	1	1	0,839	0,801	0,62
<i>Gasteranthus corallinus</i> (Fritsch) Wiehler	130	93	0,946	0,895	0,977	0,991	0,917	0,88	0,97	0,65
<i>Besleria solanoides</i> Kunth	49	43	0,938	0,846	1	0,998	0,963	0,938	0,935	0,63
<i>Besleria variabilis</i> C.V. Morton	21	21	1	0,933	0,997	1	1	0,984	0,968	0,64
<i>Columnnea ciliata</i> (Wiehler) L.P. Kvist & L.E. Skog	31	23	1	1	1	1	1	1	1	0,61
<i>Columnnea ericae</i> Mansf.	155	123	0,982	0,799	1	0,999	0,908	0,89	0,966	0,62
<i>Columnnea tessmannii</i> Mansf.	20	19	1	1	1	1	1	1	1	0,63
<i>Columnnea villosissima</i> Mansf.	66	52	0,941	0,982	0,998	1	0,909	0,899	0,962	0,61
<i>Corytoplectus speciosus</i> (Poepp.) Wiehler	19	17	1	0,816	1	1	1	1	1	0,64
<i>Drymonia affinis</i> (Mansf.) Wiehler	34	28	0,96	0,984	1	1	0,919	0,968	0,957	0,63
<i>Drymonia coccinea</i> (Aubl.) Wiehler	158	101	0,946	0,942	0,998	0,995	0,942	0,931	0,98	0,61
<i>Drymonia hoppii</i> (Mansf.) Wiehler	98	74	1	0,986	1	1	0,964	0,93	0,986	0,61
<i>Drymonia pendula</i> (Poepp.) Wiehler	79	52	0,938	0,962	0,911	1	0,971	0,966	0,977	0,65
<i>Kohleria spicata</i> (Kunth) Oerst.	105	90	0,837	0,907	0,984	0,999	0,958	0,901	0,969	0,64
<i>Nautilocalyx ecuadoranus</i> Wiehler	41	28	0,946	0,971	0,998	1	1	0,958	0,971	0,63
<i>Paradrymonia ciliosa</i> (Mart.) Wiehler	30	22	0,758	0,9	0,991	1	0,92	0,782	0,705	0,60
<i>Paradrymonia longifolia</i> (Poepp.) Wiehler	20	20	0,874	1	1	1	0,941	0,903	0,857	0,65
<i>Columnnea kuczyniakii</i> Raymond	23	19	0,982	0,978	1	1	1	1	0,993	0,63
<i>Columnnea spathulata</i> Mansf.	58	51	0,926	0,969	1	1	0,99	0,975	0,955	0,64
<i>Pearcea sprucei</i> (Britton) L.P. Kvist & L.E.	127	91	0,972	0,936	0,997	0,99	0,925	0,968	0,972	0,62

Skog										
<i>Diastema affine</i> Fritsch	51	38	0,764	1	1	1	1	0,917	0,935	0,62
<i>Gasteranthus pansamalanus</i> (Donn. Sm.) Wiehler	56	49	0,936	0,909	0,986	1	1	0,926	0,962	0,62
<i>Alloplectus tetragonoides</i> Mansf.	133	98	0,969	0,985	0,995	0,997	0,896	0,95	0,992	0,63
<i>Columnnea byrsina</i> (Wiehler) L.P. Kvist & L.E. Skog	30	26	0,901	0,881	0,994	1	0,983	0,924	0,943	0,60
<i>Columnnea albiflora</i> L.P. Kvist & L.E. Skog	18	16	1	1	1	1	1	0,969	1	0,62
<i>Columnnea lehmannii</i> Mansf.	26	15	1	0,96	1	1	0,967	1	1	0,62
<i>Cremosperma castroanum</i> C.V. Morton	29	24	0,952	0,964	1	1	1	0,967	0,978	0,63
<i>Alloplectus dodsonii</i> Wiehler	42	27	0,947	1	1	0,999	0,968	0,912	0,915	0,61
<i>Columnnea minor</i> (Hook.) Hanst.	72	56	0,948	0,982	1	1	0,984	0,967	0,963	0,65
<i>Cremosperma hirsutissimum</i> Benth.	30	19	0,972	1	1	1	1	0,967	0,964	0,64
<i>Drymonia killipii</i> Wiehler	19	15	0,984	0,972	1	1	0,972	0,944	0,944	0,64
<i>Alloplectus tenuis</i> Benth.	37	27	0,99	0,985	1	1	1	1	0,983	0,63
<i>Alloplectus bolivianus</i> (Britton) Wiehler	19	17	0,926	0,813	1	0,844	0,844	0,883	0,865	0,61
<i>Alloplectus purpureus</i> L.P. Kvist & L.E. Skog	25	20	0,984	0,92	1	1	1	0,996	0,994	0,62
<i>Alloplectus sprucei</i> (Kuntze) Wiehler	75	56	0,964	1	1	1	0,993	0,918	0,983	0,63
<i>Gloxinia dodsonii</i> Wiehler	41	27	1	0,986	1	1	1	0,988	0,995	0,66
<i>Columnnea fuscihirta</i> L.P. Kvist & L.E. Skog	20	17	0,785	0,925	0,956	1	1	0,954	0,915	0,60
<i>Pearcea hispidissima</i> (Wiehler) L.P. Kvist & L.E. Skog	17	16	0,929	1	1	1	1	0,948	0,975	0,62
<i>Alloplectus herthae</i> Mansf.	44	32	0,971	1	1	0,865	1	1	0,986	0,64
<i>Besleria comosa</i> C.V. Morton	29	26	0,92	0,848	0,997	0,99	0,916	0,958	0,927	0,65
<i>Columnnea kienastiana</i> Regel	25	20	1	1	1	1	1	0,991	0,989	0,64
<i>Pearcea schimpfii</i> Mansf.	19	16	0,5	1	1	1	1	0,988	0,969	0,62
<i>Kohleria villosa</i> (Fritsch) Wiehler	56	36	0,927	0,904	1	1	1	0,987	0,946	0,64
<i>Columnnea eburnea</i> (Wiehler) L.P. Kvist & L.E. Skog	63	49	0,94	0,98	1	1	1	0,921	0,975	0,62
<i>Gasteranthus quitensis</i> Benth.	60	50	0,993	0,991	1	1	1	0,993	0,995	0,57
<i>Columnnea rubriacuta</i> (Wiehler) L.P. Kvist & L.E. Skoguta	74	41	0,992	0,955	1	1	1	0,856	0,99	0,63
<i>Columnnea minutiflora</i> L.P. Kvist & L.E. Skog	38	25	0,984	1	1	1	1	0,983	0,984	0,63
<i>Pearcea abunda</i> (Wiehler) L.P. Kvist & L.E. Skog	27	22	0,879	1	1	1	1	0,931	0,879	0,66

<i>Pearcea reticulata</i> (Fritsch) L.P. Kvist & L.E. Skog	24	20	0,811	0,977	0,998	1	1	0,911	0,953	0,61
<i>Gasteranthus lateralis</i> (C.V. Morton) Wiehler	22	19	1	0,975	1	1	1	1	0,988	0,62
<i>Drymonia brochidodroma</i> Wiehler	25	19	0,983	0,974	1	1	1	0,975	0,95	0,61
<i>Columnea mastersonii</i> (Wiehler) L.E. Skog & L.P. Kvist	36	30	0,977	0,969	1	1	1	0,989	0,965	0,60
<i>Columnea medicinalis</i> (Wiehler) L.E. Skog & L.P. Kvist	96	73	0,947	0,974	1	1	0,962	0,927	0,957	0,61
<i>Gasteranthus calcaratus</i> (Kunth) Wiehler	82	49	0,968	0,896	1	0,999	0,866	0,941	0,954	0,65
<i>Alloplectus grandicalyx</i> J.L. Clark & L.E. Skog	27	27	1	0,979	1	1	1	0,998	0,984	0,62
Total	5004	3818								

Tabla A1.5. Número de especímenes de herbario (HP), de presencias únicas que se han utilizado para generar el modelo (PP) y valores de AUC para los modelos de idoneidad obtenidos con cada método para las especies de la familia Lauraceae. El Punto de Corte fue calculado exclusivamente para MARS.

ESPECIES	PH	PP	LMR	MARS_pa	MARS	DOMAIN	DOMAIN_pa	GARP	MAXENT	Punto Corte
<i>Endlicheria ruforamula</i> Chanderbali	21	18	0,978	1	1	1	1	0,986	0,935	0,62
<i>Endlicheria griseo-sericea</i> Chanderbali	26	20	0,879	0,925	0,983	0,991	0,906	0,856	0,896	0,57
<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees) Mez	45	30	0,844	0,916	0,985	0,976	0,909	0,873	0,883	0,62
<i>Nectandra acutifolia</i> (Ruiz & Pav.) Mez	25	22	0,5	0,911	0,962	1	1	0,8	0,848	0,61
<i>Nectandra purpurea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	54	32	0,865	0,841	0,906	0,983	0,887	0,807	0,88	0,61
<i>Nectandra reticulata</i> (Ruiz & Pav.) Mez	42	41	0,801	0,919	0,983	0,947	0,825	0,888	0,833	0,63
<i>Aniba hostmanniana</i> (Nees) Mez	29	22	0,735	0,88	0,968	0,988	0,866	0,906	0,726	0,63
<i>Ocotea cernua</i> (Nees) Mez	73	58	0,693	0,73	0,81	0,957	0,831	0,756	0,748	0,64
<i>Ocotea floribunda</i> (Sw.) Mez	41	32	0,817	0,984	1	0,992	0,919	0,929	0,88	0,62
<i>Ocotea insularis</i> (Meisn.) Mez	80	50	0,895	0,938	0,995	1	1	0,876	0,949	0,60
<i>Ocotea oblonga</i> (Meisn.) Mez	32	24	0,785	0,919	0,946	0,995	0,963	0,627	0,537	0,61
<i>Aniba guianensis</i> Aubl.	20	19	0,904	1	1	1	1	1	0,958	0,63
<i>Nectandra laurel</i> Klotzsch ex Nees	49	42	0,988	0,963	0,992	0,999	0,977	0,968	0,979	0,66
<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	85	64	0,815	0,885	0,971	0,919	0,786	0,795	0,863	0,62
<i>Ocotea bofo</i> Kunth	29	20	0,753	0,9	1	0,998	0,94	0,895	0,83	0,64
<i>Persea mutisii</i> Kunth	22	19	0,95	0,925	1	1	0,921	0,967	0,987	0,63
<i>Endlicheria formosa</i> A.C. Sm.	34	30	0,978	0,983	1	0,996	0,946	0,949	0,893	0,60
<i>Beilschmiedia alloiophylla</i> (Rusby) Kosterm.	38	23	0,879	0,8	0,823	1	1	0,832	0,876	0,65
<i>Beilschmiedia costaricensis</i> (Mez & Pittier) C.K. Allen	21	18	0,965	1	1	0,961	0,814	0,931	0,975	0,64
<i>Cinnamomum triplinerve</i> (Ruiz & Pav.) Kosterm.	40	31	0,73	0,912	0,999	0,965	0,837	0,886	0,874	0,63
<i>Pleurothyrium trianae</i> (Mez) Rohwer	40	27	0,87	0,854	0,912	0,976	0,893	0,734	0,819	0,63
<i>Rhodostemonodaphne kunthiana</i> (Nees) Rohwer	37	25	0,839	0,948	0,991	0,981	0,6	0,885	0,826	0,62
<i>Ocotea javitensis</i> (Kunth) Pittier	86	49	0,934	0,978	0,999	0,996	0,948	0,818	0,823	0,64
<i>Cinnamomum napoense</i> van der Werff	26	18	0,841	0,825	0,841	0,997	0,929	0,894	0,872	0,58
<i>Ocotea infrafoveolata</i> van der Werff	34	26	0,892	1	1	1	0,962	0,926	0,98	0,61
<i>Ocotea quixos</i> (Lam.) Kosterm.	21	19	0,886	0,816	0,888	0,993	0,921	0,895	0,838	0,62

<i>Nectandra crassiloba</i> Rohwer	30	17	0,784	1	1	1	0,982	0,905	0,846	0,62
<i>Nectandra obtusata</i> Rohwer	42	30	0,979	0,987	1	0,996	0,95	0,953	0,957	0,62
Total	1122	826								

Tabla A1.6. Número de especímenes de herbario (HP), de presencias únicas que se han utilizado para generar el modelo (PP) y valores de AUC para los modelos de idoneidad obtenidos con cada método para las especies de la familia Leguminosae. El Punto de Corte fue calculado exclusivamente para MARS.

ESPECIES	HP	PP	LMR	MARS_pa	MARS	DOMAIN	DOMAIN_pa	GARP	MAXENT	Punto Corte
<i>Abarema jupunba</i> (Willd.) Britton & Killip	26	21	0,853	0,813	1	1	0,952	0,915	0,814	0,62
<i>Mucuna rostrata</i> Benth.	21	21	0,65	0,912	0,867	1	0,853	0,832	0,73	0,63
<i>Dussia lehmannii</i> Harms	21	16	0,878	0,917	0,969	1	1	0,899	0,896	0,62
<i>Dussia tessmannii</i> Harms	28	18	0,897	0,906	0,976	1	0,962	0,952	0,866	0,62
<i>Bauhinia brachycalyx</i> Ducke	18	16	0,744	0,969	0,988	1	1	0,947	0,811	0,61
<i>Swartzia arborescens</i> (Aubl.) Pittier	33	23	1	1	1	1	1	0,978	0,973	0,60
<i>Brownea coccinea</i> Jacq.	27	18	0,933	0,977	1	1	0,977	0,995	0,966	0,56
<i>Brownea grandiceps</i> Jacq.	134	88	0,994	0,989	0,999	1	1	0,952	0,996	0,66
<i>Brownea multijuga</i> Britton & Killip	26	25	1	0,86	0,998	0,998	1	0,978	1	0,63
<i>Browneopsis ucayalina</i> Huber	77	54	0,99	0,991	0,999	1	0,993	1	0,997	0,63
<i>Caesalpinia spinosa</i> (Molina) Kuntze	64	56	0,976	0,991	1	1	1	0,984	0,986	0,64
<i>Myroxylon balsamum</i> (L.) Harms	21	17	0,69	0,706	0,801	1	0,882	0,877	0,746	0,62
<i>Acacia macracantha</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	50	39	0,95	1	1	1	0,987	0,93	0,92	0,64
<i>Calliandra angustifolia</i> Spruce ex Benth.	34	24	0,981	0,981	1	1	0,944	0,961	0,954	0,64
<i>Calliandra pittieri</i> Standl.	17	16	1	0,971	1	1	1	1	1	0,62
<i>Calliandra trinervia</i> Benth.	68	43	0,96	0,721	0,995	1	0,941	0,959	0,961	0,65
<i>Hymenaea oblongifolia</i> Huber	30	20	0,817	1	1	1	1	0,951	0,922	0,65
<i>Inga acreana</i> Harms	51	27	0,887	0,907	0,996	1	0,953	0,926	0,881	0,62
<i>Inga auristellae</i> Harms	47	29	0,933	0,988	1	1	1	0,953	0,961	0,64
<i>Inga capitata</i> Desv.	52	31	0,827	0,908	0,981	1	0,933	0,906	0,805	0,62
<i>Inga cayennensis</i> Sagot ex Benth.	34	25	0,979	1	1	1	1	1	0,976	0,67
<i>Inga ciliata</i> C. Presl	48	35	1	1	1	1	1	1	0,999	0,65
<i>Inga coruscans</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	28	19	0,644	0,895	0,998	1	0,9	0,735	0,655	0,63
<i>Inga densiflora</i> Benth.	46	42	0,877	0,86	0,937	1	0,968	0,906	0,925	0,62
<i>Inga edulis</i> Mart.	86	69	0,789	0,913	0,974	1	0,896	0,759	0,769	0,61
<i>Inga insignis</i> Kunth	20	19	0,994	0,941	0,991	1	1	0,992	0,985	0,64
<i>Zygia heteroneura</i> Barneby & J.W. Grimes	23	19	0,988	1	1	1	1	1	0,988	0,60

<i>Vicia setifolia</i> Kunth	47	34	0,977	1	1	1	1	0,996	0,992	0,62
<i>Cedrelinga cateniformis</i> (Ducke) Ducke	36	29	0,788	0,885	0,956	1	0,919	0,844	0,858	0,65
<i>Centrolobium ochroxylum</i> Rose ex Rudd	19	16	0,849	0,941	0,976	1	1	0,995	0,944	0,65
<i>Inga leiocalycina</i> Benth.	37	24	0,758	0,888	0,958	1	0,933	0,846	0,816	0,63
<i>Inga nobilis</i> Willd.	80	52	0,895	0,902	0,954	1	0,905	0,859	0,907	0,62
<i>Inga oerstediana</i> Benth.	56	49	0,725	0,847	0,998	1	0,854	0,753	0,815	0,62
<i>Inga punctata</i> Willd.	73	60	0,811	0,821	0,928	1	0,908	0,827	0,859	0,67
<i>Inga ruiziana</i> G. Don	87	55	0,876	0,846	0,936	1	0,885	0,869	0,89	0,65
<i>Inga sapindoides</i> Willd.	41	31	0,749	0,934	0,978	1	0,883	0,779	0,846	0,64
<i>Inga tenuistipula</i> Ducke	30	20	1	0,775	1	1	1	0,986	0,963	0,64
<i>Inga thibaudiana</i> DC.	59	38	0,851	0,967	0,997	1	0,92	0,878	0,921	0,59
<i>Inga velutina</i> Willd.	25	25	0,991	0,955	0,993	1	1	0,907	0,995	0,64
<i>Erythrina amazonica</i> Krukoff	29	25	0,965	0,938	0,965	1	1	0,959	0,968	0,64
<i>Erythrina edulis</i> Triana ex Micheli	82	68	0,933	0,923	0,973	1	0,984	0,908	0,95	0,66
<i>Erythrina megistophylla</i> Diels	25	20	1	0,932	1	1	1	0,991	0,927	0,63
<i>Erythrina peruviana</i> Krukoff	24	16	0,981	1	1	1	1	0,987	0,983	0,62
<i>Erythrina poeppigiana</i> (Walp.) O.F. Cook	26	25	0,783	0,918	0,958	1	0,979	0,887	0,748	0,61
<i>Erythrina schimpffii</i> Diels	26	20	0,916	1	1	1	1	0,924	0,846	0,61
<i>Erythrina smithiana</i> Krukoff	37	29	0,898	0,918	0,95	1	0,984	0,882	0,876	0,59
<i>Lonchocarpus utilis</i> A.C. Sm.	22	20	0,968	0,974	1	1	1	0,971	0,979	0,62
<i>Phaseolus coccineus</i> L.	17	17	0,976	1	1	1	1	1	0,982	0,64
<i>Zygia longifolia</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Britton & Rose	36	35	0,855	0,971	1	1	0,9	0,834	0,9	0,64
<i>Swartzia haughtii</i> R.S. Cowan	48	32	1	0,987	1	1	1	0,98	0,987	0,62
<i>Dalea coerulea</i> (L. f.) Schinz & Thell.	132	106	0,994	0,973	1	0,993	0,982	0,964	0,984	0,63
<i>Dalea humifusa</i> Benth.	30	26	1	0,982	1	1	1	0,999	0,994	0,66
<i>Lupinus pubescens</i> Benth.	26	23	0,998	0,974	1	1	1	0,985	0,995	0,65
<i>Machaerium cuspidatum</i> Kuhl. & Hoehne	51	31	0,91	0,973	0,992	1	0,986	0,986	0,974	0,63
<i>Machaerium millei</i> Standl.	30	24	0,93	0,98	0,998	1	1	0,957	0,97	0,65
<i>Macrolobium acaciifolium</i> (Benth.) Benth.	49	21	1	0,989	1	1	0,978	0,979	0,939	0,56
<i>Pseudosamanea guachapele</i> (Kunth) Harms	17	15	0,91	0,929	1	1	1	0,919	0,855	0,61
<i>Pterocarpus amazonum</i> (Mart. ex Benth.) Amshoff	19	15	0,785	1	1	1	1	0,87	0,831	0,64
<i>Mimosa quitensis</i> Benth.	39	37	0,983	0,892	0,947	0,995	0,986	0,959	0,963	0,64

<i>Astragalus geminiflorus</i> Bonpl.	35	28	0,995	1	1	1	1	0,922	0,992	0,62
<i>Desmodium intortum</i> (Mill.) Urb.	25	21	0,978	0,976	1	1	1	0,924	0,934	0,60
<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	42	28	0,972	0,956	0,988	1	0,971	0,942	0,959	0,61
<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC.	57	42	0,74	0,813	0,957	1	0,767	0,639	0,805	0,63
<i>Desmodium axillare</i> (Sw.) DC.	34	23	0,67	0,873	0,941	1	0,883	0,728	0,812	0,62
<i>Desmodium molliculum</i> (Kunth) DC.	38	25	0,96	0,935	0,988	1	1	0,968	0,968	0,60
<i>Indigofera suffruticosa</i> Mill.	40	35	0,848	0,981	1	1	0,852	0,837	0,877	0,61
<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	35	23	0,855	0,962	0,996	1	0,933	0,94	0,858	0,65
<i>Inga marginata</i> Willd.	94	67	0,827	0,772	0,788	1	0,869	0,816	0,832	0,61
<i>Inga sertulifera</i> DC.	20	17	0,985	0,974	1	1	1	0,964	0,969	0,67
<i>Inga spectabilis</i> (Vahl) Willd.	39	33	0,822	0,918	0,972	1	0,867	0,68	0,799	0,63
<i>Leucaena trichodes</i> (Jacq.) Benth.	57	40	0,98	1	1	1	1	0,985	0,997	0,63
<i>Bauhinia aculeata</i> L.	35	27	0,965	0,9	0,942	1	0,969	0,935	0,948	0,61
<i>Bauhinia guianensis</i> Aubl.	57	42	0,909	0,906	0,984	1	0,922	0,392	0,366	0,60
<i>Caesalpinia glabrata</i> Kunth	47	39	0,988	0,962	0,954	1	1	0,978	0,982	0,62
<i>Chamaecrista nictitans</i> (L.) Moench	24	22	0,82	0,9	0,895	1	1	0,898	0,906	0,62
<i>Coursetia dubia</i> (Kunth) DC.	34	30	0,984	0,983	1	1	1	0,994	0,992	0,68
<i>Coursetia grandiflora</i> Benth.	16	15	1	1	1	1	1	1	1	0,63
<i>Crotalaria nitens</i> Kunth	47	44	0,91	0,78	0,991	1	0,878	0,825	0,877	0,64
<i>Parkia multijuga</i> Benth.	36	24	0,914	0,985	1	1	1	0,944	0,956	0,60
<i>Pithecellobium excelsum</i> (Kunth) Mart.	50	37	0,997	1	1	1	1	0,982	0,992	0,65
<i>Platymiscium stipulare</i> Benth.	20	17	0,856	0,944	0,997	1	0,972	0,887	0,845	0,62
<i>Prosopis juliflora</i> (Sw.) DC.	28	18	0,974	1	1	1	1	0,997	0,998	0,59
<i>Senna alata</i> (L.) Roxb.	23	23	0,693	0,87	0,991	1	0,9	0,851	0,804	0,65
<i>Senna bicapsularis</i> (L.) Roxb.	30	23	0,972	0,981	1	1	1	0,937	0,975	0,63
<i>Swartzia simplex</i> (Sw.) Spreng.	72	58	0,929	0,953	0,986	1	0,971	0,96	0,959	0,64
<i>Vicia andicola</i> Kunth	45	41	0,959	0,974	0,997	1	1	0,967	0,974	0,67
<i>Mimosa acantholoba</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Poir.	23	22	0,993	1	1	1	1	0,914	0,924	0,61
<i>Mimosa albida</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	72	57	0,95	0,907	0,996	1	0,977	0,92	0,937	0,62
<i>Mimosa debilis</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	17	17	0,993	1	1	1	1	1	1	0,62
<i>Mimosa myriadenia</i> (Benth.) Benth.	28	24	0,931	1	1	1	0,957	0,944	0,928	0,61
<i>Lupinus microphyllus</i> Desr.	65	54	0,988	0,991	1	1	0,991	0,946	0,982	0,60
<i>Lupinus ramosissimus</i> Benth.	17	16	0,953	1	1	1	1	0,936	0,98	0,65

<i>Lupinus tauris</i> Benth.	54	46	0,972	0,977	0,999	1	1	0,966	0,983	0,68
<i>Senna bacillaris</i> (L. f.) H.S. Irwin & Barneby	83	63	0,972	0,937	0,998	0,987	0,935	0,945	0,958	0,64
<i>Senna dariensis</i> (Britton & Rose) H.S. Irwin & Barneby	43	34	0,95	1	1	1	1	0,957	0,974	0,62
<i>Senna incarnata</i> (Pav. ex Benth.) H.S. Irwin & Barneby	16	15	1	1	1	1	1	1	1	0,62
<i>Senna macrophylla</i> (Kunth) H.S. Irwin & Barneby	75	64	0,926	0,93	0,955	1	0,9	0,906	0,956	0,66
<i>Senna mollissima</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) H.S. Irwin & Barneby	34	30	0,991	1	1	1	1	0,987	0,988	0,60
<i>Senna multiglandulosa</i> (Jacq.) H.S. Irwin & Barneby	86	74	0,997	0,993	1	1	0,993	0,974	0,996	0,67
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S. Irwin & Barneby	28	24	0,992	0,977	1	1	1	1	0,996	0,63
<i>Senna pistaciifolia</i> (Kunth) H.S. Irwin & Barneby	22	18	1	1	1	1	1	1	1	0,62
<i>Senna reticulata</i> (Willd.) H.S. Irwin & Barneby	28	26	0,886	0,933	0,995	1	0,952	0,863	0,885	0,63
<i>Senna ruiziana</i> (G. Don) H.S. Irwin & Barneby	50	47	0,915	1	1	1	0,927	0,862	0,905	0,63
<i>Bauhinia tarapotensis</i> Benth.	52	42	0,864	0,918	0,988	1	0,907	0,905	0,984	0,63
<i>Calopogonium mucunoides</i> Desv.	29	26	0,813	0,87	0,972	1	0,913	0,869	0,793	0,64
<i>Mimosa polydactyla</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	37	35	0,913	0,914	1	1	1	0,952	0,957	0,64
<i>Amicia glandulosa</i> Kunth	24	23	0,93	0,957	1	1	1	0,992	0,96	0,64
<i>Inga silanchensis</i> T.D. Penn.	20	18	1	1	1	1	1	0,997	0,986	0,61
<i>Andira inermis</i> (W. Wright) Kunth ex DC.	22	19	0,821	1	1	1	1	0,99	0,929	0,62
<i>Geoffroea spinosa</i> Jacq.	29	23	0,996	0,854	1	1	1	0,966	0,996	0,63
<i>Swartzia bombycina</i> R.S. Cowan	24	18	0,995	1	1	1	1	1	1	0,63
<i>Parkia balslevii</i> H.C. Hopkins	50	41	0,948	0,938	1	1	0,975	0,929	0,934	0,64
<i>Coursetia caribaea</i> (Jacq.) Lavin	22	21	0,985	1	1	1	1	0,954	0,997	0,62
<i>Stryphnodendron porcatum</i> D.A. Neill & Occhioni f.	25	22	0,929	0,933	0,96	1	1	0,905	0,967	0,65
<i>Otholobium mexicanum</i> (L. f.) J.W. Grimes	103	84	0,99	0,988	1	1	1	0,997	0,993	0,67
<i>Otholobium brachystachyum</i> (Spruce ex Diels) J.W. Grimes	21	17	0,997	1	1	1	1	0,971	0,997	0,63

<i>Zygia coccinea</i> (G. Don) L. Rico	72	46	1	0,981	1	1	0,95	0,943	0,984	0,64
<i>Zygia lathetica</i> Barneby & J.W. Grimes	27	19	1	0,981	1	1	1	0,94	0,982	0,65
<i>Abarema laeta</i> (Benth.) Barneby & J.W. Grimes	29	24	0,714	0,864	0,956	1	0,909	0,834	0,803	0,66
<i>Inga multinervis</i> T.D. Penn.	44	26	0,904	0,91	1	1	0,962	0,917	0,944	0,61
<i>Albizia multiflora</i> (Kunth) Barneby & J.W. Grimes	29	23	0,99	0,99	1	1	1	0,978	0,99	0,61
<i>Gliricidia brenningii</i> (Harms) Lavin	21	18	0,957	0,972	1	1	1	0,932	0,966	0,61
<i>Lonchocarpus seorsus</i> (J.F. Macbr.) M. Sousa ex D.A. Neill, Klitgaard & G.P. Lewis	21	18	0,958	0,969	1	1	1	0,99	0,929	0,66
Total	5007	3904								

Tabla A1.7. Número de especímenes de herbario (HP), de presencias únicas que se han utilizado para generar el modelo (PP) y valores de AUC para los modelos de idoneidad obtenidos con cada método para las especies de páramo seleccionadas. El Punto de Corte fue calculado exclusivamente para MARS.

ESPECIES	HP	PP	LMR	MARS_pa	MARS	DOMAIN	DOMAIN_pa	GARP	MAXENT	Punto Corte
<i>Trisetum spicatum</i> (L.) K. Richt.	23	20	0,947	0,974	0,997	0,999	0,975	0,916	0,97	0,67
<i>Weinmannia fagaroides</i> Kunth	35	28	0,965	0,971	1	1	1	0,986	0,982	0,62
<i>Weinmannia mariquitae</i> Szyszyl.	33	23	0,93	1	0,995	1	1	0,981	0,95	0,65
<i>Luzula racemosa</i> Desv.	66	45	0,995	0,981	1	1	1	0,989	0,998	0,62
<i>Tristerix longebracteatus</i> (Desr.) Barlow & Wiens	88	71	0,991	0,986	1	1	0,993	0,975	0,99	0,61
<i>Stellaria recurvata</i> Willd. ex Schltld.	33	28	0,993	1	1	1	1	0,983	0,984	0,66
<i>Ranunculus peruvianus</i> Pers.	44	43	0,993	1	1	1	1	0,983	0,984	0,66
<i>Monnina pseudopilosa</i> Ferreyra	35	29	1	1	1	0,999	0,983	0,974	0,994	0,61
<i>Xenophyllum humile</i> (Kunth) V.A. Funk	21	16	0,97	1	1	1	0,974	0,943	0,977	0,63
<i>Lobelia tenera</i> Kunth	26	20	0,943	1	1	1	1	0,965	0,977	0,63
<i>Lachemilla hispidula</i> (L.M. Perry) Rothm.	65	50	0,995	0,972	1	1	0,99	0,978	0,987	0,65
<i>Gynoxys buxifolia</i> (Kunth) Cass.	38	35	1	1	1	0,999	0,986	0,959	0,999	0,63
<i>Jamesonia scammaniae</i> A.F. Tryon	19	16	0,96	0,971	1	1	0,969	1	0,996	0,63
<i>Loricaria ilinissae</i> (Benth.) Cuatrec.	30	28	0,999	1	1	1	0,964	1	1	0,62
<i>Huperzia tetragona</i> (Hook. & Grev.) Trevis.	30	26	0,999	1	1	1	1	1	1	0,61
<i>Terpsichore heteromorpha</i> (Hook. & Grev.) A.R. Sm.	39	31	1	1	1	1	1	1	0,997	0,62
Total	625	509								

Tabla A1.8. Valores del área bajo la curva ROC (AUC) para cada método para las 413 especies modelizadas.

Método	N° especies	Rango	Minimo	Máximo	Suma	Media	Std. Error	Std. Desviación	Varianza
LMR	413	0.500	0.500	1	378.349	0.916	0.004	0.091	0.008
MARS_pa	413	0.481	0.519	1	388.012	0.939	0.004	0.076	0.006
MARS	413	0.260	0.740	1	406.394	0.984	0.002	0.037	0.001
DOMAIN	413	0.241	0.759	1	411.529	0.996	0.001	0.017	0.000
DOMAIN_pa	413	0.400	0.600	1	397.534	0.963	0.003	0.056	0.003
GARP	413	0.608	0.392	1	384.204	0.930	0.004	0.077	0.006
MAXENT	413	0.634	0.366	1	383.574	0.929	0.004	0.080	0.006

Capítulo 2

Construcción de modelos de distribución potencial futura

En este capítulo se presenta la metodología para construir los modelos de idoneidad para el año 2080. Las predicciones se hicieron utilizando el Modelo de Circulación General HadCM3 y el escenario A2. Los modelos se generaron con MARS, conforme a los resultados del Capítulo 1. Se presentan como ejemplo los resultados obtenidos para 28 especies de la familia Lauraceae. Esta información permitirá comparar predicciones actuales y futuras para identificar los hábitat más vulnerables al cambio climático en el Ecuador. Además, se presentan algunos ejemplos del área potencial futura con respecto al área potencial actual de otras especies modelizadas.

INTRODUCCIÓN

El conocimiento y conservación de la biodiversidad es decisivo para el planeta, ya que de ella dependen la estabilidad climática, la protección de las cuencas hidrográficas, el aumento de la calidad de vida de la población, la seguridad alimentaria, el aprovechamiento sostenible de los recursos del bosque o el equilibrio de los procesos biológicos, entre otros aspectos vitales. El conocimiento de la diversidad biológica en los Andes tropicales es muy limitado, pero afortunadamente esta situación está cambiando porque el área ha sido considerada como prioridad mundial en el estudio y conservación de su biodiversidad (Myers *et al.*, 2000). Si no se hace ningún esfuerzo específico para la conservación a gran escala de la selva andina tropical, mucha de su extremadamente alta, única y todavía inexplorada biodiversidad puede desaparecer en las próximas décadas, ya que la gran mayoría de los organismos y ecosistemas es probable que tengan problemas para adaptarse al cambio climático (Brehm *et al.*, 2005; IPCC, 2007b). En los Andes tropicales, además de encontrarse algunas de las áreas más importantes para la conservación de la biodiversidad de la tierra, existen conflictos entre la conservación de las especies y el desarrollo humano, al coincidir altos índices de riqueza de especies con una alta densidad poblacional (O’Dea *et al.*, 2006).

Durante el Pleistoceno los trópicos experimentaron cambios climáticos sustanciales, por lo que los cinturones de vegetación sufrieron numerosos desplazamientos verticales, a pesar de lo cual sus bosques mantuvieron una alta diversidad (Bush *et al.*, 2004). Se considera que en ningún tiempo del Pleistoceno la Amazonía estuvo dominada por un clima árido, y que las tierras bajas estuvieron siempre cubiertas de bosques (Colinvaux *et al.*, 2000). Sin embargo, aunque los bosques fueron más resistentes a los bruscos cambios de temperatura en el pasado, en la actualidad son más vulnerables a la interacción entre el cambio climático y uso del suelo por la alta intervención humana, lo que causará sin duda grandes cambios en su biodiversidad (Hansen *et al.*, 2001). El resultado es que la estructura y función de los bosques tropicales puede cambiar dramáticamente, con las consecuencias para su uso por la población. Estos enormes depósitos de diversidad biológica requieren de estudio inmediato, antes de que sea demasiado tarde (Bazzaz, 1998).

Los cambios del clima y uso del suelo consecuentes darán lugar a cambios en los suministros de servicios de los ecosistemas, y afectarán a la distribución y abundancia de los organismos (Hansen *et al.*, 2001; Schöter *et al.*, 2005). Algunas de estas tendencias pueden ser positivas, como por ejemplo el incremento del área y

productividad de los bosques. Sin embargo, muchos cambios incrementarán la vulnerabilidad como resultado de la disminución de la fertilidad del suelo, de disponibilidad de agua, o el incremento de riesgo de incendios forestales (Schöter *et al.*, 2005). A pesar que las emisiones de gases de efecto invernadero del Ecuador constituyen, en términos absolutos, una parte marginal (<1%) de las emisiones globales, a nivel nacional representan un problema que debe ser manejado, ya que la tendencia es a su aumento. Hasta enero del 2006, el portafolio de potenciales proyectos dentro del programa Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL) consistía de 32 proyectos de reducción de emisiones de gases de efecto invernadero (Neira *et al.*, 2006). Para el año 2009 se espera entregar el segundo informe “Comunicación Nacional”, con el que además se piensa iniciar una estrategia de difusión y concienciación en la población del país (Cáceres, 2007a). El inventario de emisiones de gases de efecto invernadero en el Ecuador destaca que estas emisiones se generan principalmente en los sectores energético (28,8%) y como consecuencia del cambio de uso del suelo y silvicultura (69,5%), y en menor escala, en los sectores agrícola, procesos industriales y de desechos (CNC, 2002).

El Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología (INAMHI) de Ecuador ha realizado dos estudios sobre el cambio climático en el país. El primero analiza 14 estaciones meteorológicas y confirma la tendencia al alza de la temperatura media anual, con mayor intensidad en la región interandina. Las temperaturas mínimas y máximas absolutas tienden a ser cada vez más altas, mientras que la variación de la precipitación es bastante irregular, con una mayor tendencia hacia la disminución, en especial en la Región Litoral (Cáceres *et al.*, 1998). El segundo estudio analiza datos de 41 estaciones y confirma la tendencia al incremento de los valores medios extremos de la temperatura (Fig. 2.1), mientras que con respecto a la precipitación pone de manifiesto una tendencia al incremento en las regiones Litoral y Amazónica, y valores irregulares en la región Interandina, que en la mayoría de los casos no superan el 50% de valor de cambio (Ontaneda *et al.*, 2002; INAMHI, 2007b). En general, el país ha registrado en los últimos 35 años un incremento de precipitación anual, que puede ser explicado por una mayor frecuencia de acontecimientos extremos, como los eventos Oscilación del Sur El Niño descritos en la introducción de esta tesis. Se debe mencionar que el incremento de las temperaturas extremas (máxima y mínima absolutas medias) alcanza valores superiores al 1 °C en varias localidades del país (Fig. 2.1; CNC, 2002; Ontaneda *et al.*, 2002; Cáceres, 2007b). De acuerdo con las predicciones para la década

de 2080 bajo el escenario de misiones A2, en el Ecuador continental el aumento anual de temperaturas podría alcanzar los 4,3°C, y el incremento de precipitación anual el 20% (Hulme & Sheard, 1999).

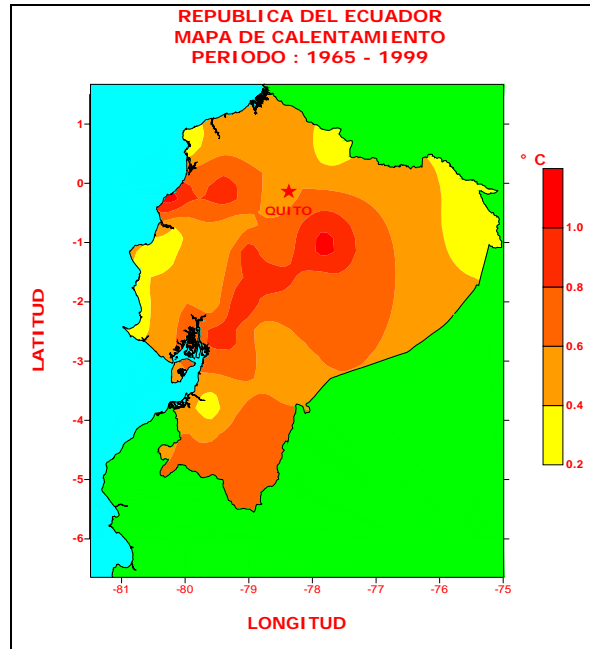


Fig. 2.1. Zonas que han experimentado mayor calentamiento en el Ecuador en el periodo 1965-1999 (tomado de Cáceres, 2007b).

El cambio climático previsto podrá alterar la estructura y funcionamiento de los ecosistemas, con la consecuente pérdida de la biodiversidad y de recursos naturales; más aún si a estos cambios les sumamos los efectos de las alteraciones de la cobertura de la vegetación, en especial de la deforestación (Bazzaz, 1998) y fragmentación de hábitat (Laurance, 2001; Laurance & Williamson, 2001; Tilman & Lehman, 2001). El cambio de uso del suelo se pronostica como el impacto global más grande en la biodiversidad para el año 2100, seguido por el cambio climático, la deposición de nitrógeno, la introducción de especies foráneas y los cambios en la concentración de CO₂ en la atmósfera (Chapin *et al.*, 2000; Chapin, 2003). Se teme que la capacidad de absorción de carbono de los bosques tropicales, muy sensibles al cambio climático, disminuya con el tiempo, y que éstos dejen de funcionar como sumideros de carbono y pasen a ser fuente de emisión del mismo. Cuando la biomasa de los árboles muertos se descompone se convierte en gases de efecto invernadero, como dióxido de carbono y metano, liberación que no es compensada por el crecimiento de lianas y árboles de pequeño porte en etapas de sucesión, que tienen bajas densidades de madera y por tanto

menos capacidad de secuestro de carbono que las especies a las que sustituyen (Laurance *et al.*, 2002). El cambio climático y de uso del suelo es probable que sean más rápidos que la adaptabilidad de las especies (Hansen, 2001).

Varios autores han estudiado las consecuencias del cambio climático sobre las distribuciones de especies, utilizando diferentes escenarios (Huntley *et al.*, 1995; Peterson *et al.*, 2002; Thomas *et al.*, 2004; Thuiller, 2003; Thuiller *et al.*, 2004b; Thuiller *et al.*, 2005b). Concluyen que la respuesta de plantas y pájaros serán más flexibles, mientras que los anfibios y reptiles serán menos capaces de adaptarse, lo que las convierte en más vulnerables a los rápidos cambios ambientales (Araújo & Pearson, 2005). Hay una creciente evidencia de que los impactos del cambio climático en las especies de plantas, animales y ecosistemas pueden ser ya detectados (Huntley *et al.*, 1995; McCarty, 2001; Bush, 2002; Parmesan & Yohe, 2003; Root *et al.*, 2003; Clark, 2007), y estas investigaciones se han usado para apoyar estimaciones sobre riesgos de extinción empleando diferentes táxones en distintas regiones del mundo (Schwartz *et al.*, 2001; Berry *et al.*, 2002; Thomas *et al.*, 2004; McClean *et al.*, 2005; Thuiller *et al.*, 2005b; Hijmans *et al.*, 2006). Todas estas técnicas, unidas a las de análisis espacial que proponemos en este proyecto, pueden aportar información extremadamente útil para diseñar estrategias de conservación que permitan tomar decisiones oportunas para la protección de la biodiversidad (Foley *et al.*, 2000; Gerber, *et al.*, 2004; Miles *et al.*, 2004; Martínez-Meyer, 2005; Araújo & Guisan, 2006). Pese a este interés creciente, reflejado en el alto número de publicaciones sobre el tema (entre otros muchos, Peters & Darling, 1985; Dobson *et al.*, 1989; Jutro, 1991; Bloomgarden, 1995; Huntley *et al.*, 1998; Chapin *et al.*, 2000; Araújo *et al.*, 2005; Thuiller *et al.*, 2005a; Broennimann *et al.*, 2006), en Ecuador estos estudios son recientes y muy escasos (p. ej., Cuesta-Camacho *et al.*, 2006b). Por este motivo, este trabajo asume como una de las prioridades de investigación los efectos potenciales de las alteraciones climáticas en la distribución de especies de plantas a través del tiempo. Para ello relacionamos estas alteraciones con factores climáticos (temperatura y precipitación), a través de modelos biogeográficos de distribución de especies, que son herramientas esenciales para valorar los impactos de los cambios de las condiciones ambientales en comunidades naturales (Guisan *et al.*, 2006b). Este trabajo tiene la finalidad de contribuir al reto de preservar la biodiversidad del Ecuador en el futuro, proporcionando información de zonas que potencialmente podrían estar en peligro de perder ecosistemas únicos. Debido a la escasez de información histórica de la evolución de los bosques tropicales, la habilidad

para detectar cambios en los bosques y ligarlos a grandes cambios ambientales sigue siendo limitada (Laurance *et al.*, 2002). Por esta razón, y para garantizar los avances en la conservación de los bosques tropicales andinos del Ecuador, se ha utilizado herramientas estadísticas que nos permitan determinar la relación especie-clima. Este enfoque tomará en cuenta la complejidad de las respuestas de los bosques a los cambios ambientales, ya que las plantas integran los efectos de cambios simultáneos en múltiples factores ambientales. Para tener una visión más clara de los procesos a nivel de ecosistemas es importante especificar los efectos individuales de diferentes cambios ambientales en las distintas especies modeladas, y así poder proyectar los cambios futuros en estos bosques.

MATERIALES Y MÉTODOS

Datos climáticos

Los Modelos de Circulación General (*General Circulation Models*, o GCM) son simulaciones numéricas computacionalmente intensivas basadas en ecuaciones de dinámica de fluidos, química y biología que intentan explicar y predecir el clima, así como su cambio en función de las emisiones de gases previstas (Collins, 2000; Cox, *et al.*, 2000; Gordon *et al.*, 2000; Stevenson, *et al.*, 2000; Ganopolski & Rahmstorf, 2001; Jonson *et al.*, 2001; Turner *et al.*, 2006; White, *et al.*, 2000a ; White, *et al.*, 2000b). Los cuatro GCM principales son el CGCM2, CSIRO2, PCM y el HadCM3 (IPCC, 2001a). Estos GCM se combinan con los denominados escenarios de emisiones, que son previsiones de las emisiones de gases elaborados a partir de hipótesis sobre la variación de tres parámetros: población, energía y desarrollo (IPCC, 2000). Los escenarios son de utilidad para análisis de cambio climático, y en particular para la creación de modelos del clima, evaluación de impactos y para la elaboración de estrategias de adaptación y de mitigación. Hay cuatro escenarios principales (A1FI, A2, B1 y B2), definidos en detalle en el *Special Report on Emission Scenarios* (IPCC 2000; Arnell *et al.*, 2004; Gutiérrez & Pons, 2006; <http://www.grida.no/climate/ipcc/emission>).

En este estudio hemos utilizado el GCM HadCM3, un modelo acoplado atmósfera-oceano desarrollado por el *Hadley Centre for Climate Prediction and Research* del Reino Unido (<http://www.metoffice.gov.uk/research/hadleycentre>). El componente atmosférico tiene una resolución espacial de 2,5° latitud × 3,75° longitud, lo que representa una grid de 72 × 96 celdas y una resolución espacial de ~278 × 417 km en el

ecuador y 278×295 km a 45° de latitud. El componente oceánico del modelo tiene una resolución espacial de $1,25^\circ \times 1,25^\circ$ (Gordon *et al.*, 2000; Collins *et al.*, 2001; Turner *et al.*, 2006; http://cera-www.dkrz.de/IPCC_DDC/IS92a/HadleyCM3/Readme.hadcm3). El modelo HadCM3 es uno de los usados principalmente en el Tercer y Cuarto Informe de Evaluación del IPCC (IPCC, 2001a, 2007a; Johns *et al.*, 2005) y en diferentes estudios biológicos (Cox, *et al.*, 2000; Arnell, *et al.*, 2004; Levy *et al.*, 2004; Miles *et al.*, 2004; Thuiller *et al.*, 2004b; Root *et al.*, 2005; Thuiller *et al.*, 2005a).

El escenario elegido para este estudio es el A2, porque es el que presenta las mayores emisiones de gases de efecto invernadero (IPCC, 2000; Stevenson, *et al.*, 2000; Jonson, *et al.*, 2001). Es por tanto el más perjudicial y, sin duda alguna a la vista de las circunstancias, el más plausible. Además, este escenario A2 se basa en un crecimiento poblacional alto, que es lo que se prevé que ocurra en las áreas tropicales ricas en especies con alta proporción de endemismos (Laurance, 2001; Tilman & Lehman, 2001). Describe un mundo muy heterogéneo caracterizado por la autosuficiencia, la conservación de las identidades locales y una población mundial en continuo crecimiento. El desarrollo económico está orientado básicamente de forma regional, y el crecimiento económico por habitante, así como el cambio tecnológico están más fragmentados y son más lentos que en otros escenarios (IPCC, 2000, Arnell *et al.*, 2004). Este escenario conduce a concentraciones en la atmósfera de CO_2 de aproximadamente 830 ppmv para el año 2100 (Fig. 2.2b), es decir, tres veces los valores que hubo en la era preindustrial. Para el año 2080 la concentración de CO_2 prevista será de 721 ppmv, la temperatura promedio subirá $3,9^\circ\text{C}$ y el nivel del mar se incrementará en 104 cm, uno de los cambios más impresionantes debido al calentamiento global (Hulme & Sheard, 1999). Los efectos directos del aumento de CO_2 en la fisiología de las plantas podrían conducir a una disminución relativa de la evapotranspiración en las áreas tropicales, junto con un calentamiento regional y una desecación superiores a los pronosticados convencionalmente como efectos de calentamiento de los gases de efecto invernadero (IPCC, 2001a).

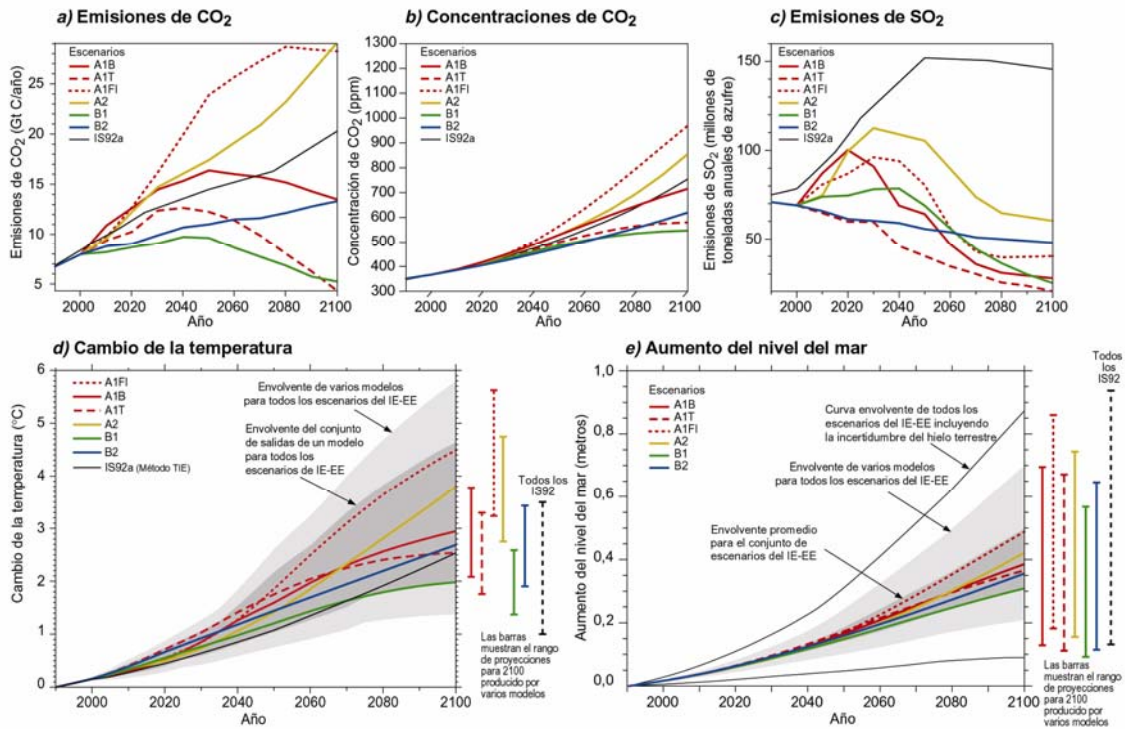


Fig. 2.2 Cambios previstos durante el siglo XXI en varios parámetros dependiendo del escenario de emisiones de acuerdo con el *Special Report on Emission Scenarios*: a) emisiones de CO_2 ; b) concentraciones previstas de CO_2 ; c) emisiones antropogénicas de SO_2 ; d) cambio de temperatura; e) cambio en el nivel del mar. Estas previsiones son conservadoras, ya que “*el calentamiento y la subida del nivel del mar debido a estas emisiones podrían continuar más allá del año 2100 y estos cambios no tienen en cuenta la incertidumbre relativa a los cambios en la dinámica de los hielos en la capa de hielo del oeste del Antártico ni explica las incertidumbres al proyectar las concentraciones de los aerosoles que no sean sulfatos y de los gases de efecto invernadero*” (IPCC, 2001a).

Cálculo del clima futuro

Las grids de clima para el año 2080 fueron generadas a partir de las 19 variables bioclimáticas actuales de Worldclim (<http://www.worldclim.org>) modificadas de acuerdo con las previsiones derivadas del escenario HadCM3-A2 (http://www.cru.uea.ac.uk/~timm/climate/ateam/TYN_CY_3_0.html). Las previsiones se proporcionan en el Tyndall Center como tablas de texto que muestran las variaciones sobre los datos climáticos del periodo 1961-1990 (Tabla 2.1). Incluyen temperaturas mensuales (http://www.cru.uea.ac.uk/~timm/cty/scen/data/tyn_cy_3_0.Ecuador.tmp.per) y precipitaciones (http://www.cru.uea.ac.uk/~timm/cty/scen/data/tyn_cy_3_0.Ecuador.pre.per).

Mediante una rutina AML (*Arc Macro Language*) de ArcInfo Workstation se calcularon los valores mensuales de temperatura máxima, mínima y media y de

precipitación media a partir de las variaciones estimadas para el año 2080 con respecto a los valores medios medidos en el periodo 1961-1990 (Tabla 2.1). Las nuevas cuatro variables, junto a un modelo digital del terreno de 90 m de resolución derivado de la misión SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*), se utilizaron para generar los valores futuros de las 19 variables bioclimáticas mediante una modificación del AML provisto por Worldclim (<http://www.worldclim.org/mkBCvars.aml>). La Fig. 2.3 muestra tres ejemplos de variables actuales con su respectiva estimación para el 2080; en algunas el cambio entre la variable actual y la estimada es casi inapreciable (Figs. 2.3A y 2.3B), mientras que en otras el cambio es más notable (Figs. 2.3C y 2.3D; Figs. 2.3E y 2.3F).

Tabla 2.1. Diferencias mensuales de temperatura mínima (TMIN), máxima (TMAX) y media (TMEDIA) y precipitación media (PRECIPITACIONES) para el año 2080 con respecto a los valores medios medidos durante el periodo 1961-1990 estimadas por el escenario HadCM3-A2. Los sufijos 1-12 indican el mes.

PRECIPITACIONES	TMIN	TMAX	TMEDIA
A2_1 = 12,5	A2_1 = 3,8	A2_1 = 4,1	A2_1 = 2,9
A2_2 = 35,3	A2_2 = 3,6	A2_2 = 3,8	A2_2 = 2,7
A2_3 = 30,2	A2_3 = 3,5	A2_3 = 4,0	A2_3 = 2,7
A2_4 = 24,0	A2_4 = 3,5	A2_4 = 3,9	A2_4 = 2,7
A2_5 = 74,5	A2_5 = 3,9	A2_5 = 4,7	A2_5 = 3,0
A2_6 = 49,9	A2_6 = 4,5	A2_6 = 5,7	A2_6 = 3,4
A2_7 = 46,9	A2_7 = 4,8	A2_7 = 6,2	A2_7 = 3,8
A2_8 = 47,7	A2_8 = 4,6	A2_8 = 5,7	A2_8 = 3,7
A2_9 = -30,7	A2_9 = 3,7	A2_9 = 4,8	A2_9 = 3,0
A2_10 = -33,1	A2_10 = 3,6	A2_10 = 5,1	A2_10 = 3,1
A2_11 = -1,7	A2_11 = 3,8	A2_11 = 4,6	A2_11 = 3,0
A2_12 = 7,3	A2_12 = 4,1	A2_12 = 4,4	A2_12 = 3,0

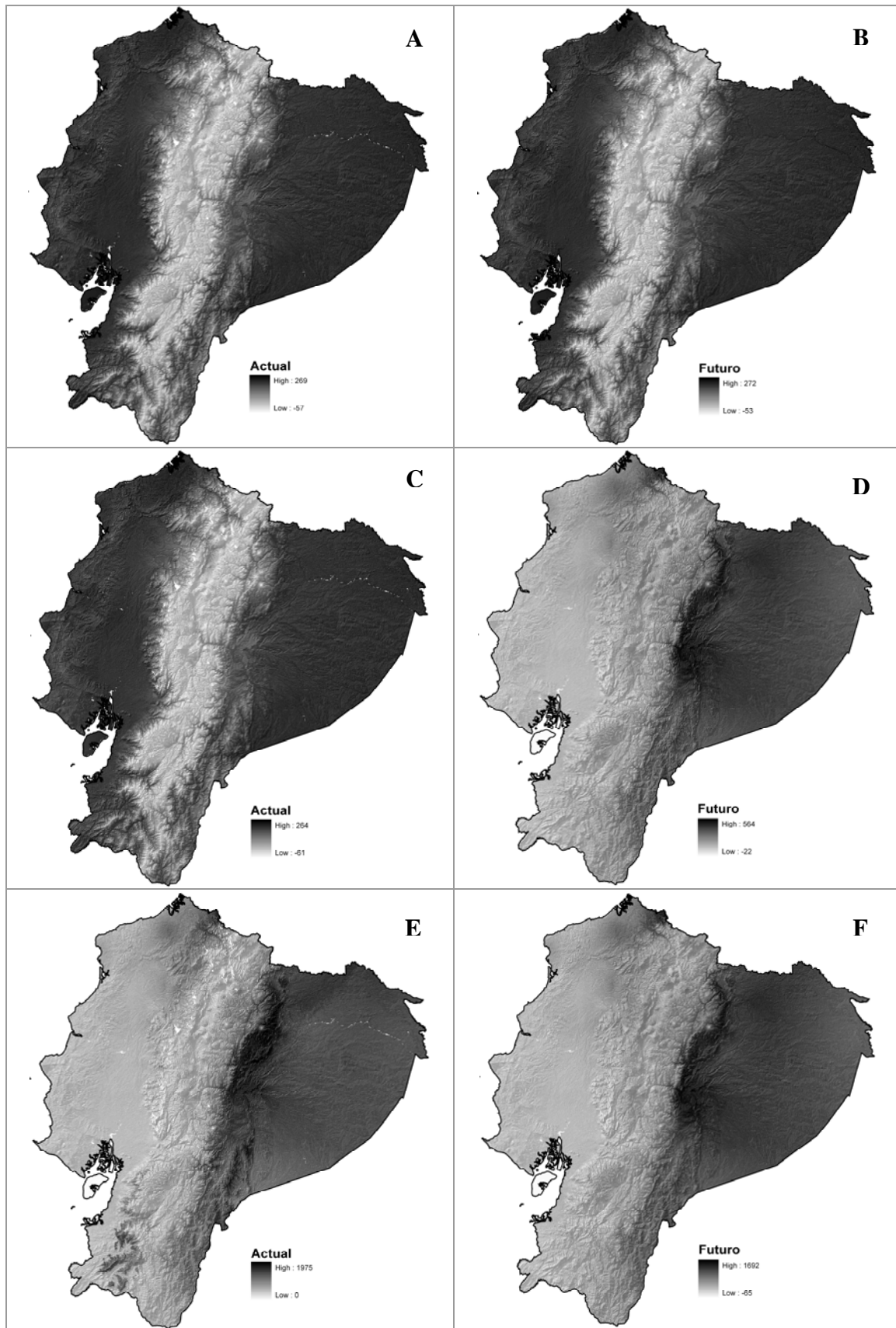


Fig. 2.3. Cambio estimado por el escenario HadCM3-A2 para las variables bioclimáticas de Worldclim. **A - B** Temperatura media anual (°C); **C - D** Temperatura del cuatrimestre más frío (°C). **E - F** Precipitación del cuatrimestre más frío (mm).

Técnica de modelización

A partir de los resultados obtenidos en el Capítulo 1, los modelos de idoneidad para el clima futuro se generaron exclusivamente con MARS (*Multivariate Adaptive Regression Splines*). Para ello se proyectó al clima futuro el modelo óptimo obtenido para cada especie con el clima actual.

Como para el presente (véase el Capítulo 1), la riqueza potencial futura se calculó sumando todos los modelos individuales de idoneidad futuros. Las zonas que tendrán la más alta riqueza potencial se describen de acuerdo con Sierra *et al.* (1999) que, como ya hemos indicado, tiene una jerarquía más detallada y reconoce las diferencias en la composición florística regional dentro de los tipos de vegetación con estructura y fisonomía similares (Neill, 1999b; Sierra *et al.*, 1999b).

Evolución del área de las especies en el tiempo

Los modelos ráster (grids) de idoneidad actuales y futuros de cada especie fueron reclasificados a modelos de presencia/ausencia a partir del punto de corte correspondiente y combinados en una única grid con dos campos que contenían la información de presencia/ausencia para el año 2006 y 2080 respectivamente. Posteriormente se añadió otro campo en el que para cada píxel se codificaba si la especie desaparecía, aparecía o se mantenía estable en el año 2080 con respecto al 2006. Las 413 tablas se importaron en Excel en donde se realizó el resto de manipulaciones mediante tablas dinámicas. En SPSS 15.0 se calcularon finalmente el número de píxeles ganados, perdidos y estables en relación con el área potencial inicial. La evolución del área se calculó tanto en km² como en porcentaje. El *área ganada* es el área que aparece como idónea en el futuro pero no en la actualidad, el *área perdida* es el área que aparece como idónea en el presente pero no en el futuro, el *área de presencia estable* es el área que se mantiene idónea tanto en el presente como en el futuro y, finalmente, la *ausencia estable* se define como el área que se mantiene inadecuada tanto para el presente como para el futuro.

RESULTADOS

Un ejemplo: distribución potencial de la familia Lauraceae en Ecuador estimada para el año 2080 bajo el escenario de cambio climático HadCM3-A2

La familia Lauraceae es un buen ejemplo para valorar la influencia del cambio climático en los bosques tropicales, ya que sus especies son elementos importantes de

los bosques húmedos, tanto de tierras bajas como altas. Además, las Lauráceas son económicamente muy interesantes por la alta calidad de su madera, lo que las ha convertido en un objetivo muy apreciable por el sector maderero, notándose en los últimos años una disminución del número de individuos de esta familia en los bosques por la tala selectiva (Leischner & Busmann, 2003). Los árboles de especies valiosas se eliminan selectivamente de los bosques, lo que altera su composición y por tanto los rasgos que influyen en los procesos del ecosistema (IPCC, 2002; Chapin, 2003).

La familia Lauraceae está formada por árboles y arbustos, fundamentalmente tropicales, excepto el género *Cassytha*, que es una hierba parásita trepadora (Raj & van der Werff, 1988; Rohwer, 1993a; Ulloa & Jørgensen, 1995; Mass & Westra, 1998). A pesar de su importancia, su taxonomía y número de especies son mal conocidos (van der Werff & Richter, 1996). Incluye 30-50 géneros y unas 2000-3500 especies ampliamente distribuidas en las regiones tropicales y subtropicales. En Ecuador está representada por 15 géneros y 167 especies, de las que 17 son endémicas, distribuidas por todos los bosques húmedos de las tres regiones naturales del Ecuador continental (van der Werff & Lorea-Hernández, 1999; Muriel, 2000).

Económicamente, las Lauráceas son un grupo importante (van der Werff & Richter, 1996). *Cinnamomum* es fuente de canela y alcanfor, las hojas de *Laurus nobilis* son utilizadas como condimento en la cocina, y de muchas otras especies se extraen aromas y fármacos a partir de los aceites esenciales (Killeen *et al.*, 1993; Parolin, 2002; Ballabeni *et al.*, 2007). *Persea americana* Mill. produce el fruto más importante de la familia, el aguacate, del que también se extrae aceite, principalmente para cosméticos, y sus hojas tienen propiedades medicinales (Rohwer, 1993b; van der Werff & Richter, 1996; Beyra *et al.*, 2004). Finalmente, muchas especies producen madera de alto valor, ya sea por su dureza, resistencia a la humedad o por su belleza (van der Werff & Richter, 1996).

Ecológicamente, son importantes componentes de los bosques siempreverdes a cualquier elevación, siendo una de las familias más comunes en las elevaciones bajas y medias de los Andes (van der Werff & Richter, 1996). Sus frutos son una fuente importante de alimento para las aves frugívoras, usualmente especializadas (Contigidae, Columbidae, Trogonidae y Rhamphastidae), que son el principal vehículo dispersor además de monos, ardillas, puercoespines, zarigüeyas o peces.

En Ecuador, las Lauráceas son elementos muy importantes de los bosques situados desde el nivel del mar hasta los 3500 m. El género más diverso es *Ocotea*, seguido de

Nectandra (Jørgensen & León-Yáñez, 1999), ambos explotados para la extracción de madera. Las especies maderables cada vez son más difíciles de encontrar, ya que son taladas sin tener en cuenta su edad o calidad.

La Tabla 2.2 y la Fig. 2.4 muestran un resumen del número de ejemplares y presencias únicas, así como su distribución en Ecuador, usados para generar los modelos de idoneidad. Algunas de estas especies están ampliamente distribuidas en las tres regiones naturales del Ecuador, mientras que otras tienen distribuciones restringidas (Tabla 2.3).

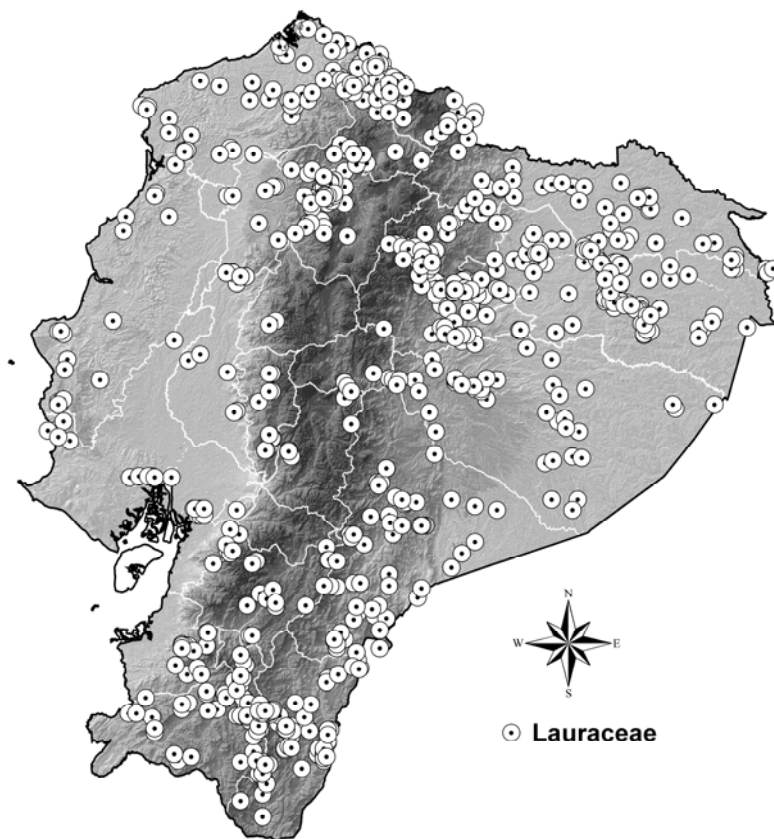


Fig. 2.4. Mapa del Ecuador con las localidades de colección de especies de la Familia Lauraceae.

Tabla 2.2. Especies de La uraceae que se modelizaron, con su respectivos números de especímenes de herbario y presencias únicas.

ESPECIES	presencias de herbario	presencias únicas
<i>Aniba guianensis</i> Aubl.	20 19	
<i>Aniba hostmanniana</i> (Nees) Mez	29 22	
<i>Beilschmiedia alloiophylla</i> (Rusby) Kosterm.	38 23	
<i>Beilschmiedia costaricensis</i> (Mez & Pittier) C.K. Allen	21 18	
<i>Cinnamomum napoense</i> van der Werff	26 18	
<i>Cinnamomum triplinerve</i> (Ruiz & Pav.) Kosterm.	40 31	
<i>Endlicheria formosa</i> A.C. Sm.	34 30	
<i>Endlicheria griseo-sericea</i> Chanderbali	26 20	
<i>Endlicheria ruforamula</i> Chanderbali	21 18	
<i>Nectandra acutifolia</i> (Ruiz & Pav.) Mez	25 22	
<i>Nectandra crassiloba</i> Rohwer	30 17	
<i>Nectandra laurel</i> Klotzsch ex Nees	49 42	
<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	85 64	
<i>Nectandra obtusata</i> Rohwer	42 30	
<i>Nectandra purpurea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	54 32	
<i>Nectandra reticulata</i> (Ruiz & Pav.) Mez	42 41	
<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees) Mez	45 30	
<i>Ocotea bofo</i> Kunth	29 20	
<i>Ocotea cernua</i> (Nees) Mez	73 58	
<i>Ocotea floribunda</i> (Sw.) Mez	41 32	
<i>Ocotea infrafoveolata</i> van der Werff	34 26	
<i>Ocotea insularis</i> (Meisn.) Mez	80 50	
<i>Ocotea javitensis</i> (Kunth) Pittier	86 49	
<i>Ocotea oblonga</i> (Meisn.) Mez	32 24	
<i>Ocotea quixos</i> (Lam.) Kosterm.	21 19	
<i>Persea mutisii</i> Kunth	22 19	
<i>Pleurothyrium trianae</i> (Mez) Rohwer	40 27	
<i>Rhodostemonodaphne kunthiana</i> (Nees) Rohwer	37 25	
Total	1122	826
Media	40,07	29,50
Desv. típ.	19,3	12,8

Tabla 2.3. Distribución de las especies modelizadas de Lauraceae (Jørgensen & León-Yanez, 1999).

Región	Especie	Región	Especie
Amazonía	<i>Aniba guianensis</i>	Andes_Amazonía	<i>Endlicheria griseosericea</i>
	<i>Ocotea quixos</i>		<i>Ocotea aciphylla</i>
	<i>Nectandra crassiloba</i>		<i>Nectandra reticulata</i>
Andes	<i>Nectandra laurel</i>		<i>Ocotea insularis</i>
	<i>Persea mutisii</i>		<i>Ocotea infrafoveolata</i>
	<i>Beilschmiedia alioiophylla</i>		<i>Beilschmiedia costaricensis</i>
	<i>Nectandra obtusata</i>		<i>Cinnamomum napoense</i>
Costa_Amazonía	<i>Ocotea bofo</i>	Costa_Andes_Amazonía	<i>Nectandra purpurea</i>
	<i>Endlicheria rufoamula</i>		<i>Ocotea floribunda</i>
	<i>Aniba hostmanniana</i>		<i>Ocotea oblonga</i>
	<i>Ocotea cernua</i>		<i>Nectandra membranacea</i>
	<i>Pleurothyrium trianae</i>		<i>Cinnamomum triplinerve</i>
Costa_Andes	<i>Endlicheria formosa</i>		<i>Ocotea javitensis</i>
	<i>Nectandra actifolia</i>		<i>Rhodostemonodaphne</i>

Modelo de riqueza potencial de la familia Lauraceae estimado para el 2080

La Fig. 2.5 muestra el modelo de riqueza potencial de Lauráceas para el año 2080, resultado de la suma de los modelos de idoneidad individuales. La riqueza potencial es máxima en los bosques siempreverdes piemontanos de ambas vertientes de los Andes y media en el resto de bosques siempreverdes o altoandinos. La riqueza es baja o muy baja sólo en los bosques secos de la Costa y en algunas áreas de Bosque siempreverde de tierras bajas de la Amazonía.

La Fig. 2.5B muestra que las áreas con alta idoneidad potencial están pobremente protegidas por el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP). Las áreas más extensas con prioridad crítica de conservación que están fuera del SNAP se encuentran en formaciones de Bosque siempreverde de tierras bajas de la Costa, Bosque siempreverde piemontano de la Costa y Bosque semidecíduo piemontano de la Costa. En la Sierra, las áreas más extensas con alta idoneidad fuera del SNAP están en las estribaciones occidentales de los Andes, especialmente en el centro y sur del país. En la Amazonía la inmensa mayoría de las áreas con mayor idoneidad están fuera del SNAP, con tan sólo retazos incluidos el Corredor Biológico Cóndor-Kutukú (Ecuador - Perú), que en Ecuador abarca los Parques Nacionales Podocarpus, Sangay y El Cóndor, así como la Cordillera del Cutucú.

Fuera del SNAP, las áreas de alta idoneidad tampoco están especialmente protegidas por otras figuras ecuatorianas de protección, como los Bosques Protectores (Fig. 2.6A) o el Patrimonio Forestal del Estado (Fig. 2.6B).

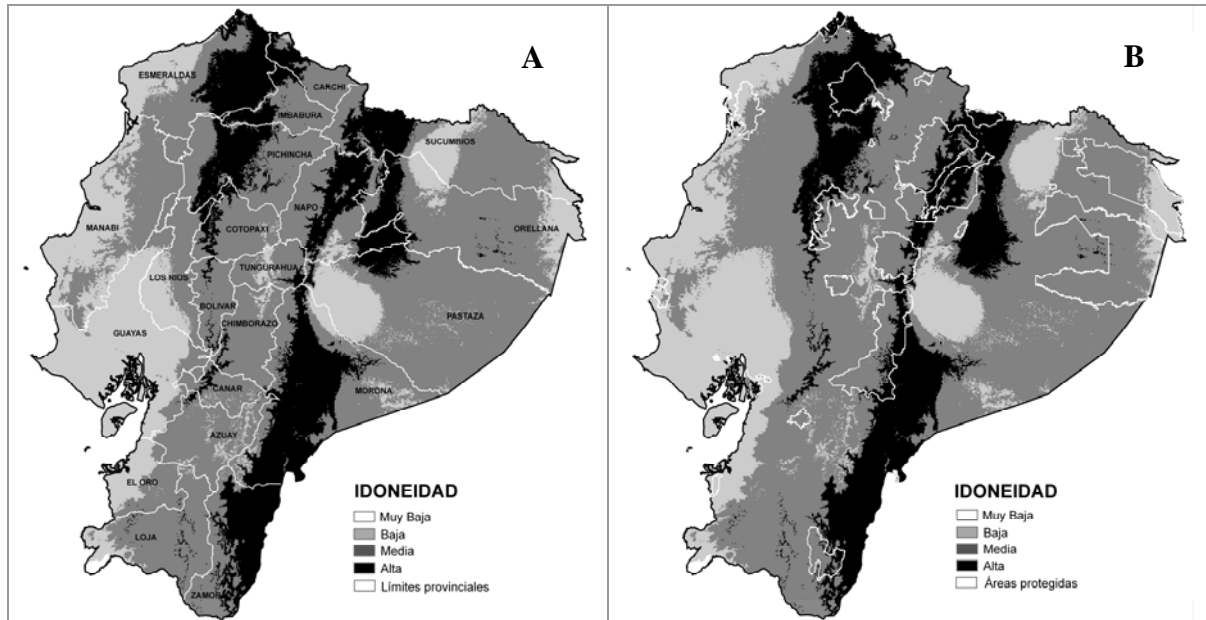


Fig. 2.5. Modelo de riqueza potencial para Lauraceae. **A** - por provincias, **B** - en relación al SNAP.

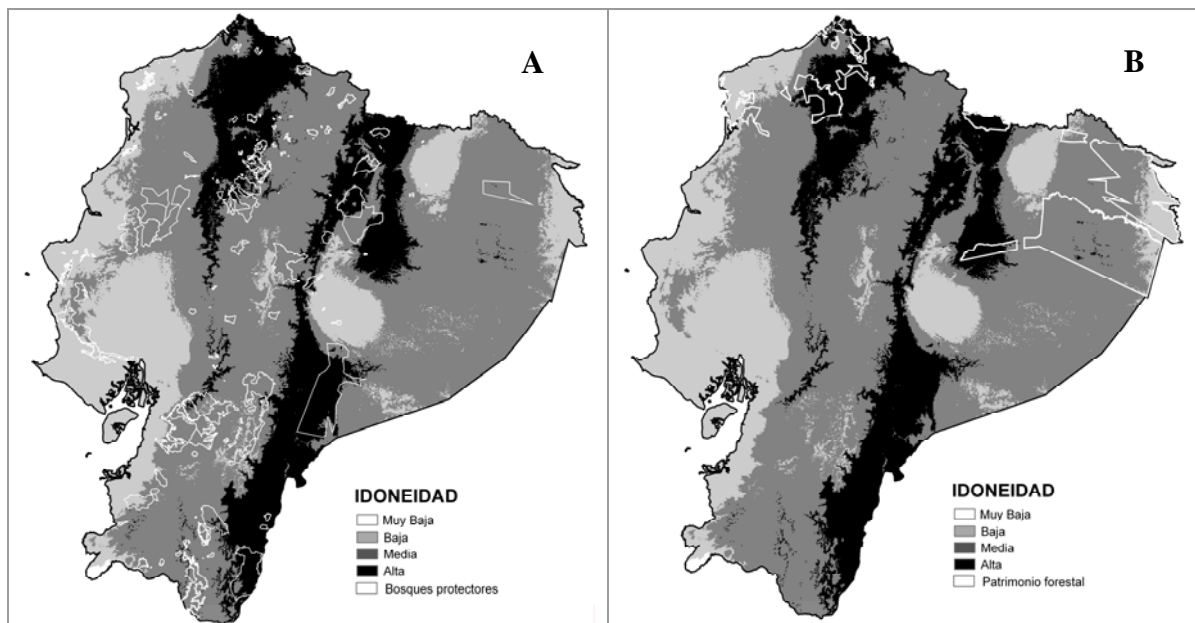


Fig. 2.6. Modelo de riqueza potencial para Lauraceae. **A** – en relación a Bosques Protectores, **B** – en relación al Patrimonio Forestal del Estado.

Idoneidad actual frente a idoneidad futura (Anexo, Tabla A2.5)

Como no podía ser de otro modo, nuestros resultados confirman que a consecuencia del cambio climático unas especies incrementarán y otras disminuirán su área de ocupación. De las 28 especies modeladas, 15 aumentan y 13 pierden áreas idóneas, siendo la proporción diferente en función de la especie. Las Figs. 2.7 y 2.8 muestran ejemplos de lo que sucederá con las áreas de distribución de algunas especies de Lauráceas como consecuencia del cambio climático. Algunas especies que incrementan (Fig. 2.7) su área de ocupación potencial en el futuro respecto al actual son *Ocotea infrafoveolata* (423,55%), *Nectandra acutifolia* (192,16%) o *Ocotea insularis* (168,81%), mientras que en la Fig. 2.8 hay ejemplos de especies que sufren reducciones notables manteniendo un pequeño porcentaje de su área de ocupación, como *Endlicheria ruforamula* (33%), *Ocotea bofo* (37,82%) y *Ocotea aciphylla* (48,66%).

Evolución del área de distribución potencial (Tabla 2.4)

Aunque este aspecto se tratará en detalle en el próximo capítulo, hay algunos resultados que podemos comentar aquí. El primero es que hay bastante variación específica en cuanto al área potencial ganada o perdida en el futuro. Hay especies para las que se predice una enorme ganancia de hábitat potencial, y que por tanto tienen la posibilidad de colonizar nuevas áreas: *Ocotea infrafoveolata* es la especie que más se expande, con una ganancia del 325,44% y una reducción de apenas un 1,89% sobre el área actual (Figs. 2.9A-B); *Nectandra acutifolia* se expande un 108,57% de su área actual y pierde un 16,42% (Figs. 2.9C-D); *Ocotea insularis* se expande en un 79,36% con respecto al área potencial actual y pierde un 10,55% (Figs. 2.9E-F).

En el otro extremo están las especies que pierden área potencial neta con respecto al área potencial actual: *Ocotea bofo* pierde un 83,10% del área de ocupación actual y gana un 20,92% (Figs. 2.10A-B); *Endlicheria ruforamula* pierde un 77,89% de su área potencial actual y gana un 10,89% (Figs. 2.10C-D); y *Ocotea javitensis* pierde un 63,30%, pero gana un 23,26% (Figs. 2.10E-F).

Finalmente, también se deben mencionar aquellas especies que conservarán un alto porcentaje de su área de ocupación potencial actual, independientemente del área que puedan ganar, como *Nectandra purpurea* (99,37%, que podría ganar un 66,01%), *Beilschmiedia costaricensis* (98,94%, que podría ganar un 63,80%), *Nectandra laurel* (98,30%, que podría ganar un 32,56%).

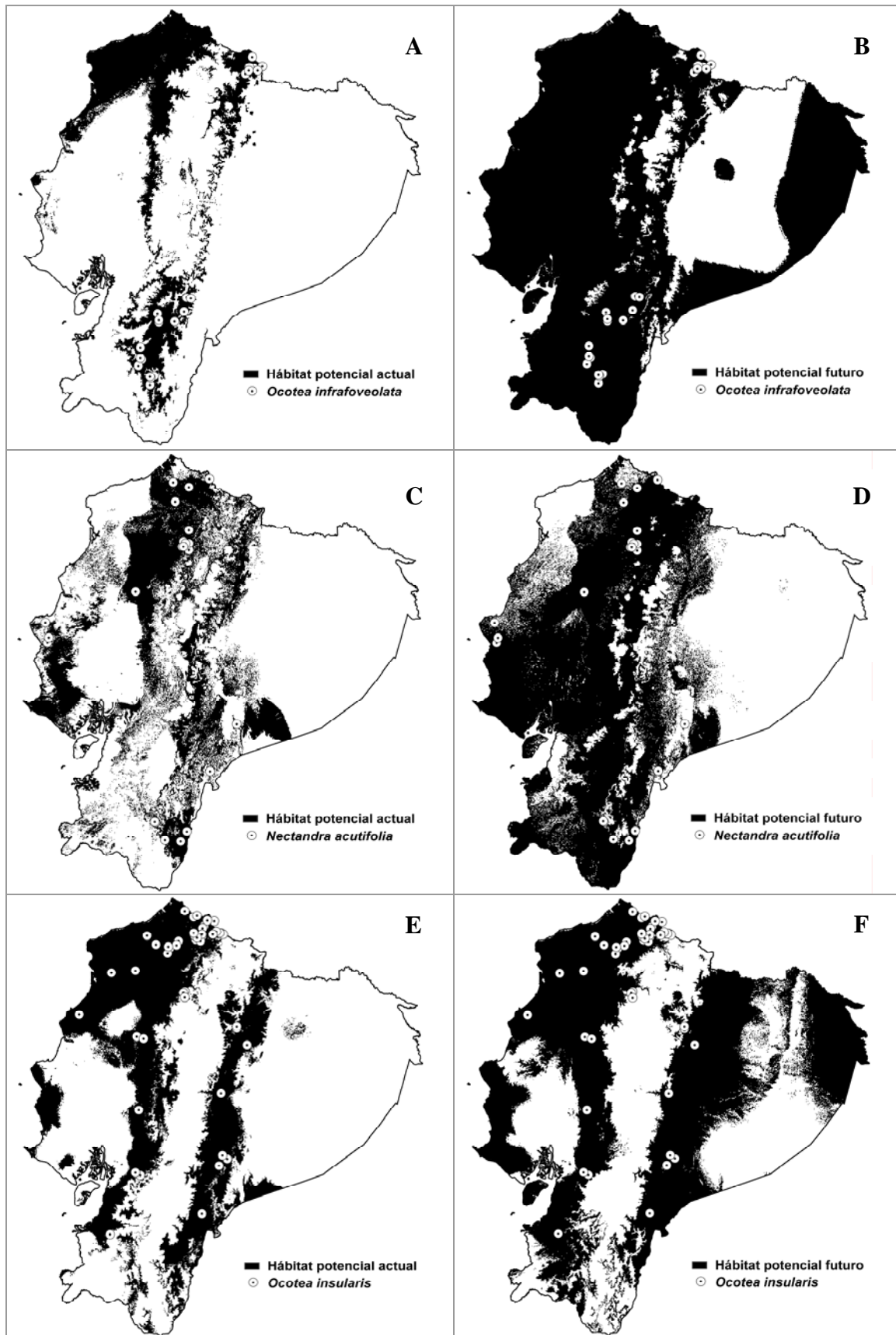


Fig. 2.7. Áreas de distribución potencial actual (izquierda) y futura (año 2080, derecha) para algunas especies con ganancia neta de área potencial.

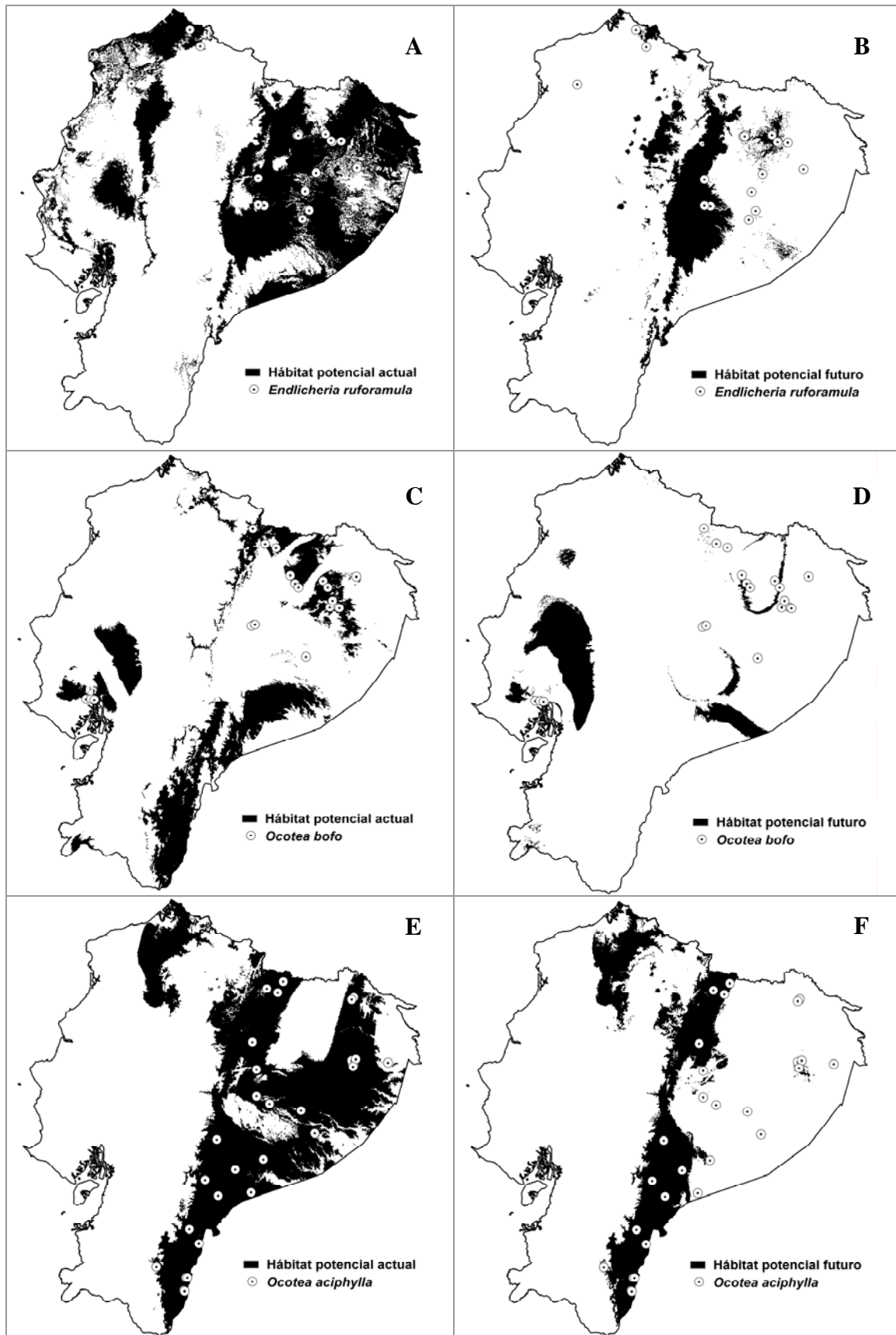


Fig. 2.8. Áreas de distribución potencial actual (izquierda) y futura (año 2080, derecha) para algunas especies con pérdida neta de área potencial.

Tabla 2.4. Áreas potenciales ganadas, pérdidas, ausencia estable y presencia estable (en kilómetros y en porcentaje) en el futuro (2080), respecto al área potencial en el presente (2006) .

ESPECIES	Ganancia		Pérdida		Ausencia estable		Presencia estable	
	Km2	%	Km2	%	Km2	%	Km2	%
<i>Aniba guianensis</i>	13849	21,33	30123	46,39	169579	261,16	34809	53,61
<i>Aniba hostmanniana</i>	35284	51,30	17187	24,99	144302	209,82	51588	75,01
<i>Beilschmiedia alloiophylla</i>	143	0,33	9250	21,26	204711	470,54	34256	78,74
<i>Beilschmiedia costaricensis</i>	59158	63,80	985	1,06	96479	104,05	91738	98,94
<i>Cinnamomum napoense</i>	0	0,00	21517	16,80	120274	93,90	106569	83,20
<i>Cinnamomum triplinerve</i>	29139	21,40	21694	15,93	83066	61,01	114461	84,07
<i>Endlicheria formosa</i>	18932	25,16	14794	19,66	154191	204,94	60444	80,34
<i>Endlicheria griseo-sericea</i>	6846	10,88	16991	26,99	178565	283,67	45958	73,01
<i>Endlicheria ruforamula</i>	9023	10,89	64523	77,89	156504	188,94	18310	22,11
<i>Nectandra acutifolia</i>	76300	108,57	11536	16,42	101785	144,84	58739	83,58
<i>Nectandra crassiloba</i>	27612	67,15	21888	53,23	179630	436,87	19230	46,77
<i>Nectandra laurel</i>	12865	32,56	671	1,70	5988	496,09	38836	98,30
<i>Nectandra membranacea</i>	7733	9,73	25047	31,50	161117	202,64	54463	68,50
<i>Nectandra obtusata</i>	11173	16,27	7725	11,25	168499	245,31	60963	88,75
<i>Nectandra purpurea</i>	63957	66,01	613	0,63	87514	90,32	96277	99,37
<i>Nectandra reticulata</i>	9553	7,07	26174	19,37	103681	76,73	108953	80,63
<i>Ocotea aciphylla</i>	3828	4,22	50380	55,56	153858	169,68	40294	44,44
<i>Ocotea bofo</i>	8435	20,92	33500	83,10	199613	495,18	6812	16,90
<i>Ocotea cernua</i>	5080	4,68	32126	29,60	134734	124,13	76420	70,40
<i>Ocotea floribunda</i>	33493	54,00	32091	51,74	152842	246,42	29933	48,26
<i>Ocotea infrafoveolata</i>	146158	325,44	848	1,89	57292	127,57	44062	98,11
<i>Ocotea insularis</i>	70276	79,36	9342	10,55	89536	101,11	79206	89,45
<i>Ocotea javitensis</i>	17770	23,26	48358	63,30	154195	201,84	28037	36,70
<i>Ocotea oblonga</i>	40661	38,17	13071	12,27	101175	94,98	93453	87,73
<i>Ocotea quixos</i>	984	0,98	2154	2,15	7400	147,44	97821	97,85
<i>Persea mutisii</i>	16258	27,59	10131	17,19	173182	293,93	48788	82,81
<i>Pleurothyrium trianae</i>	23121	34,87	11334	17,09	158932	239,69	54974	82,91
<i>Rhodostemonodaphne kunthiana</i>	11045	12,45	23765	26,79	148613	167,54	64938	73,21

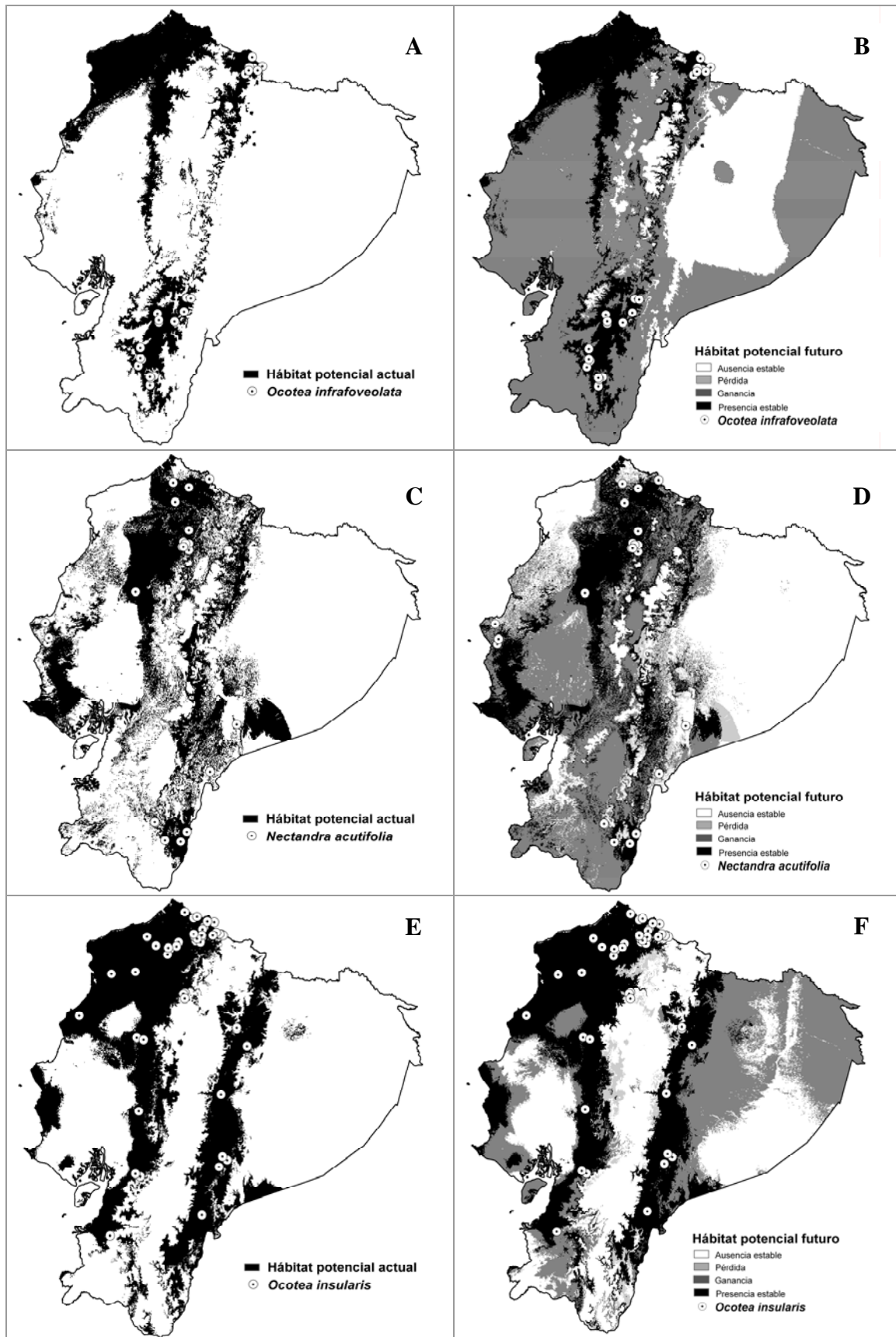


Fig. 2.9. Especies con ganancia neta de área potencial en el futuro. *Ocotea infrafoveolata*; **A** - 2006, **B** - 2080; *Nectandra acutifolia*, **C** - 2006, **D** - 2080; *Ocotea insularis*, **E** - 2006, **F** - 2080.

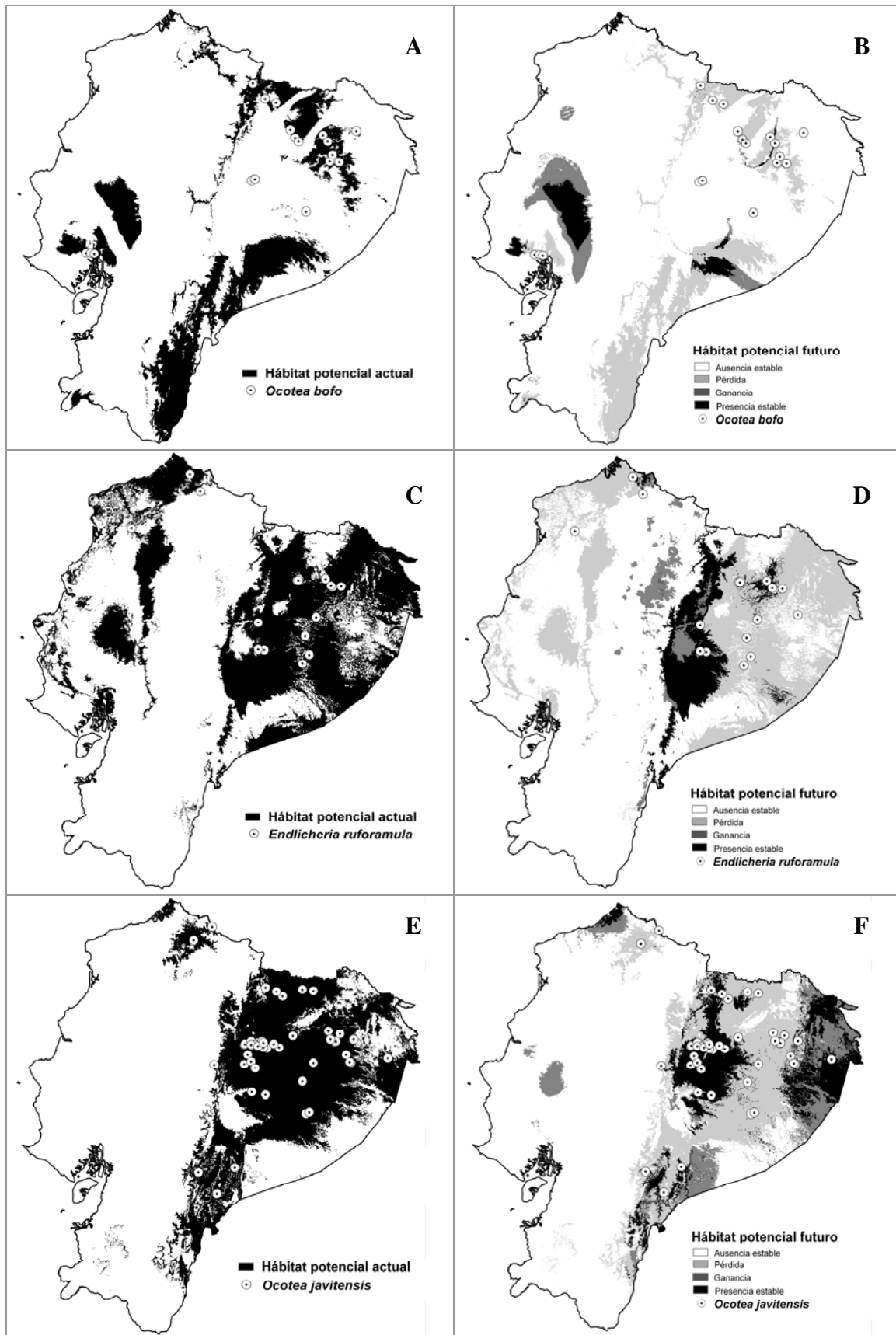


Fig. 2.10. Especies con pérdida neta de área potencial en el futuro. *Ocotea bofo*, **A** - 2006, **B** - 2080; *Endlicheria ruforamula*, **C** - 2006; **D** - 2080; *Ocotea javitensis*, **E** - 2006, **F** - 2080.

Comparación entre los modelos de riqueza potencial actual y futura

El coeficiente de correlación de Pearson entre los modelos riqueza potencial actual y futura es $r = 0,829$, lo que indica una fuerte asociación entre ambos. Visualmente el parecido es evidente al comparar las Figs. 2.11A y 2.11C. Vemos que las áreas de idoneidad alta siguen un mismo patrón de distribución, tanto al occidente como al oriente de la cordillera de los Andes. La diferencia más dramática es también evidente, ya que en el futuro hay zonas de la región amazónica, principalmente en las provincias de Orellana, Pastaza, Sucumbios y Morona Santiago, que sufren una disminución de idoneidad muy notable. Los hábitat en los que se producirán mayores pérdidas están dominadas por formaciones de bosques siempreverdes inundables o de tierras bajas. Dentro del SNAP se proyectan pérdidas de áreas de alta idoneidad dentro de los parques nacionales Yasuni y Sangay, y de las reservas biológicas Limoncocha y Cuyabeno (Figs. 2.11B y D).

En las provincias de la Sierra es notable el aumento de idoneidad en las zonas altas interandinas, aunque no se llegue a niveles de alta idoneidad (Fig. 2.11A y 2.11C). Las provincias en las que estas ganancias son más evidentes son Bolívar, Chimborazo, Cañar, Azuay y Loja, en formaciones actuales de Bosque siempreverde montano alto de los Andes Occidentales, diferentes tipos de páramo, e incluso hasta nieves perpetuas. Dentro de las actuales zonas del SNAP, el incremento más notable se producirá en la Reserva Ecológica Illinizas, aunque todas aumentan hasta niveles de idoneidad media (Fig. 2.11B y 2.11D).

Ejemplos de la evolución del área de distribución potencial en otros grupos: patrones generales (Anexo, Tabla A2.1-A2.7)

Los patrones observados para la familia Lauraceae se encuentra en el resto de grupos estudiados. A continuación se muestran de cada grupo estudiado en esta tesis tres ejemplos de especies que incrementarían su área de ocupación en el futuro y tres que lo verán reducido. El análisis de estos patrones se realizará en detalle en el próximo capítulo, dedicado al estudio de la diversidad beta temporal, pero aquí es pertinente mostrarlos como ejemplo de su utilidad en estudios cuyos objetivos sean otros, como por ejemplo el diseño de reservas.

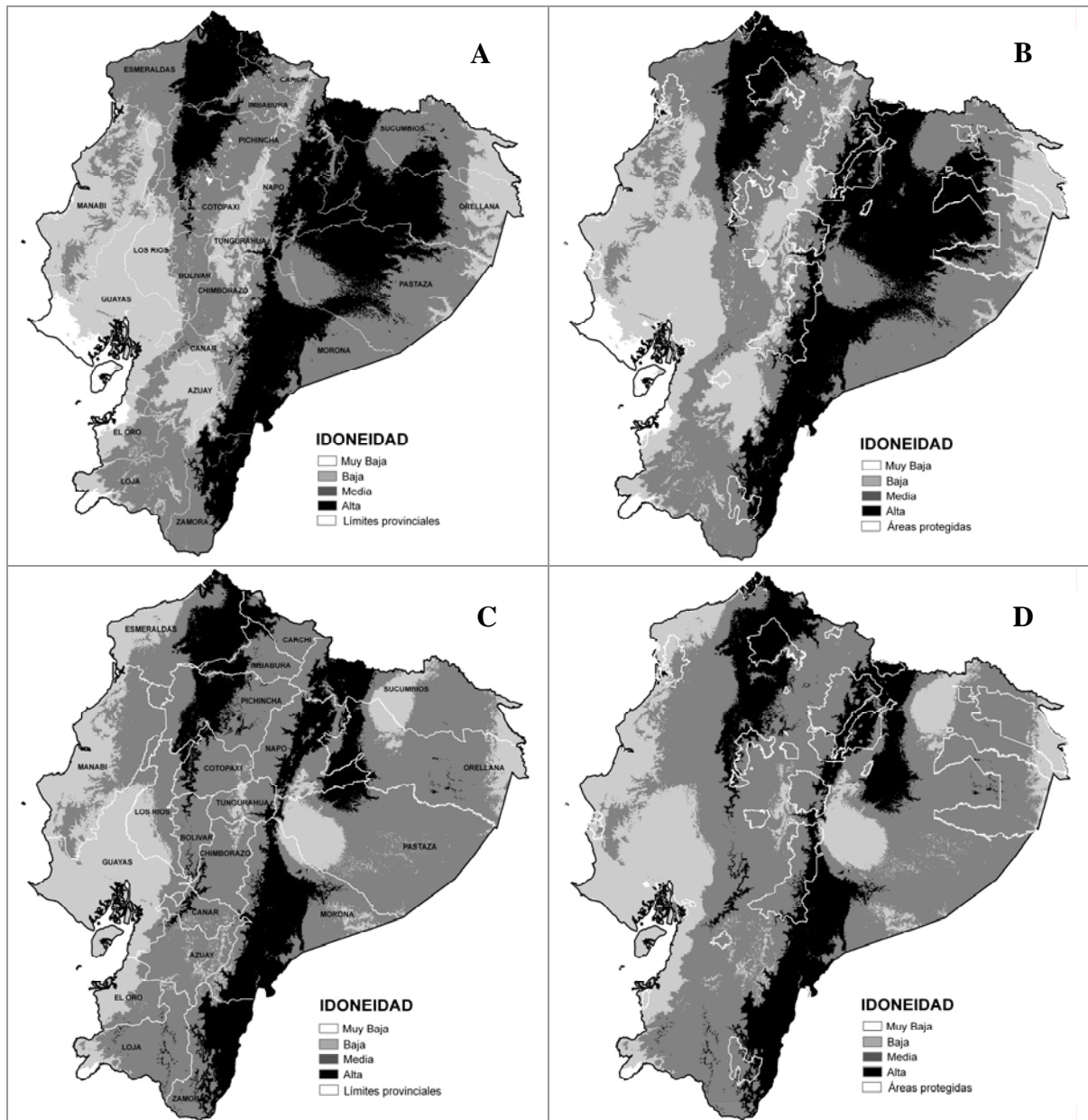


Figura 2.11. Riqueza potencial de especies de lauráceas. **A** - Riqueza actual por provincias, **B** - Riqueza actual en el SNAP, **C** - Riqueza futura por provincias, **D** - Riqueza futura en el SNAP.

Anthurium (Anexo, Tabla A2.1). De las 53 especies modelizadas, el 50,94% aumentarán y el 49,06% disminuirán su área potencial con respecto al actual. Algunas de las especies que incrementan notablemente (Fig. 2.12.1) su área en el futuro son *A. corrugatum* (523,13%), *A. pallidiflorum* (426,92%) y *A. microspadix* (402,53%), mientras que otras verán disminuir su área potencial, como *A. breviscapum*, que mantendrá un 30,01% de su área original, *A. gracile* (35,17%) o *A. harlingianum* (35,46%) (Fig. 2.12.2).

Bigoniaceae (Anexo, Tabla A2.2). De las 11 especies modelizadas, el 45,94% ganarán y el 54,55% perderán área potencial en el futuro con respecto al actual. Las especies que más área ocupan (Fig. 2.13.1) son *Cydista aequinoctialis* (162,81%), *Mansoa verrucifera* (155,24%) y *Amphilophium paniculatum* (129,34%), mientras que otras mantendrán áreas más pequeñas, como *Pithecoctenium crucigerum* (20,83%), *Tynanthus polyanthus* (34,35%) y *Macfadyena unguis-cati* (74,45%) (Fig. 2.13.2).

Bromeliaceae (Anexo, Tabla A2.3). El 61,8% de las 89 especies modelizadas de esta familia muestran una tendencia a ganar área potencial, algunas en porcentajes muy altos (Fig. 2.14.1), como *Pitcairnia hitchcockiana* (782,30%), *Guzmania scherzeriana* (517,67%) o *Racinaea dielsii* (460,45%). Otras ocuparán áreas más pequeñas que el inicial, como *Pitcairnia pungens* (18,82%), *Tillandsia usneoides* (27,79%) o *Guzmania monostachia* (34,54%) (Fig. 2.14.2).

Gesneriaceae (Anexo Tabla A2.4). De las 93 especies modelizadas, el 54,84% ganan área potencial. Como en la familia anterior, hay porcentajes de ganancia espectaculares, como *Drymonia urceolata* (867,89%), *Capanea affinis* (602,27%) o *Heppiella verticillata* (548,54%) (Fig. 2.15.1). Ejemplos de especies que pierden área potencial son *Paradrymonia longifolia*, que mantendrá un 13,64% de su área actual, *Columnnea mastersonii* (19,01%) o *Pearcea abunda* (23,42%) (Fig. 2.15.2).

Leguminosae (Anexo, Tabla A2.6). De las 123 especies modelizadas el 56,91% ganan área potencial en el futuro, como *Senna pistaciifolia* (560,13%), *Lupinus pubescens* (456,54%) y *Mimosa debilis* (380,96%) (Fig. 2.16.1). Ejemplos de especies que pierden área potencial son, *Senna ruiziana*, que mantendrá un 2,97% de su área actual, *Senna multiglandulosa* (18,28%) y *Swartzia arborescens* (18,03%) (Fig. 2.16.2).

Especies de páramo (Anexo, Tabla A2.7). En este grupo incluimos especies que crecen por encima de los 3000 m. Se modelizaron sólo 16 especies, de las cuales el 37,5% aumentaron su área potencial en el futuro, como *Lachemilla hispidula* (444,91%), *Loricaria ilinissae* (411,09%) y *Weimmannia fagaroides* (314,68%) (Fig. 2.17.1), mientras que un 62,5% perderán área potencial ocupando pequeñas áreas, como *Stellaria recurvada*, que mantendrá un 25,14% de su área actual, *Gynoxys buxifolia* (47,56%) y *Ranunculus peruvianus* (50,71%) (Fig. 2.17.1). En este grupo es en el que se observa el mayor número de especies que pierden áreas, sin duda porque estas especies no podrán migrar hacia sitios más altos.

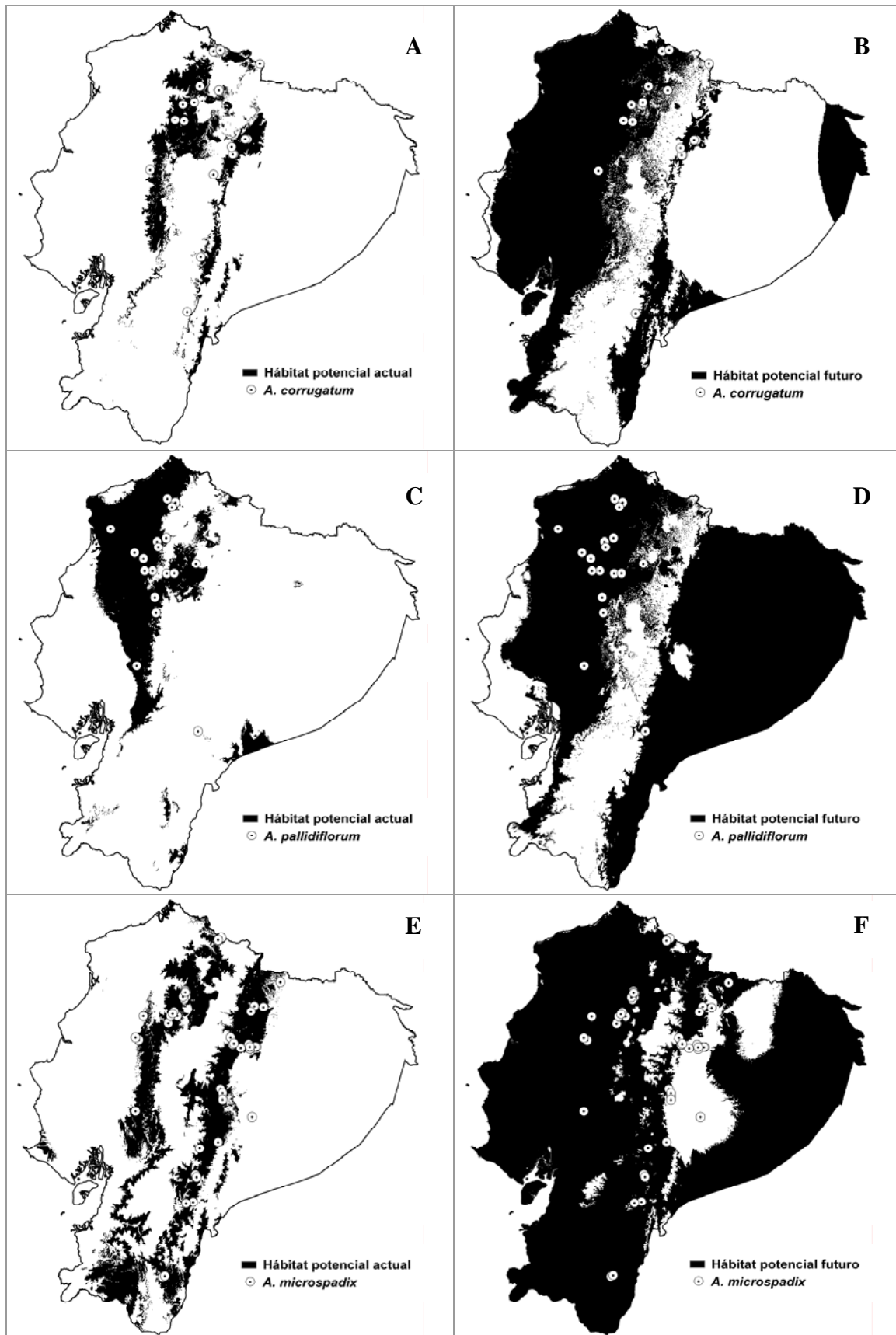


Fig. 2.12.1. Ejemplos de especies de *Anthurium* con ganancia neta de área potencial en el futuro.

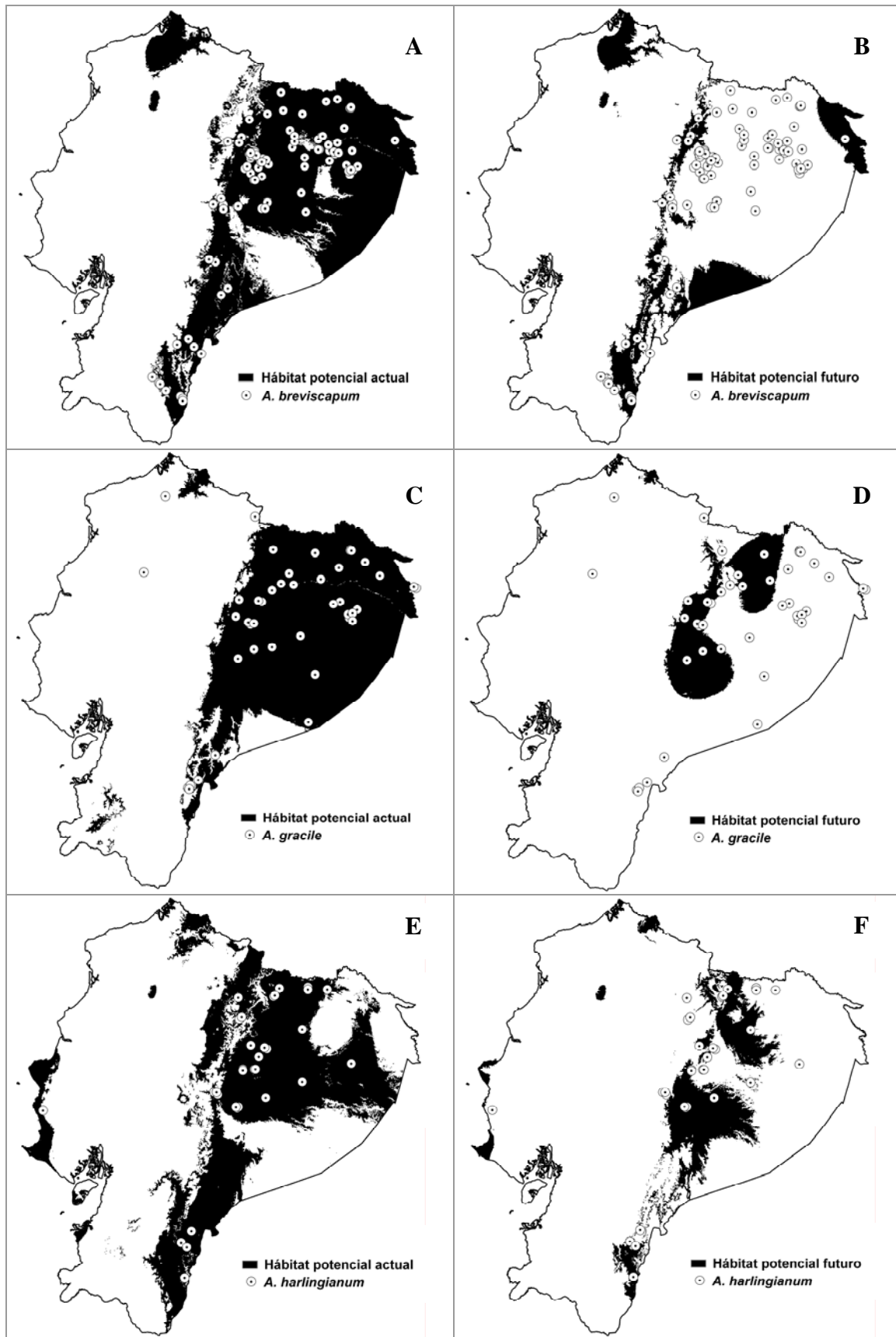


Fig. 2.12.2. Ejemplos de especies de *Anthurium* con pérdida neta de área potencial en el futuro.

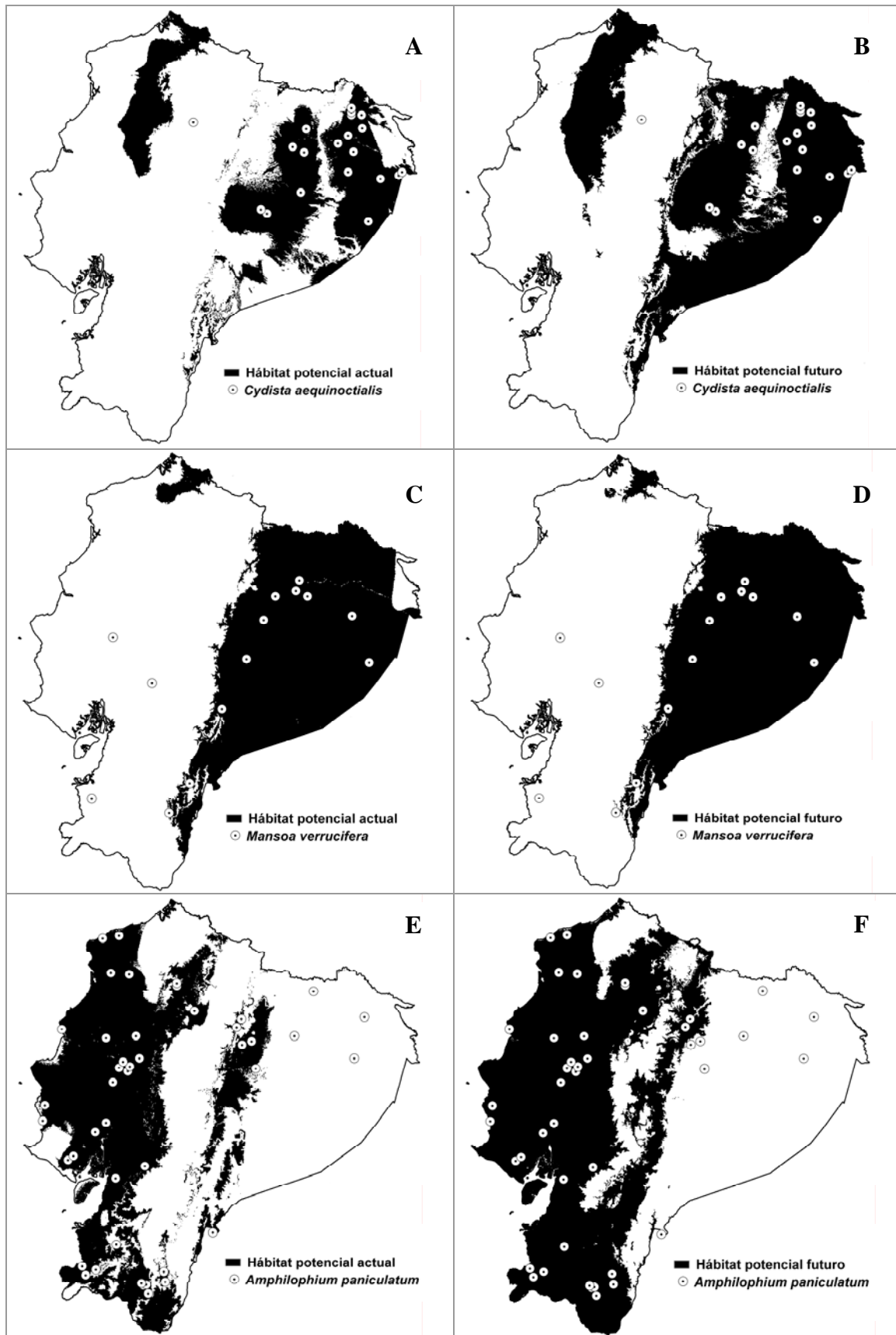


Fig. 2.13.1. Ejemplos de especies de Bignoniaceae con ganancia neta de área potencial en el futuro.

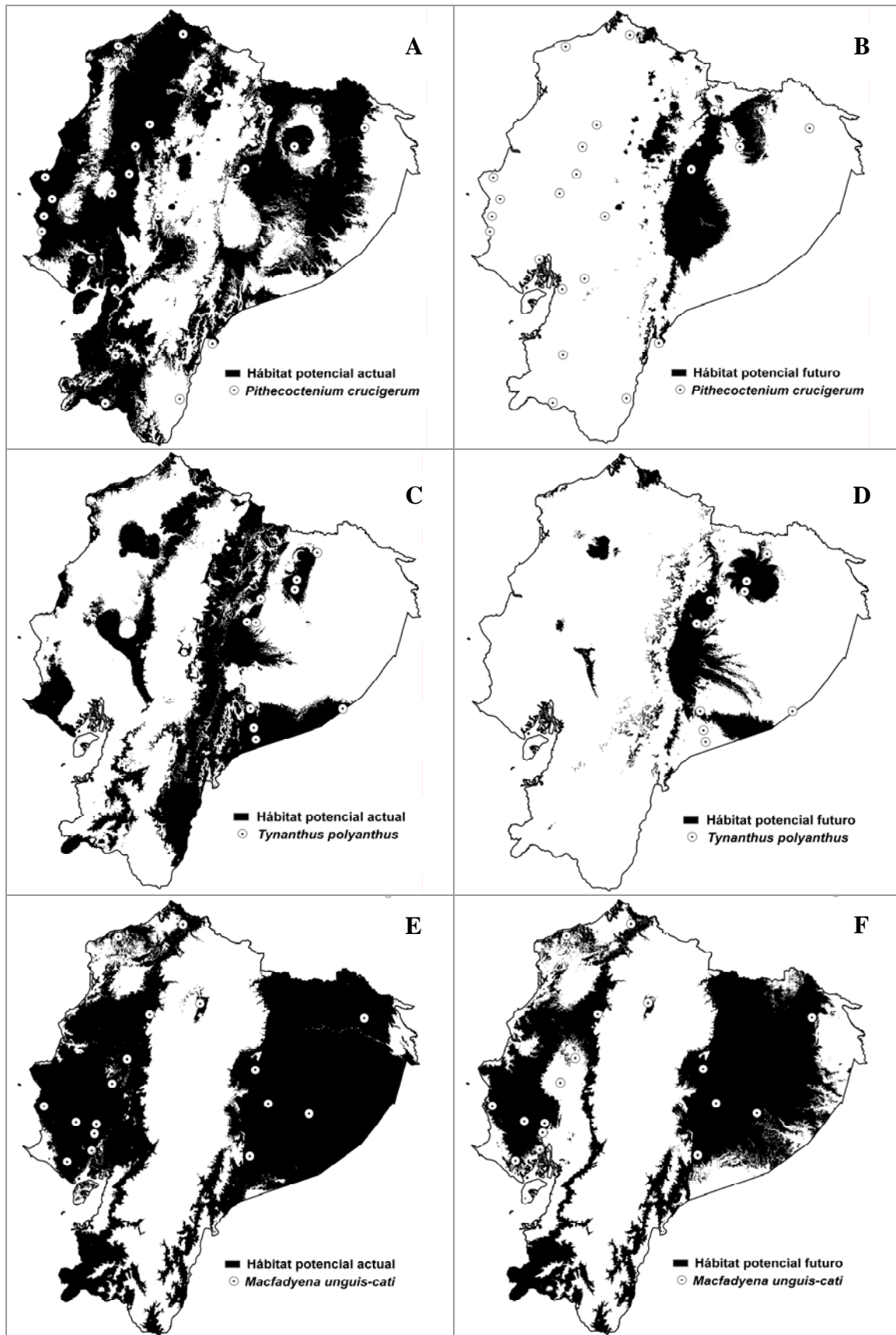


Fig. 2.13.2. Ejemplos de especies de Bignoniaceae con pérdida neta de área potencial en el futuro.

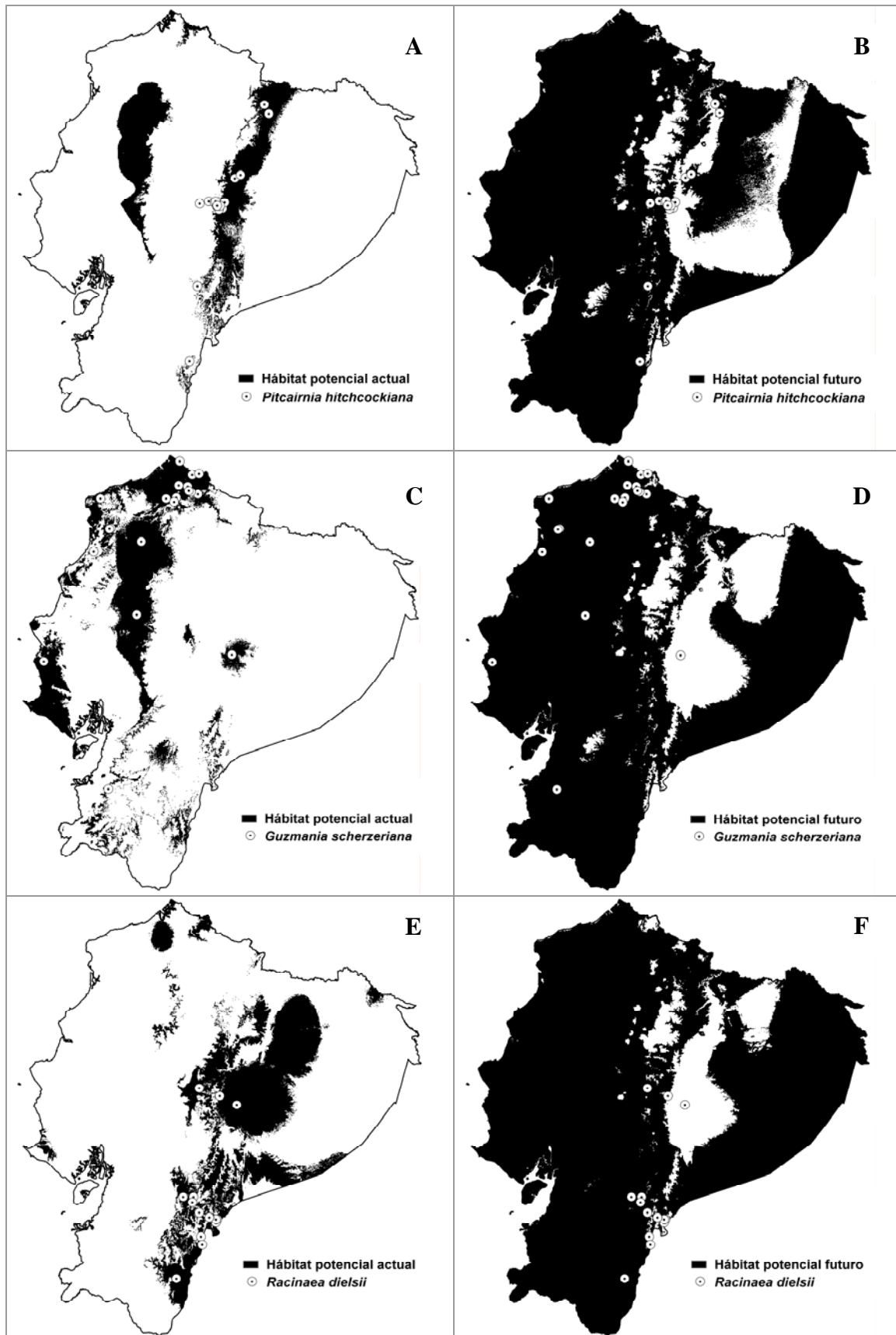


Fig. 2.14.1. Ejemplos de especies de Bromeliaceae con ganancia neta de área potencial en el futuro.

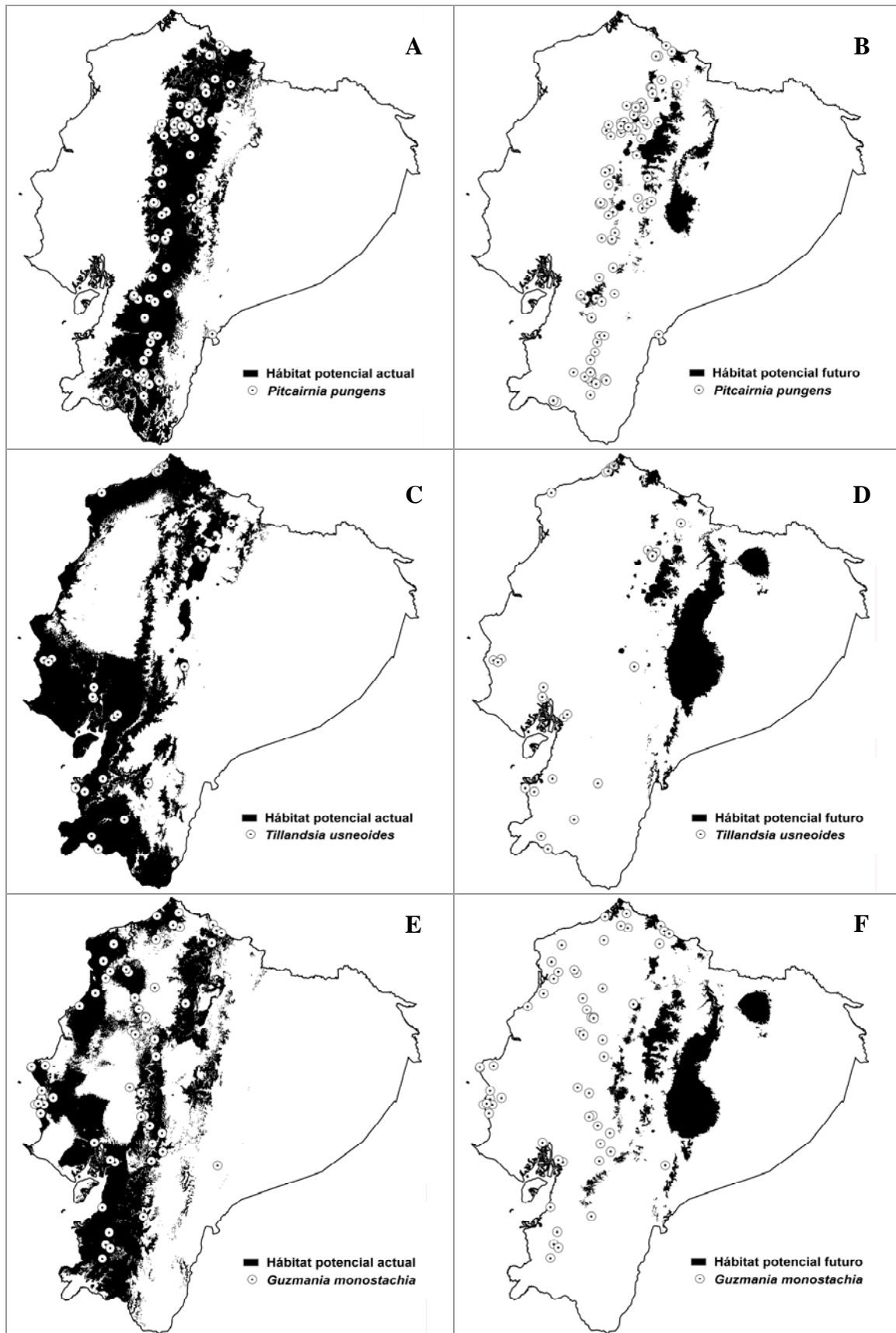


Fig. 2.14.2. Ejemplos de especies de Bromeliaceae con pérdida neta de área potencial en el futuro.

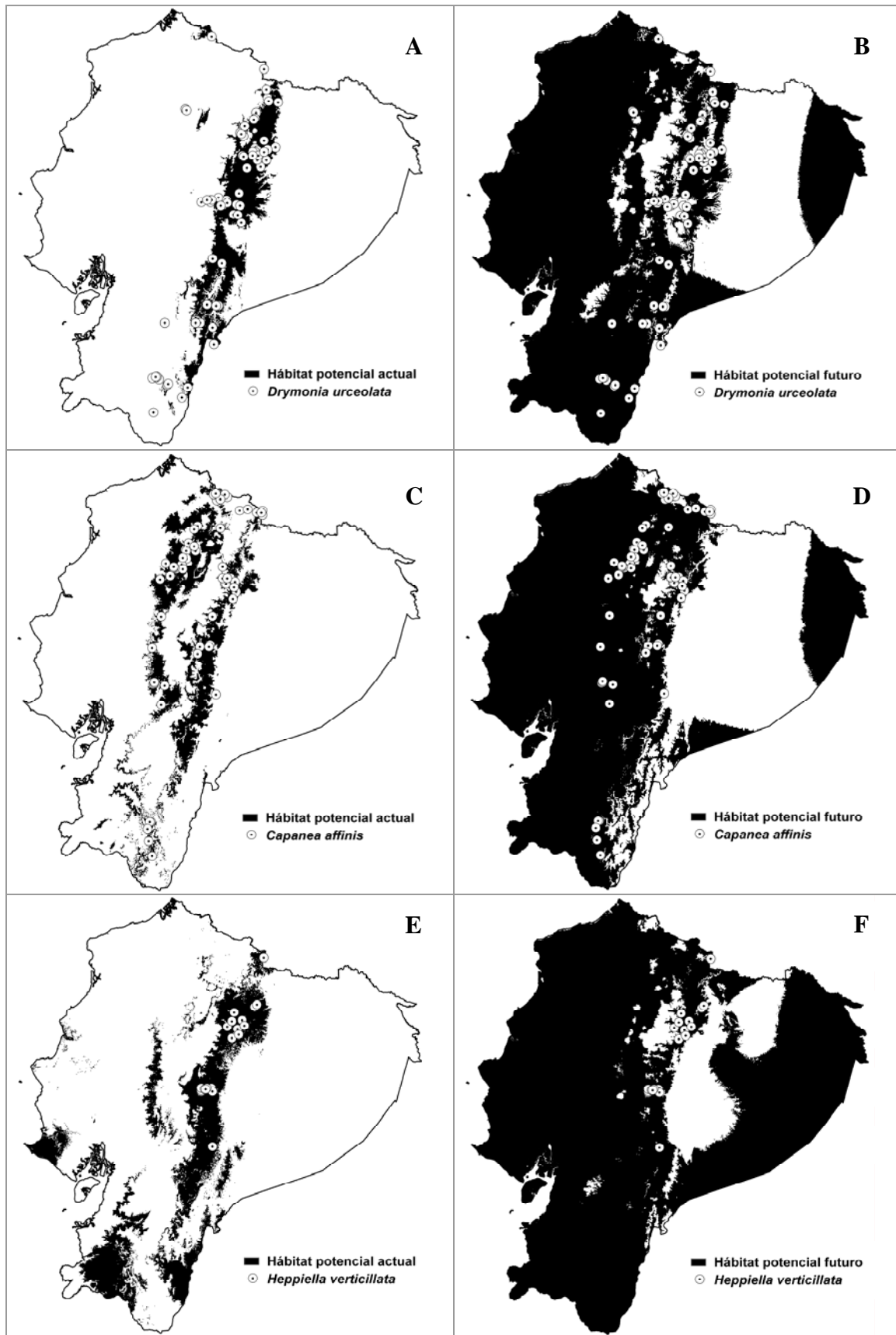


Fig. 2.15.1. Ejemplos de especies de Gesneriaceae con ganancia neta de área potencial en el futuro.

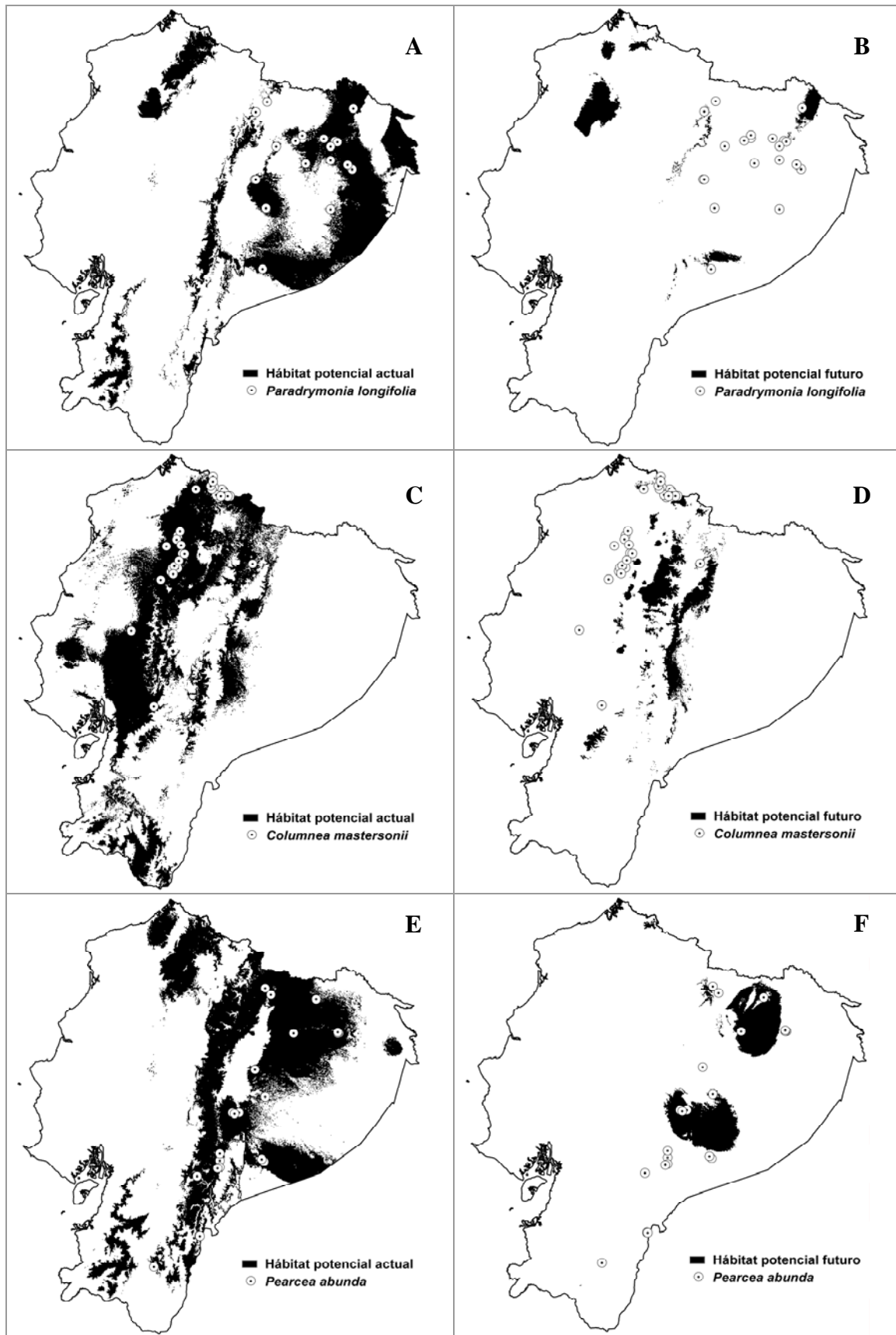


Fig. 2.15.2. Ejemplos de especies de Gesneriaceae con pérdida neta de área potencial en el futuro.

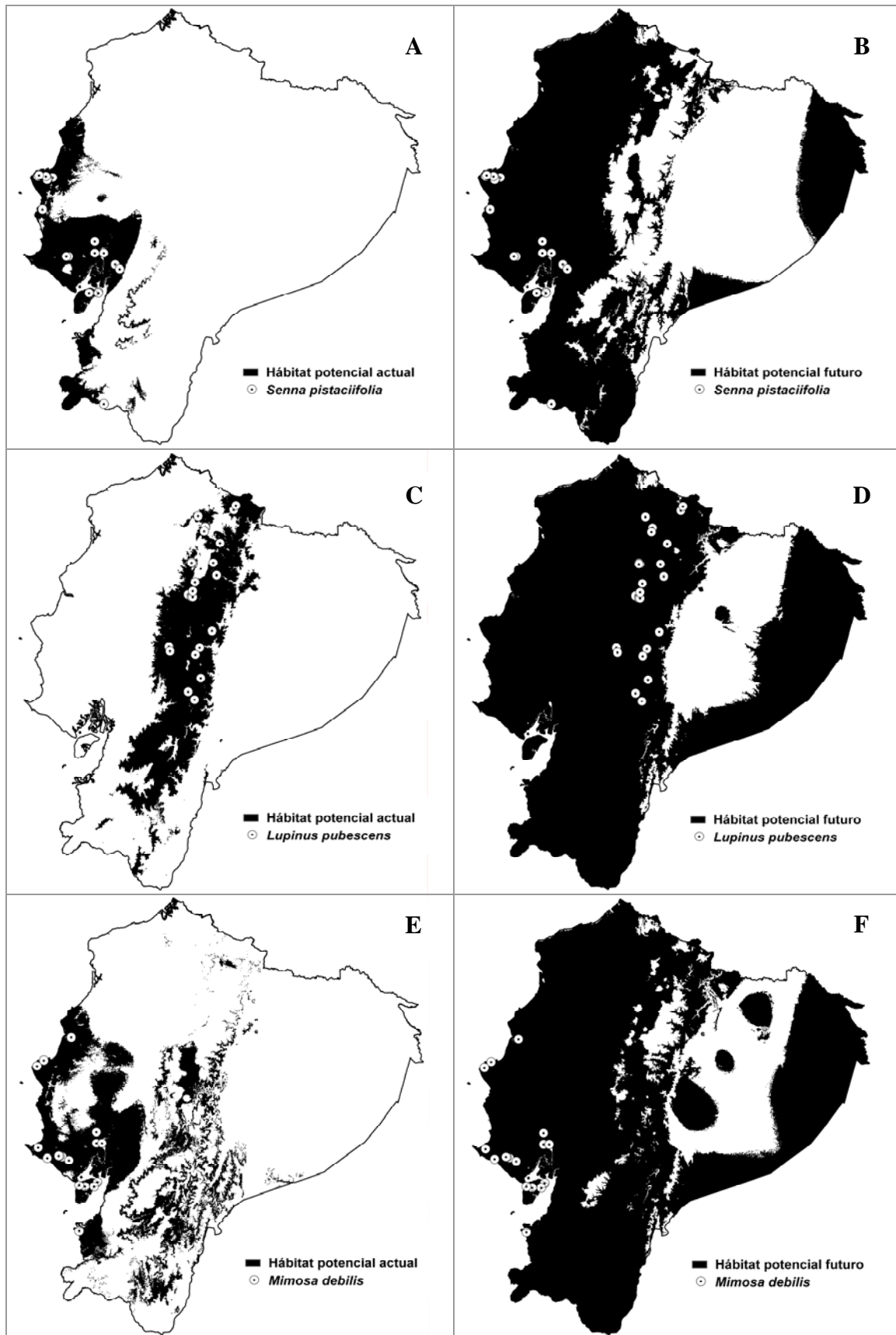


Fig. 2.16.1. Ejemplos de especies de Leguminosae con ganancia neta de área potencial en el futuro.

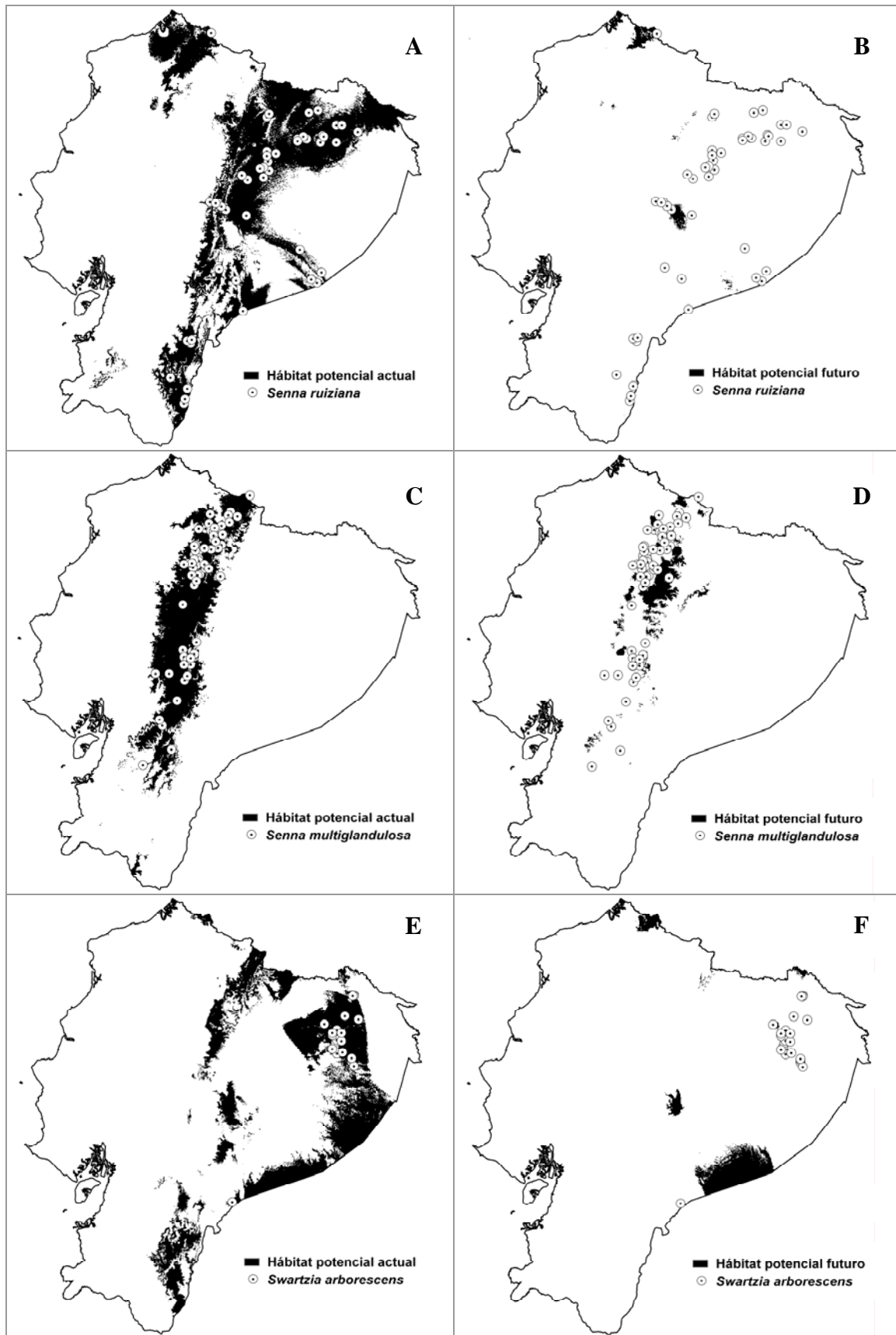


Fig. 2.16.2. Ejemplos de especies de Leguminosae con pérdida neta de área potencial en el futuro.

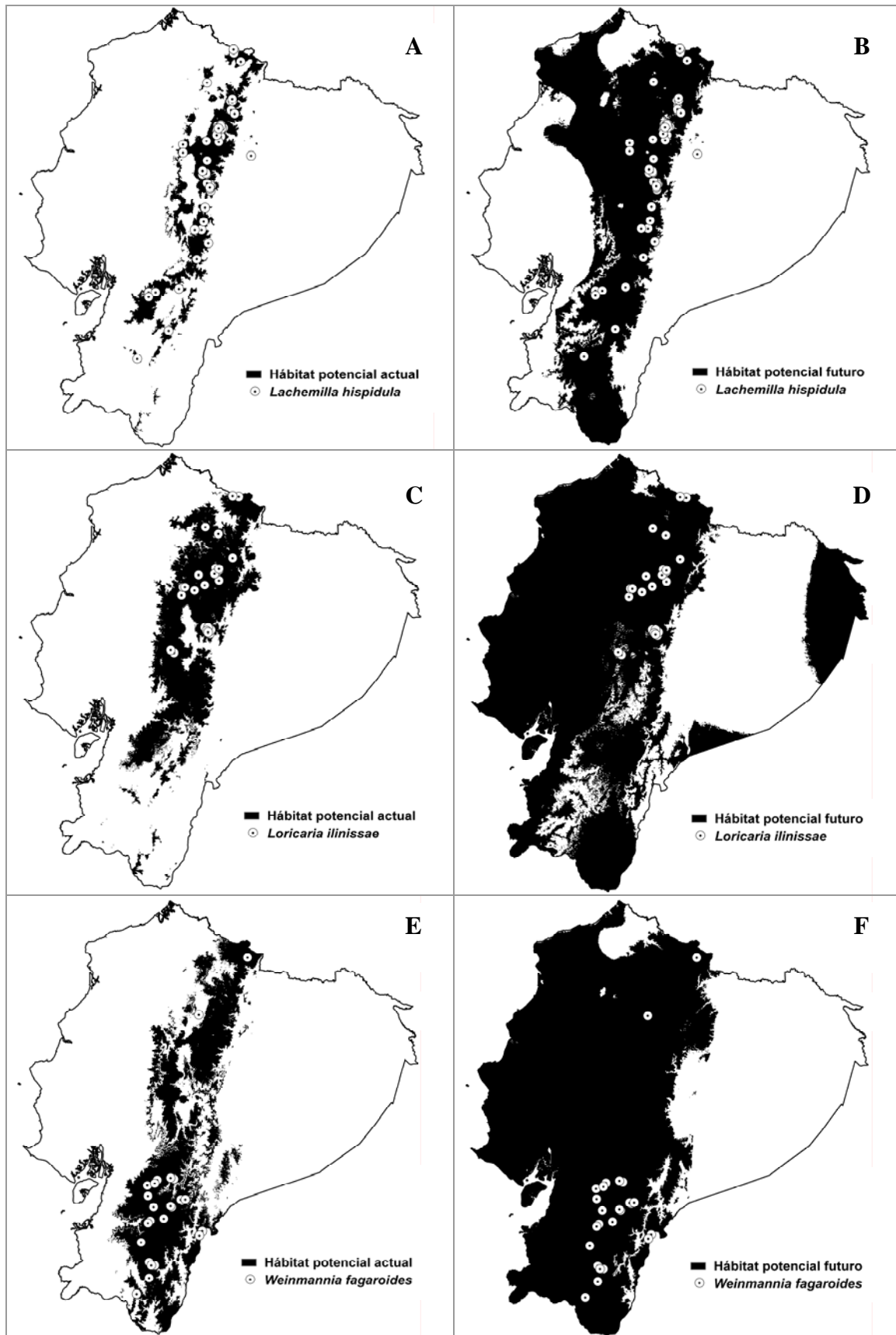


Fig. 2.17.1. Ejemplos de especies de páramo con ganancia neta de área potencial en el futuro.

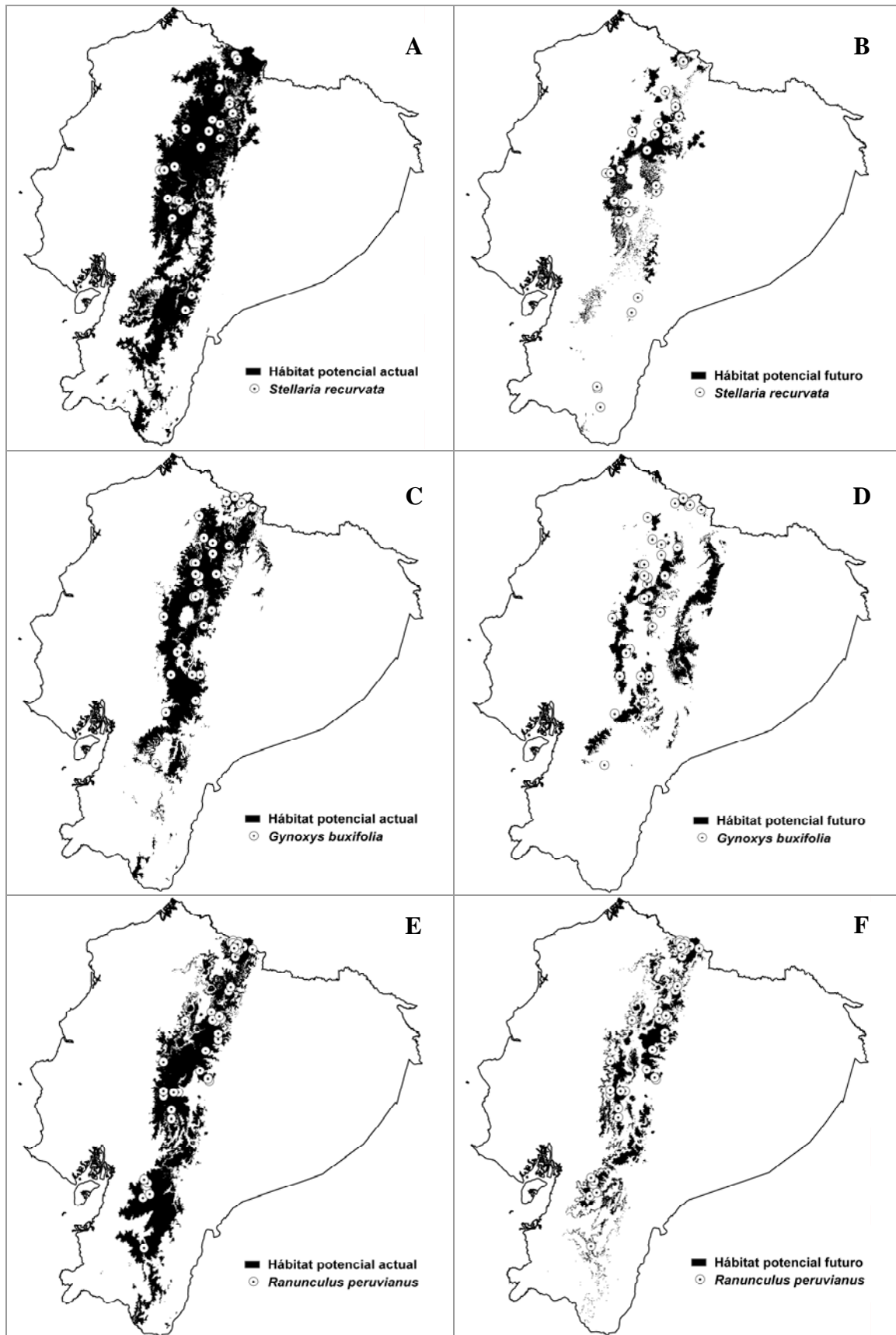


Fig. 2.17.2. Ejemplos de especies de páramo con pérdida neta de área potencial en el futuro.

DISCUSIÓN

Utilidad y limitaciones de la modelización ecológica aplicada al futuro

De forma general, en este capítulo observamos como los cambios inducidos por la actividad humana en el clima y la cubierta vegetal causarán modificaciones importantes en la composición de especies. Estos cambios alteran el paisaje y los procesos a nivel regional, con efectos sobre el balance energético y de agua, ya que los sistemas ecológicos son intrínsecamente dinámicos y están constantemente influenciados por la variabilidad del clima (IPCC, 1997; Chapin, 2000). Los ecosistemas han sufrido y seguirán sufriendo cambios significativos a menos que tomemos acciones decididas para restaurar los ecosistemas (Harris *et al.*, 2006). Aunque en el pasado los bosques han demostrado adaptabilidad a los cambios climáticos, los bosques actuales, fragmentados y degradados, son mucho más vulnerables (Noss, 2001).

Nuestros resultados se basan en los modelos de idoneidad, que demuestran ser herramientas muy útiles, pero que también están sujetos a incertidumbres y limitaciones (Heikkinen *et al.*, 2006). En concreto, la técnica estadística *Multivariate Adaptive Regression Splines* (MARS) proporciona modelos de idoneidad fáciles de interpretar, y sus proyecciones coinciden con las del IPCC, aunque dichos modelos, independientemente de la técnica con la que se generen, sólo representan un primer paso para comprender los impactos potenciales del cambio climático sobre hábitat y especies. Debido a las incertidumbres inherentes a las estimaciones sobre el cambio climático, estos resultados deben considerarse como hipótesis sobre la magnitud de los impactos que podrían ocurrir, hipótesis que deben utilizarse como indicadores de sensibilidad y de posibles vulnerabilidades. Nunca se podrá predecir el futuro con exactitud, pero necesitamos una estrategia que, usando el conocimiento existente y el modelado bioclimático, nos permita mejorar la comprensión de los efectos probables del clima a futuro en biodiversidad (Araújo & Rahbek, 2006). La interrelación entre clima, uso del suelo y diversidad biológica son clave para entender las respuestas de los biomas al cambio global (Hansen *et al.*, 2001).

La primera llamada de atención sobre las incertidumbres y limitaciones de los modelos de idoneidad es una evidente: que son modelos, no descripciones detalladas de la distribución futura real. Entre otras muchas cosas, los modelos se basan en predicciones climáticas realizadas a escalas muy gruesas y en estimaciones inexactas de la tolerancia de las especies, y no toman en cuenta los cambios evolutivos imprevistos o

la capacidad migratoria de las poblaciones. Entender y asumir estas limitaciones de los modelos es fundamental para hacer un uso apropiado de los mismos (Whittaker *et al.*, 2005).

Las estrategias que se utilizan para construir modelos predictivos pueden tener fortalezas y debilidades particulares, dependiendo del propósito previsto de lo que se va a modelar, el tipo, la calidad y la cantidad de datos disponibles. Los detalles de las respuestas de las especies al cambio climático a menudo varían, porque aunque el clima es el primer factor que influye en la distribución de los organismos a gran escala, otros factores que no son considerados podrían ser localmente más importantes, tal como disponibilidad de hábitat, extinciones locales, dinámica de colonización o adaptabilidad (Berry *et al.*, 2002). También se debe mencionar que la capacidad predictiva de los modelos podría disminuir mucho cuando el periodo de tiempo considerado para las predicciones aumenta (Araújo *et al.*, 2005). Para terminar con los aspectos teóricos, decir que hay limitaciones a la hora de validar los modelos futuros, ya que no hay datos contra los cuales las predicciones futuras pueden ser probadas. La validación de los modelos es problemática pues las predicciones se hacen para los acontecimientos que todavía no han ocurrido.

Entre las limitaciones que dependen de los organismos que se modelizan, una de las más importantes es que raramente se incluyen los límites de tolerancia de las especies a las variables ambientales, ya que la escasez de datos hace que lo que se conoce sobre el organismo sea normalmente muy parcial. Este aspecto es muy importante en zonas como Ecuador con marcadas barreras biogeográficas, que hace que las especies de ambos lados de la cordillera tengan patrones geográficos muy característicos (Sarmiento, 2001), como las orquídeas y bromelias restringidas a un solo lado de la ladera de la montaña (Dodson & Gentry, 1991). Otro aspecto es el de las interacciones entre especies, por lo que puede suceder que un modelo consistente para un determinado área no sea apropiado en áreas en las que la composición específica sea muy diferente (Thuiller *et al.*, 2003; Thuiller, 2004; Araújo *et al.*, 2005).

Pese a todas estas limitaciones, los modelos predictivos son una herramienta muy interesante que, manejada con la debida precaución, nos aporta una primera aproximación de la magnitud potencial y del amplio patrón de impactos futuros, como vemos en los resultados de este capítulo o sobre los patrones de recambio temporal de especies, que tratamos en el siguiente.

La vegetación como herramienta de decisión

El mayor obstáculo para la conservación de la biodiversidad tropical es la falta de información en cuanto a donde se deben concentrar los esfuerzos. Una solución para definir donde actuar sería centrarse en el estudio de grupos indicadores, cuya distribución puede ser un indicador de la importancia total de la biodiversidad del área elegida (Flather *et al.*, 1997; Howard *et al.*, 1998). Además, el identificar las especies clave y los grupos funcionales puede ayudar a entender la vulnerabilidad de los ecosistemas (Noss, 2001). La vegetación juega en todo esto un papel fundamental, ya que es la forma en la que la biodiversidad puede ser más fácil y eficientemente caracterizada, identificada y cartografiada (Sierra, 1999). Además de esto, y de que somos botánicos, las plantas son sensibles a las condiciones ambientales (Walkovsky, 1998; Linkosalo, 1999; Battey, 2000; Peteet, 2000; Thuiller *et al.*, 2005b; Sherry *et al.*, 2007), especialmente las epífitas (Noss, 2001), y la interacción entre estructura del paisaje y cambio climático es más importante cuanto menos móviles son los organismos considerados (Honnay *et al.*, 2002). Algunos eventos del ciclo de vida de las plantas se ven afectados por el cambio climático, como la floración y fructificación, lo que afecta a la fenología reproductiva (Bazzaz, 1998; Root *et al.*, 2003; IPCC, 2002; Sherry *et al.*, 2007), o algunas respuestas fisiológicas ligadas a la fotosíntesis y tasas de crecimiento (Hughes, 2000). Estos cambios fenológicos son algunos de los indicadores más obvios de los impactos ecológicos que afectarán a las relaciones interespecíficas actuales (Leemans & van Vliet, 2005). En las regiones tropicales, la mayoría de las plantas leñosas producen nuevas hojas y flores en períodos determinados, no de forma continua, lo que sugiere que los cambios fenológicos representan adaptaciones a factores bióticos o abióticos (van Schaik *et al.*, 1993). Las especies que no respondan a los cambios climáticos y otras presiones (modificación del hábitat, pérdida de polinizadores, introducción de especies exóticas, etc.) tenderán a extinguirse, siendo las que tienen rangos climáticos más limitados y/o pequeñas poblaciones las más vulnerables (Huntley *et al.*, 1995; IPCC, 1997, 2002; Hughes, 2000; Root *et al.*, 2003).

Efectos directos del cambio climático

Las grandes fluctuaciones que sufrió el clima global durante el Pleistoceno han sido decisivas para conformar la estructura genética de las poblaciones y comunidades actuales (Hewitt, 2000). Los períodos glaciales prevalecieron aproximadamente durante el 80% de los últimos 2 millones de años (Willis & Whittaker, 2000), por lo que se

consideraría como condiciones normales a lo que las plantas están adaptadas, pero los períodos interglaciales serían fases cortas de calentamiento climático que las plantas tuvieron que soportar para sobrevivir (Bush, 2002). De esta forma, en los períodos interglaciales las especies menos tolerantes al calor habrían migrado a zonas más frescas situadas en las pendientes y las cimas de las montañas como medida de supervivencia. A pesar de las fuertes oscilaciones climáticas del Pleistoceno, los ecosistemas de la Amazonía y zonas altas de los Andes mantuvieron su alta diversidad, lo que podría indicar que podrían resistir el cambio climático futuro (Bush *et al.*, 2004). La flora de las montañas andinas es una mezcla llamativa de elementos florísticos de varios orígenes, fundamentalmente elementos tropicales adaptados a las zonas altas y frías y elementos templados emigrados a regiones tropicales (Ulloa & Jørgensen, 1995). Distinguir los papeles relativos del clima presente y pasado en la determinación de la distribución de especies es no solo de interés teórico, sino clave para entender las respuestas de las especies al cambio climático (Araújo & Pearson, 2005).

Estudios de paleoecología de áreas montañosas tropicales muestran que las plantas respondieron a los cambios climáticos del Pleistoceno como especies individuales, no como asociaciones o biomas (Colinvaux *et al.*, 2000; Bush, 2002), y es previsible un comportamiento similar ante el cambio climático futuro (Bush, 2002; Chapin *et al.*, 2004b; Koul & Bhatnagar, 2005; Malcolm *et al.*, 2006; Sherry *et al.*, 2007). Como consecuencia de sus requerimientos ambientales diferentes, las respuestas serán significativamente distintas entre especie y años (McCarty, 2001; Leemans & van Vliet, 2004). Las 413 especies estudiadas en esta tesis se comportan de forma diferente dependiendo de su rango de distribución y tolerancia ambiental, aunque lógicamente se pueden detectar patrones más o menos generales. Como era de esperar, algunas especies ganan área potencial, otras lo pierden y otras lo ganan y pierden casi en la misma proporción, con muy pocas mostrando pérdidas extremas o extinción (Anexo, Tablas A2.1-A2.7). No obstante, y como ya planteamos al hablar de las limitaciones, aunque muchas especies tendrán altos porcentajes de área potencialmente idóneo, estos resultados deben ser manejados con cuidado, ya que, por ejemplo, muchas de estas áreas son zonas pobladas o con alta intervención humana.

En cuanto a las que sufren pérdidas más notables, es especialmente preocupante el caso de las especies de distribución más restringida, que son en general las más sensibles al cambio climático. Esto se agrava porque su capacidad de dispersión y colonización puede ser muy limitada en algunos casos, ya sea por su propia estrategia

reproductiva o por la duración de su ciclo vital (Williams *et al.*, 2005). Un ejemplo del último caso son las especies arbóreas de crecimiento lento y baja capacidad de migración, que se verán perjudicadas en comparación con especies de etapas de sustitución, típicamente de crecimiento rápido y ciclo de vida corto, como las hierbas o especies invasoras. El resultado puede ser una pérdida neta de biodiversidad del bosque, ya que la capacidad adaptativa de los principales ecosistemas forestales es lenta (Leemans & Eickhout, 2004).

El papel de la migración

El comportamiento futuro de una especie dependerá por tanto de su distribución geográfica y de sus características biológicas y ecológicas, siendo sus respuestas más plausibles la migración o la adaptación (Etterson & Shaw, 2001; Leemans & van Vliet, 2004). En el caso de la migración, hay varios aspectos que no suelen tenerse en cuenta al hacer este tipo de estudios con modelización predictiva, no por dejadez, sino por la total ausencia de datos reales que apoyen ningún tipo de asunción. Toda migración depende de la disponibilidad del hábitat (Kazakis *et al.*, 2006), de la biología reproductiva y capacidad de dispersión de las semillas (Leemans & van Vliet, 2004) y de las barreras de migración (Malcolm *et al.*, 2002; Pearson, 2006). Finalmente, de cara a que sea una migración efectiva, deberíamos conocer las interacciones con otras especies. De ninguno de estos aspectos tenemos información para la inmensa mayoría de las especies, y aunque el aspecto del recambio de especies en el tiempo se trata en el siguiente capítulo, es oportuno citarlo aquí para recordar las limitaciones de este tipo de estudios.

El caso del Ecuador (Figs. 2.11A y 2.11C)

Nuestros resultados indican que las zonas con mayor riqueza potencial en el futuro coinciden con el Corredor de Conservación Chocó-Manabí, entre las cumbres de la Cordillera Occidental de los Andes y el Océano Pacífico, y del departamento del Chocó en Colombia hasta los bosques secos de la provincia de Manabí en Ecuador. Este corredor se creó con el objetivo de unir y mantener la conectividad biológica entre las áreas protegidas de la región, de gran importancia biológica y sometidas a varias amenazas (CEPF, 2005; CI, 2007). A consecuencia del cambio climático se perderán en esta zona áreas cubiertas por Bosque siempreverde de tierras bajas de la Costa y Bosque

siempreverde piem ontano de la cordillera de la Costa, aunque estas formaciones ganarán algo de área más al sur.

En el Oriente, el mejor refugio de las especies de los bosques húmedos de tierras bajas estaría en el borde occidental de la Amazonía, adyacente a las montañas andinas, ya que gran parte de la llanura amazónica pierde zonas de alta idoneidad. Como en la parte noroccidental, las zonas más idóneas pertenecen aquí a otro “hotspot”, el de los Andes Tropicales, cuya extrema riqueza parece actuar como tampón ante el cambio climático, permitiendo movimientos latitudinales y altitudinales. El problema surge cuando reparamos en que este “hotspot” es el considerado como con mayor número de endemismos del planeta (Myers *et al.*, 2000), que podrían verse gravemente afectados si sus características biológicas no permiten una adaptación a las nuevas condiciones. En un trabajo comparativo, Malcolm *et al.* (2006) encontraron que, de acuerdo con proyecciones hechas a 100 años, el “hotspot” Andes Tropicales es más sensible al cambio climático que el Chocó-Darién-Occidente del Ecuador, ya que experimentará mayores pérdidas de hábitat y extinciones de plantas (>2000 especies). Estas proyecciones coinciden con nuestros resultados, que predicen una pérdida muy notable de áreas de alta riqueza en el Oriente ecuatoriano. La cuenca del Amazonas está sujeta a una rápida pérdida y fragmentación de los bosques. El origen es la ampliación de la frontera agrícola y la formación de pastizales, así como las actividades petroleras y mineras. Todos estos fenómenos generan deforestación y fragmentación de los bosques. Se inicia así una espiral en la que cada vez los fragmentos de bosque son más vulnerables, porque tienen bordes secos propensos al fuego y están cerca de pastizales que se queman regularmente (Laurance & Williamson, 2001).

Finalmente, en la región interandina (Sierra) habrá un aumento de las zonas de riqueza media y alta en las partes más elevadas de los Andes, consecuencia evidente del desplazamiento de las especies de zonas más bajas. En las zonas altas es previsible que converjan plantas de ambas vertientes de los Andes, creándose posiblemente nuevas combinaciones de especies y por consiguiente, nuevos ecosistemas (IPCC, 1997, 2001b; Hobbs *et al.*, 2006; Kazakis *et al.*, 2006). Lo que también se observa, y es especialmente preocupante, es que los ecosistemas de montaña y zonas de transición son especialmente vulnerables al cambio climático, en lo que coinciden nuestros resultados con los del IPCC (1997, 2000, 2007b). En concreto, una formación exclusiva del norte de los Andes, el páramo, será el que más sufra las consecuencias del cambio climático, ya que las especies propias de páramo no tendrán posibilidad de sobrevivir al verse

limitado el área potencial. Además, muchas especies de montaña requieren enfriamiento para la germinación, por lo que cualquier cambio en los patrones de heladas reducirá su posibilidad de reproducirse (Kazakis *et al.*, 2006).

El papel del SNAP

Ecuador, a pesar de que ha avanzado en lo que respecta a políticas ambientales, sufre un aumento de los impactos en el entorno natural y social, ya que la sobreexplotación de la vida silvestre pone en riesgo la seguridad alimentaria de muchas comunidades rurales que dependen de la fauna y flora silvestres para su subsistencia (MAE, 2007a; MAE, 2007b; MAE, 2007c). Aunque en la Amazonía la deforestación es preocupante, los mayores índices de deforestación ocurren en la costa (Kernan & Stern, 2006), donde se encuentra la mayor presión humana (Sierra *et al.*, 2002). En Ecuador hay tres ecosistemas que están particularmente en peligro, el Bosque siempreverde de tierras bajas de la Costa, el Bosque semidecídulo de tierras bajas de la Costa y el Matorral húmedo montano de los Andes del Norte y Centro, que ya han perdido más del 75% de su área original (Sierra *et al.*, 2002), y de los que los dos primeros están en la Costa. Para intentar detener este proceso de deforestación, el Ministerio del Ambiente de Ecuador (MAE), ha puesto restricciones y normativas para garantizar el control de los árboles y la reposición del recurso extraído, pero la realidad es que el 50% de la madera que se encuentra en el mercado viene de la tala ilegal (Leischner & Bussmann, 2003).

Al comparar las proyecciones de la riqueza potencial actual y futura tomando en cuenta la ubicación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas vemos que, aunque este sistema proporciona una cobertura relativamente alta para las distintas regiones y ecosistemas del país, existen muchas deficiencias y, lo que es peor, muchas áreas con alta riqueza potencial quedan fuera del SNAP. Esta información debe utilizarse para identificar áreas que necesitan atención prioritaria en términos de conservación, seleccionar los sitios adecuados para el establecimiento de nuevas reservas y fortalecer las ya existentes (Araújo *et al.*, 2004). A partir de los resultados ya expuestos, para ser efectivas estas reservas deben abarcar un amplio gradiente altitudinal, que incluya tanto tierras bajas como bosques montañosos, así como tener un tamaño adecuado y estar bien conectadas mediante corredores biológicos que permitan la movilidad de los organismos (CI, 2007). Otras estrategias concurrentes para mitigar los efectos del cambio climático en Ecuador incluirían la creación de zonas de amortiguamiento

alrededor de las reservas, evitar la fragmentación, fomentar prácticas forestales sostenibles y evitar la conversión de bosques naturales a plantaciones (Noss, 2001).

CONCLUSIONES

Los modelos de distribución potencial no son simulaciones exactas, así que deben ser manejadas con la debida precaución y ser consideradas como una primera aproximación indicativa de la magnitud potencial y el amplio patrón de impactos futuros. Estas simulaciones deben servir como guías para diseñar políticas de conservación realistas.

Los resultados obtenidos con MARS para el futuro coinciden con las predicciones hechas por el IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*), por lo que se justifica su uso en posteriores investigaciones de predicción de distribución futura de especies, independientemente del área geográfica y de la resolución que se utilice.

Comprender cómo las especies y las comunidades reaccionan al cambio climático e identificar las áreas donde son necesarias investigaciones adicionales perfeccionará la valoración de futuras amenazas. Este conocimiento es fundamental para planificar estrategias de conservación, en las que el cambio climático debe ser integrado. Se sugiere además que se integre en los estudios de restauración ecológica y capital natural.

La sensibilidad de cada especie dependerá de su distribución geográfica y de sus características biológicas y ecológicas: una especie de áreas cálidas y secas podría beneficiarse del cambio climático, ya que conservaría su hábitat inicial y se expandiría a nuevos hábitat favorables, mientras que especies de zonas frías desaparecerían por la pérdida de hábitat o, en el mejor de los casos, podrían migrar a partes más altas, si es que las hay.

El cambio climático afectará a la distribución y composición de los bosques, lo que hará necesario adoptar estrategias de ordenación para hacer frente a una rápida modificación de las zonas climáticas y de los límites de los ecosistemas. Se debe proteger la biodiversidad existente evitando la fragmentación y favoreciendo la conectividad. Para ello se propone el diseño de reservas interconectadas por corredores biológicos que tengan en cuenta los cambios que se producirán.

De acuerdo a nuestras estimaciones, en el futuro no se prevén pérdidas extremas de riqueza, pero el aumento de la temperatura podría beneficiar a especies de ciclo corto como hierbas, especies invasoras o de etapas de sustitución, lo que reduciría la biodiversidad de los bosques.

En Ecuador, la idoneidad más alta se encontrará en el futuro concentrada a ambos lados de la Cordillera de los Andes. Las estribaciones de los Andes serán además puntos clave ya que actuarán como corredores biológicos entre las regiones más bajas y las de mayor altitud. Por esta razón se propone conservar las zonas bien conservadas de bosque que incluyen diferentes rangos altitudinales de los flancos andinos.

Al comparar la riqueza potencial actual y futura vemos que los ecosistemas más ricos son los más vulnerables a las influencias del cambio climático. Las mayores pérdidas de riqueza se producirán en las tierras bajas. La región de la Amazonía perderá previsiblemente más área de alta riqueza que la Costa. En la Amazonía, los ecosistemas más vulnerables (provincias de Pastaza, Orellana, Sucumbíos y Napo) son el Bosque de tierras bajas de la Amazonía, el Bosque siempreverde piemontano de la Amazonía, el Bosque inundable de tierras bajas por aguas blancas y el Bosque de tierras bajas de palmas y aguas negras. En la Costa, las formaciones más vulnerables (provincia de Esmeraldas) son el Bosque siempreverde de tierras bajas de la Costa y el Bosque piemontano de la Costa. El fuerte impacto en estas formaciones puede llevar a un gran cambio en el paisaje del bosque siempreverde tropical.

Otras formaciones que se verán muy afectadas son las de alta montaña, ya que sus especies se limitan a estas formaciones y, además de no tener la posibilidad de migrar, sufrirán exclusión competitiva por especies invasoras procedentes de pisos altitudinales inferiores, ya que de acuerdo con nuestras estimaciones las especies arbóreas llegarán hasta los lugares que en la actualidad están cubiertos por páramo, gelidofitia, e inclusive nieves perpetuas.

Anexos al Capítulo 2

Tabla A2.1. Área potencial actual (año 2006) y futura (año 2080) para las 53 especies de *Anthurium*. El porcentaje es con respecto a la superficie del Ecuador continental.

ESPECIES	2006		2080	
	km ²	%	km ²	%
<i>A. acrobates</i> Sodiro	98546	39,68	54398	55,20
<i>A. apaporanum</i>	70555	28,41	85673	121,43
<i>A. argyrostachyum</i>	48864	19,67	26820	54,89
<i>A. asplundii</i>	133205	5,3,63	183556	137,80
<i>A. atropurpureum</i> var. <i>Arenicola</i>	50931	20,51	39890	78,32
<i>A. breviscapum</i>	93114	37,49	27940	30,01
<i>A. caulorrhizum</i>	113130	45,55	83824	74,10
<i>A. ceronii</i>	53250	21,44	30089	56,50
<i>A. clavigerum</i>	75778	30,51	34602	45,66
<i>A. coripatense</i>	60722	24,45	73018	120,25
<i>A. corrugatum</i>	23489	9,46	122878	523,13
<i>A. decurrens</i>	76094	30,64	45857	60,26
<i>A. dolichostachyum</i>	24369	9,81	59579	244,48
<i>A. effusilobum</i>	22542	9,08	83055	368,45
<i>A. eminens</i>	51699	20,82	51930	100,45
<i>A. ernestii</i>	68070	27,41	67409	99,03
<i>A. gracile</i>	92274	37,15	32448	35,17
<i>A. harlingianum</i>	84002	33,82	30626	36,46
<i>A. incomptum</i>	71904	28,95	70015	97,37
<i>A. interruptum</i>	84064	33,85	208100	247,55
<i>A. lancea</i>	59459	23,94	69494	116,88
<i>A. longicaudatum</i>	58355	23,50	51729	88,64
<i>A. longispadiceum</i>	44962	18,10	34940	77,71
<i>A. macdanielii</i>	50691	20,41	87147	171,92
<i>A. michelii</i>	71892	28,95	170936	237,77
<i>A. microspadix</i>	53086	21,37	213685	402,53
<i>A. mindense</i>	30614	12,33	20495	66,95
<i>A. nigropunctatum</i>	57373	23,10	34103	59,44
<i>A. obtusum</i>	19237	7,75	41444	215,44
<i>A. ochreatum</i>	25035	10,08	17826	71,20
<i>A. ovatifolium</i>	58541	23,57	56997	97,36
<i>A. pallidiflorum</i>	42969	17,30	183444	426,92
<i>A. pendulifolium</i>	103036	4,1,49	135734	131,73
<i>A. penningtonii</i>	66013	26,58	119275	180,68
<i>A. propinquum</i>	64944	26,15	145165	223,52
<i>A. propinquum</i> var. <i>Albispadix</i>	34344	13,83	31207	90,87
<i>A. pseudoclavigerum</i>	73211	29,48	97036	132,54
<i>A. pulchrum</i>	39025	15,71	46878	120,12
<i>A. pulverulentum</i>	36785	14,81	104052	282,87
<i>A. rimbachii</i>	33804	13,61	95326	282,00
<i>A. rodrigueziae</i>	55616	22,39	43195	77,67
<i>A. rubrinervium</i>	13159	5,30	28714	218,22
<i>A. scandens</i>	70686	28,46	53672	75,93
<i>A. subtrigonum</i>	44622	17,97	59182	132,63
<i>A. tremulum</i>	56097	22,59	150600	268,46
<i>A. trilobum</i>	102655	4,1,33	136809	133,27
<i>A. triphyllum</i>	35681	14,37	23682	66,37
<i>A. trisectum</i>	45276	18,23	124048	273,98

<i>A. truncicolum</i>	70297 28	,30	58779 83	,61
<i>A. uleanum</i>	61229 24	,65	39308 64	,20
<i>A. umbraculum</i>	66223 26	,66	62390 94	,21
<i>A. variegatum</i>	63347 25	,51	114392	180,58
<i>A. versicolor</i>	48398 19	,49	40598 83	,88

Tabla A2.2. Área potencial actual (año 2006) y futura (año 2080) para las 11 especies de Bignoniaceae. El porcentaje es con respecto a la superficie del Ecuador continental.

ESPECIES	2006		2080	
	km ²	%	km ²	%
<i>Amphilophium paniculatum</i>	100391 4	0,42	129845	129,34
<i>Arrabidaea chica</i>	106556 42	,90	80862	75,89
<i>Arrabidaea patellifera</i>	94022 37	,86	95908	102,01
<i>Arrabidaea pubescens</i>	63191 25	,44	73692	116,62
<i>Cydista aequinoctialis</i>	63087 25	,40	102711	162,81
<i>Macfadyena unguis-cati</i>	145965 5	8,77	108669 7	4,45
<i>Mansoa standleyi</i>	100606 40	,51	78959	78,48
<i>Mansoa verrucifera</i>	79142 31	,87	122857	155,24
<i>Paragonia pyramidata</i>	113399 45	,66	92940	81,96
<i>Pithecoctenium crucigerum</i>	137984 55	,56	28742	20,83
<i>Tynanthus polyanthus</i>	81115 32	,66	27860	34,35

Tabla A2.3. Área potencial actual (año 2006) y futura (año 2080) para las 89 especies de Bromeliaceae. El porcentaje es con respecto a la superficie del Ecuador continental.

ESPECIES	2006		2080	
	km ²	%	km ²	%
<i>Racinaea schumanniana</i>	54503 21	,95	69167	126,90
<i>Aechmea angustifolia</i>	65961 26	,56	90551	137,28
<i>Aechmea tessmannii</i>	36373 14	,65	48136	132,34
<i>Aechmea tillandsioides</i>	55783 22	,46	64559	115,73
<i>Catopsis sessiliflora</i>	81011 32	,62	85531	105,58
<i>Guzmania diffusa</i>	91182 36	,71	111197	121,95
<i>Guzmania melinonis</i>	56942 22	,93	59280	104,11
<i>Pitcairnia pungens</i>	60262 24	,26	11344	18,82
<i>Pitcairnia riparia</i>	75341 30	,34	181610	241,05
<i>Tillandsia disticha</i>	58570 23	,58	85344	145,71
<i>Tillandsia incarnata</i>	49650 19	,99	159816	321,89
<i>Tillandsia secunda</i>	21812 8,	78	31519	144,50
<i>Guzmania scherzeriana</i>	40116 16	,15	207669	517,67
<i>Guzmania lingulata</i>	75936 30	,57	72010	94,83
<i>Guzmania monostachia</i>	65230 26	,26	22531	34,54
<i>Tillandsia recurvata</i>	24911 10	,03	12533	50,31
<i>Tillandsia usneoides</i>	77105 31	,05	21426	27,79
<i>Pitcairnia sceptriiformis</i>	43982 17	,71	43085	97,96
<i>Tillandsia complanata</i>	87768 35	,34	123859	141,12
<i>Tillandsia latifolia</i>	61674 24	,83	89070	144,42
<i>Tillandsia fendleri</i>	63095 25	,40	83476	132,30
<i>Guzmania morreniana</i>	73701 29	,68	81403	110,45
<i>Guzmania angustifolia</i>	159128 6	4,07	181524	114,07
<i>Guzmania coriostachya</i>	65919 26	,54	71681	108,74
<i>Pitcairnia heterophylla</i>	62140 25	,02	87623	141,01
<i>Aechmea penduliflora</i>	63543 25	,59	65164	102,55
<i>Guzmania squarrosa</i>	66386 26	,73	77907	117,36
<i>Tillandsia confinis</i>	44785 18	,03	84232	188,08
<i>Tillandsia towarensis</i>	118764 4	7,82	116572	98,15
<i>Puya hamata</i>	46889 18	,88	215811	460,26
<i>Pitcairnia trianae</i>	53714 21	,63	154182	287,04
<i>Tillandsia stenoura</i>	74542 30	,01	88674	118,96
<i>Tillandsia asplundii</i>	52031 20	,95	60541	116,35
<i>Vriesea cylindrica</i>	67805 27	,30	65117	96,04
<i>Guzmania variegata</i>	64204 25	,85	75029	116,86
<i>Guzmania globosa</i>	58270 23	,46	55408	95,09
<i>Pitcairnia lehmannii</i>	56991 22	,95	57641	101,14
<i>Vriesea dubia</i>	57760 23	,26	54349	94,09
<i>Tillandsia truncata</i>	61725 24	,85	59004	95,59
<i>Pitcairnia nigra</i>	43716 17	,60	47266	108,12
<i>Pitcairnia arcuata</i>	55807 22	,47	47820	85,69
<i>Pitcairnia bakeri</i>	86401 34	,79	101659	117,66
<i>Puya eryngioides</i>	38846 15	,64	36923	95,05
<i>Guzmania gracilior</i>	35931 14	,47	58847	163,78
<i>Aechmea hoppii</i>	88993 35	,83	101048	113,55
<i>Mezobromelia pleiosticha</i>	87901 35	,39	42069	47,86
<i>Pitcairnia brongniartiana</i>	46956 18	,91	50902	108,40

<i>Tillandsia lajensis</i>	27743	11	,17	13783	49,68
<i>Guzmania claviformis</i>	94900	38	,21	85595	90,20
<i>Guzmania altsonii</i>	88487	35	,63	82783	93,55
<i>Guzmania graminifolia</i>	12384	4,	99	19341	156,18
<i>Guzmania acuminata</i>	55132	22	,20	78553	142,48
<i>Guzmania asplundii</i>	47871	19	,27	78923	164,87
<i>Pitcairnia sodiroi</i>	40240	16	,20	32899	81,76
<i>Puya clava-herculis</i>	40217	16	,19	49980	124,27
<i>Tillandsia superba</i>	51346	20	,67	64497	125,61
<i>Guzmania pearcei</i>	74036	29	,81	181179	244,72
<i>Guzmania vanvolxemii</i>	42156	16	,97	39158	92,89
<i>Guzmania mosquerae</i>	53849	21	,68	48112	89,35
<i>Tillandsia buseri</i>	66115	26	,62	57543	87,03
<i>Guzmania testudinis</i>	23306	9,	38	31393	134,70
<i>Guzmania remyi</i>	31544	12	,70	21784	69,06
<i>Pitcairnia hitchcockiana</i>	26670	10	,74	208642	782,30
<i>Tillandsia narthecioides</i>	42824	17	,24	48404	113,03
<i>Guzmania wittmackii</i>	49897	20	,09	40847	81,86
<i>Guzmania gloriosa</i>	50753	20	,44	57820	113,92
<i>Aechmea aciculosa</i>	125237	5	0,43	121901	97,34
<i>Guzmania alborosea</i>	105669	42	,55	84536	80,00
<i>Guzmania eduardii</i>	75276	30	,31	78621	104,44
<i>Guzmania jaramilloi</i>	56820	22	,88	55861	98,31
<i>Pitcairnia dodsonii</i>	42734	17	,21	33426	78,22
<i>Pitcairnia fusca</i>	32044	12	,90	46004	143,57
<i>Pitcairnia simulans</i>	34682	13	,96	27411	79,03
<i>Racinaea seemannii</i>	40732	16	,40	155115	380,82
<i>Racinaea tetrantha</i>	68829	27	,71	65527	95,20
<i>Aechmea longifolia</i>	80001	32	,21	77783	97,23
<i>Mezobromelia bicolor</i>	61673	24	,83	78196	126,79
<i>Racinaea parviflora</i>	47353	19	,07	23785	50,23
<i>Racinaea penlandii</i>	53976	21	,73	66222	122,69
<i>Racinaea riocreuxii</i>	63052	25	,39	54707	86,76
<i>Guzmania confusa</i>	64234	25	,86	175366	273,01
<i>Ronnbergia deleonii</i>	48987	19	,72	206017	420,56
<i>Guzmania rosea</i>	16456	6,	63	18349	111,50
<i>Mezobromelia capituligera</i>	60057	24	,18	66414	110,59
<i>Racinaea dielsii</i>	47728	19	,22	219762	460,45
<i>Racinaea spiculosa</i>	46439	18	,70	46965	101,13
<i>Vriesea rubrobracteata</i>	40046	16	,12	32992	82,38
<i>Pitcairnia ferrell-ingramiae</i>	38986	15	,70	40364	103,54
<i>Guzmania farciminiiformis</i>	58318	23	,48	52449	89,94

Tabla A2.4. Área potencial actual (año 2006) y futura (año 2080) para las 93 especies de Gesneriaceae. El porcentaje es con respecto a la superficie del Ecuador continental.

ESPECIES	2006		2080	
	km ²	%	km ²	%
<i>Besleria barbata</i>	45484 18	,31	57907	127,31
<i>Capanea affinis</i>	28364 11	,42	170830	602,27
<i>Capanea grandiflora</i>	64743 26	,07	179791	277,70
<i>Columnnea guttata</i>	62009 24	,97	94763	152,82
<i>Columnnea inaequilatera</i>	64709 26	,05	106689	164,88
<i>Columnnea schimpffii</i>	75718 30	,49	31811 42	,01
<i>Columnnea strigosa</i>	61617 24	,81	57198 92	,83
<i>Diastema scabrum</i>	92275 37	,15	85997 93	,20
<i>Heppiella verticillata</i>	38958 15	,69	213700	548,54
<i>Heppiella ulmifolia</i>	34537 13	,91	21901 63	,41
<i>Alloplectus medusaeus</i>	46133 18	,58	35749 77	,49
<i>Alloplectus panamensis</i>	79715 32	,10	74033 92	,87
<i>Alloplectus ichthyoderma</i>	126566 5	0,96	238740	188,63
<i>Besleria stricta</i>	53060 21	,36	74110	139,67
<i>Chrysothemis friedrichsthaliana</i>	86835 34	,96	112961	130,09
<i>Codonanthe crassifolia</i>	96909 39	,02	136131	140,47
<i>Codonanthe uleana</i>	95185 38	,33	96560	101,44
<i>Columnnea agustata</i>	77354 31	,15	95890	123,96
<i>Diastema racemiferum</i>	104747 4	2,18	131769	125,80
<i>Drymonia alloplectoides</i>	35097 14	,13	38386	109,37
<i>Drymonia coriacea</i>	95435 38	,43	132920	139,28
<i>Drymonia macrophylla</i>	94179 37	,92	88723 94	,21
<i>Drymonia serrulata</i>	137877 5	5,51	160094	116,11
<i>Drymonia turrialvae</i>	76120 30	,65	95018	124,83
<i>Drymonia warscewicziana</i>	88329 35	,56	47482 53	,76
<i>Gasteranthus wendlandianus</i>	64342 25	,91	63633 98	,90
<i>Monopyle macrocarpa</i>	62876 25	,32	61541 97	,88
<i>Neomortonia rosea</i>	22962 9,	25	27183	118,38
<i>Paradrymonia metamorphophylla</i>	44157 17	,78	177686	402,40
<i>Monopyle sodiroana</i>	75462 30	,38	134245	177,90
<i>Drymonia urceolata</i>	21145 8,	51	183514	867,89
<i>Columnnea picta</i>	52474 21	,13	138786	264,49
<i>Kohleria inaequalis</i>	33345 13	,43	35998	107,95
<i>Alloplectus teuscheri</i>	54401 21	,90	149735	275,24
<i>Columnnea tenensis</i>	46618 18	,77	19665 42	,18
<i>Columnnea dielsii</i>	81686 32	,89	76556 93	,72
<i>Alloplectus schultzei</i>	40675 16	,38	46186	113,55
<i>Besleria aggregata</i>	81516 32	,82	73062 89	,63
<i>Drymonia semicordata</i>	81380 32	,77	48852 60	,03
<i>Gasteranthus corallinus</i>	59617 24	,00	66283	111,18
<i>Besleria solanoides</i>	112203 4	5,18	107005	95,37
<i>Besleria variabilis</i>	92986 37	,44	222731	239,53
<i>Columnnea ciliata</i>	32446 13	,06	35569	109,63
<i>Columnnea ericae</i>	109415 44	,05	78531	71,77
<i>Columnnea tessmannii</i>	62149 25	,02	75376	121,28
<i>Columnnea villosissima</i>	60989 24	,56	84743	138,95
<i>Corytoplectus speciosus</i>	51965 20	,92	42692 82	,16

<i>Drymonia affinis</i>	74744 30	,09	73464 98	,29
<i>Drymonia coccinea</i>	101526 40	,88	95848	94,41
<i>Drymonia hoppii</i>	74898 30	,16	106239	141,84
<i>Drymonia pendula</i>	36246 14	,59	26074 71	,94
<i>Kohleria spicata</i>	65269 26	,28	202062	309,58
<i>Nautilocalyx ecuadoranus</i>	71397 28	,75	87155	122,07
<i>Paradrymonia ciliosa</i>	73156 29	,46	57852 79	,08
<i>Paradrymonia longifolia</i>	52778 21	,25	7196	13,63
<i>Columnnea kucyniakii</i>	42242 17	,01	45638	108,04
<i>Columnnea spathulata</i>	80654 32	,47	29426 36	,48
<i>Pearcea sprucei</i>	45713 18	,41	206066	450,78
<i>Diastema affine</i>	54482 21	,94	202612	371,89
<i>Gasteranthus pansamalanus</i>	81166 32	,68	111772	137,71
<i>Alloplectus tetragonoides</i>	55980 22	,54	28127 50	,24
<i>Columnnea byrsina</i>	81298 32	,73	74478 91	,61
<i>Columnnea albiflora</i>	43055 17	,34	24400 56	,67
<i>Columnnea lehmannii</i>	30942 12	,46	31569	102,02
<i>Creмосperma castroanum</i>	61958 24	,95	18278 29	,50
<i>Alloplectus dodsonii</i>	65516 26	,38	170705	260,56
<i>Columnnea minor</i>	41263 16	,61	112728	273,19
<i>Creмосperma hirsutissimum</i>	48501 19	,53	25921 53	,44
<i>Drymonia killipii</i>	37458 15	,08	33712 90	,00
<i>Alloplectus tenuis</i>	55067 22	,17	65029	118,09
<i>Alloplectus bolivianus</i>	82773 33	,33	82959	100,22
<i>Alloplectus purpureus</i>	65288 26	,29	60574 92	,78
<i>Alloplectus sprucei</i>	29745 11	,98	92629	311,41
<i>Gloxinia dodsonii</i>	25510 10	,27	22215 87	,08
<i>Columnnea fuscihirta</i>	58603 23	,60	57846 98	,71
<i>Pearcea hispidissima</i>	74423 29	,97	106196	142,69
<i>Alloplectus herthae</i>	36244 14	,59	37159	102,52
<i>Besleria comosa</i>	87756 35	,33	22858 26	,05
<i>Columnnea kienastiana</i>	38765 15	,61	57819	149,15
<i>Pearcea schimpffii</i>	73878 29	,75	36416 49	,29
<i>Kohleria villosa</i>	65834 26	,51	201122	305,50
<i>Columnnea eburnea</i>	62989 25	,36	45416 72	,10
<i>Gasteranthus</i>	29477 11	,87	45639	154,83
<i>Columnnea rubriacuta</i>	49332 19	,86	27926 56	,61
<i>Columnnea minutiflora</i>	22719 9,	15	19120	84,16
<i>Pearcea abunda</i>	71105 28	,63	16652 23	,42
<i>Pearcea reticulata</i>	42770 17	,22	64337	150,43
<i>Gasteranthus lateralis</i>	67228 27	,07	61867 92	,03
<i>Drymonia brochidodroma</i>	54087 21	,78	52681 97	,40
<i>Columnnea mastersonii</i>	67795 27	,30	12885 19	,01
<i>Columnnea medicinalis</i>	65276 26	,28	80495	123,31
<i>Gasteranthus calcaratus</i>	83952 33	,80	118807	141,52
<i>Alloplectus grandicalyx</i>	48891 19	,69	29643 60	,63

Tabla A2.5. Área potencial actual (año 2006) y futura (año 2080) para las 28 especies de Lauraceae. El porcentaje es con respecto a la superficie del Ecuador continental.

ESPECIES	2006		2080	
	km ²	%	km ²	%
<i>Endlicheria ruforamula</i>	82834 33	,35	27333	33,00
<i>Endlicheria griseo-sericea</i>	62949 25	,35	52804	83,88
<i>Ocotea aciphylla</i>	90674 36	,51	44122	48,66
<i>Nectandra acutifolia</i>	70275 28	,30	135039	192,16
<i>Nectandra purpurea</i>	96889 39	,01	160233	165,38
<i>Nectandra reticulata</i>	135126 5	4,41	118506	87,70
<i>Aniba hostmanniana</i>	68775 27	,69	86872	126,31
<i>Ocotea cernua</i>	108546 43	,71	81500	75,08
<i>Ocotea floribunda</i>	62024 24	,97	63426	102,26
<i>Ocotea insularis</i>	88549 35	,65	149482	168,81
<i>Ocotea oblonga</i>	106524 4	2,89	134113	125,90
<i>Aniba guianensis</i>	64932 26	,14	48657	74,94
<i>Nectandra laurel</i>	39507 15	,91	51701	130,87
<i>Nectandra membranacea</i>	79510 32	,01	62196	78,22
<i>Ocotea bofo</i>	40312 16	,23	15247	37,82
<i>Persea mutisii</i>	58919 23	,72	65047	110,40
<i>Endlicheria formosa</i>	75237 30	,29	79375	105,50
<i>Beilschmiedia alloiophylla</i>	43506 17	,52	34399	79,07
<i>Beilschmiedia costaricensis</i>	92723 37	,33	150895	162,74
<i>Cinnamomum triplinerve</i>	136155 5	4,82	143600	105,47
<i>Pleurothyrium trianae</i>	66308 26	,70	78095	117,78
<i>Rhodostemonodaphne kunthiana</i>	88702 35	,72	75983	85,66
<i>Ocotea javitensis</i>	76395 30	,76	45806	59,96
<i>Cinnamomum napoense</i>	128086 5	1,57	106569	83,20
<i>Ocotea infrafoveolata</i>	44910 18	,08	190220	423,55
<i>Ocotea quixos</i>	99975 40	,25	98805	98,83
<i>Nectandra crassiloba</i>	41117 16	,56	46842	113,92
<i>Nectandra obtusata</i>	68688 27	,66	72135	105,02

Tabla A2.6. Área potencial actual (año 2006) y futura (año 2080) para las 123 especies de Leguminosae. El porcentaje es con respecto a la superficie del Ecuador continental.

ESPECIES	2006		2080	
	km ²	%	km ²	%
<i>Abarema jupunba</i>	66771 26	,88	46145	69,11
<i>Mucuna rostrata</i>	117921 4	7,48	109940 9	3,23
<i>Dussia lehmannii</i>	116283 4	6,82	132453	113,91
<i>Dussia tessmannii</i>	66762 26	,88	81503	122,08
<i>Bauhinia brachycalyx</i>	82505 33	,22	166646	201,98
<i>Swartzia arborescens</i>	39407 15	,87	7107	18,03
<i>Brownea coccinea</i>	84491 34	,02	99218	117,43
<i>Brownea grandiceps</i>	34550 13	,91	41139	119,07
<i>Brownea multijuga</i>	38519 15	,51	42146	109,42
<i>Browneopsis ucayalina</i>	39553 15	,93	41988	106,15
<i>Caesalpinia spinosa</i>	52360 21	,08	48819	93,24
<i>Myroxylon balsamum</i>	158134 6	3,67	119890 7	5,82
<i>Acacia macracantha</i>	45992 18	,52	75473	164,10
<i>Calliandra angustifolia</i>	80638 32	,47	123260	152,86
<i>Calliandra pittieri</i>	23788 9,	58	25624	107,72
<i>Calliandra trinervia</i>	26957 10	,85	11205	41,56
<i>Hymenaea oblongifolia</i>	66685 26	,85	91589	137,34
<i>Inga acreana</i>	50017 20	,14	55706	111,37
<i>Inga auristellae</i>	44394 17	,87	46705	105,21
<i>Inga capitata</i>	84742 34	,12	53122	62,69
<i>Inga cayennensis</i>	75699 30	,48	56008	73,99
<i>Inga ciliata</i>	55012 22	,15	68862	125,18
<i>Inga coruscans</i>	94547 38	,07	91842	97,14
<i>Inga densiflora</i>	116583 4	6,94	137483	117,93
<i>Inga edulis</i>	125359 5	0,47	165954	132,38
<i>Inga insignis</i>	38691 15	,58	15900	41,09
<i>Zygia heteroneura</i>	66159 26	,64	78573	118,76
<i>Vicia setifolia</i>	51522 20	,75	49410	95,90
<i>Cedrelinga cateniformis</i>	53495 21	,54	34316	64,15
<i>Centrolobium ochroxylum</i>	51559 20	,76	56414	109,42
<i>Inga leiocalycina</i>	82082 33	,05	108286	131,93
<i>Inga nobilis</i>	98395 39	,62	107128	108,88
<i>Inga oerstediana</i>	56137 22	,60	23474	41,82
<i>Inga punctata</i>	99855 40	,21	28145	28,19
<i>Inga ruiziana</i>	66796 26	,89	23163	34,68
<i>Inga sapindoides</i>	97477 39	,25	126860	130,14
<i>Inga tenuistipula</i>	11985 4,	83	18703	156,06
<i>Inga thibaudiana</i>	83146 33	,48	60882	73,22
<i>Inga velutina</i>	74682 30	,07	54642	73,17
<i>Erythrina amazonica</i>	86531 34	,84	94535	109,25
<i>Erythrina edulis</i>	43637 17	,57	39325	90,12
<i>Erythrina megistophylla</i>	72650 29	,25	70212	96,64
<i>Erythrina peruviana</i>	67139 27	,03	108403	161,46
<i>Erythrina poeppigiana</i>	121364 48	,87	85836	70,73
<i>Erythrina schimppffii</i>	67334 27	,11	19193	28,50
<i>Erythrina smithiana</i>	79899 32	,17	78473	98,22
<i>Lonchocarpus utilis</i>	52313 21	,06	50805	97,12
<i>Phaseolus coccineus</i>	67091 27	,01	54690	81,52

<i>Zygia longifolia</i>	56264	22	,65	19569	34,78
<i>Swartzia haughtii</i>	52023	20	,95	66489	127,81
<i>Dalea coerulea</i>	46338	18	,66	51729	111,64
<i>Dalea humifusa</i>	27379	11	,02	9075	33,14
<i>Lupinus pubescens</i>	44951	18	,10	205218	456,54
<i>Machaerium cuspidatum</i>	62274	25	,07	59716	95,89
<i>Machaerium millei</i>	44489	17	,91	80762	181,53
<i>Macrolobium acaciifolium</i>	34901	14	,05	9643	27,63
<i>Pseudosamanea guachapele</i>	74058	29	,82	24029	32,45
<i>Pterocarpus amazonum</i>	41299	16	,63	27313	66,13
<i>Mimosa quitensis</i>	23042	9	,28	37233	161,59
<i>Astragalus geminiflorus</i>	27038	10	,89	20025	74,06
<i>Desmodium intortum</i>	79023	31	,82	203954	258,10
<i>Dialium guianense</i>	88051	35	,45	218263	247,88
<i>Desmodium adscendens</i>	119534	4	8,13	212178	177,50
<i>Desmodium axillare</i>	78516	31	,61	151603	193,09
<i>Desmodium molliculum</i>	52196	21	,02	162549	311,42
<i>Indigofera suffruticosa</i>	123703	49	,81	55188	44,61
<i>Inga alba</i>	50284	20	,25	82798	164,66
<i>Inga marginata</i>	100676	4	0,54	101110	100,43
<i>Inga sertulifera</i>	91336	36	,78	17747	19,43
<i>Inga spectabilis</i>	118145	4	7,57	153139	129,62
<i>Leucaena trichodes</i>	44124	17	,77	62726	142,16
<i>Bauhinia aculeata</i>	71008	28	,59	65762	92,61
<i>Bauhinia guianensis</i>	56762	22	,85	112977	199,04
<i>Caesalpinia glabrata</i>	45111	18	,16	61230	135,73
<i>Chamaecrista nictitans</i>	112448	4	5,28	131982	117,37
<i>Coursetia dubia</i>	45188	18	,19	18511	40,96
<i>Coursetia grandiflora</i>	52786	21	,25	61635	116,76
<i>Crotalaria nitens</i>	59113	23	,80	114965	194,48
<i>Parkia multijuga</i>	43802	17	,64	68367	156,08
<i>Pithecellobium excelsum</i>	25100	10	,11	33690	134,22
<i>Platymiscium stipulare</i>	100289	4	0,38	103824	103,53
<i>Prosopis juliflora</i>	53315	21	,47	63616	119,32
<i>Senna alata</i>	67184	27	,05	54411	80,99
<i>Senna bicapsularis</i>	41102	16	,55	42624	103,70
<i>Swartzia simplex</i>	75041	30	,21	75265	100,30
<i>Vicia andicola</i>	43871	17	,66	15023	34,24
<i>Mimosa acantholoba</i>	40403	16	,27	51297	126,96
<i>Mimosa albida</i>	85643	34	,48	127730	149,14
<i>Mimosa debilis</i>	52673	21	,21	200663	380,96
<i>Mimosa myriadenia</i>	61165	24	,63	95739	156,53
<i>Lupinus microphyllus</i>	38867	15	,65	18204	46,84
<i>Lupinus ramosissimus</i>	64401	25	,93	68292	106,04
<i>Lupinus tauris</i>	36740	14	,79	126612	344,62
<i>Senna bacillaris</i>	50445	20	,31	21661	42,94
<i>Senna dariensis</i>	20426	8	,22	12978	63,54
<i>Senna incarnata</i>	62576	25	,20	199585	318,95
<i>Senna macrophylla</i>	70171	28	,25	70010	99,77
<i>Senna mollissima</i>	67528	27	,19	76367	113,09
<i>Senna multiglandulosa</i>	29383	11	,83	5373	18,28
<i>Senna multijuga</i>	82051	33	,04	65302	79,59
<i>Senna pistaciifolia</i>	26713	10	,76	149625	560,13
<i>Senna reticulata</i>	92310	37	,17	121692	131,83

<i>Senna ruiziana</i>	55228	22	,24	1640	2,97
<i>Bauhinia tarapotensis</i>	79564	32	,04	203501	255,77
<i>Calopogonium mucunoides</i>	104301	42	,00	82855	79,44
<i>Mimosa polydactyla</i>	52899	21	,30	83069	157,03
<i>Amicia glandulosa</i>	59030	23	,77	66942	113,40
<i>Inga silanchensis</i>	31258	12	,59	40909	130,88
<i>Andira inermis</i>	62822	25	,29	59216	94,26
<i>Geoffroea spinosa</i>	91708	36	,93	33188	36,19
<i>Swartzia bombycina</i>	40572	16	,34	8212	20,24
<i>Parkia balslevii</i>	64800	26	,09	43897	67,74
<i>Coursetia caribaea</i>	91766	36	,95	109360	119,17
<i>Stryphnodendron porcatum</i>	61681	24	,84	38841	62,97
<i>Otholobium mexicanum</i>	54514	21	,95	55237	101,33
<i>Otholobium brachystachyum</i>	73494	29	,59	159039	216,40
<i>Zygia coccinea</i>	41766	16	,82	45519	108,99
<i>Zygia lathetica</i>	58306	23	,48	86048	147,58
<i>Abarema laeta</i>	83871	33	,77	83359	99,39
<i>Inga multinervis</i>	72573	29	,22	39764	54,79
<i>Albizia multiflora</i>	34551	13	,91	69564	201,34
<i>Gliricidia brenningii</i>	55047	22	,16	78164	141,99
<i>Lonchocarpus seorsus</i>	67511	27	,18	53068	78,61

Tabla A2.7. Área potencial actual (año 2006) y futura (año 2080) para las 16 especies de páramo, pertenecientes a diferentes familias. El porcentaje es con respecto a la superficie del Ecuador continental.

ESPECIES	2006		2080	
	km ²	%	km ²	%
<i>Trisetum spicatum</i>	29619	11,93	85095	287,30
<i>Weinmannia fagaroides</i>	50970	20,52	160392	314,68
<i>Weinmannia mariquitae</i>	47527	19,14	107366	225,90
<i>Luzula racemosa</i>	31365	12,63	23119	73,71
<i>Tristerix longebracteatus</i>	39968	16,09	29742	74,42
<i>Stellaria recurvata</i>	45371	18,27	11406	25,14
<i>Ranunculus peruvianus</i>	31261	12,59	15853	50,71
<i>Monnina pseudopilosa</i>	46396	18,68	44447	95,80
<i>Xenophyllum humile</i>	22887	9,22	20921	91,41
<i>Lobelia tenera</i>	35217	14,18	36171	102,71
<i>Lachemilla hispidula</i>	18802	7,57	83652	444,91
<i>Gynoxys buxifolia</i>	25732	10,36	12237	47,56
<i>Jamesonia scammaniae</i>	37832	15,23	35692	94,34
<i>Loricaria ilinissae</i>	39331	15,84	161688	411,09
<i>Huperzia tetragona</i>	51279	20,65	41135	80,22
<i>Terpsichore heteromorpha</i>	26441	10,65	21646	81,86

Capítulo 3

Diversidad beta temporal

En este capítulo se detalla la metodología para evaluar los cambios en la composición de especies que se producirán en el tiempo como consecuencia del cambio climático. Hemos utilizado la diversidad beta temporal, a la que en el texto nos referimos también como tasa de recambio temporal, bajo dos escenarios de dispersión. Además se muestran los resultados de los principales efectos potenciales de las alteraciones climáticas en las distribuciones de las especies. Para ilustrar las principales tendencias producidas por el cambio climático se han seleccionado algunas especies en las que los cambios son evidentes. También se presentan las zonas que se estiman tendrán más pérdidas y ganancias de especies y las áreas con mayor recambio de especies en tre las proyecciones actuales y futuras.

INTRODUCCION

Los rápidos cambios climáticos que se han registrado durante los últimos 30 años han provocado numerosos cambios en la distribución y abundancia de las especies. Cambios que cada vez son más evidentes, detectándose ya alteraciones en gran variedad de ecosistemas (Walther *et al.*, 2002; Parmesan & Yohe, 2003, Root *et al.*, 2003; Thomas *et al.*, 2004). Se estima que un cambio climático mínimo produciría la extinción del 18% de las especies conocidas, un cambio moderado la del 24%, y un cambio máximo la del 35% (Thomas *et al.*, 2004). Proyecciones cuantitativas de cambios de uso del suelo y el clima indican para el año 2050 una pérdida de diversidad mundial de plantas vasculares del 7 al 24% (van Vuuren *et al.*, 2006). La acelerada pérdida de la biodiversidad a nivel mundial está obligando a recurrir a todo nuestro ingenio para: 1) que la tasa de extinción de especies no supere a la tasa a la que se describen nuevas especies; y 2) optimizar recursos y utilizar al máximo el conocimiento que se tiene acerca de la biodiversidad para revertir el proceso de pérdida de la misma y/o para proponer medidas para su conservación. A estas alturas nadie duda de que la biodiversidad es de crucial importancia para el funcionamiento de los ecosistemas y el bienestar humano (van Vuuren *et al.*, 2006), y de que la pérdida de biodiversidad ocasionará alteraciones en el funcionamiento de los ecosistemas. Por este motivo es muy importante conocer las predicciones de las distribuciones futuras de las especies, pero aún más es conocer los efectos potenciales de las alteraciones climáticas en la distribución de especies y de determinar las zonas en donde potencialmente ocurrirán estas alteraciones.

El conocimiento de la estructura y funcionamiento de la vegetación es fundamental para entender y predecir las consecuencias de los cambios globales asociados a alteraciones climáticas, incrementos en la concentración de gases de efecto invernadero y cambios en el uso actual del suelo. Para una mejor comprensión de los patrones de variación espacial de las especies de flora y fauna hay que saber diferenciar los distintos componentes de la diversidad. Comúnmente estos se organizan en tres niveles: diversidad *alfa*, o número de especies a escala local (diversidad dentro del hábitat); diversidad *gamma*, o número de especies a escala regional; y diversidad *beta* (diversidad entre hábitat), o relación entre la diversidad alfa y gama. Estos componentes están íntimamente relacionados y no se pueden considerar aisladamente. Sin embargo, la *diversidad beta* es la más ampliamente utilizada, ya que expresa la tasa de cambio de

especies a lo largo de un gradiente, ya sea espacial o temporal (Whittaker *et al.*, 2001; Lennon *et al.*, 2001; Halffter & Moreno, 2005; Koleff, 2005; Broennimann *et al.*, 2006).

La diversidad beta o tasa de recambio es en realidad una medida de la disimilitud o desigualdad en la composición de especies a través del espacio o del tiempo como consecuencia de la heterogeneidad ambiental, especiación, extinción y/o colonización (Ferrier *et al.*, 2002; Chase, 2003; Graham *et al.*, 2004; Thuiller, 2004; Halffter & Moreno, 2005). Esta tasa de recambio de especies y la tasa de especies que podrían persistir, desaparecer y colonizar un área son a menudo considerados como una buena medida para valorar los posibles impactos sobre las especies y determinar el grado de perturbación de los ecosistemas. Hasta la fecha, varios trabajos han tomado en cuenta esta medida para valorar la sensibilidad de las especies ante el cambio climático, y obtenido interesantes resultados a escala tanto regional como global (Bakkenes *et al.*, 2002; Peterson *et al.*, 2002; Thomas *et al.*, 2004; Thuiller, 2004; Thuiller *et al.*, 2005a; Araújo *et al.*, 2006; Benito Garzón, 2006; Cuesta-Camacho *et al.*, 2006b). Una comprensión adecuada de la diversidad beta es vital para la selección de áreas de conservación (Bridgewater *et al.*, 2004).

Evidencias de estudios paleo-ecológicos y múltiples observación actuales de los cambios de rango muestran que la migración de las especies de plantas es una de las respuestas a los cambios climáticos actuales y futuros (Thuiller *et al.*, 2008). Por lo tanto, es necesario que cuando se proyectan los efectos del cambio climático sobre la distribución de las plantas se consideren los procesos de dispersión (Pitelka, 1997; Pulliam, 2000; Cadotte & Fukami, 2005; Guisan & Thuiller, 2005; Allouche 2008). Lamentablemente, la capacidad de migración de los organismos depende de sus características intrínsecas de dispersión y fecundidad, que solo se conocen para un puñado de especies, por lo que pocos estudios han incluido explícitamente los procesos de migración en las simulaciones, y en la mayoría de los estudios se asume uno de los dos extremos: dispersión nula o dispersión ilimitada (Thomas *et al.*, 2004; Thuiller, 2004; Guisan & Thuiller, 2005; Thuiller *et al.*, 2004a, 2005a; Araújo *et al.*, 2006; Ohlrmüller *et al.*, 2006; Thuiller *et al.*, 2006). El supuesto de dispersión nula sería realista sólo si el rango de la migración fuera insignificante comparado con la extensión del área de estudio, mientras que la dispersión ilimitada sólo lo sería si el clima cambiara lentamente de modo que la especie pudiera seguir (Broennimann *et al.*, 2006).

Con el objeto de salvar la limitación inherente al desconocimiento de la capacidad de dispersión de las especies se han propuesto nuevos métodos, que dependen de la disponibilidad de información (Carey, 1996; Collingham, 1996; Iverson *et al.*, 1999; Schwartz *et al.*, 2001; Iverson *et al.*, 2004; Engler, 2006). Algunos acoplan técnicas de modelización con autómatas celulares que incluyen información sobre distribución y dispersión, cambio global y fragmentación del hábitat, como MIGCLIM, DISPERSE, MIGRATE o SHIFT. Pero volvemos a encontrarnos con la limitación, insalvable por ahora, de la falta de información, no digamos de un conocimiento profundo de la biología y ecología de las especies (distancia de dispersión de propágulos, barreras potenciales, probabilidad de dispersión de larga distancia o de extinción, etc.). Hay propuestas más simples que son fáciles de implementar en modelización, como asumir que todas las poblaciones de una especie migran en idénticas tasas. Algunos estudios utilizan migración limitada, como es el caso de Broennimann *et al.* (2006), que consideran que las especies migran no más de 1 km/año. Otros trabajos, en cambio, estiman la tasa de migración por unidad de tiempo dependiendo del agente dispersor, como Midgley *et al.* (2006), que asumen dispersiones máximas en Proteáceas de 1 km/década si los agentes son hormigas o roedores, y de 3 km/década si es el viento.

A pesar de que hay consenso en admitir que las especies responden de forma individual al cambio climático (Bush, 2002; Chapin *et al.*, 2004b; Koul & Bhatnagar, 2005; Malcolm *et al.*, 2006; Sherry *et al.*, 2007), las respuestas individuales pueden no reflejar las interacciones dentro de una comunidad (Brooker *et al.*, 2008). Por este motivo algunos autores han utilizado grupos funcionales o formas de vida, lo que permite analizar algo inherentemente mucho más complejo al agrupar aspectos estructurales, ambientales, fisiológicos, reproductivos y de interacciones (Box, 1996; Díaz & Cabido, 1997; Lavorel *et al.*, 1997; Noss, 2001; Lavorel & Garnier, 2002; Miles *et al.*, 2004; Thuiller *et al.*, 2005b; Broennimann *et al.*, 2006; Gritti *et al.*, 2006; Thuiller *et al.*, 2006). Los grupos funcionales de plantas reducen la complejidad de la diversidad de especies en la función ecológica a unos pocos tipos claves, agrupando especies con funcionamiento similar independiente de su filogenia. Esta utilización de las formas de vida es muy común para caracterizar las respuestas de las comunidades a los diferentes tipos de perturbaciones y cambio de uso del suelo (McIntyre *et al.*, 1995; Rusch *et al.*, 2003; Cousins & Lindborg, 2004), y podrían ser usados para evaluar qué especies podrían ganar o perder hábitat por efecto del cambio climático (Berry *et al.*, 2002).

Con el objetivo de medir los impactos causados por el cambio climático en los ecosistemas de Ecuador, en este capítulo proyectamos la distribución potencial ante el cambio climático de 413 especies de plantas vasculares y analizamos su evolución agrupándolas en siete formas de vida. Nuestro estudio es por tanto pionero en analizar los patrones de cambio ante dos escenarios de dispersión. Esta investigación ofrecerá la primera visión de las consecuencias de los efectos potenciales del cambio climático en una región con alta biodiversidad biológica.

MATERIALES Y METODOS

Evolución del área de las especies en el tiempo

Los modelos ráster (grids) de idoneidad actuales y futuros de cada especie fueron reclasificados a modelos de presencia/ausencia a partir del punto de corte correspondiente y combinados en una única grid con dos campos que contenían la información de presencia/ausencia para el año 2006 y 2080, respectivamente. Posteriormente se añadió otro campo en el que para cada píxel se codificaba si la especie desaparecía, aparecía o se mantenía estable en el año 2080 con respecto al 2006. Las 413 tablas se importaron en Excel en donde se realizó el resto de manipulaciones mediante tablas dinámicas. En SPSS 15.0 se calcularon finalmente el número de píxeles ganados, perdidos y estables en relación con el área potencial inicial. La evolución del área se calculó tanto en km² como en porcentaje. Como en el capítulo anterior, el *área ganada* es el área que aparece como idónea en el futuro pero no en la actualidad, el *área perdida* es el área que aparece como idónea en el presente pero no en el futuro, el *área de presencia estable* se define como el área que se mantiene idónea tanto en el presente como en el futuro y, finalmente, la *ausencia estable* se define como el área que se mantiene inadecuada tanto para el presente como para el futuro. Los desplazamientos altitudinales de las especies se determinaron usando el número de píxeles de presencia potencial de cada especie en función de la altitud.

Capacidad de migración

Para cada especie se hicieron dos proyecciones, una asumiendo dispersión (migración) ilimitada y otra asumiendo dispersión (migración) nula. Para el supuesto de dispersión ilimitada tomamos en cuenta el área ganada más el área que se ha mantenido

estable con respecto al área de ocupación inicial. Para el supuesto de dispersión nula sólo tomamos en cuenta el área que se ha mantenido estable desde la actualidad. El porcentaje de hábitat idóneo ganado o perdido en el futuro con respecto al área potencial actual permite determinar el grado de amenaza de las especies según su habilidad de dispersión.

Sensibilidad de las especies

Para cada especie se calculó el porcentaje de píxeles que mantenía su presencia estable, es decir, que ni aparecían ni desaparecían en el año 2080 con respecto al año 2006. El resto de píxeles, potencialmente inadecuados, se utilizaron para calcular el porcentaje de hábitat perdido. También se calculó el porcentaje de hábitat ganado, definido como los píxeles inadecuados en el presente pero adecuados después del cambio climático, de acuerdo al supuesto de dispersión ilimitada. Finalmente, para cada especie se calculó el porcentaje de área de expansión o contracción como la diferencia relativa entre el hábitat perdido y el ganado.

Patrones espaciales

Para evaluar el porcentaje de extinción y la tasa de recambio para un área determinada a partir de los modelos de muchas especies, necesitamos calcular para cada píxel el número de especies predichas, tanto para las condiciones climáticas actuales como futuras. Con estos valores calculamos el número de especies perdidas y ganadas por píxel. La diferencia nos permite cuantificar la intensidad de recambio de especies o diversidad beta temporal por píxel.

Cálculo de la tasa de recambio

Para el supuesto de dispersión ilimitada, la tasa de recambio se calculó como (Peterson *et al.*, 2002; Thuiller, 2004; Thuiller *et al.*, 2005a):

$$\text{Tasa de recambio por píxel} = 100 \times (\text{especies ganadas} + \text{especies perdidas}) / (\text{riqueza inicial de especies} + \text{especies ganadas})$$

En el caso de la dispersión nula sólo tomamos en cuenta el área que se ha mantenido estable desde el presente, sin que pueda haber especies ganadas (Thuiller, 2004):

$$\text{Tasa de recambio por píxel} = 100 \times (\text{especies perdidas} / \text{riqueza inicial de especies})$$

En ambos casos, una tasa de recambio de 0 indica que el conjunto de especies de un píxel no variará con el tiempo, mientras que un valor de 100 indica que todas y cada una de las especies de ese píxel serán diferentes en el futuro.

RESULTADOS

Evolución del área: migración horizontal y vertical

La evolución del área se ha evaluado de acuerdo a los desplazamientos tanto horizontales (desplazamientos latitudinales) y verticales (desplazamientos altitudinales) que estimamos que sufrirán las especies a consecuencia del cambio climático estimado para el año 2080. Con la utilización de estas medidas se pueden determinar las tendencias en los movimientos de las especies en el futuro. El área ganada, perdida, de presencia estable y de ausencia estable de cada una de las 413 especies estudiadas se encuentran en el Anexo, Tablas A3.1-A3.7.

La evolución del área no ha sido uniforme, ya que ha variado mucho dependiendo de la especie. Hay grandes desplazamientos, tanto en altitud como en latitud, y también especies que se ven fuertemente amenazadas. Para mostrar los desplazamientos se presentan los resultados en km² y también como porcentaje de variación con respecto al área potencial actual (Anexo, Tablas A3.1-3.7). Para representar gráficamente el área estable, ganada y perdida se han escogido de cada familia seis especies que se pronostica que se verán ampliamente beneficiadas y otras seis que podrían verse perjudicadas con el cambio climático (Figs. 3.1.1-3.7.2). En el caso del supuesto de migración nula se muestra sólo el área de presencia estable. La migración altitudinal se representa por la riqueza potencial media que hay en cada píxel en función a la altitud (Fig. 3.8).

Evolución del área potencial en el género Anthurium (Anexo, Tabla A3.1)

De las 53 especies modeladas, 28 conservan en el futuro más del 70% de su área potencial actual. En promedio, las especies estudiadas pierden un 30,66% y ganan un 78,14% de su área actual. Algunas especies muestran un posible aumento de área muy significativa, como *A. corrugatum*, *A. effusilobum*, *A. pallidiflorum*, *A. microspadix*, *A. trisectum* y *A. pulverulentum*. A continuación se detallan la evolución del área de ocupación de estas especies.

Anthurium corrugatum. Hierba, epífita o hemiepífita de los Andes, se encuentra en altitudes comprendidas entre 1500-3500 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Según nuestros resultados muestra un incremento muy significativo (446,71%), aunque pierde un 23,57% de su área actual. Los mayores aumentos ocurren en la Costa y Amazonía, desde Bosque siempreverde de tierras bajas hasta Bosque siempreverde montano bajo en las estribaciones de las cordilleras amazónicas. A mayores altitudes también en Bosque siempreverde montano alto, páramo herbáceo y páramo seco (Fig. 3.1.1.A).

Anthurium effusilobum. Hierba, epífita o hemiepífita de la Amazonía, se encuentra en altitudes comprendidas entre 400-2200 m (MO, 2007). Según nuestros resultados muestra un incremento significativo (339,36 %) y una pérdida muy notable (70,91%). En el futuro esta especie incrementará su hábitat en bosques de la Costa y pequeñas áreas en las estribaciones de la cordillera oriental de los Andes (Fig. 3.1.1.B).

Anthurium pallidiflorum. Especie epífita de altitudes comprendidas entre 0-2000 m. Endémica de bosques litorales húmedos, crece en las provincias de Bolívar, Chimborazo, Cotopaxi, Esmeralda, Morona, Pichincha y Los Ríos (Benavides & Croat, 2000). Incrementará un 327,97% y perderá apenas un 1,05% de su área actual. El mayor incremento se producirá en áreas que actualmente están cubiertas por bosques de tierras bajas y piemontano de la Amazonía (Fig. 3.1.1.C).

Anthurium microspadix. Epífita de Costa, Andes y Amazonía, a altitudes comprendidas entre 0-3000 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Incrementa un 314,65% y pierde un 12,12% de su área actual. Los incrementos se producirán principalmente en bosques húmedos de la Costa y la Amazonía y bosques de la parte central de la cordillera de los Andes (Fig. 3.1.1.D).

Anthurium trisectum. Hierba o epífita de la Costa, a altitudes comprendidas entre 0-1000 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Según nuestros resultados incrementará un

203,21% y perderá un 29,23% de su área actual. Los incrementos se producirán principalmente en las estribaciones de la vertiente oriental, en bosque siempreverde montano bajo y piemontano, desplazándose hasta los bosques siempreverdes de tierras bajas y piemontanos de la Amazonía (Fig. 3.1.1.E).

Anthurium pulverulentum. Hierba de la Costa y los Andes, a altitudes comprendidas entre 0-2500 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Incrementa un 195,50% y pierde un 12,63% de su área inicial. De acuerdo con nuestras estimaciones, los incrementos se producirán en su mayoría en la Costa, en bosques siempreverdes, deciduos y semideciduos de tierras bajas (Fig. 3.1.1.F).

En otras especies las predicciones indican que sufrirán una disminución muy significativa, como *A. breviscapum*, *A. mindense*, *A. ceronii*, *A. harlingianum*, *A. clavigerum* y *A. gracile* (Anexo, Tabla A3.1). A continuación se detallan la evolución del área de ocupación de estas especies:

Anthurium breviscapum. Hierba, epífita o hemiepífita de los Andes y Amazonía, en altitudes comprendidas entre 0-2500 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). De acuerdo con nuestros resultados esta especie pierde un 76,92% y sólo gana un 6,92% de su área actual. Las mayores pérdidas ocurrirían en la Amazonía, en zonas que actualmente están cubiertas por bosques siempreverdes de tierras bajas, bosque siempreverde piemontano y bosque siempreverde montano bajo de las cordilleras amazónicas (Fig. 3.1.2.A).

Anthurium mindense. Hierba de la Costa, Andes y Amazonía, en altitudes comprendidas entre 0-300 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Según nuestros resultados esta especie pierde un 72,54% y gana un 39,48% de su área actual. Las mayores pérdidas podrían ocurrir en las estribaciones de la Cordillera Occidental de los Andes. Las áreas en donde se registran más pérdidas están cubiertas actualmente por bosque siempreverde piemontano, bosque siempreverde montano bajo, bosque de neblina montano, bosque montano alto y matorral húmedo montano (Fig. 3.1.2.B).

Anthurium ceronii. Epífita de la Amazonía en altitudes comprendidas entre 150-2016 m (MO, 2007). Perderá un 72,08% y ganará un 28,58% de su área original. Las mayores pérdidas se producirán en bosque siempreverdes de tierras bajas de la Amazonía, seguidas por el bosque siempreverde piemontano de la Costa y, en la parte sur del país,

bosque semideciduo montano bajo y bosque de neblina montano de los Andes occidentales y matorral seco de los Andes del Sur (Fig. 3.1.2.C).

Anthurium harlingianum. Hierba epífita de los Andes y la Amazonía, en altitudes comprendidas entre 0 - 2000 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Pierde un 70,95% y gana un 7,40% de su área original. Las zonas que experimentarían las mayores pérdidas están cubiertas en la actualidad por bosque siempreverde de tierras bajas de la Amazonía y bosque siempreverde piemontanos de la Costa y Amazonía. También podría sufrir pérdidas en las estribaciones de los Andes, en bosque siempreverde montano bajo, bosque de neblina montano y, en las partes más altas, en bosque siempreverde montano alto y zonas de páramo (Fig. 3.1.2.D).

Anthurium clavigerum. Hierba epífita de la Amazonía de altitudes comprendidas entre 0-1000 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Según nuestros resultados pierde un 68,62% y gana un 14,28% de su área actual. Las pérdidas se producirían en la Costa y Amazonía, pero en esta última en mayor proporción (bosque siempreverde de tierras bajas y bosque siempreverde piemontano) (Fig. 3.1.2.E).

Anthurium gracile. Hierba epífita de la Amazonía, en altitudes comprendidas entre 0-1000 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Pierde un 64,83% y no hay ganancias, por lo que su situación pasaría a ser crítica. Las mayores pérdidas ocurrirían en bosque siempreverde de tierras bajas de la Amazonía y en las estribaciones de la cordillera oriental de los Andes, en bosque siempreverde montano bajo (Fig. 3.1.2.F).

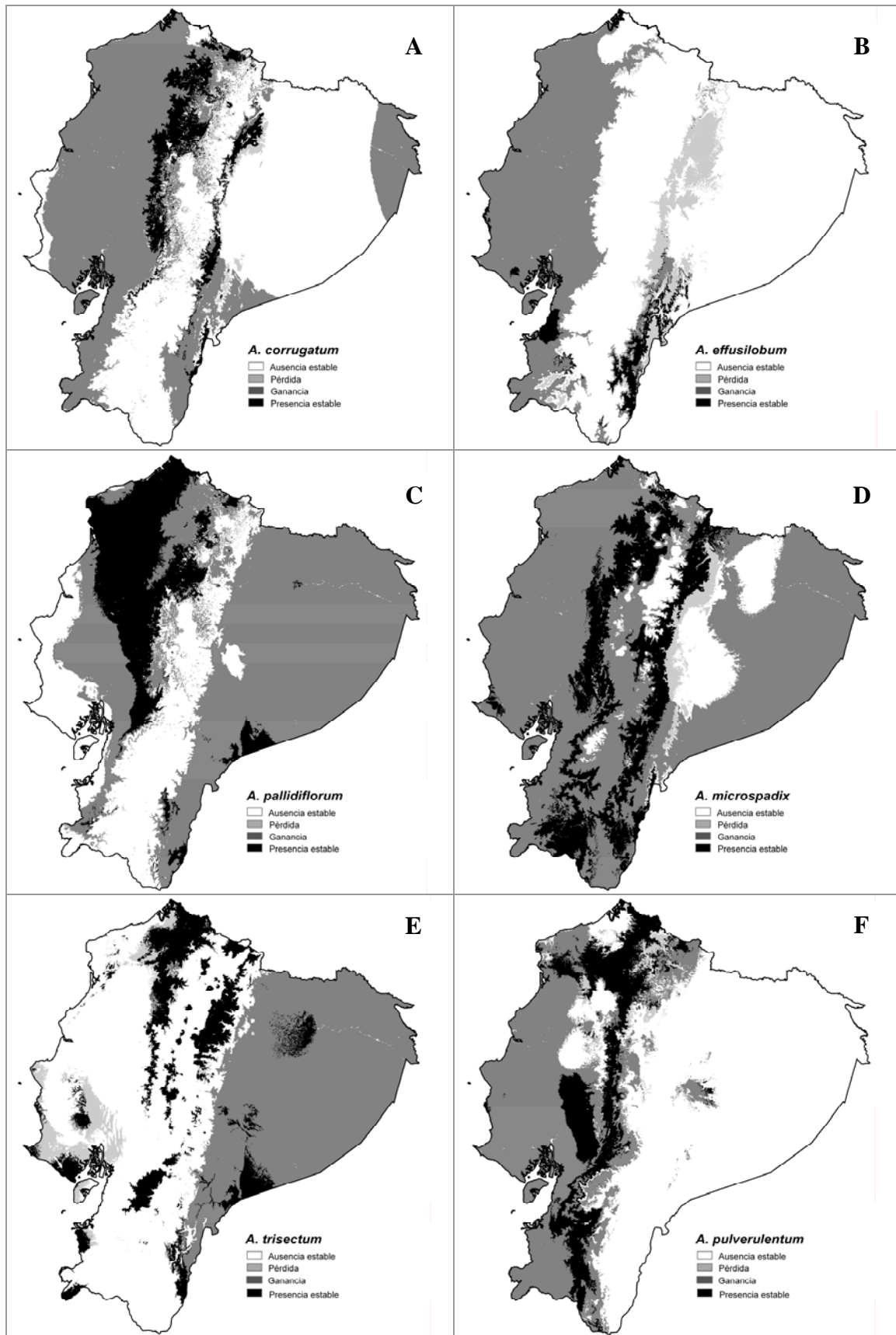


Fig. 3.1.1. Evolución del área potencial en el periodo 2006-2080. Especies de *Anthurium* que ganan más área.

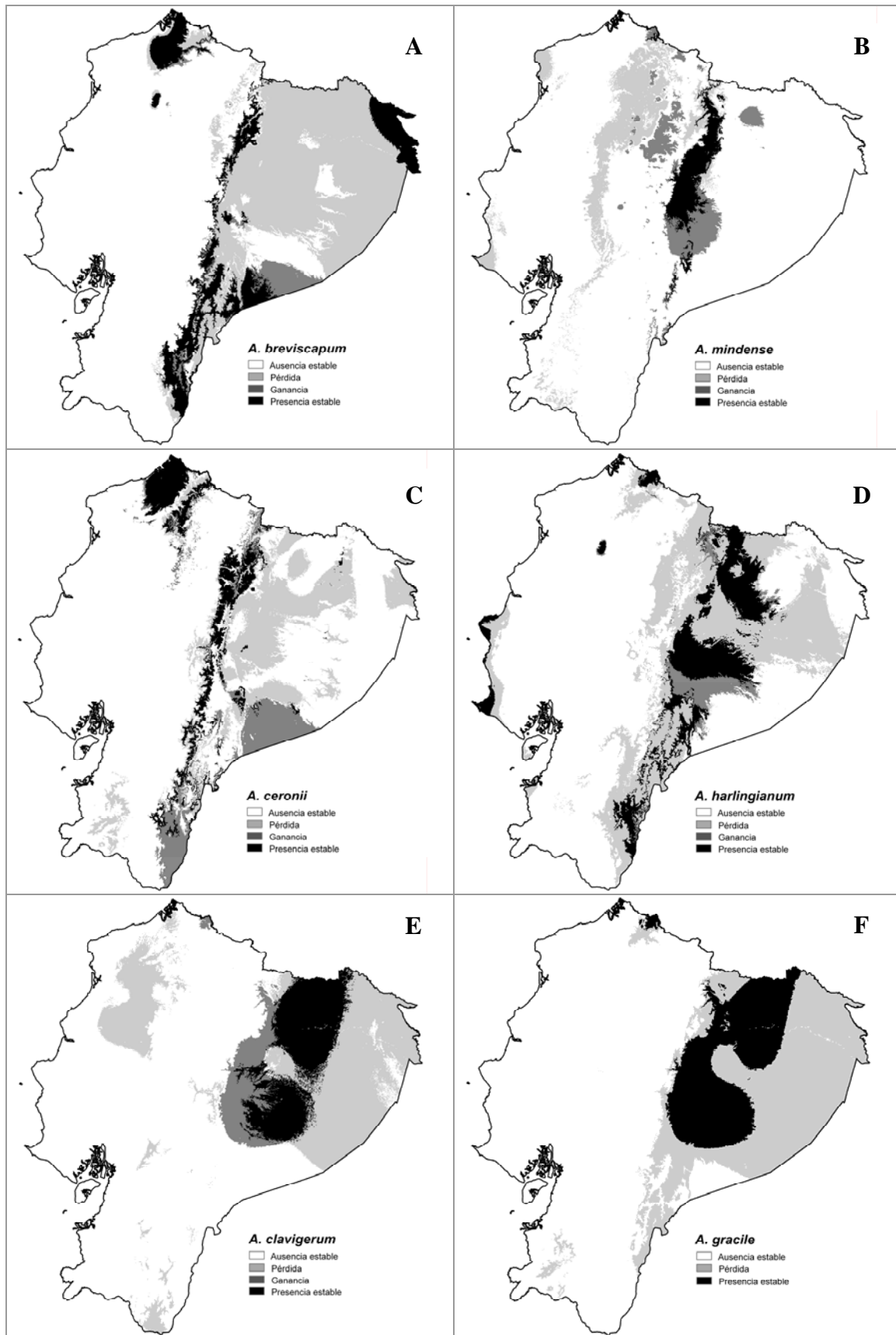


Fig. 3.1.2. Evolución del área potencial en el periodo 2006-2080. Especies de *Anthurium* que pierden más área.

Evolución del área en la familia Bignoniaceae (Anexo, Tabla A3.2)

De las 11 especies de esta familia que fueron modelizadas, siete conservan más del 70% de su área de ocupación actual. En promedio ganan un 22,43% y pierden un 28,61% del área actualmente ocupado.

De acuerdo a las predicciones futuras las especies que ganarían mayor porcentaje de áreas de ocupación serían *Cydista aequinoctialis*, *Mansoa verrucifera*, *Amphilophium paniculatum*, *Arrabidaea pubescens* y *Arrabidaea patellifera*. A continuación se detalla la evolución del área de ocupación de estas especies.

Cydista aequinoctialis. Liana de la Amazonía de altitudes comprendidas entre 0-500 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Con respecto al área actual muestra un incremento del 68,47% y una pérdida del 5,66%. Las mayores ganancias ocurrirían en las estribaciones de la vertiente oriental de los Andes (Bosque siempreverde montano bajo y Bosque siempreverde piemontano), en la Amazonía (Bosque siempreverde de tierras bajas, Bosque de tierras bajas de palmas y aguas negras y Bosque inundable de tierras bajas por aguas blancas), con ligeros incrementos en la vertiente occidental (Bosque siempreverde montano bajo) y en la Costa (Bosque siempreverde de tierras bajas) (Fig. 3.2.1A).

Mansoa verrucifera. Liana de la Costa y Amazonía de altitudes comprendidas entre 0-500 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Esta especie ganará un 62,33% y perderá un 7,09% de su área potencial actual. Las mayores ganancias se producirían en la Amazonía, en Bosque siempreverde de tierras bajas, Bosque inundable de tierras bajas por aguas blancas y Bosque de tierras bajas de palmas y aguas negras, y en la Costa en Bosque deciduo y semideciduo de tierras bajas (Fig. 3.2.1B).

Amphilophium paniculatum. Liana de la Costa, Andes y Amazonía de altitudes comprendidas entre 0-2500 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Esta especie gana en el futuro un 40,36% y pierde un 11,02% de su área actual. Las mayores ganancias se producirían en la región interandina y en la Costa (Tabla 3.2.1C).

Arrabidaea pubescens. Liana de la Costa de altitudes comprendidas entre 0-1000 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Ganaría un 19,04% y perdería un 2,42% de su área potencial actual. Las ganancias ocurrirían principalmente en la Costa. En la Sierra también hay ganancias, aunque reducidas (Fig. 3.2.1D).

Arrabidaea patellifera. Liana de la Costa, Andes y Amazonía de altitudes comprendidas entre 0-2000 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Solo incrementaría un 4,57% y perdería un 2,57% de su área actual (Anexo, Tabla A3.2).

En Bignoniaceae también hay especies que podrían reducir su área de ocupación en el futuro por efecto del cambio climático, con las reducciones en *Pithecoctenium crucigerum*, *Tynanthus polyanthus*, *Arrabidaea chica*, *Paragonia pyramidata*, *Macfadyena unguis-cati* y *Mansoa standleyi*, (Anexo, Tabla A3.2). A continuación se detalla la evolución del área de ocupación de estas especies.

Pithecoctenium crucigerum. Liana de la Costa y Amazonía de altitudes comprendidas entre 0-1000 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Según este escenario de cambio esta especie disminuiría un 89,62% y ganaría un 10,45% de su área actual. Las mayores pérdidas se producirían en la Costa, en zonas que actualmente están cubiertas por Bosque siempreverde de tierras bajas, Bosque siempreverde piemontano, deciduo y semidecuidos de tierras bajas, y en la Amazonía en Bosque siempreverde de tierras bajas (Fig. 3.2.2A).

Tynanthus polyanthus. Liana de la Amazonía de altitudes comprendidas entre 0-500 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Perdería un 76,47% y ganaría un 10,82% de su área actual. Las mayores pérdidas se producirán previsiblemente en las estribaciones oriental y occidental de la cordillera de los Andes, en áreas que actualmente están cubiertas por Bosque siempreverde montano bajo y Bosque siempreverde piemontano (Fig. 3.2.2B).

Arrabidaea chica. Liana de la Costa, Andes y Amazonía de altitudes comprendidas entre 0-1500 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Perdería un 38,23% y ganaría un 14,11% de su área actual. Las mayores pérdidas posiblemente se producirían en la Costa, en zonas que actualmente están cubiertas por Bosque siempreverde y deciduo de tierras bajas (Fig. 3.2.2C).

Paragonia pyramidata. Liana de la Costa, Andes y Amazonía de altitudes comprendidas entre 0-1000 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999; MO, 2007). Perdería el 33,78% y ganaría un 15,74% de su área actual. Las mayores pérdidas se producirían en la Costa, en zonas que actualmente están cubiertas por Bosque siempreverde, deciduo y semidecuidos de tierras bajas. También podría haber pérdidas en la Amazonía, en áreas de Bosque siempreverde de tierras bajas (Fig. 3.2.2D).

Macfadyena unguis-cati. Liana de la Costa y Amazonía de altitudes comprendidas entre 0-1000 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Perdería el 26,37% de su área de ocupación, y apenas ganaría un 0,82%. Las mayores pérdidas se producirían en Bosque siempreverde de tierras bajas de la Costa y la Amazonía (Fig. 3.2.2E).

Mansoa standleyi. Liana de los Andes y Amazonía de altitudes comprendidas entre 0-500 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Perdería un 21,52% y no tendría ganancias de área. Las mayores pérdidas coincidirían con zonas de Bosque siempreverde de tierras bajas (Fig. 3.2.2F).

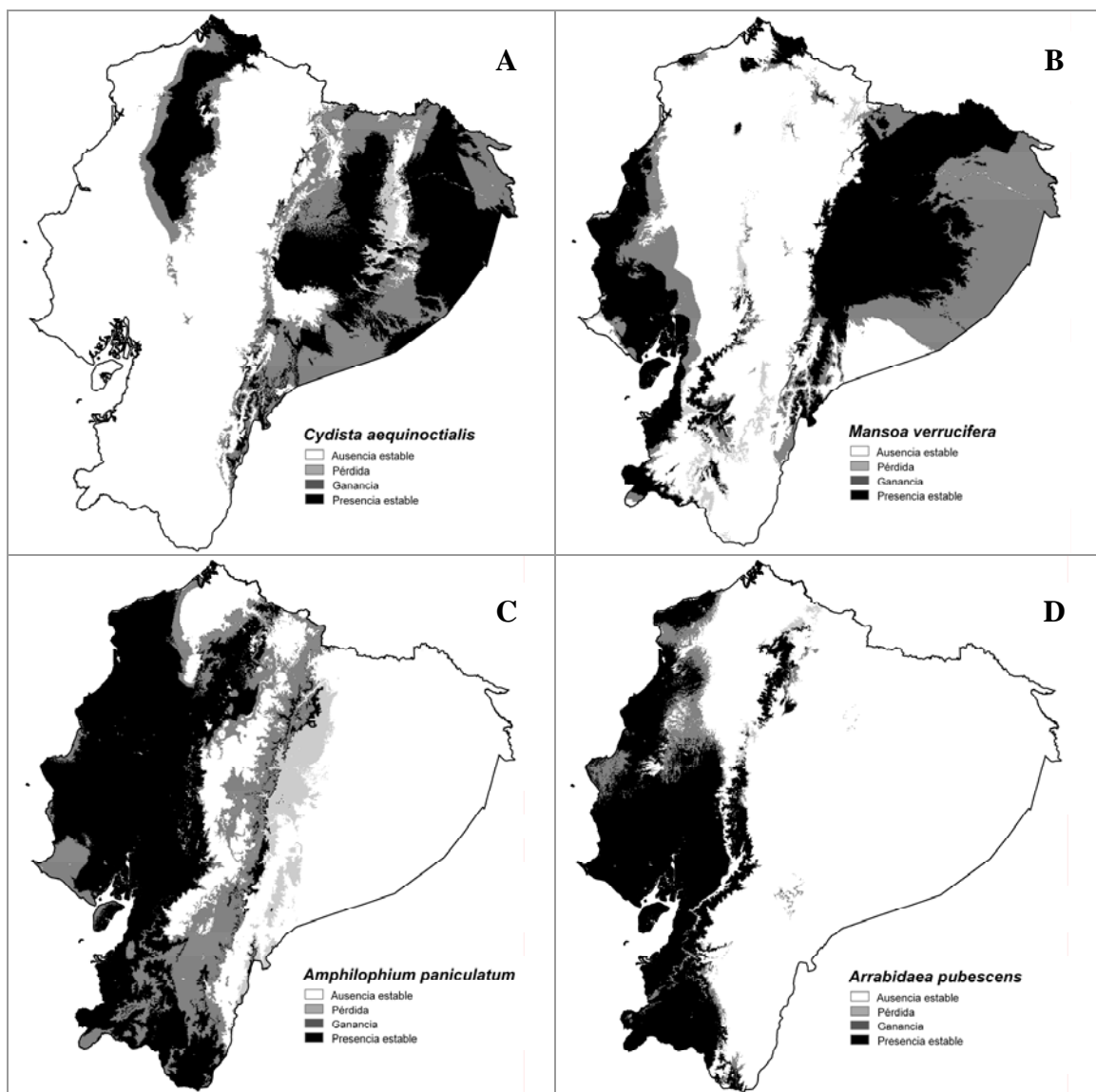


Fig. 3.2.1. Evolución del área potencial en el periodo 2006-2080. Especies de Bignoniaceae que ganan más área.

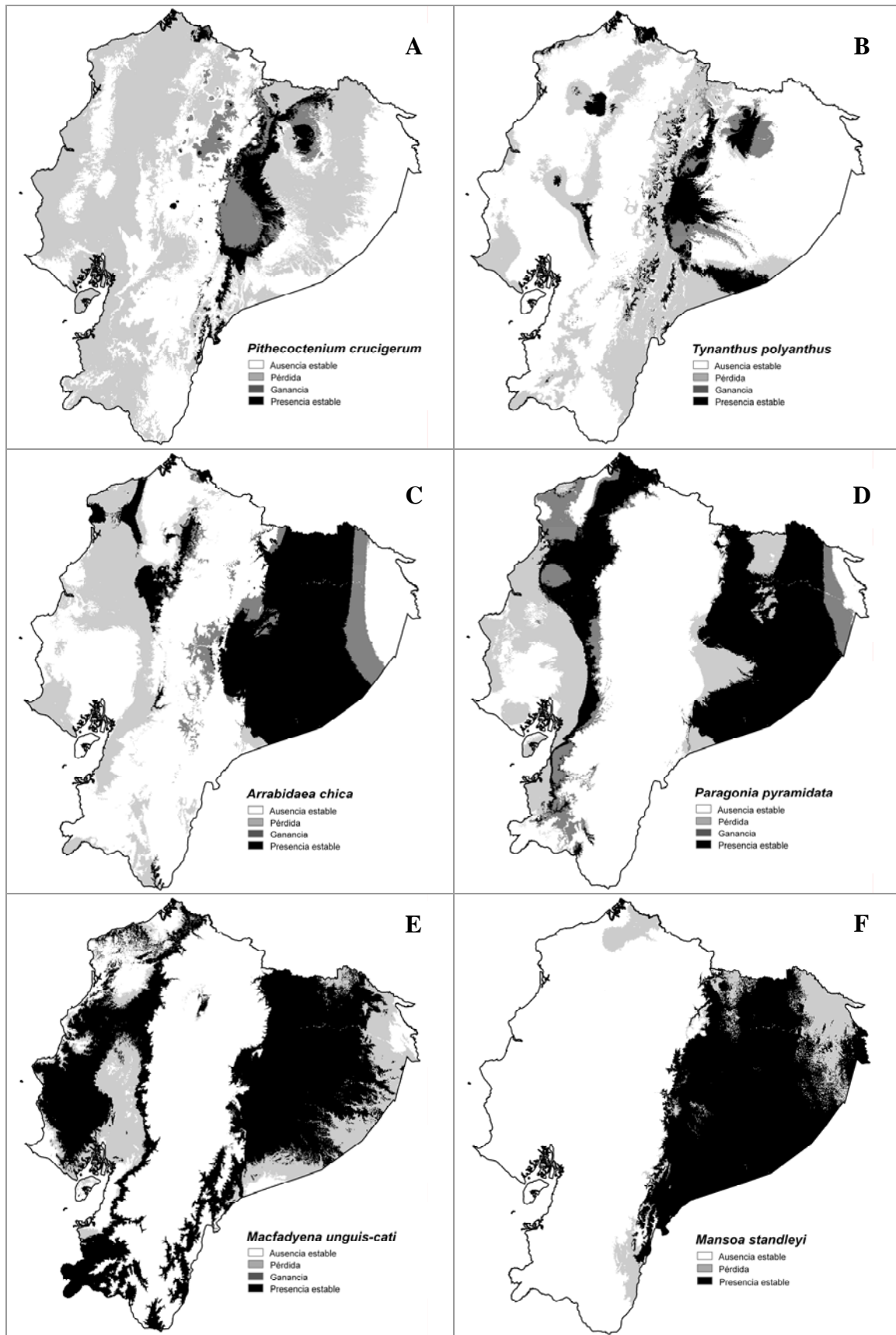


Fig. 3.2.2. Evolución del área potencial en el periodo 2006-2080. Especies de Bignoniaceae que pierden más área.

Evolución del área en la familia Bromeliaceae (Anexo, Tabla A3.3)

De las 89 especie modeladas de esta familia, 60 conservan en el futuro más del 70% de su área de ocupación actual, ganando un 64,54% y perdiendo un 23,08% en promedio.

Algunas de las especie que podrían ganar un alto porcentaje de área potencial en el futuro serían, por ejemplo, *Pitcairnia hitchcockiana*, *Guzmania scherzeriana*, *Racinaea dielsii*, *Puya hamata*, *Ronnbergia deleonii* y *Racinaea seemannii*. A continuación se detalla la evolución del área de ocupación de estas especies.

Pitcairnia hitchcockiana. Hierba de los Andes y Amazonía de altitudes con prendidas entre 500-2000 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Incrementaría su área potencial en un 713,26% y perdería un 30,95%. Las ganancias se producirían en las tres regiones naturales del país, en bosques de tierras bajas y bosque montano altos (Fig. 3.3.1A).

Guzmania scherzeriana. Hierba epífita de la Costa de altitudes con prendidas entre 0-1000 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Ganaría un 421,69% y perdería solo un 4,01% de su área potencial actual. Las ganancias se producirían en las tres regiones naturales del Ecuador, en bosques de tierras bajas y montanos altos (Fig. 3.3.1B).

Racinaea dielsii. Hierba epífita de los Andes de altitudes con prendidas entre 1000-2000 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Ganaría un 395,79% y perdería un 35,35% de su área potencial actual. Las ganancias se producirían sobre todo en áreas de la Costa y de la Sierra, pero también podría haber incremento en bosques de tierras bajas de la Amazonía (Fig. 3.3.1C).

Puya hamata. Hierba de los Andes de altitudes con prendidas entre 3000-4500 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Ganaría un 367,47% y perdería un 7,21% de su área potencial actual. Las ganancias ocurrirían en bosques de tierras bajas de la Costa y de la Amazonía y en los bosques de las estribaciones occidentales de la Cordillera de los Andes (Fig. 3.3.1D).

Ronnbergia deleonii. Hierba epífita de la Costa y Andes de altitudes con prendidas entre 500-2000 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). De acuerdo a las predicciones futuras, ganaría un 355,37% y perdería un 34,82% de su área potencial actual. Las áreas con mayores incrementos están actualmente cubiertas por bosques de tierras bajas así como ecosistemas de altura (Fig. 3.3.1E).

Racinaea seemannii. Hierba de los Andes de altitud es comprendidas entre 2000-3 500 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Ganará un 289,26% y perderá un 8,44% de su área potencial actual. Las mayores ganancias se producirían en bosques de tierras bajas de la Costa (Fig. 3.3.1F).

Especies de esta familia que podrían perder un alto porcentaje de áreas de ocupación en el futuro son *Tillandsia usneoides*, *Guzmania remyi*, *Guzmania monostachia*, *Pitcairnia simulans*, *Pitcairnia pungens* y *Mezobromelia pleiosticha*. A continuación se detalla la evolución del área de ocupación de estas especies.

Tillandsia usneoides. Hierba ep ífita, de la Co sta y Andes de altitudes com prendidas entre 0-500 m y 1000-3000 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). De acuerdo con nuestras estimaciones para el futuro, ganará un 27% pero perder ía casi por com pleto (99,22%) su área potencial actual. Las m ayores perdidas se producirían en zonas que actualmente están cubiertas por Bos que siempreverde, deciduo, sem ídeciduo y siempreverde piem ontano de tierras bajas de la Costa, Bosque siem preverde montano bajo, Bosque de neblina m ontano, Matorral seco m ontano y Bosque sem ídeciduo montano bajo (Fig. 3.3.2A).

Guzmania remyi. Hierba ep ífita endém ica Costa y Andes, que crece entre 0-1500 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Perdería un 97,23% y ganará un 66,29% del área potencial actual. Las mayores pérdidas ocurrirían en la Costa, en Bosque siempreverde de tierras bajas de la costa, Bosque siem preverde piem ontano y Bosque siem preverde montano bajo (Fig. 3.3.2B).

Guzmania monostachia. Hierba ep ífita de la Costa, Andes y Am azonía de altitud es comprendidas entre 0-1500 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Perdería un 95,84% y ganaría un 30,38% de su área potencial actual. Las mayores pérdidas podrían ocurrir en la Costa, en Bosque siempreverde, deci duo y sem ídeciduo de tierras bajas y Bosque piemontano de la Costa, aunque también hay pérdidas en Bosque de neblina m ontano, Bosque semideciduo montano bajo y Matorral seco montano (Fig. 3.3.2C).

Pitcairnia simulans. Hierba, trepad ora herb ácea, ep ífita o hem iep ífita, endémica de la Costa y los Andes, que crece en altitud es comprendidas entre 500-1500 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999, Manzanares, 2000). Perdería un 94,22% de su área potencial actual

y ganaría un 73,26% en otras zonas. Las mayores pérdidas se producirían en Bosque siempreverde piemontano y Bosque siempreverde montano bajo (Fig. 3.3.2D).

Pitcairnia pungens. Hierba de la Costa y Andes de altitudes comprendidas entre 0-3500 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Perdería un 91,72% de su área de ocupación y ganaría un 10,55%. Las pérdidas se producirían en todos los bosques de la región interandina (Fig. 3.3.2E).

Mezobromelia pleiosticha. Hierba epífita de la Costa, Andes y Amazonía de altitudes comprendidas entre 0-2500 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Perderá un 78,73% de su área y ganará un 26,59% con respecto al actual. Las pérdidas se producirían en Bosque siempreverde de tierras bajas, Bosque siempreverde piemontano, Bosque de neblina montano y Bosque semideciduo montano bajo (Fig. 3.3.2F).

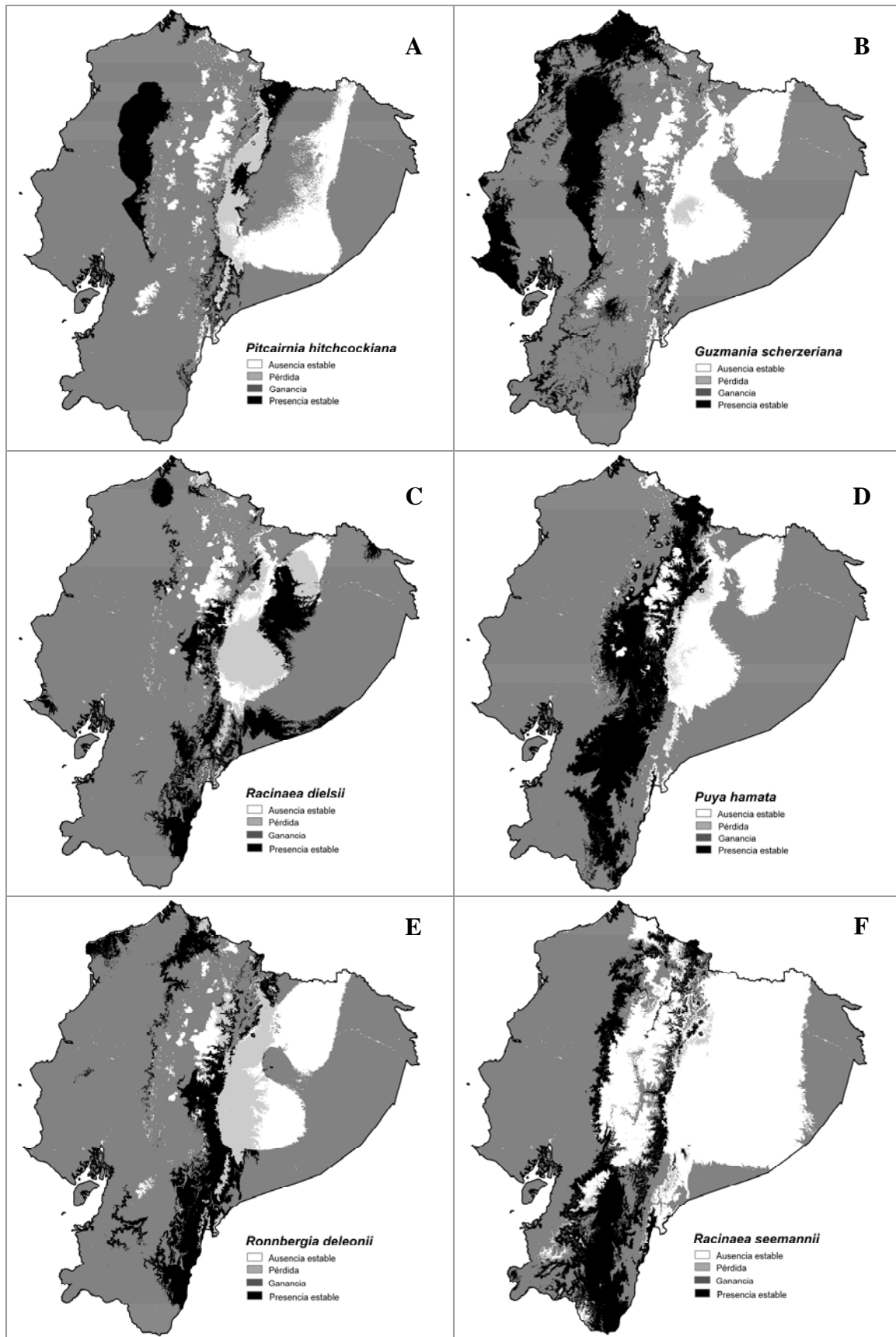


Fig. 3.3.1. Evolución del área potencial en el periodo 2006-2080. Especies de Bromeliaceae que ganan más área.

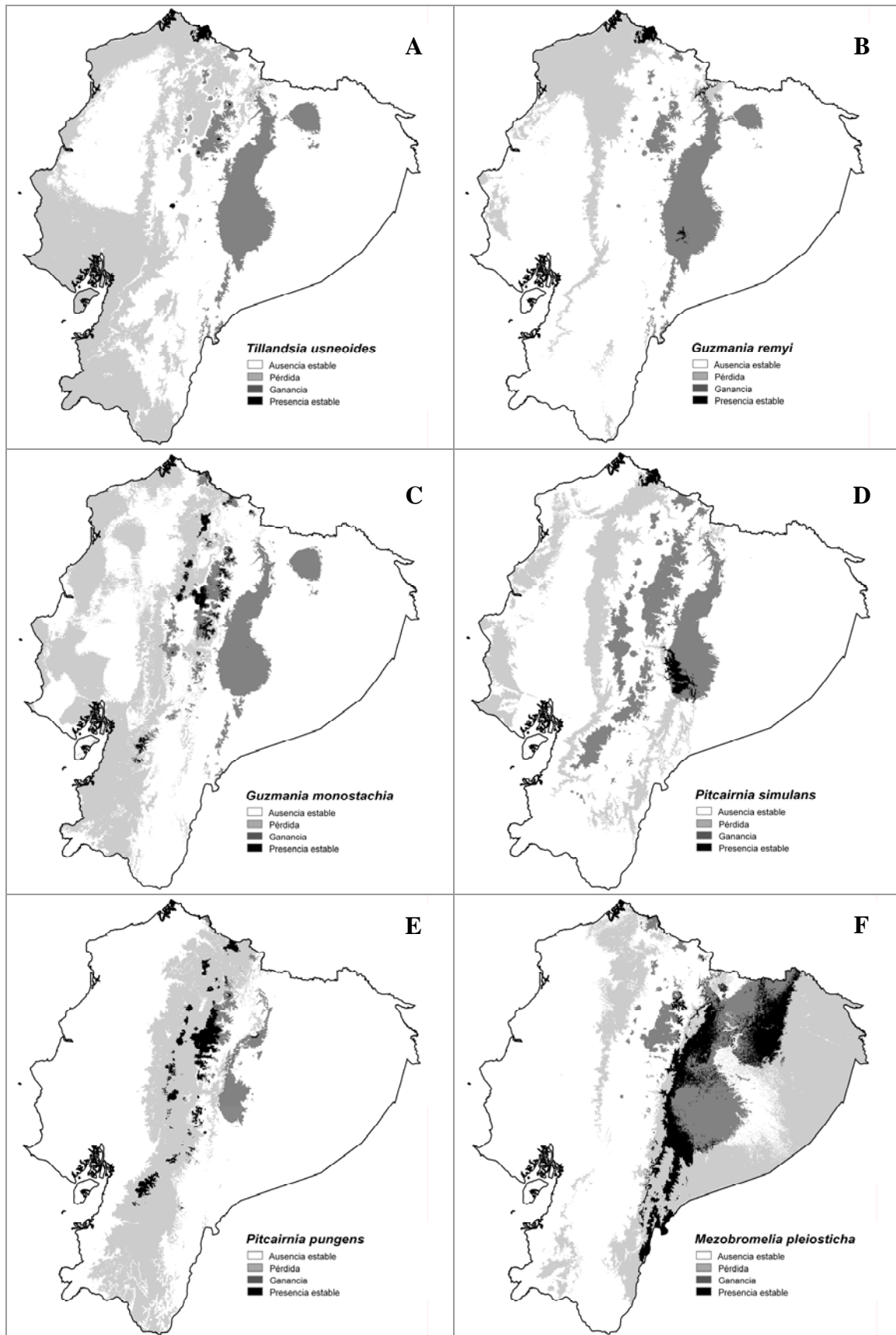


Fig. 3.3.2. Evolución del área potencial en el periodo 2006-2080. Especies de Bromeliaceae que pierden más área.

Evolución del área en la familia Gesneriaceae (Anexo, Tabla A3.4)

Las especies de esta familia, en promedio, ganarán un 74,16% y perderán 30,02% de su área potencial actual, y 60 conservarán más del 70% de su área potencial actual.

De acuerdo a las predicciones futuras, las especies que podrían ganar un alto porcentaje de área de ocupación en el futuro serían, por ejemplo, *Drymonia urceolata*, *Capanea affinis*, *Heppiella verticillata*, *Pearcea sprucei*, *Diastema affine* y *Alloplectus sprucei*. A continuación se detalla la evolución del área de ocupación de estas especies.

Drymonia urceolata. Hierba o arbusto de los Andes y Amazonía de altitudes comprendidas entre 0-3000 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Conforme a nuestras proyecciones, ganará un 792,10% y perderá un 24,22% de su área potencial actual. Las mayores ganancias se producirían en la Costa y en la Sierra, con alguna de menor entidad en la Amazonía (Fig. 3.4.1A).

Capanea affinis. Arbusto, herbácea trepadora o epífita de los Andes de altitudes comprendidas entre 1000-3500 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). De acuerdo a las predicciones esta especie ganará un 502,91% y perderá un 0,64% de su área potencial actual. Las ganancias se producirían fundamentalmente en la Costa y en la Sierra, con alguna de menor entidad en la Amazonía (Fig. 3.4.1B).

Heppiella verticillata. Hierba o subarbusto de los Andes de altitudes comprendidas entre 1000-3000 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). De acuerdo a las predicciones futuras esta especie incrementará el área un 461,14% y perderá un 0,64% de su área potencial actual. Las ganancias se producirían en las tres regiones, tanto en ecosistemas de tierras bajas como altas (Fig. 3.4.1C).

Pearcea sprucei. Hierba de los Andes y Amazonía de altitudes comprendidas entre 0-3000 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Según las predicciones para el futuro incrementa su área un 377,01% y pierde un 26,23% de su área potencial actual. Las ganancias se producirían en las tres regiones, en ecosistemas de tierras tanto bajas como altas (Fig. 3.4.1.D).

Diastema affine. Hierba de la Costa, Andes y Amazonía de altitudes comprendidas entre 0-1500 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). De acuerdo a nuestros modelos, ganará un 274,98% y perderá un 3,09% de su área potencial actual. Las ganancias se podrían producir en las tres regiones, en ecosistemas de tierras bajas y altas (Fig. 3.4.1E).

Alloplectus sprucei. Hierba de la Costa y Andes de altitudes comprendidas entre 0-2000 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). De acuerdo a las predicciones futuras esta especie incrementa el área de ocupación un 229,76% y pierde 18,35% de su área potencial actual. Las ganancias se producirían en la subregión centro de la Costa (seca y húmeda) y lo largo de la Sierra (Fig. 3.4.1F).

De acuerdo a las predicciones futuras, algunas de las especies que podrían perder un alto porcentaje de área de ocupación en el futuro dentro de esta familia serían *Columnea spathulata*, *Columnea rubriacuta*, *Paradrymonia longifolia*, *Cremosperma castroanum*, *Alloplectus grandicalyx* y *Columnea mastersonii*. A continuación se detalla la evolución del área de ocupación de estas especies.

Columnea spathulata. Hierba epífita de la Costa y Andes de altitudes comprendidas entre 0-2100 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999; MO 2007). De acuerdo a las estimaciones futuras esta especie perderá un 99,02% de su área original, aunque ganará un 35,71% en otras zonas. Las pérdidas se producirían en la Costa y en las estribaciones occidentales de la cordillera de los Andes hasta la parte central de la Sierra (Fig. 3.4.2A).

Columnea rubriacuta. Hierba epífita de la Costa y Andes de altitudes comprendidas entre 0-1500 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). De acuerdo a las estimaciones futuras, esta especie perderá un 94,79% de su área original, aunque ganará un 51,40%. Las pérdidas se producirán fundamentalmente en bosques siempreverdes y deciduos, matorrales secos y sabanas arbustiva de la Costa. También podrían existir pérdidas en las estribaciones occidentales de la cordillera de los Andes, aunque en menor medida (Fig. 3.4.2B).

Paradrymonia longifolia. Arbusto o trepadora herbácea de la Amazonía de altitudes comprendidas entre 0-500 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). De acuerdo a las estimaciones futuras, perderá un 92,71% de su área potencial actual, y ganará solo un 6,35% adicional. Las mayores pérdidas ocurrirían en Bosque siempreverde piemontano, Bosque siempreverde montano bajo, Bosque de neblina montano y Bosque de tierras bajas de la Amazonía (Fig. 3.4.2C).

Cremosperma castroanum. Hierba de la Costa de altitudes comprendidas entre 0-1000 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Perderá un 91,43% de su área inicial y ganará un

20,93% adicional. Las pérdidas ocurrirían en Bosque siempreverde de tierras bajas de la Costa, Bosque siempreverde piemontano, Bosque siempreverde montano bajo y Bosque de neblina montano (Fig. 3.4.2D).

Alloplectus grandicalyx. Hierba o subarbusto de los Andes y Amazonía de altitudes comprendidas entre 1033-2700 m (Ulloa & Neill, 2005; MO, 2007). Perderá un 89,61% de su área potencial actual, y ganará un 50,25% adicional. Las pérdidas se podrían producir en áreas que actualmente están cubiertas por Bosque de neblina montano, Matorral húmedo montano, Bosque siempreverde montano alto y montano bajo y Bosque semidecíduo montano bajo (Fig. 3.4.2E).

Columnnea mastersonii. Hierba, subarbusto, arbusto o epífita endémica de los Andes, que crece entre 1000-2500 m (Clark & Skog, 2000). Perderá un 88,77% de su área de ocupación inicial, incrementando apenas un 7,78% adicional. Las pérdidas se producen en bosque siempreverde, deciduo y semidecíduo de tierras bajas. También podría haber pérdidas en las estribaciones de la cordillera de los Andes, en Bosque siempreverde piemontano, Bosque siempreverde montano bajo y Bosque de neblina montano (Fig. 3.4.2F).

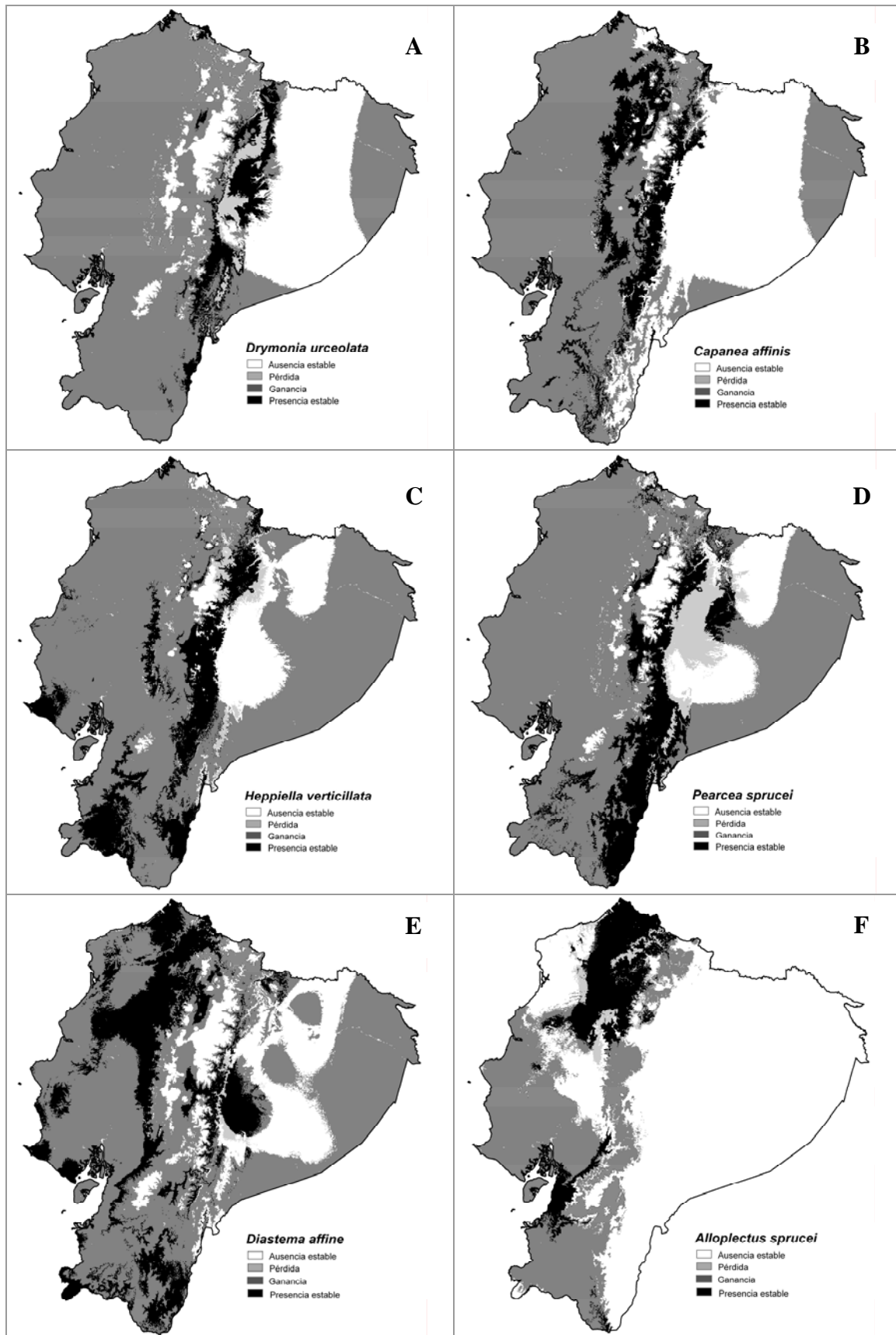


Fig. 3.4.1. Evolución del área potencial en el periodo 2006-2080. Especies de Gesneriaceae que ganan más área.

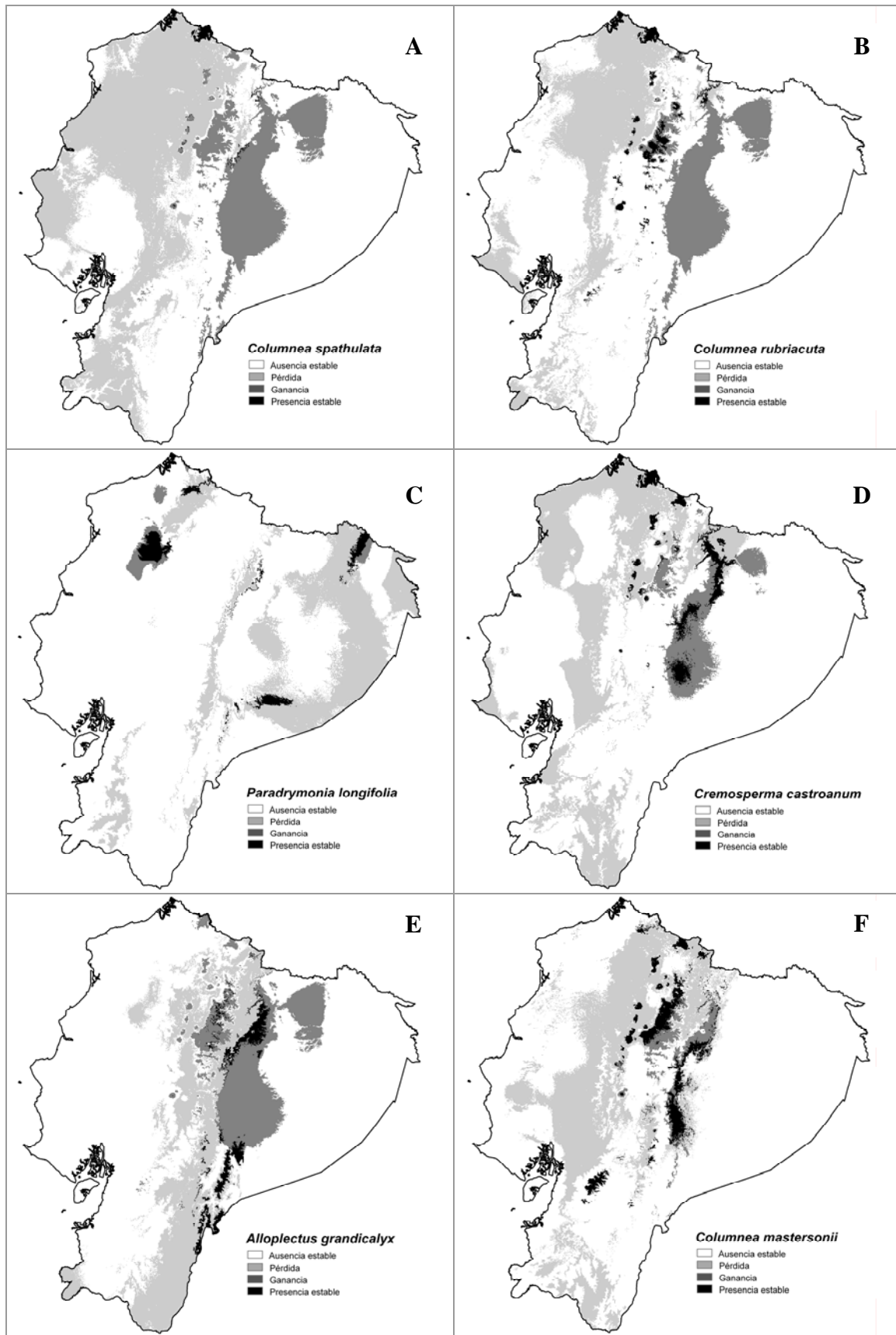


Fig. 3.4.2. Evolución del área potencial en el periodo 2006-2080. Especies de Gesneriaceae que pierden más área.

Evolución del área en la familia Lauraceae (Anexo, Tabla A3.5)

Las especies de esta familia, en promedio, ganan un 40,66% y pierden un 27% con relación al área potencial actual, y 20 de las 28 especies modelizadas conservan más del 70% del área de ocupación inicial.

De acuerdo con nuestras proyecciones, las especies que podrían ganar un alto porcentaje de área de ocupación con respecto al actual serían *Ocotea infrafoveolata*, *Nectandra acutifolia*, *Ocotea insularis*, *Nectandra crassiloba*, *Nectandra purpurea* y *Bleischmedia costaricensis*. A continuación se detalla la evolución del área de ocupación de estas especies.

Ocotea infrafoveolata. Arbusto o árbol de los Andes de altitudes comprendidas entre 2500-3500 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Ganará un 325,44% y perderá apenas un 1,89% de su área potencial original. Las ganancias se producirían en todos los ecosistemas de las tres regiones naturales del país (Fig. 3.5.1A).

Nectandra acutifolia. Árbol de la Costa y Andes de altitudes comprendidas entre 0-2000 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Ganará un 108,57% y perderá un 16,42% de su área potencial actual. Las mayores ganancias se producirían en Bosque siempreverde y deciduo de tierras bajas de la Costa, Bosque de neblina montano, Bosque siempreverde montano alto, Páramo arbustivo y Matorral húmedo montano (Fig. 3.5.1B).

Ocotea insularis. Árbol de los Andes y Amazonía de altitudes comprendidas entre 500-2000 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Ganará un 79,36% adicional y perderá un 10,55% de su área potencial actual. Las ganancias ocurrirían en Bosque siempreverde de tierras bajas, Bosque siempreverde piemontano, Bosque semidecídulo montano bajo y Bosque siempreverde montano bajo (Fig. 3.5.1C).

Nectandra crassiloba. Árbol endémico de la Amazonía de altitudes comprendidas entre 250-1800 m (Muriel, 2000). Ganará un 67,15% y perderá un 53,23% con respecto a su área potencial actual. Las mayores ganancias ocurrirían en Bosque siempreverde de tierras bajas de la Amazonía, Bosque siempreverde piemontano y Bosque siempreverde montano bajo (Fig. 3.5.1D).

Nectandra purpurea. Árbol de la Costa, Andes y Amazonía de altitudes comprendidas entre 0-1500 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Ganará un 66,01% y perderá un 0,63% con respecto a su área potencial actual. (Fig. 3.5.1E)

Bleischmedia costaricensis. Árbol de la Costa, Andes y Amazonía de altitudes comprendidas entre 250-2500 m. (MO, 2007). Ganará un 63,80% y perderá un 1,06% con respecto a su área potencial actual. Las ganancias ocurrirían fundamentalmente en Bosque siempreverde y semideciduo de tierras bajas de la Costa, aunque también hay ganancias en Bosque siempreverde y semideciduo montano bajo, Bosque de neblina montano y Bosque siempreverde de tierras bajas de la Amazonía (Fig. 3.5.1F).

Algunas especies que podrían perder un alto porcentaje de su área potencial actual serían *Ocotea bofo*, *Endlicheria ruforamula*, *Ocotea javitensis*, *Ocotea aciphylla*, *Nectandra crassiloba*, *Ocotea floribunda* y *Aniba guianensis*. A continuación se detalla la evolución del área de ocupación de estas especies.

Ocotea bofo. Árbol de la Amazonía de altitudes comprendidas entre 0-1600 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999; MO, 2007). Perderá un 83,10% de su área actual, y ganará un 20,92% adicional. Las mayores pérdidas se producen en Bosque de neblina montano, Bosque siempreverde montano bajo, Bosque siempreverde piemontano y Bosque siempreverde de tierras bajas de la Amazonía (Fig. 3.5.2A).

Endlicheria ruforamula. Árbol de las partes bajas de los Andes y Amazonía que crece entre 100-2000 m (MO, 2007). Perderá un 77,89% de su área potencial actual, y ganará un 10,89% adicional. Las mayores pérdidas ocurrirían en Bosque siempreverde de tierras bajas y Bosques piemontanos (Fig. 3.2B).

Ocotea javitensis. Árbol de la Costa, Andes y Amazonía de altitudes comprendidas entre 0-2000 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Perderá un 63,30% de su área potencial actual, y ganará un 23,26% adicional. Las mayores pérdidas ocurrirían en Bosque siempreverde montano bajo, Bosque de neblina montano y Bosque siempreverde de tierras bajas de la Amazonía (Fig. 3.2C).

Ocotea aciphylla. Árbol de los Andes y Amazonía de altitudes comprendidas entre 0-2000 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Perderá un 55,56% de su área potencial actual, y ganará un 4,22% adicional. Las mayores pérdidas ocurrirían en Bosque siempreverde de tierras bajas (Fig. 3.2D).

Ocotea floribunda. Árbol de la Costa, Andes y Amazonía que crece fundamentalmente entre 0-500 m y 1000-2500 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Perderá un 51,74% de su área potencial actual, y ganará un 54% adicional. Las mayores pérdidas ocurrirían en Bosque siempreverde y semideciduo montano bajo y Bosque siempreverde de tierras bajas (Fig. 3.2E).

Aniba guianensis. Árbol de la Amazonía de altitudes comprendidas entre 0-500 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Perderá un 46,39% de su área potencial actual, y ganará un 21,33% adicional. Las mayores pérdidas se producirían en Bosque siempreverde piemontano y Bosque siempreverde de tierras bajas (Fig. 3.2F).

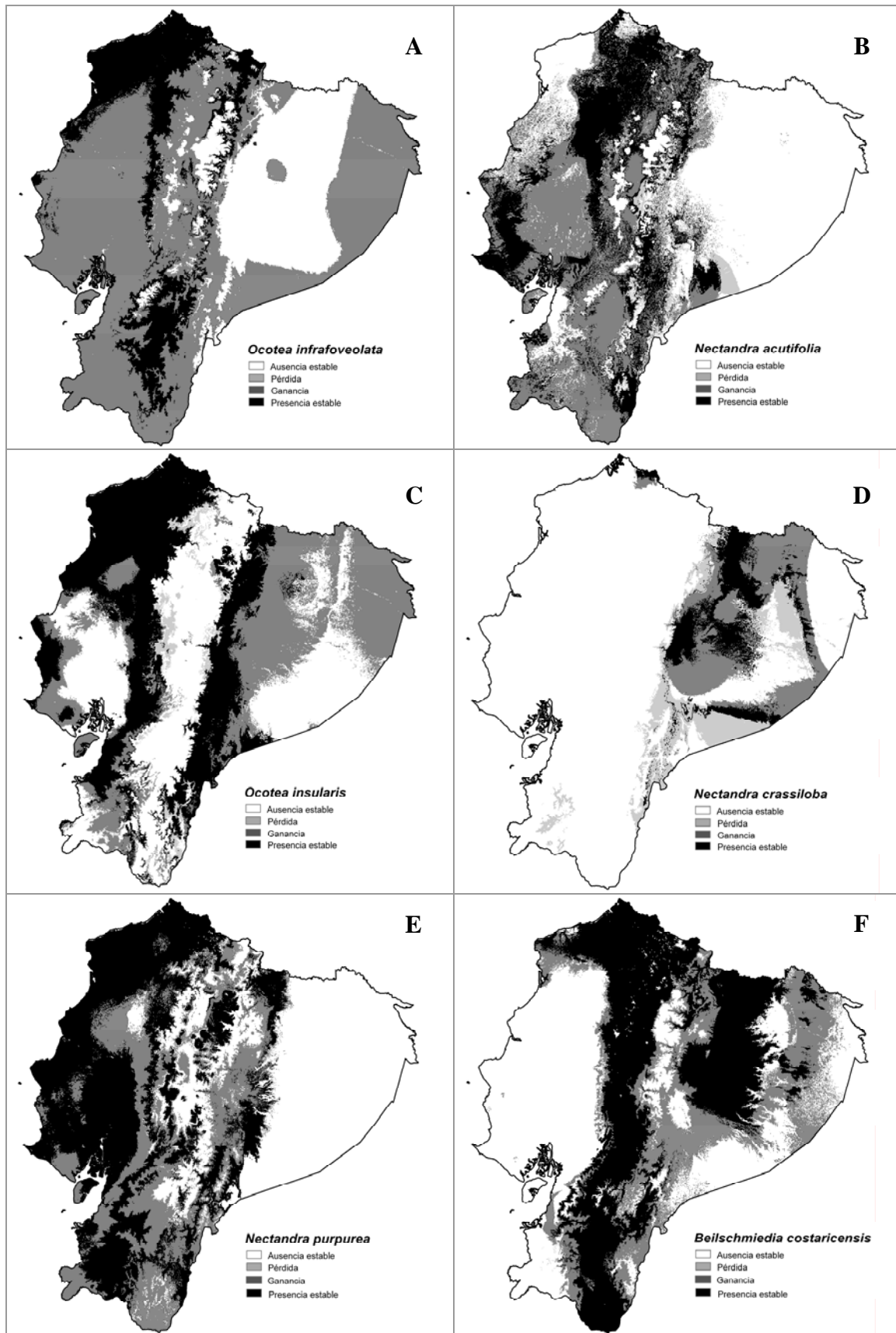


Fig. 3.5.1. Evolución del área potencial en el periodo 2006-2080. Especies de Lauraceae que ganan más área.

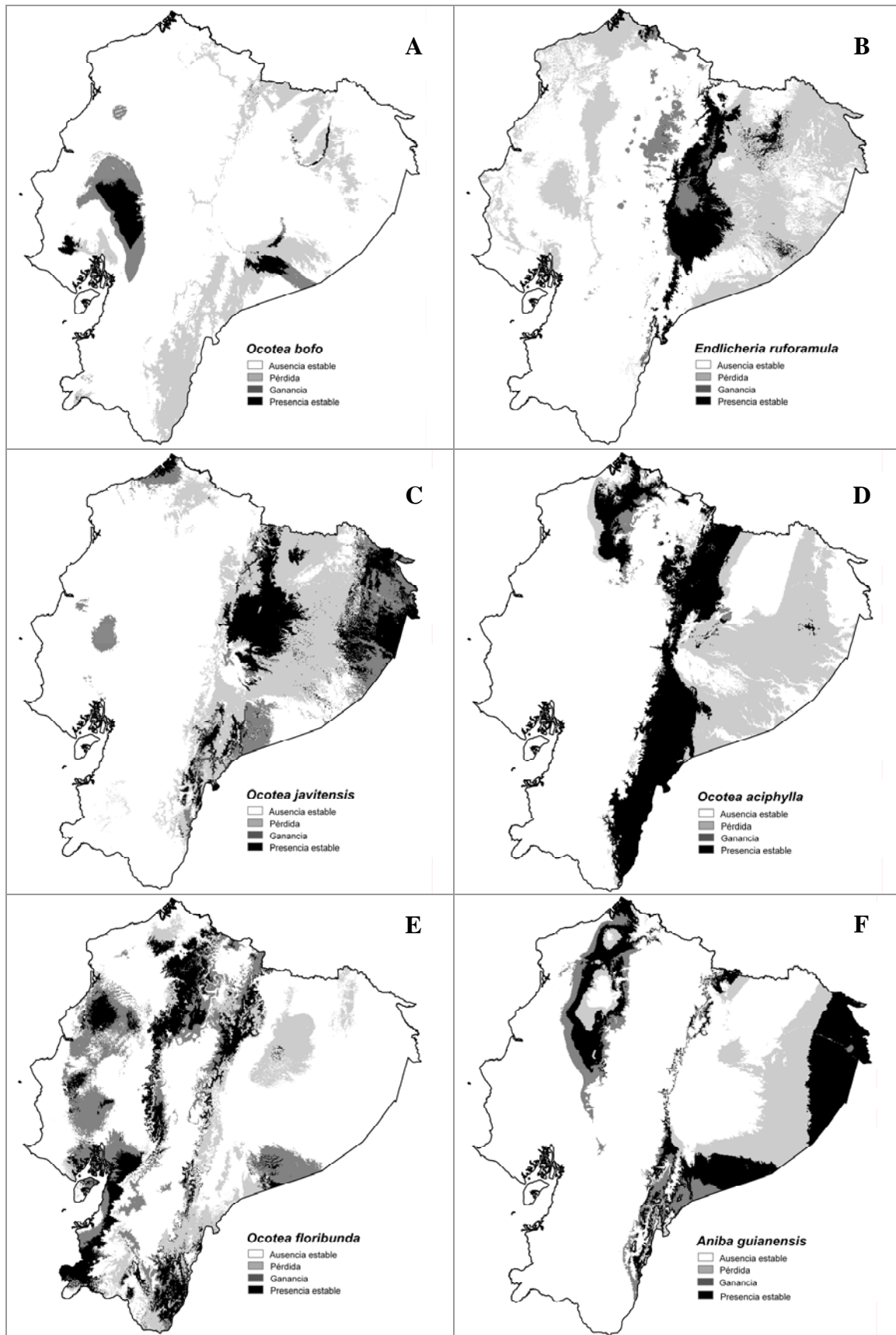


Fig. 3.5.2. Evolución del área potencial en el periodo 2006-2080. Especies de Lauraceae que pierden más área.

Evolución del área en la familia Leguminosae (Anexo, Tabla A3.6)

De las 123 especies modelizadas de esta familia, 78 de estas conservan más de 70% de su área potencial actual en el futuro. En promedio ganan un 49% y pierden un 29,8% de dicho área.

De acuerdo con nuestros modelos, algunas de las especies que podrían ganar un alto porcentaje de área potencial serían *Lupinus pubescens*, *Senna pistaciifolia*, *Mimosa debilis*, *Lupinus tauris*, *Senna incarnata* y *Desmodium molliculum*. A continuación se detalla la evolución del área de ocupación de estas especies.

Lupinus pubescens. Arbusto de los Andes de altitudes comprendidas entre 2000-4000 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Ganará un 356,99% y perderá un 0,45% de su área potencial actual. Las mayores ganancias ocurrirán en Bosques de tierras bajas de la Costa y Amazonía, aunque también habrá ganancias en Bosque siempreverde montano bajo, Matorral seco montano bajo, Bosque semideciduo montano bajo y Bosque de neblina montano (Fig. 3.6.1A).

Senna pistaciifolia. Arbusto o árbol de Galápagos y de la Costa de altitudes comprendidas entre 0-1500 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Ganará un 460,13% y no sufrirá pérdidas de su área potencial actual. Las mayores ganancias se producen en la Costa y Andes, pero también en la Amazonía, aunque en menor proporción (Fig. 3.6.1B).

Mimosa debilis. Subarbusto de Galápagos y de la Costa que crece entre 0-500 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Ganará un 28,65% y apenas perderá un 0,69% de su área potencial actual. Las ganancias ocurrirán en las tres regiones naturales (Fig. 3.6.1C).

Lupinus tauris. Subarbusto o arbusto de los Andes de altitudes comprendidas entre 3000-3500 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Ganará un 257,02% y perderá un 12,40% del área potencial actual. Las mayores ganancias ocurrirían en bosques de la Costa, estribaciones de la cordillera occidental de los Andes y en el sur del país, con una tendencia a desplazarse hacia altitudes más bajas (Fig. 3.6.1D).

Senna incarnata. Arbusto de los Andes de altitudes comprendidas entre 1500-3000 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Ganará un 220,67% y apenas perderá un 1,73% de su área potencial actual. Las ganancias podrían ocurrir en ecosistemas de las tres regiones naturales, desde bosques de tierras bajas hasta páramos (Fig. 3.6.1E).

Desmodium molliculum. Hierba de los Andes de altitudes comprendidas entre 1500-3000 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Ganará un 219,49% y perderá un 8,07% de su área original. Las mayores ganancias ocurren en ecosistemas de la Costa, en las distribuciones occidental y oriental de la cordillera de los Andes y, en menor, proporción en la Amazonía. (Fig. 3.6.1F).

De acuerdo con los modelos futuros, algunas de las especies que podrían perder un alto porcentaje de área de ocupación en el futuro serían *Senna ruiziana*, *Inga insignis*, *Pseudosamanea guachapele*, *Swartzia arborescens*, *Senna multiglandulosa* y *Macrolobium acaciifolium*. A continuación se detalla la evolución del área de ocupación de estas especies.

Senna ruiziana. Árbol de la Amazonía de altitudes comprendidas entre 0-1000 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Perderá un 97,56% de su área potencial actual, y ganará un 0,52% adicional. Las mayores pérdidas se producirían en Bosque siempreverde montano bajo, Bosque de neblina montano y Bosque siempreverde de tierras bajas (Fig. 3.6.2.A).

Inga insignis. Árbol de los Andes de altitudes comprendidas entre 1500-3000 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Perderá un 97,44% de su área potencial actual, y ganará un 38,53% adicional. Las mayores pérdidas ocurrirían en Bosque de neblina montano, Matorral seco, Matorral húmedo montano y Bosque siempreverde montano bajo y montano alto (Fig. 3.6.2B).

Pseudosamanea guachapele. Árbol de la Costa y la Amazonía de altitudes comprendidas entre 0-500 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Perderá un 95,44% de su área potencial actual, y ganará un 27,89% adicional (Fig. 3.6.2C).

Swartzia arborescens. Árbol de la Amazonía de altitudes comprendidas entre 0-500 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Perderá un 88,75% de su área potencial actual, y ganará un 6,78% adicional. Las mayores pérdidas podrían ocurrir en Bosque de neblina montano, Bosque siempreverde montano bajo, Bosque siempreverde montano y Bosque siempreverde de tierras bajas de la Amazonía (Fig. 3.6.2D).

Senna multiglandulosa. Arbusto de los Andes de altitudes comprendidas entre 2000-3500 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Perderá un 87,03% de su área potencial actual, y ganará un 5,31% adicional. Las mayores pérdidas podrían ocurrir en Bosque

siempreverde montano alto, Matorral húmedo montano, Bosque de neblina montano y Páramo herbáceo (Fig. 3.6.2E).

Maclobium acaciifolium. Árbol de la Costa y Amazonía de altitudes comprendidas entre 0-500 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Perderá un 85,79% de su área potencial actual, y ganará un 13,42% adicional. Las mayores pérdidas podrían ocurrir en Bosque siempreverde de tierras bajas (Fig. 3.6.2F).

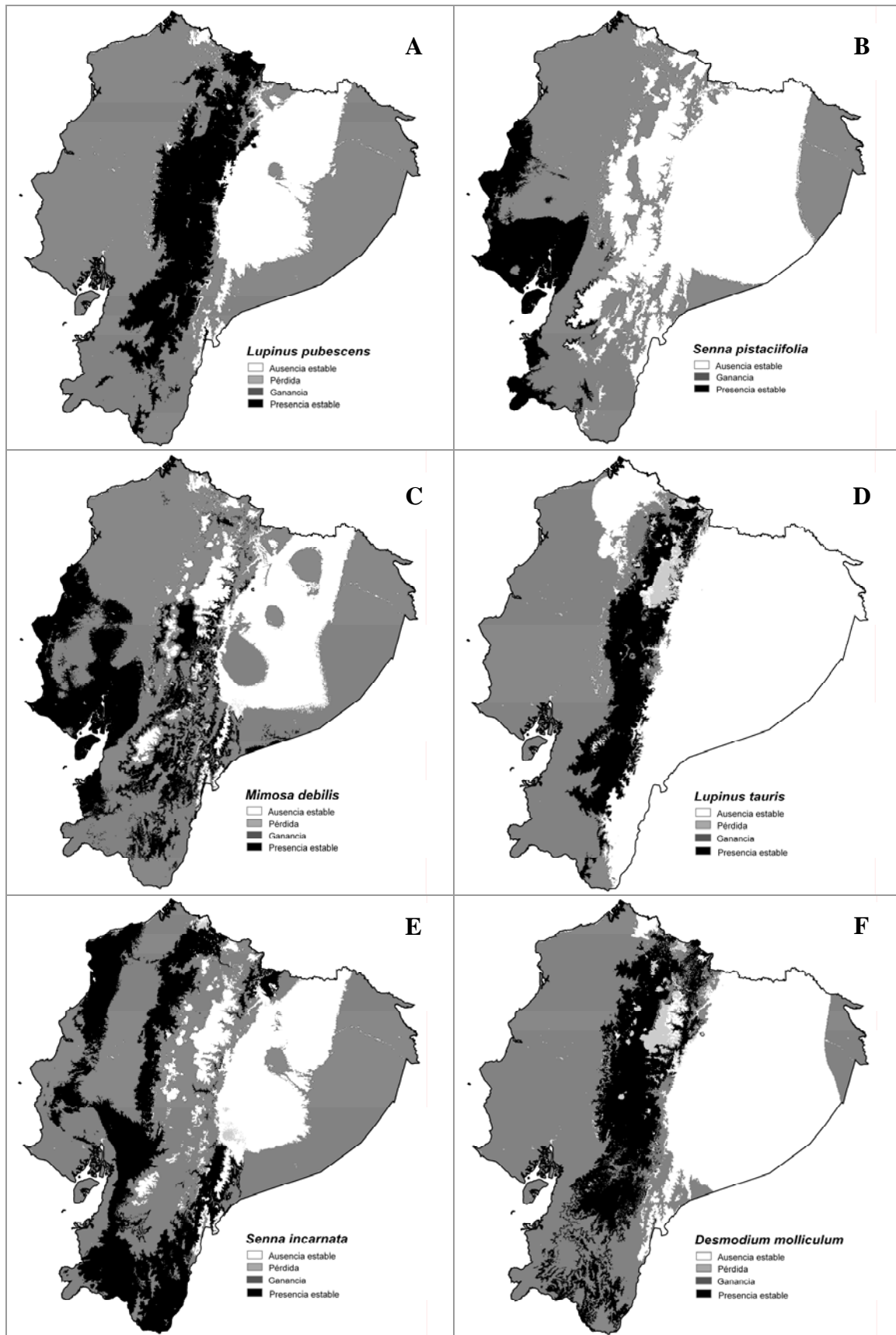


Fig. 3.6.1. Evolución del área potencial en el periodo 2006-2080. Especies de Leguminosae que ganan más área.

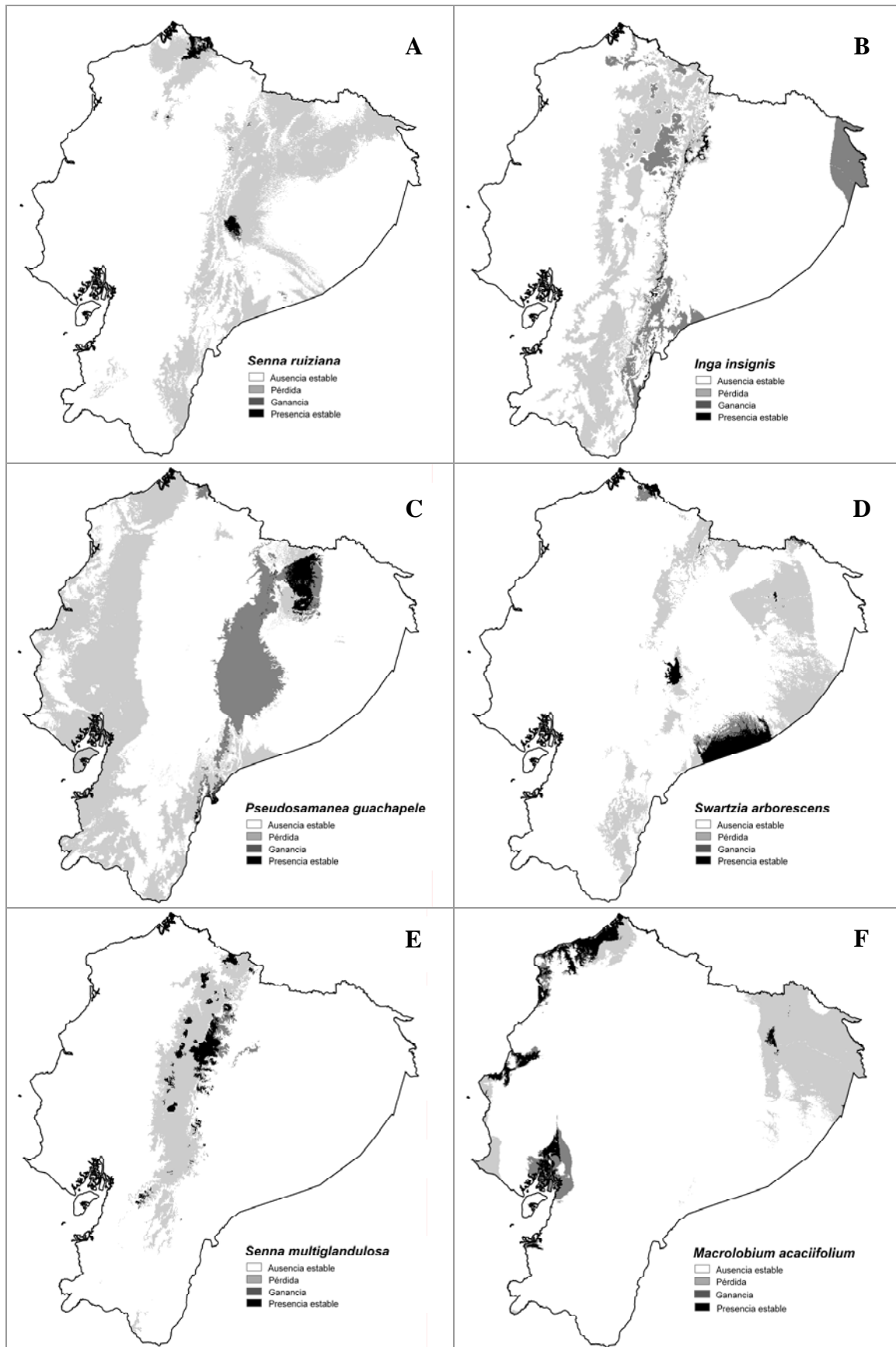


Fig. 3.6.2. Evolución del área potencial en el periodo 2006-2080. Especies de Leguminosae que pierden más área.

Evolución del área en especies de páramo (Anexo, Tabla A3.7)

De las 16 especies de ecosistemas de páramo y bosques montañosos altos, 11 conservan más del 70% de su área potencial inicial en el futuro. En promedio ganan 82,24% y pierden un 25,88% de su área actual.

De acuerdo a nuestros modelos, algunas de las especies que podrían ganar más área potencial en el futuro serían *Lachemilla hispidula*, *Loricaria ilinissae*, *Weimannia fagaroides*, *Trisetum spicatum*; *Weimannia mariquitae* y *Monnina pseudopilosa*. A continuación se detalla la evolución del área de ocupación de estas especies.

Lachemilla hispidula. Hierba o subarbusto de los Andes de altitudes comprendidas entre 3000-4500 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Ganará un 349,29% de área y perderá un 4,37% de su área potencial actual. Las ganancias se prevé que ocurran en bosque siempreverde montano bajo, bosque de neblina montano, bosque semideciduo montano bajo, bosque siempreverde piemontano y bosque siempreverde de tierras bajas de la Costa (Fig. 3.7.1A).

Loricaria ilinissae. Arbusto de los Andes de altitudes comprendidas entre 3000-4500 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Ganará un 319,13% y perderá apenas un 8,04% de su área potencial actual. Las mayores ganancias ocurrirían en las estribaciones oriental y occidental de la cordillera de los Andes y en ecosistemas de la Costa (Fig. 3.7.1B).

Weimannia fagaroides. Arbusto o árbol de los Andes de altitudes comprendidas entre 2500-3500m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Ganará un 214,68% sin sufrir pérdidas. Las mayores ganancias ocurrirían en ecosistemas de la Costa (Fig. 3.7.1C).

Trisetum spicatum. Hierba de los Andes a altitudes superiores a los 3000 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Ganará un 201,39% y perderá un 14,10% de área potencial. Las mayores ganancias ocurrirían en ecosistemas de la Costa, desplazándose a zonas de menor altitud (Fig. 3.7.1D).

Weimannia mariquitae. Arbusto o árbol de los Andes de altitudes comprendidas entre 2500-4000 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Ganará un 129,77% y apenas perderá un 3,86% de su área potencial actual (Fig. 3.7.1E).

Monnina pseudopilosa. Arbusto de los Andes de altitudes comprendidas entre 1500-4000 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Ganará un 12,92% y perderá un 17,12% de su área potencial actual (Fig. 3.7.1F).

De acuerdo con las predicciones futuras, algunas de las especies que podrían perder mayor porcentaje de área de ocupación en el futuro serían *Stellaria recurvata*, *Gynoxys buxifolia*, *Ranunculus peruvianus*, *Xenophyllum humile*, *Luzula racemosa* y *Tristerix longibracteatus*. A continuación se detalla la evolución del área de ocupación de estas especies.

Stellaria recurvata. Hierba endémica de los Andes de altitudes comprendidas entre 2500-4500 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999; León-Yáñez, 2000). Perderá un 76,05% de su área potencial actual, y ganará un 1,19% adicional. Las mayores pérdidas podrían ocurrir en Bosque de neblina montano, Matorral húmedo montano, Bosque siempreverde montano alto y Páramo herbáceo (Fig. 3.7.2A).

Gynoxys buxifolia. Arbusto o arbolito de los Andes de altitudes comprendidas entre 3000-4000 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Perderá un 70,58% de su área potencial actual, y ganará un 18,13% adicional. Las mayores pérdidas ocurrirían en Bosque siempreverde montano alto, Matorral húmedo montano (Fig. 3.7.2B).

Ranunculus peruvianus. Hierba de los Andes de altitudes comprendidas entre 2500-4500 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Perderá un 49,78% de su área actual, y ganará apenas un 0,49% adicional. Las principales pérdidas ocurrirían en Matorral húmedo montano, Bosque siempreverde montano alto y Páramo arbustivo (Fig. 3.7.2C).

Xenophyllum humile. Hierba de los Andes de altitudes mayores de los 3000 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Perderá un 34,01% de su área potencial actual, y ganará un 25,42% adicional. Las mayores pérdidas ocurrirían en Bosque siempreverde montano alto, Bosque de neblina montano y Páramo herbáceo (Fig. 3.7.2D).

Luzula racemosa. Hierba de los Andes que crece por encima de 2500 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Perderá un 32,63% de su área potencial actual, y ganará apenas un 6,34% adicional. Las principales pérdidas ocurrirían en Matorral húmedo montano, Bosque siempreverde montano alto y Bosque de neblina (Fig. 3.7.2E).

Tristerix longibracteatus. Arbusto parásito o hemiepífita de los Andes de altitudes comprendidas entre 2500-3000 m (Jørgensen & León-Yáñez, 1999). Perderá un 28,64% de su área potencial actual, y ganará apenas un 3,06% adicional. Las principales pérdidas ocurrirían en Bosque siempreverde montano alto y Páramo herbáceo (Fig. 3.7.2F).

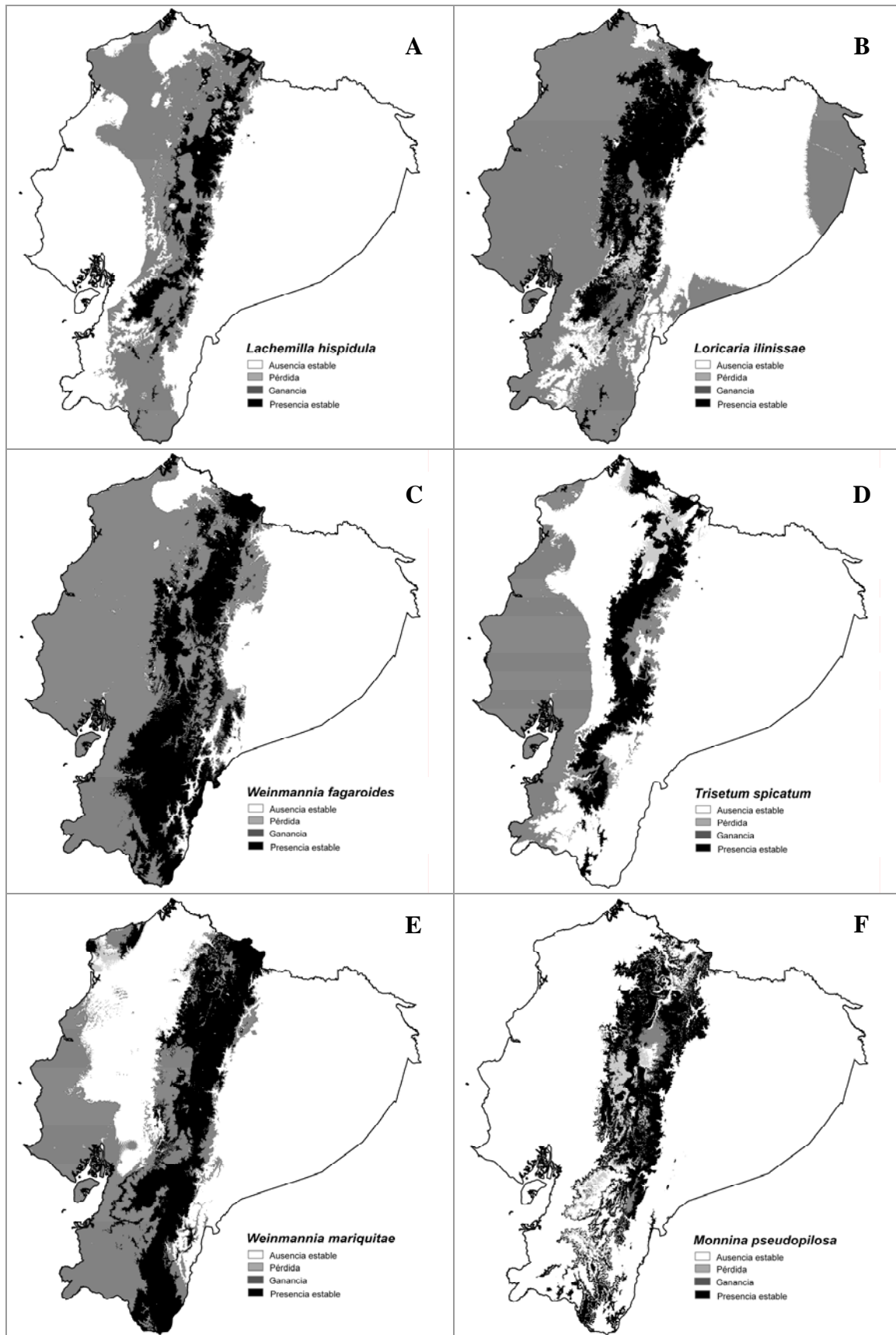


Fig. 3.7.1. Evolución del área potencial en el periodo 2006-2080. Especies de páramo que ganan más área.

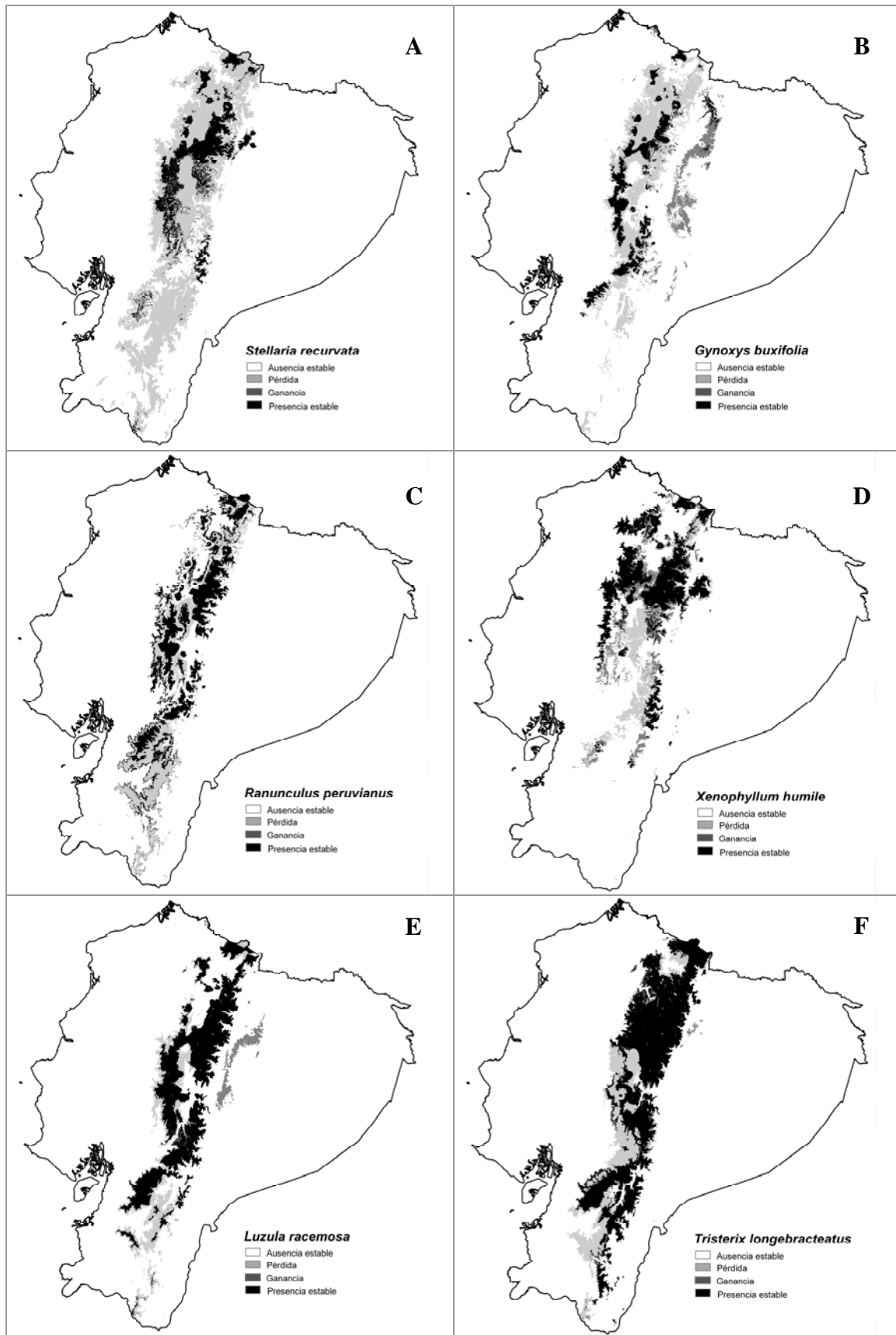


Fig. 3.7.2. Evolución del área potencial en el periodo 2006-2080. Especies de páramo que pierden más área.

Desplazamientos altitudinales

La Fig. 3.8 muestra algunos ejemplos de especies que, bajo el supuesto de migración universal, podrían desplazarse notablemente con respecto al rango altitudinal en el que se desarrollan actualmente.

Anthurium microspadix, hierba epífita de entre 0–3000 m que podría incrementar su riqueza en su hábitat actual y además desplazarse hasta los 4500 m.

Amphilophium paniculatum, liana de altitudes comprendidas entre 0–2500 m que parece que disminuirá su riqueza entre 0–1500 m, pero la incrementará a mayores altitudes.

Guzmania testudinis, hierba epífita de altitudes comprendidas entre 0–1500 m que podría aumentar el área de ocupación en sus zonas actuales y aparecer en altitudes superiores.

Capanea affinis, arbusto, trepadora herbácea o epífita de entre 1000–3500 m que podría aumentar su área de ocupación en sus zonas actuales y aparecer en altitudes menores de 1000 m y mayores de 3500 m.

Endlicheria ruforamula, especie arbórea de altitudes comprendidas entre 0–2000 m que perderá área de ocupación entre 0–500 m pero y aparecerá en altitudes superiores a los 3500 m.

Senna incarnata, arbusto de altitudes comprendidas entre 200–3000 m que aumentará de riqueza en sus zonas actuales y aparecerá en altitudes mayores a los 3000 m.

Inga insignis, árbol de altitudes comprendidas entre 1400–3000 m que podría disminuir su riqueza en su zona actual pero aparecer entre 0–1500 m y a más de 3500 m de altitud.

Ranunculus peruvianus, hierba de altitudes comprendidas entre 2500–4500 m cuyo área de ocupación disminuirá en las zonas actuales, pero aparecerá a altitudes superiores a los 4500 m.

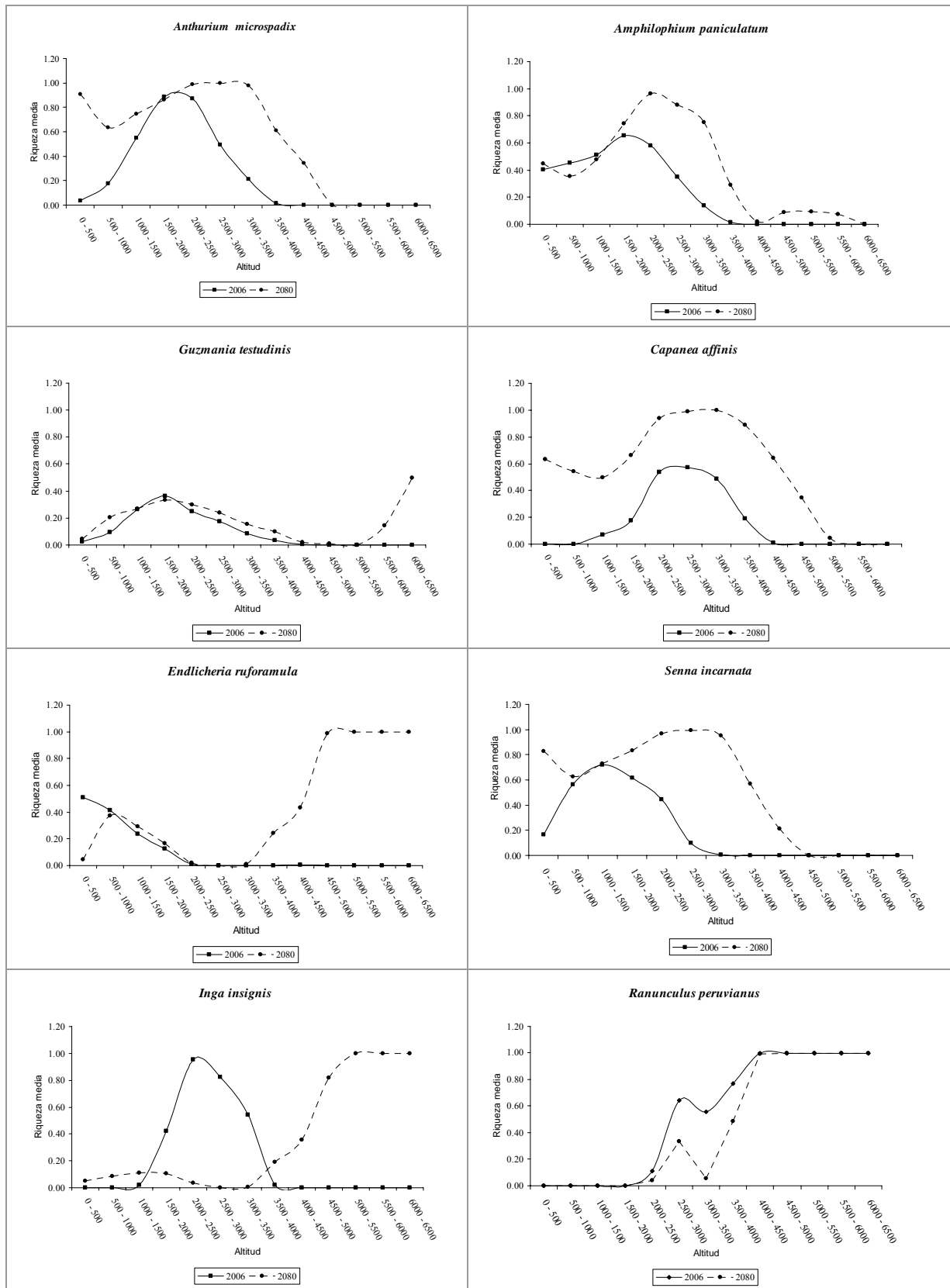


Fig. 3.8. Migración vertical por efecto o del cambio climático. Ejemplos de especies que incrementan su riqueza a mayores altitudes con respecto a su área potencial actual.

Proyección de hábitat idóneos en el futuro bajo los supuestos de dispersión ilimitada y dispersión nula

Uno de las consecuencias del cambio climático sobre las especies será forzar su migración a nuevas zonas, pero esto dependerá de su capacidad de desplazamiento. El estudio de la diversidad beta temporal debería tener en cuenta las características reproductivas y dispersivas de cada especie, pero, y como ya hemos expuesto previamente en este trabajo, este aspecto es desconocido para la práctica totalidad de las plantas. Como ejercicio teórico hemos escogido los dos extremos posibles: dispersión ilimitada y dispersión nula.

En el supuesto de dispersión o migración ilimitada (universal), 229 especies (55,45% del total) podrían expandir su rango de distribución entre 0,22-767,89% con respecto al área de ocupación potencial actual, con 58 (25,33%) ganando más del doble. Bajo este mismo supuesto de dispersión o migración ilimitada, 184 especies (44,55%) pierden entre 0,23% - 97,03% del área potencial actual, con 46 sufriendo pérdidas de más del 50% de este área y una prácticamente desapareciendo.

En el supuesto de migración o dispersión nula, 410 especies (99,3%) podrían sufrir pérdidas de su hábitat (0,07-99,22%), y solamente *Anthurium variegatum*, *Weinmannia fagaroides* y *Senna pistaciifolia* parecen no perder nada de área potencial con respecto a la actualidad. De las 410 especies que posiblemente pierdan hábitat, 328 podrían sufrir pérdidas menores al 50% y 82 perderían más del 50% de su área potencial actual, con 12 perdiendo más del 90%.

En cualquiera de los dos supuestos, el 11% de las especies estudiadas están fuertemente amenazadas, con pérdidas superiores al 50% del área de distribución actual. A partir de los datos de ganancia, pérdida y estabilidad de área potencial en el futuro con respecto al presente se pudieron reconocer siete patrones de cambio.

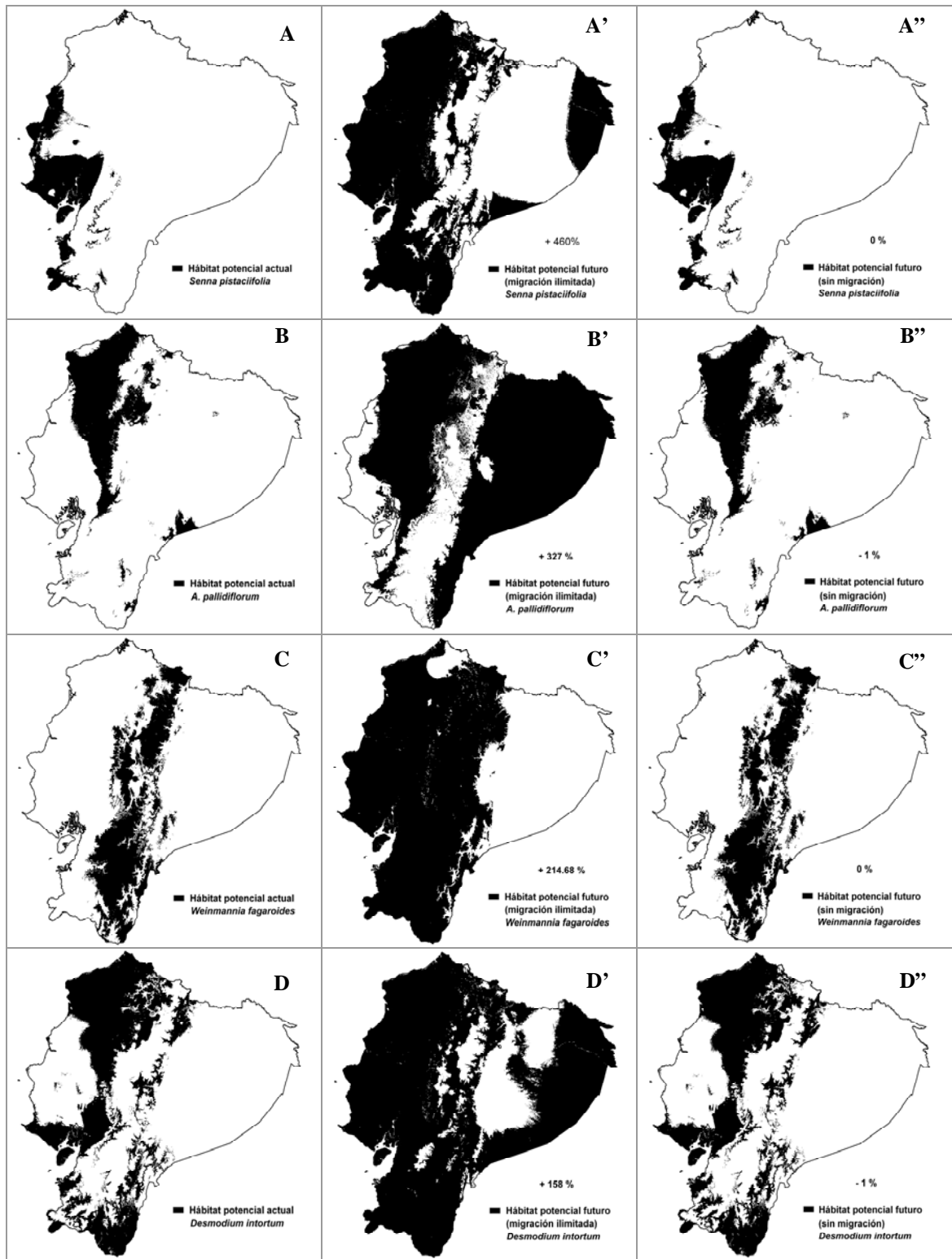
Patrón 1: En este patrón hay especies que, dependiendo de la capacidad de dispersión en el futuro, pueden expandir su área de ocupación más del doble bajo el supuesto de dispersión ilimitada o mantener su área igual o experimentar una alteración menor del 2% con respecto al área actual en el supuesto de dispersión nula. En este patrón se agrupan 13 especies, el 3,15% del total de las modelizadas (Anexo, Tabla A3.8), de las que el 7,69% son endémicas. En este patrón predominan las leguminosas (Tabla 3.1). Un ejemplo es *Senna pistaciifolia*, arbusto o árbol actualmente nativo de la Costa (Fig.

3.9A), pero que, de acuerdo a las proyecciones futuras, en el caso de que esta especie pudiera migrar y adaptarse a las condiciones climáticas expandiría su área de ocupación un 460%, ocupando un alto porcentaje de áreas de la Costa, Andes y, en menor proporción, en la Amazonía (Fig. 3.9A'). Bajo un supuesto de migración nula no vería reducido su área potencial en el futuro (Fig. 3.9A''). La Fig. 3.9 muestra otros ejemplos de especies que siguen el mismo patrón.

Patrón 2: En este patrón se incluyen especies que pueden expandir su área más del doble bajo dispersión ilimitada o contraerlo más del 2% con respecto al área actual en el supuesto de dispersión nula. Aquí se incluyen 45 especies, un 10,9% del total (Anexo, Tabla A3.9), de las que dos son endémicas. Predominan miembros de Gesneriaceae y Bromeliaceae (Tabla 3.1). Un ejemplo es *Pitcairnia hitchcockiana*, hierba nativa que actualmente se distribuye en los Andes y Amazonía (Fig. 3.10A), que bajo migración ilimitada experimenta una expansión del 682,30%, principalmente en la Costa, Andes y en menor proporción en la Amazonía (Fig. 3.10A'), pero que bajo el supuesto de migración nula perdería un 30,95% de su área de ocupación en la Amazonía (Fig. 3.10A''). La Fig. 3.10 muestra otros ejemplos de especies con el mismo patrón.

Patrón 3: En este patrón incluimos especies que se expanden, sin superar el doble de su área de ocupación, bajo el supuesto de dispersión ilimitada y mantienen su área prácticamente igual o con pérdidas menores al 2% en el supuesto de dispersión nula. En este patrón sólo pertenecerían 18 especies, un 4,36% del total (Anexo, Tabla A3.10), con predominio de leguminosas (Tabla 3.1). Un ejemplo es *Bauhinia guianensis*, liana que en la actualidad es nativa de la Costa y Amazonía (Fig. 3.11A), que bajo el supuesto de migración ilimitada se expandirá un 99,04%, cubriendo más áreas de la Costa y la Amazonía (Fig. 3.11A'), y que bajo el supuesto de migración nula se contraerá un 1,48% de su área actual, conservando casi intacta su área de ocupación (Fig. 3.11A''). En la Fig. 3.11 se muestran otros ejemplos de especies con el mismo patrón.

Patrón 4: En este patrón hay especies que pueden expandir su área de ocupación actual sin llegar a doblarla bajo el supuesto de dispersión ilimitada y sufrir pérdidas de más del 2% con respecto al área actual en el supuesto de dispersión nula. Aquí se agrupan 153 especies, un 37,05% del total (Anexo, Tabla A3.11), de las que el 4,58% son endémicas. Hay un predominio de las familias Leguminosae, Bromeliaceae y Gesneriaceae (Tabla 3.1). Un ejemplo es la leguminosa *Inga acreana*, árbol de la Costa y Amazonía (Fig. 3.12A), que podría expandirse un 11,37% bajo el supuesto de migración ilimitada (Fig.



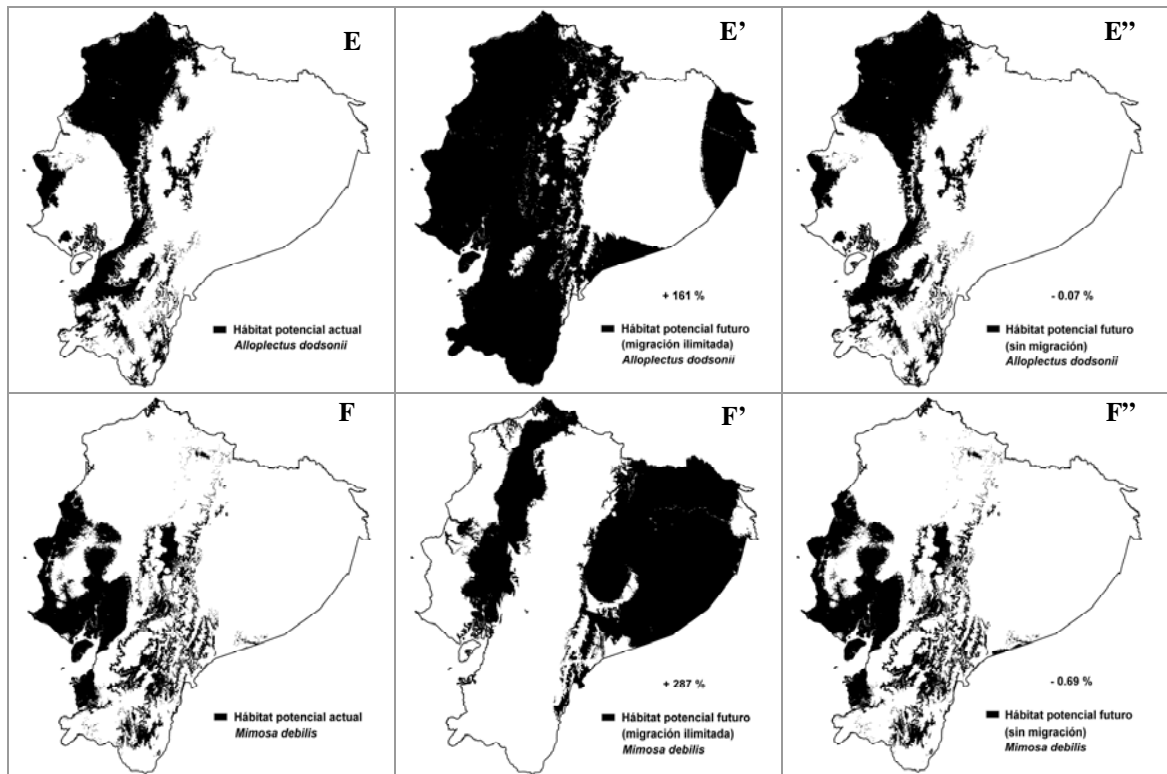


Fig. 3.9. Patrón 1. Ejemplos de especies que en el futuro expanden su área de ocupación más del doble con dispersión ilimitada y que mantienen su área básicamente inalterada bajo el supuesto de dispersión nula. **A** - arbusto o árbol; **B** - epífita; **C** - arbusto o árbol; **D** - hierba trepadora; **E** - hierba; **F** - subarbusto. Los porcentajes representan ganancia o pérdida con respecto al área de ocupación actual del 100 %.

3.12A'), pero que bajo el supuesto de migración nula vería disminuir su área potencial un 64,89% (Fig. 3.12A''). La Fig. 3.12 muestra otros ejemplos de especies con el mismo patrón.

Patrón 5: En este patrón incluimos a las especies que, independientemente del supuesto de dispersión, ven disminuir hasta un 50% su área potencial en el futuro. A este patrón pertenecen 109 especies, el 26,39% de l total (Anexo, Tabla A3.12), con 10 endémismos. En este patrón predominan especies de Bromeliaceae, Gesneriaceae y Leguminosae (Tabla 3.1). Como ejemplo citaremos una de las especies que pierde casi el mismo porcentaje de su área de ocupación bajo estos dos supuestos de migración, *Ranunculus peruvianus*, hierba nativa de los Andes (Fig. 3.13A), que pierde alrededor de un 49% bajo ambos supuestos (Figs. 3.13A' y 3.13A''). La Fig. 3.13 muestra otros ejemplos de especies con el mismo patrón.

Patrón 6: Incluye especies que, independientemente del supuesto de dispersión, ven disminuir su área potencial en el futuro, pero en un porcentaje menor al 50% con dispersión ilimitada y mayor al 50% bajo dispersión nula. Este patrón agrupa a 29 especies, un 7,02% del total (Anexo, Tabla A 3.13), de las que cuatro son endémicas. Predominan las especies de Gesneriaceae y Leguminosae (Tabla 3.14). Un ejemplo es *Andira inermis*, especie arbórea nativa de la Costa y Amazonía (Fig. 3.14A), que bajo el supuesto de migración ilimitada perderá un 5,74% de su área actual, desapareciendo de la Costa pero expandiéndose en las tierras bajas de la Amazonía (Fig. 3.14A'), pero que bajo el supuesto de migración nula perderá un 70,03% de su área actual, manteniéndose sólo en una pequeña área de la Amazonía (Fig. 3.14A''). La Fig. 3.14 muestra otros ejemplos de especies con el mismo patrón.

Patrón 7: En este patrón incluimos especies que, independientemente del supuesto de dispersión, pierden más del 50% de su área potencial en el futuro. Agrupa a 46 especies, un 11,14% del total (Anexo, Tabla A3.14), de las que 10 son endémicas. En este patrón predominan las especies de Leguminosae (Tabla 3.1), como *Senna multiglandulosa*, especie arbustiva nativa de los Andes (Fig. 3.15A), que en el futuro pierde más del 80% de su área (Figs. 3.15A' y 3.15A''). Otros ejemplos con el mismo patrón se muestran en la Fig. 3.15.

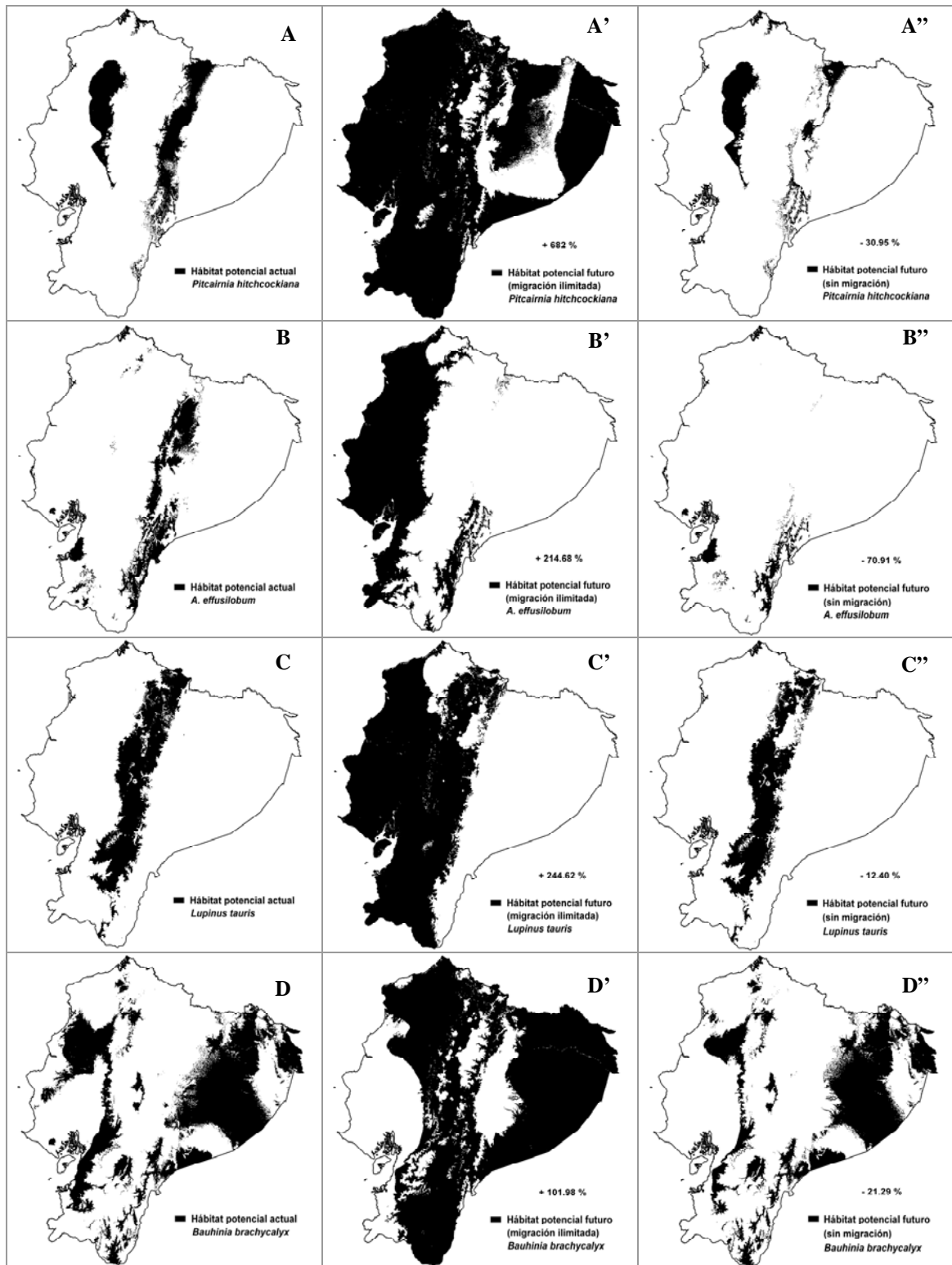
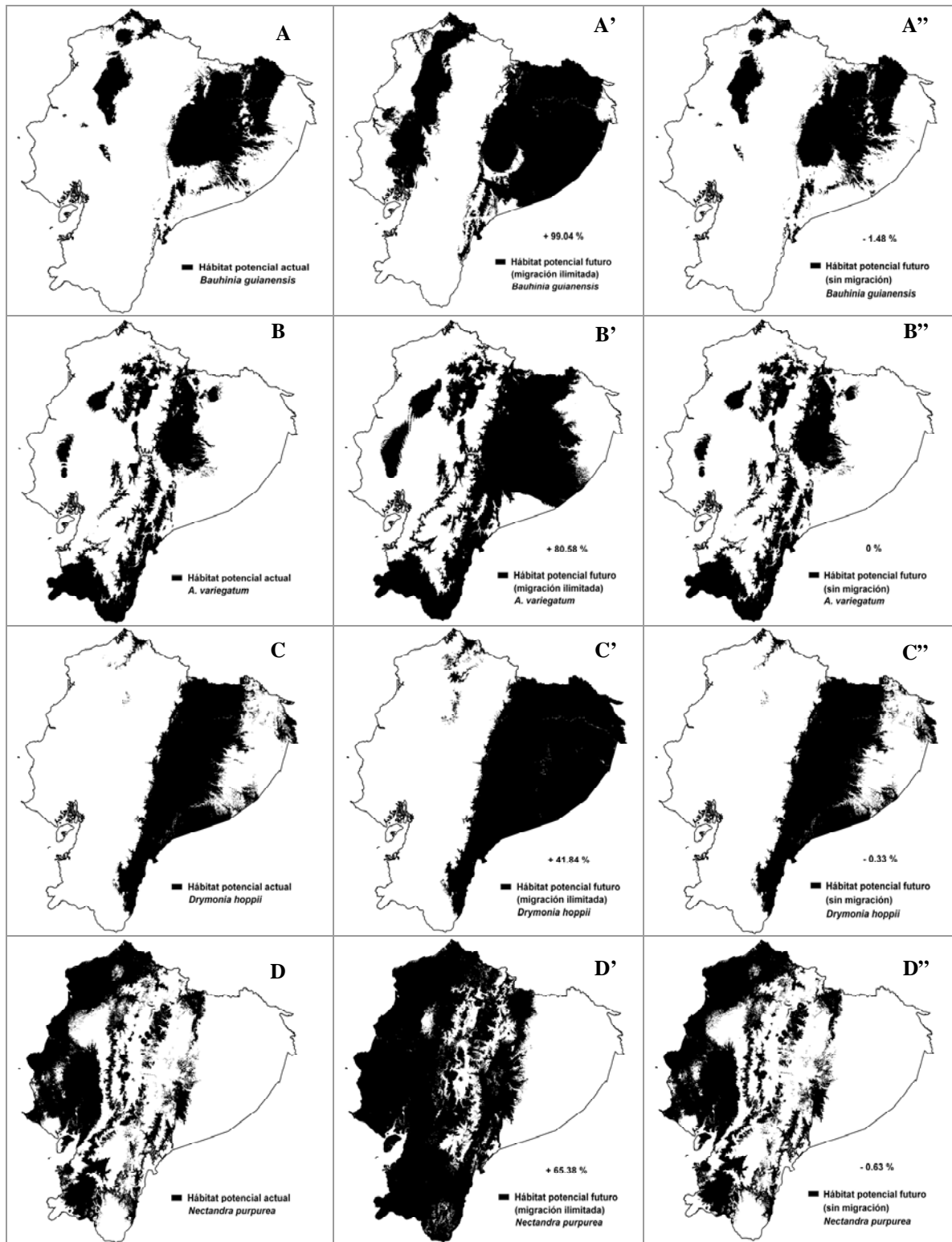


Fig. 3.10. Patrón 2. Ejemplos de especies que en el futuro expanden su área de ocupación más del doble bajo el supuesto de dispersión ilimitada pero pierden más del 2% bajo el supuesto de dispersión nula. **A** - hierba; **B** - epífita; **C** - subarbusto-arbusto; **D** - árbol. Los porcentajes representan ganancia o pérdida con respecto al área de ocupación actual del 100 %.



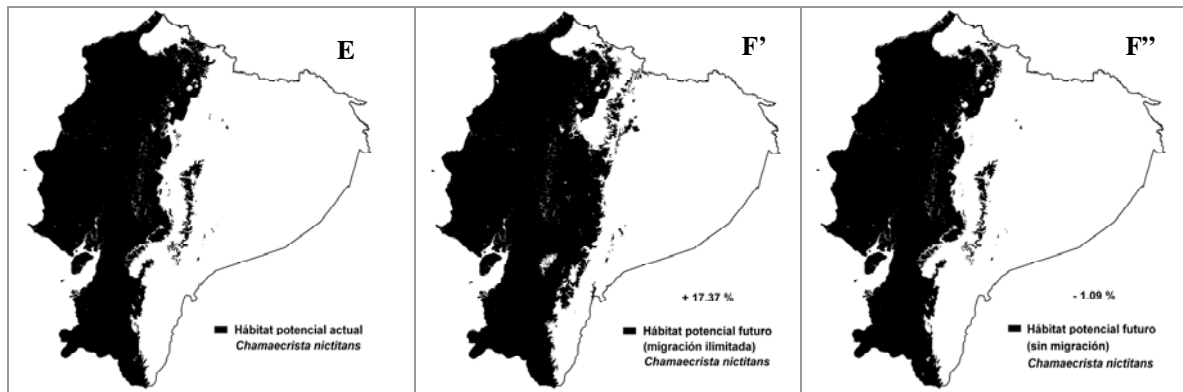
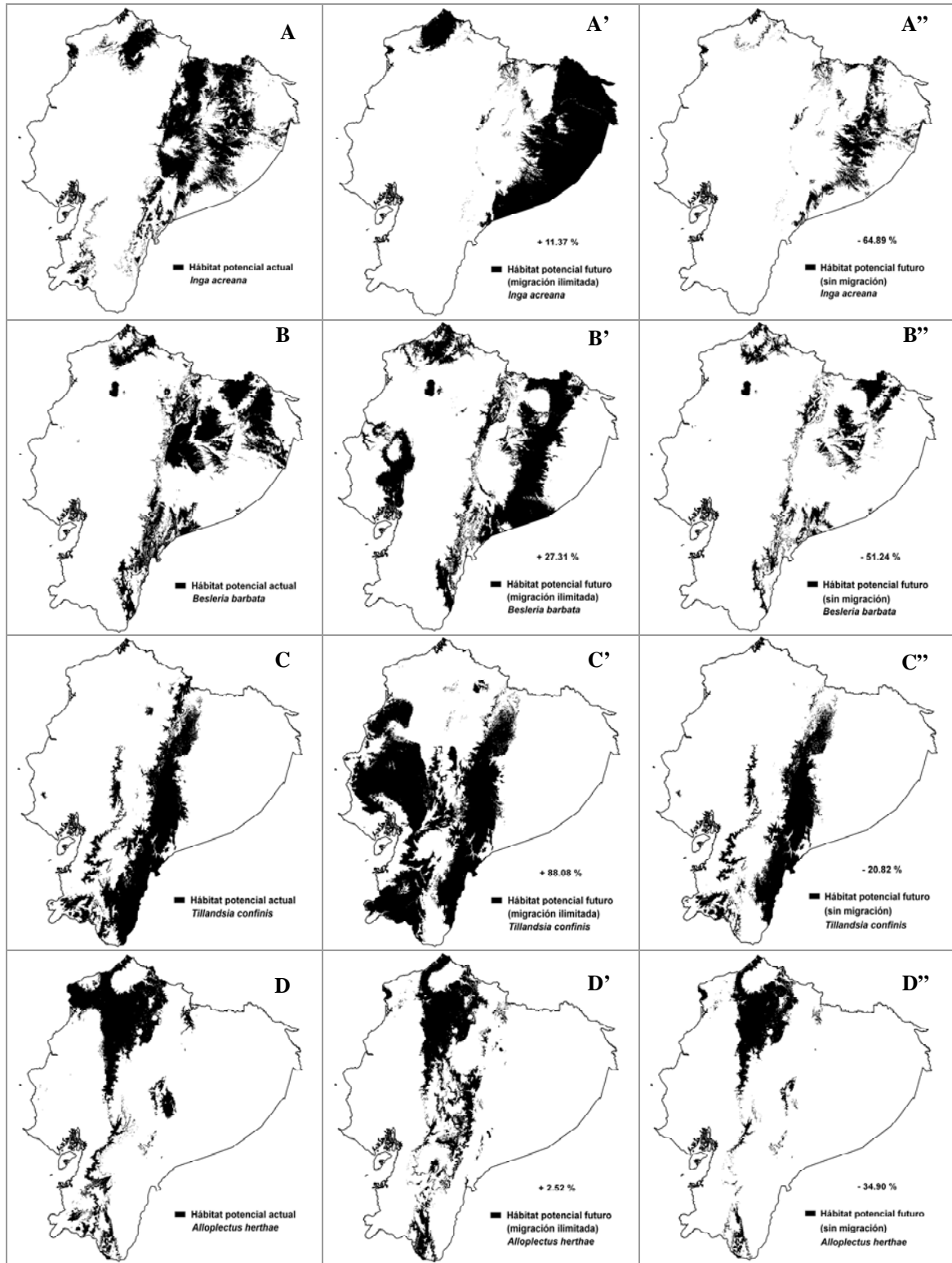


Fig. 3.11. Patrón 3. Ejemplos de especies que en el futuro expanden su área potencial sin llegar a doblarla bajo el supuesto de dispersión ilimitada y lo mantienen casi intacto bajo el supuesto de dispersión nula. **A** - liana; **B** - epífita; **C** - arbusto; **D** - árbol; **E** - hierba. Los porcentajes representan ganancia o pérdida con respecto al área de ocupación actual del 100 %.



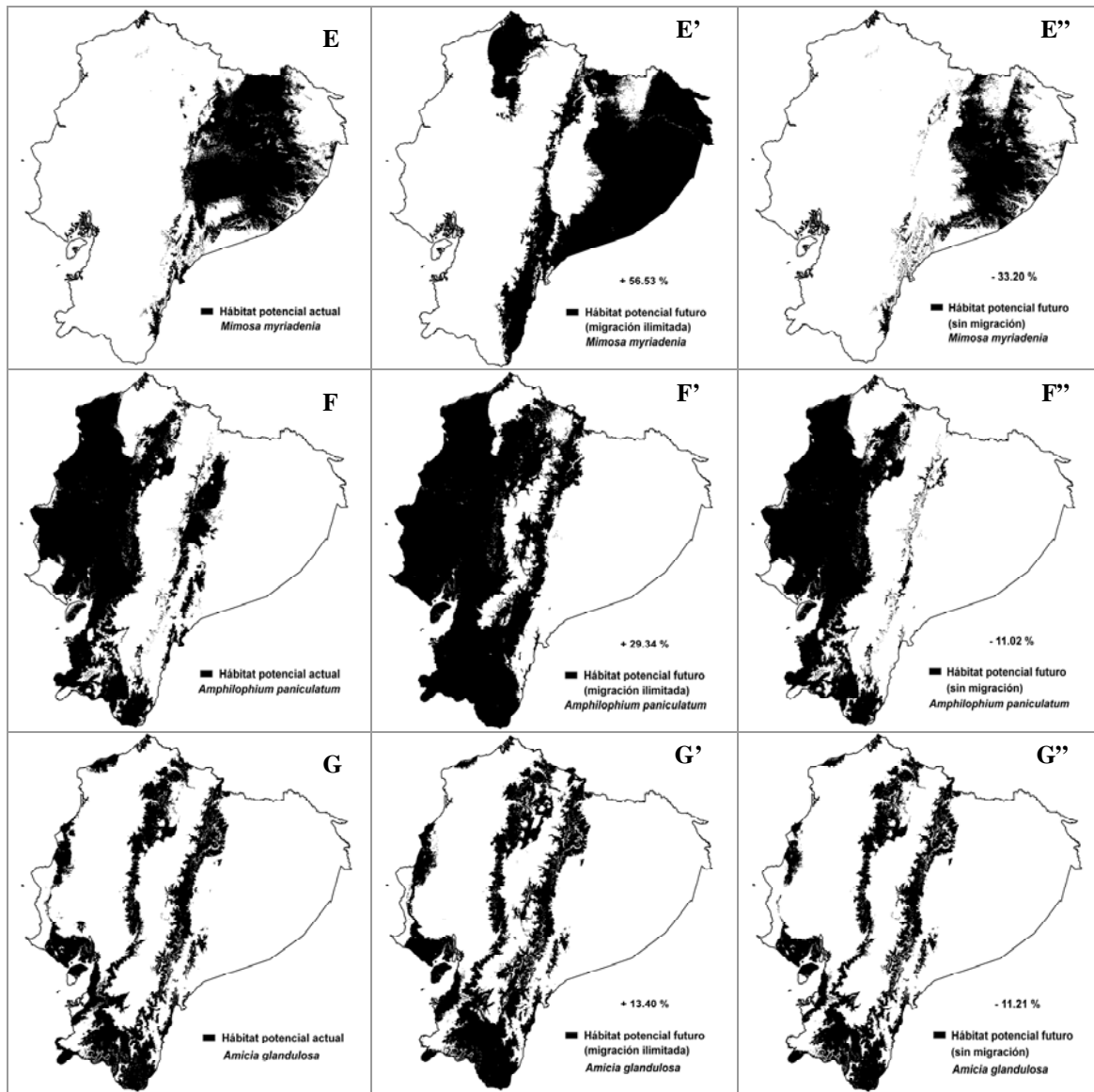
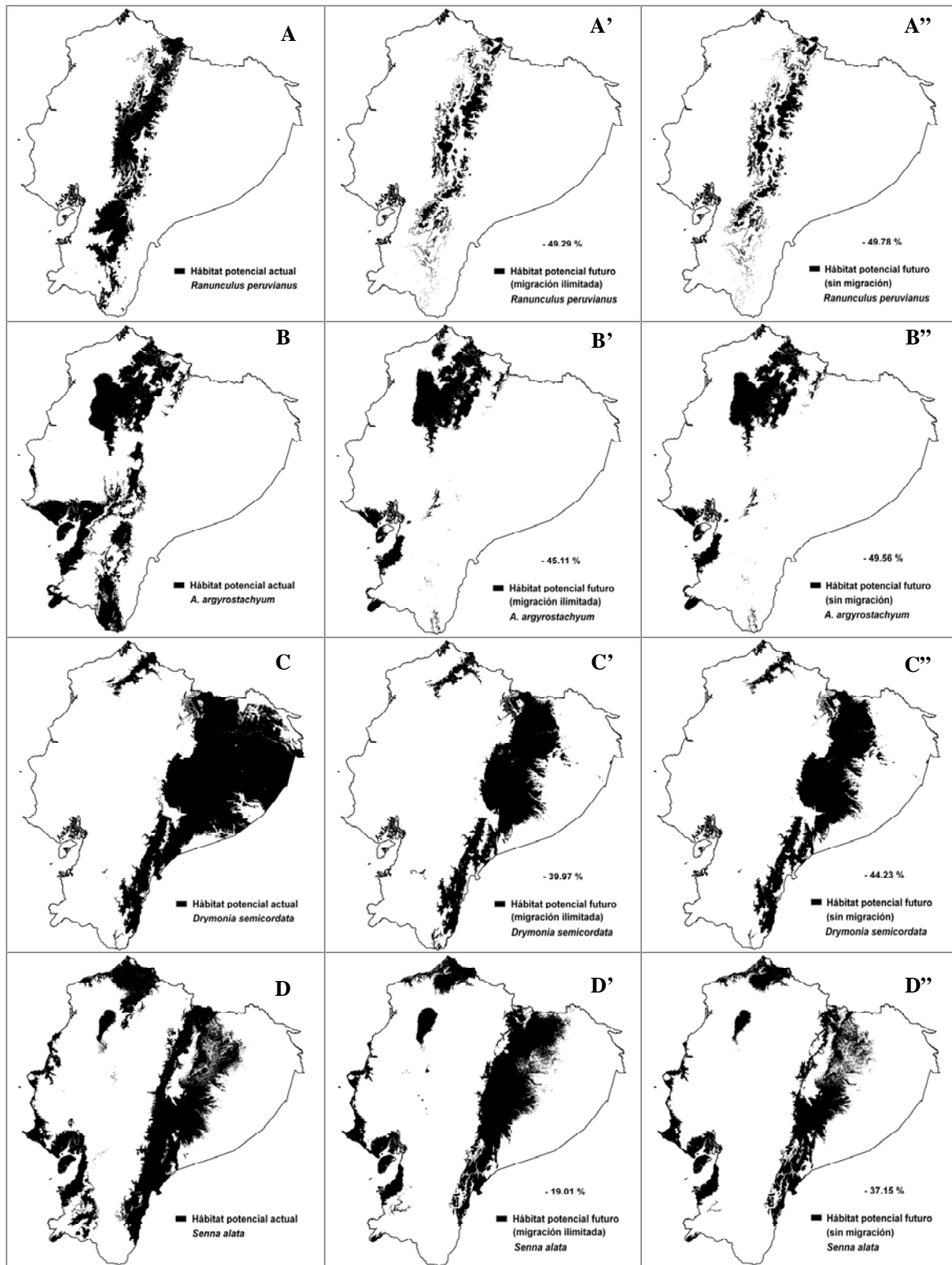


Fig. 3.12. Patrón 4. Ejemplos de especies que en el futuro expanden su área de ocupación sin llegar a doblarla con dispersión ilimitada y que lo ven reducido en más del 2% bajo el supuesto de dispersión nula. A - árbol; B - arbusto; C - epífita; D - hierba, E – hierba trepadora; F - liana; G - subarbusto. Los porcentajes representan ganancia o pérdida con respecto al área de ocupación actual del 100 %.



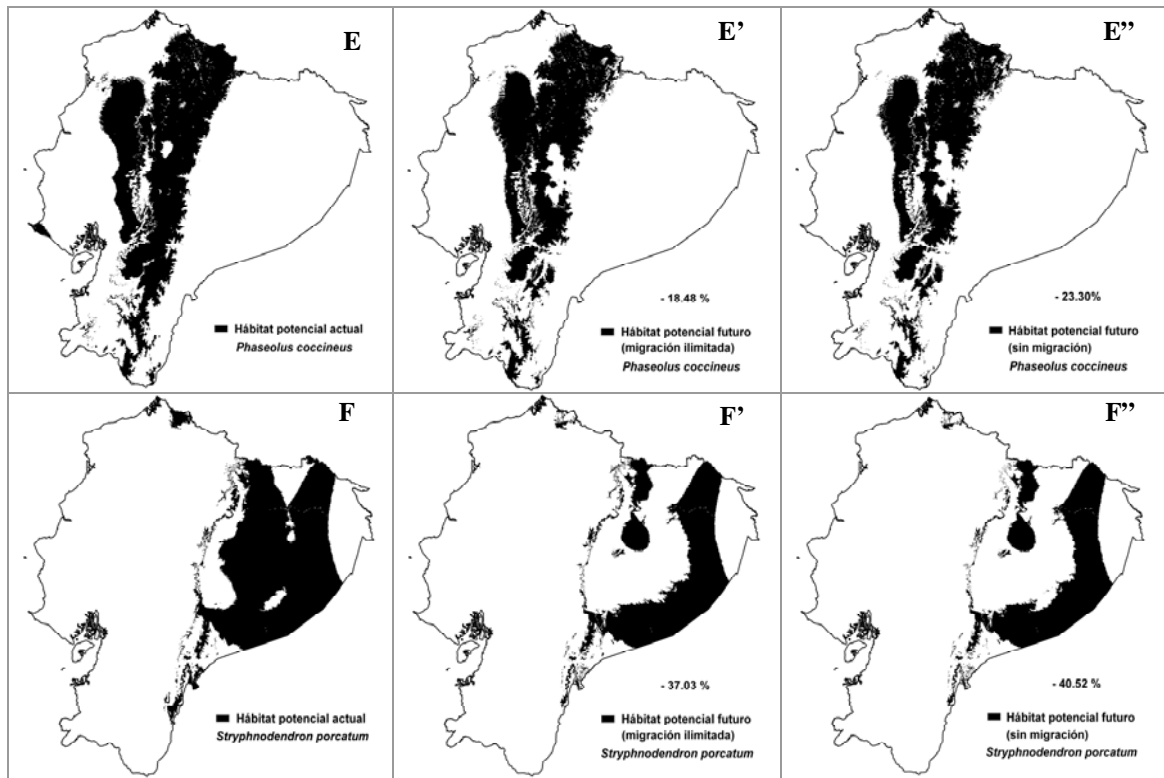
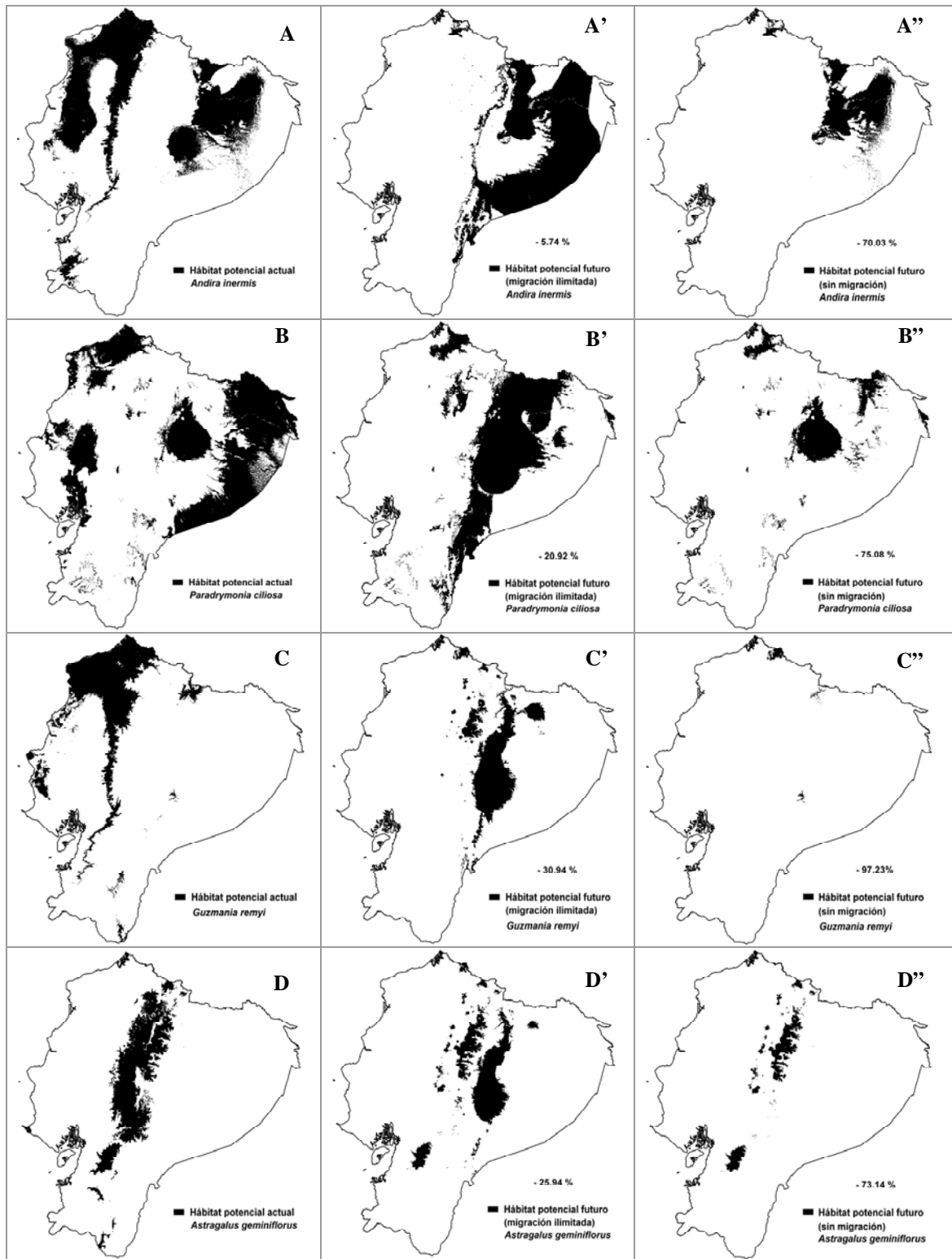


Fig. 3.13. Patrón 5. Ejemplos de especies que en el futuro pierden hasta un 50 % de su área potencial actual, independientemente del supuesto de dispersión. **A** - hierba; **B** - epífita; **C** - liana; **D** - arbusto; **E** - hierba trepadora; **F** - árbol. Los porcentajes representan ganancia o pérdida con respecto al área de ocupación actual del 100 %.



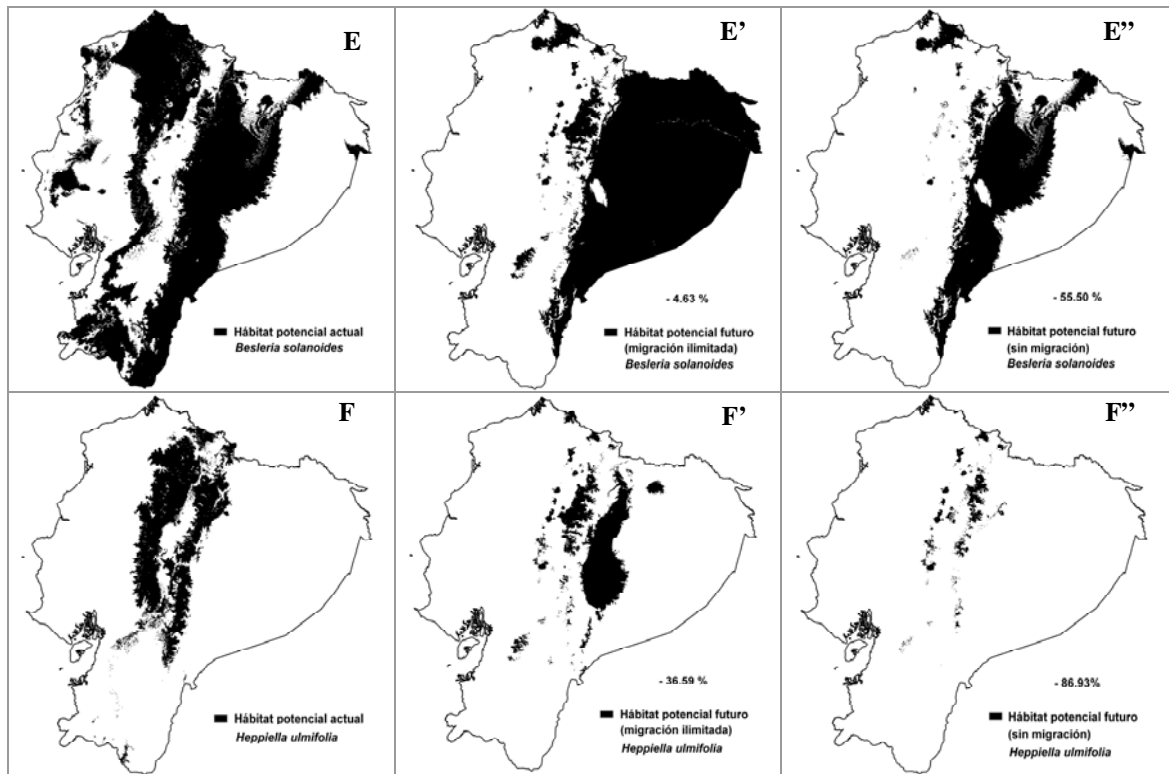
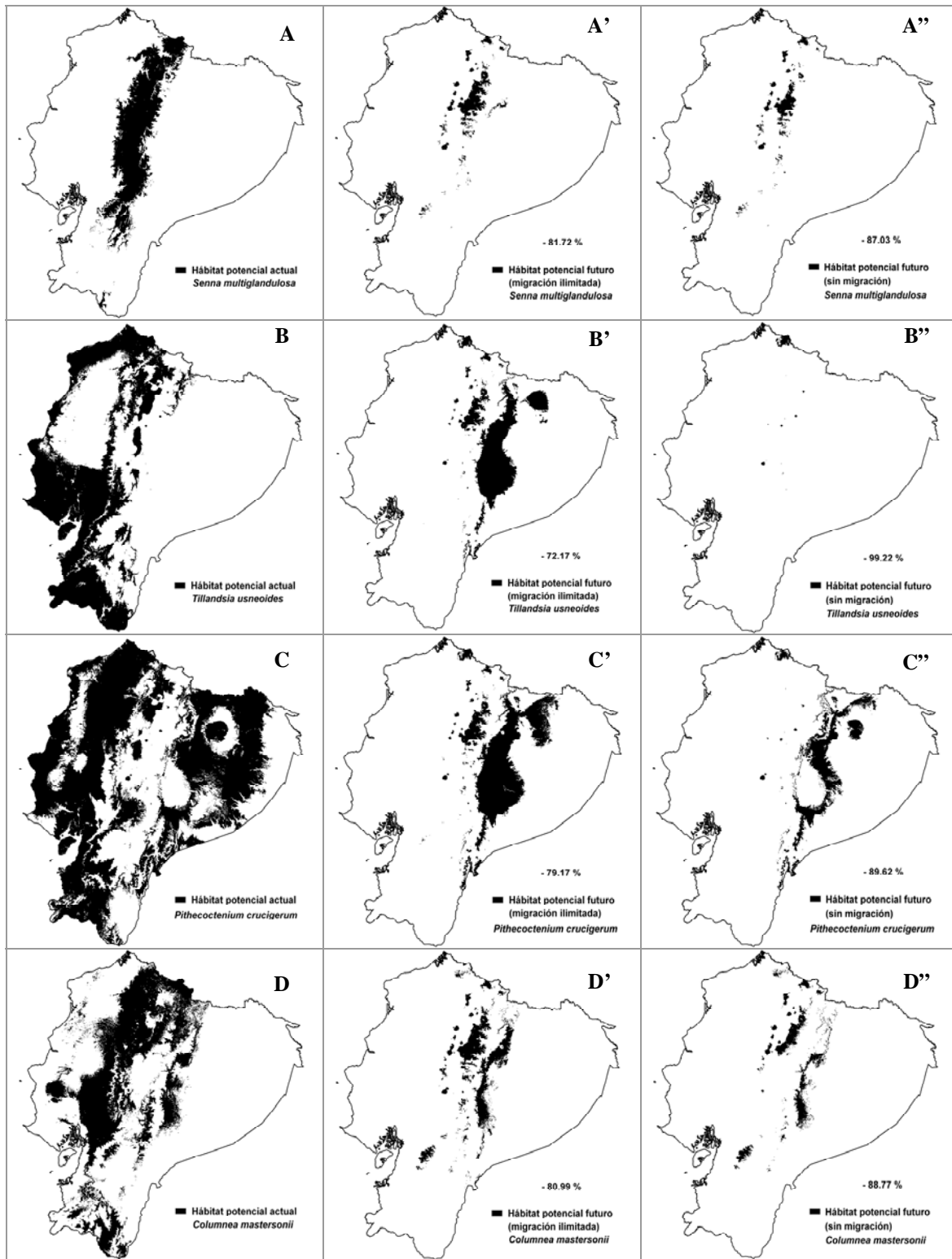


Fig. 3.14. Patrón 6. Ejemplos de especies que en el futuro contraen su área menos del 50% bajo migración ilimitada y con migración nula más del 50%. **A** - árbol; **B** - hierba trepadora; **C** - epífita; **D** - hierba; **E** - arbusto; **F** - hierba, arbusto o subarbusto. Los porcentajes representan ganancia o pérdida con respecto al área de ocupación actual del 100 %.



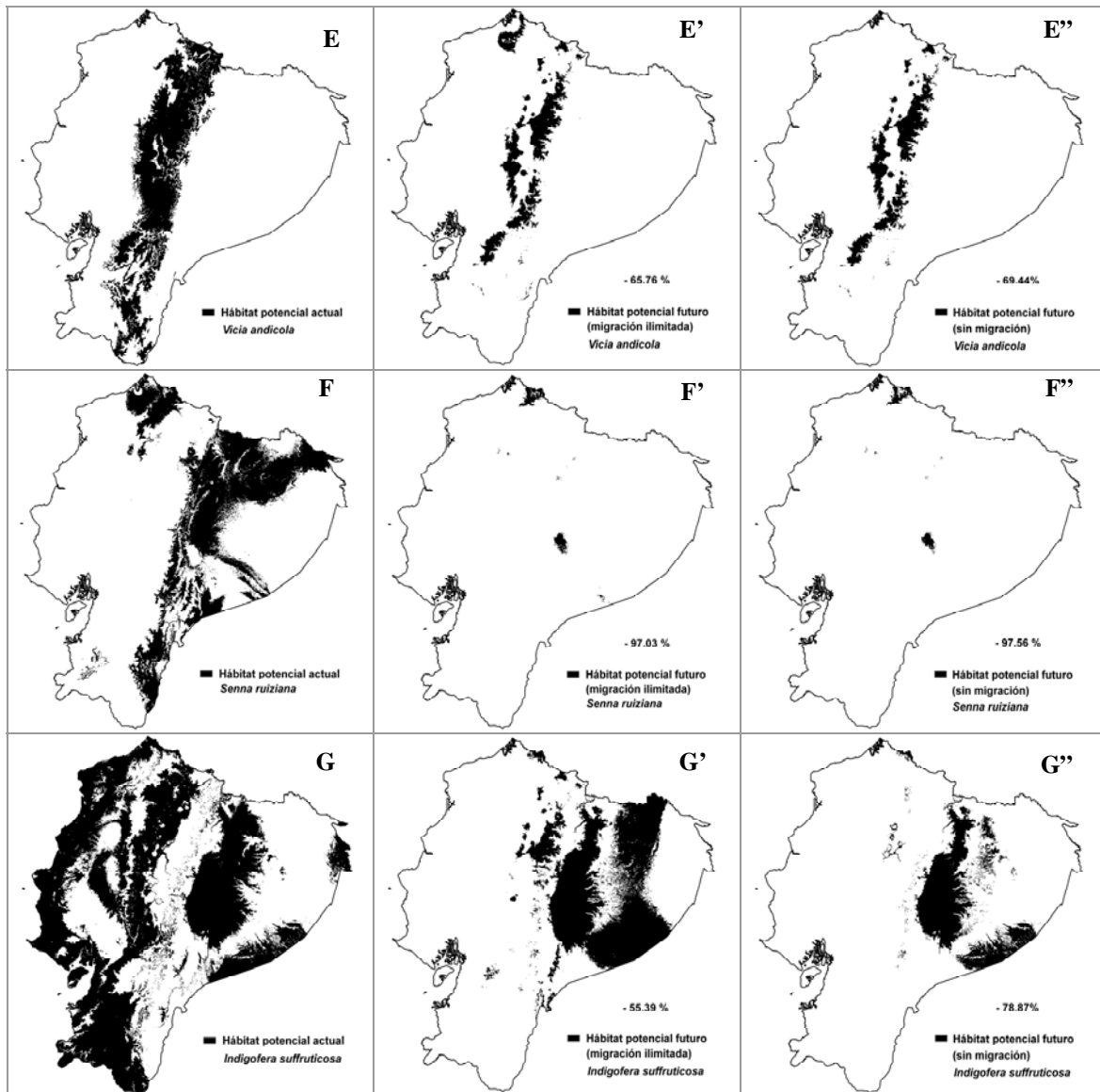


Fig. 3.15. Patrón 7. Ejemplos de especies que en el futuro pierden más del 50% de su área potencial actual independientemente del supuesto de dispersión. **A** - arbusto; **B** - epífito, **C** - liana; **D** - hierba, subarbusto, arbusto o epífito; **E** - hierba trepadora; **F** - árbol; **G** - subarbusto o arbusto. Los porcentajes representan ganancia o pérdida con respecto al área de ocupación actual del 100 %.

La Tabla 3.1 muestra un resumen del porcentaje de especies por los patrones definidos anteriormente.

Tabla 3.1. Porcentaje de especies de cada grupo incluidos en cada uno de los patrones definidos en función de las pérdidas y ganancias de área en el futuro tomando en cuenta los supuestos de dispersión ilimitada y nula.

	Patrón_1	Patrón_2	Patrón_3	Patrón_4	Patrón_5	Patrón_6	Patrón_7		
	%	%	%	%	%	%	%		
<i>Anthurium</i>	15.4	26.7	11.1		7.2	13.8	24.1	8.7	
BIGN	-	-	-		3.3	3.7	-	4.3	
BROM	7.7	22.2	5.6	28.1		23.0	13.8	10.9	
GESN	15.4	28.9	16.7	21.6	22.0	31.0	19.6		
LAUR	15.4		-	16.7	7.1	8.3	3.4	6.5	
LEGU	38.5	13.3	50.0	32.0	22.0	27.6	45.7		
PARA	7.7	8.9		-	0.7	7.3		-	4.3

Sensibilidad de las especies

Para el año 2080 las plantas analizadas en este estudio podrían experimentar una pérdida media del 28,14% (desv. est. = 25,66) y una ganancia media del 61,77% (desv. est. = 98,46%) con respecto al área potencial actual. La desviación estándar alta indica una gran dispersión de los datos, consecuencia de lo variado de la respuesta de las especies al cambio climático. Nuestros resultados muestran un cambio notable del área de distribución de las especies: 229 (55,45% del total) podrían expandirse (Tabla 3.2), con 70 mostrando una ganancia esperada mayor al 70%; mientras que 184 (44,55%) podrían experimentar una contracción de su área potencial (Tabla 3.2.), con 17 perdiendo más del 70% (Anexo, Tablas A3.16.1-3.16.7 y Tablas A3.17.1-3.17.7).

Cuando se agrupan por su forma de vida –epífita, hierba, liana, herbácea trepadora, arbusto, subarbusto o árbol (Anexo, Tablas 3.17.1-3.17.7)–, se prevé que los efectos no serán muy severos en ninguna forma en particular. Todas las formas de vida muestran una ganancia de área potencialmente idónea. En los subarbustos, hierbas, arbustos y epífitas especialmente hay una notoria ganancia en el cuartil superior y en valores extremos (Fig. 3.16). Las especies que más ganan (con valores atípicos y extremos) pertenecen a las Bromeliaceae, Gesneriaceae, Araceae y Leguminosae.

Si consideramos el número total de especies que tiene cada forma de vida, los subarbustos, arbustos, hierbas y epífitas, son las que tienen el mayor número de especies que expanden su rango de distribución, mientras que las lianas y las herbáceas

trepadoras (“vines”) son las formas de vida en las que más especies contraen su área de distribución. En los árboles, la mitad de sus especies contraen y la otra mitad expanden su área de distribución (Tabla 3.2).

Tabla 3.2. Número de especies que expanden o contraen su área potencial de acuerdo con su forma de vida.

Forma de Vida	Nº especies Expanden	Nº especies Contraen
Epífita	67	52
Hierba	65	46
Liana	6	8
Arbusto	31	21
Subarbusto	7	1
Árbol	51	51
Herbácea trepadora	2	5
Total	229	184

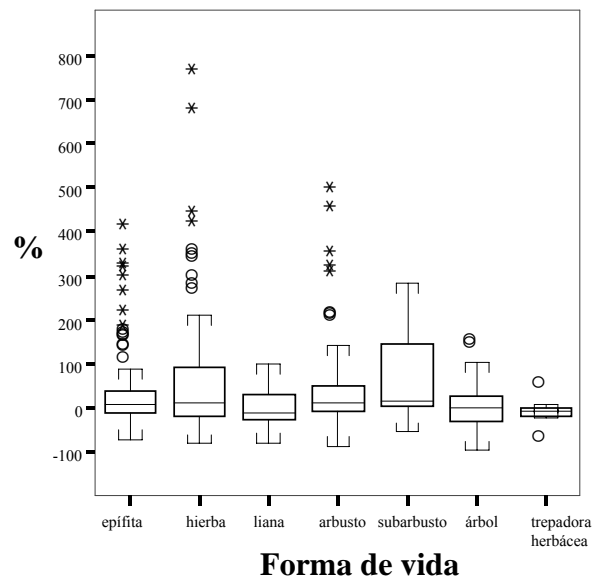


Fig. 3.16. Porcentaje de cambio de área de distribución potencial entre el presente y el 2080. Lianas (14 especies), arbustos (52), árboles (102), hierbas (111), herbáceas trepadoras (7), epífitas (119) y subarbusto (8).

Cambios en la diversidad potencial de plantas: patrones de riqueza

Al comparar la riqueza potencial actual y futura tomando en cuenta la altitud (Fig. 3.17), nuestros resultados muestran que el patrón general no varía excesivamente, ya que la distribución relativa se mantiene bastante estable. Bajo el supuesto de dispersión ilimitada se prevé un incremento de la riqueza que tiende a suavizar levemente la diferencia actual, produciéndose los mayores incrementos entre el máximo localizado a ~1500 m y el mínimo que se encuentra a ~4000 m (Figs. 3.17 y 3.18B). Bajo el supuesto migración nula la riqueza potencial sufrirá una clara disminución con respecto a la riqueza potencial actual, con las mayores pérdidas relativas en el intervalo comprendido entre 500 - 2500 m, lo que también produce un suavizado de las diferencias tan acusadas de la actualidad (Figs. 3.17 y 3.18C; Anexo, Tablas 3.15.1-3.15.3)

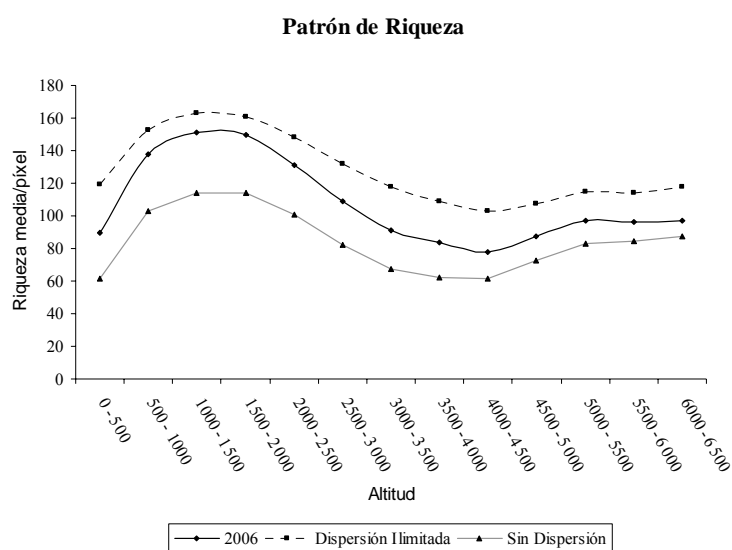


Fig. 3.17. Patrones de riqueza potencial. Riqueza media por píxel cada 500 m de altitud para el presente (2006) y futuro (2080) con dispersión ilimitada y nula.

De acuerdo a nuestros modelos, la riqueza potencial actual tendría como mínimo 30 y como máximo 243 especies por píxel (Fig. 3.18A; Anexo, Fig. 3.1.1). En el futuro, bajo la asunción de dispersión ilimitada, el número mínimo es de 68 y el máximo de 234 especies por píxel (Fig. 3.18B; Anexo, Fig. 3.1.2), y bajo el supuesto de migración nula, de 19 y 204 especies por píxel (Fig. 3.18C; Anexo, Fig. 3.1.3). Cuando los modelos (mapas) se comparan a la misma escala se observa, con dispersión ilimitada,

un alto incremento potencial en zonas bajas de la Costa y Amazonía y en zonas altas de la Sierra, especialmente en el norte del país y, con migración nula, una gran pérdida de especies en las tres regiones naturales del país (Figs. 3.18A', B' y C'). Sólo se mantiene una alta riqueza potencial en las estribaciones oriental y occidental de la Cordillera de los Andes, y esto en los dos supuestos de dispersión, con los más altos en los bosques siempreverdes piemontanos de Esmeraldas, Carchi e Imbabura y en los bosques siempreverdes montanos bajos de Napo (Fig. 3.18; Anexo, Figs. 3.1.1-3.1.3).

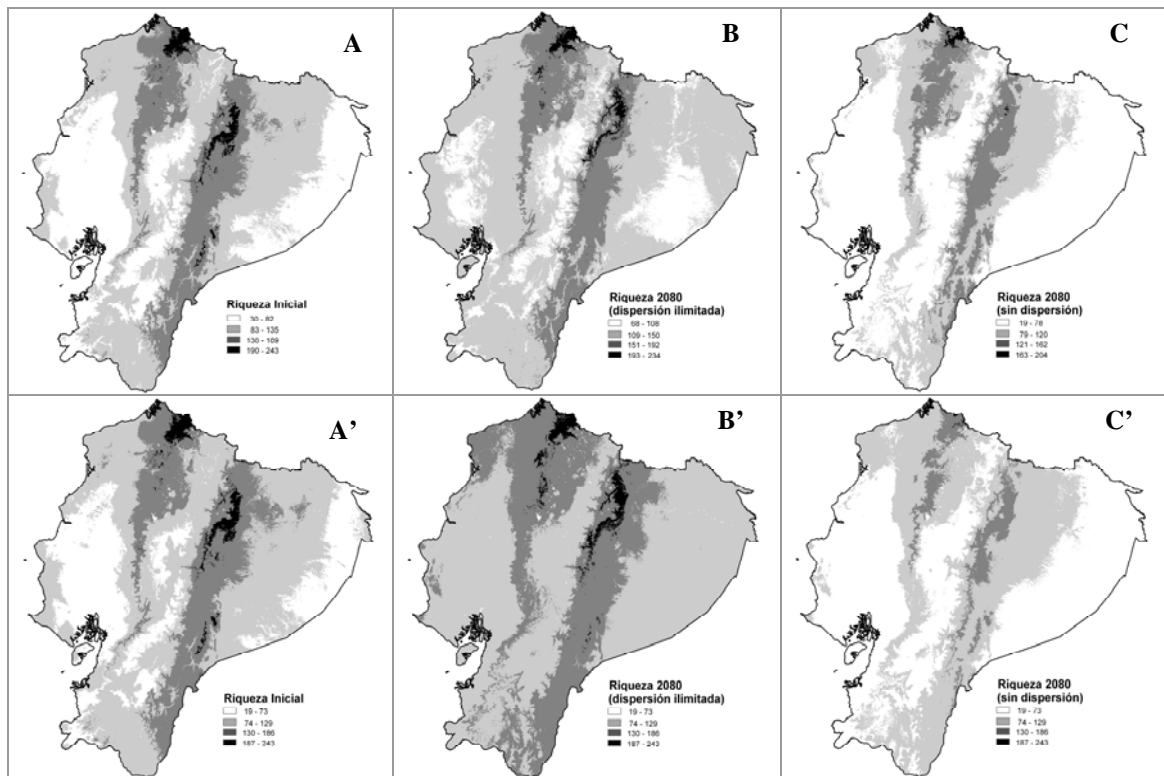


Fig. 3.18. Comparación de la riqueza potencial en el tiempo, expresada en número de especies por píxel. **A** - Riqueza potencial inicial (2006); **B** - Riqueza potencial en el año 2080 con dispersión ilimitada; **C** - Riqueza potencial en el año 2080 sin dispersión. **A'**, **B'** y **C'** ídem, a la misma escala de especies/píxel.

Patrones espaciales de cambio

Las consecuencias del cambio climático en la riqueza de las especies de las plantas analizadas revelan un gran cambio en la composición debido a los porcentajes de ganancia y pérdida de especies, es decir, a la tasa de recambio temporal.

Para el 2080 nuestros resultados predicen que cada píxel podría ganar entre 14 y 93 nuevas especies (Fig. 3.20A; Anexo, Fig. A3.2). Las mayores ganancias se darían entre

0-500 m y entre 2500-4500 m de altitud. A mayor altitud la ganancia tienden a decrecer con respecto a altitudes más bajas (Fig. 3.19). Las mayores ganancias se producirán en Manabí, Guayas y Los Ríos, en zonas que están actualmente cubiertas por Bosque siempreverde de tierras bajas, Bosque deciduo y semideciduo. Estas ganancias estarían protegidas solo en Manabí, en bosques protectores. En la Amazonía, las mayores ganancias se producirían en Sucumbíos, Orellana y Pastaza, en zonas que actualmente están cubiertas por Bosque siempreverde de tierras bajas, Bosque de tierras bajas de palmas y aguas negras y Bosque inundable de tierras bajas por aguas blancas. Las ganancias estarían protegidas en la Reserva de Producción Faunística Cuyabeno, el Parque Nacional Yasuní y el Bosque Protector Subcuenca del Río Pañayacu. En la región de la Sierra, las ganancias se producirían en Carchi, Imbabura, Cotopaxi, Chimborazo y Cañar, en zonas que actualmente están cubiertas principalmente por Matorral húmedo montano, Bosque siempreverde montano alto y en los páramos herbáceos y de almohadillas. Las zonas con mayores ganancias no están protegidas por el SNAP, excepto en Carchi, con una pequeña área incluida dentro de la Reserva Ecológica el Ángel (Fig. 3.20A; Anexo, Fig. A3.2).

Con respecto a las pérdidas, nuestros resultados predicen que cada píxel podría perder entre 2 y 77 especies (Fig. 3.20B; Anexo, Fig. A3.3). Tomando el escenario más pesimista la pérdida relativa sería del 32% de la riqueza potencial actual. La mayor pérdida se produciría entre 500-2500 m. Por encima de ~2500 m la tasa de disminución decae progresivamente (Fig. 3.19). Las mayores pérdidas se registrarían en las estribaciones noroccidentales de la Cordillera de los Andes de las provincias de Esmeraldas, Carchi, Imbabura y Pichincha, en formaciones de Bosque siempreverde piemontano, Bosque siempreverde montano bajo y Bosque de neblina montano. También se producirían en bosques siempreverdes de las zonas bajas en Esmeraldas. Si tomamos como referencia el SNAP, las mayores pérdidas se producirían en la Reserva Ecológica Cotacachi-Cayapas. En la Amazonía, las mayores pérdidas se registrarían en las provincias de Napo, Pastaza, Sucumbíos y Orellana, en formaciones de Bosque siempreverde de tierras bajas, Bosque inundable de tierras bajas por aguas blancas y Bosque de tierras bajas de palmas y aguas negras. Los parques nacionales Sumaco Napo-Galeras, Yasuní y Cuyabeno son áreas susceptibles a perder especies. En la región interandina también existen importantes zonas susceptibles a perder especies, como las

áreas cubiertas con Matorral seco, Matorral húmedo montano y Bosque semideciduo montano bajo, así como algunas zonas altas del centro y sur del país con Bosque de neblina montano, Bosque siempreverde montano alto y varios tipos de páramos (Fig. 3.20B; Anexo, Fig. A3.3).

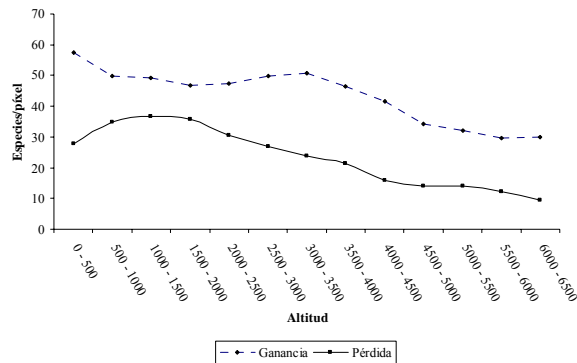


Fig. 3.19. Pérdida y ganancia media de especies por píxel, cada 500 metros de altitud estimada para el año 2080.

Ante el supuesto de dispersión universal o ilimitada, la tasa de recambio temporal de especies se estima que podría variar entre 20-85% (Fig. 3.20C; Anexo, Tabla A3.18.1, Fig. A3.4), con los porcentajes más altos en tre 0-500 m tanto en la Costa (Bosque siempreverde, Bosque semideciduo y Bosque deciduo de tierras bajas) como en la Amazonía (Bosque siempreverde de tierras bajas, Bosque de tierras bajas de palmas y aguas negras y Bosque inundable de tierras bajas por aguas blancas). También se estima que habría un intercambio importante entre 2500-4500 m, en zonas que actualmente están cubiertas por Bosque siempreverde montano alto, Matorral húmedo montano, Bosque semideciduo montano bajo, Bosque de neblina montano y todos los tipos de páramos.

Bajo el supuesto de dispersión nula el recambio de especies (Fig. 3.20D; Anexo, Tabla A3.18.2, Fig. A3.5), podría fluctuar entre el 3,23-54,32%, ubicándose las zonas más extensas con mayor intercambio en la Amazonía y la Costa, entre 0-500 m, y el centro y norte de la región de la Sierra en altitudes comprendidas entre 2500-4000 m.

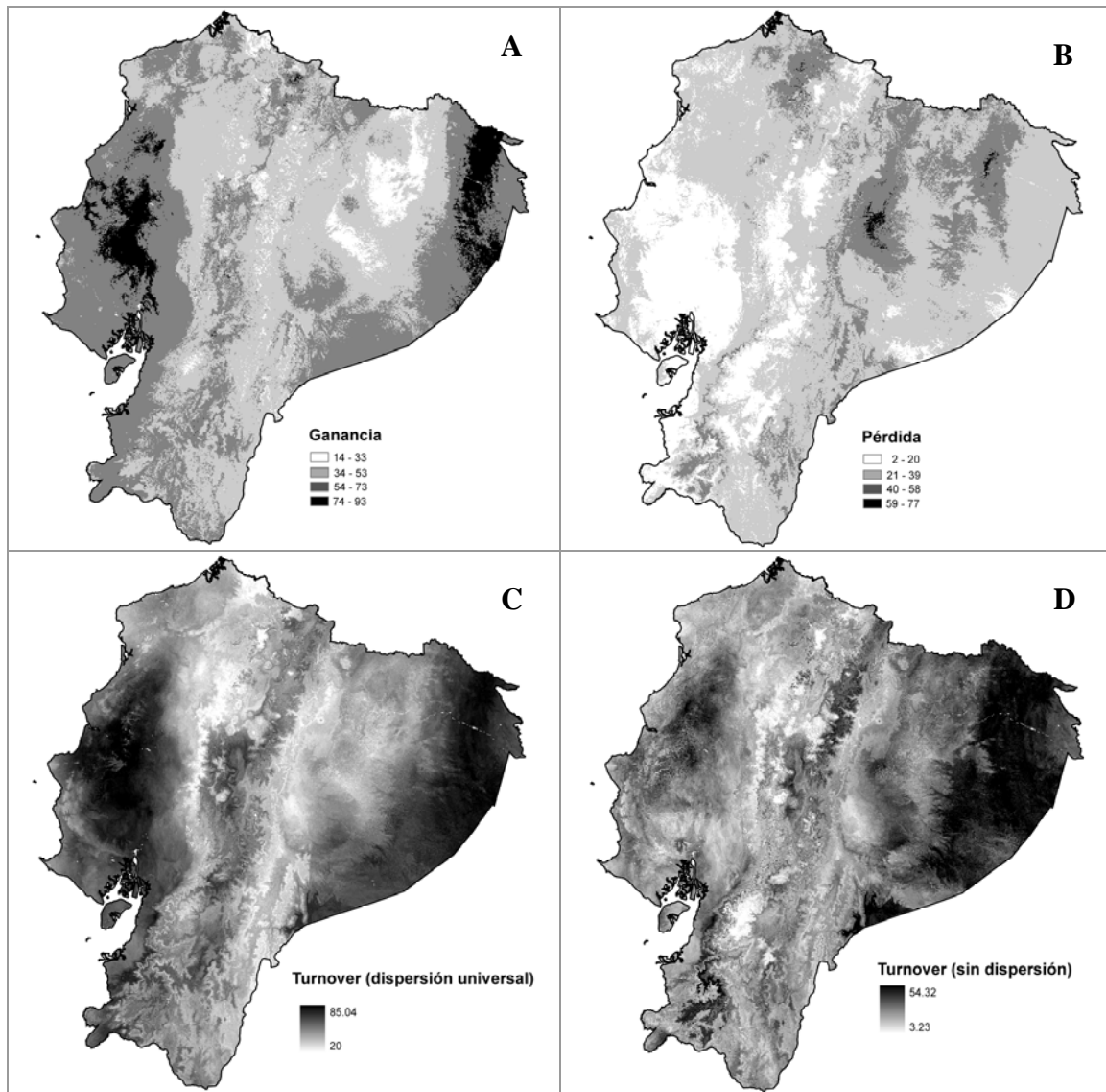


Fig. 3.20. Patrones espaciales de cambio. **A** - Especies ganadas; **B** - Especies perdidas, **C** - diversidad beta o tasa de recambio temporal bajo el supuesto de dispersión universal o ilimitada, **D** - diversidad beta o tasa de recambio temporal bajo el supuesto de dispersión nula.

DISCUSION

Todos los trabajos coinciden en que el incremento del calentamiento climático global afecta a la biodiversidad tanto cuantitativa como cualitativamente. Las consecuencias del cambio climático en los ecosistemas son difíciles de prever, y a que las especies responden de forma individual, pero el resultado provoca alteraciones de la biodiversidad y afecta el funcionamiento de los ecosistemas. El conocimiento de la distribución de las especies en el futuro es importante, pero valorar los posibles impactos ocasionados en los ecosistemas es el principal desafío. Uno de los objetivos de este estudio era identificar los principales patrones de cambio (ganancias, pérdidas, recambio de especies y cambios en la riqueza de diversidad), lo que nos permitirá determinar las áreas en donde potencialmente se producirán las variaciones de estructura y composición más importantes. Este conocimiento permitirá diseñar estrategias y actuaciones más eficaces para la conservación de la biodiversidad.

De acuerdo con los resultados obtenidos en este estudio se puede estimar que en el 2080 las áreas de ocupación de las especies cambiarán debido a los desplazamientos latitudinales y altitudinales (Figs. 3.1.1-3.7.2, 3.8). Las respuestas individuales de las plantas serán variadas, y en este estudio hemos podido identificar siete patrones de cambio. En todo caso, los movimientos reales dependerán de la capacidad de dispersión de las especies y de las barreras de migración (Malcolm *et al.*, 2002; Pearson, 2006) y de la disponibilidad de hábitat (Kazakis *et al.*, 2006), lo que confirmará nuestros resultados cuando comparemos las consecuencias bajo dos escenarios extremos de dispersión.

Cuando el análisis se hace a nivel de grupo funcional con el objeto de eliminar la alta variabilidad interespecífica, se obtienen patrones generales más claros, al igual que en otros trabajos, como Broennimann *et al.* (2006), Cuesta-Camacho *et al.* (2006b) o Thuiller *et al.* (2006). Nuestros resultados muestran que en la mayoría de las formas de vida analizadas hay una ganancia neta de área potencial, pero también formas de vida con pérdidas preocupantes (Fig. 3.17). La ganancia es importante en subarbustos, arbustos, hierbas y epífitas, mientras que las lianas y las herbáceas trepadoras sufren una contracción –no exagerada– de su área potencial. Por fin, en el caso de los árboles hay el mismo número de expansiones y contracciones.

Al escenario A2 se le considera como uno de los más negativos para el equilibrio mundial (IPCC, 2000; Nakicenovic *et al.*, 2000). Sin embargo, nuestros resultados no muestran pérdidas drásticas, lo que coincide con el estudio de Thuiller (2004) quien, utilizando 1350 especies de plantas europeas bajo cinco escenarios de cambio climático para el año 2050, encontró que el escenario A2 era menos perjudicial y más seguro para la diversidad de especies vegetales que los escenarios B1 y B2, que representan una mentalidad más ecologista. Monitoreos a largo plazo en selvas húmedas tropicales de América del Sur han demostrado que el aumento de la biomasa debido al crecimiento de los árboles superó a la pérdida por muerte, y que en los últimos dos decenios los bosques maduros de la Amazonía han actuado como sumideros de carbono a escala regional (Phillip *et al.*, 1998; Baker *et al.*, 2004). La modificación en el área de cobertura de los tipos de vegetación, ya sea por contracción o expansión, traerá como consecuencia una nueva distribución espacial de las especies, así como cambios en la abundancia de aquellas que son más sensibles (Peterson *et al.*, 2001, 2002). En todo caso, el rango de distribución de las especies en el futuro dependerá de la amplitud de la tolerancia ambiental (plasticidad fenotípica) de sus individuos (Gianoli, 2004).

Ganancias, pérdidas, riqueza y tasa de recambio de especies

En primer lugar, es necesario recordar que, en un contexto general, el cambio climático no será uniforme en el mundo (Jutro, 1991) y, en segundo lugar, que seguramente el cambio de uso del suelo tendrá un mayor efecto sobre los cambios en riqueza de diversidad que el propio cambio climático. En realidad, los impactos más graves del cambio climático serán la consecuencia de interacciones entre amenazas (Thomas *et al.*, 2004), por lo que la pérdida de hábitat no estará distribuida de manera uniforme a través de los diferentes biomas del mundo (van Vuuren *et al.*, 2006) ni dentro de cada bioma (Sala *et al.*, 2000).

Para las predicciones en este estudio solamente hemos usado variables climáticas y la distribución actual de las especies, ya que uno de los supuestos claves de los modelos bioclimáticos es que las plantas están en equilibrio con el clima actual. Como el clima en los trópicos no es el principal factor de disminución de biodiversidad, las proyecciones potenciales de este estudio indican que la mayor parte de las especies se verán beneficiadas con el cambio climático (dispersión ilimitada) y que no habrá extinciones totales, aun que sí locales. Pero como acaba mos de exponer, valorar los

riesgos tomando solamente en cuenta el cambio climático nos puede dar una imagen incompleta de las verdaderas amenazas (Ohlemüller *et al.*, 2006). Nuestros resultados, por tanto, deben tomarse como aproximaciones y no como predicciones precisas de lo que ocurrirá (Thomas *et al.*, 2004). Nuestros modelos deben combinarse con otros factores, especialmente con cambios en el uso del suelo, pero también con estimaciones reales de valores de dispersión individual, interacciones bióticas, etc., que no suelen ser incluidos para la construcción de los modelos. La inclusión de estas variables podrían debilitar la validez de nuestras proyecciones (Guisan & Thuiller, 2005). Sin embargo, las predicciones que nos proporcionan los modelos bioclimáticos no deben desecharse sobre la base de sus limitaciones, sino tomarse como primeras aproximaciones indicativas de los potenciales impactos futuros.

Según los resultados obtenidos, la riqueza potencial futura varía de acuerdo a los datos empleados para proyectar las posibles distribuciones futuras de las especies. La riqueza futura podría experimentar un fuerte incremento bajo el supuesto de dispersión ilimitada, pero podría haber una pérdida importante bajo el supuesto de dispersión nula (Fig. 3.17). Las buenas noticias son que, bajo cualquiera de estas dos asunciones extremas de dispersión, se mantiene estable la alta riqueza actual de las estribaciones orientales y occidentales de la Cordillera de los Andes, zonas caracterizadas por una alta variabilidad de hábitats (Fig. 3.18; Anexo, Figs. A3.1.1-3.1.3). La alta heterogeneidad espacial puede ser decisiva para la supervivencia de las especies, y los flancos de los Andes, así como el occidente de la Amazonía adyacente a las tierras altas andinas son los mejores refugio para especies de bosques húmedos de las tierras bajas, que pueden desplazarse conforme varíen las condiciones ambientales encontrando en estos desplazamientos áreas apropiadas entre la extrema variabilidad espacial existente.

Nuestros resultados indican que la tasa de recambio temporal es alta (20-85% bajo dispersión ilimitada y 3-54% bajo dispersión nula), lo que provocaría modificaciones severas en la ecología de las comunidades ya existentes, en algunas de las cuales el recambio es casi total. Las zonas con tasas de recambio alto deben considerarse como prioritarias para el diseño de estrategias de manejo, ya que es previsible que sufran alteraciones ecológicas severas (Bakkenes *et al.*, 2002; Peterson *et al.*, 2002; Thuiller, 2004; Thuiller *et al.*, 2005a; Broennimann *et al.*, 2006) que además afecten a su resistencia a los cambios medioambientales (Chapin *et al.*, 2000). El alto recambio

esperado ofrece nuevos retos al potenciar la aparición de comunidades nuevas con características funcionales desconocidas.

Capacidad de migración

Los modelos bioclimáticos utilizados no tienen en cuenta la capacidad de migración de las plantas, por lo que representan áreas con un espacio climático adecuado, pero no la distribución futura. Todos los aspectos relacionados con la biología reproductiva y de la dispersión, así como las características asociadas a la migración y a la disponibilidad de hábitat, se consideran como las incertidumbres más importantes en la proyección del impacto del cambio climático en la distribución futura de las plantas (Leemans & van Vliet, 2004; Kazakis *et al.*, 2006; Thuiller *et al.*, 2008). Aunque en los últimos años ha aumentado el número de estudios que incluyen simulaciones de dispersión en la modelización ecológica (p. ej., Peterson *et al.*, 2001; Thomas *et al.*, 2004; Thuiller, 2004; Thuiller *et al.*, 2004a, 2005a, 2006; Araujo *et al.*, 2006; Broennimann *et al.*, 2006), es evidente que las actuales predicciones pueden diferir considerablemente de la distribución real futura debido a las limitaciones de nuestro conocimiento actual. El incremento de la fragmentación del hábitat podría reducir la habilidad de las especies a dispersarse a larga distancia (Cain *et al.*, 2000) y la alteración del paisaje natural y un acelerado cambio del uso del suelo reduciría la capacidad predictiva de los modelos bioclimáticos (Pearson & Dawson, 2003). A diferencia de los sistemas de zonas templadas, en donde se requieren migraciones a larga distancia para que los taxones permanezcan en equilibrio con el clima, en los sistemas andinos la migración probablemente no requiere eventos de dispersión a larga distancia u otro mecanismo especial más allá del normal de la dispersión de semillas alrededor de la planta madre. Debido a las pendientes en los sistemas andinos, las especies pueden permanecer en equilibrio con migraciones menores a 1 km ante cambios de temperaturas de 1-2°C (Bush *et al.*, 2004).

En este estudio decidimos utilizar dos supuestos de migración extremos para explorar sus consecuencias sobre los efectos del cambio climático: migración ilimitada y nula. Aunque el uso de los supuestos de dispersión ilimitada y nula no es del todo apropiado porque pocas especies (si alguna) se ajustan a uno u otro, consideramos que su uso está justificado porque se desconocen los parámetros necesarios para definir las características migratorias de la inmensa mayoría de las plantas. No en vano la mayoría

de los estudios que han evaluado el riesgo de extinción de especies por el cambio climático han utilizado estos dos supuestos (Thomas *et al.*, 2004; Thuiller, 2004; Thuiller *et al.*, 2004a, Thuiller *et al.*, 2005a, Araujo *et al.*, 2006; Ohlrmüller *et al.*, 2006; Thuiller *et al.*, 2006).

Bajo el supuesto de dispersión ilimitada se obtienen resultados optimistas, debido a la posibilidad que se da a las especies a moverse a través del área de estudio sin restricciones (Anexo, Tablas A3.8-A3.14). El resultado es una ganancia, a veces espectacular (0,22-767,89%), de área potencial futuro. La utilización de este supuesto está justificado para las plantas que tienen alta capacidad de dispersión, pero es probable que sobreestime la distribución futura de otras especies. Bajo el supuesto de dispersión nula las consecuencias del cambio climático serán más graves, ya que las especies solo pueden perder área potencial. Sin embargo, sólo un número bajo de especies, 12 de las 413 estudiadas, parece enfrentarse a la pérdida casi total de área potencial. Los resultados obtenidos para cada especie con cada uno de los dos supuestos nos permitió definir siete patrones a partir del porcentaje de ganancia o pérdida de área potencial (Anexo, Tablas A3.8-A3.14). Los patrones 5-7 y, aunque en menor medida, el 4, son los que incluyen a las especies en mayor riesgo, y en los que deberían concentrarse los esfuerzos de conservación y restauración. Estos patrones incluyen además el mayor porcentaje de especies endémicas, en las que pérdidas incluso pequeñas pueden resultar catastróficas. El presente estudio coincide con las predicciones hechas por Cuesta-Camacho *et al.*, (2006) en que los bosques montañosos altos y los páramos del norte de la cordillera Occidental en Ecuador podrían experimentar una ganancia sustancial de especies y una alta tasa de recambio, pero discrepa de estos autores en que nosotros no observamos la alta pérdida de especies que ellos pronostican. Esto puede deberse a que Cuesta-Camacho *et al.*, (2006) utilizan para su estudio plantas raras y endémicas, y limitan su estudio a las regiones altas de la Sierra, mientras que nuestro estudio encuentra pérdidas altas en la Amazonía.

CONCLUSIONES

Los resultados de esta investigación ofrecen una primera visión de los posibles impactos del cambio climático en una región rica en biodiversidad, y ayudan a comprender sus efectos sobre la misma. La información proporcionada debe ser manejada con precaución, teniendo en cuenta sus limitaciones y comprendiendo que son

aproximaciones de lo que podría suceder en el 2080. Simulaciones más realistas de los efectos del cambio climático en la distribución de las especies requieren una mejor comprensión de las complejas interacciones entre los muchos factores que afectan la distribución de especies.

La riqueza potencial muestra el mismo patrón en el año 2080 que en la actualidad, con un ligero suavizado de las diferencias en ambos supuestos. En concreto, bajo el supuesto de dispersión ilimitada podría haber un incremento elevado de riqueza tanto en ecosistemas de tierras bajas como ecosistemas altoandinos, mientras que bajo el supuesto de dispersión nula podría haber una pérdida importante con respecto a la riqueza potencial actual. La alta riqueza potencial se mantiene estable en las distribuciones oriental y occidental de la Cordillera de los Andes, lo que la convierte en una región estratégica para la conservación de especies de plantas ante un clima cambiante.

El comportamiento ante el cambio climático varía mucho entre especies, aumentando o disminuyendo su área de distribución potencial en distinta proporción. La respuesta general podrían ser desplazamientos, adaptación y/o extinciones locales, pero sin duda las regiones propicias para cada especie van a cambiar: dependiendo de su distribución geográfica y propiedades ecológicas.

Si el análisis se realiza por formas de vida se observa que subarbustos, arbustos, epífitas y herbáceas ganan área potencial, mientras que lianas y herbáceas trepadoras lo pierden.

Se prevé que el número máximo de especies ganadas por píxel sea de 93, equivalente a una ganancia relativa del 38% con respecto a la riqueza potencial actual. Las mayores ganancias se concentran entre 0-500 m en la Costa y Amazonía y entre 2500-4500 m. A mayor altitud la tasa de ganancia disminuye.

Se prevé que el número máximo de especies perdidas por píxel sea de 77, equivalente a una pérdida relativa del 32% con respecto a la riqueza potencial actual. Las mayores

pérdidas se concentran entre 500-2500 m, principalmente en la Amazonía, estribaciones noroccidentales de la Cordillera de los Andes y ciertas áreas de la Costa. Por encima de los 3000 m también se producen pérdidas significativas, aunque en altitudes superiores a los 4500 m estas pérdidas se hacen menores.

La capacidad de migración de las especies es un factor determinante en la distribución futura de las especies. Las distribuciones de las especies se expanden y contraen con la misma frecuencia bajo el supuesto de dispersión ilimitada, pero vemos que bajo el supuesto de dispersión nula se incrementa la proporción de especies en la que se contrae su área de distribución actual. Bajo el supuesto de dispersión ilimitada el 55,45% de las especies ganarán nuevas áreas. Del 44,55% que pierden área potencial, el 25% sufrirán pérdidas de más del 50% de su área actual. Bajo el supuesto de migración nula, el 99,3% de las especies podrían perder área potencial, con un 20% sufriendo pérdidas de más del 50% del área actual. El 11% de las especies estudiadas (46 de 413) podrían estar extremadamente amenazadas bajo estas dos simulaciones de dispersión. Las especies altamente vulnerables pertenecen en su mayoría a Leguminosae y Gesneriaceae.

La tasa de recambio de especies, utilizada aquí como medida para valorar los potenciales impactos del cambio climático, revela que en Ecuador los ecosistemas más vulnerables se localizan en zonas bajas (0-500 m) o altas (2500-4500 m), y que las tres regiones naturales del país se verían afectadas.

Aunque consideradas a nivel de especies individuales las pérdidas parezcan pocas, la alta tasa de recambio revela que algunos de los principales ecosistemas del Ecuador (Bosques siempreverdes de tierras bajas de la Costa y la Amazonía, Bosques montanos altos y todos los tipos de páramos) estarían en el futuro fuertemente amenazados. Estas formaciones deben considerarse como altamente prioritarias, ya que sufrirán modificaciones lo suficientemente fuertes como para ocasionar alteraciones ecológicas severas en los ecosistemas.

Anexos al Capítulo 3

Tabla A3.1. Área potencial ganada, perdida, de ausencia estable y de presencia estable en el año 2080 con respecto al área potencial en el presente para las 53 especies del género *Anthurium*.

ESPECIES	Ganada		Perdida		Ausencia estable		Presencia estable	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
<i>A. acrobates</i>	5367,5	,45	49514	50,24	144447,14	146,58	49031,78	49,76
<i>A. apaporanum</i>	31082,44	,05	15965	22,63	146722,73	207,95	54590,78	77,37
<i>A. argyrostachyum</i>	2173,4	,45	24217	49,56	197322,99	403,82	24646,74	50,44
<i>A. asplundii</i>	57031,42	,81	6680	5,02	58123,75	43,63	126524,92	94,98
<i>A. atropurpureum</i> var. <i>arenicola</i>	12608,24	,75	23648	46,43	184821,11	362,88	27282,82	53,57
<i>A. breviscapum</i>	6446,6	,92	71620	76,92	148799,88	159,80	21493,33	23,08
<i>A. caulorrhizum</i>	5576,4	,93	34882	30,83	129654,07	114,61	78247,91	69,17
<i>A. ceronii</i>	15219,28	,58	38381	72,08	179890,37	337,82	14869,33	27,92
<i>A. clavigerum</i>	10822,14	,28	51999	68,62	161759,31	213,46	23779,31	31,38
<i>A. coripatense</i>	22113,3	6,42	9816	16,17	165525,38	272,60	50905,29	83,83
<i>A. corrugatum</i>	104927,4	46,71	5537	23,57	119944,25	510,64	17951,69	76,43
<i>A. decurrens</i>	10395,13	,66	40632	53,40	161871,09	212,73	35461,43	46,60
<i>A. dolichostachyum</i>	40205,1	64,98	4996	20,50	183785,57	754,16	19373,72	79,50
<i>A. effusilobum</i>	76497,33	9,36	15985	70,91	149320,68	662,41	6557,27	29,09
<i>A. eminens</i>	17511,33	,87	17280	33,42	179149,46	346,52	34418,96	66,58
<i>A. ernestii</i>	22306,32	,77	22967	33,74	157983,70	232,09	45102,79	66,26
<i>A. gracile</i>	0,0	,00	59826	64,83	156085,93	169,15	32448,40	35,17
<i>A. harlingianum</i>	6219,7	,40	59595	70,95	158138,81	188,26	24406,71	29,05
<i>A. incomptum</i>	6739,9	,37	8628	12,00	169716,94	236,03	63275,46	88,00
<i>A. interruptum</i>	130780,1	55,57	6744	8,02	33516,00	39,87	77320,69	91,98
<i>A. lancea</i>	23318,39	,22	13284	22,34	165582,58	278,48	46175,60	77,66
<i>A. longicaudatum</i>	11218,19	,22	17844	30,58	178787,24	306,38	40510,88	69,42
<i>A. longispadiceum</i>	9027,2	0,08	19049	42,37	194371,48	432,31	25912,79	57,63
<i>A. macdanielii</i>	38406,75	,76	1950	3,85	159262,74	314,18	48741,49	96,15
<i>A. michelii</i>	103812,1	44,40	4768	6,63	72655,98	101,06	67123,86	93,37
<i>A. microspadix</i>	167032,3	14,65	6432	12,12	28242,11	53,20	46653,07	87,88
<i>A. mindense</i>	12088,39	,48	22207	72,54	205658,45	671,78	8407,38	27,46
<i>A. nigropunctatum</i> 6	206	10,82	29477	51,38	184780,38	322,07	27896,35	48,62
<i>A. obtusum</i>	31532,1	63,91	9324	48,47	197591,63	1027,15	9912,60	51,53
<i>A. ochreatum</i>	3602,1	4,39	10811	43,18	219722,74	877,66	14223,74	56,82
<i>A. ovatifolium</i>	4097,7	,00	5640	9,64	185722,33	317,25	52900,12	90,36
<i>A. pallidiflorum</i>	140926,32	7,97	451	1,05	64464,38	150,02	42517,84	98,95
<i>A. pendulifolium</i>	37799,36	,69	5101	4,95	107524,69	104,36	97934,45	95,05
<i>A. penningtonii</i>	54227,82	,15	964	1,46	128120,26	194,08	65048,44	98,54
<i>A. propinquum</i>	84476,13	0,07	4256	6,55	98939,66	152,35	60688,77	93,45
<i>A. propinquum</i> var. <i>albispadix</i>	14814,43	,13	17951	52,27	199201,70	580,01	16393,61	47,73
<i>A. pseudoclavigerum</i>	25987,35	,50	2163	2,95	149161,24	203,74	71048,51	97,05
<i>A. pulchrum</i>	17660,4	5,25	9807	25,13	191675,61	491,16	29217,86	74,87
<i>A. pulverulentum</i>	71913,1	95,50	4647	12,63	139661,99	379,67	32138,17	87,37
<i>A. rimbachii</i>	63879,18	8,97	2356	6,97	150677,72	445,74	31447,52	93,03
<i>A. rodrigueziae</i>	1210,2	,18	13630	24,51	191534,36	344,39	41985,77	75,49
<i>A. rubrinervium</i>	15662,11	9,03	107	0,81	219539,03	1668,39	13052,15	99,19
<i>A. scandens</i>	11290,15	,97	28304	40,04	166383,28	235,38	42381,79	59,96
<i>A. subtrigonum</i>	18537,41	,54	3977	8,91	185201,53	415,05	40645,20	91,09
<i>A. tremulum</i>	103799,1	85,04	9296	16,57	88463,80	157,70	46800,39	83,43
<i>A. trilobum</i>	54005,52	,61	19850	19,34	91700,41	89,33	82804,29	80,66

<i>A. triphyllum</i>	4360	1	2,22	16358	45,85	208319,66	583,84	19322,59	54,15
<i>A. trisectum</i>	92006	20	3,21	13234	29,23	111077,59	245,33	32041,98	70,77
<i>A. truncicolum</i>	15820	22	,50	27338	38,89	162242,85	230,80	42958,92	61,11
<i>A. uleanum</i>	14846	24	,25	36766	60,05	172285,43	281,38	24462,17	39,95
<i>A. umbraculum</i>	8554	1	2,92	12387	18,70	173583,54	262,12	53836,00	81,30
<i>A. variegatum</i>	51045	80	58	0	0,00	13 3967,81	211,48	63347,38	10 0,00
<i>A. versicolor</i>	9166	1	8,94	16966	35,05	190796,05	394,22	31432,79	64,95

Tabla A3.2. Área potencial ganada, perdida, de ausencia estable y de presencia estable en el año 2080 con respecto al área potencial en el presente para las 11 especies de Bignoniaceae.

ESPECIES	Ganada		Perdida		Ausencia estable		Presencia estable		
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	
<i>Amphilophium paniculatum</i>	40521	40	,36	11068	11,02	107448	107,03	89323	88,98
<i>Arrabidaea chica</i>	15038	14	,11	40732	38,23	126766	118,97	65824	61,77
<i>Arrabidaea patellifera</i>	4300	4	,57	2414	2,57	150038	159,58	91608	97,43
<i>Arrabidaea pubescens</i>	12030	19	,04	1529	2,42	173140	274,00	61662	97,58
<i>Cydista aequinoctialis</i>	43196	68	,47	3572	5,66	142077	225,21	59515	94,34
<i>Macfadyena unguis-cati</i>	1201	0,82		38498	26,37	101194	69,33	10 7467	73 ,63
<i>Mansoa standleyi</i>	0	0,	00	21647	21,52	147754	146,86	78959	78,48
<i>Mansoa verrucifera</i>	49326	62	,33	5611	7,09	119892	151,49	73531	92,91
<i>Paragonia pyramidata</i>	17849	15	,74	38307	33,78	117112	103,27	75092	66,22
<i>Pithecoctenium crucigerum</i>	14419	10,45		123661	89,62	95957	69 ,54	14 323	10,38
<i>Tynanthus polyanthus</i>	8774	10	,82	62029	76,47	158471	195,36	19086	23,53

Tabla A3.3. Área potencial ganada, perdida, de ausencia estable y de presencia estable en el año 2080 con respecto al área potencial en el presente para las 89 especies de Bromeliaceae.

ESPECIES	Ganada		Perdida		Ausencia estable		Presencia estable	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
<i>Racinaea schumanniana</i>	20800	38,16	6136	11,26	173057	317,52	48367	88,74
<i>Aechmea angustifolia</i>	30015	45,50	5425	8,22	152384	231,02	60536	91,78
<i>Aechmea tessmannii</i>	20371	56,01	8608	23,67	191616	526,81	27765	76,33
<i>Aechmea tillandsioides</i>	28202	50,56	19427	34,83	164375	294,67	36357	65,17
<i>Catopsis sessiliflora</i>	17476	21,57	12955	15,99	149874	185,01	68055	84,01
<i>Guzmania diffusa</i>	29857	32,74	9842	10,79	127320	139,63	81340	89,21
<i>Guzmania melinonis</i>	11342	19,92	9004	15,81	180077	316,25	47938	84,19
<i>Pitcairnia pungens</i>	6357	10,55	55275	91,72	181740	301,58	4987	8,28
<i>Pitcairnia riparia</i>	132367	175,69	26098	34,64	40651	53,96	49243	65,36
<i>Tillandsia disticha</i>	28660	48,93	1886	3,22	161130	275,11	56684	96,78
<i>Tillandsia incarnata</i>	113277	228,15	3110	6,26	85433	172,07	46540	93,74
<i>Tillandsia secunda</i>	16705	76,58	6997	32,08	209843	962,04	14815	67,92
<i>Guzmania scherzeriana</i>	169163	421,69	1610	4,01	39081	97,42	38506	95,99
<i>Guzmania lingulata</i>	21572	28,41	25498	33,58	150852	198,66	50438	66,42
<i>Guzmania monostachia</i>	19818	30,38	62516	95,84	163312	250,37	2713	4,16
<i>Tillandsia recurvata</i>	1459	5,86	13837	55,55	221990	891,13	11074	44,45
<i>Tillandsia usneoides</i>	20821	27,00	76500	99,22	150434	195,10	605	0,78
<i>Pitcairnia sceptraformis</i>	4990	11,34	5887	13,38	199388	453,34	38096	86,62
<i>Tillandsia complanata</i>	44770	51,01	8679	9,89	115822	131,96	79089	90,11
<i>Tillandsia latifolia</i>	35859	58,14	8464	13,72	150827	244,55	53210	86,28
<i>Tillandsia fendleri</i>	27200	43,11	6819	10,81	158065	250,52	56276	89,19
<i>Guzmania morreniana</i>	10929	14,83	3227	4,38	163730	222,15	70474	95,62
<i>Guzmania angustifolia</i>	51239	32,20	28844	18,13	37993	23,88	130285	81,87
<i>Guzmania coriostachya</i>	35076	53,21	29314	44,47	147365	223,55	36605	55,53
<i>Pitcairnia heterophylla</i>	27705	44,58	2222	3,58	158515	255,09	59918	96,42
<i>Aechmea penduliflora</i>	16652	26,21	15031	23,66	168165	264,65	48512	76,34
<i>Guzmania squarrosa</i>	20727	31,22	9205	13,87	161247	242,89	57180	86,13
<i>Tillandsia confinis</i>	48771	10,8,90	9323	20,82	154804	345,66	35461	79,18
<i>Tillandsia tovarensis</i>	10511	8,85	12703	10,70	119085	100,27	106061	89,30
<i>Puya hamata</i>	172304	367,47	3381	7,21	29168	62,21	43507	92,79
<i>Pitcairnia trianae</i>	101047	188,12	579	1,08	93599	174,26	53135	98,92
<i>Tillandsia stenoura</i>	17725	23,78	3593	4,82	156094	209,40	70949	95,18
<i>Tillandsia asplundii</i>	12528	24,08	4018	7,72	183801	353,25	48013	92,28
<i>Vriesea cylindrica</i>	2122	3,13	4810	7,09	178433	263,16	62995	92,91
<i>Guzmania variegata</i>	29469	45,90	18643	29,04	154687	240,93	45560	70,96
<i>Guzmania globosa</i>	2332	4,00	5194	8,91	187758	322,22	53076	91,09
<i>Pitcairnia lehmannii</i>	3492	6,13	2842	4,99	187877	329,66	54149	95,01
<i>Vriesea dubia</i>	18616	32,23	22027	38,14	171984	297,76	35733	61,86
<i>Tillandsia truncata</i>	8132	13,17	10853	17,58	178503	289,19	50872	82,42
<i>Pitcairnia nigra</i>	10855	24,83	7305	16,71	193789	443,29	36411	83,29
<i>Pitcairnia arcuata</i>	4395	7,88	12381	22,19	188158	337,16	43425	77,81
<i>Pitcairnia bakeri</i>	25030	28,97	9771	11,31	136930	158,48	76629	88,69
<i>Puya eryngioides</i>	16691	42,97	18614	47,92	192823	496,38	20232	52,08
<i>Guzmania gracilior</i>	23530	65,49	614	1,71	188899	525,73	35318	98,29
<i>Aechmea hoppii</i>	15966	17,94	3911	4,39	143401	161,14	85082	95,61
<i>Mezobromelia pleiosticha</i>	23369	26,59	69201	78,73	137090	155,96	18700	21,27
<i>Pitcairnia brongniartiana</i>	8831	18,81	4886	10,40	192573	410,11	42071	89,60

<i>Tillandsia lajensis</i>	1672	6,03	15633	56	,35	218945	789,19	12110	43	,65
<i>Guzmania claviformis</i>	2874	3,03	12179	12	,83	150586	158,68	82721	87	,17
<i>Guzmania altsonii</i>	8322	9,41	14027	15	,85	151550	171,27	74460	84	,15
<i>Guzmania graminifolia</i>	7496	60	,53	539	4,35	228480	1844,96	11845	95,65	
<i>Guzmania acuminata</i>	27439	49	,77	4018	7,29	165789	300,71	51114	92,71	
<i>Guzmania asplundii</i>	34153	71	,34	3101	6,48	166336	347,47	44770	93,52	
<i>Pitcairnia sodiroi</i>	4363	10,84	11704	29	,09	203757	506,36	28536	70	,91
<i>Puya clava-herculis</i>	12364	30	,74	2601	6,47	195779	486,80	37616	93,53	
<i>Tillandsia superba</i>	15654	30	,49	2502	4,87	181361	353,22	48844	95,13	
<i>Guzmania pearcei</i>	115327	155,77	8185	11	,05	58996	79,69	65852	88,95	
<i>Guzmania vanvolxemii</i>	11329	26,88	14327	33	,99	194875	462,28	27829	66	,01
<i>Guzmania mosquerae</i>	13477	25,03	19213	35	,68	181034	336,19	34636	64	,32
<i>Tillandsia buseri</i>	5807	8,78	14379	21	,75	176438	266,86	51736	78	,25
<i>Guzmania testudinis</i>	13661	58	,62	5575	23,92	211392	907,02	17732	76,08	
<i>Guzmania remyi</i>	20912	66	,29	30671	97,23	195904	621,06	873	2,77	
<i>Pitcairnia hitchcockiana</i>	190228	713,26	8256	30	,95	31462	117,97	18414	69,05	
<i>Tillandsia nartheciooides</i>	7388	17	,25	1809	4,22	198148	462,71	41015	95,78	
<i>Guzmania wittmackii</i>	6584	13,20	15635	31	,33	191878	384,55	34263	68	,67
<i>Guzmania gloriosa</i>	14218	28	,01	7151	14,09	183390	361,34	43602	85,91	
<i>Aechmea aciculosa</i>	27649	22,08	30986	24	,74	95473	76,23	94252	75	,26
<i>Guzmania alborosea</i>	708	0,67	21841	20	,67	141984	134,37	83828	79	,33
<i>Guzmania eduardii</i>	10631	14	,12	7286	9,68	162453	215,81	67990	90,32	
<i>Guzmania jaramilloi</i>	14394	25,33	15354	27	,02	177145	311,76	41467	72	,98
<i>Pitcairnia dodsonii</i>	1755	4,11	11063	25	,89	203872	477,08	31671	74	,11
<i>Pitcairnia fusca</i>	17504	54	,62	3543	11,06	198813	620,44	28500	88,94	
<i>Pitcairnia simulans</i>	25408	73	,26	32679	94,22	188270	542,84	2003	5,78	
<i>Racinaea seemannii</i>	117821	289,26	3439	8,	44	89807	220,48	37293	91,56	
<i>Racinaea tetrantha</i>	0	0,	00	3302	4,80	179531	260,83	65527	95,20	
<i>Aechmea longifolia</i>	11163	13,95	13381	16	,73	157196	196,49	66620	83	,27
<i>Mezobromelia bicolor</i>	24891	40	,36	8368	13,57	161796	262,34	53305	86,43	
<i>Racinaea parviflora</i>	7453	15,74	31022	65	,51	193553	408,74	16331	34	,49
<i>Racinaea penlandii</i>	18107	33	,55	5861	10,86	176278	326,59	48115	89,14	
<i>Racinaea riocreuxii</i>	5170	8,20	13515	21	,43	180138	285,70	49537	78	,57
<i>Guzmania confusa</i>	119728	186,39	8596	13	,38	64398	100,25	55638	86,62	
<i>Ronnbergia deleonii</i>	174085	355,37	17055	34	,82	25288	51,62	31932	65	,18
<i>Guzmania rosea</i>	2575	15	,65	683	4,15	229329	1393,59	15773	95,85	
<i>Mezobromelia capituligera</i>	17826	29,68	11469	19	,10	170477	283,86	48588	80	,90
<i>Racinaea dielsii</i>	188903	395,79	16869	35	,35	11729	24,57	30858	64	,65
<i>Racinaea spiculosa</i>	10150	21	,86	9624	20,72	191771	412,95	36815	79,28	
<i>Vriesea rubrobracteata</i>	1428	3,	57	84	83	21,18	206885	516,61	31564	78,82
<i>Pitcairnia ferrell-ingramiae</i>	4469	11	,46	3090	7,93	204905	525,59	35896	92,07	
<i>Guzmania farcimiformis</i>	781	1,	34	6650	11,40	189261	324,53	51668	88,60	

Tabla A3.4. Área potencial ganada, perdida, de ausencia estable y de presencia estable en el año 2080 con respecto al área potencial en el presente para las 93 especies de Gesneriaceae.

ESPECIES	Ganada		Perdida		Ausencia estable		Presencia estable	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
<i>Besleria barbata</i>	35730	78,56	23307	51,24	167146	367,482	22177	48,76
<i>Capanea affinis</i>	142646	502,91	1810	,64	77349	272,699	28183	99,36
<i>Capanea grandiflora</i>	118335	182,78	3288	5,08	65282	100,831	61456	94,92
<i>Columnnea guttata</i>	47078	75,92	14324	23,10	139273	224,600	47685	76,90
<i>Columnnea inaequilatera</i>	45215	69,88	3235	5,00	138436	213,937	61474	95,00
<i>Columnnea schimpffii</i>	22154	29,26	66061	87,25	150488	198,747	9657	12,75
<i>Columnnea strigosa</i>	9281	15,06	13699	22,23	177462	288,009	47917	77,77
<i>Diastema scabrum</i>	21103	22,87	27382	29,67	134982	146,282	64893	70,33
<i>Heppiella verticillata</i>	179650	461,14	4908	12,60	29752	76,369	34050	87,40
<i>Heppiella ulmifolia</i>	17387	50,34	30023	86,93	196436	568,774	4514	13,07
<i>Alloplectus medusaeus</i>	5154	11,17	15538	33,68	197073	427,182	30595	66,32
<i>Alloplectus panamensis</i>	15657	19,64	21339	26,77	152988	191,919	58376	73,23
<i>Alloplectus ichthyoderma</i>	116380	91,95	4205	3,32	5414	4,278	122360	96,68
<i>Besleria stricta</i>	26772	50,46	5721	10,78	168529	317,622	47339	89,22
<i>Chrysothemis friedrichsthaliana</i>	31860	36,69	5734	6,60	129665	149,324	81101	93,40
<i>Codonanthe crassifolia</i>	53180	54,88	13959	14,40	98271	101,405	82951	85,60
<i>Codonanthe uleana</i>	7448	7,82	6073	6,38	145727	153,099	89112	93,62
<i>Columnnea agustata</i>	41184	53,24	22648	29,28	129822	167,829	54706	70,72
<i>Diastema racemiferum</i>	35053	33,46	8031	7,67	108559	103,639	96716	92,33
<i>Drymonia alloplectoides</i>	3900	11,11	610	1,74	209364	596,536	34487	98,26
<i>Drymonia coriacea</i>	52863	55,39	15378	16,11	100062	104,848	80057	83,89
<i>Drymonia macrophylla</i>	22118	23,49	27574	29,28	132063	140,226	66605	70,72
<i>Drymonia serrulata</i>	32411	23,51	10194	7,39	78072	56,624	127683	92,61
<i>Drymonia turrialvae</i>	42649	56,03	23752	31,20	129591	170,244	52369	68,80
<i>Drymonia warszewicziana</i>	9026	10,22	49872	56,46	151005	170,959	38456	43,54
<i>Gasteranthus wendlandianus</i>	13297	20,67	14005	21,77	170721	265,333	50337	78,23
<i>Monopyle macrocarpa</i>	16964	26,98	18298	29,10	168520	268,020	44578	70,90
<i>Neomortonia rosea</i>	4512	19,65	291	1,27	220886	961,956	22671	98,73
<i>Paradrymonia metamorphophylla</i>	135801	307,55	2272	5,15	68402	154,908	41884	94,85
<i>Monopyle sodiroana</i>	74601	98,86	15818	20,96	98297	130,260	59644	79,04
<i>Drymonia urceolata</i>	167490	792,10	5121	24,22	59725	282,456	16024	75,78
<i>Columnnea picta</i>	115408	219,93	29096	55,45	80478	153,369	23378	44,55
<i>Kohleria inaequalis</i>	6757	20,26	4104	12,31	208258	624,550	29241	87,69
<i>Alloplectus teuscheri</i>	103350	189,98	8017	14,74	90609	166,557	46384	85,26
<i>Columnnea tenensis</i>	2907	6,24	29860	64,05	198835	426,524	16758	35,95
<i>Columnnea dielsii</i>	9677	11,85	14807	18,13	156997	192,194	66879	81,87
<i>Alloplectus schultzei</i>	9673	23,78	4162	10,23	198012	486,819	36513	89,77
<i>Besleria aggregata</i>	7117	8,73	15571	19,10	159727	195,947	65944	80,90
<i>Drymonia semicordata</i>	3464	4,26	35992	44,23	163517	200,931	45388	55,77
<i>Gasteranthus corallinus</i>	15957	26,77	9290	15,58	172786	289,828	50326	84,42
<i>Besleria solanoides</i>	57073	50,87	62272	55,50	79083	70,482	49931	44,50
<i>Besleria variabilis</i>	144687	155,60	14942	16,07	10687	11,494	78043	83,93
<i>Columnnea ciliata</i>	3941	12,15	818	2,52	211973	653,314	31628	97,48
<i>Columnnea ericae</i>	4309	3,94	35192	32,16	134637	123,052	74223	67,84
<i>Columnnea tessmannii</i>	14738	23,71	1511	2,43	171473	275,906	60638	97,57
<i>Columnnea villosissima</i>	30243	49,59	6489	10,64	157128	257,636	54500	89,36

<i>Corytoplectus speciosus</i>	5744	11,05	15018	28	,90	190650	366,882	36948	71	,10
<i>Drymonia affinis</i>	31041	41,53	32320	43	,24	142575	190,753	42423	56	,76
<i>Drymonia coccinea</i>	10221	10,07	15900	15	,66	136613	134,559	85627	84	,34
<i>Drymonia hoppii</i>	31584	42	,17	244	0,33	141878	189,429	74654	99,67	
<i>Drymonia pendula</i>	7312	20,17	17484	48	,24	204802	565,039	18762	51	,76
<i>Kohleria spicata</i>	147550	226,06	10757	16	,48	35540	54,452	54512	83	,52
<i>Nautilocalyx ecuadoranus</i>	27380	38,35	11621	16	,28	149583	209,510	59775	83	,72
<i>Paradrymonia ciliosa</i>	39624	54,16	54929	75	,08	135580	185,329	18227	24	,92
<i>Paradrymonia longifolia</i>	3350	6,	35	48932	92,71	192232	364,228	3846	7,29	
<i>Columnnea kucyniakii</i>	21050	49,83	17654	41	,79	185068	438,111	24589	58	,21
<i>Columnnea spathulata</i>	28638	35	,51	79867	99,02	139068	172,424	788	0,98	
<i>Pearcea sprucei</i>	172343	377,01	11991	26	,23	30304	66,291	33722	73	,77
<i>Diastema affine</i>	149815	274,98	1685	3,	09	44062	80,874	52797	96,91	
<i>Gasteranthus pansamalanus</i>	45614	56,20	15009	18	,49	121579	149,790	66158	81	,51
<i>Alloplectus tetragonoides</i>	6510	11,63	34363	61	,39	185870	332,029	21616	38	,61
<i>Columnnea byrsina</i>	6325	7,78	13145	16	,17	160737	197,713	68153	83	,83
<i>Columnnea albiflora</i>	891	2,07	19546	45	,40	204414	474,773	23509	54	,60
<i>Columnnea lehmannii</i>	1916	6,	19	12	89	4,17	215502	696,463	29653	95,83
<i>Creosperma castroanum</i>	12971	20	,93	56651	91,43	173431	279,916	5308	8,57	
<i>Alloplectus dodsonii</i>	105235	160,63	46	0,	07	77609	118,459	65470	99,93	
<i>Columnnea minor</i>	72441	17	5,56	977	2,37	134656	326,335	40286	97,63	
<i>Creosperma hirsutissimum</i>	18459	38	,06	41040	84,62	181399	374,008	7461	15,38	
<i>Drymonia killipii</i>	1302	3,	48	50	49	13,48	209600	559,559	32409	86,52
<i>Alloplectus tenuis</i>	26848	48,75	16886	30	,66	166445	302,257	38182	69	,34
<i>Alloplectus bolivianus</i>	33139	40,04	32954	39	,81	132448	160,013	49819	60	,19
<i>Alloplectus purpureus</i>	15166	23,23	19880	30	,45	167906	257,175	45409	69	,55
<i>Alloplectus sprucei</i>	68342	22	9,76	5458	18,35	150273	505,209	24287	81,65	
<i>Gloxinia dodsonii</i>	1934	7,	58	52	29	20,50	220916	866,003	20281	79,50
<i>Columnnea fuscihirta</i>	2229	3,	80	29	86	5,10	187528	319,998	55617	94,90
<i>Pearcea hispidissima</i>	35515	47	,72	3742	5,03	138422	185,994	70681	94,97	
<i>Alloplectus herthae</i>	13565	37,43	12650	34	,90	198551	547,818	23594	65	,10
<i>Besleria comosa</i>	670	0,76	65568	74	,72	159934	182,249	22188	25	,28
<i>Columnnea kienastiana</i>	22566	58	,21	3512	9,06	187029	482,472	35253	90,94	
<i>Pearcea schimpfii</i>	2129	2,88	39591	53	,59	172353	233,295	34287	46	,41
<i>Kohleria villosa</i>	142083	215,82	6795	10	,32	40443	61,433	59039	89,68	
<i>Columnnea eburnea</i>	22360	35,50	39933	63	,40	163011	258,795	23056	36	,60
<i>Gasteranthus quitensis</i>	21058	71	,44	4896	16,61	197825	671,117	24581	83,39	
<i>Columnnea rubriacuta</i>	25356	51	,40	46761	94,79	173673	352,052	2570	5,21	
<i>Columnnea minutiflora</i>	3848	16	,94	7446	32,78	221794	976,263	15272	67,22	
<i>Pearcea abunda</i>	3944	5,55	58397	82	,13	173311	243,741	12708	17	,87
<i>Pearcea reticulata</i>	25443	59	,49	3876	9,06	180147	421,199	38894	90,94	
<i>Gasteranthus lateralis</i>	4247	6,	32	96	08	14,29	176885	263,113	57620	85,71
<i>Drymonia brochidodroma</i>	8931	16,51	10337	19	,11	185342	342,672	43750	80	,89
<i>Columnnea mastersonii</i>	5274	7,	78	60184	88,77	175291	258,558	7611	11,23	
<i>Columnnea medicinalis</i>	22680	34	,74	7461	11,43	160404	245,731	57815	88,57	
<i>Gasteranthus calcaratus</i>	45302	53,96	10447	12	,44	119105	141,872	73505	87	,56
<i>Alloplectus grandicalyx</i>	24565	50	,25	43812	89,61	174904	357,747	5078	10,39	

Tabla A3.5. Área potencial ganada, perdida, de ausencia estable y de presencia estable en el año 2080 con respecto al área potencial en el presente para las 28 especies de Lauraceae.

ESPECIES	Ganada		Perdida		Ausencia estable		Presencia estable	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
<i>Endlicheria rufoamula</i>	9023	10,89	64523	77,89	156504	188,94	18310	22,11
<i>Endlicheria griseo-sericea</i>	6846	10,88	16991	26,99	178565	283,67	45958	73,01
<i>Ocotea aciphylla</i>	3828	4,22	50380	55,56	153858	169,68	40294	44,44
<i>Nectandra acutifolia</i>	76300	108,57	11536	16,42	101785	144,84	58739	83,58
<i>Nectandra purpurea</i>	63957	66,01	613	0,63	87514	90,32	96277	99,37
<i>Nectandra reticulata</i>	9553	7,07	26174	19,37	103681	76,73	108953	80,63
<i>Aniba hostmanniana</i>	35284	51,30	17187	24,99	144302	209,82	51588	75,01
<i>Ocotea cernua</i>	5080	4,68	32126	29,60	134734	124,13	76420	70,40
<i>Ocotea floribunda</i>	33493	54,00	32091	51,74	152842	246,42	29933	48,26
<i>Ocotea insularis</i>	70276	79,36	9342	10,55	89536	101,11	79206	89,45
<i>Ocotea oblonga</i>	40661	38,17	13071	12,27	101175	94,98	93453	87,73
<i>Aniba guianensis</i>	13849	21,33	30123	46,39	169579	261,16	34809	53,61
<i>Nectandra laurel</i>	12865	32,56	671	1,70	195988	496,09	38836	98,30
<i>Nectandra membranacea</i>	7733	9,73	25047	31,50	161117	202,64	54463	68,50
<i>Ocotea bofo</i>	8435	20,92	33500	83,10	199613	495,18	6812	16,90
<i>Persea mutisii</i>	16258	27,59	10131	17,19	173182	293,93	48788	82,81
<i>Endlicheria formosa</i>	18932	25,16	14794	19,66	154191	204,94	60444	80,34
<i>Beilschmiedia alloiophylla</i>	143	0,33	9250	21,26	204711	470,54	34256	78,74
<i>Beilschmiedia costaricensis</i>	59158	63,80	985	1,06	96479	104,05	91738	98,94
<i>Cinnamomum triplinerve</i>	29139	21,40	21694	15,93	83066	61,01	114461	84,07
<i>Pleurothyrium trianae</i>	23121	34,87	11334	17,09	158932	239,69	54974	82,91
<i>Rhodostemonodaphne kunthiana</i>	11045	12,45	23765	26,79	148613	167,54	64938	73,21
<i>Ocotea javitensis</i>	17770	23,26	48358	63,30	154195	201,84	28037	36,70
<i>Cinnamomum napoense</i>	0	0,00	21517	16,80	120274	93,90	106569	83,20
<i>Ocotea infrafoveolata</i>	146158	325,44	848	1,89	57292	127,57	44062	98,11
<i>Ocotea quixos</i>	984	0,98	2154	2,15	147400	147,44	97821	97,85
<i>Nectandra crassiloba</i>	27612	67,15	21888	53,23	179630	436,87	19230	46,77
<i>Nectandra obtusata</i>	11173	16,27	7725	11,25	168499	245,31	60963	88,75

Tabla A3.6. Área potencial ganada, perdida, de ausencia estable y de presencia estable en el año 2080 con respecto al área potencial en el presente para las 123 especies de Leguminosae.

ESPECIES	Ganada		Perdida		Ausencia estable		Presencia estable	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
<i>Abarema jupunba</i>	7400	11,08	28026	41,97	174188	260,87	38745	58,03
<i>Mucuna rostrata</i>	11913	10,10	19894	16,87	118527	100,51	98027	83,13
<i>Dussia lehmannii</i>	25286	21,75	9116	7,84	106791	91,84	107167	92,16
<i>Dussia tessmannii</i>	26759	40,08	12019	18,00	154838	231,92	54743	82,00
<i>Bauhinia brachycalyx</i>	101709	123,28	17569	21,29	64145	77,75	64937	78,71
<i>Swartzia arborescens</i>	2672	6,78	34972	88,75	206282	523,47	4435	11,25
<i>Brownea coccinea</i>	35414	41,91	20687	24,48	128455	152,03	63804	75,52
<i>Brownea grandiceps</i>	21901	63,39	15312	44,32	191909	555,46	19238	55,68
<i>Brownea multijuga</i>	7777	20,19	4149	10,77	202065	524,59	34370	89,23
<i>Browneopsis ucayalina</i>	9743	24,63	7309	18,48	199064	503,28	32245	81,52
<i>Caesalpinia spinosa</i>	7898	15,08	11439	21,85	188102	359,25	40922	78,15
<i>Myroxylon balsamum</i>	1500	0,95	39744	25,13	88726	56,11	118390	74,87
<i>Acacia macracantha</i>	35273	76,69	5791	12,59	167096	363,32	40201	87,41
<i>Calliandra angustifolia</i>	48117	59,67	5495	6,81	119605	148,32	75143	93,19
<i>Calliandra pittieri</i>	3485	14,65	1649	6,93	221087	929,41	22139	93,07
<i>Calliandra trinervia</i>	1350	5,01	17102	63,44	220053	816,31	9855	36,56
<i>Hymenaea oblongifolia</i>	53164	79,72	28260	42,38	128511	192,71	38425	57,62
<i>Inga acreana</i>	38146	76,27	32457	64,89	160197	320,28	17560	35,11
<i>Inga auristellae</i>	15604	35,15	13293	29,94	188362	424,30	31101	70,06
<i>Inga capitata</i>	12050	14,22	43670	51,53	151568	178,86	41072	48,47
<i>Inga cayennensis</i>	140	0,19	19831	26,20	172520	227,90	55868	73,80
<i>Inga ciliata</i>	15159	27,56	1309	2,38	178189	323,91	53703	97,62
<i>Inga coruscans</i>	44578	47,15	47283	50,01	109235	115,54	47264	49,99
<i>Inga densiflora</i>	21222	18,20	321	0,28	110555	94,83	116261	99,72
<i>Inga edulis</i>	58033	46,29	17438	13,91	64968	51,83	107922	86,09
<i>Inga insignis</i>	14907	38,53	37699	97,44	194761	503,38	992	2,56
<i>Zygia heteroneura</i>	23700	35,82	11286	17,06	158501	239,58	54872	82,94
<i>Vicia setifolia</i>	462	0,90	2574	5,00	196376	381,15	48949	95,00
<i>Cedrelinga cateniformis</i>	15015	28,07	34194	63,92	179851	336,20	19301	36,08
<i>Centrolobium ochroxylum</i>	8153	15,81	3297	6,40	188649	365,89	48261	93,60
<i>Inga leiocalycina</i>	49417	60,21	23213	28,28	116861	142,37	58869	71,72
<i>Inga nobilis</i>	13886	14,11	5153	5,24	136080	138,30	93242	94,76
<i>Inga oerstedia</i>	6527	11,63	39189	69,81	185696	330,79	16947	30,19
<i>Inga punctata</i>	32	0,03	71742	71,85	148473	148,69	28113	28,15
<i>Inga ruiziana</i>	5262	7,88	48895	73,20	176302	263,94	17901	26,80
<i>Inga sapindoides</i>	37026	37,98	7642	7,84	113858	116,80	89835	92,16
<i>Inga tenuistipula</i>	13523	12,83	6804	56,78	222853	1859,50	5180	43,22
<i>Inga thibaudiana</i>	10703	12,87	32967	39,65	154511	185,83	50179	60,35
<i>Inga velutina</i>	1104	1,48	21144	28,31	172574	231,08	53538	71,69
<i>Erythrina amazonica</i>	11948	13,81	3945	4,56	149880	173,21	82587	95,44
<i>Erythrina edulis</i>	6796	15,58	11108	25,45	197927	453,58	32529	74,55
<i>Erythrina megistophylla</i>	17633	24,27	20070	27,63	158077	217,59	52579	72,37
<i>Erythrina peruviana</i>	63527	94,62	22262	33,16	117695	175,30	44877	66,84
<i>Erythrina poeppigiana</i>	9409	7,75	44936	37,03	117587	96,89	76427	62,97
<i>Erythrina schimpffii</i>	3658	5,43	51799	76,93	177368	263,41	15536	23,07
<i>Erythrina smithiana</i>	8539	10,69	9965	12,47	159922	200,16	69934	87,53
<i>Lonchocarpus utilis</i>	11393	21,78	12901	24,66	184654	352,98	39412	75,34

<i>Phaseolus coccineus</i>	3234	4,82	15635	23,30	178035	265,36	51456	76,70	
<i>Zygia longifolia</i>	7569	13,45	44264	78,67	184527	327,97	12000	21,33	
<i>Swartzia haughtii</i>	19636	37,75	5171	9,94	176701	339,66	46852	90,06	
<i>Dalea coerulea</i>	8926	19,26	3535	7,63	193096	416,71	42803	92,37	
<i>Dalea humifusa</i>	1256	4,59	19560	71,44	219725	802,53	7819	28,56	
<i>Lupinus pubescens</i>	160472	356,99	205	0,45	42937	95,52	44747	99,55	
<i>Machaerium cuspidatum</i>	18257	29,32	20815	33,42	167830	269,50	41459	66,58	
<i>Machaerium millei</i>	38231	85,93	1958	4,40	165640	372,31	42531	95,60	
<i>Macrolobium acaciifolium</i>	4683	13,42	29941	85,79	208776	598,20	4960	14,21	
<i>Pseudosamanea guachapele</i>	20652	27,89	70681	95,44	153650	207,47	3377	4,56	
<i>Pterocarpus amazonum</i>	9699	23,48	23685	57,35	197362	477,88	17615	42,65	
<i>Mimosa quitensis</i>	17299	75,08	3108	13,49	208019	902,79	19934	86,51	
<i>Astragalus geminiflorus</i>	12762	47,20	19775	73,14	208560	771,34	7264	26,86	
<i>Desmodium intortum</i>	125727	159,10	796	1,01	43611	55,19	78227	98,99	
<i>Dialium guianense</i>	142662	162,02	12450	14,14	17647	20,04	75601	85,86	
<i>Desmodium adscendens</i>	107093	89,59	14	450	12,09	21732	18,18	105084	87,91
<i>Desmodium axillare</i>	88247	112,39	15160	19,31	81597	10	3,92	63356	80,69
<i>Desmodium molliculum</i>	114565	219,49	4212	8,07	81599	15	6,33	47984	91,93
<i>Indigofera suffruticosa</i>	29054	23,49	97569	78,87	95603	77,28	26134	21,13	
<i>Inga alba</i>	38665	76,89	6151	12,23	159411	317,02	44133	87,77	
<i>Inga marginata</i>	1354	1,35	920	0,91	146329	145,35	99756	99,09	
<i>Inga sertulifera</i>	8	0,01	73597	80,58	157016	171,91	17739	19,42	
<i>Inga spectabilis</i>	45215	38,27	10221	8,65	85000	71,95	107924	91,35	
<i>Leucaena trichodes</i>	19140	43,38	538	1,22	185096	419,49	43586	98,78	
<i>Bauhinia aculeata</i>	0	0,00	5245	7,39	177352	249,76	65762	92,61	
<i>Bauhinia guianensis</i>	57054	10	0,52	839	1,48	134544	237,03	55923	98,52
<i>Caesalpinia glabrata</i>	16487	36,55	369	0,82	186761	414,00	44742	99,18	
<i>Chamaecrista nictitans</i>	20764	18,47	1230	1,09	115149	102,40	111218	98,91	
<i>Coursetia dubia</i>	0	0,00	26677	59,04	203172	449,62	18511	40,96	
<i>Coursetia grandiflora</i>	9374	17,76	524	0,99	186201	352,75	52261	99,01	
<i>Crotalaria nitens</i>	72282	12	2,28	16431	27,80	116964	197,86	42682	72,20
<i>Parkia multijuga</i>	35147	80,24	10582	24,16	169411	386,76	33221	75,84	
<i>Pithecellobium excelsum</i>	9104	36,27	514	2,05	214156	853,21	24586	97,95	
<i>Platymiscium stipulare</i>	30440	30,35	26904	26,83	117631	117,29	73385	73,17	
<i>Prosopis juliflora</i>	13149	24,66	2848	5,34	181896	341,17	50467	94,66	
<i>Senna alata</i>	12185	18,14	24957	37,15	168992	251,54	42227	62,85	
<i>Senna bicapsularis</i>	4377	10,65	2854	6,94	202881	493,61	38247	93,06	
<i>Swartzia simplex</i>	9065	12,08	8841	11,78	164254	218,89	66200	88,22	
<i>Vicia andicola</i>	1617	3,69	30465	69,44	202872	462,43	13406	30,56	
<i>Mimosa acantholoba</i>	13161	32,57	2268	5,61	194795	482,13	38136	94,39	
<i>Mimosa albida</i>	46638	54,46	4551	5,31	116079	135,54	81092	94,69	
<i>Mimosa debilis</i>	148352	281,65	362	0,69	47335	89,87	52311	99,31	
<i>Mimosa myriadenia</i>	54883	89,73	20309	33,20	132312	216,32	40857	66,80	
<i>Lupinus microphyllus</i>	903	2,32	21566	55,49	208590	536,68	17301	44,51	
<i>Lupinus ramosissimus</i>	6774	10,52	2883	4,48	177185	275,13	61518	95,52	
<i>Lupinus tauris</i>	94427	25	7,02	4555	12,40	117193	318,98	32185	87,60
<i>Senna bacillaris</i>	3543	7,02	32327	64,08	194372	385,31	18118	35,92	
<i>Senna dariensis</i>	2215	10,84	9662	47,30	225719	1105,07	10764	52,70	
<i>Senna incarnata</i>	138088	220,67	1080	1,73	47696	76,22	61496	98,27	
<i>Senna macrophylla</i>	14366	20,47	14526	20,70	163823	233,46	55645	79,30	
<i>Senna mollissima</i>	18770	27,80	9930	14,70	162063	239,99	57598	85,30	
<i>Senna multiglandulosa</i>	1562	5,31	25572	87,03	217415	739,93	3811	12,97	
<i>Senna multijuga</i>	1469	1,79	18218	22,20	164840	200,90	63834	77,80	
<i>Senna pistaciifolia</i>	122912	460,13	0	0,00	98735	369,62	26713	100,00	

<i>Senna reticulata</i>	38203	41	,39	8821	9,56	117847	127,67	83489	90,44		
<i>Senna ruiziana</i>	289	0,	52	53878	97,56	192843	349,18	1350	2,44		
<i>Bauhinia tarapotensis</i>	128031	160,92		4095	5,	15	40765	51,24	75470	94,85	
<i>Calopogonium mucunoides</i>	13875	13	,30	35320	33,86	130184	124,82	68981	66,14		
<i>Mimosa polydactyla</i>	48396	91	,49	18226	34,45	147065	278,01	34674	65,55		
<i>Amicia glandulosa</i>	14528	24	,61	6616	11,21	174802	296,12	52414	88,79		
<i>Inga silanchensis</i>	13041	41	,72	3390	10,85	204061	652,83	27868	89,15		
<i>Andira inermis</i>	40391	64	,29	43997	70,03	145146	231,04	18825	29,97		
<i>Geoffroea spinosa</i>	19803	21	,59	78322	85,40	136849	149,22	13386	14,60		
<i>Swartzia bombycina</i>	0	0,	00	32361	79,76	207788	512,14	8212	20,24		
<i>Parkia balslevii</i>	16467	25	,41	37370	57,67	167093	257,86	27430	42,33		
<i>Coursetia caribaea</i>	23560	25	,67	5966	6,50	133034	144,97	85800	93,50		
<i>Stryphnodendron porcatum</i>	2152	3,	49	24992	40,52	184527	299,16	36689	59,48		
<i>Otholobium mexicanum</i>	6020	11	,04	5296	9,72	187826	344,55	49217	90,28		
<i>Otholobium brachystachyum</i>	85610	116,49		65	0,09	89256	12	1,45	73429	99	,91
<i>Zygia coccinea</i>	14389	34	,45	10636	25,47	192205	460,20	31129	74,53		
<i>Zygia lathetica</i>	28840	49	,46	1098	1,88	161214	276,50	57208	98,12		
<i>Abarema laeta</i>	22873	27	,27	23385	27,88	141616	168,85	60486	72,12		
<i>Inga multinervis</i>	4550	6,	27	37359	51,48	171237	235,95	35214	48,52		
<i>Albizia multiflora</i>	35975	10	4,12	962	2,78	177834	514,70	33589	97,22		
<i>Gliricidia brenningii</i>	23660	42	,98	543	0,99	169653	308,19	54504	99,01		
<i>Lonchocarpus seorsus</i>	6418	9,	51	20861	30,90	174431	258,37	46650	69,10		

Tabla A3.7. Área potencial ganada, perdida, de ausencia estable y de presencia estable en el año 2080 con respecto al área potencial en el presente para las 16 especies de páramo pertenecientes a diferentes familias.

ESPECIES	Ganada		Perdida		Ausencia estable		Presencia estable	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
<i>Trisetum spicatum</i>	59651,20	1,39	4175	14,10	159090	537,12	25444	85,90
<i>Weinmannia fagaroides</i>	109422	214,68	0,00	0,00	87968	172,59	50970	100,00
<i>Weinmannia mariquitae</i>	61675,12	9,77	1836	3,86	139158	292,79	45691	96,14
<i>Luzula racemosa</i>	19906,34	34	10236	32,63	215005	685,49	21129	67,37
<i>Tristerix longibracteatus</i>	12233,06	06	11448	28,64	207170	518,34	28519	71,36
<i>Stellaria recurvata</i>	5401,19	19	34505	76,05	202450	446,21	10866	23,95
<i>Ranunculus peruvianus</i>	1530,49	49	15562	49,78	216945	693,98	15699	50,22
<i>Monnina pseudopilosa</i>	5992,12	92	7941	17,12	195972	422,39	38455	82,88
<i>Xenophyllum humile</i>	5818,25	42	7784	34,01	219655	959,75	15102	65,99
<i>Lobelia tenera</i>	2828,80	03	1874	5,32	210314	597,19	33343	94,68
<i>Lachemilla hispidula</i>	65672,34	9,29	822	4,37	163886	871,65	17979	95,63
<i>Gynoxys buxifolia</i>	4666,18	13	18161	70,58	217963	847,06	7571	29,42
<i>Jamesonia scammaniae</i>	8297,21	93	10438	27,59	202230	534,54	27395	72,41
<i>Loricaria ilinissae</i>	125517	319,13	31608,04	8,04	83511	212,33	36171	91,96
<i>Huperzia tetragona</i>	1160,23	23	10260	20,01	196965	384,11	41019	79,99
<i>Terpsichore heteromorpha</i>	1022,30	86	5817	22,00	220897	835,42	20624	78,00

Tabla A3.8. Patrón 1. Especies que en el futuro expanden su área de ocupación más del doble con dispersión ilimitada y que mantienen su área básicamente inalterada bajo el supuesto de dispersión nula. El asterisco (*) indica que la especie es endémica.

ESPECIES	Riqueza Inicial km ²	Migración Ilimitada %	No migración %
<i>Anthurium pallidiflorum</i> *	42969,32	6,92	-1,05
<i>Anthurium rubrinervium</i>	13159,11	8,22	-0,81
<i>Pitcairnia trianae</i>	53714,18	7,04	-1,08
<i>Capanea affinis</i>	28364,50	2,27	-0,64
<i>Alloplectus dodsonii</i>	65516,16	0,56	-0,07
<i>Ocotea infrafoveolata</i>	44910,32	3,55	-1,89
<i>Lupinus pubescens</i>	44951,35	6,54	-0,45
<i>Desmodium intortum</i>	79023,15	8,10	-1,01
<i>Mimosa debilis</i>	52673,28	0,96	-0,69
<i>Senna incarnata</i>	62576,21	8,95	-1,73
<i>Senna pistaciifolia</i>	26713,46	0,13	0,00
<i>Otholobium brachystachyum</i>	73494,11	6,40	-0,09
<i>Weinmannia fagaroides</i>	50970,21	4,68	0,00

Tabla A3.9. Patrón 2. Ejemplos de especies que en el futuro expanden su área de ocupación más del doble bajo el supuesto de dispersión ilimitada pero pierden más del 2% bajo el supuesto de dispersión nula. El asterisco (*) indica que la especie es endémica.

ESPECIES	Riqueza Inicial km ²	Migración Ilimitada %	No migración %
<i>Anthurium corrugatum</i>	23489 42	3,13	-23,57
<i>Anthurium dolichostachyum</i>	24369 14	4,48	-20,50
<i>Anthurium effusilobum</i>	22542 26	8,45	-70,91
<i>Anthurium interruptum</i>	84064 14	7,55	-8,02
<i>Anthurium michelii</i>	71892 13	7,77	-6,63
<i>Anthurium microspadix</i>	53086 30	2,53	-12,12
<i>Anthurium obtusum</i>	19237 11	5,44	-48,47
<i>Anthurium propinquum</i>	64944 12	3,52	-6,55
<i>Anthurium pulverulentum</i>	36785 18	2,87	-12,63
<i>Anthurium rimbachii</i> *	33804 18	2,00	-6,97
<i>Anthurium tremulum</i> *	56097 16	8,46	-16,57
<i>Anthurium trisectum</i>	45276 17	3,98	-29,23
<i>Pitcairnia riparia</i>	75341 14	1,05	-34,64
<i>Tillandsia incarnata</i>	49650 22	1,89	-6,26
<i>Guzmania scherzeriana</i>	40116 41	7,67	-4,01
<i>Puya hamata</i>	46889 36	0,26	-7,21
<i>Guzmania pearcei</i>	74036 14	4,72	-11,05
<i>Pitcairnia hitchcockiana</i>	26670 68	2,30	-30,95
<i>Racinaea seemannii</i>	40732 28	0,82	-8,44
<i>Guzmania confusa</i>	64234 17	3,01	-13,38
<i>Ronnbergia deleonii</i>	48987 32	0,56	-34,82
<i>Racinaea dielsii</i>	47728 36	0,45	-35,35
<i>Capanea grandiflora</i>	64743 17	7,70	-5,08
<i>Heppiella verticillata</i>	38958 44	8,54	-12,60
<i>Paradrymonia metamorphophylla</i>	44157 30	2,40	-5,15
<i>Drymonia urceolata</i>	21145 76	7,89	-24,22
<i>Columnea picta</i>	52474 16	4,49	-55,45
<i>Alloplectus teuscheri</i>	54401 17	5,24	-14,74
<i>Besleria variabilis</i>	92986 13	9,53	-16,07
<i>Kohleria spicata</i>	65269 20	9,58	-16,48
<i>Pearcea sprucei</i>	45713 35	0,78	-26,23
<i>Diastema affine</i>	54482 27	1,89	-3,09
<i>Columnea minor</i>	41263 17	3,19	-2,37
<i>Alloplectus sprucei</i>	29745 21	1,41	-18,35
<i>Kohleria villosa</i>	65834 20	5,50	-10,32
<i>Bauhinia brachycalyx</i>	82505 10	1,98	-21,29
<i>Dialium guianense</i>	88051 14	7,88	-14,14
<i>Desmodium molliculum</i>	52196 21	1,42	-8,07
<i>Lupinus tauris</i>	36740 24	4,62	-12,40
<i>Bauhinia tarapotensis</i>	79564 15	5,77	-5,15
<i>Albizia multiflora</i>	34551 10	1,34	-2,78
<i>Trisetum spicatum</i>	29619 18	7,30	-14,10
<i>Weinmannia mariquitae</i>	47527 12	5,90	-3,86
<i>Lachemilla hispidula</i>	18802 34	4,91	-4,37
<i>Loricaria ilinissae</i>	39331 31	1,09	-8,04

Tabla A3.10. Patrón 3. Ejemplos de especies que en el futuro expanden su área potencial sin llegar a doblarlo bajo el supuesto de dispersión ilimitada y lo mantienen casi intacto bajo el supuesto de dispersión nula.

ESPECIES	Riqueza Inicial km²	Migración Ilimitada %	No migración %
<i>Anthurium penningtonii</i>	66013	80,68 -	1,46
<i>Anthurium variegatum</i>	63347	80,58 0,	00
<i>Guzmania gracilior</i>	35931	63,78 -	1,71
<i>Drymonia alloplectoides</i>	35931	9,37 -	1,74
<i>Neomortonia rosea</i>	35097	18,38 -	1,27
<i>Drymonia hoppii</i>	22962	41,84 -	0,33
<i>Nectandra purpurea</i>	74898	65,38 -	0,63
<i>Nectandra laurel</i>	96889	30,87 -	1,70
<i>Beilschmiedia costaricensis</i>	39507	62,74 -	1,06
<i>Inga densiflora</i>	92723	17,93 -	0,28
<i>Inga marginata</i>	116583	0,43 -	0,91
<i>Leucaena trichodes</i>	100676	42,16 -	1,22
<i>Bauhinia guianensis</i>	44124	99,04 -	1,48
<i>Caesalpinia glabrata</i>	45111	35,73 -	0,82
<i>Chamaecrista nictitans</i>	112448	17,37 -	1,09
<i>Coursetia grandiflora</i>	52786	16,76 -	0,99
<i>Zygia lathetica</i>	58306	47,58 -	1,88
<i>Gliricidia brenningii</i>	55047	41,99 -	0,99

Tabla A3.11. Patrón 4. Ejemplos de especies que en el futuro expanden su área de ocupación sin llegar a doblarlo con dispersión ilimitada y que lo ven reducido en más del 2% bajo el supuesto de dispersión nula. El asterisco (*) indica que la especie es endémica.

ESPECIES	Riqueza Inicial km ²	Migración Ilimitada %	No migración %
<i>Anthurium apaporanum</i>	70555 21	,43	-22,63
<i>Anthurium asplundii</i>	133205 37	,80	-5,02
<i>Anthurium coripatense</i>	60722 20	,25	-16,17
<i>Anthurium eminens</i>	51699 0,	45	-33,42
<i>Anthurium lancea</i>	59459 16	,88	-22,34
<i>Anthurium macdanielii</i>	50691 71	,92	-3,85
<i>Anthurium pendulifolium</i>	103036 31	,73	-4,95
<i>Anthurium pseudoclavigerum</i>	73211 32	,54	-2,95
<i>Anthurium pulchrum</i>	39025 20	,12	-25,13
<i>Anthurium subtrigonum</i>	44622 32	,63	-8,91
<i>Anthurium trilobum</i>	102655 33	,27	-19,34
<i>Amphilophium paniculatum</i>	100391 29	,34	-11,02
<i>Arrabidaea patellifera</i>	94022 2,	01	-2,57
<i>Arrabidaea pubescens</i>	63191 16	,62	-2,42
<i>Cydista aequinoctialis</i>	63087 62	,81	-5,66
<i>Mansoa verrucifera</i>	79142 55	,24	-7,09
<i>Racinaea schumanniana</i>	54503 26	,90	-11,26
<i>Aechmea angustifolia</i>	65961 37	,28	-8,22
<i>Aechmea tessmannii</i>	36373 32	,34	-23,67
<i>Aechmea tillandsioides</i>	55783 15	,73	-34,83
<i>Catopsis sessiliflora</i>	81011 5,	58	-15,99
<i>Guzmania diffusa</i>	91182 21	,95	-10,79
<i>Guzmania melinonis</i>	56942 4,	11	-15,81
<i>Tillandsia disticha</i>	58570 45	,71	-3,22
<i>Tillandsia secunda</i>	21812 44	,50	-32,08
<i>Tillandsia complanata</i>	87768 41	,12	-9,89
<i>Tillandsia latifolia</i>	61674 44	,42	-13,72
<i>Tillandsia fendleri</i>	63095 32	,30	-10,81
<i>Guzmania morreniana</i>	73701 10	,45	-4,38
<i>Guzmania angustifolia</i>	159128 14	,07	-18,13
<i>Guzmania coriostachya</i>	65919 8,	74	-44,47
<i>Pitcairnia heterophylla</i>	62140 41	,01	-3,58
<i>Aechmea penduliflora</i>	63543 2,	55	-23,66
<i>Guzmania squarrosa</i>	66386 17	,36	-13,87
<i>Tillandsia confinis</i>	44785 88	,08	-20,82
<i>Tillandsia stenoura</i>	74542 18	,96	-4,82
<i>Tillandsia asplundii</i>	52031 16	,35	-7,72
<i>Guzmania variegata</i>	64204 16	,86	-29,04
<i>Pitcairnia lehmannii</i>	56991 1,	14	-4,99
<i>Pitcairnia nigra</i>	43716 8,	12	-16,71
<i>Pitcairnia bakeri</i>	86401 17	,66	-11,31
<i>Aechmea hoppii</i>	88993 13	,55	-4,39
<i>Pitcairnia brongniartiana</i>	46956 8,	40	-10,40
<i>Guzmania graminifolia</i>	12384 56	,18	-4,35
<i>Guzmania acuminata</i>	55132 42	,48	-7,29
<i>Guzmania asplundii</i> *	47871 64	,87	-6,48
<i>Puya clava-herculis</i>	40217 24	,27	-6,47

<i>Tillandsia superba</i>	51346 25	,61	-4,87
<i>Guzmania testudinis</i>	23306 34	,70	-23,92
<i>Tillandsia narthecioides</i>	42824 13	,03	-4,22
<i>Guzmania gloriosa</i>	50753 13	,92	-14,09
<i>Guzmania eduardii</i>	75276 4,	44	-9,68
<i>Pitcairnia fusca</i> *	32044 43	,57	-11,06
<i>Mezobromelia bicolor</i>	61673 26	,79	-13,57
<i>Racinaea penlandii</i>	53976 22	,69	-10,86
<i>Guzmania rosea</i>	16456 11	,50	-4,15
<i>Mezobromelia capituligera</i>	60057 10	,59	-19,10
<i>Racinaea spiculosa</i>	46439 1,	13	-20,72
<i>Pitcairnia ferrell-ingramiae</i> *	38986 3,	54	-7,93
<i>Besleria barbata</i>	45484 27	,31	-51,24
<i>Columnnea guttata</i>	62009 52	,82	-23,10
<i>Columnnea inaequilatera</i>	64709 64	,88	-5,00
<i>Alloplectus ichthyoderma</i>	126566 88	,63	-3,32
<i>Besleria stricta</i>	53060 39	,67	-10,78
<i>Chrysothemis friedrichsthaliana</i>	86835 30	,09	-6,60
<i>Codonanthe crassifolia</i>	96909 40	,47	-14,40
<i>Codonanthe uleana</i>	95185 1,	44	-6,38
<i>Columnnea agustata</i>	77354 23	,96	-29,28
<i>Diastema racemiferum</i>	104747 25	,80	-7,67
<i>Drymonia coriacea</i>	95435 39	,28	-16,11
<i>Drymonia serrulata</i>	137877 16	,11	-7,39
<i>Drymonia turrialvae</i>	76120 24	,83	-31,20
<i>Monopyle sodiroana</i> *	75462 77	,90	-20,96
<i>Kohleria inaequalis</i>	33345 7,	95	-12,31
<i>Alloplectus schultzei</i>	40675 13	,55	-10,23
<i>Gasteranthus corallinus</i>	59617 11	,18	-15,58
<i>Columnnea ciliata</i>	32446 9,	63	-2,52
<i>Columnnea tessmannii</i>	62149 21	,28	-2,43
<i>Columnnea villosissima</i>	60989 38	,95	-10,64
<i>Nautilocalyx ecuadoranus</i> *	71397 22	,07	-16,28
<i>Columnnea kucyniakii</i>	42242 8,	04	-41,79
<i>Gasteranthus pansamalanus</i>	81166 37	,71	-18,49
<i>Columnnea lehmannii</i>	30942 2,	02	-4,17
<i>Alloplectus tenuis</i>	55067 18	,09	-30,66
<i>Alloplectus bolivianus</i>	82773 0,	22	-39,81
<i>Pearcea hispidissima</i>	74423 42	,69	-5,03
<i>Alloplectus herthae</i>	36244 2,	52	-34,90
<i>Columnnea kienastiana</i>	38765 49	,15	-9,06
<i>Gasteranthus quitensis</i>	29477 54	,83	-16,61
<i>Pearcea reticulata</i>	42770 50	,43	-9,06
<i>Columnnea medicinalis</i>	65276 23	,31	-11,43
<i>Gasteranthus calcaratus</i>	83952 41	,52	-12,44
<i>Nectandra acutifolia</i>	70275 92	,16	-16,42
<i>Aniba hostmanniana</i>	68775 26	,31	-24,99
<i>Ocotea floribunda</i>	62024 2,	26	-51,74
<i>Ocotea insularis</i>	88549 68	,81	-10,55
<i>Ocotea oblonga</i>	106524 25	,90	-12,27
<i>Persea mutisii</i>	58919 10	,40	-17,19
<i>Endlicheria formosa</i>	75237 5,	50	-19,66
<i>Cinnamomum triplinerve</i>	136155 5,	47	-15,93
<i>Pleurothyrium trianae</i>	66308 17	,78	-17,09

<i>Nectandra crassiloba</i> *	41117 13	,92	-53,23
<i>Nectandra obtusata</i>	68688 5,	02	-11,25
<i>Dussia lehmannii</i>	116283 13	,91	-7,84
<i>Dussia tessmannii</i>	66762 22	,08	-18,00
<i>Brownea coccinea</i>	84491 17	,43	-24,48
<i>Brownea grandiceps</i>	34550 19	,07	-44,32
<i>Brownea multijuga</i>	38519 9,	42	-10,77
<i>Browneopsis ucayalina</i>	39553 6,	15	-18,48
<i>Acacia macracantha</i>	45992 64	,10	-12,59
<i>Calliandra angustifolia</i>	80638 52	,86	-6,81
<i>Calliandra pittieri</i>	23788 7,	72	-6,93
<i>Hymenaea oblongifolia</i>	66685 37	,34	-42,38
<i>Inga acreana</i>	50017 11	,37	-64,89
<i>Inga auristellae</i>	44394 5,	21	-29,94
<i>Inga ciliata</i>	55012 25	,18	-2,38
<i>Inga edulis</i>	125359 32	,38	-13,91
<i>Zygia heteroneura</i>	66159 18	,76	-17,06
<i>Centrolobium ochroxylum</i>	51559 9,	42	-6,40
<i>Inga leiocalycina</i>	82082 31	,93	-28,28
<i>Inga nobilis</i>	98395 8,	88	-5,24
<i>Inga sapindoides</i>	97477 30	,14	-7,84
<i>Inga tenuistipula</i>	11985 56	,06	-56,78
<i>Erythrina amazonica</i>	86531 9,	25	-4,56
<i>Erythrina peruviana</i>	67139 61	,46	-33,16
<i>Swartzia haughtii</i> *	52023 27	,81	-9,94
<i>Dalea coerulea</i>	46338 11	,64	-7,63
<i>Machaerium millei</i>	44489 81	,53	-4,40
<i>Mimosa quitensis</i>	23042 61	,59	-13,49
<i>Desmodium adscendens</i>	119534 77	,50	-12,09
<i>Desmodium axillare</i>	78516 93	,09	-19,31
<i>Inga alba</i>	50284 64	,66	-12,23
<i>Inga spectabilis</i>	118145 29	,62	-8,65
<i>Crotalaria nitens</i>	59113 94	,48	-27,80
<i>Parkia multijuga</i>	43802 56	,08	-24,16
<i>Pithecellobium excelsum</i>	25100 34	,22	-2,05
<i>Platymiscium stipulare</i>	100289 3,	53	-26,83
<i>Prosopis juliflora</i>	53315 19	,32	-5,34
<i>Senna bicapsularis</i>	41102 3,	70	-6,94
<i>Swartzia simplex</i>	75041 0,	30	-11,78
<i>Mimosa acantholoba</i>	40403 26	,96	-5,61
<i>Mimosa albida</i>	85643 49	,14	-5,31
<i>Mimosa myriadenia</i>	61165 56	,53	-33,20
<i>Lupinus ramosissimus</i>	64401 6,	04	-4,48
<i>Senna mollissima</i>	67528 13	,09	-14,70
<i>Senna reticulata</i>	92310 31	,83	-9,56
<i>Mimosa polydactyla</i>	52899 57	,03	-34,45
<i>Amicia glandulosa</i>	59030 13	,40	-11,21
<i>Inga silanchensis</i>	31258 30	,88	-10,85
<i>Coursetia caribaea</i>	91766 19	,17	-6,50
<i>Otholobium mexicanum</i>	54514 1,	33	-9,72
<i>Zygia coccinea</i>	41766 8,	99	-25,47
<i>Lobelia tenera</i>	35217 2,	71	-5,32

Tabla A3.12. Patrón 5. Ejemplos de especies que en el futuro pierden hasta un 50 % de su área potencial actual, independientemente del supuesto de dispersión. El asterisco (*) indica que la especie es endémica.

ESPECIES	Riqueza Inicial km²	Migración Ilimitada %	No migración %
<i>Anthurium argyrostachyum</i>	48864 -4	5,11	-49,56
<i>Anthurium atropurpureum</i> var. <i>arenicola</i>	50931 -2	1,68	-46,43
<i>Anthurium caulorrhizum</i>	113130 -	25,90	-30,83
<i>Anthurium ernestii</i>	68070 -0	,97	-33,74
<i>Anthurium incomptum</i>	71904 -2	,63	-12,00
<i>Anthurium longicaudatum</i>	58355 -1	1,36	-30,58
<i>Anthurium longispadiceum</i>	44962 -2	2,29	-42,37
<i>Anthurium ochreatum</i> *	25035 -2	8,80	-43,18
<i>Anthurium ovatifolium</i>	58541 -2	,64	-9,64
<i>Anthurium rodrigueziae</i>	55616 -2	2,33	-24,51
<i>Anthurium scandens</i>	70686 -2	4,07	-40,04
<i>Anthurium triphyllum</i>	35681 -3	3,63	-45,85
<i>Anthurium truncicolum</i>	70297 -1	6,39	-38,89
<i>Anthurium umbraculum</i>	66223 -5	,79	-18,70
<i>Anthurium versicolor</i>	48398 -1	6,12	-35,05
<i>Arrabidaea chica</i>	106556 -	24,11	-38,23
<i>Macfadyena unguis-cati</i>	145965 -	25,55	-26,37
<i>Mansoa standleyi</i>	100606 -	21,52	-21,52
<i>Paragonia pyramidata</i>	113399 -	18,04	-33,78
<i>Guzmania lingulata</i>	75936 -5	,17	-33,58
<i>Pitcairnia sceptraformis</i>	43982 -2	,04	-13,38
<i>Tillandsia towarensis</i>	118764 -	1,85	-10,70
<i>Vriesea cylindrica</i>	67805 -3	,96	-7,09
<i>Guzmania globosa</i>	58270 -4	,91	-8,91
<i>Vriesea dubia</i>	57760 -5	,91	-38,14
<i>Tillandsia truncata</i>	61725 -4	,41	-17,58
<i>Pitcairnia arcuata</i>	55807 -1	4,31	-22,19
<i>Puya eryngioides</i> *	38846 -4	,95	-47,92
<i>Guzmania claviformis</i>	94900 -9	,80	-12,83
<i>Guzmania altsonii</i>	88487 -6	,45	-15,85
<i>Pitcairnia sodiroi</i> *	40240 -1	8,24	-29,09
<i>Guzmania vanvolxemii</i>	42156 -7	,11	-33,99
<i>Guzmania mosquerae</i>	53849 -1	0,65	-35,68
<i>Tillandsia buseri</i>	66115 -1	2,97	-21,75
<i>Guzmania wittmackii</i>	49897 -1	8,14	-31,33
<i>Aechmea aciculosa</i>	125237 -	2,66	-24,74
<i>Guzmania alborosea</i> *	105669 -	20,00	-20,67
<i>Guzmania jaramilloi</i> *	56820 -1	,69	-27,02
<i>Pitcairnia dodsonii</i> *	42734 -2	1,78	-25,89
<i>Racinaea tetrantha</i>	68829 -4	,80	-4,80
<i>Aechmea longifolia</i>	80001 -2	,77	-16,73
<i>Racinaea riocreuxii</i>	63052 -1	3,24	-21,43
<i>Vriesea rubrobracteata</i>	40046 -1	7,62	-21,18
<i>Guzmania farcimiformis</i>	58318 -1	0,06	-11,40
<i>Columnea strigosa</i>	61617 -7	,17	-22,23
<i>Diastema scabrum</i>	92275 -6	,80	-29,67
<i>Alloplectus medusaeus</i>	46133 -2	2,51	-33,68

<i>Alloplectus panamensis</i>	79715 -7	,13	-26,77
<i>Drymonia macrophylla</i>	94179 -5	,79	-29,28
<i>Gasteranthus wendlandianus</i>	64342 -1	,10	-21,77
<i>Monopyle macrocarpa</i>	62876 -2	,12	-29,10
<i>Columnnea dielsii</i>	81686 -6	,28	-18,13
<i>Besleria aggregata</i>	81516 -1	0,37	-19,10
<i>Drymonia semicordata</i>	81380 -3	9,97	-44,23
<i>Columnnea ericae</i>	109415 -	28,23	-32,16
<i>Corytoplectus speciosus</i>	51965 -1	7,84	-28,90
<i>Drymonia affinis</i>	74744 -1	,71	-43,24
<i>Drymonia coccinea</i>	101526 -	5,59	-15,66
<i>Drymonia pendula</i>	36246 -2	8,06	-48,24
<i>Columnnea byrsina</i>	81298 -8	,39	-16,17
<i>Columnnea albiflora</i>	43055 -4	3,33	-45,40
<i>Drymonia killipii</i>	37458 -1	0,00	-13,48
<i>Alloplectus purpureus</i>	65288 -7	,22	-30,45
<i>Gloxinia dodsonii</i>	25510 -1	2,92	-20,50
<i>Columnnea fuscihirta</i>	58603 -1	,29	-5,10
<i>Columnnea minutiflora</i>	22719 -1	5,84	-32,78
<i>Gasteranthus lateralis *</i>	67228 -7	,97	-14,29
<i>Drymonia brochidodroma</i>	54087 -2	,60	-19,11
<i>Endlicheria griseo-sericea</i>	62949 -1	6,12	-26,99
<i>Nectandra reticulata</i>	135126 -	12,30	-19,37
<i>Ocotea cernua</i>	108546 -	24,92	-29,60
<i>Aniba guianensis</i>	64932 -2	5,06	-46,39
<i>Nectandra membranacea</i>	79510 -2	1,78	-31,50
<i>Beilschmiedia alloiophylla</i>	43506 -2	0,93	-21,26
<i>Rhodostemonodaphne kunthiana</i>	88702 -1	4,34	-26,79
<i>Cinnamomum napoense</i>	128086 -	16,80	-16,80
<i>Ocotea quixos</i>	99975 -1	,17	-2,15
<i>Abarema jupunba</i>	66771 -3	0,89	-41,97
<i>Mucuna rostrata</i>	117921 -	6,77	-16,87
<i>Caesalpinia spinosa</i>	52360 -6	,76	-21,85
<i>Myroxylon balsamum</i>	158134 -	24,18	-25,13
<i>Inga cayennensis</i>	75699 -2	6,01	-26,20
<i>Vicia setifolia</i>	51522 -4	,10	-5,00
<i>Inga thibaudiana</i>	83146 -2	6,78	-39,65
<i>Inga velutina</i>	74682 -2	6,83	-28,31
<i>Erythrina edulis</i>	43637 -9	,88	-25,45
<i>Erythrina megistophylla *</i>	72650 -3	,36	-27,63
<i>Erythrina poeppigiana</i>	121364 -	29,27	-37,03
<i>Erythrina smithiana *</i>	79899 -1	,78	-12,47
<i>Lonchocarpus utilis</i>	52313 -2	,88	-24,66
<i>Phaseolus coccineus</i>	67091 -1	8,48	-23,30
<i>Machaerium cuspidatum</i>	62274 -4	,11	-33,42
<i>Bauhinia aculeata</i>	71008 -7	,39	-7,39
<i>Senna alata</i>	67184 -1	9,01	-37,15
<i>Senna dariensis</i>	20426 -3	6,46	-47,30
<i>Senna macrophylla</i>	70171 -0	,23	-20,70
<i>Senna multijuga</i>	82051 -2	0,41	-22,20
<i>Calopogonium mucunoides</i>	104301 -	20,56	-33,86
<i>Stryphnodendron porcatum *</i>	61681 -3	7,03	-40,52
<i>Abarema laeta</i>	83871 -0	,61	-27,88
<i>Lonchocarpus seorsus</i>	67511 -2	1,39	-30,90

<i>Luzula racemosa</i>	31365 -2	6,29	-32,63
<i>Tristerix longebracteatus</i>	39968 -2	5,58	-28,64
<i>Ranunculus peruvianus</i>	31261 -4	9,29	-49,78
<i>Monnina pseudopilosa</i>	46396 -4	,20	-17,12
<i>Xenophyllum humile</i>	22887 -8	,59	-34,01
<i>Jamesonia scammaniae</i>	37832 -5	,66	-27,59
<i>Huperzia tetragona</i>	51279 -1	9,78	-20,01
<i>Terpsichore heteromorpha</i>	26441 -1	8,14	-22,00

Tabla A3.13. Patrón 6. Ejemplos de especies que en el futuro contraen su área menos del 50% bajo migración ilimitada y más del 50% con migración nula. El asterisco (*) indica que la especie es endémica.

ESPECIES	Riqueza Inicial km²	Migración Ilimitada %	No migración %
<i>Anthurium acrobates</i>	98546	-44,80 -	50,24
<i>Anthurium ceronii</i>	53250	-43,50 -	72,08
<i>Anthurium decurrens</i>	76094	-39,74 -	53,40
<i>Anthurium mindense</i>	30614	-33,05 -	72,54
<i>Anthurium nigropunctatum</i> *	57373	-40,56 -	51,38
<i>Anthurium propinquum</i> var. <i>albispadix</i>	34344	-9,13 -	52,27
<i>Anthurium uleanum</i>	61229	-35,80 -	60,05
<i>Tillandsia recurvata</i>	24911	-49,69 -	55,55
<i>Guzmania remyi</i> *	31544	-30,94 -	97,23
<i>Pitcairnia simulans</i> *	34682	-20,97 -	94,22
<i>Racinaea parviflora</i>	47353	-49,77 -	65,51
<i>Heppiella ulmifolia</i>	34537	-36,59 -	86,93
<i>Drymonia warszewicziana</i>	88329	-46,24 -	56,46
<i>Besleria solanoides</i>	112203	-4,63 -	55,50
<i>Paradrymonia ciliosa</i>	73156	-20,92 -	75,08
<i>Alloplectus tetragonoides</i>	55980	-49,76 -	61,39
<i>Creosperma hirsutissimum</i>	48501	-46,56 -	84,62
<i>Columnea eburnea</i>	62989	-27,90 -	63,40
<i>Columnea rubriacuta</i>	49332	-43,39 -	94,79
<i>Alloplectus grandicalyx</i>	48891	-39,37 -	89,61
<i>Ocotea javitensis</i>	76395	-40,04 -	63,30
<i>Inga capitata</i>	84742	-37,31 -	51,53
<i>Inga coruscans</i>	94547	-2,86 -	50,01
<i>Cedrelinga cateniformis</i>	53495	-35,85 -	63,92
<i>Pterocarpus amazonum</i>	41299	-33,87 -	57,35
<i>Astragalus geminiflorus</i> *	27038	-25,94 -	73,14
<i>Andira inermis</i>	62822	-5,74 -	70,03
<i>Parkia balslevii</i> *	64800	-32,26 -	57,67
<i>Inga multinervis</i>	72573	-45,21 -	51,48

Tabla A3.14. Patrón 7. Ejemplos de especies que en el futuro pierden más del 50% de su área potencial actual independientemente del supuesto de dispersión. El asterisco (*) indica que la especie es endémica.

ESPECIES	Riqueza Inicial km²	Migración Ilimitada %	No migración %
<i>Senna ruiziana</i>	55228 -9	7,03	-97,56
<i>Paradrymonia longifolia</i>	52778 -8	6,37	-92,71
<i>Swartzia arborescens</i>	39407 -8	1,97	-88,75
<i>Senna multiglandulosa</i>	29383 -8	1,72	-87,03
<i>Pitcairnia pungens</i>	60262 -8	1,18	-91,72
<i>Columnnea mastersonii</i> *	67795 -8	0,99	-88,77
<i>Inga sertulifera</i>	91336 -8	0,57	-80,58
<i>Swartzia bombycina</i> *	40572 -7	9,76	-79,76
<i>Pithecoctenium crucigerum</i>	137984 -	79,17	-89,62
<i>Pearcea abunda</i>	71105 -7	6,58	-82,13
<i>Stellaria recurvata</i> *	45371 -7	4,86	-76,05
<i>Besleria comosa</i> *	87756 -7	3,95	-74,72
<i>Macrolobium acaciifolium</i>	34901 -7	2,37	-85,79
<i>Tillandsia usneoides</i>	77105 -7	2,21	-99,22
<i>Inga punctata</i>	99855 -7	1,81	-71,85
<i>Erythrina schimpffii</i> *	67334 -7	1,50	-76,93
<i>Cremosperma castroanum</i>	61958 -7	0,50	-91,43
<i>Anthurium breviscapum</i>	93114 -6	9,99	-76,92
<i>Pseudosamanea guachapele</i>	74058 -6	7,55	-95,44
<i>Endlicheria ruforamula</i>	82834 -6	7,00	-77,89
<i>Dalea humifusa</i> *	27379 -6	6,86	-71,44
<i>Vicia andicola</i>	43871 -6	5,76	-69,44
<i>Tynanthus polyanthus</i>	81115 -6	5,65	-76,47
<i>Guzmania monostachia</i>	65230 -6	5,46	-95,84
<i>Inga ruiziana</i>	66796 -6	5,32	-73,20
<i>Zygia longifolia</i>	56264 -6	5,22	-78,67
<i>Anthurium gracile</i>	92274 -6	4,83	-64,83
<i>Geoffroea spinosa</i>	91708 -6	3,81	-85,40
<i>Anthurium harlingianum</i>	84002 -6	3,54	-70,95
<i>Columnnea spathulata</i>	80654 -6	3,52	-99,02
<i>Ocotea bofo</i>	40312 -6	2,18	-83,10
<i>Coursetia dubia</i> *	45188 -5	9,04	-59,04
<i>Inga insignis</i>	38691 -5	8,91	-97,44
<i>Calliandra trinervia</i>	26957 -5	8,44	-63,44
<i>Inga oerstediana</i>	56137 -5	8,18	-69,81
<i>Columnnea schimpffii</i> *	75718 -5	7,99	-87,25
<i>Columnnea tenensis</i> *	46618 -5	7,82	-64,05
<i>Senna bacillaris</i>	50445 -5	7,06	-64,08
<i>Indigofera suffruticosa</i>	123703 -	55,39	-78,87
<i>Anthurium clavigerum</i>	75778 -5	4,34	-68,62
<i>Lupinus microphyllus</i>	38867 -5	3,16	-55,49
<i>Gynoxys buxifolia</i>	25732 -5	2,44	-70,58
<i>Mezobromelia pleiosticha</i>	87901 -5	2,14	-78,73
<i>Ocotea aciphylla</i>	90674 -5	1,34	-55,56
<i>Pearcea schimpffii</i> *	73878 -5	0,71	-53,59
<i>Tillandsia lajensis</i>	27743 -5	0,32	-56,35

Tabla A3.15.1. Riqueza potencial actual por píxel cada 500 m de elevación.

ALTITUD	COUNT	AREA	MIN	MAX	RANGE	MEAN	STD	SUM		
0-500	15	4601	10,74	30	215	185	89,60	28,99	13852181,00	
500-1000	25	339	1,76	47	24	3	196	137,76	34,28	3490622,00
1000-1500	21	186	1,47	65	239	174	150,84	30,69	3195643,00	
1500-2000	18	000	1,25	80	212	132	149,88	30,96	2697862,00	
2000-2500	15	088	1,05	69	201	132	131,23	22,84	1979949,00	
2500-3000	16	896	1,17	59	183	124	108,84	24,50	1838993,00	
3000-3500	16	134	1,12	54	158	104	91,21	20,10	1471600,00	
3500-4000	12	884	0,89	51	143	92	83,71	18,38	1078468,00	
4000-4500	43	48	0,30	52	13	7	85	77,46	14,98	336812,00
4500-5000	18	8	0,01	60	133	73	87,11	16,36	16377,00	
5000-5500	42	0,00	70	127	57	96,69	15,91	40	61,00	
5500-6000	14	0,00	86	127	41	96,43	9,19	1350,00		
6000-6500	2	0,00	97	97	0	97,00	0,00	194,00		

Tabla A3.15.2. Riqueza potencial futura por píxel cada 500 m de elevación (dispersión ilimitada).

ALTITUD	COUNT	AREA	MIN	MAX	RANGE	MEAN	STD	SUM	
0-500	15	4601	10,74	85	206	121	119,30	14,92	18443150,00
500-1000	25	339	1,76	95	234	139	152,94	21,96	3875273,00
1000-1500	21	186	1,47	107	232	125	163,32	22,71	3460025,00
1500-2000	18	000	1,25	113	210	97	160,81	22,84	2894633,00
2000-2500	15	088	1,05	106	201	95	148,12	17,32	2234901,00
2500-3000	16	896	1,17	95	186	91	131,67	17,50	2224697,00
3000-3500	16	134	1,12	81	168	87	118,12	15,90	1905684,00
3500-4000	12	884	0,89	69	158	89	108,95	14,16	1403719,00
4000-4500	43	48	0,30	68	146	78	103,23	11,37	448853,00
4500-5000	18	8	0,01	77	139	62	107,14	10,36	20143,00
5000-5500	42	0,00	89	127	38	114,79	8,23	4821,00	
5500-6000	14	0,00	98	125	27	114,00	5,88	1596,00	
6000-6500	2	0,00	117	118	1	117,50	0,50	235,00	

Tabla A3.15.3. Riqueza potencial futura por píxel cada 500 m de elevación (dispersión nula).

ALTITUD	COUNT	AREA	MIN	MAX	RANGE	MEAN	STD	SUM	
0-500	15	4601	10,74	19	173	154	61,73	22,44	9543843
500-1000	25	339	1,76	32	204	172	103,01	27,11	2610088
1000-1500	21	186	1,47	50	204	154	114,02	26,21	2415572
1500-2000	18	000	1,25	57	169	112	114,02	26,52	2052326
2000-2500	15	088	1,05	48	160	112	100,78	19,66	1520534
2500-3000	16	896	1,17	40	142	102	81,99	20,40	1385361
3000-3500	16	134	1,12	36	126	90	67,38	16,47	1087084
3500-4000	12	884	0,89	35	127	92	62,44	14,12	804422
4000-4500	43	48	0,30	38	112	74	61,70	11,00	268255
4500-5000	18	8	0,01	48	107	59	72,95	11,44	13715
5000-5500	42	0,00	59	105	46	82,60	10,24	3469	
5500-6000	14	0,00	71	105	34	84,21	7,24	1179	
6000-6500	2	0,00	86	89	3	87,50	1,50	175	

Tabla A3.16.1. Porcentaje de expansión y contracción del área potencial futuro con respecto al actual de las especies de *Anthurium* (área estable + área perdido en píxeles).

ESPECIES	Forma de vida	Hábitat inicial	Habitat ganado		Habitat perdido		Cambio %	
			Pixel	%	Pixel	%		
<i>A. acrobates</i>	herb	11	3721	6193	5,45	57139	50,24	-44,80
<i>A. apaporanum</i>	herb	81	420	35868	44,05	18423	22,63	21,43
<i>A. argyrostachyum</i>	epiphyte	56	388	2508	4,45	27946	49,56	-45,11
<i>A. asplundii</i>	epiphyte	15	3717	65813	42,81	7709	5,02	37,80
<i>A. atropurpureum</i> var. <i>arenicola</i>	epiphyte	58	774	14549	24,75	27290	46,43	-21,68
<i>A. breviscapum</i>	herb	10	7452	7439	6,92	82649	76,92	-69,99
<i>A. caulorrhizum</i>	epiphyte	13	0550	6435	4,93	40253	30,83	-25,90
<i>A. ceronii</i>	epiphyte	61	450	17563	28,58	44291	72,08	-43,50
<i>A. clavigerum</i>	epiphyte	87	447	12489	14,28	60006	68,62	-54,34
<i>A. coripatense</i>	epiphyte	70	072	25518	36,42	11328	16,17	20,25
<i>A. corrugatum</i>	herb		27106	121084	446,71	6390	23,57	42,3,13
<i>A. decurrens</i>	epiphyte	87	811	11996	13,66	46889	53,40	-39,74
<i>A. dolichostachyum</i>	herb		28122	46396	164,98	5765	20,50	14,4,48
<i>A. effusilobum</i>	epiphyte	26	013	88277	339,36	18446	70,91	268,45
<i>A. eminens</i>	epiphyte	59	660	20208	33,87	19941	33,42	0,45
<i>A. ernestii</i>	epiphyte	78	552	25741	32,77	26504	33,74	-0,97
<i>A. gracile</i>	epiphyte	10	6483	0	0,00	69038	64,83	-64,83
<i>A. harlingianum</i>	epiphyte	96	937	7177	7,40	68772	70,95	-63,54
<i>A. incomptum</i>	epiphyte	82	976	7777	9,37	9957	12,00	-2,63
<i>A. interruptum</i>	herb	97	009	150918	155,57	7782	8,02	147,55
<i>A. lancea</i>	herb	68	615	26909	39,22	15329	22,34	16,88
<i>A. longicaudatum</i>	epiphyte	67	341	12945	19,22	20592	30,58	-11,36
<i>A. longispadiceum</i>	epiphyte	51	885	10417	20,08	21982	42,37	-22,29
<i>A. macdanielii</i>	epiphyte	58	497	44320	75,76	2250	3,85	71,92
<i>A. michelii</i>	herb	82	962	119798	144,40	5502	6,63	137,77
<i>A. microspadix</i>	epiphyte		61260	192753	314,65	7423	12,12	30,2,53
<i>A. mindense</i>	herb	35	328	13949	39,48	25626	72,54	-33,05
<i>A. nigropunctatum</i> epi	phyte		66208	7162	10,82	34016	51,38	-40,56
<i>A. obtusum</i>	epiphyte	22	199	36387	163,91	10760	48,47	115,44
<i>A. ochreatum</i>	herb	28	890	4157	14,39	12476	43,18	-28,80
<i>A. ovatifolium</i>	epiphyte	67	555	4728	7,00	6509	9,64	-2,64
<i>A. pallidiflorum</i>	epiphyte	49	586	162627	327,97	521	1,05	32,6,92
<i>A. pendulifolium</i>	epiphyte	11	8902	43620	36,69	5887	4,95	31,73
<i>A. penningtonii</i>	epiphyte	76	178	62577	82,15	1113	1,46	80,68
<i>A. propinquum</i>	herb	74	945	97484	130,07	4911	6,55	123,52
<i>A. propinquum</i> var. <i>albispadix</i>	herb	39	633	17095	43,13	20715	52,27	-9,13
<i>A. pseudoclavigerum</i>	epiphyte	84	485	29989	35,50	2496	2,95	32,54
<i>A. pulchrum</i>	herb	45	034	20379	45,25	11317	25,13	20,12
<i>A. pulverulentum</i>	herb		42449	82987	195,50	5362	12,63	18,2,87
<i>A. rimbachii</i>	herb	39	009	73715	188,97	2719	6,97	182,00
<i>A. rodrigueziae</i>	epiphyte	64	180	1396	2,18	15729	24,51	-22,33
<i>A. rubrinervium</i>	herb	15	185	18074	119,03	123	0,81	118,22
<i>A. scandens</i>	epiphyte	81	571	13029	15,97	32663	40,04	-24,07
<i>A. subtrigonum</i>	epiphyte	51	493	21391	41,54	4589	8,91	32,63
<i>A. tremulum</i>	epiphyte	64	735	119783	185,04	10728	16,57	168,46
<i>A. trilobum</i>	herb	11	8462	62321	52,61	22907	19,34	33,27
<i>A. triphyllum</i>	epiphyte	41	175	5031	12,22	18877	45,85	-33,63

<i>A. trisectum</i>	herb	52	248	106174	203,21	15272	29,23	173,98
<i>A. truncicolum</i>	herb	81	122	18256	22,50	31548	38,89	-16,39
<i>A. uleanum</i>	epiphyte	70	657	17132	24,25	42428	60,05	-35,80
<i>A. umbraculum</i>	epiphyte	76	420	9871	12,92	14294	18,70	-5,79
<i>A. variegatum</i>	epiphyte	73	102	58905	80,58	0	0,00	80,58
<i>A. versicolor</i>	epiphyte	55	851	10577	18,94	19578	35,05	-16,12

Tabla A3.16.2. Porcentaje de expansión y contracción del área potencial futuro con respecto al actual de las especies de Bignoniaceae (área estable + área perdido en píxeles).

ESPECIES	Forma de vida	Hábitat inicial	Hábitat ganado		Hábitat perdido		Cambio %	
			Pixel	%	Pixel	%		
<i>Amphilophium paniculatum</i>	liana	11	5850	46761	40,36	12772	11,02	29,34
<i>Arrabidaea chica</i>	liana	12	2964	17354	14,11	47004	38,23	-24,11
<i>Arrabidaea patellifera</i>	liana	10	8500	4962	4,57	2786	2,57	2,01
<i>Arrabidaea pubescens</i>	liana	72	921	13882	19,04	1764	2,42	16,62
<i>Cydista aequinoctialis</i>	liana	72	801	49848	68,47	4122	5,66	62,81
<i>Macfadyena unguis-cati</i>	liana	16	8442	1386	0,82	44426	26,37	-25,55
<i>Mansoa standleyi</i>	liana	11	6098	0	0,00	24980	21,52	-21,52
<i>Mansoa verrucifera</i>	liana	91	329	56921	62,33	6475	7,09	55,24
<i>Paragonia pyramidata</i>	liana	13	0861	20597	15,74	44206	33,78	-18,04
<i>Pithecoctenium crucigerum</i>	liana	15	9232	16639	10,45	142703	89,62	-79,17
<i>Tynanthus polyanthus</i>	liana	93	606	10125	10,82	71581	76,47	-65,65

Tabla A3.16.3. Porcentaje de expansión y contracción del área potencial futuro con respecto al actual de las especies de Bromeliaceae (área estable + área perdido en píxeles).

ESPECIES	Forma de vida	Hábitat inicial	Hábitat ganado		Hábitat perdido		Cambio %
			Píxel	%	Píxel	%	
<i>Racinaea schumanniana</i>	epiphyte	62 896	24003	38,16	7081	11,26	26,90
<i>Aechmea angustifolia</i>	epiphyte	76 118	34637	45,50	6260	8,22	37,28
<i>Aechmea tessmannii</i>	epiphyte	41 974	23508	56,01	9934	23,67	32,34
<i>Aechmea tillandsioides</i>	epiphyte	64 373	32545	50,56	22418	34,83	15,73
<i>Catopsis sessiliflora</i>	epiphyte	93 485	20167	21,57	14950	15,99	5,58
<i>Guzmania diffusa</i>	epiphyte	10 5223	34455	32,74	11358	10,79	21,95
<i>Guzmania melinonis</i>	epiphyte	65 710	13088	19,92	10390	15,81	4,11
<i>Pitcairnia pungens</i>	herb	69 542	7336	10,55	63787	91,72	-81,18
<i>Pitcairnia riparia</i>	epiphyte	86 943	152750	175,69	30117	34,64	141,05
<i>Tillandsia disticha</i>	epiphyte	67 589	33073	48,93	2176	3,22	45,71
<i>Tillandsia incarnata</i>	epiphyte	57295	130720	228,15	3589 6,	26 22	1,89
<i>Tillandsia secunda</i>	epiphyte	25 171	19277	76,58	8075	32,08	44,50
<i>Guzmania scherzeriana</i>	epiphyte	46293	195212	421,69	1858 4,	01 41	7,67
<i>Guzmania lingulata</i>	epiphyte	87 629	24894	28,41	29424	33,58	-5,17
<i>Guzmania monostachia</i>	epiphyte	75 274	22870	30,38	72143	95,84	-65,46
<i>Tillandsia recurvata</i>	epiphyte	28 747	1684	5,86	15968	55,55	-49,69
<i>Tillandsia usneoides</i>	epiphyte	88 978	24027	27,00	88280	99,22	-72,21
<i>Pitcairnia sceptraformis</i>	herb	50 755	5758	11,34	6793	13,38	-2,04
<i>Tillandsia complanata</i>	epiphyte	10 1283	51664	51,01	10015	9,89	41,12
<i>Tillandsia latifolia</i>	epiphyte	71 171	41381	58,14	9767	13,72	44,42
<i>Tillandsia fendleri</i>	epiphyte	72 811	31388	43,11	7869	10,81	32,30
<i>Guzmania morreniana</i>	epiphyte	85 050	12612	14,83	3724	4,38	10,45
<i>Guzmania angustifolia</i>	epiphyte	18 3632	59129	32,20	33285	18,13	14,07
<i>Guzmania coriostachya</i>	epiphyte	76 070	40477	53,21	33828	44,47	8,74
<i>Pitcairnia heterophylla</i>	epiphyte	71 709	31971	44,58	2564	3,58	41,01
<i>Aechmea penduliflora</i>	epiphyte	73 328	19216	26,21	17346	23,66	2,55
<i>Guzmania squarrosa</i>	epiphyte	76 608	23919	31,22	10623	13,87	17,36
<i>Tillandsia confinis</i>	epiphyte	51 681	56281	108,90	10759	20,82	88,08
<i>Tillandsia tovarensis</i>	epiphyte	137052	12129 8,	85 14	659	10,70	-1,85
<i>Puya hamata</i>	herb	54109	198836	367,47	3902 7,	21 36	0,26
<i>Pitcairnia trianae</i>	epiphyte	61 985	116607	188,12	668	1,08	187,04
<i>Tillandsia stenoura</i>	epiphyte	86 020	20454	23,78	4146	4,82	18,96
<i>Tillandsia asplundii</i>	epiphyte	60 043	14457	24,08	4637	7,72	16,35
<i>Vriesea cylindrica</i>	epiphyte	78246	2449 3,	13 55	51	7,09	-3,96
<i>Guzmania variegata</i>	epiphyte	74 090	34007	45,90	21514	29,04	16,86
<i>Guzmania globosa</i>	epiphyte	67243	2691 4,	00 59	94	8,91	-4,91
<i>Pitcairnia lehmannii</i>	herb	65767	4030 6,	13 32	80	4,99	1,14
<i>Vriesea dubia</i>	epiphyte	66 654	21483	32,23	25419	38,14	-5,91
<i>Tillandsia truncata</i>	epiphyte	71 230	9384	13,17	12524	17,58	-4,41
<i>Pitcairnia nigra</i>	herb	50 448	12526	24,83	8430	16,71	8,12
<i>Pitcairnia arcuata</i>	herb	64 400	5072	7,88	14288	22,19	-14,31
<i>Pitcairnia bakeri</i>	herb	99 705	28884	28,97	11276	11,31	17,66
<i>Puya eryngioides</i>	herb	44 828	19261	42,97	21480	47,92	-4,95
<i>Guzmania gracilior</i>	epiphyte	41464	27153	65,49	708 1,	71 63	,78
<i>Aechmea hoppii</i>	epiphyte	10 2697	18424	17,94	4513	4,39	13,55
<i>Mezobromelia pleiosticha</i> (Griseb.)	epiphyte	10 1436	26968	26,59	79857	78,73	-52,14
<i>Pitcairnia brongniartiana</i>	herb	54 187	10191	18,81	5638	10,40	8,40

<i>Tillandsia lajensis</i>	epiphyte	32	015	1930	6,03	18040	56,35	-50,32
<i>Guzmania claviformis</i>	epiphyte	10	9513	3317	3,03	14054	12,83	-9,80
<i>Guzmania altsonii</i>	epiphyte	10	2113	9604	9,41	16187	15,85	-6,45
<i>Guzmania graminifolia</i>	herb		14291	8650	60,53	622 4,	35 56	,18
<i>Guzmania acuminata</i>	epiphyte	63	622	31664	49,77	4637	7,29	42,48
<i>Guzmania asplundii</i>	epiphyte	55	242	39412	71,34	3578	6,48	64,87
<i>Pitcairnia sodiroi</i>	herb	46	436	5035	10,84	13506	29,09	-18,24
<i>Puya clava-herculis</i>	herb	46	410	14268	30,74	3002	6,47	24,27
<i>Tillandsia superba</i>	epiphyte	59	252	18064	30,49	2887	4,87	25,61
<i>Guzmania pearcei</i>	epiphyte	85	437	133086	155,77	9445	11,05	144,72
<i>Guzmania vanvolxemii</i>	epiphyte	48	647	13074	26,88	16533	33,99	-7,11
<i>Guzmania mosquerae</i>	epiphyte	62	141	15552	25,03	22172	35,68	-10,65
<i>Tillandsia buseri</i>	epiphyte	76	296	6701	8,78	16593	21,75	-12,97
<i>Guzmania testudinis</i>	epiphyte	26	895	15765	58,62	6433	23,92	34,70
<i>Guzmania remyi</i>	epiphyte	36	401	24132	66,29	35394	97,23	-30,94
<i>Pitcairnia hitchcockiana</i>	herb	30	777	219520	713,26	9527	30,95	682,30
<i>Tillandsia nartheciooides</i>	epiphyte	49	418	8526	17,25	2087	4,22	13,03
<i>Guzmania wittmackii</i>	epiphyte	57	581	7598	13,20	18042	31,33	-18,14
<i>Guzmania gloriosa</i>	epiphyte	58	568	16407	28,01	8252	14,09	13,92
<i>Aechmea aciculosa</i>	epiphyte	14	4522	31907	22,08	35757	24,74	-2,66
<i>Guzmania alborosea</i>	epiphyte	12	1940	817	0,67	25204	20,67	-20,00
<i>Guzmania eduardii</i>	epiphyte	86	867	12268	14,12	8408	9,68	4,44
<i>Guzmania jaramilloi</i>	epiphyte	65	570	16611	25,33	17718	27,02	-1,69
<i>Pitcairnia dodsonii</i>	herb	49	314	2025	4,11	12766	25,89	-21,78
<i>Pitcairnia fusca</i>	herb	36	978	20199	54,62	4089	11,06	43,57
<i>Pitcairnia simulans</i>	herb	40	023	29320	73,26	37711	94,22	-20,97
<i>Racinaea seemannii</i>	herb		47004	135964	289,26	3968 8,	44 28	0,82
<i>Racinaea tetrantha</i>	epiphyte	79	428	0	0,00	3811	4,80	-4,80
<i>Aechmea longifolia</i>	epiphyte	92	320	12882	13,95	15442	16,73	-2,77
<i>Mezobromelia bicolor</i>	epiphyte	71	170	28724	40,36	9657	13,57	26,79
<i>Racinaea parviflora</i>	epiphyte	54	645	8601	15,74	35799	65,51	-49,77
<i>Racinaea penlandii</i>	epiphyte	62	287	20895	33,55	6763	10,86	22,69
<i>Racinaea riocreuxii</i>	epiphyte	72	761	5966	8,20	15596	21,43	-13,24
<i>Guzmania confusa</i>	epiphyte	74	125	138165	186,39	9920	13,38	173,01
<i>Ronnbergia deleonii</i>	epiphyte	56	530	200892	355,37	19681	34,82	320,56
<i>Guzmania rosea</i>	epiphyte		18990	2972	15,65	788 4,	15 11	,50
<i>Mezobromelia capituligera</i>	epiphyte	69	305	20571	29,68	13235	19,10	10,59
<i>Racinaea dielsii</i>	epiphyte	55	077	217992	395,79	19467	35,35	360,45
<i>Racinaea spiculosa</i>	epiphyte	53	590	11713	21,86	11106	20,72	1,13
<i>Vriesea rubrobracteata</i>	herb		46213	1648 3,	57 97	89	21,18	-17,62
<i>Pitcairnia ferrell-ingramiae</i>	herb	44	989	5157	11,46	3566	7,93	3,54
<i>Guzmania farciminiiformis</i>	herb	67	298	901	1,34	7674	11,40	-10,06

Tabla A3.16.4. Porcentaje de expansión y contracción del área potencial futuro con respecto al actual de las especies de Gesneriaceae (área estable + área perdido en píxeles).

ESPECIES	Forma de vida	Hábitat inicial	Hábitat ganado		Hábitat perdido		Cambio %	
			Pixel	%	Pixel	%		
<i>Besleria barbata</i>	shrub	52	488	41232	78,56	26896	51,24	27,31
<i>Capanea affinis</i>	shrub	32	732	164612	502,91	209	0,64	502,27
<i>Capanea grandiflora</i>	epiphyte		74713	136557	182,78	3794 5,	08 17	7,70
<i>Columnnea guttata</i>	herb	71	558	54327	75,92	16530	23,10	52,82
<i>Columnnea inaequilatera</i>	herb	74	673	52178	69,88	3733	5,00	64,88
<i>Columnnea schimpffii</i>	shrub	87	378	25565	29,26	76234	87,25	-57,99
<i>Columnnea strigosa</i>	herb	71	105	10710	15,06	15809	22,23	-7,17
<i>Diastema scabrum</i>	herb	10	6484	24353	22,87	31598	29,67	-6,80
<i>Heppiella verticillata</i>	herb	44	957	207314	461,14	5664	12,60	448,54
<i>Heppiella ulmifolia</i>	herb	39	855	20064	50,34	34646	86,93	-36,59
<i>Alloplectus medusaeus</i>	herb		53237	5948 11	,17	17931	33,68	-2 2,51
<i>Alloplectus panamensis</i>	shrub	91	990	18068	19,64	24625	26,77	-7,13
<i>Alloplectus ichthyoderma</i>	herb	14	6055	134301	91,95	4853	3,32	88,63
<i>Besleria stricta</i>	shrub	61	230	30894	50,46	6602	10,78	39,67
<i>Chrysothemis friedrichsthaliana</i>	herb	10	0206	36766	36,69	6617	6,60	30,09
<i>Codonanthe crassifolia</i>	epiphyte	11	1832	61369	54,88	16108	14,40	40,47
<i>Codonanthe uleana</i>	epiphyte	10	9842	8595	7,82	7008	6,38	1,44
<i>Columnnea agustata</i>	epiphyte	89	265	47526	53,24	26135	29,28	23,96
<i>Diastema racemiferum</i>	herb	12	0877	40451	33,46	9268	7,67	25,80
<i>Drymonia alloplectoides</i>	vine	40	501	4500	11,11	704	1,74	9,37
<i>Drymonia coriacea</i>	hemiephyte	110131	61 003	55,39	17746	16,11	39,28	
<i>Drymonia macrophylla</i>	shrub	10	8681	25524	23,49	31820	29,28	-5,79
<i>Drymonia serrulata</i>	hemiephyte	159108	37 402	23,51	11764	7,39	16,11	
<i>Drymonia turrialvae</i>	herb	87	842	49216	56,03	27409	31,20	24,83
<i>Drymonia warscewicziana</i>	hemiephyte	101930	10 416	10,22	57552	56,46	-46,24	
<i>Gasteranthus wendlandianus</i>	herb	74	250	15344	20,67	16162	21,77	-1,10
<i>Monopyle macrocarpa</i>	shrub	72	558	19576	26,98	21116	29,10	-2,12
<i>Neomortonia rosea</i>	epiphyte		26498	5207	19,65	336 1,	27 18	,38
<i>Paradrymonia metamorphophylla</i>	herb		50956	156713	307,55	2622 5,	15 30	2,40
<i>Monopyle sodiroana</i>	herb	87	082	86089	98,86	18254	20,96	77,90
<i>Drymonia urceolata</i>	herb	24	401	193281	792,10	5909	24,22	767,89
<i>Columnnea picta</i>	epiphyte	60	554	133179	219,93	33576	55,45	164,49
<i>Kohleria inaequalis</i>	herb	38	480	7797	20,26	4736	12,31	7,95
<i>Alloplectus teuscheri</i>	herb	62	778	119265	189,98	9251	14,74	175,24
<i>Columnnea tenensis</i>	herb	53	796	3355	6,24	34458	64,05	-57,82
<i>Columnnea dielsii</i>	epiphyte	94	265	11167	11,85	17087	18,13	-6,28
<i>Alloplectus schultzei</i>	shrub	46	938	11163	23,78	4803	10,23	13,55
<i>Besleria aggregata</i>	shrub	94	068	8213	8,73	17969	19,10	-10,37
<i>Drymonia semicordata</i>	liana	93	911	3997	4,26	41534	44,23	-39,97
<i>Gasteranthus corallinus</i>	shrub	68	797	18414	26,77	10721	15,58	11,18
<i>Besleria solanoides</i>	shrub	12	9481	65862	50,87	71861	55,50	-4,63
<i>Besleria variabilis</i>	shrub	10	7304	166967	155,60	17243	16,07	139,53
<i>Columnnea ciliata</i>	herb	37	442	4548	12,15	944	2,52	9,63
<i>Columnnea ericae</i>	herb	12	6263	4972	3,94	40611	32,16	-28,23
<i>Columnnea tessmannii</i>	epiphyte	71	719	17008	23,71	1744	2,43	21,28
<i>Columnnea villosissima</i>	herb	70	380	34900	49,59	7488	10,64	38,95
<i>Corytoplectus speciosus</i>	herb		59967	6629 11	,05	17330	28,90	-1 7,84

<i>Drymonia affinis</i>	shrub 86	253	35821	41,53	37297	43,24	-1,71
<i>Drymonia coccinea</i>	vine 11	7160	11795	10,07	18348	15,66	-5,59
<i>Drymonia hoppii</i>	shrub	86431	36448	42,17	281 0,	33 41	,84
<i>Drymonia pendula</i>	shrub	41827	8438 20	,17	20176	48,24 -2	8,06
<i>Kohleria spicata</i>	shrub 75	320	170271	226,06	12414	16,48	209,58
<i>Nautilocalyx ecuadoranus</i>	herb 82	391	31596	38,35	13411	16,28	22,07
<i>Paradrymonia ciliosa</i>	vine 84	421	45726	54,16	63387	75,08	-20,92
<i>Paradrymonia longifolia</i>	shrub 60	905	3866	6,35	56467	92,71	-86,37
<i>Columnnea kucyniakii</i>	herb 48	747	24291	49,83	20372	41,79	8,04
<i>Columnnea spathulata</i>	epiphyte 93	074	33048	35,51	92165	99,02	-63,52
<i>Pearcea sprucei</i>	herb 52	752	198882	377,01	13837	26,23	350,78
<i>Diastema affine</i>	herb	62872	172885	274,98	1945 3,	09 27	1,89
<i>Gasteranthus pansamalanus</i>	herb 93	665	52638	56,20	17320	18,49	37,71
<i>Alloplectus tetragonoides</i>	shrub	64600	7513 11	,63	39655	61,39 -4	9,76
<i>Columnnea byrsina</i>	herb 93	817	7299	7,78	15169	16,17	-8,39
<i>Columnnea albiflora</i>	herb 49	685	1028	2,07	22556	45,40	-43,33
<i>Columnnea lehmannii</i>	herb 35	707	2211	6,19	1488	4,17	2,02
<i>Cremosperma castroanum</i>	herb 71	499	14968	20,93	65374	91,43	-70,50
<i>Alloplectus dodsonii</i>	herb 75	604	121440	160,63	53	0,07	160,56
<i>Columnnea minor</i>	herb	47617	83596	175,56	1127 2,	37 17	3,19
<i>Cremosperma hirsutissimum</i>	herb 55	970	21302	38,06	47360	84,62	-46,56
<i>Drymonia killipii</i>	shrub 43	226	1503	3,48	5826	13,48	-10,00
<i>Alloplectus tenuis</i>	herb 63	547	30982	48,75	19486	30,66	18,09
<i>Alloplectus bolivianus</i>	shrub 95	519	38242	40,04	38028	39,81	0,22
<i>Alloplectus purpureus</i>	herb 75	342	17501	23,23	22941	30,45	-7,22
<i>Alloplectus sprucei</i>	herb 34	325	78866	229,76	6298	18,35	211,41
<i>Gloxinia dodsonii</i>	herb 29	438	2232	7,58	6034	20,50	-12,92
<i>Columnnea fuscihirta</i>	epiphyte 67	627	2572	3,80	3446	5,10	-1,29
<i>Pearcea hispidissima</i>	herb 85	883	40984	47,72	4318	5,03	42,69
<i>Alloplectus herthae</i>	herb 41	825	15654	37,43	14598	34,90	2,52
<i>Besleria comosa</i>	shrub 10	1269	773	0,76	75664	74,72	-73,95
<i>Columnnea kienastiana</i>	herb 44	734	26041	58,21	4053	9,06	49,15
<i>Pearcea schimpfii</i>	herb 85	254	2457	2,88	45687	53,59	-50,71
<i>Kohleria villosa</i>	herb 75	971	163962	215,82	7841	10,32	205,50
<i>Columnnea eburnea</i>	herb 72	688	25803	35,50	46082	63,40	-27,90
<i>Gasteranthus quitensis</i>	herb 34	016	24301	71,44	5650	16,61	54,83
<i>Columnnea rubriacuta</i>	epiphyte 56	928	29260	51,40	53962	94,79	-43,39
<i>Columnnea minutiflora</i>	epiphyte	26217	4440 16	,94	8593	32,78 -1	5,84
<i>Pearcea abunda</i>	herb 82	054	4551	5,55	67389	82,13	-76,58
<i>Pearcea reticulata</i>	herb 49	356	29361	59,49	4473	9,06	50,43
<i>Gasteranthus lateralis</i>	herb 77	580	4901	6,32	11087	14,29	-7,97
<i>Drymonia brochidodroma</i>	epiphyte 62	416	10306	16,51	11929	19,11	-2,60
<i>Columnnea mastersonii</i>	herb 78	235	6086	7,78	69452	88,77	-80,99
<i>Columnnea medicinalis</i>	herb 75	328	26172	34,74	8610	11,43	23,31
<i>Gasteranthus calcaratus</i>	subshrub 96	880	52278	53,96	12056	12,44	41,52
<i>Alloplectus grandicalyx</i>	herb 56	419	28348	50,25	50559	89,61	-39,37

Tabla A3.16.5. Porcentaje de expansión y contracción del área potencial futuro con respecto al actual de las especies de Lauraceae (área estable + área perdido en píxeles).

ESPECIES	Forma de vida	Hábitat inicial	Hábitat ganado		Hábitat perdido		Cambio %
			Pixel	%	Pixel	%	
<i>Endlicheria ruforamula</i>	tree 95	589	10412	10,89	74459	77,89	-67,00
<i>Endlicheria griseo-sericea</i>	tree 72	642	7900	10,88	19607	26,99	-16,12
<i>Ocotea aciphylla</i>	tree 10	4637	4417	4,22	58138	55,56	-51,34
<i>Nectandra acutifolia</i>	tree 81	096	88049	108,57	13312	16,42	92,16
<i>Nectandra purpurea</i>	tree	111809	73805	66,01	707 0,	63 65	,38
<i>Nectandra reticulata</i>	tree	155934	11024 7,	07 30	204	19,37	-12,30
<i>Aniba hostmanniana</i>	tree 79	365	40717	51,30	19833	24,99	26,31
<i>Ocotea cernua</i>	tree 12	5261	5862	4,68	37073	29,60	-24,92
<i>Ocotea floribunda</i>	tree 71	575	38651	54,00	37033	51,74	2,26
<i>Ocotea insularis</i>	tree 10	2184	81097	79,36	10781	10,55	68,81
<i>Ocotea oblonga</i>	tree 12	2927	46922	38,17	15084	12,27	25,90
<i>Aniba guianensis</i>	tree 74	931	15981	21,33	34762	46,39	-25,06
<i>Nectandra laurel</i>	tree	45590	14846	32,56	774 1,	70 30	,87
<i>Nectandra membranacea</i>	tree 91	753	8924	9,73	28904	31,50	-21,78
<i>Ocotea bofo</i>	tree 46	519	9734	20,92	38658	83,10	-62,18
<i>Persea mutisii</i>	shrub 67	992	18762	27,59	11691	17,19	10,40
<i>Endlicheria formosa</i>	tree 86	823	21847	25,16	17072	19,66	5,50
<i>Beilschmiedia alloiophylla</i>	tree 50	205	165	0,33	10674	21,26	-20,93
<i>Beilschmiedia costaricensis</i>	tree 10	7001	68267	63,80	1137	1,06	62,74
<i>Cinnamomum triplinerve</i>	tree 15	7121	33626	21,40	25035	15,93	5,47
<i>Pleurothyrium trianae</i>	tree 76	518	26681	34,87	13079	17,09	17,78
<i>Rhodostemonodaphne kunthiana</i>	tree 10	2361	12746	12,45	27424	26,79	-14,34
<i>Ocotea javitensis</i>	tree 88	159	20506	23,26	55805	63,30	-40,04
<i>Cinnamomum napoense</i>	tree 14	7809	0	0,00	24830	16,80	-16,80
<i>Ocotea infrafoveolata</i>	shrub 51	826	168664	325,44	979	1,89	323,55
<i>Ocotea quixos</i>	tree	115370	1136 0,	98 24	86	2,15	-1,17
<i>Nectandra crassiloba</i>	tree 47	449	31864	67,15	25258	53,23	13,92
<i>Nectandra obtusata</i>	tree 79	265	12893	16,27	8915	11,25	5,02

Tabla A3.16.6. Porcentaje de expansión y contracción del área potencial futuro con respecto al actual de las especies de Leguminosae (área estable + área perdido en píxeles).

ESPECIES	Forma de vida	Hábitat inicial	Hábitat ganado		Hábitat perdido		Cambio %	
			Pixel	%	Pixel	%		
<i>Abarema jupunba</i>	tree	77	053	8540	11,08	32342	41,97	-30,89
<i>Mucuna rostrata</i>	vine	13	6079	13747	10,10	22957	16,87	-6,77
<i>Dussia lehmannii</i>	tree	13	4189	29180	21,75	10520	7,84	13,91
<i>Dussia tessmannii</i>	tree	77	043	30880	40,08	13870	18,00	22,08
<i>Bauhinia brachycalyx</i>	tree	95	210	117371	123,28	20274	21,29	101,98
<i>Swartzia arborescens</i>	tree	45	475	3083	6,78	40357	88,75	-81,97
<i>Brownea coccinea</i>	tree	97	502	40867	41,91	23873	24,48	17,43
<i>Brownea grandiceps</i>	tree	39	870	25274	63,39	17670	44,32	19,07
<i>Brownea multijuga</i>	tree	44	450	8974	20,19	4788	10,77	9,42
<i>Browneopsis ucayalina</i>	tree	45	644	11243	24,63	8434	18,48	6,15
<i>Caesalpinia spinosa</i>	tree	60	423	9114	15,08	13200	21,85	-6,76
<i>Myroxylon balsamum</i>	tree	18	2484	1731	0,95	45864	25,13	-24,18
<i>Acacia macracantha</i>	tree	53	074	40704	76,69	6683	12,59	64,10
<i>Calliandra angustifolia</i>	shrub	93	055	55526	59,67	6341	6,81	52,86
<i>Calliandra pittieri</i>	shrub	27	451	4022	14,65	1903	6,93	7,72
<i>Calliandra trinervia</i>	tree	31	108	1558	5,01	19736	63,44	-58,44
<i>Hymenaea oblongifolia</i>	tree	76	954	61350	79,72	32612	42,38	37,34
<i>Inga acreana</i>	tree	57	719	44020	76,27	37455	64,89	11,37
<i>Inga auristellae</i>	tree	51	230	18007	35,15	15340	29,94	5,21
<i>Inga capitata</i>	tree	97	791	13906	14,22	50395	51,53	-37,31
<i>Inga cayennensis</i>	tree	87	356	162	0,19	22885	26,20	-26,01
<i>Inga ciliata</i>	tree	63	483	17493	27,56	1510	2,38	25,18
<i>Inga coruscans</i>	tree	10	9106	51442	47,15	54564	50,01	-2,86
<i>Inga densiflora</i>	tree	13	4535	24490	18,20	371	0,28	17,93
<i>Inga edulis</i>	tree	14	4663	66969	46,29	20123	13,91	32,38
<i>Inga insignis</i>	tree	44	649	17203	38,53	43504	97,44	-58,91
<i>Zygia heteroneura</i>	tree	76	346	27350	35,82	13024	17,06	18,76
<i>Vicia setifolia</i>	tree	59	456	533	0,90	2970	5,00	-4,10
<i>Cedrelinga cateniformis</i>	tree	61	732	17327	28,07	39459	63,92	-35,85
<i>Centrolobium ochroxylum</i>	tree	59	498	9408	15,81	3805	6,40	9,42
<i>Inga leiocalycina</i>	tree	94	721	57027	60,21	26787	28,28	31,93
<i>Inga nobilis</i>	tree	11	3546	16024	14,11	5946	5,24	8,88
<i>Inga oerstediana</i>	tree	64	781	7532	11,63	45224	69,81	-58,18
<i>Inga punctata</i>	tree	11	5231	37	0,03	82789	71,85	-71,81
<i>Inga ruiziana</i>	tree	77	082	6072	7,88	56424	73,20	-65,32
<i>Inga sapindoides</i>	tree	11	2487	42727	37,98	8819	7,84	30,14
<i>Inga tenuistipula</i>	tree	13	830	15605	112,83	7852	56,78	56,06
<i>Inga thibaudiana</i>	tree	95	949	12351	12,87	38043	39,65	-26,78
<i>Inga velutina</i>	tree	86	182	1274	1,48	24400	28,31	-26,83
<i>Erythrina amazonica</i>	tree	99	856	13788	13,81	4552	4,56	9,25
<i>Erythrina edulis</i>	tree	50	356	7843	15,58	12818	25,45	-9,88
<i>Erythrina megistophylla</i>	tree	83	837	20348	24,27	23161	27,63	-3,36
<i>Erythrina peruviana</i>	tree	77	477	73309	94,62	25690	33,16	61,46
<i>Erythrina poeppigiana</i>	tree	14	0052	10858	7,75	51856	37,03	-29,27
<i>Erythrina schimpffii</i>	tree	77	703	4221	5,43	59775	76,93	-71,50
<i>Erythrina smithiana</i>	tree	92	202	9854	10,69	11499	12,47	-1,78
<i>Lonchocarpus utilis</i>	shrub	60	369	13147	21,78	14888	24,66	-2,88

<i>Phaseolus coccineus</i>	vine	77	422	3732	4,82	18042	23,30	-18,48
<i>Zygia longifolia</i>	tree	64	928	8734	13,45	51080	78,67	-65,22
<i>Swartzia haughtii</i>	tree	60	034	22660	37,75	5967	9,94	27,81
<i>Dalea coerulea</i>	shrub	53	473	10301	19,26	4079	7,63	11,64
<i>Dalea humifusa</i>	herb	31	595	1449	4,59	22572	71,44	-66,86
<i>Lupinus pubescens</i>	shrub	51	873	185182	356,99	236	0,45	356,54
<i>Machaerium cuspidatum</i>	liana	71	863	21068	29,32	24020	33,42	-4,11
<i>Machaerium millei</i>	tree	51	340	44118	85,93	2260	4,40	81,53
<i>Macrolobium acaciifolium</i>	tree	40	275	5404	13,42	34551	85,79	-72,37
<i>Pseudosamanea guachapele</i>	tree	85	462	23832	27,89	81565	95,44	-67,55
<i>Pterocarpus amazonum</i>	tree	47	659	11192	23,48	27332	57,35	-33,87
<i>Mimosa quitensis</i>	shrub	26	590	19963	75,08	3587	13,49	61,59
<i>Astragalus geminiflorus</i>	herb	31	202	14727	47,20	22820	73,14	-25,94
<i>Desmodium intortum</i>	herb	91	191	145087	159,10	918	1,01	158,10
<i>Dialium guianense</i>	tree	10	1610	164630	162,02	14367	14,14	147,88
<i>Desmodium adscendens</i>	herb	13	7941	123584	89,59	16675	12,09	77,50
<i>Desmodium axillare</i>	herb	90	606	101836	112,39	17494	19,31	93,09
<i>Desmodium molliculum</i>	herb	60	234	132206	219,49	4861	8,07	211,42
<i>Indigofera suffruticosa</i>	subshrub	142751	3	3528	23,49	112593	78,87	-55,39
<i>Inga alba</i>	tree	58	027	44619	76,89	7098	12,23	64,66
<i>Inga marginata</i>	tree	11	6179	1563	1,35	1062	0,91	0,43
<i>Inga sertulifera</i>	tree	10	5401	9	0,01	84930	80,58	-80,57
<i>Inga spectabilis</i>	tree	13	6338	52177	38,27	11795	8,65	29,62
<i>Leucaena trichodes</i>	tree	50	919	22087	43,38	621	1,22	42,16
<i>Bauhinia aculeata</i>	shrub	81	942	0	0,00	6053	7,39	-7,39
<i>Bauhinia guianensis</i>	liana	65	502	65840	100,52	968	1,48	99,04
<i>Caesalpinia glabrata</i>	tree	52	058	19026	36,55	426	0,82	35,73
<i>Chamaecrista nictitans</i>	herb	12	9763	23961	18,47	1419	1,09	17,37
<i>Coursetia dubia</i>	shrub	52	146	0	0,00	30785	59,04	-59,04
<i>Coursetia grandiflora</i>	shrub	60	914	10817	17,76	605	0,99	16,76
<i>Crotalaria nitens</i>	herb	68	216	83413	122,28	18961	27,80	94,48
<i>Parkia multijuga</i>	tree	50	547	40559	80,24	12211	24,16	56,08
<i>Pithecellobium excelsum</i>	shrub	28	965	10506	36,27	593	2,05	34,22
<i>Platymiscium stipulare</i>	tree	11	5732	35127	30,35	31047	26,83	3,53
<i>Prosopis juliflora</i>	shrub	61	525	15174	24,66	3287	5,34	19,32
<i>Senna alata</i>	shrub	77	529	14061	18,14	28800	37,15	-19,01
<i>Senna bicapsularis</i>	shrub	47	431	5051	10,65	3294	6,94	3,70
<i>Swartzia simplex</i>	shrub	86	596	10461	12,08	10202	11,78	0,30
<i>Vicia andicola</i>	vine	50	626	1866	3,69	35156	69,44	-65,76
<i>Mimosa acantholoba</i>	shrub	46	625	15188	32,57	2617	5,61	26,96
<i>Mimosa albida</i>	shrub	98	831	53820	54,46	5252	5,31	49,14
<i>Mimosa debilis</i>	subshrub	60784	17	1196	281,65	418	0,69	280,96
<i>Mimosa myriadenia</i>	vine	70	584	63334	89,73	23436	33,20	56,53
<i>Lupinus microphyllus</i>	vine	44	852	1042	2,32	24887	55,49	-53,16
<i>Lupinus ramosissimus</i>	subshrub	74318	78	17	10,52	3327	4,48	6,04
<i>Lupinus tauris</i>	subshrub	42397	1	08968	257,02	5256	12,40	244,62
<i>Senna bacillaris</i>	tree	58	213	4088	7,02	37305	64,08	-57,06
<i>Senna dariensis</i>	tree	23	571	2556	10,84	11150	47,30	-36,46
<i>Senna incarnata</i>	shrub	72	212	159352	220,67	1246	1,73	218,95
<i>Senna macrophylla</i>	tree	80	976	16578	20,47	16763	20,70	-0,23
<i>Senna mollissima</i>	shrub	77	926	21660	27,80	11459	14,70	13,09
<i>Senna multiglandulosa</i>	shrub	33	908	1802	5,31	29510	87,03	-81,72
<i>Senna multijuga</i>	tree	94	686	1695	1,79	21023	22,20	-20,41
<i>Senna pistaciifolia</i>	shrub	30	826	141839	460,13	0	0,00	460,13

<i>Senna reticulata</i>	shrub	10	6524	44086	41,39	10179	9,56	31,83
<i>Senna ruiziana</i>	tree	63	732	334	0,52	62174	97,56	-97,03
<i>Bauhinia tarapotensis</i>	tree	91	816	147746	160,92	4725	5,15	155,77
<i>Calopogonium mucunoides</i>	herb	12	0362	16011	13,30	40759	33,86	-20,56
<i>Mimosa polydactyla</i>	herb	61	045	55848	91,49	21032	34,45	57,03
<i>Amicia glandulosa</i>	subshrub	68120	16	765	24,61	7635	11,21	13,40
<i>Inga silanchensis</i>	tree	36	071	15049	41,72	3912	10,85	30,88
<i>Andira inermis</i>	tree	72	496	46611	64,29	50772	70,03	-5,74
<i>Geoffroea spinosa</i>	shrub	10	5830	22852	21,59	90383	85,40	-63,81
<i>Swartzia bombycina</i>	tree	46	820	0	0,00	37344	79,76	-79,76
<i>Parkia balslevii</i>	tree	74	778	19003	25,41	43124	57,67	-32,26
<i>Coursetia caribaea</i>	subshrub	105897	27	188	25,67	6885	6,50	19,17
<i>Stryphnodendron porcatum</i>	tree	71	179	2483	3,49	28840	40,52	-37,03
<i>Otholobium mexicanum</i>	subshrub	62908	69	47	11,04	6112	9,72	1,33
<i>Otholobium brachystachyum</i>	shrub	84	811	98793	116,49	75	0,09	116,40
<i>Zygia coccinea</i>	tree	48	197	16605	34,45	12274	25,47	8,99
<i>Zygia lathetica</i>	tree	67	284	33281	49,46	1267	1,88	47,58
<i>Abarema laeta</i>	tree	96	786	26395	27,27	26986	27,88	-0,61
<i>Inga multinervis</i>	tree	83	748	5251	6,27	43112	51,48	-45,21
<i>Albizia multiflora</i>	tree	39	871	41515	104,12	1110	2,78	101,34
<i>Gliricidia brenningii</i>	tree	63	524	27303	42,98	627	0,99	41,99
<i>Lonchocarpus seorsus</i>	tree	77	907	7406	9,51	24073	30,90	-21,39

Tabla A3.16.7. Porcentaje de expansión y contracción del área potencial futuro con respecto al actual de las especies de páramo (área estable + área perdido en píxeles).

ESPECIES	Forma de vida	Hábitat inicial	Hábitat ganado		Hábitat perdido		Cambio %	
			Pixel	%	Pixel	%		
<i>Trisetum spicatum</i>	herb	34	180	68836	201,39	4818	14,10	187,30
<i>Weinmannia fagaroides</i>	shrub	58	819	126271	214,68	0	0,00	214,68
<i>Weinmannia mariquitae</i>	shrub	54846	71172	129,77	21193	86,12	5,90	
<i>Luzula racemosa</i>	herb	36	195	2296	6,34	11812	32,63	-26,29
<i>Tristerix longebracteatus</i>	shrub	46	122	1411	3,06	13211	28,64	-25,58
<i>Stellaria recurvata</i>	herb	52	357	623	1,19	39818	76,05	-74,86
<i>Ranunculus peruvianus</i>	herb	36	075	177	0,49	17958	49,78	-49,29
<i>Monnina pseudopilosa</i>	shrub	53	540	6915	12,92	9164	17,12	-4,20
<i>Xenophyllum humile</i>	herb	26	411	6714	25,42	8983	34,01	-8,59
<i>Lobelia tenera</i>	herb	40	640	3264	8,03	2163	5,32	2,71
<i>Lachemilla hispidula</i>	herb	21	697	75785	349,29	949	4,37	344,91
<i>Gynoxys buxifolia</i>	shrub	29694	5384	18,13	20957	70,58	-5	2,44
<i>Jamesonia scammaniae</i>	herb	43	658	9575	21,93	12045	27,59	-5,66
<i>Loricaria ilinissae</i>	shrub	45388	144845	319,13	36478	04,31	1,09	
<i>Huperzia tetragona</i>	herb	59	175	134	0,23	11840	20,01	-19,78
<i>Terpsichore heteromorpha</i>	herb	30	513	1179	3,86	6713	22,00	-18,14

Tabla A3.17.1. Porcentaje de expansión y contracción del área potencial futuro con respecto al actual para las especies epífitas.

Forma de vida	Familia	Hábitat Inicial	Hábitat Ganado %	Hábitat Perdido %	Expansión %	Forma de vida	Familia	Hábitat Inicial	Hábitat Ganado %	Hábitat Perdido %	Contracción %
epiphyte AR	AC	153717	42,81	5,02	37,80	epiphyte AR	AC	56388	4,45	49,56	-45,11
epiphyte AR	AC	70072	36,42	16,17	20,25	epiphyte AR	AC	58774	24,75	46,43	-21,68
epiphyte AR	AC	26013	339,36	70,91	268,45	epiphyte AR	AC	130550	4,93	30,83	-25,90
epiphyte AR	AC	59660	33,87	33,42	0,45	epiphyte AR	AC	61450	28,58	72,08	-43,50
epiphyte AR	AC	58497	75,76	3,85	71,92	epiphyte AR	AC	87447	14,28	68,62	-54,34
epiphyte AR	AC	61260	314,65	12,12	302,53	epiphyte AR	AC	87811	13,66	53,40	-39,74
epiphyte AR	AC	22199	163,91	48,47	115,44	epiphyte AR	AC	78552	32,77	33,74	-0,97
epiphyte AR	AC	49586	327,97	1,05	326,92	epiphyte AR	AC	106483	0,00	64,83	-64,83
epiphyte AR	AC	118902	36,69	4,95	31,73	epiphyte AR	AC	96937	7,40	70,95	-63,54
epiphyte AR	AC	76178	82,15	1,46	80,68	epiphyte AR	AC	82976	9,37	12,00	-2,63
epiphyte AR	AC	84485	35,50	2,95	32,54	epiphyte AR	AC	67341	19,22	30,58	-11,36
epiphyte AR	AC	51493	41,54	8,91	32,63	epiphyte AR	AC	51885	20,08	42,37	-22,29
epiphyte AR	AC	64735	185,04	16,57	168,46	epiphyte AR	AC	66208	10,82	51,38	-40,56
epiphyte AR	AC	73102	80,58	0,00	80,58	epiphyte AR	AC	67555	7,00	9,64	-2,64
epiphyte B	ROM	62896	38,16	11,26	26,90	epiphyte AR	AC	64180	2,18	24,51	-22,33
epiphyte B	ROM	76118	45,50	8,22	37,28	epiphyte AR	AC	81571	15,97	40,04	-24,07
epiphyte B	ROM	41974	56,01	23,67	32,34	epiphyte AR	AC	41175	12,22	45,85	-33,63
epiphyte B	ROM	64373	50,56	34,83	15,73	epiphyte AR	AC	70657	24,25	60,05	-35,80
epiphyte B	ROM	93485	21,57	15,99	5,58	epiphyte AR	AC	76420	12,92	18,70	-5,79
epiphyte B	ROM	105223	32,74	10,79	21,95	epiphyte AR	AC	55851	18,94	35,05	-16,12
epiphyte B	ROM	65710	19,92	15,81	4,11	epiphyte B	ROM	87629	28,41	33,58	-5,17
epiphyte B	ROM	86943	175,69	34,64	141,05	epiphyte B	ROM	75274	30,38	95,84	-65,46
epiphyte B	ROM	67589	48,93	3,22	45,71	epiphyte B	ROM	28747	5,86	55,55	-49,69
epiphyte B	ROM	57295	228,15	6,26	221,89	epiphyte B	ROM	88978	27,00	99,22	-72,21
epiphyte B	ROM	25171	76,58	32,08	44,50	epiphyte B	ROM	137052	8,85	10,70	-1,85
epiphyte B	ROM	46293	421,69	4,01	417,67	epiphyte B	ROM	78246	3,13	7,09	-3,96
epiphyte B	ROM	101283	51,01	9,89	41,12	epiphyte B	ROM	67243	4,00	8,91	-4,91
epiphyte B	ROM	71171	58,14	13,72	44,42	epiphyte B	ROM	66654	32,23	38,14	-5,91

epiphyte B	ROM	72811	43,11	10,81	32,30	epiphyte B	ROM	71230	13,17	17,58	-4,41
epiphyte B	ROM	85050	14,83	4,38	10,45	epiphyte B	ROM	101436	26,59	78,73	-52,14
epiphyte B	ROM	183632	32,20	18,13	14,07	epiphyte B	ROM	32015	6,03	56,35	-50,32
epiphyte B	ROM	76070	53,21	44,47	8,74	epiphyte B	ROM	109513	3,03	12,83	-9,80
epiphyte B	ROM	71709	44,58	3,58	41,01	epiphyte B	ROM	102113	9,41	15,85	-6,45
epiphyte B	ROM	73328	26,21	23,66	2,55	epiphyte B	ROM	48647	26,88	33,99	-7,11
epiphyte B	ROM	76608	31,22	13,87	17,36	epiphyte B	ROM	62141	25,03	35,68	-10,65
epiphyte B	ROM	51681	108,90	20,82	88,08	epiphyte B	ROM	76296	8,78	21,75	-12,97
epiphyte B	ROM	61985	188,12	1,08	187,04	epiphyte B	ROM	36401	66,29	97,23	-30,94
epiphyte B	ROM	86020	23,78	4,82	18,96	epiphyte B	ROM	57581	13,20	31,33	-18,14
epiphyte B	ROM	60043	24,08	7,72	16,35	epiphyte B	ROM	144522	22,08	24,74	-2,66
epiphyte B	ROM	74090	45,90	29,04	16,86	epiphyte B	ROM	121940	0,67	20,67	-20,00
epiphyte B	ROM	41464	65,49	1,71	63,78	epiphyte B	ROM	65570	25,33	27,02	-1,69
epiphyte B	ROM	102697	17,94	4,39	13,55	epiphyte B	ROM	79428	0,00	4,80	-4,80
epiphyte B	ROM	63622	49,77	7,29	42,48	epiphyte B	ROM	92320	13,95	16,73	-2,77
epiphyte B	ROM	55242	71,34	6,48	64,87	epiphyte B	ROM	54645	15,74	65,51	-49,77
epiphyte B	ROM	59252	30,49	4,87	25,61	epiphyte B	ROM	72761	8,20	21,43	-13,24
epiphyte B	ROM	85437	155,77	11,05	144,72	epiphyte GES	N	94265	11,85	18,13	-6,28
epiphyte B	ROM	26895	58,62	23,92	34,70	epiphyte GES	N	93074	35,51	99,02	-63,52
epiphyte B	ROM	49418	17,25	4,22	13,03	epiphyte GES	N	67627	3,80	5,10	-1,29
epiphyte B	ROM	58568	28,01	14,09	13,92	epiphyte GES	N	56928	51,40	94,79	-43,39
epiphyte B	ROM	86867	14,12	9,68	4,44	epiphyte GES	N	26217	16,94	32,78	-15,84
epiphyte B	ROM	71170	40,36	13,57	26,79	epiphyte GES	N	62416	16,51	19,11	-2,60
epiphyte B	ROM	62287	33,55	10,86	22,69	epiphyte GES	N	101930	10,22	56,46	-46,24
epiphyte B	ROM	74125	186,39	13,38	173,01	Suma					-1262,99
epiphyte B	ROM	56530	355,37	34,82	320,56	Media					-24,29
epiphyte B	ROM	18990	15,65	4,15	11,50	Desvi.					21,59
epiphyte B	ROM	69305	29,68	19,10	10,59						
epiphyte B	ROM	55077	395,79	35,35	360,45						
epiphyte B	ROM	53590	21,86	20,72	1,13						
epiphyte GES	N	74713	182,78	5,08	177,70						
epiphyte GES	N	111832	54,88	14,40	40,47						
epiphyte GES	N	109842	7,82	6,38	1,44						

epiphyte GES	N	89265	53,24	29,28	23,96
epiphyte GES	N	26498	19,65	1,27	18,38
epiphyte GES	N	60554	219,93	55,45	164,49
epiphyte GES	N	71719	23,71	2,43	21,28
epiphyte GES	N	110131	55,39	16,11	39,28
epiphyte GES	N	159108	23,51	7,39	16,11
Suma					4975,37
Media					74,26
Desvi.					97,64

Tabla A3.17.2. Porcentaje de expansión y contracción del área potencial futuro con respecto al actual para los arbustos.

Forma de vida	Familia	Hábitat Inicial	Hábitat Ganado %	Hábitat Perdido %	Expansión %
shrub GES	N	52488	78,56	51,24	27,31
shrub	GESN 32	732 50	2,91	0,64	502,27
shrub GES	N	61230	50,46	10,78	39,67
shrub GES	N	46938	23,78	10,23	13,55
shrub GES	N	68797	26,77	15,58	11,18
shrub GES	N	107304	155,60	16,07	139,53
shrub GES	N	86431	42,17	0,33	41,84
shrub	GESN 75	320 22	6,06	16,48	209,58
shrub GES	N	95519	40,04	39,81	0,22
shrub LAUR		67992	27,59	17,19	10,40
shrub LAUR		51826	325,44	1,89	323,55
shrub LEG	U	93055	59,67	6,81	52,86
shrub LEG	U	27451	14,65	6,93	7,72
shrub LEG	U	53473	19,26	7,63	11,64
shrub LEG	U	51873	356,99	0,45	356,54
shrub LEG	U	26590	75,08	13,49	61,59
shrub LEG	U	60914	17,76	0,99	16,76
shrub LEG	U	28965	36,27	2,05	34,22
shrub LEG	U	61525	24,66	5,34	19,32
shrub LEG	U	47431	10,65	6,94	3,70
shrub LEG	U	86596	12,08	11,78	0,30
shrub LEG	U	46625	32,57	5,61	26,96
shrub LEG	U	98831	54,46	5,31	49,14
shrub LEG	U	72212	220,67	1,73	218,95
shrub LEG	U	77926	27,80	14,70	13,09
shrub LEG	U	30826	460,13	0,00	460,13
shrub LEG	U	106524	41,39	9,56	31,83

Forma de vida	Familia	Hábitat Ganado %	Hábitat Perdido %	% Pérdida	Contracción %
shrub GES	N	87378	29,26	87,25	-57,99
shrub GES	N	91990	19,64	26,77	-7,13
shrub GES	N	108681	23,49	29,28	-5,79
shrub GES	N	72558	26,98	29,10	-2,12
shrub GES	N	94068	8,73	19,10	-10,37
shrub GES	N	129481	50,87	55,50	-4,63
shrub GES	N	86253	41,53	43,24	-1,71
shrub GES	N	41827	20,17	48,24	-28,06
shrub GES	N	60905	6,35	92,71	-86,37
shrub GES	N	64600	11,63	61,39	-49,76
shrub GES	N	43226	3,48	13,48	-10,00
shrub GES	N	101269	0,76	74,72	-73,95
shrub LEG	U	60369	21,78	24,66	-2,88
shrub LEG	U	81942	0,00	7,39	-7,39
shrub LEG	U	52146	0,00	59,04	-59,04
shrub LEG	U	77529	18,14	37,15	-19,01
shrub LEG	U	33908	5,31	87,03	-81,72
shrub LEG	U	105830	21,59	85,40	-63,81
shrub PAR	A	46122	3,06	28,64	-25,58
shrub PAR	A	53540	12,92	17,12	-4,20
shrub PAR	A	29694	18,13	70,58	-52,44
Suma					-653,96
Media					-31,14
Desvi.					135,90

shrub LEG	U	84811	116,49	0,09	116,40
shrub PAR	A	58819	214,68	0,00	214,68
shrub PAR	A	54846	129,77	3,86	125,90
shrub PAR	A	45388	319,13	8,04	311,09
Suma					3451,94
Media					111,35
Desvi.					142,88

Tabla A3.17.3. Porcentaje de expansión y contracción del área potencial futuro con respecto al actual para las herbáceas trepadoras.

Forma de vida	Familia	Hábitat Inicial	Hábitat Ganado %	Hábitat Perdido %	Expansión %
vine GES	N	40501	11,111	1,738	9,37
vine LEG	U	70584	89,729	33,203	56,53
Suma					65,90
Media					32,95
Desvi.					33,34

Forma de vida	Familia	Hábitat Inicial	Hábitat Ganado %	Hábitat Perdido %	Contracción %
vine GES	N	117160	10,07	15,66	-5,59
vine GES	N	84421	54,16	75,08	-20,92
vine LEG	U	136079	10,10	16,87	-6,77
vine LEG	U	77422	4,82	23,30	-18,48
vine LEG	U	50626	3,69	69,44	-65,76
Suma					-117,52
Media					-23,50
Desvi.					24,59

Tabla A3.17.4. Porcentaje de expansión y contracción del área potencial futuro con respecto al actual para los subarbustos.

Forma de vida	Familia	Hábitat Inicial	Hábitat Ganado %	Hábitat Perdido %	Expansión %
subshrub GES	N	96880	53,96	12,44	41,52
subshrub LEG	U	60784	281,65	0,69	280,96
subshrub LEG	U	74318	10,52	4,48	6,04
subshrub LEG	U	42397	257,02	12,40	244,62
subshrub LEG	U	68120	24,61	11,21	13,40
subshrub LEG	U	105897	25,67	6,50	19,17
subshrub LEG	U	62908	11,04	9,72	1,33
Suma					607,04
Media					86,72
desvi					121,41

Forma de vida	Familia	Hábitat Inicial	Hábitat Ganado %	Hábitat Perdido %	Contracción %
subshrub LEGU		142751	23,49	78,87	-55,39

Tabla A3.17.5. Porcentaje de expansión y contracción del área potencial futuro con respecto al actual para las especies herbáceas.

Forma de vida	Familia	Hábitat Inicial	Hábitat Ganado %	Hábitat Perdido %	Expansión %	Forma de vida	Familia	Hábitat Inicial	Hábitat Ganado %	Hábitat Perdido %	Contracción %
herb AR	AC	81420	44,05	22,63	21,43	herb AR	AC	113721	5,45	50,24	-44,80
herb AR	AC	27106	446,71	23,57	423,13	herb AR	AC	107452	6,92	76,92	-69,99
herb AR	AC	28122	164,98	20,50	144,48	herb AR	AC	35328	39,48	72,54	-33,05
herb AR	AC	97009	155,57	8,02	147,55	herb AR	AC	28890	14,39	43,18	-28,80
herb AR	AC	68615	39,22	22,34	16,88	herb AR	AC	39633	43,13	52,27	-9,13
herb AR	AC	82962	144,40	6,63	137,77	herb AR	AC	81122	22,50	38,89	-16,39
herb AR	AC	74945	130,07	6,55	123,52	herb B	ROM	69542	10,55	91,72	-81,18
herb AR	AC	45034	45,25	25,13	20,12	herb B	ROM	50755	11,34	13,38	-2,04
herb AR	AC	42449	195,50	12,63	182,87	herb B	ROM	64400	7,88	22,19	-14,31
herb AR	AC	39009	188,97	6,97	182,00	herb B	ROM	44828	42,97	47,92	-4,95
herb AR	AC	15185	119,03	0,81	118,22	herb B	ROM	46436	10,84	29,09	-18,24
herb AR	AC	118462	52,61	19,34	33,27	herb B	ROM	49314	4,11	25,89	-21,78
herb AR	AC	52248	203,21	29,23	173,98	herb B	ROM	40023	73,26	94,22	-20,97
herb B	ROM	54109	367,47	7,21	360,26	herb B	ROM	46213	3,57	21,18	-17,62
herb B	ROM	65767	6,13	4,99	1,14	herb B	ROM	67298	1,34	11,40	-10,06
herb B	ROM	50448	24,83	16,71	8,12	herb GES	N	71105	15,06	22,23	-7,17
herb B	ROM	99705	28,97	11,31	17,66	herb GES	N	106484	22,87	29,67	-6,80
herb B	ROM	54187	18,81	10,40	8,40	herb GES	N	39855	50,34	86,93	-36,59
herb B	ROM	14291	60,53	4,35	56,18	herb GES	N	53237	11,17	33,68	-22,51
herb B	ROM	46410	30,74	6,47	24,27	herb GES	N	74250	20,67	21,77	-1,10
herb B	ROM	30777	713,26	30,95	682,30	herb GES	N	53796	6,24	64,05	-57,82
herb B	ROM	36978	54,62	11,06	43,57	herb GES	N	126263	3,94	32,16	-28,23
herb B	ROM	47004	289,26	8,44	280,82	herb GES	N	59967	11,05	28,90	-17,84
herb B	ROM	44989	11,46	7,93	3,54	herb GES	N	93817	7,78	16,17	-8,39
herb GES	N	71558	75,92	23,10	52,82	herb GES	N	49685	2,07	45,40	-43,33
herb GES	N	74673	69,88	5,00	64,88	herb GES	N	71499	20,93	91,43	-70,50
herb GES	N	44957	461,14	12,60	448,54	herb GES	N	55970	38,06	84,62	-46,56
herb GES	N	146055	91,95	3,32	88,63	herb GES	N	75342	23,23	30,45	-7,22

herb GES	N	100206	36,69	6,60	30,09
herb GES	N	120877	33,46	7,67	25,80
herb GES	N	87842	56,03	31,20	24,83
herb GES	N	50956	307,55	5,15	302,40
herb GES	N	87082	98,86	20,96	77,90
herb GES	N	24401	792,10	24,22	767,89
herb GES	N	38480	20,26	12,31	7,95
herb GES	N	62778	189,98	14,74	175,24
herb GES	N	37442	12,15	2,52	9,63
herb GES	N	70380	49,59	10,64	38,95
herb GES	N	82391	38,35	16,28	22,07
herb GES	N	48747	49,83	41,79	8,04
herb GES	N	52752	377,01	26,23	350,78
herb GES	N	62872	274,98	3,09	271,89
herb GES	N	93665	56,20	18,49	37,71
herb GES	N	35707	6,19	4,17	2,02
herb GES	N	75604	160,63	0,07	160,56
herb GES	N	47617	175,56	2,37	173,19
herb GES	N	63547	48,75	30,66	18,09
herb GES	N	34325	229,76	18,35	211,41
herb GES	N	85883	47,72	5,03	42,69
herb GES	N	41825	37,43	34,90	2,52
herb GES	N	44734	58,21	9,06	49,15
herb GES	N	75971	215,82	10,32	205,50
herb GES	N	34016	71,44	16,61	54,83
herb GES	N	49356	59,49	9,06	50,43
herb GES	N	75328	34,74	11,43	23,31
herb LEG	U	91191	159,10	1,01	158,10
herb LEG	U	137941	89,59	12,09	77,50
herb LEG	U	90606	112,39	19,31	93,09
herb LEG	U	60234	219,49	8,07	211,42
herb LEG	U	129763	18,47	1,09	17,37
herb LEG	U	68216	122,28	27,80	94,48

herb GES	N	29438	7,58	20,50	-12,92
herb GES	N	85254	2,88	53,59	-50,71
herb GES	N	72688	35,50	63,40	-27,90
herb GES	N	82054	5,55	82,13	-76,58
herb GES	N	77580	6,32	14,29	-7,97
herb GES	N	78235	7,78	88,77	-80,99
herb GES	N	56419	50,25	89,61	-39,37
herb LEG	U	31595	4,59	71,44	-66,86
herb LEG	U	31202	47,20	73,14	-25,94
herb LEG	U	120362	13,30	33,86	-20,56
herb LEG	U	44852	2,32	55,49	-53,16
herb PAR	A	36195	6,34	32,63	-26,29
herb PAR	A	52357	1,19	76,05	-74,86
herb PAR	A	36075	0,49	49,78	-49,29
herb PAR	A	26411	25,42	34,01	-8,59
herb PAR	A	43658	21,93	27,59	-5,66
herb PAR	A	59175	0,23	20,01	-19,78
herb PAR	A	30513	3,86	22,00	-18,14
Suma					-1412,92
Media					-30,72
Desvi.					23,71

herb LEG	U	61045	91,49	34,45	57,03
herb PAR	A	34180	201,39	14,10	187,30
herb PAR	A	40640	8,03	5,32	2,71
herb PAR	A	21697	349,29	4,37	344,91
Suma					8255,12
Media					127,00
Desvi.					155,21

Tabla A3.17.6. Porcentaje de expansión y contracción del área potencial futuro con respecto al actual para los árboles.

Forma de vida	Familia	Hábitat Inicial	Hábitat Ganado %	Hábitat Perdido %	Expansión %	Forma de vida	Familia	Hábitat Inicial	Hábitat Ganado %	Hábitat Perdido %	Contracción %
tree LAUR		81096	108,57	16,42	92,16	tree LAUR		95589	10,89	77,89	-67,00
tree LAUR		111809	66,01	0,63	65,38	tree LAUR		72642	10,88	26,99	-16,12
tree LAUR		79365	51,30	24,99	26,31	tree LAUR		104637	4,22	55,56	-51,34
tree LAUR		71575	54,00	51,74	2,26	tree LAUR		155934	7,07	19,37	-12,30
tree LAUR		102184	79,36	10,55	68,81	tree LAUR		125261	4,68	29,60	-24,92
tree LAUR		122927	38,17	12,27	25,90	tree LAUR		74931	21,33	46,39	-25,06
tree LAUR		45590	32,56	1,70	30,87	tree LAUR		91753	9,73	31,50	-21,78
tree LAUR		86823	25,16	19,66	5,50	tree LAUR		46519	20,92	83,10	-62,18
tree LAUR		107001	63,80	1,06	62,74	tree LAUR		50205	0,33	21,26	-20,93
tree LAUR		157121	21,40	15,93	5,47	tree LAUR		102361	12,45	26,79	-14,34
tree LAUR		76518	34,87	17,09	17,78	tree LAUR		88159	23,26	63,30	-40,04
tree LAUR		47449	67,15	53,23	13,92	tree LAUR		147809	0,00	16,80	-16,80
tree LAUR		79265	16,27	11,25	5,02	tree LAUR		115370	0,98	2,15	-1,17
tree LEG	U	134189	21,75	7,84	13,91	tree LEG	U	77053	11,08	41,97	-30,89
tree LEG	U	77043	40,08	18,00	22,08	tree LEG	U	45475	6,78	88,75	-81,97
tree LEG	U	95210	123,28	21,29	101,98	tree LEG	U	60423	15,08	21,85	-6,76
tree LEG	U	97502	41,91	24,48	17,43	tree LEG	U	182484	0,95	25,13	-24,18
tree LEG	U	39870	63,39	44,32	19,07	tree LEG	U	31108	5,01	63,44	-58,44
tree LEG	U	44450	20,19	10,77	9,42	tree LEG	U	97791	14,22	51,53	-37,31
tree LEG	U	45644	24,63	18,48	6,15	tree LEG	U	87356	0,19	26,20	-26,01
tree LEG	U	53074	76,69	12,59	64,10	tree LEG	U	109106	47,15	50,01	-2,86
tree LEG	U	76954	79,72	42,38	37,34	tree LEG	U	44649	38,53	97,44	-58,91
tree LEG	U	57719	76,27	64,89	11,37	tree LEG	U	59456	0,90	5,00	-4,10
tree LEG	U	51230	35,15	29,94	5,21	tree LEG	U	61732	28,07	63,92	-35,85
tree LEG	U	63483	27,56	2,38	25,18	tree LEG	U	64781	11,63	69,81	-58,18
tree LEG	U	134535	18,20	0,28	17,93	tree LEG	U	115231	0,03	71,85	-71,81
tree LEG	U	144663	46,29	13,91	32,38	tree LEG	U	77082	7,88	73,20	-65,32
tree LEG	U	76346	35,82	17,06	18,76	tree LEG	U	95949	12,87	39,65	-26,78

tree LEG	U	59498	15,81	6,40	9,42
tree LEG	U	94721	60,21	28,28	31,93
tree LEG	U	113546	14,11	5,24	8,88
tree LEG	U	112487	37,98	7,84	30,14
tree LEG	U	13830	112,83	56,78	56,06
tree LEG	U	99856	13,81	4,56	9,25
tree LEG	U	77477	94,62	33,16	61,46
tree LEG	U	60034	37,75	9,94	27,81
tree LEG	U	51340	85,93	4,40	81,53
tree LEG	U	101610	162,02	14,14	147,88
tree LEG	U	58027	76,89	12,23	64,66
tree LEG	U	116179	1,35	0,91	0,43
tree LEG	U	136338	38,27	8,65	29,62
tree LEG	U	50919	43,38	1,22	42,16
tree LEG	U	52058	36,55	0,82	35,73
tree LEG	U	50547	80,24	24,16	56,08
tree LEG	U	115732	30,35	26,83	3,53
tree LEG	U	91816	160,92	5,15	155,77
tree LEG	U	36071	41,72	10,85	30,88
tree LEG	U	48197	34,45	25,47	8,99
tree LEG	U	67284	49,46	1,88	47,58
tree LEG	U	39871	104,12	2,78	101,34
tree LEG	U	63524	42,98	0,99	41,99
Suma					1907,53
Media					37,40
Desvi.					35,26

tree LEG	U	86182	1,48	28,31	-26,83
tree LEG	U	50356	15,58	25,45	-9,88
tree LEG	U	83837	24,27	27,63	-3,36
tree LEG	U	140052	7,75	37,03	-29,27
tree LEG	U	77703	5,43	76,93	-71,50
tree LEG	U	92202	10,69	12,47	-1,78
tree LEG	U	64928	13,45	78,67	-65,22
tree LEG	U	40275	13,42	85,79	-72,37
tree LEG	U	85462	27,89	95,44	-67,55
tree LEG	U	47659	23,48	57,35	-33,87
tree LEG	U	105401	0,01	80,58	-80,57
tree LEG	U	58213	7,02	64,08	-57,06
tree LEG	U	23571	10,84	47,30	-36,46
tree LEG	U	80976	20,47	20,70	-0,23
tree LEG	U	94686	1,79	22,20	-20,41
tree LEG	U	63732	0,52	97,56	-97,03
tree LEG	U	72496	64,29	70,03	-5,74
tree LEG	U	46820	0,00	79,76	-79,76
tree LEG	U	74778	25,41	57,67	-32,26
tree LEG	U	71179	3,49	40,52	-37,03
tree LEG	U	96786	27,27	27,88	-0,61
tree LEG	U	83748	6,27	51,48	-45,21
tree LEG	U	77907	9,51	30,90	-21,39
Suma					-1858,75
Media					-36,45
Desvi.					26,16

Tabla A3.17.7. Porcentaje de expansión y contracción del área potencial futuro con respecto al actual para las lianas.

Forma de vida	Familia	Hábitat Inicial	Hábitat Ganado %	Hábitat Perdido %	Expansión %
liana B	IGN	115850	40,36	11,02	29,34
liana B	IGN	108500	4,57	2,57	2,01
liana B	IGN	72921	19,04	2,42	16,62
liana B	IGN	72801	68,47	5,66	62,81
liana B	IGN	91329	62,33	7,09	55,24
liana LEG	U	65502	100,52	1,48	99,04
Suma					265,05
Media					44,17
Desvi.					35,32

Forma de vida	Familia	Hábitat Inicial	Hábitat Ganado %	Hábitat Perdido %	Contracción %
liana BI	GN	122964	14,11	38,23	-24,11
liana B	IGN	168442	0,82	26,37	-25,55
liana B	IGN	116098	0,00	21,52	-21,52
liana BI	GN	130861	15,74	33,78	-18,04
liana BI	GN	159232	10,45	89,62	-79,17
liana B	IGN	93606	10,82	76,47	-65,65
liana GES	N	93911	4,26	44,23	-39,97
liana LEG	U	71863	29,32	33,42	-4,11
Suma					-278,12
Media					-34,77
Desvi.					25,49

Tabla A3.18.1. Valor de la tasa de recambio media por píxel asumiendo dispersión ilimitada cada 500 m de elevación.

ALTITUD	COUNT	AREA	MIN	MAX	RANGE	MEAN	STD	SUM	
0-500	15	4601	10,7353	21,13	85,04	63,91	59,01	10,23	9123334,00
500-1000	25	339	1,7595	20,00	73,55	53,55	45,95	7,56	1164431,75
1000-1500	21	186	1,4711	21,01	68,39	47,38	43,68	7,29	925332,44
1500-2000	18	000	1,2499	23,81	65,56	41,75	42,67	7,27	768014,69
2000-2500	15	088	1,0477	23,81	65,82	42,01	43,91	6,14	662564,69
2500-3000	16	896	1,1732	30,22	69,01	38,79	48,91	7,22	826350,31
3000-3500	16	134	1,1203	22,73	70,51	47,78	53,01	6,53	855207,81
3500-4000	12	884	0,8947	21,60	71,09	49,49	52,21	7,44	672700,38
4000-4500	43	48	0,3019	25,83	64,46	38,63	48,03	7,04	208817,03
4500-5000	18	8	0,0131	26,90	53,70	26,80	40,05	4,30	7528,84
5000-5500	42		0,0029	28,57	43,81	15,24	36,01	4,02	1512,29
5500-6000	14		0,0010	28,57	37,30	8,73	33,36	2,76	466,99
6000-6500	2		0,0001	28,80	33,33	4,53	31,07	2,27	62,13

Tabla A3.18.2. Valor de la tasa de recambio media por píxel asumiendo dispersión nula cada 500 m de elevación.

ALTITUD	COUNT	AREA	MIN	MAX	RANGE	MEAN	STD	SUM		
0-500	154601	10,7353	8,77	54,32	45	,55	31	,38	7,68	4851082,00
500-1000	25339	1,7595	10,00	50,00	40	,00	25	,32	5,05	641463,81
1000-1500	21186	1,4711	10,91	52,74	41	,83	24	,77	5,26	524675,31
1500-2000	18000	1,2499	10,65	48,33	37	,68	24	,22	5,53	435984,81
2000-2500	15088	1,0477	10,10	46,26	36	,16	23	,30	5,27	351589,78
2500-3000	16896	1,1732	12,26	44,74	32	,48	24	,96	4,64	421677,19
3000-3500	16134	1,1203	5,47	44,90	39	,43	26	,24	5,51	423276,28
3500-4000	12884	0,8947	3,28	44,83	41	,55	25	,02	7,77	322388,75
4000-4500	4348	0,3019	3,23	43,82	40	,59	19	,91	6,85	86588,07
4500-5000	188	0,0131	5,56	31,75	26	,19	15	,74	5,72	2959,50
5000-5500	42	0,0029	7,23	25,40	18	,17	13	,97	5,40	586,83
5500-6000	14	0,0010	9,28	17	,44	8,16	12,59	2,	38	176,31
6000-6500	2	0,0001	8,25	11,34	3,09	9,80	1,55			19,59

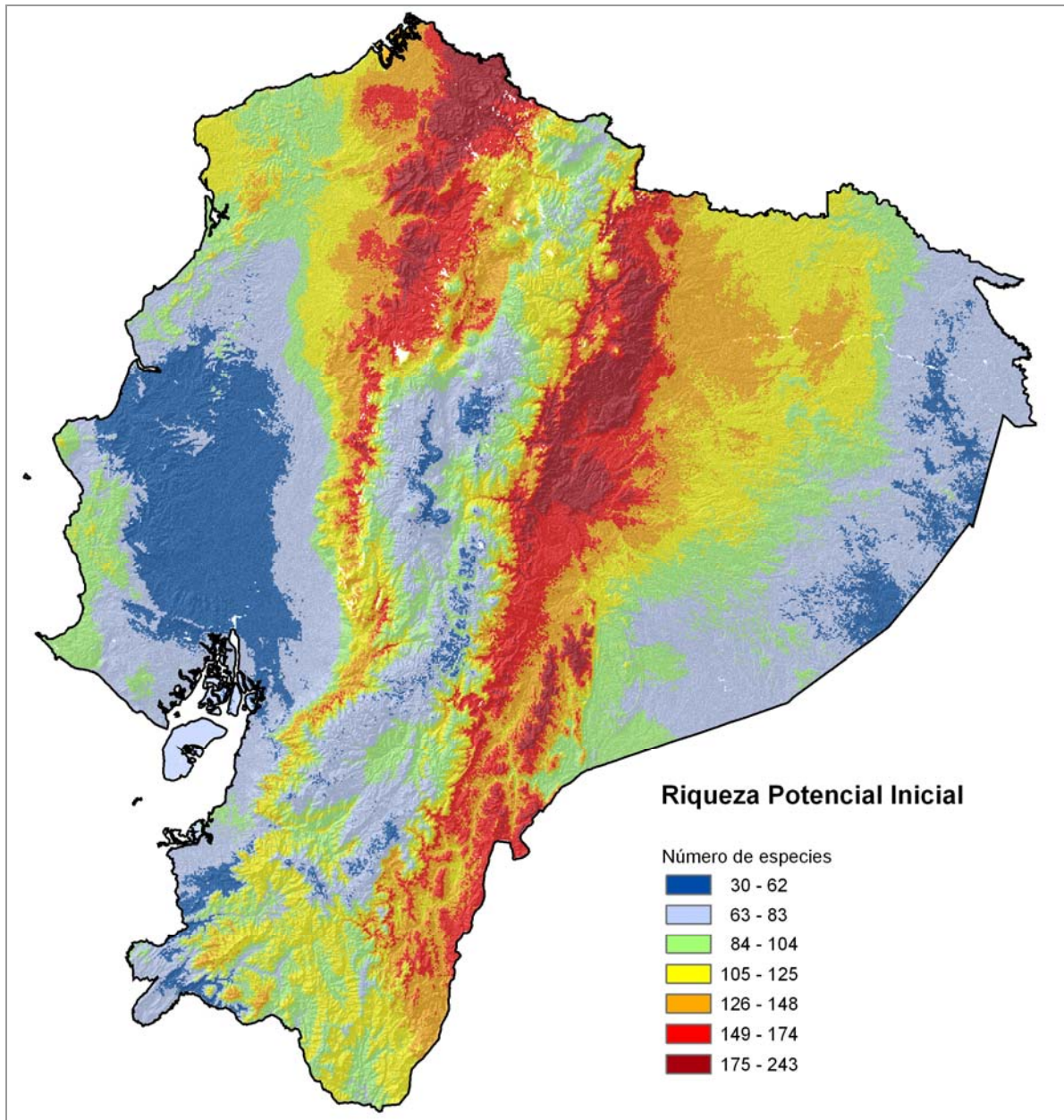


Fig. A3.1.1. Riqueza potencial estimada para el año 2006.

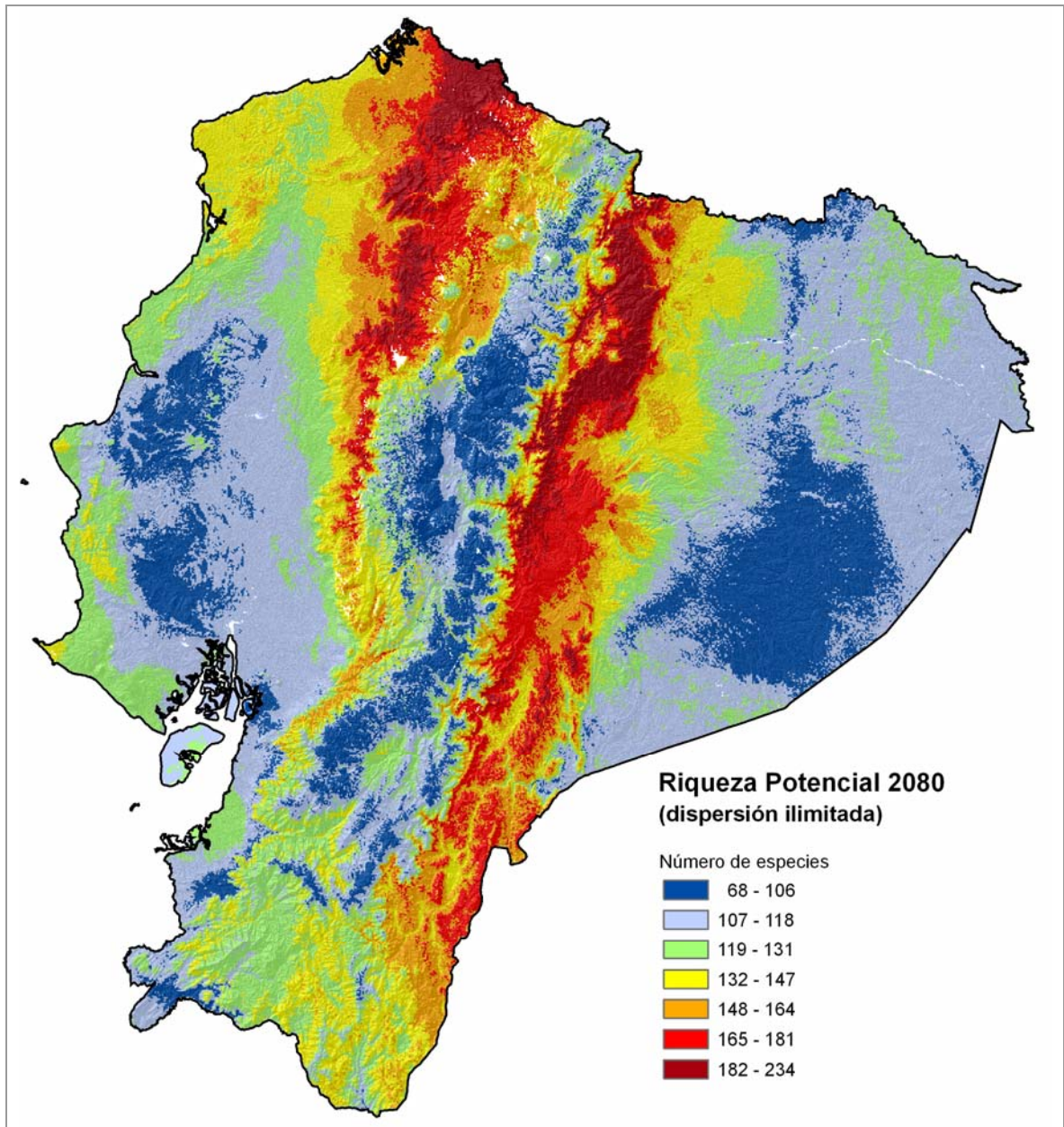


Fig. A3.1.2. Riqueza potencial estimada para el año 2080 bajo el supuesto de dispersión ilimitada o universal.

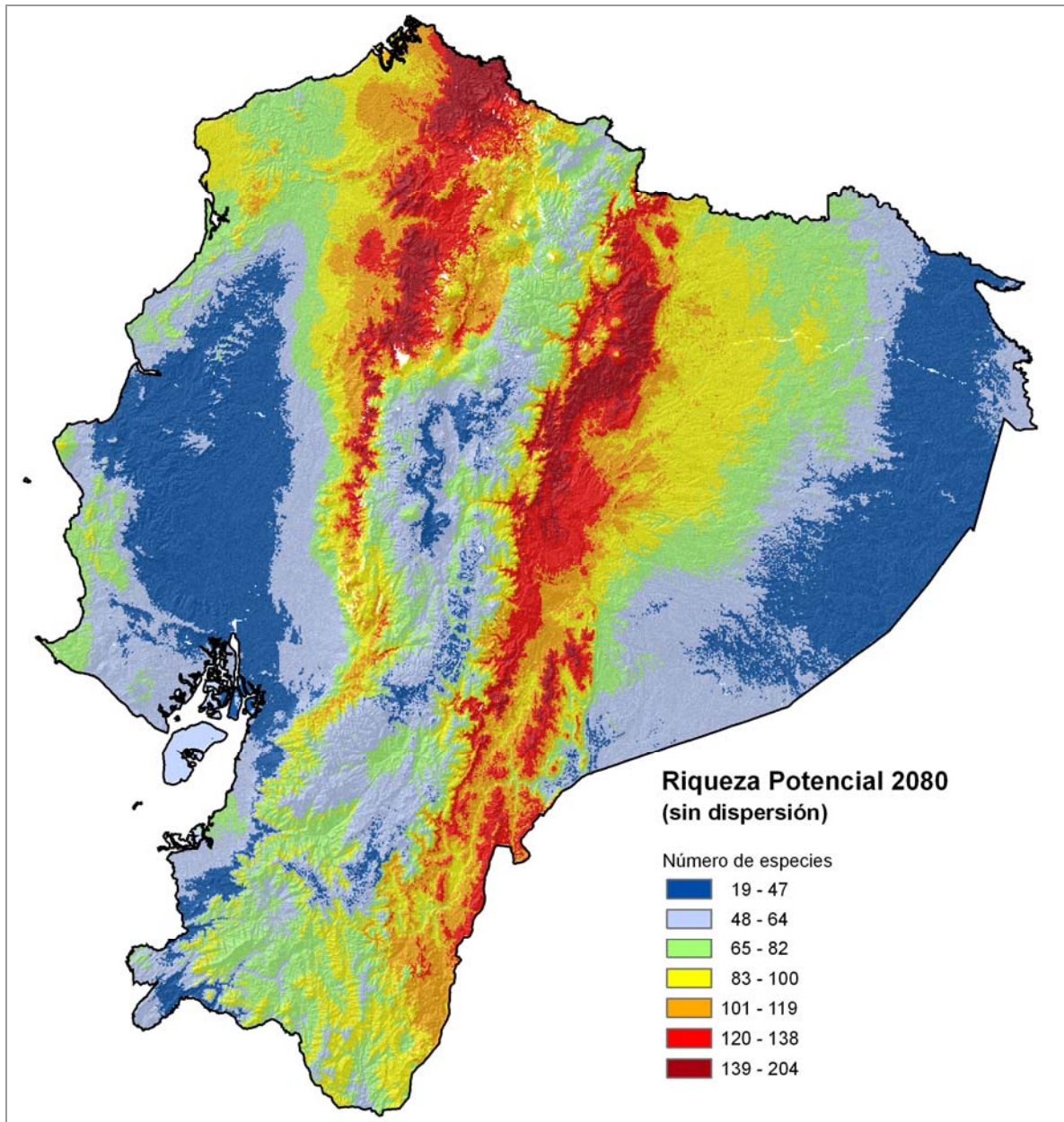


Fig. A3.1.3. Riqueza potencial futura estimada para el año 2080 bajo el supuesto de dispersión nula.

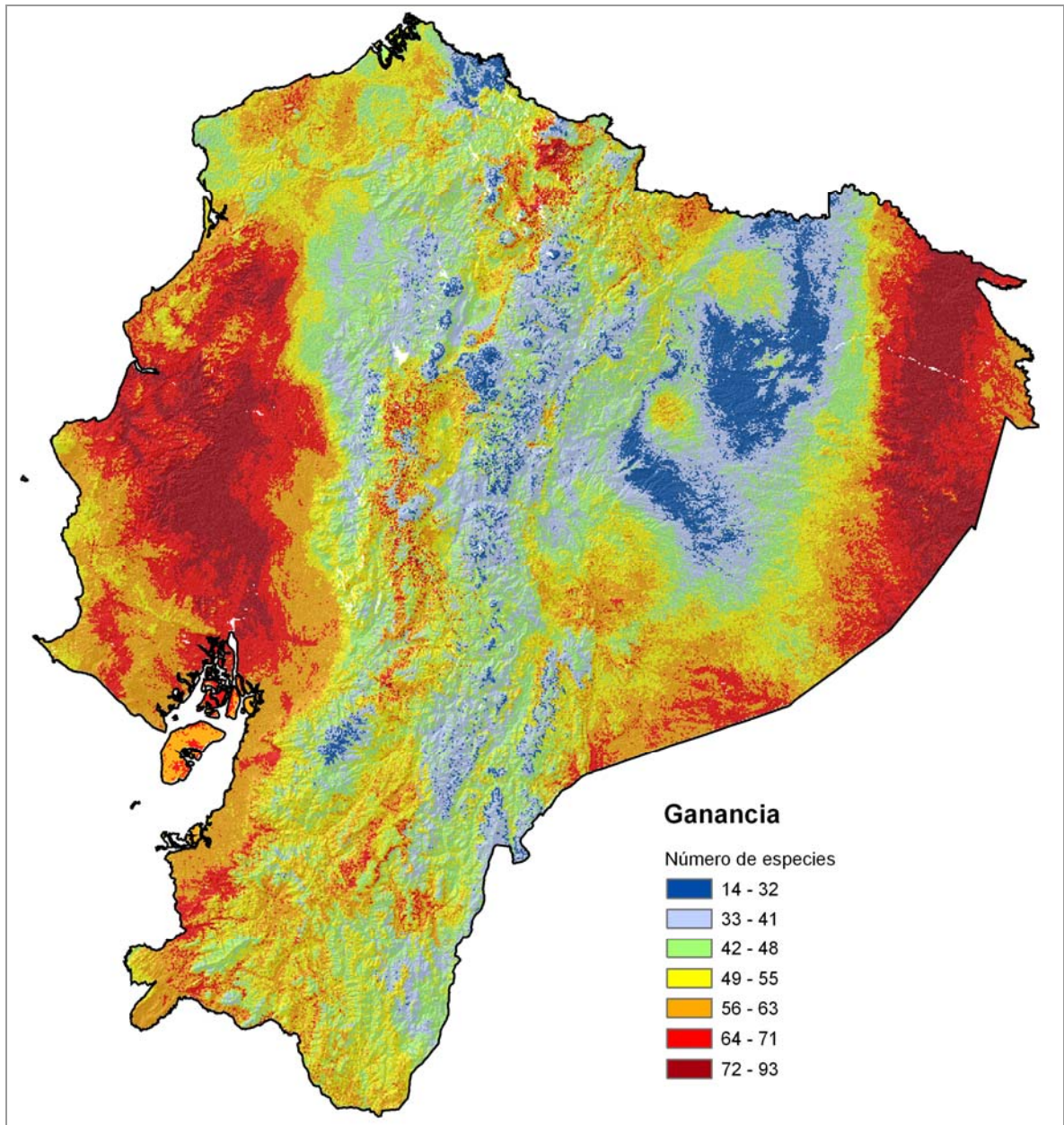


Fig. A3.2. Ganancia de especies estimada para el año 2080.

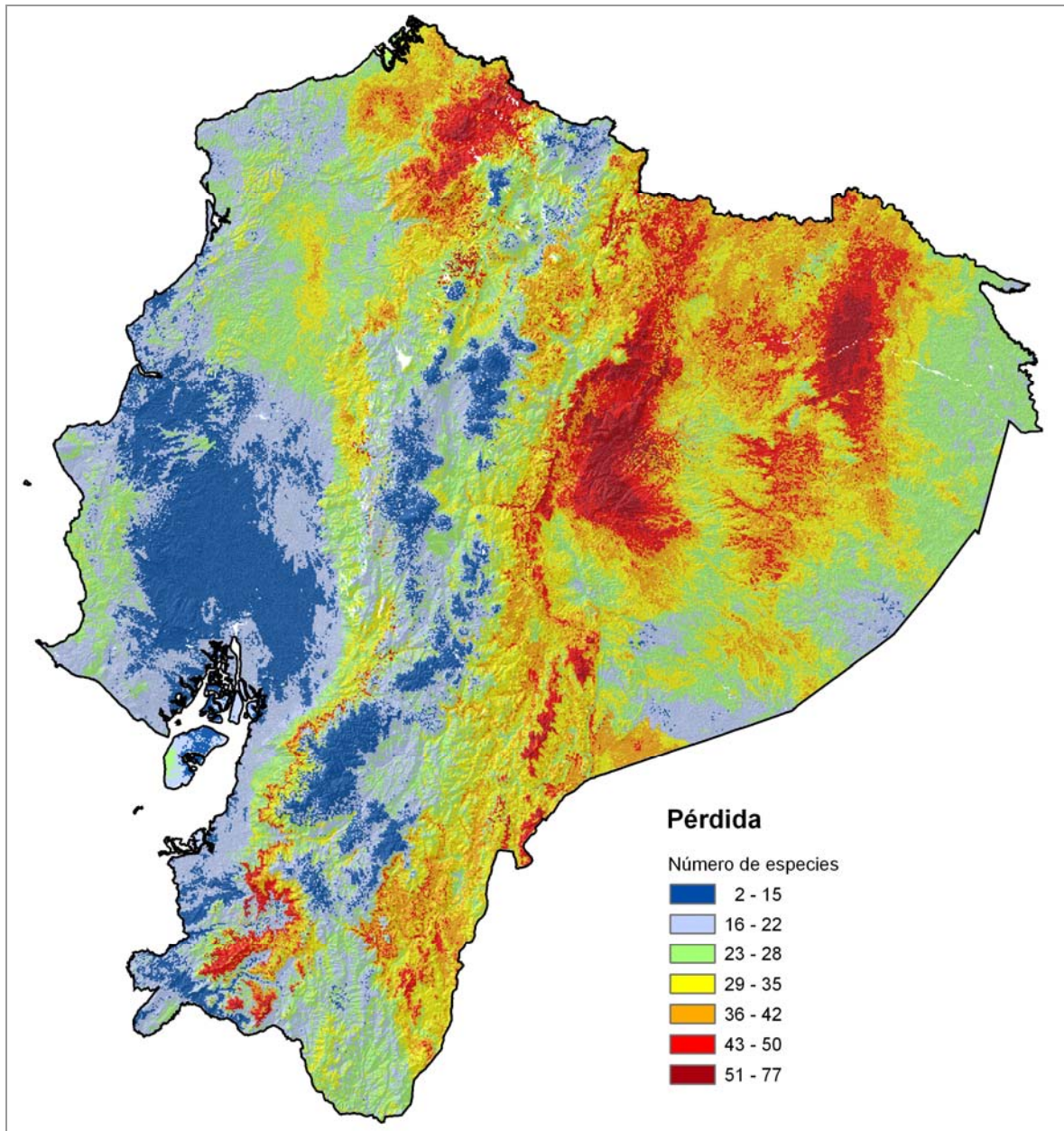


Fig. A3.3. Pérdida de especies estimada para el año 2080.

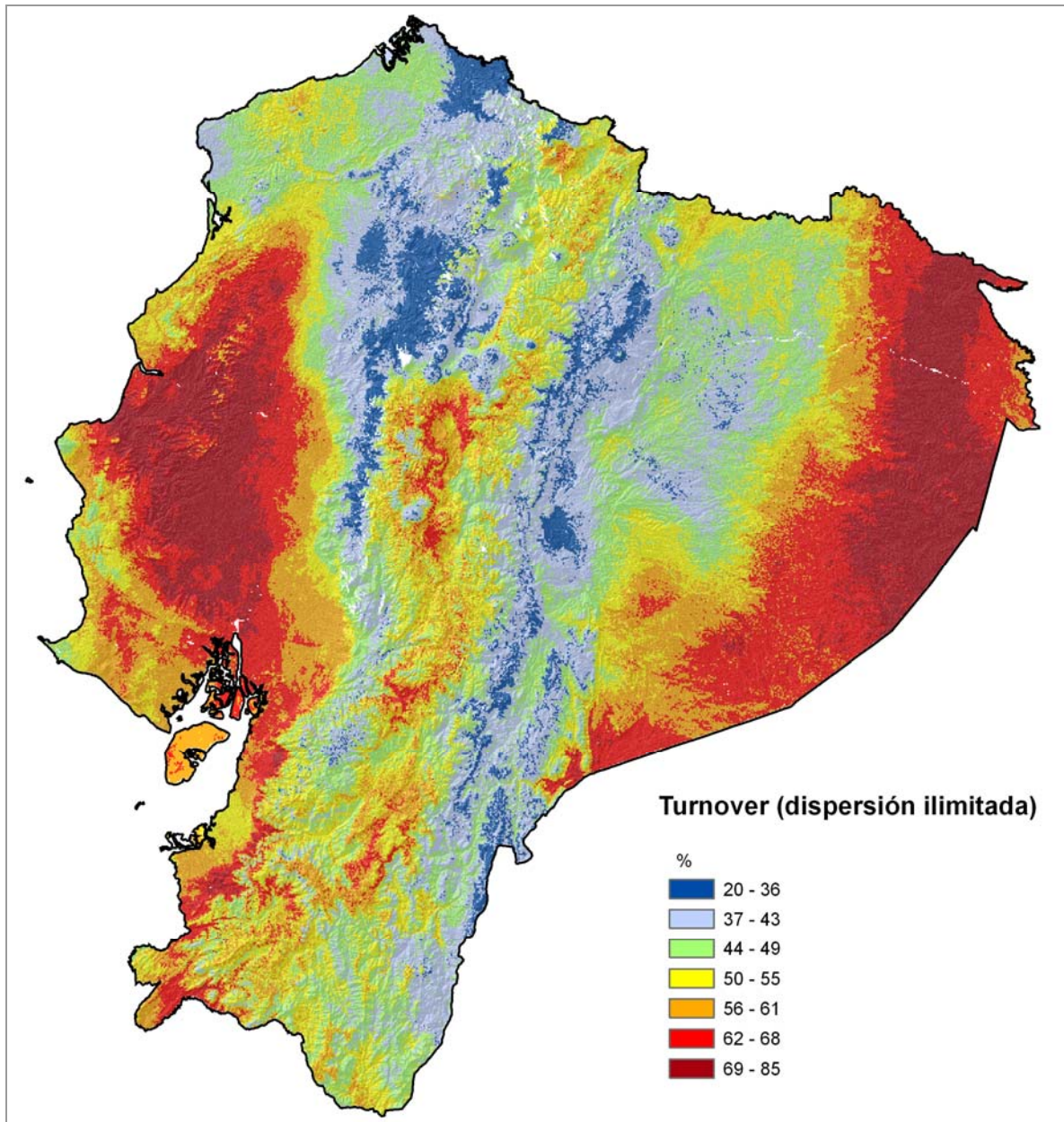


Fig. A3.4. Tasa de recambio temporal (*turnover*) bajo el supuesto de dispersión ilimitada. Los valores altos corresponden a las zonas que sufrirán mayor alteración en la composición de especies con respecto a la riqueza potencial actual.

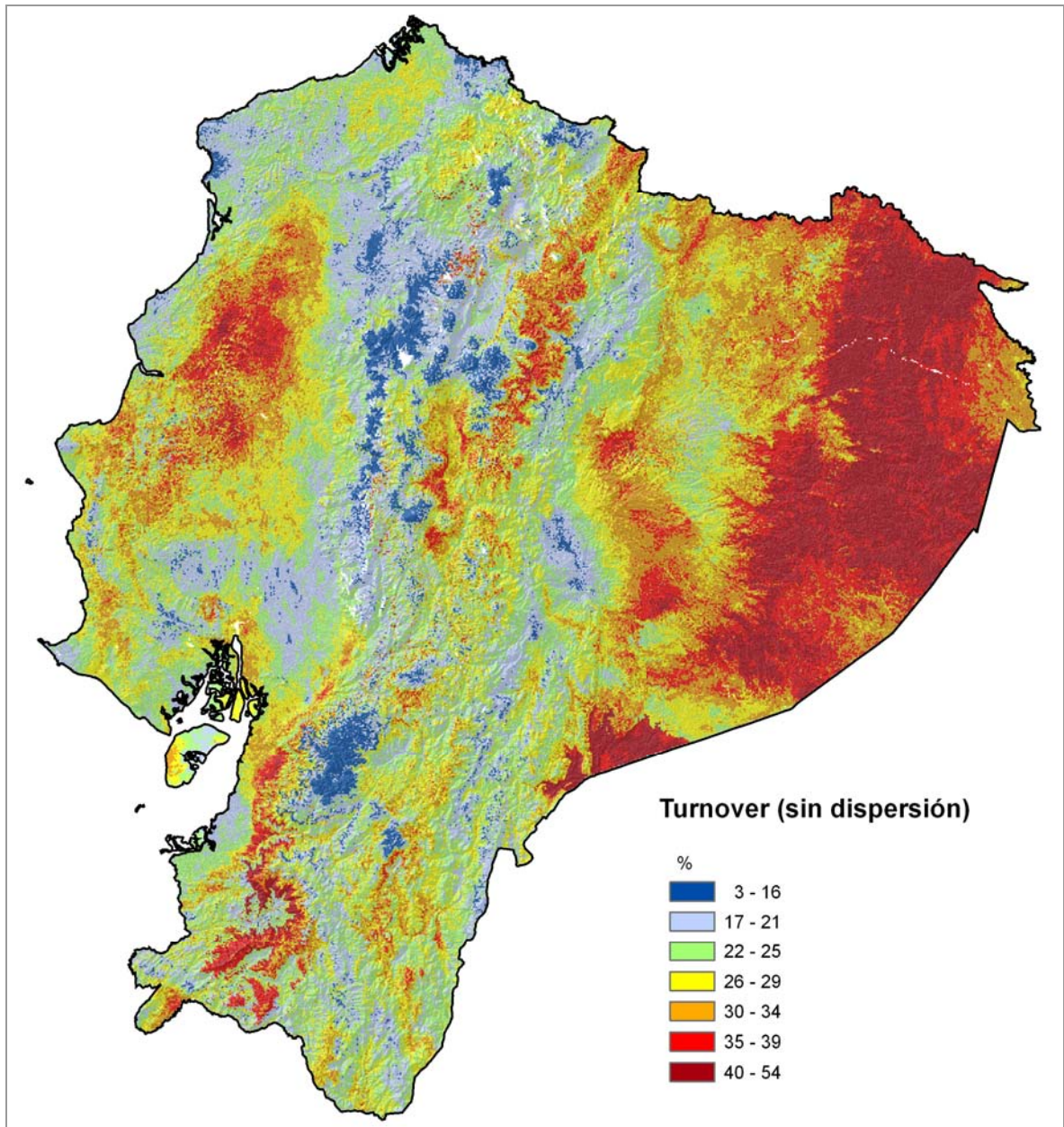


Fig. A3.5. Tasa de recambio temporal (*turnover*) bajo el supuesto de dispersión nula. Los valores altos corresponden a las zonas que sufrirán mayor alteración en la composición de especies con respecto a la riqueza potencial actual.

Resumen y Conclusiones

En la presente tesis se han dado a conocer los resultados de la distribución potencial de 413 especies de plantas vasculares, correspondientes a 17.717 registros de la base de datos TROPICOS, que representan a la mayor parte de los ecosistemas del Ecuador. Las proyecciones se hicieron para el tiempo actual y futuro. A partir de los datos actuales de clima y las variaciones estimadas de acuerdo con el escenario de cambio global HadCM3-A2, se calcularon los valores de las 19 variables Worldclim para el año 2080.

Para la predicción de las posibles áreas de distribución de las especies en el presente se utilizaron cinco algoritmos: DOMAIN, Regresión logística multivariante (LMR), *Multivariate Adaptive Regression Splines* (MARS), MAXENT y GARP. La precisión y consistencia de estas cinco técnicas se validó mediante el estadístico AUC (área bajo la curva ROC), resultando que DOMAIN y MARS presentaban de forma consistente los valores de AUC más altos, aunque el primero tendía a sobreajustar los resultados a las distribuciones actuales conocidas, lo que limitaba su utilidad. Por este motivo, MARS fue el que se utilizó para estudiar los efectos potenciales de las alteraciones climáticas en las distribuciones de las especies para el año 2080.

Además de determinar las posibles zonas de distribución de las especies en el futuro se evaluaron los posibles impactos ocasionados por el cambio climático utilizando como patrones espaciales de cambio el porcentaje de especies que podrían permanecer estables en cada píxel, las especies ganadas, las pérdidas y la diversidad beta o tasa de recambio temporal. Estos valores sirvieron para definir las zonas de cambio y estabilidad de biodiversidad.

Los resultados obtenidos al comparar las distribuciones potenciales actuales y futuras muestran que los cambios no serán homogéneos a lo largo del Ecuador. La riqueza potencial dependerá del escenario de cambio utilizado, y podría incrementar (dispersión ilimitada) o disminuir (no dispersión). En el futuro, y bajo cualquiera de los dos supuestos de dispersión, la mayor riqueza potencial se mantiene en los bosques siempreverdes de ambas vertientes de la Cordillera de los Andes. Las especies, en respuesta al cambio climático, se desplazarán tanto en altitud como en latitud. En la

mayor parte de las áreas más ricas se producirá una pérdida significativa de diversidad, mientras que las zonas para las que se prevé un aumento del número de especies son, por un lado, áreas que actualmente sufren una alta transformación por la intervención humana (Manabí y Guayas) y, por otro, áreas de la región amazónica (región oriental de Sucumbíos, Orellana y Pastaza) con mayores posibilidades de conservación real. El incremento de riqueza de especies en Manabí y Guayas es en realidad inviable, ya que se trata de zonas alteradas en las que además no existe ningún área protegida. Por tanto, la posibilidad de que las áreas en las que, de acuerdo con nuestros resultados, habrá un incremento en la riqueza futura actúen como refugio queda limitada a la parte oriental de la región amazónica. Estas áreas están sujetas a menos amenazas que la costa y cuentan con zonas legalmente protegidas por el Estado.

Los bosques siemprevivos de tierras bajas de la Costa y Amazonía y los bosques montanos altos y los páramos son los ecosistemas que sufrirán la mayor alteración en la composición de especies por el cambio climático, de acuerdo con sus altas tasas de recambio temporal. Al analizar la pérdida o ganancia de áreas de distribución, pocas especies parecen ser altamente vulnerables.

Los resultados generados en esta tesis aportan una visión novedosa de los posibles impactos futuros del cambio climático sobre la biodiversidad en el Ecuador continental. Son además una importante ayuda para investigaciones posteriores, ya que pueden ser utilizados para plantear medidas de protección y conservación de áreas o especies que se hayan detectado como más vulnerables al cambio climático estimado para el 2080.

Como resultado final de esta tesis, podemos resaltar las siguientes conclusiones:

- 1.- Los países tropicales albergan la mayor biodiversidad del planeta pero cuentan con presupuestos exigüos para su conservación, por lo que identificar las zonas prioritarias de conservación es crucial. El modelado ecológico tiene por objeto estimar el área de distribución potencial de una especie sin un muestreo intensivo, lo que incrementa la eficacia en la utilización de los recursos disponibles, optimizando el trabajo tanto de campo como de laboratorio.

2.- La utilización de métodos de modelado ecológico diferentes resulta en modelos muy distintos, por lo que la elección del modelo óptimo se basará en la validación de un modelo, la opinión del experto y, por supuesto, el objetivo perseguido.

3.- La mayor riqueza potencial está en su gran mayoría fuera de las áreas protegidas y expuesta a una elevada presión antrópica. Los métodos proporcionan información útil para estimar la diversidad de las áreas naturales protegidas y de esta manera diseñar o planificar de una manera más eficiente nuevas áreas naturales protegidas.

4.- Se debe proteger la biodiversidad existente evitando la fragmentación y favoreciendo la conectividad. Para ello se propone el diseño de reservas interconectadas por corredores biológicos que tengan en cuenta los cambios que se producirán.

5.- De acuerdo a nuestras estimaciones, en el futuro no se prevén pérdidas extremas de riqueza, pero el aumento de la temperatura podría beneficiar a especies de ciclo corto como hierbas, especies invasoras o de etapas de sustitución, lo que reduciría la biodiversidad de los bosques.

6.- Al comparar la riqueza potencial actual y futura vemos que los ecosistemas más ricos son los más vulnerables a las influencias del cambio climático. Las mayores pérdidas de riqueza se producirán en las tierras bajas. La región de la Amazonía perderá previsiblemente más área con alta riqueza que la Costa.

7.- Otras formaciones que se verán muy afectadas son las de alta montaña, ya que sus especies, además de no tener la posibilidad de migrar, sufrirán exclusión competitiva por especies invasoras procedentes de pisos altitudinales inferiores; de acuerdo con nuestras estimaciones las especies arbóreas llegarán hasta los lugares que en la actualidad están cubiertos por páramo, gelidofitia, e inclusive nieves perpetuas.

8.- La riqueza potencial muestra el mismo patrón en el año 2080 que en la actualidad, con un ligero suavizado de las diferencias en ambos supuestos. En concreto, bajo el supuesto de dispersión ilimitada podría haber un incremento elevado de riqueza tanto en ecosistemas de tierras bajas como ecosistemas altoandinos, mientras que bajo el

supuesto de dispersión nula podría haber una pérdida importante con respecto a la riqueza potencial actual.

9.- La tasa de recambio de especies, utilizada aquí como medida para valorar los potenciales impactos del cambio climático, revela que en Ecuador los ecosistemas más vulnerables se localizan en zonas bajas (0-500 m) o altas (2500-4500 m), y que las tres regiones naturales del país se verían afectadas.

10.- Aunque consideradas a nivel de especies individuales las pérdidas parezcan pocas, la alta tasa de recambio revela que algunos de los principales ecosistemas del Ecuador (Bosques siempreverdes de tierras bajas de la Costa y la Amazonía, Bosques montanos altos y todos los tipos de páramos) estarían en el futuro fuertemente amenazados. Estas formaciones deben considerarse como altamente prioritarias, ya que sufrirán modificaciones lo suficientemente fuertes como para ocasionar alteraciones ecológicas severas en los ecosistemas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agterberg, F.P. (1992) Estimating the probability of occurrence of mineral deposits from multiple map patterns. *Use of Microcomputers in Geology* (Eds. D.F. Merriam & H. Kürzl), pp. 73-92. Plenum Press, New York.
- Allouche, O., Steinitz, O., Rotem, D., Rosenfeld, A. & Kadmon, R. (2008) Incorporating distance constraints into species distribution models. *Journal of Applied Ecology*, **45**, 599-609.
- Anderson, R.P. & Martínez-Meyer, E. (2004) Modelling species' geographic distributions for preliminary conservation assessments: an implementation with the spiny pocket mice (*Heteromys*) of Ecuador. *Biological Conservation*, **116**, 167-179.
- Anderson, R.P., Lew, D. & Peterson, A.T., (2003) Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *The Ecological modelling*, **162**, 211-232.
- Anderson, R.P., Peterson, A.T. & Egbert, S.L., (2006) Vegetation-Index Models Predict Areas Vulnerable to Purple Loosestrife (*Lythrum salicaria*) Invasion in Kansas. *The Southwestern Naturalist*, **51**(4), 471-480.
- Andrew, N.R. & Hughes, L. (2005) Diversity and assemblage structure of phytophagous Hemiptera along a latitudinal gradient: predicting the potential impacts of climate change. *Global Ecology and Biogeography*, **14**, 249-262.
- Araújo, M.B. (1999) Distribution patterns of biodiversity and the design of a representative reserve network in Portugal. *Biodiversity and Distributions*, **5**, 151-163.
- Araújo, M.B. & Guisan, A. (2006) Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography*, **33**, 1677-1688.
- Araújo, M.B. & Pearson, R.G. (2005) Equilibrium of species' distribution with climate. *Ecography*, **28** (5), 693-695.
- Araújo, M.B. & Rahbek C (2006) How does climate change affect biodiversity?. *Science*, **313**, 1396-1397.
- Araújo, M.B. & Williams, P.H. (2000) Selecting areas for species persistence using occurrence data. *Biological Conservation*, **96**, 331-345.
- Araújo, M.B. Thuiller, W. & Pearson, R.G. (2006) Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europa. *Journal of Biogeography*, **33**, 1712-1728.

- Araújo, M.B., Pearson, R.G., Thuiller, W. & Erhard, M. (2005) Validation of species – climate impact models under climate change. *Global Change Biology*, **11**, 1504-1513.
- Araújo, M.B., Cabezas, M., Thuiller, W., Hannah, L. & Williams, P.H. (2004) Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. *Global Change Biology*, **10**, 1618-1626.
- Arnell, N.W., Livermore, M.J.L., Kovats, S., Levy, P.E., Nicholls, R., Parry, M.L. & Gaffin, S.R. (2004) Climate and Socio- economic scenarios for global- scale climate change impacts assessments: characterising the SRES storylines. *Global Environmental Change*, **14**, 3-20.
- Baker, T.R., Phillips, O.L., Malhi, Y., Almeida, S., Arroyo, L., Di Fiori, A., Erwin, T., Higuchi, N., Killeen, T.J., Laurance, S.G., Laurance, W.F., Lewis, S.L., Monteagudo, A., Neill, D.A., Núñez Vargas, P., Pitman, N.C.A., Silva, J.N.M. & Vásquez Martínez, R. (2004) Increasing biomass in Amazonian forest plots. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.* **B359**, 353-365.
- Bakkenes, M., Alkemade, J.R.M., Ihle, F., Leemans, R. & Latour, J.B. (2002) Assessing effects of forecasted climate change on the diversity and distribution of European higher plants for 2050. *Global Change Biology*, **8**, 390-407.
- Ballabeni, V., Tognolini, M., Bertoni, S., Bruni, R., Guerrini, A., Moreno, R.G. & Barocelli, E. (2007). Antiplatelet and antithrombotic activities of essential oil from wild *Ocotea quixos* (Lam.) Kosterm. (Lauraceae) calices from Amazonian Ecuador. *Pharmacological Research*, **55**, 23-30.
- Baquero, F., Sierra, R., Ordóñez, L., Tipán, M., Espinosa, L., Rivera, M.B. & Soria, P. (2004) La Vegetación de los Andes del Ecuador. Memoria explicativa de los mapas de vegetación potencial y remanente de los Andes del Ecuador a escala 1:25.000 y del modelamiento predictivo con especies indicadoras. EcoCiencia/CESLA/EcoPar/MAG SIGAGRO/CDC - JATUN SACHA/División Geográfica IGM. 1-55.
- Batley, N.H. (2000) Aspects of seasonality. *Journal of Experimental Botany*, **51**(352) 1769-1780.
- Bazzaz, F.A. (1998) Tropical forest in a Future Climate: Changes in Biological Diversity and Impact on the Global Carbon Cycle. *Climatic Change*, **39**, 317-336.

- Beck, J. & Kitching, I.J. (2007) Estimating regional species richness of tropical insect from museum data: a comparison of a geography-based and sample based methods. *Journal of Applied Ecology*, **44**, 672-681.
- Benavides, G. & Croat, T. (2000) In: Valencia, R., Pitman, N., León-Yáñez, S. & Jorgensen, P.M. (eds.) *Libro rojo de las plantas endémicas del Ecuador*. Herbario QCA, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Quito, pp. 73-87.
- Benito Garzón, M. (2006) El efecto del cambio climático sobre las distribuciones de los bosques ibéricos: Pasado, Presente y Futuro. Memoria de Tesis Doctoral. 195p.
- Berry, P.M., Dawson, T.P., Harrison, P.A. & Pearson, R.G. (2002) Modelling potencial impacts of climate change on the bioclimatic envelope of species in Britain and Ireland. *Global Ecology & Biogeography*, **11**, 453-462.
- Beyra, A., León, M.C., Iglesias, E., Ferrándiz, D., Herrera, R., Volpato, G., Godínez, D, Guimaraes, M. & Álvarez, R. (2004) Estudios etnobotánicos sobre plantas medicinales en la provincia de Camagüey (Cuba). *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, **61**(2), 185-204.
- Bini, L.M., Diniz-Filho, J.A.F.; Rangel, T.F.L.V.B., Basto, R.P. & Plaza, M.P. (2006) Challenging wallacean and Linnean shortfalls: knowledge gradients and conservation planning in a biodiversity hotspot. *Diversity and Distributions*, **12**, 475-482.
- Bloomgarden, C.A. (1995) Protecting endangered species under future climate change: from single-species preservation to an Anticipatory Policy Approach. *Environmental Management*, **19**(5), 641-648.
- Borchsenius, F. (1997) Patterns of plant species endemism in Ecuador. *Biodiversity and Conservation*, **6**, 379-399.
- Box, E.O. (1996) Plant functional types and climate at the global scale. *Journal of Vegetation Science*, **7**, 309-320.
- Brehm, G., Pitkin, L.M., Hilt, N. & Fiedler, K. (2005) Montane Andean rain forests are a global diversity hotspot of geometrid moths. *Journal of Biogeography*, **32**, 1621-1627.
- Bridgewater, S., Ratter, J.A. & Ribeiro, J.S. (2004) Biogeographic patterns, β -diversity and dominance in the cerrado bioma of Brazil. *Biodiversity and Conservation*, **13**, 2295-2318.

- Broennimann, O., Thuiller, W., Hughes, G. *et al.* (2006) Biogeographic distribution, niche property and life form explain plants' vulnerability to global change?. *Global Change Biology*, **12**, 1079-1093.
- Brooker, S., Hay, S.I. & Bundy, D.A.P. (2002) Tool from ecology: useful for evaluating infection risk models? *TRENDS in Parasitology*, **8**(2), 70-74.
- Brooker, R.W., Maestre, F.T., Callaway, R.M., Lortie, C.L., Cavieres, L.A., Kunstler, G., Liancourt, P., Tielbörger, K., Travis, J.M., Anthelme, F., Armas, C., Coll, L., Corcket, E., Delzon, S., Forey, E., Kikvidze, Z., Olofsson, J., Pugnaire, F., Quiroz, C.L., Saccone, P., Schiffers, K., Seifan, M., Touzard, B. & Michalet, R. (2008) Facilitation in plant communities: the past, the present, and the future. *Journal of Ecology*, **96**, 18-34.
- Bush, M.B. (2002) Distributional change and conservation on the Andean flank: a palaeoecological perspective. *Global Ecology & Biogeography*, **11**, 463-473
- Bush, M.B., Silman, M.R. Urrego, D.H. (2004) 48,000 years of climate and forest change in biodiversity Hot Spot. *Science*, **303**, 827-829.
- Cáceres, B., Ramírez, J., Francou, B., Eissen, J.P., Taupin, J.D., Jordan, E., Ungerechts, L., Maisincho, L., Barba, D., Cardier, E, Bucher, R., Peñafiel, A., Samaniego, P. & Mothes, P. (2004) Determinación del volumen del casquete de hielo del volcán Cotopaxi. <http://www.geofisica.unam.mx/popoc/colaboracion/GTNH/files/ecuador/Informe-Cotopaxi-2004.pdf>
- Cáceres, L. (1997) El proceso del cambio climático en Ecuador. En: Remigio Galárraga & Bladimir Ibarara (Eds.). Montañas, Glaciares y Cambios Climáticos, Memorias del seminario. Escuela Politécnica Nacional. Orstom-Fundacyt (28 octubre – 1 noviembre, 1996), Ecuador. http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/pleins_textes_7/b_fdi_03_01/010011851.pdf
- Cáceres, L. (2001) Prioridades sobre cambio climático en el Ecuador. Comité Nacional sobre el Clima GEF-PNUD. Ministerio del Ambiente. Proyecto ECU/99/G31 Cambio Climático. Fase II. Quito, Ecuador. <http://www.ambiente.gov.ec/WEB/Publicaciones/Archivos%20pdf/PRIORIDADES CC.pdf>
- Cáceres, L. (2007a) Dirección de Planificación. Reporte Acumulado de Avance a Junio. Segunda Comunicación Nacional sobre Cambio Climático. http://www.ambiente.gov.ec/paginas_espanol/5cooperacion/proyectos_ejecucion/cambiocli.htm

- Cáceres, L. (2007b) El Cambio Climático en Ecuador. Proyecto Segunda Comunicación Nacional ante la CMNUCC. <http://itdg.org.pe/publicaciones/cmbclima/luisacaceres>.
- Cáceres, L., Mejía, R. & Ontaneda, G. (1998) Evidencias del Cambio Climático en Ecuador. *Bull. Inst. fr. études andines*, **27**(3), 547-556.
- Cadotte, M.W. & Fukami, T. (2005) Dispersal, spatial scale, and species diversity in a hierarchically structured experimental landscape. *Ecology Letters*, **8**, 548-557.
- Cain, M.L., Milligan, B.G. & Strand, A.E. (2000) Long-distance seed dispersal in plant populations. *American Journal of Botany*, **87**(9), 1217-1227.
- Carey, P.D. (1996) DISPERSER: a cellular automaton for predicting the distribution of species in a changed climate. *Global Ecology and Biogeography Letters*, **5**, 217-226.
- Carpenter, G., Gillison, A.N. & Winter, J. (1993) DOMAIN: a flexible modelling procedure for mapping potential distribution of plants and animals. *Biodiversity and Conservation*, **2**, 670-680.
- Cerón, C.E. & Montalvo, C.G. (1998) Etnobotánica de los Huaorani de Quehueiri-ono Napo – Ecuador. Ediciones Abya Yala, Quito, Ecuador, pp. 175-179.
- Cerón, C., Palacios, W., Valencia, R. & Sierra, R. (1999) Formaciones Naturales de la Costa del Ecuador. pp. 55-78. En: Sierra, R. (ed.) 1999 Propuesta Preliminar de un Sistema de Clasificación de Vegetación para el Ecuador Continental. 2da. Impresión (2001). Proyecto INEFAN/GEF-BIRF. Wildlife Conservation Society and EcoCiencia, Quito.
- CEPF (Critical Ecosystem Partnership Fund) (2005) Corredor de Conservación Chocó-Manabí. Ecorregión Terrestre Prioritaria del Chocó-Daríen-Ecuador Occidental (Hotspot), Versión final. *Critical Ecosystem Partnership Fund*, pp.1-42.
- Chapin, F.S.III. (2003) Effects of plant traits on Ecosystem and Regional processes: a conceptual framework for predicting the consequences of global change. *Annals of Botany*, **91**, 455-463.
- Chapin; F.S.III., Callaghan, T.V., Bergeron, I. Fukuda, M. Johnstone, J.F., Juday, G. & Zimov, S.A. (2004b) Global Change and the Boreal Forest: Thresholds, Shifting States or Gradual Change? *Ambio*, **33**(6), 361-365.
- Chapin; F.S.III., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack, M.C. & Díaz, S. (2000) Consequences of changing biodiversity. *Nature*, **405**, 234-242.

- Chapin, F.S.III., Sala, O.E., Burke, I.C., Grime, P., Hooper, D.U., Lauenroth, W.K., Lombard, A., Mooney, H.A., Mosier, A.R., Naeem, S., Pacala, S.W., Roy, J., Steffen, W.L. & Tilman, D. (1998) Ecosystem consequences of changing biodiversity. *Bioscience*, **48**, 45-52.
- Chapin, F.S.III., Peterson, G., Berkes, F., Callaghan, T.V., Angelstam, P., Apps, M., Beier, C., Bergeron, Y., Crépin, A.-S., Danell, K., Elmqvist, T., Folke, C., Forbes, B., Fresco, N., Juday, G., Niemelä, J., Shvidenko, A. & Whitheman, G. (2004a) Resilience and vulnerability of Northern regions to social and environmental Change. *Ambio*, **33**(6), 344-349.
- Chase, J.M. (2003) Community assembly: when should history matter? *Oecologia*, **136**, 489-498.
- CI (Conservación Internacional) (2003) Ecuador Megadiverso.
<http://www.conservation.org>
- CI (Conservación Internacional) (2007) Biodiversity Hotspots.
<http://www.biodiversityhotspots.org/Pages/default.aspx>
- Clark, D.A. (2007) Detecting tropical forests' responses to global climatic and atmospheric change: current challenges and a way forward. *Biotropica*, **39**(1), 4-19.
- Clark, J.L. & Skog, L.E. (2000) Gesneriaceae. pp. 205-214 en: Valencia, R., N. Pitman, S. León-Yáñez & P.M. Jørgensen (eds.). *Libro rojo de las plantas endémicas del Ecuador 2000*. Publicaciones del Herbario QCA, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Quito.
- CNC (Comité Nacional sobre el Clima) (2001) Comunicación Nacional. Republica del Ecuador. Convención Marco de las Naciones Unidas. Cambio Climático.
- CNC (Comité Nacional sobre el Clima) (2002) Análisis de la transferencia de tecnología en cambio climático, Sistemas de observación climática y factores de emisión de gases del efecto invernadero. Principales resultados. Proyecto GEF/PNUD ECU/99/G31 Cambio Climático – Fase II.
<http://www.ambiente.gov.ec/WEB/Publicaciones/Archivos%20pdf/Compendio%20FINAL.pdf>
- Colinvaux, P.A., De Oliveira, P.E. & Bush, M.B. (2000) Amazon and neotropical plant communities on glacial time-scales: The failure of the aridity and refuge hypotheses. *Quaternary Science Reviews*, **19**, 141-169.

- Collingham, Y.M., Hill, M.O. & Huntley, B. (1996) The migration of sessile organisms: a simulation model with measurable parameters. *Journal of Vegetation Science*, **7**, 831-846.
- Collins, M. (2000) Understanding uncertainties in the response of ENSO to Greenhouse Warming. *Geophysical research Letters*, **0**, 0-0.
- Collins, M., Tett, S.F.B. & Cooper, C. (2001) The internal climate variability of HadCM3, a version of the Hadley Centre coupled model without flux adjustments. *Climate Dynamics*, **17**, 61-81.
- CORDELIM (Corporación para la Promoción del Mecanismo de Desarrollo Limpio del Ecuador) (2007) Promoción del Mecanismo de Desarrollo Limpio <http://cordelim.net/cordelim.php?c=586>
- Cousins, S.A.O. & Lindborg, R. (2004) Assessing changes in plant distribution patterns – indicator species versus plant functional types. *Ecological Indicators*, **4**, 17-27.
- Cox, P.M., Betts, R.A., Jones, C.D., Spall, S.A. & Totterdell, I.J. (2000) Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. *Nature*, **408**, 184-187.
- CPPS (Comisión Permanente del Pacífico Sur) (2007) <http://www.cpps-int.org/spanish/cientifico/erfen.htm>.
- Croat, T.B. (1980) Flowering behavior of the neotropical genus *Anthurium* (Araceae). *American Journal of Botany*, **67**, 888-904.
- Croat, T.B. (1983) A revision of the genus *Anthurium* (Araceae) of Mexico and Central America. Part I: Mexico and Middle America. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, **70**, 211-420.
- Croat, T.B. (1992) Species diversity of Araceae in Colombia a preliminary survey. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, **79**, 17-28.
- Croat, T.B. (1999a) The Araceae of Peru – distribution, species diversity and centers of endemism. *Arnaldoa*, **6**(2), 45-80.
- Croat, T.B. (1999b) Araceae. In: Jørgensen, P.M. & S., León-Yáñez (eds.). *Catalogue of the vascular plants of Ecuador*. Missouri Botanical Garden Press, St. Louis, Missouri, pp. 227-246.
- Cuesta-Camacho, F., Ganzenmüller, A. & Baquero, F. (2006a) Predicting distributions of Andean-centered taxa using ecological niche modelling methods. *Lyonia*, **9**, 19-33.

- Cuesta-Camacho, F., Ganzenmüller, A., Peralvo, M.F., Sáenz, M., Novoa, J. & Riofrío, G. (2006b) Predicting species' niche distribution shifts and biodiversity change within climate change scenarios. A regional assessment for bird and plant species in the Northern Tropical Andes. Nacional Institute for Public Health and the Environment (RIVM-NEAA). *EcoCiencia/MNP_Andes*, 1-36.
- Cumming, G.S. (2000) Using habitat models to map diversity: pan-African species richness of ticks (Acari: Ixodida). *Journal of Biogeography*, **27**, 425-440.
- Díaz, S. & Cabido, M. (1997) Plant functional types and ecosystem function in relation to global change. *Journal of Vegetation Science*, **8**, 463-474.
- Díaz, S., Fraser, L.H., Grime, J.P. & Falczuk, V. (1998) The impact of elevated CO₂ on plant-herbivore interactions: experimental evidence of moderating effects at the community level. *Oecologia*, **117**, 177-186.
- Dobson, A., Jolly, A. & Rubenstein, A. (1989) The greenhouse effect and Biological Diversity. *Tree*, **4**(3), 64-68.
- Dodson, C.H. & Gentry, A.H. (1991) Biological Extinction Western Ecuador. *Annals of the Missouri Botanical Gardens*, **78**, 273-295.
- Elith, J. & Leathwick, J. (2007) Predicting species distributions from museum and herbarium records using multiresponse models fitted with multivariate adaptive regression splines. *Diversity and Distributions*, **13**, 265-275.
- Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R.J., Huettmann, F., Leathwick, J.R., Lehmann, A., Li, J. Lohmann, L.G., Loiselle, B.A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., McC. Overton, J., Peterson, A.T., Phillips, S.J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R.E., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M.S. & Zimmermann, N.E. (2006) Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, **29**, 129-151.
- Engler, R. (2006). MIGCLIM – A new tool for predicting plant distribution and dispersal in a changing climate: A case study in the Swiss Alps. http://www.alpinstudies.ch/tagungen/philalp06/abstracts/22_PhA06_Engler_robin.pdf.
- Engler, R., Guisan, A. & Rechsteiner, L. (2004) An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. *Journal of Applied Ecology*, **41**, 263-274.

- Etterson, J.R. & Shaw, R.G. (2001) constraint to adaptive evolution in response to global warming. *Science*, **294**, 151-154.
- Fajer, E.D. (1989) How Enriched Carbon Dioxide Environments May Alter Biotic Systems Even in the Absence of Climatic Change. *Conservation Biology*, **3**(3), 318-320.
- Falconí, F. & Burneo, D. (2005) Evaluación de la política de manejo forestal en Ecuador: propuesta de incentivos económicos, FLASCO-ECOCIENCIA, p. 227-379. <http://cies.org.pe/files/DP16/ecu1.pdf>
- FAO Organización de la Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (2003) Los Bosques y el sector forestal. <http://www.fao.org/forestry/site/23747/es/ecu/>
- FAO (Organización de la Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación) (2005) Preparado por: Proaño Egas Diego. Estudio de tendencias y perspectivas del Sector Forestal en América Latina Documento de Trabajo. Informe nacional Ecuador. FAO. Dirección Nacional Forestal, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. pp. 1-67. <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/009/j4524s/j4524s00.pdf>
- Felicísimo, A.M. (1999) Utilización de los MDT en los estudios del medio físico. http://www.etsimo.uniovi.es/~feli/pdf/ITGE_150a.pdf
- Felicísimo, A.M. & Gómez-Muñoz, A. (2004) GIS and predictive modelling: a comparison of methods applied to forestal management and decision-making. *Proceedings of GIS Research UK 2004*, University of East Anglia, Norwich, Norfolk, UK, pp. 143-144.
- Felicísimo, A.M., Francés, E., Fernández, J.M., González-Díez, A. & Varas, J. (2002) Modeling the potencial distribution of forests with a GIS. *Photogramm. Engineering & Remote Sensing*, **68**, 455-465.
- Felicísimo, A.M., Gómez-Muñoz, A., Muñoz, J., Delgado, T. & Mateo, R.G. (2007) Impacto del cambio climático en la biodiversidad: El caso de Ecuador. *Revista Internacional de Ciencias de la Tierra. Mapping*, **115** http://www.mappinginteractivo.com/plantilla-ante.asp?id_articulo=1368
- Feria, T.P. & Peterson, A.T. (2002) Prediction of bird community composition based on point-occurrence data and inferential algorithms: a valuable tool in biodiversity assessments. *Diversity and Distributions*, **8**, 49-56.
- Ferrier, S. (2002) Mapping spatial patterns in biodiversity for regional conservation planning: where to from here?. *Systematic Biology*, **51**(2), 331-363.

- Ferrier, S. & Guisan, A. (2006) Spatial modelling of biodiversity at the community level. *Journal of Applied Ecology*, **43**, 393-404.
- Fielding, A.H. & Bell, J.E. (1997) A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental conservation*, **24** (1), 38-49.
- Flather, C.H., Wilson, K.R., Dean, J.D. & McComb, W.C. (1997) Identifying gaps in conservation networks: of indicators and uncertainty in geographic-based analyses. *Ecological Applications*, **7**, 531-542.
- Foley, J.A., Levis, S., Costa, M.H., Cramer, W. & Pollard, D. (2000) Incorporating dynamic vegetation cover within global climate models. *Ecological Applications*, **10**(6), 1620-1632.
- Freile, J.F. & Santander, T. (2005) Áreas importantes para la conservación de las Aves en Ecuador. IBAS de Ecuador, 283-296.
http://www.birdlife.org/action/science/sites/andes_ibas/pdfs/Ec_Intro_283-296.pdf
- Friedman, J.H. (1991) Multivariate adaptive regression splines. *Annals of Statistics*, **19**, 1-141.
- Ganopolski, A. & Rahmstorf, S. (2001) Rapid changes of glacial climate simulated in a coupled climate model. *Nature*, **409**, 153-158.
- Gentry, A.H. (1982) Neotropical Floristic Diversity: phytogeographical connections between central and south America, Pleistocene climatic fluctuations, or an accident of the Andean Orogeny?. *Annals of the Missouri Botanical Garden*. **69**, 557-593.
- Gentry, A.H. & Dodson, C. (1987) Diversity and Biogeography of Neotropical Vascular Epiphytes. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, **74**(2), 205-233.
- Gerber, S., Joos, F., & Prentice, I.C. (2004) Sensitivity of a dynamic global vegetation model to climate and atmospheric CO₂. *Global Change Biology*, **10**, 1223-1239.
- Gianoli, E. (2004) Plasticidad fenotípica adaptativa en plantas. pp. 13-25 en: Cabrera H.M. (Ed.) 2004. Fisiología Ecológica en Plantas. Mecanismos y Respuestas a Estrés en los Ecosistemas. Departamento de Botánica. Universidad Concepción, Chile.
- Godown, M.E. & Peterson, T.A. (2000) Preliminary distributional analysis of US endangered bird species. *Biodiversity and Conservation*, **9**, 1313-1322.
- Gordon, C., C. Cooper, C.A. Senior, H. Banks, J.M. Gregory, T.C. Johns, J.F.B. Mitchell & R.A. Wood (2000) The simulation of SST, sea ice extents and ocean

- heat transports in a version of the Hadley Centre coupled model without flux adjustments. *Climate Dynamics*, **16**, 147-168.
- Graham, C.H., Moritz, C. & Williams, S.E. (2006) Habitat history improves prediction of biodiversity in rainforest fauna. *PNAS*, **103**(3), 632-636.
- Graham, C.H., Moritz, C., Ferrier, S., Huettman, F., Moritz, C. & Peterson, A.T. (2004) New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. *TRENDS in Ecology and Evolution*, **19**(9), 497-502.
- Gritti, E.S., Smith, B. & Sykes, M.T. (2006) Vulnerability of Mediterranean Basin ecosystems to climate change and invasion by exotic plant species. *Journal of Biogeography*, **33**, 145-157.
- Guisan, A. & Thuiller, W. (2005) Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, **8**, 993-1009.
- Guisan, A. & Zimmermann, N. (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, **135**, 147-186.
- Guisan, A., Broenniman, O., Engler, R., Vust, M., Yoccoz, N.G., Lehmann, A. & Zimmermann, N.E. (2006a) Using niche-based models to improve the sampling of rare species. *Conservation Biology*, **20**(2), 501-511.
- Guisan, A., Lehmann, A., Ferrier, S., Austin, M., Overton, J.M., Aspinall, R. & Hastie T. (2006b) Making better biogeographical predictions of species' distribution. *Journal of Applied Ecology*, **43**, 386-392.
- Gutiérrez, J.M. & Pons, M.R. (2006) Modelización numérica del cambio climático: bases científicas, incertidumbres y proyecciones para la península Ibérica. *Revista de Cuaternario y Geomorfología*, **20** (3-4), 15-28.
- Halffter, G. & Moreno, C.E (2005) Significado Biológico de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma. *m3m: Monografías Tercer Milenio*, **4**, 5-18. <http://www.sea-entomologia.org/HALFFTER/M3M4-001.pdf>.
- Hampe, A. & Petit, R.J. (2005) Conserving biodiversity under climate change: the rear edge matters. *Ecology Letters*, **8**, 461-467.
- Hanley, J.A. & McNeil, B.J. (1982) The meaning and use of the area under a Receiver Operating Characteristic (ROC) Curve. *Radiology*, **143**, 29-36.
- Hannah, L., Midgley, G.F. & Millar, D. (2002) Climate change-integrated conservation strategies. *Global Ecology & Biogeography*, **11**, 485-495.

- Hansen, A.J., Neilson, R.P., Dale, V.H., Flather, C.H., Iverson, L.R., Currie, D.J., Shafer, S., Cook, R. & Bartlein, P.J. (2001) Global Change in Forest: Responses of Species, Communities, and Biomes. *BioScience*, **51**(9), 765-779.
- Harris, J.A., Hobbs, R.J., Higgs, E. & Aronso, J. (2006) Ecological restoration and global climate change. *Restoration Ecology*, **14**(2), 170-176.
- Heegaard, E. (2004) Trends in aquatic macrophyte species turnover in Northern Ireland – which factors determine the spatial distribution of local species turnover?. *Global Ecology and Biogeography*, **13**, 397-408.
- Heikkinen, R.K., Luoto, M., Araújo, M.B., Virkkala, R. Thuiller, W. & Sykes, M.T. (2006) Methods and uncertainties in bioclimatic envelope modelling under climate change. *Progress in Physical Geography*, **30** (6), 751-777.
- Hewitt, G. (2000) The genetic legacy of the quaternary ice ages. *Nature*, **405**, 909-913.
- Hijmans, R.J. & Graham, C.H. (2006) The ability of climate envelope models to predict the effect of climate change on species distributions. *Global Change Biology*, **12**, 2272-2281.
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G. & Jarvis, A. (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, **25**, 1965-1978.
- Hobbs, R.J., Arco, S., Aronso, J., Baron, J.S., Bridgewater, P., Cramer, V.A., Epstein, P.R., Ewel, J.J., Klink, C.A., Lugo, A.E., Norton, D., Ojima, D., Richardson, D.M., Sanderson, E.W., Valladares, F., Vilà, M.; Zamora, R. & Zobel, M. (2006) Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*, **15**, 1-7.
- Honnay, O., Verheyen, K., Butaye, J., Jacquemyn, H., Bossuyt, B. & Hermy, H. (2002) Possible effects of habitat fragmentation and climate change on the range of forest plant species. *Ecology Letters*, **5**, 525-530.
- Howard, P.C., Viskanic, P., Davenport, T.R.B., Kingenyi, F.W., Baltzer, M., Dickinson, C.J., Lwanga, J.S., Matthews, R.A. & Balmford, A. (1998) Complementary and the use of indicator groups for reserve selection in Uganda. *Nature*, **394**, 472-475.
- Hughes, L. (2000) Biological consequences of global warming: is the signal already. *TREE*, **15**, 56-61.
- Hulme, M. & Sheard, N. (1999) *Escenarios de Cambio Climático para Países de los Andes del Norte*, Unidad de Investigación Climática, Norwich, Reino Unido, 6pp

- Huntley, B., Berry, P.M., Cramer, W. & McDonald, A.P. (1995) Modelling present and potential future ranges of some European higher plants using climate response. *Journal of Biogeography*, **22**, 967-1001.
- IGM (Instituto Geográfico Militar) (2000) Mapa Político del Ecuador, escala 1:1'000.000. Área territorial de la república del Ecuador obtenida sobre cartografía digital, escala 1:50.000, proyección al año 2000.
- INAMHI (Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología) (2007a). Fenómeno El Niño. <http://www.inamhi.gov.ec/html/inicio.htm>
- INAMHI (Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología) (2007b). Comportamiento de la anomalía anual de la temperatura media del aire. <http://www.inamhi.gov.ec/boletinesprensa/tempmedia.pdf> .
- IPCC (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático) (1997) *Informe especial del IPCC. Impactos Regionales del Cambio Climático: Evaluación de la Vulnerabilidad*. Resumen para responsables de políticas.
- IPCC (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático) (2000) *Informe especial del IPCC. Escenarios de Emisiones*. Resumen para responsables de políticas. Grupo de Trabajo III.
- IPCC (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático) (2001a) *Tercer Informe de Evaluación. Cambio Climático 2001: La Base Científica*. Resumen para responsables de políticas. Grupo de Trabajo I.
- IPCC (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático) (2001b) *Tercer Informe de Evaluación. Cambio Climático 2001: Impactos, adaptación y vulnerabilidad*. Resumen para responsables de políticas y Resumen Técnico. Grupo de Trabajo II.
- IPCC (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático) (2002) Cambio Climático y Biodiversidad. Documento técnico V del IPCC.
- IPCC (International Panel on Climatic Change) (2007a) “*Climate Change 2007: The Physical Science Basis*”. Summary for Policymakers Working Group I. Fourth Assessment Report.
- IPCC (International Panel on Climatic Change) (2007b) “*Climate Change 2007: Climate Change Impacts, Adaptation and Vulnerability*” Summary for Policymakers Working Group II. Contribution to the Intergovernmental panel on Climate Change. Fourth Assessment Report.

- IRD (Institut recherché pour le développement) (2007) Programa GREAT ICE. http://www.ec.ird.fr/article_programmes_regionaux.php3?id_article=456&id_rubrique=469.
- Iverson, L.R., Prasad, A. & Schwartz, M.W. (1999) Modeling potencial future individual tree species distributions in the eastern United States under a climate change scenario: a case study with *Pinus virginiana*. *Ecological Modelling*, **115**, 77-93.
- Iverson, L.R., Schwartz, M.W. & Prasad, A. (2004) How fast and far might tree species migrate in the eastern United States due to Climate Change? *Global Ecology and Biogeography*, **13**, 209-219.
- Johns, T., Durmans, Ch.; Banks, H., Roberts, M., McLaren, A., Ridley, J. et al., (2005) HadGEM1 - Model description and analysis of preliminary experiments for the IPCC Fourth Assessment Report. Hadley Centre Technical Note N°. 55. pp 1-64.
- Johnson, C.E., Stevenson, D.S., Collins, W.J. & Derwent, R.G. (2001) Role of climate feedback on methane and ozone studied with a coupled Ocean-Atmosphere-Chemistry model. *Geophysical Research Letters*, **28**(9), 1723-1726.
- Johnson, J.J. & Gillingham, M.P. (2004) Mapping uncertainty: sensitivity of wildlife habitat ratings to expert opinion. *Journal of Applied Ecology*, **41**, 1032-1041.
- Jørgensen, P.M. & S., León-Yáñez (eds.). (1999) *Catalogue of the vascular plants of Ecuador*. Missouri Botanical Garden Press, St. Louis, Missouri.
- Jutro, P.R. (1991) Biological Diversity, Ecology, and Global Climate Change. *Environmental Health Perspectives*, **96**, 167-170.
- Kazakis, G., Ghoson, D. & Vogiatzakis, I.N. & Papanastasis, V.P. (2006) Vascular plant diversity and climate change in the alpine zone of the Lefka Ori, Crete. *Biodivers Conserv*, DOI 10.1007/s1053-006-9021-1.
- Kernan, S.B. & Stern, M. (2006) USAID/ECUADOR. Report on tropical forests and biological diversity country strategy statement fy 2007 – fy 2012
- Killeen, J.T., Garcia E.E. & Beck, G.S. (1993) Guia de Árboles de Bolivia. Herbario Nacional de Bolovia. St. Louis Missouri, Missouri Botanical Garden. p. 369.
- Kolar, C.S. & Lodge, D.M. (2001) Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology & Evolution*, **16**, 199-204.
- Koleff, P. (2005) Conceptos y medidas de la diversidad beta. *m3m: Monografías Tercer Milenio*, **4**, 19-40. <http://biolambiental.posgrado.unam.mx/pdf/Koleff2005.pdf>.

- Koul Moza, M. & Bhatnagar, A.K. (2005) Phenology and climate change. *Current Science*, **89**(2), 243-244.
- Kreft, H., Köster, N., Küper, W., Nieder, J. & Barthlott, W. (2004) Diversity and biogeography of vascular epiphyte in Western Amazonia, Yasuní, Ecuador. *Journal of Biogeography*, **31**, 1463-1476.
- Küper, W., Sommer, J.H., Lovett, J.C. & W. Barthlott, W. (2006) Deficiency in African plant distribution data – missing pieces of the puzzle. *Botanical Journal of the Linnean Society*, **150**, 355-368.
- Laurance, W.F. (2001) Future shock: forecasting a grim fate for the earth. *Trends in Ecology & Evolution*, **16**(10), 531-533.
- Laurance, W.F. & Williamson, G.B. (2001) Positive feedbacks among forest fragmentation, drought, and climate change in the amazon. *Conservation Biology*, **15**(6), 1529-1535.
- Laurance, W.F., Lovejoy, T.E., Vasconcelos, H.L., Bruna, E.L., Didham, R.k., Stouffer, P.C., Gascon, C., Bierregaard, R.O. Laurance, S.G. & Sampaio, E. (2002) Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology*, **16**(3), 605-618.
- Lavorel, S. & Garnier, E. (2002) Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology*, **16**, 545-556
- Lavorel, S., McIntyre, S., Landsberg, J. & Forbes, T.D.A. (1997) Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *TREE*, **12**, 474-478.
- Lawler, J.J. & Mathias, M. (2007) Climate change and the future of biodiversity in Washington. Report prepared for the Washington Biodiversity Council.
- Leathwick, J.R., Elith, J. & Hastie, T. (2006) Comparative performance of generalized additive models and multivariate adaptive regression splines for statistical modelling of species distributions. *Ecological Modelling*, **199**, 188-196.
- Leemans, R. & Eicckhout, B. (2004) Another reason for concern: regional and global impacts on ecosystems for different levels of climate change. *Global Environmental Change*, **14**, 219-228.
- Leemans, R. & van Vliet, A. (2005) Responses of Species to Changes in Climate Determine Climate. Protection Targets.
http://www.stabilisation2005.com/LeemansR_ecosystems.pdf

- Leimbeck, R.M. (2002) Araceae en el sur de Ecuador. En: Aguirre, M.Z., Madsen, J.E., Cotton E. and Balslev, H. (eds) *Botánica Austroecuatorialiana – Estudios sobre los recursos vegetales en las provincias de El Oro, Loja y Zamora-Chinchipe*. Ediciones Abya Yala, Quito, Ecuador, pp. 171-183.
- Leimbeck, R.M. & Balslev, H. (2001) Species richness and abundance of epiphytic Araceae on adjacent floodplain and upland forest in Amazonian Ecuador. *Biodiversity and Conservation*, **10**, 1579-1593.
- Leimbeck, R.M., Valencia, R. & Balslev, H. (2004) Landscape diversity patterns and endemism of Araceae in Ecuador. *Biodiversity and Conservation*, **13**, 1755-1779.
- Leischner, B. & Bussmann, R.W. (2003) Mercado y uso de madera en el Sur de Ecuador. *Lyonia*, **5**(1), 51-60.
- Lennon, J.J., Koleff, P., Greenwood, J.D. & Gaston, K.J. (2001) The Geographical Structure of British Bird Distributions: Diversity, Spatial Turnover and Scale. *The Journal of Animal Ecology*, **70**, 966-979.
- Levy, P.E., Cannell, M.G.R. & Fried, A.D. (2004) Modelling the impact of future changes in climate, CO₂ concentration and land use on natural ecosystems and terrestrial carbon sink. *Global Environmental Change*, **14**, 21-30
- Linkosalo, T. (1999) Regularities and patterns in the spring phenology of some boreal trees. *Silva Fennica*, **33**(4), 238-245.
- Liu, C., Berry, P.M., Dawson, T.P. & Pearson, G.P. (2005) Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography*, **28**, 385-393.
- Lobo, J.M. & Araújo, M.B. (2003) La aplicación de datos faunísticos para el diseño de sistema de reservas: el caso de los anfibios y reptiles de la Península Ibérica. *Graellsia*, **59**(2-3), 399-408.
- Lobo, J.M. & Hortal, J. (2003) Modelos predictivos: Un atajo para describir la distribución de la diversidad biológica. *Ecosistemas*, **1**, 1-8. <http://www.revistaecosistemas.net/pdfs/245.pdf>
- Lobo, J.M., Hortal, J. & Martín-Piera, F. (2003) Una estrategia para tener regionalizaciones bióticas fiables a partir de datos incompletos: el caso de los Escarabeidos (Coleoptera-Scarabaeinae) Ibérico-Baleares. *Graellsia*, **59**(2-3), 331-344.
- Lodge, D.M., Williams, S., MacIsaac, H.J., Hayes, K.R., Leung, B., MacK, R.N., Moyle, P.B., Smith, M. Andow, D.A., Carlton, J.T. & McMichael, A. (2006)

- Biological invasions: recommendations for U.S. policy and management. *Ecological Applications*, **16**(6), 2035-2054.
- Loiselle, B.A., Jørgensen, P.M., Consiglio, T., Jiménez, I., Blake, J.G., Lohmann, L.G. & Montiel, O.M. (2008) Predicting species distributions from herbarium collections: does climate bias in collection sampling influence model outcomes?. *Journal of Biogeography*, **35**, 105-116.
- MAE (Ministerio del Ambiente del Ecuador) (2005) Dirección Nacional de Biodiversidad y Áreas Protegidas. Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Ecuador-SNAP
http://www.ambiente.gov.ec/paginas_espanol/4ecuador/ecuador_megadiverso.htm
- MAE (Ministerio del Ambiente del Ecuador) (2007a) Ministerio del Ambiente. Normativa Ambiental.
http://www.ambiente.gov.ec/paginas_espanol/3normativa/leyes.htm;
- MAE (Ministerio del Ambiente del Ecuador) (2007b) Decreto de la Estrategia Nacional de la Biodiversidad del Ecuador 2001-2010,
<http://www.femm.org/biodiversidad/Estrategia%20Nacional%20de%20Biodiversidad%202001%202010.pdf>
- MAE (Ministerio del Ambiente del Ecuador) (2007c) Ministerio del Ambiente. Ecuador Megadiverso/ Biodiversidad. Propuesta de Ley para la Conservación y uso Sustentable de la biodiversidad.
http://www.ambiente.gov.ec/paginas_espanol/4ecuador/biodiversidad.htm
- Malcolm, J.R., Markham, A., Neilson, R.P. & Garaci, M. (2002) Estimated migration rates under scenarios of global climate change. *Journal of Biogeography*, **29**, 835-849.
- Malcolm, J.R., Liu, C., Neilson, R.P. & Hansen, L. (2006) Global warming and extinctions of endemic species from biodiversity hotspots. *Conservation Biology*, **20**(2), 538-548.
- Martínez-Meyer, E. (2005) Climate change and biodiversity: Some considerations in forecasting shifts in species' potential distributions. *Biodiversity Informatics*, **2**, 42-55.
- Mass, P.J.M. & Westra, L.Y.Th. (1998) Familias de Plantas Neotropicales: Una guía concisa a las familias de plantas vasculares en la región Neotropical. A.R.G. Gantner Verlag. Vaduz/Liechtenstein. p., 35.

- McCarty, J.P. (2001) Ecological consequences of recent climate change. *Conservation Biology*, **15**(2), 320-331.
- McClean, C.J., Lovett, J.C., Küper, W., Hannah, L., Sommer, J.H., Barthlott, W.; Termansen, M., Smith, G.F., Tokumine, S., & Taplin, J.R.D. (2005) African plant diversity and climate change. *Ann. Missouri Bot. Gard.*, **92**, 139-152.
- McIntyre, S. Lavorel, S. & Tremont, R.M. (1995) Plant life-history attributes: their relationship to disturbance response in herbaceous vegetation. *Journal of Ecology*, **83**, 31-44.
- Midgley, G.F., Hughes, G.O., Thuiller, W. & Revelo, A. (2006) Migration rate limitations on climate change-induced ranges shifts in Cape Proteaceae. *Diversity and Distributions*, **12**, 555-562.
- Miles, L., Grainger, A. & Phillips, O. (2004) The impact of global climate change on tropical forest biodiversity in Amazonia. *Global Ecology and Biogeography*, **13**, 553-565.
- Mladenoff, D.J., Sickley, Th.A. & Wydeven, A.P. (1999) Predicting gray wolf landscape recolonization: logistic regression modelos vs. new field data. *Ecological Applications*, **9**, 37-44.
- Moisen, G.G. & Frescino, T.S. (2002) Comparing five modelling techniques for predicting forest characteristics. *Ecological Modelling*, **157**, 209-225.
- Monserud, R.A. & Leemans, R. (1992) Comparing global vegetation maps with the Kappa statistic. *Ecological Modelling*, **62**, 275-293.
- Montenegro, T.P. (2006) Rarity of an endemic species in Ecuador (Rareza de una especie endémica en Ecuador). *Lyonia*, **9**(1), 91-101.
- MO (Missouri Botanical Garden) (2007) Missouri Botanical Garden - w³TROPICOS <http://mobot.mobot.org/W3T/Search/vast.html>
- Moore, D.M., Lees, B.G. & Davey, S.M. (1991) A New Method for Predicting Vegetation Distributions Using Decision Tree Analysis in a Geographic Information System. *Environmental Management*, **15**(1), 59-71.
- Muñoz, J. & Felicísimo, A.M. (2004) Comparison of statistical methods commonly used in predictive modelling. *Journal of Vegetation Science*, **15**(2), 285-292.
- Muriel, P. (2000) Lauraceae. pp. 220-222 en: Valencia, R., N. Pitman, S. León-Yáñez & P.M. Jørgensen (eds.). *Libro rojo de las plantas endémicas del Ecuador 2000*. Publicaciones del Herbario QCA, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Quito.

- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B. & Kent, J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, **403**, 853-858.
- Nakicenovic, N., Alcamo, J., Davis, G., de Vries, B., Fenhann, J., Gaffin, S., Gregory, K., Grübler, A. *et al.*, (2000) *Special Report on Emissions Scenarios (SRES)*. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Cambridge University Press; Cambridge.
- Neill, D. (1999a) Geografía. p. 2-5 en: Jørgensen, P.M. & S., León-Yáñez (eds.). (1999) *Catalogue of the vascular plants of Ecuador*. Missouri Botanical Garden Press, St. Louis, Missouri.
- Neill, D. (1999b) Vegetación. p. 13-25 en: Jørgensen, P.M. & S., León-Yáñez (eds.). (1999) *Catalogue of the vascular plants of Ecuador*. Missouri Botanical Garden Press, St. Louis, Missouri.
- Neill, D. & Jørgensen, P.M. (1999) Climas. p. 8-13 en: Jørgensen, P.M. & S., León-Yáñez (eds.). (1999) *Catalogue of the vascular plants of Ecuador*. Missouri Botanical Garden Press, St. Louis, Missouri.
- Neira, D., Van Den Berg, B. & De la Torre, F. (2006) El Mecanismo de Desarrollo Limpio en Ecuador: Un diagnóstico rápido de los retos y oportunidades en el Mercado del Carbono. http://www.cordelim.net/tn/docs/Diagnostico_MDL.pdf
- Norris, K. (2004) Managing threatened species: the ecological toolbox, evolutionary theory and declining-population paradigm. *Journal of Applied Ecology*, **41**, 413-426.
- Noss, R. (2001) Beyond Kyoto: Forest Management in a time of rapid climate change. *Conservation Biology*, **15**(3), 578-590.
- O'Dea, N., Araújo, M.B. & Wittaker, R.J. (2006) How well do Important Bird Areas represent species and minimize conservation conflict in the tropical Andes?. *Diversity and Distributions*, **12**, 205-214.
- Ohlemüller, R., Gritti, E.S., Sykes, M.T. & Thomas, C.D. (2006) Quantifying components of risk for European woody species under climate change. *Global Change Biology*, **12**, 1788-1799.
- OMM (Organización Meteorológica Mundial) (2006) Declaración de la OMM sobre el estado del clima mundial en 2006. Press Release. OMM, N° 768. <http://www.inamhi.gov.ec/meteorologia/clima2006.pdf>
- Ontaneda, G., Palacios, E. & Arteaga, A. (2002) Lineamientos para la actualización de los escenarios de cambio climático en el Ecuador. Comité Nacional sobre el Clima

- GEF-PNUD, Ministerio del Ambiente. Proyecto ECU/99/G31 Cambio Climático. Fase II, Quito, Ecuador.
- Ortega-Huerta, M.A. & Peterson, A.T. (2004) Modelling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in north-eastern Mexico. *Diversity and Distributions*, **10**, 39-54.
- Ottaviani, D., Lasinio, G.J. & Boitani, L. (2004) Two statistical methods to validate habitat suitability models using presence-only data. *Ecological Modelling*, **179**, 417-443.
- Palacios, W., Cerón, Valencia, R. & Sierra, R., (1999) Formaciones Naturales de la Amazonía del Ecuador. Pp. 109-119. En: Sierra, R. (ed.) 1999 Propuesta Preliminar de un Sistema de Clasificación de Vegetación para el Ecuador Continental. 2da. Impresión (2001). Proyecto INEFAN/GEF-BIRF. Wildlife Conservation Society and EcoCiencia, Quito.
- Papes, M. & 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*, 1-13.
- Parmesan, C. & Yohe, G. (2003) A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, **421**, 37-42
- Parolin, P. 2002. Bosques inundados en la Amazonia Central: su aprovechamiento actual y potencial. *Ecología Aplicada*, **1**: 111-114.
- Parra, J.L., Graham, C.C. & Freile, J.F. (2004) Evaluating alternative data sets for ecological niche models of Birds in the Andes. *Ecography*, **27**, 350-360.
- Pearce, J. & Ferrier, S. (2000) Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling*, **133**, 225-245.
- Pearson, R.G. (2006) Climate change and the migration capacity of species. *Trends in Ecology and Evolution*, **21**(3), 111-113.
- Pearson, R.G. & Dawson, T.P. (2003) Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful?. *Global Ecology & Biogeography*, **12**, 361-371.
- Peteet, D. (2000) Sensitivity and rapidity of vegetational response to abrupt climate change. *PNAS*, **97**, 1359-1361.
- Peters, R.L. & Darling, J.D.S. (1985) The greenhouse effect and Nature Reserves. *BioScience*, **35**(11): 707-717.

- Peterson, A.T. (2001) Predicting species geographic distributions based on ecological niche modeling. *The Condor*, **103**, 599-605.
- Peterson, A.T. (2007) Ecological niche modelling and understanding the geography of disease transmission. *Veterinaria Italiana*, **43**(3), 393-400.
- Peterson, A.T. & Vieglais, D.A. (2001) predicting Species Invasions Using Ecological Niche Modelling: New Approaches from Bioinformatics Attack a Pressing Problem. *BioScience*, **51**(5), 363-371.
- Peterson, A.T., Ortega-Huerta, M.A., Bartley, J., Sánchez-Cordero, V., Soberón, J., Buddemeier & Stockwell, D.R.B. (2002). Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature*, **416**, 626-629.
- Pitelka, L.F. (1997) Plant migration and climate change. *American Scientist*, **85**, 464-473.
- Phillips, J.S., Anderson, R.P. & Schapire, R.E. (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, **190**, 231-259.
- Phillips, O.L., Malhi, Y., Higuchi, N., Laurance, W.F., Núñez, P.V., Vásquez, R.M., Laurance, S.G., Ferreira, L.V., Stern, M., Brown, S. & Grace, J. (1998) Change in the Carbon Balance of Tropical Forest: Evidence from Long-Term Plots. *Science*, **282**, 439-442.
- Ponder, W.F., Carter, G.A., Flemons, P. & Chapman, R.R. (2001) Evaluation of Museum collection Data for Use in Biodiversity Assessment. *Conservation Biology*, **15**(3), 648-657.
- Pulliam, H.R. (2000) On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters*, **3**, 349-361.
- Raj, B. & van der Werff, H. (1988) A contribution to the pollen morphology of neotropical Lauraceae. *Ann. Missouri Bot. Gard.*, **75**, 130-167.
- Reutter, B.A., Helfer, V., Hirzel, A.H. & Vogel, P. (2003) Modelling habitat-suitability using museum collections: an example with three sympatric Apodemus species from the Alps. *Journal of Biogeography*, **30**, 581-590.
- Richert, M. (2003) Using epiphytes and soil temperatures for eco-climatic interpretations in southern Ecuador. *Erdkunde*, **57**, 161-181.
- Richert, M. & Moreira-Muñoz, (2005) Heterogeneidad climática y diversidad de la vegetación en el sur de Ecuador: un método de fotoindicación. *Rev. peru. biol.* **12** (2), 217-238.

- Rivera, E. (2005) Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Ecuador-SNAP. Taller información sobre Áreas de Conservación Amazónicas. Dirección Nacional de Biodiversidad y Áreas Protegidas. http://old.iabin.net/binary_docs/documents/workshops/protected_area_06_2005/Ecuador_spa.pdf
- Rohwer, J.G. (1993a) Lauraceae: Nectandra. The New York Botanical Garden, New York. *Flora Neotropica*. Monograph, **60**, 1-333.
- Rohwer, J.G. (1993b) Lauraceae. 372-373 en: Kubitzki, K., Rohwer, J.G. & Brittrich, V. (eds). II: Flowering Plants. Dicotyledons: Magnoliid, Hamamelid and Caryophyllid Families. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Romero, M. (2001) Informe de Ecuador. Recursos forestales y cambio en el uso de la tierra. Proyecto: Información y análisis para el manejo forestal sostenible: integrando esfuerzos nacionales e internacionales en 13 países tropicales en América Latina (GCP/RLA/133/EC)-FAO. p.1-25.
- Root, T.L., MacMynowski, D.P., Mastrandrea, M.D. & Schneider, S.H. (2005) Human-modified temperatures induce species changes: Joint attribution. *PNAS*, **102**(21), 7465-7469.
- Root, T.L., Price, J.T., Hall, K.R., Schneider, S.H., Rosenzweig, C., & Pounds, J.A. (2003) Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*, **421**, 57-60.
- Rusch, G.M., Pausas, J.G. & Leps, J. (2003) Plant functional types in relation to disturbance and land use introduction. *Journal of Vegetation Science*, **14**, 307-310.
- Sala, O.E., Chapin III, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzing, A. Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., LeRoy Poff, N., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M. & Wall, D.H. (2000) Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, **287**, 1770-1774.
- Sánchez-Cordero, V, Peterson, A.T., Martínez-Meyer, E. & Flores, R. (2005) Distribución de roedores reservorios del virus causante del síndrome pulmonar pr Hantavirus y regiones de posible riesgo en México. *Acta Zoológica Mexicana (n.s.)*, **21**(3), 79-91
- Sarmiento, F.O. (2001) Ecuador. p.497-548 en: Kappelle, M. & Brown, A.D.(eds.). *Bosques nublados del neotrópico*. 1 ed.-Santo Domingo Heredia, Costa Rica: Instituto Nacional de Biodiversidad, INBio.

- Schröter, D., Cramer, W., Leemans, R., *et al.*, (2005) Ecosystem Service Supply and Vulnerability to Global Change in Europe. *Science*, **310**, 1333-1337.
- Schwartz, M.W., Iverson, L.R. & Prasad, A.M. (2001) Predicting the potential future distribution of four tree species in Ohio using current habitat availability and climate forcing. *Ecosystems*, **4**, 568-581.
- Segurado, P. & Araújo, M.B. (2004) An evaluation of methods for modelling species distributions. *Journal of Biogeography*, **31**, 1555-1568.
- Shea, K. & Chesson, P. (2002) Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, **17**(4), 170-176.
- Sherry, R.A., Zhou, X., Gu, S., Arnone III, J.A., Schimell, D.S., Verburg, P.S., Wallace, L.L. & Luo, Y. (2007) Divergence of reproductive phenology under climate warming. *PNAS*, **104**, 198-202.
- Shi, H., Singhi, A., Kant, S., Zhu, Z., & Waller, E. (2005) Integrating habitat status, human population pressure, and protection status into biodiversity conservation priority setting. *Conservation Biology*, **19**(4), 1273-1285.
- Sierra, R. (ed.) (1999) Propuesta Preliminar de un Sistema de Clasificación de Vegetación para el Ecuador Continental. 2da. Impresión (2001). Proyecto INEFAN/GEF-BIRF. Wildlife Conservation Society and EcoCiencia, Quito.
- Sierra, R., Campos, F., & Chamberlin, J. (2002) Assessing biodiversity conservation priorities: ecosystem risk and representativeness in continental Ecuador. *Landscape and Urban Planning*, **59**, 95-110.
- Sierra, R., Cerón, C., Palacios, W. & Valencia, R. (1999a) Mapa de vegetación del Ecuador continental. Scale: 1:1.000.000. Proyecto INEFAN/GEF-BIRF. Wildlife Conservation Society and EcoCiencia, Quito, Ecuador.
- Sierra, R., Cerón, C., Palacios, W. & Valencia, R. (1999b) Criterios para la Clasificación de la Vegetación del Ecuador. pp. 29-54. En: Sierra, R. (ed.) 1999 Propuesta Preliminar de un Sistema de Clasificación de Vegetación para el Ecuador Continental. 2da. Impresión (2001). Proyecto INEFAN/GEF-BIRF. Wildlife Conservation Society and EcoCiencia, Quito.
- Silva, X. & Guevara, M. (2004) Priority conservation areas and management alternatives for the five ecoregions of Latin America. *Lyonia*, **6**(1), 35-45.
- Soberón, J. & Peterson, A.T. (2005) Interpretation of models of fundamental Ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics*, **2**, 1-10.

- Stevenson, D.S., Johnson, C.E., Collins, W.J., Derwent, R.G. & Edwards, J.M. (2000) Future estimates of tropospheric ozone radiative forcing and methane turnover-impact of climate change. *Geophysical Research letters*, **27**(14), 2073-2076.
- Stockman, A.K., Beamer, D.A. & Bond, J.E. (2006) An evaluation of GARP model as an approach to predicting the spatial distribution of non-vagile invertebrate species. *Diversity and Distributions*, **12**, 81-89.
- Stockwell, D.R.B. & Noble, R. (1992) Induction of sets of rules from animal distribution data a robust and informative method of data analysis. *Mathematics and Computers in Simulation*, **33**, 385-390.
- Stockwell, D.R.B. & Peterson, A.T. (2002) Effects of sample size on accuracy of species distributions models. *Ecological Modelling*, **148**, 1-14.
- Sweeney, A.W., Beebe, N.W., Cooper, R.D., Bauer, J.T. & Peterson, A.T. (2006) Environmental factors associated with distribution and range limits of malaria vector *Anopheles farauti* in Australia. *J. Med. Entomol.*, **43**(5), 1068-1075.
- Swets, J.A. (1988) Measuring accuracy of diagnostic systems. *Science*, **240**, 1285-1293.
- Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E. et al., (2004) Extinction risk from climate change. *Nature*, **427**, 145-148.
- Thomson, M.C., Elnaiem, D.A., Ashford, R.W. & Connor, S.J. (1999) Towards a kala azar risk map for Sudan: mapping the potential distribution of *Phlebotomus orientalis* using digital data of environmental variables. *Tropical Medicine and International Health*, **4**, 105-113.
- Thuiller, W. (2003) BIOMOD - optimizing predictions of species distributions and projecting potential future shifts under global change. *Global Change Biology*, **9**, 1353-1562.
- Thuiller, W. (2004) Patterns and uncertainties of species' range shifts under climate change. *Global Change Biology*, **10**, 2020-2027.
- Thuiller, W., Araújo, M.B. & Lavorel, S. (2003) Generalized models vs. classification tree analysis: Predicting spatial distributions of plant species at different scales. *Journal of Vegetation Science*, **14**, 669-680.
- Thuiller, W., Araújo, M.B. & Lavorel, S. (2004c) Do we need land-cover data to model species distributions in Europe?. *Journal of Biogeography*, **31**, 353-361.
- Thuiller, W., Lavorel, S. & Araújo, B. (2005b) Niche properties and geographical extent as predictors of species sensitivity to climate change. *Global Ecology and Biogeography*, **14**, 347-357.

- Thuiller, W., Brotons, L., Araújo, M.B. & Lavorel, S. (2004b) Effects of restricting environmental range of data to the project current and future species distribution. *Ecography*, **27**, 165-172.
- Thuiller, W., Lavorel, S., Araújo, B., Sykes, M.T. & Prentice, C.I. (2005a) Climate change threats to plant diversity in Europa. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, **102**, 8245-8250.
- Thuiller, W., Araújo, M.B., Pearson, R.G., Whittaker, R.J., Brotons, L. & Lavorel, S. (2004a) Uncertainty in the predictions of extinction risk. *Nature*, **430**, 34.
- Thuiller, W., Richardson, D.M., Pysek, P., Midgley, G.F., Hughes, G.O. & Rouget, M. (2005c) Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale. *Global Change Biology*, **11**, 2234-2250.
- Thuiller, W., Midgley, G.F., Hughes, G.O., Bomhard, B., Drew, G., Rutherford, M.C. & Woodward, F.I. (2006) Endemic species and ecosystem sensitivity to climate change in Namibia. *Global Change Biology*, **12**, 759-776.
- Thuiller, W., Albert, C., Araújo, M.B., Berry, P.M., Cabeza, M., Guisan, A., Hickler, T., Midgley, G.F., Peterson, J., Schurr, F.M., Sykes, M.T., Zimmermann, N.E. (2008) Predicting global change impacts on plant species' distributions: Future challenges. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, **9**, 137-152.
- Tilman, D. & Lehman, C. (2001) Human-caused environmental change: Impacts on plant diversity and evolution. *PNAS*, **98**(10), 5433-5440.
- Turner, J., Connolley, W.M.; Lachlan-Cope, T.A. & Marshall, G.J. (2006) The performance of the Hadley Centre Climate Model (HADCM3) in high Southern Latitudes. *International Journal of Climatology*, **26**, 91-112.
- UNEP (United Nations Environment Programme) (2007). Global outlook for Ice and Snow. 235 p. http://www.unep.org/geo/geo_ice/PDF/full_report_LowRes.pdf
- Ulloa, C. & Jørgensen, P.M. (1995) Árboles y arbustos de los Andes del Ecuador. Quito: Ediciones Abya-Yala. p. 214.
- Ulloa, C. & Neill, D.A. (2005) Cinco años de adiciones a la flora de Ecuador. 1999-2004. Universidad Técnica Particular de Loja, Missouri Botanical Garden & Funbotánica.
- Valencia, R., Cerón, C., Palacios, W. & Sierra, R. (1999a) Los Sistemas de clasificación de la Vegetación Propuestos para el Ecuador. Pp. 19-28. En: Sierra, R. (ed.) 1999 Propuesta Preliminar de un Sistema de Clasificación de Vegetación para el Ecuador

- Continental. 2da. Impresión (2001). Proyecto INEFAN/GEF-BIRF. Wildlife Conservation Society and EcoCiencia, Quito.
- Valencia, R., Cerón, C., Palacios, W. & Sierra, R. (1999b) Las Formaciones Naturales de la Sierra del Ecuador. Pp. 79-108. En: Sierra, R. (ed.) 1999 Propuesta Preliminar de un Sistema de Clasificación de Vegetación para el Ecuador Continental. 2da. Impresión (2001). Proyecto INEFAN/GEF-BIRF. Wildlife Conservation Society and EcoCiencia, Quito.
- Valencia, R., Pitman, N., León-Yáñez, S. & Jorgensen, P.M. (2000) *Libro rojo de las plantas endémicas del Ecuador*. Herbario QCA, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Quito.
- Van den Eyden, V., Cueva, E. & Cabrera, O. (1999). Plantas silvestres comestibles del sur del Ecuador – Wild edible plants of southern Ecuador. Ediciones Abya Yala, Quito, Ecuador, pp. 129-132.
- Van der Werff, H. 1988. Eight new species and one new combination of neotropical Lauraceae. *Ann. Missouri Bot. Gard.*, **75**, 402-419.
- Van der Werff, H. & Lorea-Hernández, F. (1999) Lauraceae. In: Jørgensen, P.M. & S., León-Yáñez (eds.). *Catalogue of the vascular plants of Ecuador*. Missouri Botanical Garden Press, St. Louis, Missouri, pp. 526-533.
- Van der Werff, H. & Richter, H.G. 1996. To ward an improved classification of Lauraceae. *Ann. Missouri Bot. Gard.*, **83**, 409-4118.
- Van Schaik, C.P., Terborgh, J.W. & Wright, S.J. (1993) The phenology of tropical forests: Adaptive significance and consequences for primary consumers. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **24**, 353-377.
- Van Vuuren, D.P., Sala, O.E. & Pereira, H.M., (2006) The Future of Vascular Plant Diversity Under Four Global Scenarios. *Ecology and Society*, 11(2), 25
- Vargas, J.H., Consiglio, T., Jørgensen, P.M. & Croat, T.B. (2004) Modelling distribution patterns in a species-rich plant genus, *Anthurium* (Araceae), in Ecuador. *Diversity and Distributions*, **10**, 211-216.
- Vaughan, I.P. & Ormerod, S.J. (2005) The continuing challenges of testing species distribution models. *Journal of Applied Ecology*, **42**, 720-730.
- Walkovsky, A. (1998) Changes in phenology of the locust tree (*Robinia pseudoacacia* L.) in Hugarly. *Int J Biometeolol*, **41**, 155-160.
- Walther, G.R., Hughes, L. Vitousek, P. & Stenseth, N.Chr. (2005) Consensus on climate change. *Trends in Ecology and Evolution*, **20**(12), 648-649

- Walther, G.R., Post, E., Convery, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T.J.C., Fromentin J-C., Hoegh_guldberg, O. & Bairlein, F. (2002) Ecological responses to recent climate change. *Nature*, **416**, 389-395.
- White, A., Cannell, M.G.R. & Friend, A.D. (2000a) The high-latitude terrestrial carbon sink: a model analysis. *Global Change Biology*, **6**, 227-245.
- White, A., Cannell, M.G.R. & Friend, A.D. (2000b) CO₂ stabilization, climate change and the terrestrial carbon sink. *Global Change Biology*, **6**, 817-833.
- Whittaker, R.J., Willis, K.J. & Field, R. (2001) Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography*, **28**, 453-470.
- Whittaker, R.J., Araújo, M.B., Jepson, P., Ladle, R.J., Watson, J.E.M. & Willis, K.J. (2005) Conservation Biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distributions*, **11**, 3-23.
- Williams, P., Hannah, L., Adelman, S., Midgley, G., Araújo, M., Hughes, G., Manne, L., Martinez-Meyer, E. & Pearson, R. (2005) Planning for climate change: identifying minimum-dispersal corridors for the Cape Proteaceae. *Conservation Biology*, **19**, 1063-1074.
- Willis, K.J. & Whittaker, R.J. (2000) The Refugial Debate. *Science*, **287**, 1406-1407.
- Wilson, J.U., Richardson, D.M., Rouget, M., Proches, S., Amis, M.A., Henderson, L. & Thuiller, W. (2007) Residence time and potential range: crucial considerations in modeling plant invasions. *Diversity and Distributions*, **13**, 11-22.
- Wilson, W.L., Day, K.R., Hart, E.A. (1996) Predicting the extent of damage to conifer seedlings by the pine weevil (*Hylobius abietis* L.): a preliminary risk model by multiple logistic regression. *New Forests*, **12**, 203-222.