

DISTRIBUCIÓN DE LAS ESPECIES ENDÉMICAS

en la vertiente oriental de los Andes en Perú y Bolivia



Publicado por



NatureServe

Distribución de las especies endémicas en la vertiente oriental de los Andes en Perú y Bolivia

Editado por Bruce E. Young



NatureServe

Es una organización sin fines de lucro dedicada a proveer información y herramientas útiles para guiar acciones de conservación eficientes.

1101 Wilson Boulevard, 15th Floor
Arlington, Virginia 22209, EEUU
Tel.: 703-908-1800
www.natureserve.org

Fotografía de portada

© J.P. O'Neill/VIREO (carátula, *Iridosornis jelskii*)
NatureServe (contracarátula, *Centropogon* sp.)

Coordinación Editorial

Cristiane Nascimento

Producción editorial

Wust Ediciones / www.walterwust.com

Impresión

Gráfica Biblos

© NatureServe 2007
ISBN: 0-9711053-5-9

Los textos pueden ser utilizados total o parcialmente citando la fuente.

Cítese la publicación como:

Young, B.E. 2007. *Distribución de las especies endémicas en la vertiente oriental de los Andes en Perú y Bolivia*. NatureServe, Arlington, Virginia, EE UU.

Cítese un capítulo como:

Beck, S. G., P. A. Hernandez, P. M. Jørgensen, L. Paniagua, M. E. Timaná y B. E. Young. 2007. Plantas vasculares. Pp. 18-34 en B. E. Young (editor), *Distribución de las especies endémicas en la vertiente oriental de los Andes en Perú y Bolivia*. NatureServe, Arlington, Virginia, EE UU.

Esta publicación ha sido financiada por



Contenido

I. Resumen	4
II. Introducción (Bruce E. Young)	5
III. Área de estudio (Bruce E. Young)	8
IV. Métodos para crear los modelos de distribución (Pilar A. Hernandez)	13
V. Plantas vasculares (Stephan G. Beck, Pilar A. Hernandez, Peter M. Jørgensen, Lily Paniagua, Martín E. Timaná y Bruce E. Young)	18
VI. Anfibios (César Aguilar, Lourdes Arangüena, Jesús H. Córdova, Dirk Embert, Pilar A. Hernandez, Lily Paniagua, Carolina Tovar y Bruce E. Young)	35
VII. Mamíferos (Víctor Pacheco, Heidi L. Quintana, Pilar A. Hernandez, Lily Paniagua, Julieta Vargas y Bruce E. Young)	40
VIII. Aves (Irma Franke, Pilar A. Hernandez, Sebastian K. Herzog, Lily Paniagua, Aldo Soto, Carolina Tovar, Thomas Valqui y Bruce E. Young)	46
IX. Síntesis (Pilar A. Hernandez y Bruce E. Young)	54
X. Utilización de los datos	60
XI. Agradecimientos	60
XII. Direcciones de los autores	61
XIII. Bibliografía citada	62
Apéndice 1. Fuentes de datos acerca de las localidades	69
Apéndice 2. Lista de especies focales incluidas en el estudio	71
Apéndice 3. Revisores de los datos de localización y de los borradores de mapas de distribución	89

I. Resumen

Con el objetivo de proporcionar una amplia contribución para la conservación, hemos mapeado la distribución de plantas y animales endémicos en un área de estudio que comprende, a grandes rasgos, las vertientes de los Andes que están por debajo de la línea de bosque en Perú y Bolivia. Utilizamos Maxent como método inductivo para producir los modelos predictivos de la distribución en los casos en los que fue posible y métodos deductivos para las demás especies. Estos modelos de distribución facilitaron la predicción de las distribuciones, incluso en áreas en las que no se han realizado estudios de campo, evitando así, hasta cierto punto, el prejuicio causado por una distribución dispereja de los esfuerzos de recolección. Los datos ambientales que formaron la base de los modelos incluyeron variables climáticas, datos topográficos y de elevación, e índices de vegetación derivados de imágenes satelitales MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*). Los datos de más de 7.150 localidades únicas contribuyeron a producir mapas de distribución de 782 especies endémicas en el área de estudio. Las especies abarcan todos los miembros de 15 familias o géneros de plantas vasculares y todos los anfibios, mamíferos y aves endémicos en el área de estudio. Seleccionamos los grupos de plantas en función de la uniformidad y la aceptación general del conocimiento taxonómico, y de la diversidad de formas de vida y hábitat representados.

Los resultados muestran áreas claras de endemismo de cada uno de los 18 grupos taxonómicos estudiados. Tres grupos de plantas (*Chrysobalanaceae*, *Inga* y *Malpighiaceae*) resultaron ser endémicas en las tierras bajas; los anfibios y *Acanthaceae* alcanzaron su punto más alto de endemismo en elevaciones medias; las aves, los mamíferos y nueve grupos de plantas mostraron su punto más alto de endemismo en elevaciones por encima de los 2.000 metros. Dos familias de plantas, *Anacardiaceae* y *Cyatheaceae*, no tuvieron una coexistencia significativa de especies endémicas. Los grupos de plantas variaron significativamente en la localización geográfica de centros de alto endemismo a lo largo de los límites norte y sur del área de estudio. Los anfibios mostraron un pico de mayor diversidad en el centro del departamento de Cochabamba, Bolivia. Sin embargo, el análisis total de la irremplazabilidad de las especies (*irreplaceability analysis*) hizo evidente la existencia de áreas de igual importancia en los departamentos de Amazonas y San Martín, en el

norte del Perú, donde existe una gran cantidad de especies microendémicas. La abundancia de las especies endémicas de mamíferos fue más alta en una larga franja de elevación alta en los Andes, desde Cusco, en Perú, hasta Cochabamba, en Bolivia. El análisis total de irremplazabilidad de las especies también destacó la importancia de la región de la frontera departamental entre La Libertad-San Martín, en la cordillera Central, para las especies endémicas de distribución acotada. El endemismo de las aves alcanzó su punto más alto en seis áreas de que van desde la región de la cordillera de Carpish en el departamento de Huánuco, en Perú, hasta la cordillera de Cocapata-Tiraque, en Cochabamba, Bolivia. Aunque las aves han sido el tema de numerosos análisis previos de endemismo en los Andes, nuestros métodos para hacer modelos predictivos de distribución identificaron dos áreas previamente no reconocidas —el oeste de la cordillera de Vilcabamba y la región a lo largo del río Mapacho-Yavero, al este del Cusco, ambas ubicadas en Perú. Aunque estas dos localidades han sido pobremente exploradas ornitológicamente, los modelos predijeron que existen muchas especies endémicas en ambos lugares.

Tomados en conjunto, los grupos taxonómicos focales presentaron doce áreas de endemismo en las que al menos un grupo mostró su punto más alto. Las cordilleras cercanas a La Paz, Bolivia, tuvieron el mayor endemismo de diversos grupos taxonómicos. Ocho grupos de plantas así como las aves y los mamíferos presentan allí concentraciones de especies endémicas. Las áreas protegidas nacionales cubren al menos porciones de nueve de las doce áreas de endemismo. Sin embargo, grandes segmentos de las áreas de endemismo identificadas en nuestro análisis, en la actualidad, están desprotegidas a nivel nacional.

II. Introducción

Por Bruce E. Young

Importancia de las especies endémicas para la conservación

Más que nunca, los conservacionistas utilizan datos sobre la geografía de la biodiversidad para establecer prioridades en la localización de áreas protegidas (Brooks *et al.* 2006). Los datos acerca de las especies endémicas y en peligro son una contribución clave para estos análisis. Por definición, las especies en peligro exigen acciones concretas o desaparecerán para siempre. Las especies endémicas también requieren atención debido a sus distribuciones frecuentemente limitadas y a que en consecuencia, pueden estar en riesgo de extinción. Si sus necesidades de hábitat no son satisfechas en las regiones en las que se localizan, irán disminuyendo y desaparecerán. Para ayudar a prevenir la pérdida de la biodiversidad, por lo tanto, debemos proteger el hábitat tanto de las especies en peligro como de las endémicas.

La existencia del endemismo en muchas partes del mundo, especialmente en los trópicos montañosos, es un factor de confusión para los conservacionistas. En estas regiones, incluso la estrategia de crear grandes reservas para proteger ecosistemas completos no siempre es suficiente para proteger a todas las especies endémicas ya que algunas de estas pueden restringirse a las cimas de las montañas o a los valles localizados entre grandes reservas. Los anfibios endémicos de México son un buen ejemplo. Aunque México tiene abundantes reservas de la biosfera de gran tamaño, tal como ha mostrado un análisis reciente, solo el 33% de las especies amenazadas de anfibios del país se localizan en al menos un área protegida (Young *et al.* 2004). Es muy importante concentrarse en las grandes reservas para mantener el funcionamiento de los ecosistemas, pero en las áreas con muchas especies endémicas, es necesario que los conservacionistas consideren medidas adicionales para asegurar la protección de todos los elementos de la biodiversidad.

Al reconocer la importancia del endemismo para la conservación, un número de conservacionistas ha analizado la distribución de especies endémicas para proporcionar lineamientos acerca de los lugares donde una pequeña inversión en conservación puede llevar a grandes resultados, en términos de cantidad de especies salvadas de la extinción. Por ejemplo, Myers (1988, 1990) examinó especies de plantas endémicas en todo el mundo y mostró que proteger 746.400 km², un área que representa el 0.5% de la superficie terrestre del planeta, en 18 sitios en todo el mundo, conservaría 50.000

especies de plantas endémicas (el 20% de todas las especies de plantas conocidas). Este estudio introdujo el concepto de “sitios de alta biodiversidad” (*hotspots*) que aún se utiliza como principio guía para la conservación (Mittermeier *et al.* 2000, Mittermeier *et al.* 2005, ver también Ceballos y Ehrlich 2006). Un análisis similar sobre las aves ha centrado su atención en los lugares en los que las aves endémicas del mundo necesitan protección (Stattersfield *et al.* 1998). Una estrategia abarcadora de conservación para una región requiere de este tipo de análisis acerca de un amplio espectro de entidades taxonómicas, que incluya idealmente grupos con diferentes afinidades de hábitat (Young *et al.* 2002). Este informe describe precisamente este tipo de estudios.

Definiciones de endemismo

Aunque mucha gente considera que conoce intuitivamente la definición del término endémico, la confusión histórica acerca de sus aplicaciones en la conservación biológica hace pensar que es útil una breve reflexión acerca de este término (Young *et al.* 2002). Una especie endémica es la que se limita a un área geográfica particular. El área geográfica puede definirse por los límites políticos, tales como países o departamentos o por límites ecológicos, tales como una especie endémica a los bosques de *Polylepis*. Los aspectos geográficos también pueden servir como puntos de referencia, así una especie puede ser endémica en América del Sur o en la isla Isabela, en las islas Galápagos. El contexto es importante cuando se considera a las especies endémicas debido a la habilidad que tienen los conceptos de contraerse y expandirse. Por lo tanto, llamar “endémica” a una especie puede no resultar verdaderamente iluminador: ¿endémica en dónde?

Un concepto relacionado es el de especies de distribución restringida, o con una distribución acotada. El autor debe definir un tamaño de umbral de distribución debajo del cual una especie es considerada como de distribución restringida. Por ejemplo, BirdLife establece un corte de 50.000 km² para definir las aves de distribución restringida (Stattersfeld *et al.* 1998). Las especies endémicas, por lo tanto, no son necesariamente las mismas que las especies de distribución restringida, aunque puede haber superposiciones considerables. Por ejemplo, el trompetero de ala oscura (*Psophia viridis*) es endémico en Brasil, al sur del tronco principal del río Amazonas. Pero con una distribución

estimada en 1,4 millones de km² (calculados a partir de Ridgely *et al.* 2005), esta ave, en general, no calificaría como especie de distribución restringida. Un ejemplo contrario es la rana arborícola *Duellmanohyla lythrodes*, una especie que no es endémica en ningún país pero cuya distribución es de solo 1.340 km² en América Central (IUCN *et al.* 2006). Por supuesto que muchas especies son endémicas en un país o en una ecorregión y tienen distribuciones restringidas. Lo importante es que los términos no son sinónimos.

En este informe consideramos a las especies de distribución restringida a nuestra área de estudio, en la vertiente oriental de los Andes de Perú y Bolivia, como especies endémicas (ver capítulo III: Área de estudio, para una descripción completa). Aunque muchas especies tienen distribuciones restringidas según aproximadamente cualquier umbral realista, otras se distribuyen ampliamente a lo largo de los 1.500 km de la cordillera de los Andes en esta área.

Combinando información acerca de la distribución de muchas especies endémicas de un grupo taxonómico, podemos identificar áreas de endemismo. Tradicionalmente, los ecólogos han superpuesto mapas de especies endémicas y han denominado áreas de endemismo a las áreas en las que se superponen varias distribuciones (p. ej., Cracraft 1985, Ridgely y Tudor 1989). Esta es esencialmente la definición que utilizamos aquí, aunque exploramos diferentes modos de superponer las distribuciones y de ponderar de distintas maneras las especies con distribuciones más grandes o más pequeñas. Investigaciones recientes en biogeografía han aprovechado la cada vez mayor disponibilidad de árboles filogenéticos para combinar análisis geográficos de distribución con relaciones evolutivas entre las especies para desarrollar hipótesis acerca de los centros de origen de los grupos de especies (p. ej. Barker *et al.* 2004). Debido a la falta de información filogenética acerca de muchas de las especies de nuestro estudio, no abordaremos el origen de grupos de especies más que para comentar algunas hipótesis existentes en la literatura.

Modelos de distribución

Conservar las especies exige primero saber dónde viven. Durante cientos de años los biólogos han realizado inventarios de campo para mapear la distribución de plantas y animales. A pesar de esto nuestro conocimiento acerca de la distribución de la mayoría de las especies, especialmente en regiones lejanas, es aún incompleto. El trabajo de campo puede demandar mucho tiempo, ser costoso e incluso arriesgado. Los buenos inventarios nos dicen dónde han sido encontradas especies particulares, pero no dónde más es probable que existan.

Combinando datos confiables de localización con herramientas tecnológicas y analíticas, podemos aprender más acerca de la

distribución de las especies. El desarrollo de computadoras veloces y de programas para cartografía geográfica ahora nos permite producir modelos de distribución de una especie particular analizando las características ambientales de sus localidades conocidas (Guisan y Zimmermann 2000, Elith y Burgman 2003, Guisan y Thuiller 2005). Estos modelos definidos matemáticamente luego pueden combinarse con restricciones conocidas en función de la historia de vida de la especie para predecir en qué otros paisajes podría localizarse. Para estos modelos matemáticos, se utiliza como base una variedad de datos medioambientales, algunos de los cuales están disponibles desde hace muy poco tiempo. Estos incluyen modelos digitales de elevación (y otras descripciones topográficas tales como terreno, pendientes y aspectos pueden derivarse de estos datos), la cubierta de vegetación actual en función del análisis de imágenes satelitales, y capas digitales de datos que proporcionan estimaciones de condiciones de precipitaciones, temperatura y otros factores climáticos.

Los modelos de distribución de especies generados de esta manera cuantitativa son mucho más detallados que las tan familiares representaciones poligonales de las distribuciones de las especies que se encontraban en las guías de campo. Otro beneficio es que permiten controlar los sesgos causados por el efecto de recolectores que trabajan principalmente cerca de las ciudades o a lo largo de carreteras o ríos (c.f. Nelson *et al.* 1990). Si uno simplemente examinara las localidades en donde ha sido recolectada una planta en particular, podría creer que esta se restringe a los lados de los caminos (donde los recolectores acceden fácilmente). Los modelos de distribución de las especies identifican las áreas naturales más alejadas en las cuales es probable que se localice una especie, debido a las características que comparte con los sitios en donde han trabajado los recolectores. Con la utilización de estos modelos esperamos mejorar nuestro conocimiento de la distribución de especies de plantas y animales endémicos en nuestra área de estudio. Los análisis de estos datos ayudan a señalar las áreas de endemismo de diferentes tipos de organismos así como a identificar las concentraciones de especies endémicas que se localizan fuera del sistema de áreas protegidas existente.

Objetivos e importancia del estudio

Hemos llevado adelante este estudio como parte de un proyecto más grande, cuyo objetivo es llenar vacíos de conocimiento, para apoyar a la planificación de la conservación en la vertiente oriental de los Andes en Perú y Bolivia. Aunque durante un tiempo se han realizado ejercicios de establecimiento de prioridades para la región, la falta de información amplia y detallada acerca de la distribución de las especies ha llevado a confiar en datos de mapas de vegetación y en la opinión de expertos más que en el análisis cuantitativo de patrones de distribución de grupos taxonómicos diversos (Rodríguez y Young 2000, Ibisch y Mérida. 2004, Müller *et al.* 2004). Gracias a los datos incorporados que proporcionamos aquí,

futuros estudios acerca de las prioridades para la conservación estarán mejor informados y proporcionarán detalles aún más útiles acerca de dónde son más necesarias las acciones para la conservación.

Los objetivos de este estudio son tres:

- Producir mapas en formato digital de la distribución de aves, mamíferos, anfibios y plantas endémicos en la vertiente oriental de los Andes centrales, para que sean utilizados en la planificación para la conservación,
- Identificar los focos de especies endémicas en el área de estudio, y
- Hacer que la información acerca de las distribuciones esté ampliamente disponible para científicos académicos, conservacionistas y planificadores gubernamentales.

Elegimos las tres clases de vertebrados porque estas eran las únicas con información taxonómica amplia, e información digital acerca de su distribución disponible para permitir una selección eficaz de las especies endémicas (Patterson *et al.* 2005, Ridgely *et al.* 2005, IUCN *et al.* 2006). Aun limitando el análisis a estas tres clases podemos cubrir hábitat terrestres (aves y mamíferos) y acuáticos (anfibios). Dado que la diversidad de las plantas vasculares es alta en esta área de estudio, limitamos nuestro análisis a doce familias y tres géneros de plantas representativas. Para los grupos focales de vertebrados, examinamos todas las especies de estas familias que son endémicas en el área de estudio.

Este trabajo es uno de los primeros en utilizar de modo extensivo las técnicas para confeccionar modelos de distribución con el objetivo de planificar la conservación en América del Sur. Aunque muchos estudios han realizado modelos de distribución de especies para ayudar a su conservación en varias partes del mundo (Chen y Peterson 2002, Engler *et al.* 2004, Loiselle *et al.* 2003, Raxworthy *et al.* 2003), la mayoría no ha producido mapas en escala fina, de múltiples especies, que puedan utilizarse individual y/o colectivamente para la conservación regional. Partiendo de estudios previos, refinando los algoritmos para los modelos y comparando sus rendimientos bajo diferentes condiciones (Elith *et al.* 2006, Hernandez *et al.* 2006, Phillips *et al.* 2006), pudimos confeccionar modelos de distribución de más de 600 especies.

Ejecutar estos procesos exigió la compilación de un conjunto de datos de más de 6.400 registros de museo y de observaciones de las especies focales. Adquirimos estos datos contactándonos con curadores de 61 herbarios y 19 museos de historia natural (Apéndice 1). Luego georreferenciamos los registros que no tenían coordenadas geográficas y sometimos los datos a una detallada revisión para asegurar el alto nivel de exactitud de los datos ingresados en los modelos. Este esfuerzo, por lo tanto, implica una colaboración sustancial

entre las comunidades conservacionistas y de los museos que se benefician con los datos de los resultados y los análisis.

Además de utilizar datos estándar acerca de la elevación y el clima, incorporamos datos de MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) en los modelos. Estos datos representan la cubierta de vegetación actual y, por lo tanto, nos ayudan a asegurar que las predicciones muestran lugares donde es probable que una especie se localice en la actualidad, teniendo en cuenta deforestaciones recientes. También utilizamos técnicas nuevas para adaptar los modelos que combinan imágenes satelitales de alta precisión con datos de localidades de baja precisión, algunos de los cuales son derivados de recolecciones hechas hace entre 50 y 100 años.

Los mapas de distribución obtenidos proporcionan una resolución espacial mucho mejor que la de los disponibles previamente. Las compilaciones anteriores de la distribución de los vertebrados de América del Sur (p. ej. Ridgely *et al.* 2005, Patterson *et al.* 2005, IUCN *et al.* 2006) se basan en polígonos dibujados, a menudo al ojo, en mapas en escalas con frecuencia excesivas de 1:1.000.000. Si bien estos mapas de polígonos representan un avance enorme y proporcionan la base para importantes análisis globales y hemisféricos (Rodrigues *et al.* 2004, Stuart *et al.* 2004, Young *et al.* 2004, Orme *et al.* 2005, Brooks *et al.* 2006), no proporcionan la precisión necesaria para la conservación regional dentro de países extensos. Los mapas refinados de distribución proporcionados por este estudio, y los análisis basados en ellos, brindan un aporte a escala fina no disponible hasta este momento para la planificación de la conservación a este nivel.

III. Área de estudio

Por Bruce E. Young

Límites geográficos

Este estudio se concentra en las Yungas y los ecosistemas asociados de las laderas que descienden hacia las tierras bajas del Amazonas, incluidas estas mismas, en los Andes centrales del Perú y del norte de Bolivia (Figura 1). Las Yungas son un cinturón de bosque montano húmedo tropical que se localiza a lo largo de la mayoría de la vertiente oriental de los Andes, desde Perú hasta Argentina. En Perú y Bolivia, las Yungas se extienden aproximadamente entre los 500 y 1.200 hasta los 2.800 y 3.500 metros sobre el nivel del mar. Por encima de las Yungas existe un ecosistema de pastizales llamado puna, que varía desde húmedo en el norte (donde cambia al todavía más húmedo páramo en Ecuador y aún más al norte) hasta seco en el sur. El área de estudio comprende por completo las Yungas de Perú y Bolivia, los bosques húmedos de las tierras bajas en las vertientes descendentes de las Yungas, y las sabanas del Beni del norte de Bolivia. Los límites norte y este del área de estudio están marcados por las fronteras nacionales de estos países. El límite sur está establecido por la división entre las Yungas del norte y las del sur. Las Yungas del sur están fuertemente influidas por los frentes fríos que las barren desde la Patagonia, mientras que las Yungas centrales lo están menos. La zona de transición entre estas dos regiones corresponde a grandes rasgos con la zona donde la cordillera de los Andes tuerce su orientación noroeste-sureste a la dirección norte-sur en Bolivia. Hemos excluido los bosques secos del norte del valle del río Marañón, en Perú, porque representan el borde de un área fitogeográfica que se extiende al norte y al oeste fuera de nuestra área de concentración en Ecuador. En general, el área de estudio se extiende desde los 5° 23' hasta los 18° 15' de latitud sur, y desde los 60° 23' hasta los 79° 26' longitud oeste, y cubre 1.249.282 km².

Ecorregiones y hábitats más importantes

El área de estudio se extiende a través de siete ecorregiones completas, o de algunas porciones, según la definición de Olson *et al.* (2001): Yungas peruanas, Yungas bolivianas, Bosques húmedos de Napo, Bosques húmedos de Ucayali, Bosques húmedos del sureste del Amazonas, Sabana del Beni y Várzea de Iquitos (Figura 2). Las dos ecorregiones de Yungas tienen condiciones ambientales y estructuras boscosas similares pero difieren un poco en la composición de las especies. Las tres ecorregiones amazónicas de bosques húmedos también comparten características físicas pero se diferencian por los grupos de especies que le son exclusivos a cada una de ellas. La siguiente

es una descripción de estos cuatro tipos de ecorregiones más importantes según la información proporcionada principalmente por Olson *et al.* (2001) y el sitio web de ecorregiones de WWF-US <<http://worldwildlife.org/science/ecoregions.cfm>>. Detalles acerca de otros sistemas ecológicos en escala más fina están disponibles en otra ubicación (Josse *et al.* 2007).

Las Yungas. Las dos ecorregiones de Yungas se extienden a lo largo de la vertiente oriental de los Andes y comprenden los bosques montanos que se localizan por encima de los bosques de tierras bajas y por debajo de los hábitats de los páramos y la puna. El clima de este área compleja en su topografía va desde seco (500 mm de precipitación anual) en unos pocos valles a húmedo (hasta 6.000 mm) a través de la mayor parte del área (Killeen *et al.* 2007). Las ecorregiones de Yungas incluyen bosques nublados en los que una importante porción de las precipitaciones anuales llegan en forma de niebla arrastrada por el viento que se interseca con la vegetación y gotea hacia el suelo, causando condiciones constantes de humedad alta. Los bosques nublados se localizan en bandas de altura diferente en función de aspectos topográficos locales y de los vientos prevalentes. Las temperaturas en las Yungas van desde los 6° a 12° C en el norte hasta los 8° a 22° C en el sur. Salvo por valles secos ocasionales en los que muchos árboles son caducifolios, la mayoría de los árboles son perennifolios. La estatura de los bosques disminuye con el aumento de la elevación y, especialmente en los bosques nublados, los árboles están cubiertos característicamente con musgos y otras plantas epífitas. La diversidad de árboles es mayor en las elevaciones bajas y disminuye a medida que aumenta la altitud. El bambú (*Chusquea* spp.) y los helechos arbóreos (*Cyathea* spp.) son conspicuos en elevaciones más altas.

El límite superior de las ecorregiones de Yungas a menudo consiste en un bosque dominado por árboles bajos del género *Pohlylepis* (Rosaceae). Los bosques de *Pohlylepis* también se encuentran en zonas rodeadas por la puna, mucho más alta que la actual línea de bosque. Este patrón puede ser el resultado de milenios de perturbaciones antropogénicas, tales como el fuego y el pastoreo excesivo, que han convertido la mayoría de la cubierta de *Pohlylepis* en pastizales de puna (Ellenberg 1979).

Bosques húmedos amazónicos. Los bosques húmedos amazónicos se localizan por debajo de las Yungas, desde el norte de Bolivia hasta el límite norte del área de estudio. La

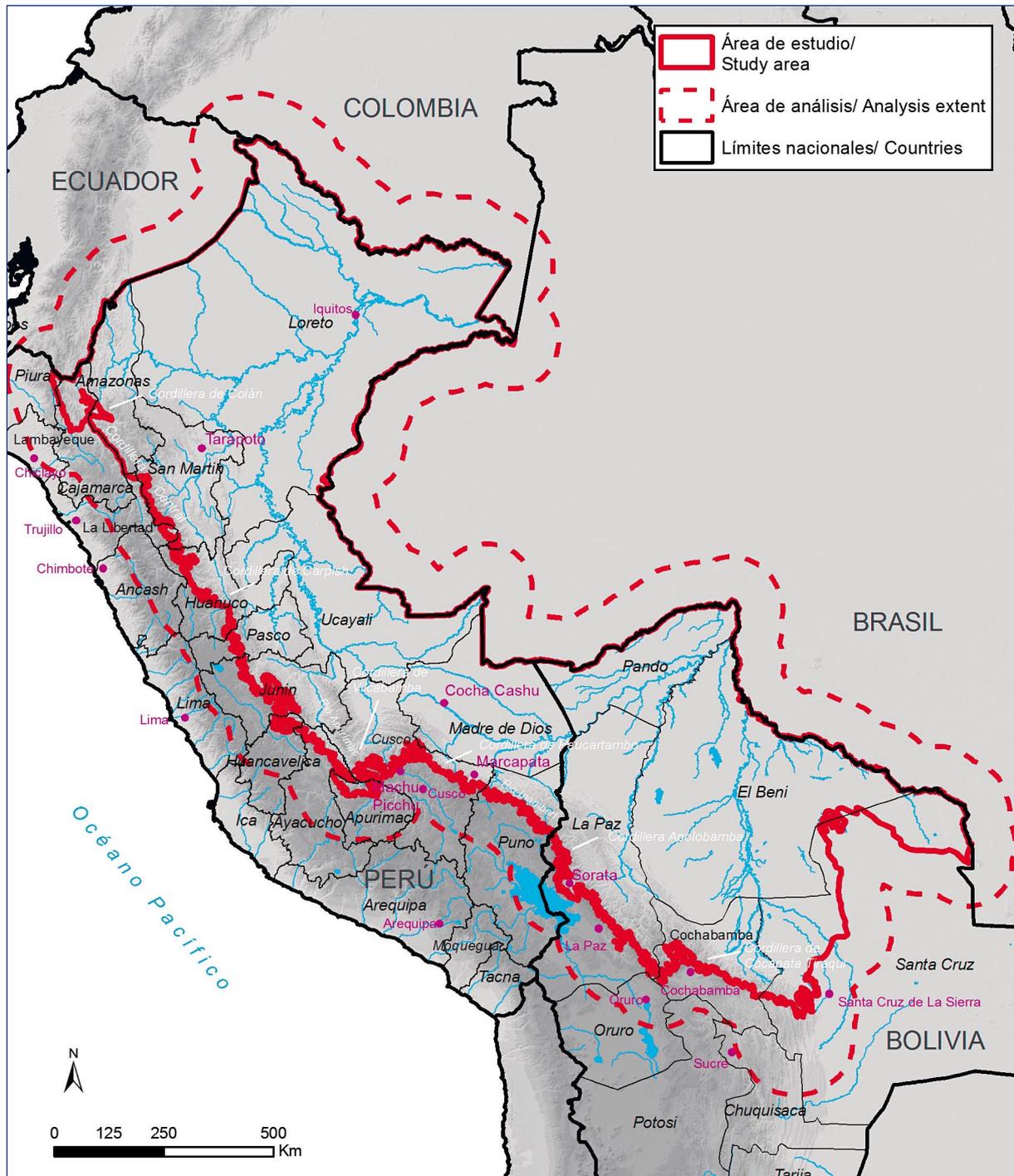


Figura 1. Mapa del área de estudio que muestra los aspectos políticos y geográficos más importantes.

topografía es relativamente llana con una suave pendiente desde los límites más bajos de los bosques de Yungas hasta los 100 m de elevación en el este. La precipitación anual es mayor en el norte, va desde los 2.500 a 3.000 mm en el este, hasta los 4.000 mm en la base de los piedemontes de los Andes, y es moderada en el sur (1.500 a 2.000 mm). Las temperaturas en general son altas, excepto en las épocas más frescas del año en las secciones sureñas. Las temperaturas medias mensuales van de los 12° C a los 38° C. Los bosques son perennifolios y se caracterizan por una alta diversidad y doseles altos (los

doseles alcanzan los 40 m de altura, con emergentes aún más altos). La región incluye bosques de terra firme por encima de los niveles de inundación, algunos bosques tipo várzea sujetos a inundaciones estacionales o permanentes de los ríos de aguas blancas, y bosques tipo igapó sujetos a inundaciones estacionales o permanentes por ríos de aguas negras. Pequeños segmentos de bosques de várzea se localizan a lo largo de los ríos en toda esta ecorregión. Una gran extensión de várzea en la porción noreste del área de estudio es clasificada como una ecorregión diferente, la Várzea de Iquitos. Aunque



Figura 2. Mapa del área de estudio que muestra la ubicación de las siete ecorregiones de WWF.

la diversidad de los bosques húmedos amazónicos está generalmente entre las más altas de cualquier tipo de bosque en el mundo, se desarrollan zonas monodominantes en algunas áreas donde ya sea grandes bambúes (*Gadua* spp.) o palmeras (*Mauritia flexuosa* o *Jessenia bataua*) suprimen exitosamente el crecimiento de otras especies.

Un rasgo distintivo de algunas secciones de la porción más baja del área de estudio es el bosque de arenas blancas que se localiza en suelos pobres. Estos bosques son característicos por sus árboles de alturas más bajas, la menor densidad de árboles y por su escaso sotobosque. Los bosques de arenas blancas de nuestra área de estudio son florística y faunísticamente similares al extenso bosque de arenas blancas del Escudo de Guyana (Stotz *et al.* 1996). Mientras que muchas partes de los bosques húmedos amazónicos albergan especies con distribuciones amplias en la cuenca del Amazonas, los bosques de arenas blancas contienen una cantidad de especies, algunas aún en proceso de descubrimiento, restringidas a estos hábitat (Alvarez y Whitney 2003, Whitney *et al.* 2004).

Várzea de Iquitos. La Várzea de Iquitos comprende un área grande de bosques sujetos a inundaciones estacionales de los ríos de aguas blancas. La región está en el centro de la confluencia de los ríos Ucayali y Marañón cerca de la ciudad peruana de Iquitos a una elevación entre los 75 y los 150 m. La deposición estacional de sedimentos hace que los suelos tengan un contenido de nutrientes más alto que lo típico en las tierras bajas del Amazonas.

Las precipitaciones varían entre los 2.400 y los 3.000 mm anualmente, y las temperaturas promedian los 26° C con pequeñas variaciones estacionales. Los bosques de Várzea en general presentan una estatura similar a la de los bosques de terra firme pero tienen una diversidad menor de árboles. Los árboles maduros con frecuencia tienen fustes entablonados extensos y sostienen grandes comunidades epífitas (Prance 1989). Debido al continuo cambio del curso de los ríos que abundan en esta ecorregión, los bosques están frecuentemente en estado de sucesión.

Sabana del Beni. En contraste con la mayoría del resto del área de estudio, la Sabana del Beni es un pastizal formado por sabanas y humedales estacionales. Los bosques se desarrollan solo a lo largo de los ríos y en áreas aisladas. La sabana del Beni se localiza en el norte de Bolivia y en la región de las Pampas del Heath del sur de Perú, en una gran planicie que va desde los 130 a los 235 m de altura. Las precipitaciones varían desde los 2.000 mm en el oeste hasta los 1.300 mm en el este. Las inundaciones estacionales de vastas áreas son producto más de la afluencia de los desbordamientos de las orillas de los ríos de los Andes que de la caída de lluvia local. La temperatura media anual es de alrededor de los 25° C, aunque las máximas diarias pueden llegar a más de 30° C. La vegetación dominante son las cortaderas (*Cyperaceae*) y los pastos. Pueden formarse islas de bosques en los sitios en los que el suelo se vuelve elevado por la actividad humana, la animal (p. ej.: las termitas), o por eventos naturales (p. ej.: formación de orillas de ríos). La dispersión de las especies de árboles realizada por vertebrados móviles explica cómo es que los bosques se establecen lejos de las fuentes de semillas.

Importancia para la conservación

Desde donde quiera que se le observe, el área de estudio aloja parte de la biodiversidad más importante de la Tierra. Ya sea que se la evalúe por la abundancia de las especies o por la densidad de las especies endémicas, el área de estudio justifica la importante atención de los conservacionistas. Por ejemplo, el área de estudio incluye tres de las ecorregiones de “Global 200”, de WWF, consideradas como las más importantes para preservar ejemplos representativos de la biodiversidad del planeta (Olson y Dinerstein 2002). La porción de Yungas del área de estudio está ubicada dentro del sitio de alta biodiversidad de los Andes Tropicales, una de las 34 regiones de más alta prioridad propuestas por Mittermeier *et al.* (2005) para la conservación de la biodiversidad. Esta misma área ha sido identificada como la que tiene el más alto nivel de endemismo de vertebrados terrestres en todo el mundo (Lamoreux *et al.* 2005).

Examinar los datos de entidades taxonómicas individuales ayuda a explicar por qué esta región es de importancia global para la conservación. La mayor diversidad de anfibios se localiza en los bosques del alto Amazonas, dentro del área

de estudio (Young *et al.* 2004). Un análisis global de la distribución de las aves puso de manifiesto que el área de estudio está entre las más ricas del mundo por la diversidad y el endemismo (Orme *et al.* 2005). La porción peruana de la distribución también se apunta entre las más altas del mundo por la diversidad de mamíferos (Ceballos y Ehrlich 2006). En cuanto a la diversidad de plantas vasculares, el patrón es el mismo. Los Andes tropicales, que incluyen la porción de Yungas del área de estudio, es una de las solo cinco áreas del mundo que alcanza una abundancia de más de 5.000 especies por 10.000 km² (Barthlott *et al.* 2005, Mutke y Barthlott 2005). Aún no se ha realizado un análisis amplio y detallado, a escala global, de grupos de invertebrados terrestres, pero los datos de las plantas y los vertebrados sugieren que el área de estudio también contiene importantes niveles de diversidad de invertebrados.

Porciones significativas de la región permanecen relativamente inalteradas y algunas están legalmente protegidas por grandes parques nacionales. Sin embargo, grandes áreas ya han sido deforestadas y otras están amenazadas por varios factores. La expansión de las fronteras agrícolas para obtener dinero por las cosechas, tanto de cítricos como de café, así como la agricultura de subsistencia continúan degradando los hábitats. Las Yungas más bajas son devastadas para las plantaciones de coca (*Erythroxylum coca* y *Erythroxylum novogranatense*) tanto para consumo local como para el comercio internacional de drogas, y los bosques de mayores alturas son devastados cada vez más para la producción de marihuana (*Cannabis sativa*) y opio (*Papaver somniferum*) (Fjeldsà *et al.* 2005). Grandes proyectos internacionales de infraestructura, tales como gasoductos y redes de transporte, promovidos por la Iniciativa para la Integración de la Infraestructura Regional Suramericana y otros, también dan como resultado la degradación del hábitat y proporcionan corredores para la expansión colonizadora.

En Perú, el 38% de las Yungas de los departamentos de San Martín y Amazonas; el 25% de las Yungas de los departamentos de Pasco y Junín, y el 15% de las del departamento de Cusco ya han sido deforestadas (CDC-UNALM y TNC 2006). El ritmo de la deforestación se ha acelerado en el este de Bolivia a ~2.900 km² año⁻¹, y continúa aumentando incluso dentro de áreas protegidas reconocidas (Killeen *et al.* 2007). Estas amenazas subrayan la urgencia de la planificación regional para la conservación, y de la implementación de estrategias efectivas para preservar esta enorme riqueza de biodiversidad para el futuro.

Identificación de las especies endémicas en el área de estudio

Para este proyecto definimos las especies focales como aquellas que son endémicas en nuestra área de estudio. Dado que los límites ecológicos son escasamente tan precisos como los

representados en un mapa de ecorregiones, hemos mantenido cierta flexibilidad en nuestro criterio de inclusión. Por ejemplo, las especies asociadas a bosques montanos de dosel cerrado pueden localizarse en bosques ralos y aislados de *Polylepis* a distancias sustanciales de la línea de bosque actualmente reconocida, y por lo tanto fuera de una definición estricta de nuestra área de estudio. Por el contrario, muchas de estas especies están restringidas a nuestra área de estudio. De modo similar, quisimos evitar la exclusión de especies con distribución restringida en las tierras bajas del Amazonas dentro del área de estudio y que tuvieran uno o dos registros de áreas adyacentes (y ecológicamente idénticas) de Brasil o Ecuador. Debido a la afinidad ecológica que las especies tienen con las ecorregiones incluidas en el estudio, ideamos un conjunto de criterios que nos permitiera incluir estas especies.

Los criterios fueron:

1. Todas las especies de grupos focales (aves, mamíferos, anfibios, y doce familias más tres géneros de plantas) con distribuciones completas dentro de nuestra área de estudio, amortiguada por 100 km en todas las direcciones.
2. De la lista de especies resultante, eliminamos todas las que se restringían al área de amortiguamiento y por lo tanto no existían en nuestra área de estudio.
3. De las especies localizadas tanto en el área de amortiguamiento como en el área de estudio, eliminamos las que se restringían a tipos de hábitat tales como la puna, ya que este no existe en cantidades sustanciales dentro de nuestra área de estudio. Además, de las especies de bosques húmedos de los límites norte y este del área de estudio, eliminamos las especies de las que la mayoría de las localidades conocidas se encuentra fuera del área de estudio.
4. En el caso de las especies de plantas, no se incluyeron aquellas en las que los taxónomos han reconocido varias entidades infra-específicas (v.g. subespecies, variedades) y en la cual, alguna de estas entidades se distribuyen fuera del área de estudio definido para este proyecto. Por esta razón, algunas especies tales como *Cavendishia noblis* (Ericaceae) y *Justicia kuntzei* (Acanthaceae) entre muchas otras, no han sido incluidas en el estudio.

También eliminamos las especies cuyo estatus taxonómico es incierto y para las cuales las localidades reportadas podrían referirse a más de una especie biológica (p. ej.: la comadreja marsupial *Marmosa quichua*, familia Didelphidae). No tuvimos más alternativa que eliminar especies endémicas válidas para el área de estudio pero de las cuales no se conocen localidades claramente distinguibles cuya existencia esté confirmada. Por ejemplo, el picaflor *Discosura letitia* (Trochilidae) es conocido en dos localidades en Bolivia, pero las recolecciones fueron hechas mucho antes de que

se acostumbrara a proporcionar información precisa acerca de la localización en las etiquetas de los especímenes. Si no conocemos detalles acerca de dónde fue encontrada esta especie, no podemos predecir cuál puede ser su distribución.

En la práctica, para los tres grupos de vertebrados desarrollamos un algoritmo en SIG (Sistema de Información Geográfica) para seleccionar las especies cuya distribución satisficiera los criterios de inclusión. Los mapas de distribución en SIG de estos grupos están disponibles en el sitio web de NatureServe <<http://www.natureserve.org/getData/animalData.jsp>>. El algoritmo comparó estos mapas con el área de estudio amortiguada para desarrollar una lista de especies candidatas. Nosotros refinamos la lista examinando las afinidades de hábitat de las especies en los casos límite y consultamos a especialistas en taxonomía para agregar especies descritas recientemente o para eliminar aquellas cuyo estatus taxonómico fuera dudoso.

Seleccionar las especies de plantas endémicas fue mucho más difícil debido a la falta de datos de distribución geoespacialmente explícitos, amplios y detallados acerca de los grupos focales. Por lo tanto, confiamos en las listas borrador de especies endémicas nacionales y en los aportes de especialistas en taxonomía. En los casos en los cuales no estábamos seguros acerca de la distribución de una especie, compilamos localidades de registros de herbarios y los representamos en mapas del área de estudio. En cuanto a las especies localizadas tanto en el área de estudio como en la zona de amortiguamiento, nuevamente confiamos en la información acerca del hábitat para determinar si incluir las especies o no. La lista de especies focales resultante incluyó 115 aves, 55 mamíferos, 177 anfibios y 435 plantas.

IV. Métodos para crear los modelos de distribución

Por Pilar A. Hernandez

En años recientes se vienen utilizando con mayor frecuencia los modelos de predicción de distribución (*Predictive distribution modeling*-PDM) en estudios de ecología, biogeografía, evolución y conservación para investigar los procesos vinculados con los patrones de distribución de las especies y para predecir en qué áreas no estudiadas previamente podrían localizarse estas (Guisan y Thuiller 2005). Estos modelos son herramientas valiosas para la conservación: pueden guiar las investigaciones de biología hacia los lugares donde es probable que se encuentren las especies, proporcionar líneas de base para predecir la respuesta de las especies a las alteraciones del paisaje y/o a los cambios climáticos, y a identificar los sitios de alta prioridad para la conservación.

El PDM se sustenta en la relación de la especie con su medio ambiente para describir áreas dentro de una región de interés donde es probable que se localice dicha especie. La relación especie-medio ambiente puede ser definida tanto por un biólogo familiarizado con la especie, como en el PDM deductivo, como desarrollado inductivamente. Los métodos inductivos aplican un análisis estadístico a las condiciones ambientales de puntos en los que existe una localidad para construir una definición de la relación de la especie con su medio ambiente. Las capas SIG proporcionan la descripción de las condiciones ambientales en las localidades conocidas y son utilizadas por igual en los PDM deductivo e inductivo para predecir los patrones de distribución de las especies, a través de la región relevante. Los abordajes inductivos, con frecuencia, son más prácticos que los métodos deductivos porque pueden ser desarrollados en cualquier escala espacial y pueden utilizarse para hacer modelos sobre especies cuyos requisitos de hábitat son poco conocidos. Solo están limitados por la disponibilidad de datos ambientales y por los datos de localización de la especie. Por lo tanto, frente a la tarea de mapear la distribución de cientos de especies endémicas de plantas y animales de la vertiente oriental de los Andes y de las tierras bajas de la cuenca del Amazonas en Perú y Bolivia, decidimos utilizar PDM inductivos tanto como fuera posible.

Datos de localización de las especies

Obtuvimos los datos de localización de las especies endémicas de museos de historia natural, herbarios, bibliografía publicada y datos confiables de observaciones

(solo de aves y de mamíferos). Cuando las coordenadas geográficas específicas no fueron proporcionadas, utilizamos mapas digitales y diccionarios geográficos para asignar las coordenadas geográficas a estos registros. Continuando nuestro control de calidad inicial para resolver errores obvios, científicos familiarizados con las especies revisaron los datos de localización para identificar y corregir los errores en la georreferenciación, así como en corregir errores y omisiones en general. Para obtener más detalles acerca de los métodos utilizados para cada grupo, vea las secciones de taxonomía incluidas más adelante.

Datos ambientales

Utilizamos capas ambientales de SIG que describieran las condiciones climáticas, topográficas y de la cobertura vegetal dentro de nuestra área de estudio para desarrollar modelos de distribución de las especies. Estos datos ambientales fueron tomados de cuatro fuentes disponibles y luego desarrollados para que los utilizáramos en nuestros PDM. Cada capa fue convertida a la proyección geográfica de nuestro estudio (una versión personalizada de la Proyección azimutal de Lambert), vuelta a muestrear en una resolución de 1 km (si había sido proporcionada en una resolución más fina) y pegada al área de estudio amortiguada por 100 km, asegurándonos de que las coordenadas geográficas de los límites del pixel fueran idénticas entre las capas. Aun cuando una cantidad de datos ambientales estaban disponibles en una resolución más fina, se eligió un pixel de 1 km para los PDM porque la precisión espacial para los datos de localización de las especies, en la mayoría de los casos, es baja y por lo tanto mejor adaptada a los datos ambientales representados en un pixel de resolución más gruesa (es decir, 1 km). Las capas ambientales obtenidas y/o derivadas de las cuatro fuentes de datos se describen más adelante en el trabajo. Toda la preparación de estas capas de datos fue realizada utilizando ESRI ArcInfo (9.1) a menos que se indique de otro modo.

Modelo de elevación digital de 90 m, versión 2, obtenido de SRTM (*Shuttle Radar Topographic Mission*) con corrección de llenado de vacíos de información.

Derivamos tres capas topográficas del conjunto de datos de STRM. Los mosaicos de datos que cubren el área de estudio de los PDM fueron obtenidos de CGIAR <<http://srtm.csi.cgiar.org>>, versión 3, actualmente disponible, combinado en

una sola capa raster y vuelto a muestrear en un pixel de 1 km de resolución. Obtuvimos los datos para la pendiente de esta capa de elevación calculando el grado de pendiente (es decir, la máxima variación del cambio en la elevación de cada pixel con respecto a sus vecinos) utilizando la orden SLOPE de Arc Info GRID. La tercera capa topográfica, llamada exposición topográfica, expresa la posición relativa de cada pixel en una ladera de montaña (es decir, fondo del valle, pie de la pendiente, ladera y cima de la colina). Se calcula determinando la diferencia entre la elevación promedio dentro de un conjunto de pixeles vecinos y el pixel central. La diferencia es determinada sobre un número de ventanas vecinas y promediado en un modo jerárquico (se le da mayor peso a la ventana más pequeña) para producir una medida estandarizada de exposición topográfica. Calculamos la exposición topográfica utilizando la aplicación ArcInfo de Zimmerman (2000) en los datos digitales de elevaciones utilizando tres ventanas vecinas de 3x3, 6x6 y 9x9.

Base de datos bioclimáticos “Worldclim” <www.worldclim.org>. Worldclim proporciona 19 síntesis de variables climáticas de precipitaciones y temperatura para el período 1950-2000 (Hijmans 2005). No es aconsejable utilizar todas estas variables porque la colinealidad en las capas de predicción de los PDM puede tener efectos adversos en el desempeño del modelo. En un esfuerzo por identificar y quitar la información redundante de la capa ambiental de nuestra base de datos, realizamos un análisis de correlación para identificar un subconjunto de variables climáticas que no estuvieran correlacionadas entre sí y tampoco correlacionadas con la elevación. Este análisis fue realizado por separado para la región montana (de una elevación mayor a los 800 metros) y para la región de tierras bajas de nuestra área de estudio, para derivar una lista de variables no correlacionadas para las dos regiones en los aportes de PDM (Tabla 1).

Campos continuos de vegetación global de 500m obtenidos con MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer)(Hansen *et al.* 2003, <http://glcf.umiacs.umd.edu/data/modis/vcf/data.shtml>). Utilizamos las capas porcentuales de cobertura de árboles para América del Sur, en proyección geográfica.

Índices de vegetación MODIS/Terra, 16Días, L3 Global de 1 km (datos de NASA EOS: <http://edcimswww.cr.usgs.gov/pub/imswelcome>). Obtuvimos los mosaicos de datos que incluían nuestra área de estudio durante los años 2001-2003. Elegimos el EVI (*Enhanced Vegetation Index*) en vez del tradicional NDVI (también disponible en este conjunto de datos) porque EVI ha resultado ser menos propenso a la saturación en las áreas boscosas húmedas (Huete *et al.* 2002) y por lo tanto más sensible a las variaciones de doseles que NDVI. Los mosaicos de datos EVI fueron proyectados, combinados y exportados a imágenes geotif utilizando la

herramienta “Reprojection” de MODIS (3.2a, disponible en <http://edcdaac.usgs.gov/landdaac/tools/modis/index.asp>) para crear una imagen única para cada uno de los 16 días del período. Estas imágenes geotif de EVI fueron ingresadas a un análisis de componentes principales (*Principle Components Analysis-PCA*) estandarizado utilizando una matriz de correlación. Para este análisis utilizamos el programa de sensor remoto ENVI (4.2). PCA es una técnica de imágenes multitemporales tomadas remotamente, comúnmente utilizada para la reducción de datos. Utilizamos los dos primeros ejes de PCA para los PDM, dado que pueden ser interpretados para representar la estructura de la vegetación y la dinámica temporal respectivamente.

Creamos seis capas ambientales de predicción adicionales sintetizando las tres capas de datos MODIS dentro de una ventana móvil de 2 km o 5 km utilizando el mandato FOCALMEAN de ArcInfo GRID. Un desajuste espacial entre la baja precisión de los datos de localización de las especies y la alta precisión de los datos satelitales de MODIS puede reducir la utilidad del producto de los datos de MODIS para predecir la distribución de nuestras especies endémicas. Sintetizar cada capa MODIS dentro de una ventana espacial móvil fue un intento de compensar este desajuste. Además, sintetizar los datos de la cobertura de vegetación de este modo puede ser ecológicamente más relevante ya que los factores que influyen la selección del hábitat no están restringidos al sitio de localización de una especie sino que incluyen las condiciones del paisaje circundante.

PDM Inductivo

Una cantidad de métodos inductivos de PDM están disponibles y otros más están en proceso de desarrollo (Guisan y Thuiller 2005, Elith *et al.* 2006). Nuestro estudio requirió mapear la distribución de todos los anfibios, mamíferos, aves y plantas (doce familias más tres géneros) endémicos en la cuenca del Amazonas por debajo de la línea del bosque en Perú y Bolivia. La gran cantidad de especies impidió que seleccionáramos más de un método para hacer modelos. Necesitábamos un modelo que funcionara consistentemente bien con una gran cantidad de especies y con datos de localización no siempre perfectos. Compilamos los datos de localización de estas especies en un modo *ad hoc*, a partir de numerosas fuentes diferentes. La mayoría de los registros fueron obtenidos antes del uso ampliamente conocido de los sistemas globales de posicionamiento (GPS) y por lo tanto no pueden ser georeferenciados con altos niveles de precisión espacial. Debido a que las especies a modelar son endémicas, en general tienen distribuciones espaciales relativamente limitadas. Sus distribuciones restringidas, la escasez de recolección de especímenes y de los procesos de observación a través del área de estudio dan como resultado la disponibilidad de pocos puntos de localización conocidos para los modelos de PDM.

Tabla 1. Variables climáticas y topográficas seleccionadas para las regiones montanas y de tierras bajas.

Montanas	Tierras bajas
Rango diario medio	Temperatura media anual
Isotermalidad	Estacionalidad de las temperaturas
Precipitación del mes más húmedo	Temperatura máxima del mes más cálido
Precipitación del mes más seco	Precipitación del mes más húmedo
Época de precipitaciones	Época de precipitaciones
Elevación	Elevación
Pendiente	Pendiente
Índice de posición topográfica	Índice de posición topográfica

La modalidad de mecánica estadística de Maxent fue una candidata obvia dado que estudios comparativos previos demostraron que se desempeña bien incluso con muestras de tamaños pequeños (Hernandez *et al.* 2006, Elith *et al.* 2006, Phillips *et al.* 2006). El que la aplicación estuviera disponible libremente también facilita que se puedan hacer modelos de muchas especies al mismo tiempo. Para asegurar que Maxent fuera el más apropiado para hacer modelos de distribución de las especies de los Andes, comparamos el éxito de Maxent con dos métodos prometedores: “Mahalanobis Typicalities” (un método adoptado del análisis de percepción remota), y “Random Forests” (un modelo de abordaje promedio para la clasificación y árboles de regresión). Probamos cada método para predecir los rangos de distribución de ocho especies de aves y ocho especies de mamíferos utilizando los datos de localización y los ambientales reunidos para nuestro estudio. Llegamos a la conclusión de que Maxent se desempeñaba muy bien, y que producía resultados que eran más consistentes para las especies con condiciones que variaban ampliamente (Hernández *et al.*, manuscrito inédito). Los resultados de este análisis comparativo sustentaron nuestra elección de Maxent como el método PDM inductivo para nuestro estudio.

Los modelos PDM inductivos fueron desarrollados utilizando Maxent para todas las especies con dos o más localidades aisladas. Maxent se basa en un abordaje de mecánica estadística denominado entropía máxima (*maximum entropy*) cuyo propósito es hacer predicciones a partir de información incompleta. Estima las distribuciones más uniformes (entropía máxima) a través del área de estudio con la restricción de que el valor esperado de cada variable de predicción ambiental bajo esta distribución estimada concuerde con su promedio empírico (valores promedio para los datos de localización del grupo de “solo presentes”). En Phillips *et al.* (2004 y 2006) se pueden encontrar descripciones detalladas de los métodos Maxent. El algoritmo es implementado en una aplicación autónoma, disponible gratuitamente <<http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>>. Solo consideramos rasgos lineales y cuadráticos debido a la escasa cantidad de localidades de las especies de nuestro estudio. Si dos o más localidades se encuentran en el mismo pixel de análisis, Maxent las considera

como un único registro. Las predicciones de Maxent son “valores acumulativos”, que representan como porcentaje los valores de probabilidad para el pixel de análisis actual y para todos los demás pixeles con valores de probabilidad iguales o menores. El pixel con un valor de 100 es el más apropiado, mientras que pixeles cercanos a 0 son los menos apropiados dentro del área de estudio.

Se desarrollaron cuatro modelos Maxent para cada una de las especies, utilizando todos los datos de localidades disponibles pero variando las capas ambientales. Los productos de datos MODIS no han sido utilizados extensamente en PDM hasta la fecha. Por lo tanto, creamos cuatro modelos para cada especie para probar la utilidad de incorporar productos de datos MODIS como predictores PDM y para determinar la mejor manera de utilizar estos datos. El modelo 1 estuvo formado por las variables climáticas o topográficas seleccionadas para las regiones montanas o de tierras bajas (Tabla 1) según donde se distribuyeran fundamentalmente las especies. El resto de los modelos incluyeron las mismas capas climáticas o topográficas que el modelo 1. El modelo 2 además incluyó las capas MODIS no sintetizadas, el modelo 3 incluyó las capas MODIS sintetizadas dentro de una ventana móvil de 2 km, y el modelo 4 incluyó capas MODIS sintetizadas dentro de una ventana móvil de 5 km.

No intentamos dividir los datos en registros utilizados para entrenar el modelo ni los utilizados para una evaluación estadística del modelo debido a la escasez y a la baja precisión espacial de los datos de localización disponibles. En ausencia de un conjunto de datos independientes para la evaluación con una suficiente cantidad de registros de localización altamente precisos, consideramos que la revisión de los expertos es la única manera de determinar cuál de los procedimientos para hacer modelos produce los mapas de distribución predictivos más realistas. Buscamos la revisión externa de especialistas familiarizados con las especies endémicas para producir mapas de presencia-ausencia de las especies. Hicimos esto pidiéndole a cada revisor que (1) seleccionara el mejor modelo de Maxent generado según los cuatro modos diferentes de incorporar los datos MODIS, (2)

eligiera un umbral (valor de predicción por encima del cual los modelos de predicción serán considerados positivos) para el modelo seleccionado que mejor represente la distribución de la especie, y por último que (3) identificara las áreas predichas que deberían ser quitadas porque se sabe que la especie no se localiza allí. Esto se logró en la mayoría de los casos dibujando un polígono alrededor de las áreas predichas en las que los expertos consideraban que era probable que la especie se encontrara. Luego recortamos todas las demás áreas de la distribución predicha. En unos pocos casos utilizamos la capa de elevación para quitar áreas con elevaciones por encima o por debajo de lo que sería esperable para la especie.

Durante la revisión de los mapas de predicción de la distribución se volvió evidente que Maxent en ocasiones no predijo presencia en algunas localidades de las cuales existían registros. Análisis posteriores revelaron que en la mayoría de los casos estos registros tenían errores en la georreferenciación o representaban identificaciones erróneas. Maxent destacó estos errores probables permitiéndonos corregirlos y volver a correr los modelos con los datos de ubicación actualizados.

En ocasiones, ninguno de los cuatro modelos de Maxent produjo un mapa realista de distribución para la especie. Para algunas especies se seleccionó a mano un nuevo conjunto de datos medioambientales variables y esto dio como resultado un modelo mejorado para la especie. En otras instancias los revisores percibieron que Maxent había excluido erróneamente de sus predicciones una ubicación válida, así que convertimos la predicción ausente en presente en un área delineada por los expertos. Si todos los intentos por refinar el modelo de Maxent fallaron en producir un mapa de predicción adecuado de la distribución, optamos por un abordaje deductivo de PDM para determinar la distribución de la especie.

PDM Deductivo

Nos basamos en el enfoque deductivo del PDM cuando la especie es conocida en solo una ubicación o cuando el enfoque inductivo de Maxent no produjo un modelo de distribución realista. Con frecuencia, conocemos muy poco acerca de los requisitos de hábitat de estas especies fuera de la altura en la que fueron recolectados los especímenes. Para las especies que se localizan dentro de regiones de alta variación topográfica, bajo la dirección de especialistas, creamos mapas de presencia-ausencia definiendo la altura máxima y mínima en la que se supone que se localiza la especie. Luego los especialistas indicaron las áreas que debían removerse de las distribuciones predichas tal como se hizo en los modelos inductivos. Los rangos de elevación a menudo fueron definidos amortiguando de 100 a 200 metros las elevaciones registradas en las localidades conocidas. Para las especies que se localizan en regiones con poca variación topográfica (fundamentalmente áreas de tierras bajas) o aquellas para las cuales no había información confiable

acerca de la altura, los especialistas trazaron un polígono para delinear la distribución predicha. Esto se logró fundamentalmente amortiguando las ubicaciones conocidas de uno a diez kilómetros (en general 5 km), dependiendo de la habilidad para dispersarse del tipo de planta o animal cuyo modelo se estaba desarrollando, o dibujando un polígono que representara la región de distribución esperada (es decir, áreas ribereñas en un drenaje dado). Para dos especies de aves, utilizamos las capas de sistemas ecológicos desarrolladas para el proyecto como aportes a un modelo deductivo de distribución ya sea delineando polígonos para incluirlos en la predicción o identificando áreas para recortar y quitar del modelo en función del rango de altura.

Modos para identificar las concentraciones de especies endémicas

Se han propuesto una cantidad de índices para cuantificar y mapear patrones de endemismo (Crisp *et al.* 2001, Tribsch 2004). Cada uno de ellos proporciona una nueva percepción de los patrones de endemismo, pero si la intensidad de las investigaciones varía a través del área en cuestión, puede estar sesgado por el tamaño del espacio. Los patrones de la abundancia total de especie y la abundancia de una especie de distribución restringida en general, aunque no siempre, están correlacionadas. Algunas regiones tienen mayor cantidad de endemismo de lo que se esperaría dada la abundancia total de especies (Crisp *et al.* 2001, Jetz y Rahbek 2002), y estas son, a menudo, las áreas de mayor interés para los estudios biogeográficos y para la conservación. Estuvo más allá del alcance de nuestro estudio hacer una estimación total de la abundancia de las especies y, por lo tanto, no podemos calcular índices de diversidad que intenten expresar factorialmente su influencia en los patrones de endemismo. Aunque habrá quienes consideren esto como una debilidad en el diseño de nuestro trabajo, deseamos aclarar que es difícil obtener una estimación total de la abundancia de las especies en una escala espacial tan fina como la de nuestro estudio ya que las especies más comunes y más distribuidas, en general, no están tan bien documentadas como las especies de distribución escasa o las de distribución restringida. Un error en los cálculos de la abundancia total de las especies tendrá una influencia desconocida en los índices de endemismo corregidos por la abundancia de la especie. Sentimos que la perspectiva elegida, la de considerar solo los datos de las especies restringidas a nuestra área de estudio, es más transparente y facilita la interpretación de los patrones de endemismo resultantes.

Calculamos los tres índices siguientes utilizando los datos de distribución predichos para identificar las áreas de endemismo:

1. Abundancia de las especies endémicas. Es la cantidad de especies consideradas endémicas en el área del proyecto

que se predice que se localizarán en cada pixel de análisis. Esta técnica de superposición fue sugerida hace más de tres décadas por Müller (1973). Definimos las áreas de endemismo como aquellos pixeles en los cuales se localizaron al menos dos tercios de la máxima cantidad de especies endémicas coexistentes. Por ejemplo, la mayor cantidad de mamíferos endémicos coexistente fue de 24, por lo tanto las áreas de endemismo de mamíferos fueron las que tenían entre 17 y 24 especies que coexistían.

2. Irreemplazabilidad total (*Summed Irreplaceability*). Es la probabilidad de que un pixel de análisis deba ser protegido para lograr un objetivo de conservación especificado para el área de estudio (Ferrier *et al.* 2000). Utilizamos pixeles de análisis de 10 km² y fijamos como objetivo de conservación 25 de esos pixeles para cada una de las especies. Si una especie se localiza en menos de 25 de los pixeles de 10 km², fijamos la cantidad de pixeles en los que la especie se localiza como el objetivo de conservación. Para cada especie, la irreemplazabilidad para cada pixel va de 0 a 1. Los números más bajos indican que una especie se localiza en muchos pixeles, mientras que los valores cercanos a uno reflejan la existencia de especies con rangos de distribución muy restringidos. La irreemplazabilidad total suma los valores de irreemplazabilidad de todas las especies que se localizan en cada pixel, llamando la atención sobre los sitios (pixeles) con la mayor cantidad de especies singulares y de distribución reducida. La irreemplazabilidad total incorpora el concepto de que la especie con la distribución más pequeña ofrece menos opciones para la conservación, tal como lo hace el endemismo ponderado [la suma de la inversa de la distribución de cada especie que coexiste en cada pixel, también conocida como rareza por el tamaño del área de distribución (*range-size rarity*); Knapp 2002], pero además incorpora la complementariedad de sitios para proteger conjuntos de especies.

3. Abundancia de especies de distribución restringida. Debido al gran tamaño del área de estudio, algunas especies que tienen distribuciones relativamente grandes serán incluidas como si fueran endémicas. Para concentrarnos exclusivamente en las especies con distribuciones pequeñas, también calculamos la abundancia de especies con distribución restringida. Definimos como especies de distribución restringida a las que caen en el primer cuartil del tamaño de la distribución de especies residentes, no marinas de América del Sur, para cada grupo, calculadas de los mapas de distribución disponibles de NatureServe (Patterson *et al.* 2005, Ridgely *et al.* 2005, IUCN *et al.* 2006). El corte del tamaño de las distribuciones calculado de este modo es de 48.222 km² para los mamíferos, 76.096 km² para las aves, y de 280 km² para los anfibios. Los resultados obtenidos utilizando estos criterios son más comparables con los de otros estudios (p. ej.; Fjeldså *et al.* 1999) que si se utilizara simplemente la abundancia de todas las especies endémicas en el área de estudio. Dado que no hay datos exhaustivos de

distribución de las plantas vasculares de América del Sur, no pudimos realizar este análisis acerca de las plantas.

En un intento de identificar áreas importantes para futuros trabajos de campo acerca de especies endémicas, recalculamos la abundancia de las especies endémicas excluyendo las predicciones de distribución que estuvieran a menos de 50 km de las localidades conocidas. Este análisis identifica las áreas que se supone albergan muchas especies endémicas pero en las que, hasta ahora, no se han realizado investigaciones biológicas o no se han realizado en la temporada apropiada, o no se han utilizado los métodos apropiados para detectar las especies en cuestión.

V. Plantas vasculares

Por **Stephan G. Beck, Pilar A. Hernandez, Peter M. Jørgensen, Lily Paniagua, Martín E. Timaná, y Bruce E. Young**

Introducción

Los Andes, con su enorme variedad de formaciones ecológicas a través de sus casi 8.000 km de paisaje terrestre, ofrecen un escenario geográfico fascinante para el estudio y análisis de los patrones de distribución de plantas vasculares. Los efectos combinados de los cambios climáticos, los acontecimientos geotectónicos del pasado y las interacciones ecológicas modernas han producido una flora con una historia evolutiva y afinidades biogeográficas complejas. Partiendo de los ensayos de Humboldt acerca de fitogeografía de los Andes (Barthlott *et al.* 2005), este sistema de montañas ha proporcionado a los biólogos un escenario singular para el estudio de la historia vegetal y de la naturaleza de los procesos biogeográficos (Gentry 1982, Simpson 1983, Young *et al.* 2002). Desde un punto de vista biogeográfico, la cordillera de los Andes puede servir ya sea como una vía o como una barrera para la migración de las plantas (Janzen 1967, Ghalambor 2006). Por otro lado, los picos aislados y las masas de montañas separadas una de la otra por muchos kilómetros de tierras bajas, funcionan con frecuencia como islas continentales, y presentan muchas características biogeográficas de las islas oceánicas (Vuilleumier 1970, Carlquist 1974). En la actualidad reconocemos que la vegetación de los Andes fue dramáticamente afectada por los procesos orogénicos y climáticos, como los levantamientos y las glaciaciones del Plio-Pleistoceno (Simpson 1983, van der Hammen y Cleef 1983, Markgraf 1993). La evidencia sugiere que la fragmentación de los hábitats a lo largo del tiempo geológico puede haber conducido a una especiación alopátrica (Gentry 1982, Young 1995, Young *et al.* 2002). Además, la altura, humedad y posición topográfica también pueden haber promovido el desarrollo de gradientes fenotípicos y de la subsiguiente especiación parapátrica (Young 1995).

Esta combinación de los procesos pasados y de la heterogeneidad del hábitat actual ha llevado a la formación de un bioma rico en especies de plantas. Los Andes tropicales han sido reconocidos entre los sitios de biodiversidad más importantes del planeta (Myers *et al.* 2000, Barthlott *et al.* 2005). Los Andes centrales también poseen una gran cantidad de especies que no se encuentran en ninguna otra parte del mundo (Gentry 1986, Knapp 2002, Young *et al.* 2002), y se estiman que hay unas 20.000 especies de plantas endémicas (Myers *et al.* 2000). En las últimas tres décadas, el alto grado de endemismo ha sido interpretado y

analizado desde perspectivas que incluyen los procesos del Pleistoceno (Prance 1973, Prance 1982, Knapp y Mallet 2003, Bonaccorso 2006) y la evolución edáfica (Gentry 1986, Tuomisto *et al.* 1995, Clarke y Funk 2005).

La teoría de los refugios del Pleistoceno propone que los cambios climáticos ocurridos durante el Pleistoceno y el Holoceno causaron grandes modificaciones en la cobertura boscosa y en la distribución de las especies (Prance 1982). Los cambios climáticos fluctuantes hicieron que las áreas de bosque tropical lluvioso alternaran entre refugios dispersos durante los períodos secos y vastas expansiones durante los períodos húmedos, promoviendo la especiación alopátrica de plantas y animales (Simpson y Haffer 1978). El sustento de esta teoría dependió de la identificación de centros de endemismo. En el caso de las plantas, los investigadores examinaron el modelo en grupos tales como *Polylepis* (Vuilleumier 1971, Simpson 1975), Rubiaceae (Simpson 1972), helechos (Tyron 1972), *Hymenaea* (Fabaceae, Langenheim *et al.* 1973), y palmeras (Arecaceae, Moore 1973). G. T. Prance examinó los patrones de distribución de las familias arbóreas Caryocaraceae, Chrysobalanaceae, Dichapetalaceae, y Lecythidaceae, lo que le llevó a proponer finalmente 26 refugios del Pleistoceno (Prance 1973, 1981a, 1981b, 1982).

El modelo de los refugios del Pleistoceno ha sido retado continuamente (revisado por Bush 1994; ver también Knapp y Mallet 2003, Bush y De Oliveira, 2006). Una de las críticas más convincentes provino de un estudio de los datos de un herbario brasileño que mostró que muchos de los centros de endemismo propuestos podrían ser artefactos que reflejarían más la intensidad de la recolección cerca de las ciudades que los patrones biológicos sugeridos (Nelson *et al.* 1990). A pesar de todo, la búsqueda de evidencia para probar el modelo de los refugios contribuyó a la compilación de grandes cantidades de datos acerca de la distribución de plantas e inspiró más evaluaciones de patrones de endemismo en la cuenca del Amazonas.

Un modelo alternativo de especiación y de endemismo en la cuenca del Amazonas se relaciona con la especialización edáfica (Gentry 1986). Un estudio sobre las Bignoniaceae sugirió que hasta el 65 por ciento de las especies localmente endémicas en América Latina eran especialistas según el

hábitat y se restringían a bosques de tierra firme, a sabanas de arena blanca y a bosques ribereños, entre otros (Gentry 1986). Una especialización similar fue reportada para especies de *Passiflora* en el área de Iquitos (Gentry 1986). Basados en amplios estudios de campo, en análisis de imágenes satelitales y de la distribución de Pteridophytas y Melastomataceae, Tuomiso *et al.* (1995) sugirieron que la heterogeneidad del paisaje terrestre de los bosques tropicales lluviosos pareciera estar relacionada con la variación de los tipos de suelo. Gentry (1992) indicó que la mayor concentración de especies endémicas locales puede encontrarse en cuatro situaciones: (1) parcelas aisladas de hábitat azonales, especialmente en la Amazonía; (2) colinas de bosques nublados, especialmente a lo largo de las pendientes más bajas, de los Andes y en la zona adyacente de América Central; (3) valles interandinos secos y aislados, y valles del centro de México similarmente divididos; (4) las dos islas más grandes de las Antillas Mayores, Cuba y Jamaica. Más recientemente, Clark y Funk (2005) emplearon un listado estandarizado de plantas y datos de colección del escudo de las Guyanas y del área de Manaus para sostener el argumento de que los patrones de distribución son determinados en parte por la presencia de sustratos de arenisca o de arena blanca.

Recientemente, estudios de biogeografía de las plantas han vuelto a enfatizar la importancia de los factores intrínsecos, tales como la forma de vida, la habilidad para dispersarse, y las limitaciones fisiológicas; y de los factores extrínsecos tales como los gradientes de elevación y el grado de perturbación humana (Kessler 2000a, 2000b, 2001a, 2001b, 2001c, 2002a, 2002b; Kessler *et al.* 2001; Krömer *et al.* 2005; Krömer *et al.* 2006). Kessler (2000a) analizó la distribución de seis familias de plantas (Acanthaceae, Araceae, Bromeliaceae, Cactaceae, Melastomataceae, y Pteridophyta) en 62 parcelas de estudio en la zona biogeográfica Tucumano-Boliviana de los Andes y llegó a la conclusión de que el endemismo aumentaba con la elevación, alcanzando un punto máximo a los 1.700 m para la Pteridophyta terrestre y para las especies epifitas de Bromeliaceae y Cactaceae. Basándose en un análisis de la flora ecuatoriana, Kessler (2002a) llegó a la conclusión de que los patrones de endemismo parecían estar influenciados por rasgos intrínsecos específicos de cada taxón, tales como forma de vida, reproducción, dispersión, demografía y estructura de la población, así como también por factores ambientales tales como la fragmentación topográfica, y advirtió que no siempre un conjunto similar de condiciones ecológicas y biogeográficas conduce a patrones similares de endemismo entre entidades taxonómicas diferentes. Van der Werff y Consiglio (2004) también recomendaron no utilizar una única forma de vida (p. ej.; árboles) para determinar patrones de endemismo. En cambio, los inventarios biológicos deberían incluir todas las formas de vida para proporcionar una evaluación más precisa de endemismo. Por último, Kessler (2001b) examinó cuatro familias de plantas a lo

largo de un gradiente de bosques con creciente perturbación antropogénica y descubrió que el endemismo era más alto en los bosques perturbados que en los maduros, pero declinaba en los hábitats más fuertemente perturbados. Propuso que las especies endémicas son competitivamente inferiores a otras especies que se encuentran en el mismo sitio y dependen de colonizar hábitats perturbados.

Los estudios sobre endemismo se han beneficiado con los avances de la tecnología SIG y con el desarrollo de los métodos PDM (Guisan y Zimmermann 2000). Un estudio que aprovechó estas tecnologías para analizar la Araceae ecuatoriana mostró que la humedad y la altura están fuertemente correlacionadas con la diversidad, pero débilmente correlacionadas con el endemismo (Leimbeck *et al.* 2004). Los autores sugieren que factores históricos pueden ser más importantes para explicar patrones de endemismo. Otro estudio utilizó modelos para predecir la distribución de 83 especies de *Anthurium*, para identificar tres potenciales sitios de alta biodiversidad de endemismo en Ecuador (Vargas *et al.* 2004).

Estudios anteriores que abarcaron nuestra área de estudio han identificado varios picos de diversidad y endemismo en los Andes orientales. Los niveles más altos de rareza por el tamaño del área de distribución (*range-size rarity*) (una medida de distribución o endemismo restringido) de especies de *Solanum* (Solanaceae) en nuestra área de estudio alcanzaron su punto más alto en los Andes del norte y cerca de La Paz (Knapp 2002). Las especies de Loasaceae tienen una diversidad excepcional de especies de distribución restringida en la región de Amotape-Huancabamba, en el rincón noroeste del área de estudio, y que se extiende hasta el sur del Ecuador (Weigend 2002). Gran parte de esta diversidad, sin embargo, está restringida a ambientes secos no incluidos en nuestra área de estudio. La evaluación de la distribución de Ericaceae neotropicales reveló una unidad florística de la región biogeográfica de los Andes tropicales en nuestra área de estudio, que se extiende desde el sur-centro de Perú hasta el norte de Bolivia (Luteyn 2002). Esta unidad incluye cinco géneros endémicos, *Demosthenesia*, *Siphonandra*, *Pellegrinni*, *Rusbya*, y *Polyclita*, y numerosas especies. En Perú, los helechos (Pteridophytas) son más diversos y tienen una cantidad mayor de especies endémicas en elevaciones de 500 a 1.500 m en la vertiente oriental de los Andes (León y Young 1996). Una evaluación extensa de las angiospermas de Perú encontró la densidad más alta de las especies endémicas nacionales, expresada tanto como cantidad de especies o como densidad de especies por unidad de área, entre los 2.500 a 3.000 m de elevación (Van der Werff y Consiglio 2004). La forma de vida correspondiente tiene una gran influencia en la elevación en la que las especies endémicas son más comunes. El endemismo de los árboles y las lianas es más alto por debajo de los 500 m; el endemismo de las hierbas, los arbustos y las enredaderas llega a su punto más alto entre los 2.000 y los 3.000 m; y el endemismo

de las epífitas alcanza su máximo entre los 1.500 y los 3.000 m (Van der Werff y Consiglio 2004). Estos análisis no distinguen entre las vertientes este y oeste de los Andes, pero debido a la diversidad mucho más grande de la vertiente oriental, el resultado probablemente no difiere significativamente para la vertiente este. Estos estudios examinan el endemismo de diferentes niveles taxonómicos y en diferentes escalas, pero proporcionan puntos de referencia útiles con los cuales comparar nuestros resultados. Aquí describimos cómo utilizamos las técnicas de modelado explicadas previamente para ayudar a identificar áreas específicas donde se encuentran las concentraciones de especies de plantas endémicas en la vertiente este de los Andes centrales.

Métodos

Criterios para la selección de los grupos de plantas focales.

La diversidad abrumadoramente alta de plantas vasculares a lo largo de la parte superior de la cuenca amazónica imposibilitó que incluyéramos todas las especies en este análisis. En cambio, seleccionamos una gran cantidad de muestras de grupos de plantas para representar la flora del área de estudio. Con el término grupo nos referimos a una familia taxonómica o a un género rico en especies. Utilizamos los siguientes criterios para seleccionar los grupos de plantas a considerar en este estudio:

1. Conocimiento taxonómico. Los grupos de plantas seleccionados debían ser muy bien conocidos a nivel de especies tanto en Perú como en Bolivia. Por lo tanto restringimos la lista a grupos con monografías recientes que describieran las características y la distribución de cada especie. La publicación de una monografía en general significó que los especímenes del grupo albergados en herbarios estuvieran identificados con bastante precisión. Era necesario que el conocimiento fuera parejo con respecto a las especies localizadas en ambos países para evitar sesgar los resultados hacia cualquiera de estos. Por esta razón, por ejemplo, no incluimos las orquídeas (Orchidaceae), pues aunque son muy conocidas en Bolivia (p. ej.; Müller *et al.* 2003), su taxonomía es menos conocida en Perú.

2. Distribución general. Los grupos seleccionados debían mostrar ejemplos de endemismo en el área de estudio. Por razones obvias, no incluimos familias que tienen pocas, o no tienen, especies endémicas en el área de estudio.

3. Información disponible acerca de la distribución. Los grupos que seleccionamos ya tenían datos disponibles de localidad en los especímenes de herbarios o en literatura, que podíamos utilizar en los modelos de distribución. Debido a este factor eliminamos grupos tales como los cactus (Cactaceae) para los cuales muchas especies han sido descritas a partir de información muy vaga acerca de su distribución. En general, los grupos tratados en monografías recientes satisficieron esta condición.

4. Diversidad de formas de vida. Entre los grupos candidatos,

seleccionamos una colección que junta representa el espectro de formas de vida de las plantas en el área de estudio, e incluimos hierbas, enredaderas, lianas, arbustos, arbolitos y árboles. La lista incluye especies que se enraízan en el suelo así como las que viven como epífitas o como semiepífitas.

5. Diversidad de elevación. La serie de grupos que seleccionamos tiene especies endémicas que tienden a localizarse a través del rango de elevaciones representadas en nuestra área de estudio.

6. Diversidad de hábitat. El grupo que seleccionamos también tiene especies con afinidad de hábitat que incluyen todos los más importantes que se localizan en el área de estudio. Así, la lista incluye grupos ubicados en los bosques de las montañas de las Yungas, bosques húmedos de tierras bajas, sabanas y valles secos.

7. Usos económicos. Incluimos grupos con especies con valor económico para ayudar a que los resultados fueran más relevantes para el público en general, y porque las especies con valor económico pueden verse amenazadas debido a la sobreexplotación.

En función de estos criterios, desarrollamos una lista de doce familias focales, además de tres géneros focales de dos familias que incluimos en nuestro estudio (Tabla 2). Además de no tener en cuenta a las familias que podrían haber sido candidatas obvias como las Orchidaceae y las Cactaceae, tal como se aclaró anteriormente, no incluimos a ninguna Pteridophyta que no fuesen las Cyatheaceae ya que aún no se ha completado una revisión de las especies bolivianas, ni las Araceae dado que todavía se tienen que describir muchas de las especies, tampoco a las Amaryllidaceae puesto que los recolectores en nuestra área de estudios les han dedicado relativamente muy poca atención y tampoco las Aristolochiaceae debido a que su centro de distribución está ubicado al sur de nuestra área de estudio. En síntesis, la lista incluye 435 especies (la lista completa de las especies figura en el Apéndice 2).

Compilación de registros de los herbarios. Reunimos registros de herbarios para las especies focales revisando sistemáticamente las colecciones de los herbarios más grandes dentro del área de estudio y la base de datos TRÓPICOS, del Jardín Botánico de Missouri (ver en los Agradecimientos la lista completa de los herbarios que contribuyeron). Aumentamos las muestras incluyendo registros de herbarios en los que trabajaron especialistas en familias particulares y buscando en la literatura. Debido a que la mayoría de las etiquetas de los especímenes no incluían coordenadas sobre las ubicaciones donde fueron recolectados, georreferenciamos las localidades utilizando diccionarios geográficos y mapas digitales. Para controlar la exactitud de la georreferenciación,

Tabla 2. Características de los grupos focales de plantas vasculares.

Grupo	Cantidad de especies endémicas en el área del proyecto †	Forma de vida	Altura de las elevaciones en las que la diversidad llegó al punto más alto	Hábitat
Acanthaceae	157	Hierbas, arbustos,	media	Sabanas, Yungas, bosques de tierras bajas
Anacardiaceae	5	Árboles, arbustos	baja	Bosques de tierras bajas, valles secos
Aquifoliaceae	14	Árboles, arbustos	alta	Yungas, bosques de tierras bajas
Bruneliaceae	10	Árboles	alta	Yungas
Campanulaceae	45	Arbustos, enredaderas	alta	Yungas
Chrysobalanaceae	13	Árboles	baja	Bosques de tierras bajas
Cyathaceae	5	Helechos arbóreos	alta	Yungas
Ericaceae	47	Arbustos, enredaderas, epifitas	baja	Yungas
Fabaceae-Inga	16	Árboles, arbustos	baja	Bosques de tierras bajas
Fabaceae- Mimosa	7	Arbustos	baja	Valles secos
Loasaceae	19	Hierbas, arbustos	media, alta	Yungas
Malpighiaceae	25	Árboles, enredaderas	media, alta	Valles secos, Yungas
Marcgraviaceae	7	Arbustos, hemiepipitas	media	Bosques de tierras bajas
Onagraceae–Fuchsia	33	Arbustos, enredaderas, arbolitos	alta	Yungas
Passifloraceae	32	Lianas	alta	Yungas

† No incluye las especies cuya validez taxonómica no es segura o las especies no conocidas al menos en una localidad específica.

enviamos a revisión los mapas de las localidades registradas para cada una de las especies a especialistas en la taxonomía de cada grupo (ver la lista de especialistas consultados en el Apéndice 3).

Ejecución de los modelos y revisiones. Luego de incorporar los comentarios de los revisores en el conjunto de datos, corrimos los modelos de Maxent para cada una de las especies tal como ya se describió en el capítulo IV: Métodos para crear los modelos de distribución, con la excepción de aquellas especies conocidas solo en una localidad. Luego convocamos a un grupo de ocho botánicos peruanos y nueve botánicos bolivianos familiarizados con las especies y el área de estudio para que revisaran los modelos de distribución resultantes (ver la lista de revisores en el Apéndice 3). Salvo en un caso, los revisores fueron distintos de los especialistas en taxonomía que controlaron los datos de localización. Excepto por dos de los revisores, ninguno de los demás participó en ningún otro aspecto del estudio y por lo tanto es poco probable que su opinión estuviese influida a la hora de evaluar los modelos. Para cada una de las especies, los botánicos eligieron, si había, cuál de los cuatro modelos de Maxent reflejaba una descripción de la distribución razonable. En

los casos en los que un modelo de Maxent era razonable, los botánicos seleccionaron un umbral de corte para convertir las predicciones continuas de Maxent en mapas de presencia-ausencia. Una vez más, la elección se basó en la experiencia de los botánicos con las especies en el campo. Por último, eliminaron de las predicciones de Maxent áreas de predicción tales como cadenas de montañas aisladas donde se sabe que las especies no están localizadas.

Para los casos en los que ningún modelo de Maxent produjo una representación lógica del rango de distribución de una especie, los botánicos sugirieron criterios para producir un modelo deductivo. En la mayoría de los casos, los criterios incluyeron distribuciones en altura en el área de las recolecciones conocidas aunque en otros utilizamos los límites de sistemas ecológicos donde se localizan las especies. Para algunas especies con rangos de distribución amplios, los modelos de Maxent produjeron resultados satisfactorios para la mayoría de la distribución, pero no para toda. Para estas especies, produjimos modelos híbridos utilizando partes de las predicciones de Maxent en una porción del rango de distribución y un modelo deductivo para la parte restante. En el caso de las especies conocidas en una sola localidad, los

botánicos nuevamente seleccionaron rangos de altura para la especie en la vecindad de la localidad. En los casos de las especies de tierras bajas o para aquellas sin una distribución en elevación conocida, simplemente dibujamos un círculo alrededor de la localidad con un radio apropiado a la distancia de dispersión de la forma de planta involucrada. Por ejemplo, en general utilizamos un radio de 5 km para los árboles y de 2 km para las hierbas.

Resultados

Modelos de distribución. Compilamos un total de 3.040 registros de localidades singulares de 435 especies de plantas endémicas en los 15 grupos tratados (Figura 3, Tabla 3). El conjunto de datos abarca desde un mínimo de 1 ($N = 125$ especies) a un máximo de 84 registros (para *Fuchsia sanctae-roxae*) por especie, con un promedio de 7,0 registros por especie. El grupo con más registros fue *Mimosa* (promedio = 16,0 registros por especie) mientras que Anacardiaceae y Malpighiaceae tuvieron la menor cantidad (promedio = 3,4 por cada grupo). La distribución de las especies endémicas fue desde los 2 km² (*Ilex trachyphylla* y *Centropogon bangii*) hasta los 237.600 km² para *Inga steinbachii* con un promedio de 17.484 km². Las Loasaceae tuvieron el tamaño de rango de distribución promedio más pequeño (5.357 km²) mientras que la Aquifoliaceae fueron el grupo con la distribución más grande (media = 46.131 km²).

Maxent produjo resultados adecuados para 264 especies (61%). Utilizamos modelos híbridos para 18 especies (4%) y modelos deductivos para 153 de las especies (35%), incluidas todas las especies conocidas en una sola localización. Concentrándonos en las especies conocidas en más de una localización, Maxent proporcionó un modelo completo o híbrido para el 85% de las especies. No hubo diferencias detectables entre las familias para la utilidad de Maxent. Los revisores consideraron que el procedimiento de modelado inductivo produjo resultados satisfactorios para, al menos, dos tercios de las especies en cada familia. Para las especies con al menos dos localidades aisladas, la utilidad de Maxent no fue diferente para las especies de tierras bajas (las que tienen la mayor parte de las localidades por debajo de los 800 m) en contraste con las de tierras altas ($X^2 = 0,009$, g.l. = 2, $P > 0,90$). La mayoría de los modelos Maxent utilizados (79%) para las plantas fueron el modelo 3 (con datos MODIS de satélite generalizados a 2 km) o el modelo 4 (con datos MODIS generalizados a 5 km), aunque algunas (16%) utilizaron datos MODIS no generalizados y pocas (6%) funcionaron mejor sin datos MODIS.

Abundancia de las especies endémicas. La localización de las especies endémicas de cada grupo focal están registradas en las Figuras 4 a 18. La cantidad y grado de coexistencia de especies endémicas varió significativamente entre las familias, dando como resultado “picos” de endemismo que van de 2 a 20 especies.

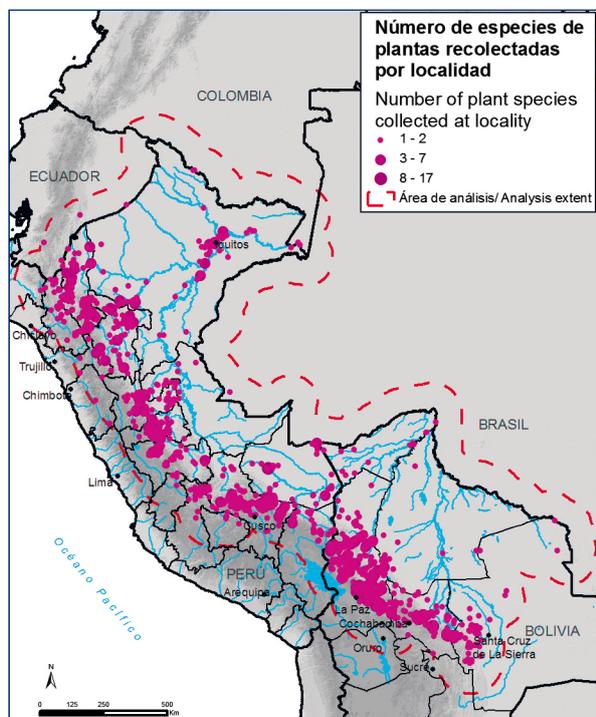


Figura 3. Distribución de las localidades de recolección de plantas en el área de estudio.

Tabla 3. Síntesis de los datos de localidades, métodos utilizados para hacer los modelos y tamaño de las distribuciones predichas.

Grupos	Datos de Localidades					Métodos utilizados para hacer los modelos			Tamaños predichos de las distribuciones		
	Cant. de especies	Cant. de localidades aisladas	Cant. máxima de localidades	Cant. de especies con una localidad	Cant. promedio de localidades por especie	Cant. de especies modeladas inductivamente	Cant. de especies con modelos híbridos	Cant. de especies con modelos deductivos	Área mínima (km ²)	Área máxima (km ²)	Área promedio (km ²)
Plantas vasculares											
Acanthaceae	157	814	82	49	5,2	78	10	70	13	204.251	16.969
Anacardiaceae	5	17	5	2	3,4	2	0	3	82	105.975	25.216
Aquifoliaceae	14	104	18	1	7,4	13	0	1	77	143.572	46.131
Brunelliaceae	10	69	29	6	6,9	3	0	7	34	23.186	5.896
Campanulaceae	45	377	44	4	8,4	38	1	6	2	117.044	14.925
Chrysobalanaceae	13	45	12	6	3,5	5	1	7	9	76.618	12.146
Cyatheaceae	5	34	24	2	6,8	3	0	2	49	25.155	6.366
Ericaceae	47	457	59	14	9,7	31	0	16	22	71.814	11.839
Fabaceae (<i>Inga</i>)	16	121	28	4	7,6	9	2	5	78	237.600	37.291
Fabaceae (<i>Mimosa</i>)	7	112	54	1	16,0	6	0	1	4	34.667	11.294
Loasaceae	19	85	38	9	4,5	10	0	9	28	24.174	5.357
Malpighiaceae	25	84	19	10	3,4	15	0	10	14	71.171	7.727
Marcgraviaceae	7	68	20	0	9,7	6	1	0	8,072	77.737	38.949
Onagraceae (<i>Fuchsia</i>)	33	477	84	3	14,5	29	1	3	25	72.659	15.469
Passiflora	32	176	32	12	5,5	16	2	14	19	34.353	6.687
Plantas vasculares subtotal	435	3.040	84	123	7,0	264	18	153	2	237.600	17.484
Vertebrados											
Anfibios	177	1.060	64	65	6,0	85	8	84	13	690.992	18.935
Mamíferos	55	618	70	4	11,2	47	0	8	33	344.920	47.800
Aves	115	2.436	94	3	21,2	99	6	10	78	309.168	33.544
Total	782	7.154	94	195	9,1	495	32	255	2	690.992	20.141

Acanthaceae. Las especies endémicas están estrechamente concentradas en la cordillera de Carpish y en la región Tingo María del departamento de Huánuco, Perú, y ampliamente en los Andes en el departamento de La Paz, Bolivia (Figura 4). Cantidades más pequeñas de especies endémicas se localizan en los piedemontes más bajos del límite entre los departamentos de Cusco y Madre de Dios, Perú. Las áreas endémicas, definidas como los lugares con al menos dos tercios de la máxima cantidad de especies coexistentes para el grupo, tienen al menos 13 especies que se coexisten y cubren 18.095 km² en una elevación promedio de 1.080 m.

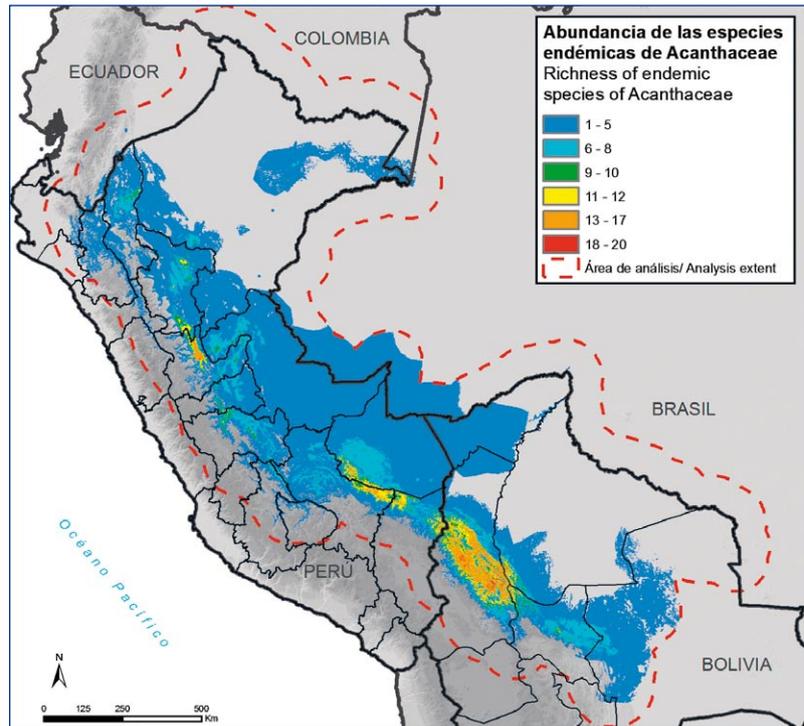


Figura 4. Abundancia de las especies endémicas de Acanthaceae.

Anacardiaceae. Las especies endémicas de esta familia se localizan en las tierras bajas y no presentaron coexistencias (Figura 5).

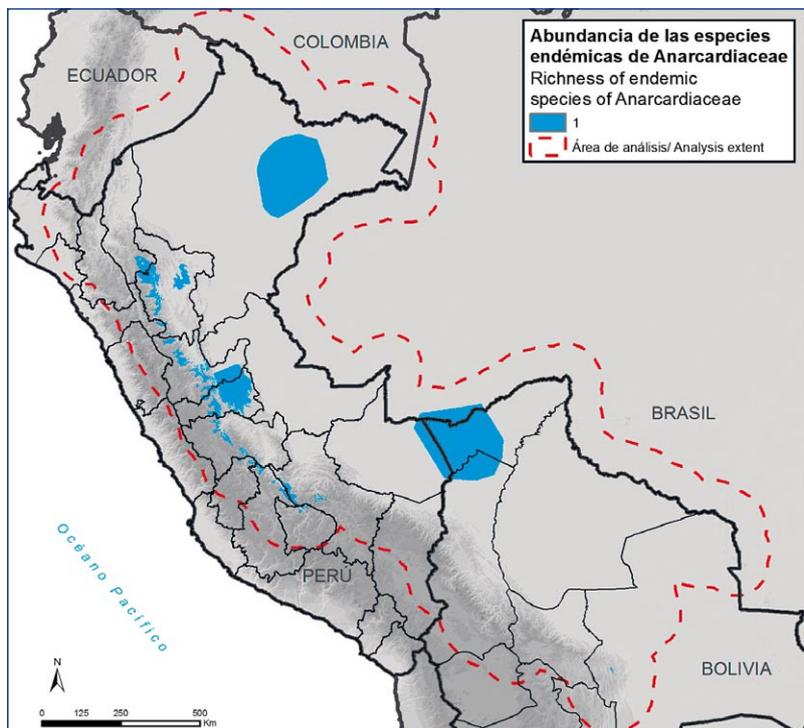


Figura 5. Abundancia de las especies endémicas de Anacardiaceae.

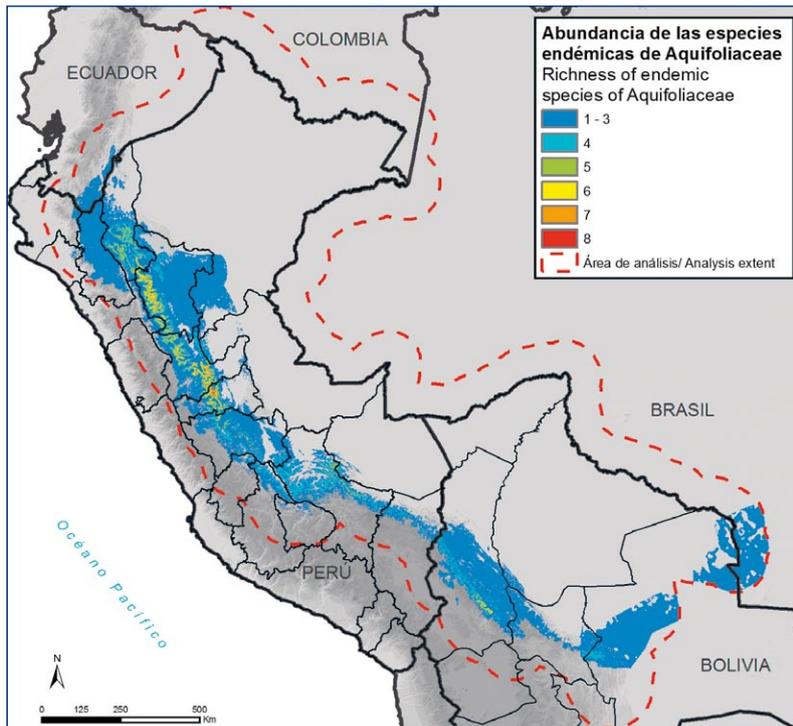


Figura 6. Abundancia de las especies endémicas de Aquifoliaceae.

Aquifoliaceae. La abundancia de especies endémicas es más alta en el oeste de San Martín, en las laderas más bajas de la cordillera Central y la cordillera de Carpish en Huánuco, y continua hacia el sur en las porciones adyacentes del departamento de Pasco (Figura 6). Las concentraciones menores se localizan a lo largo del río Paucartambo en el límite entre los departamentos de Cusco y Madre de Dios y cerca de La Paz, Bolivia. Las áreas endémicas tienen al menos cinco especies localizadas que coexisten y cubren 15.632 km² en un promedio de elevación de 2.340 m.

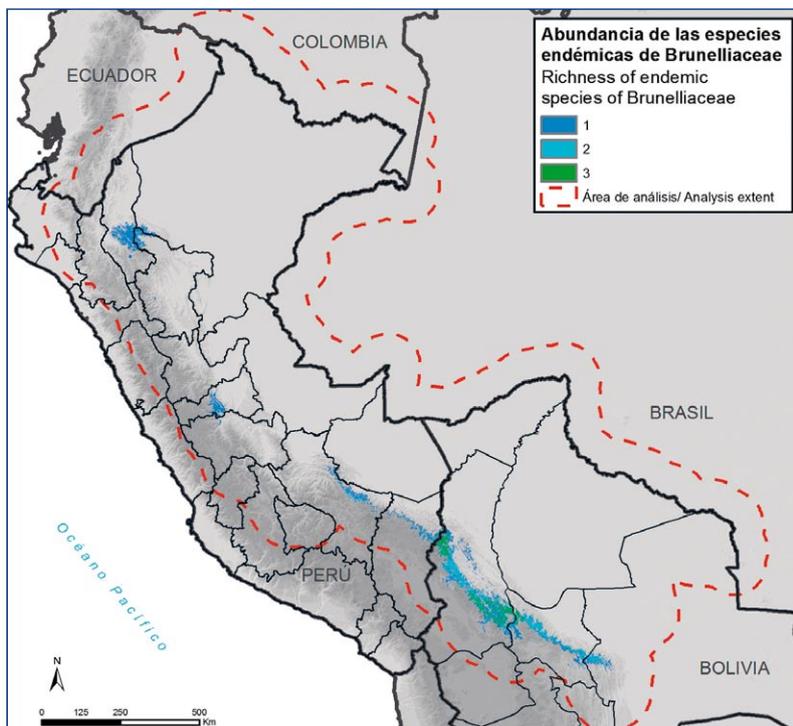


Figura 7. Abundancia de las especies endémicas de Brunelliaceae.

Brunelliaceae. La abundancia de las especies endémicas es más alta en las cordilleras cerca de La Paz y la cordillera de Cocapata-Tiraque, en el departamento de Cochabamba, donde hasta tres especies son endémicas (Figura 7). Las áreas endémicas tienen al menos dos especies que coexisten y cubren 15.470 km² en un promedio de elevación de 2.372 m.

Campanulaceae. La abundancia de las especies endémicas en esta familia alcanza hasta las 18 especies que coexisten en un área de evidente endemismo para esta familia en la vertiente oriental de la cordillera, en el departamento de La Paz (Figura 8). Las áreas endémicas tienen al menos 12 especies que coexisten y cubren 2.458 km² en una elevación promedio de 2.539 m.

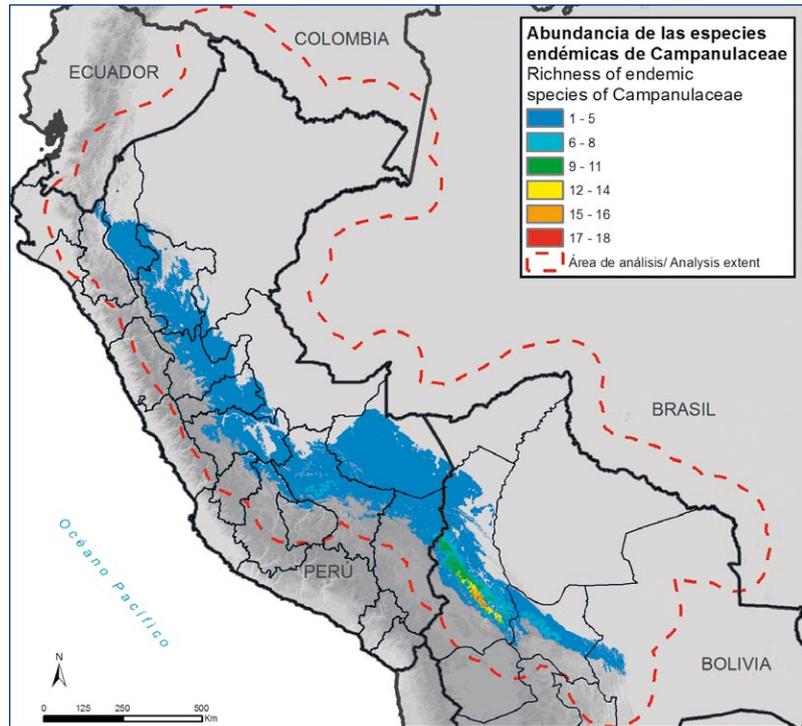


Figura 8. Abundancia de las especies endémicas de Campanulaceae.

Chrysobalanaceae. La más alta densidad de Chrysobalanaceae endémicas se localiza cerca de Iquitos, en el departamento de Loreto, Perú (Figura 9). Las áreas endémicas tienen al menos tres especies que coexisten y cubren 3.199 km² en una elevación promedio de 105 m.

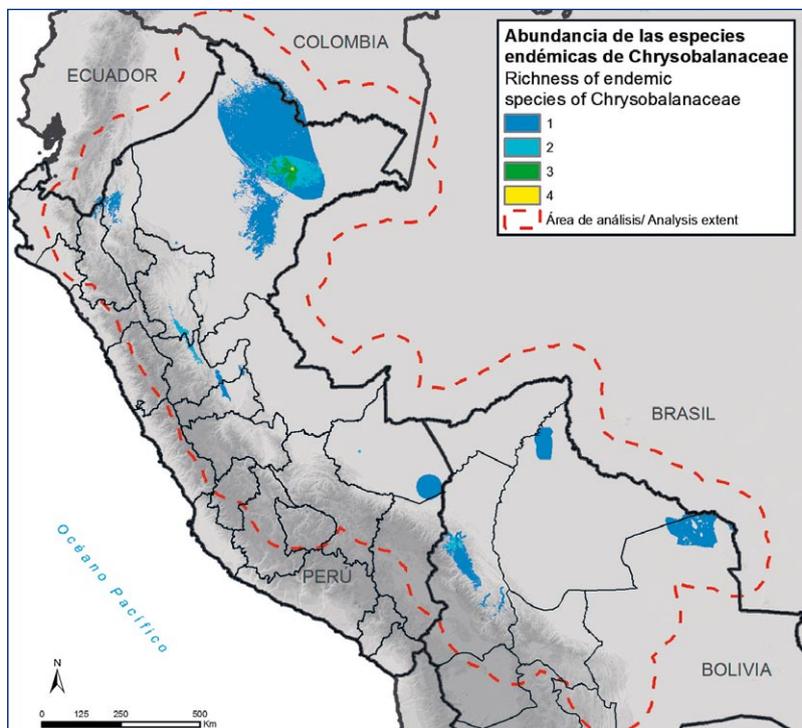


Figura 9. Abundancia de las especies endémicas de Chrysobalanaceae.

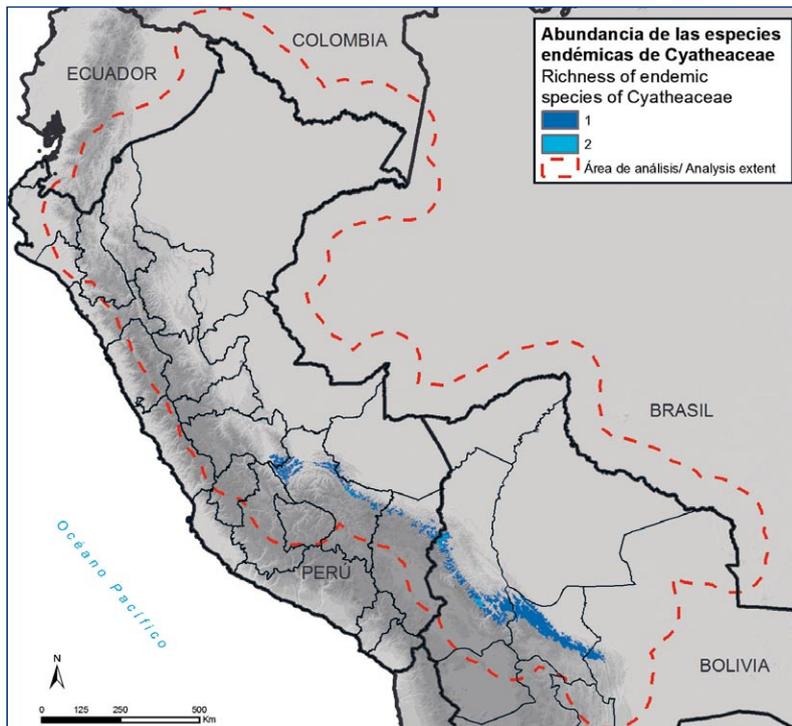


Figura 10. Abundancia de las especies endémicas de Cyatheaceae.

Cyatheaceae. Solo cinco helechos arbóreos son endémicos en el área de estudio. Las áreas de coexistencia entre dos especies se localizan en los departamentos de Cusco y La Paz, en Perú y Bolivia respectivamente (Figura 10).

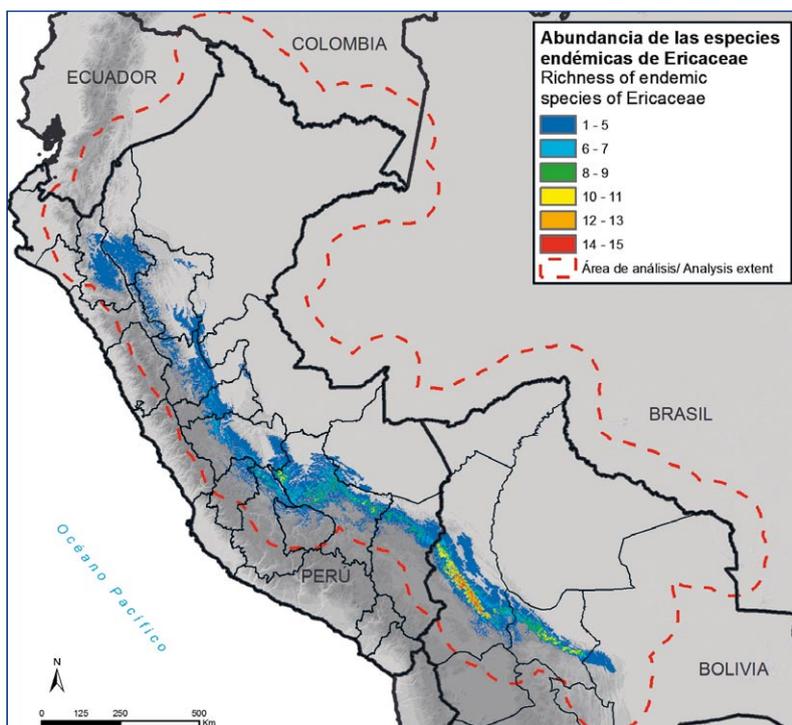


Figura 11. Abundancia de las especies endémicas de Ericaceae.

Ericaceae. Las áreas endémicas de este grupo son similares a las de la Campanulaceae, y corren a lo largo de la vertiente oriental de la cordillera en el departamento de La Paz (Figura 11). Concentraciones más pequeñas de especies endémicas se localizan en Cusco, Puno y Cochabamba. Las áreas endémicas tienen al menos diez especies que coexisten y cubren 5.606 km² en una elevación promedio de 2.621 m.

Inga. Aunque el estudio incluyó 16 especies de *Inga*, no más de cinco coexisten. Las más altas concentraciones de esta especie están en Tarapoto, Iquitos y Cocha Cashu, Perú (Figura 12). Las áreas endémicas tienen, al menos, tres especies que coexisten y cubren 4.491 km² en una elevación promedio de 287 m.

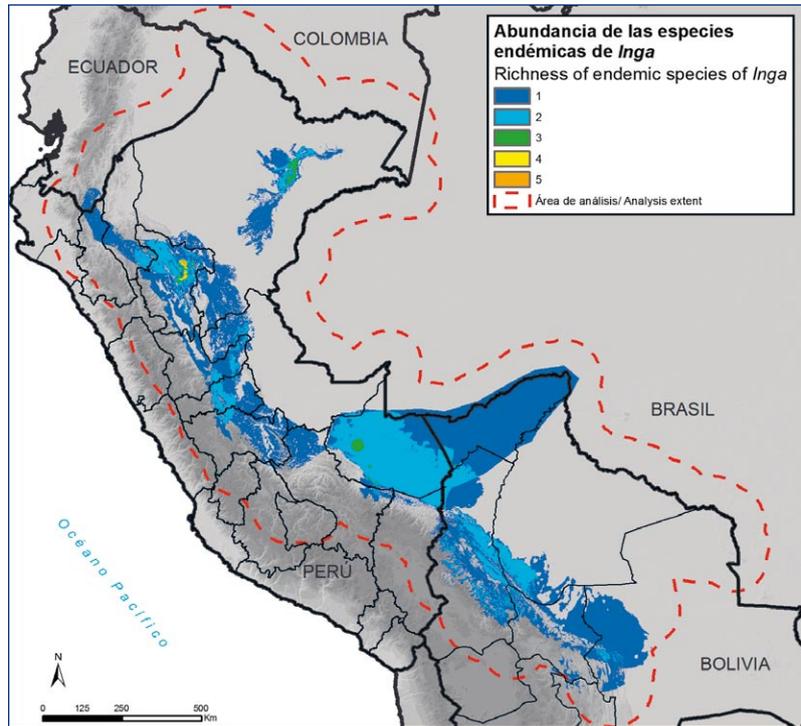


Figura 12. Abundancia de las especies endémicas de *Inga*.

Mimosa. Siete especies de *Mimosa* son endémicas en el área de estudio. Hasta cuatro de estas son simpátricas en las cordilleras en el sureste del departamento de La Paz, Bolivia (Figura 13). Las áreas endémicas tienen al menos tres especies que coexisten y cubren 4.290 km² en una elevación promedio de 2.278 m.

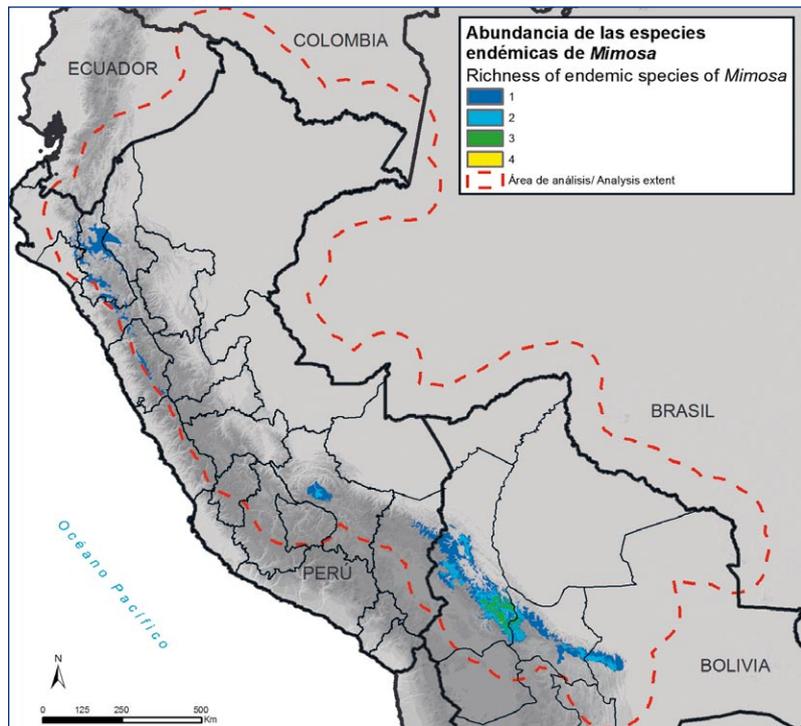


Figura 13. Abundancia de las especies endémicas de *Mimosa*.

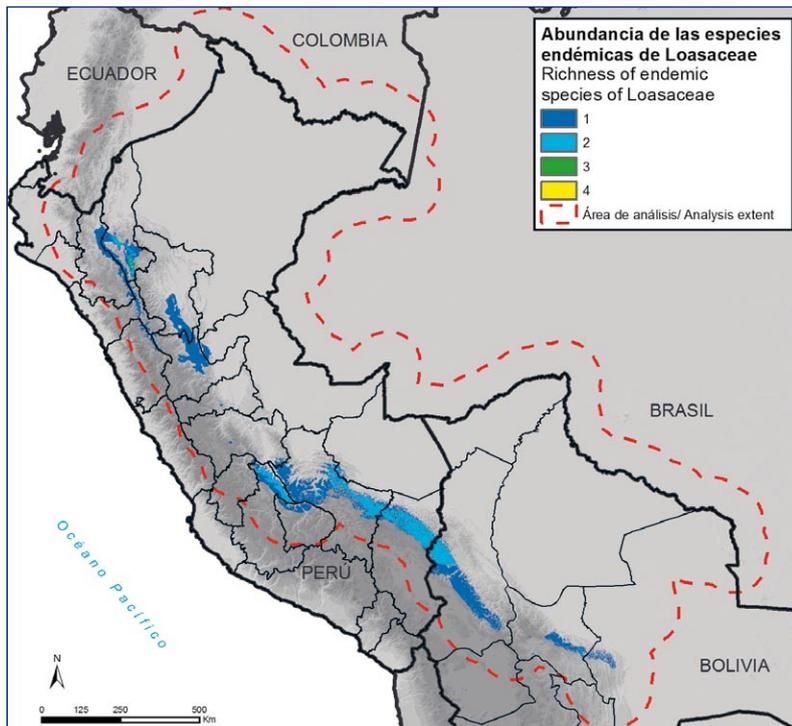


Figura 14. Abundancia de las especies endémicas de Loasaceae.

Loasaceae. Las únicas concentraciones significativas de especies de Loasaceae se localizan en el sur del departamento de Amazonas, Perú, cerca de Chachapoyas (Figura 14). Las áreas endémicas tienen al menos tres especies que coexisten y cubren 375 km² en una elevación promedio de 2.643 m.

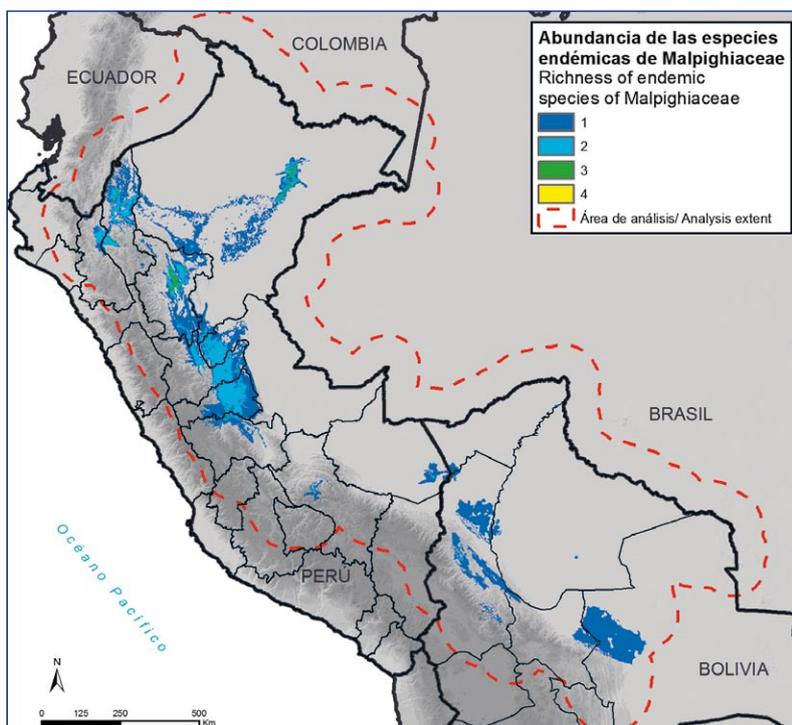


Figura 15. Abundancia de las especies endémicas de Malpighiaceae.

Malpighiaceae. El estudio incluyó 25 especies de Malpighiaceae, pero estas se encuentran ampliamente dispersadas a través del área de estudio. Las concentraciones de especies endémicas se localizan cerca de Tarapoto y cerca de Iquitos en el norte de Perú (Figura 15). Las áreas endémicas tienen al menos tres especies que coexisten y cubren 2.529 km² en una elevación promedio de 348 m.

Marcgraviaceae. Hasta cuatro especies de Marcgraviaceae se localizan en las cordilleras alrededor de La Paz (Figura 16). Las áreas endémicas tienen al menos tres especies que coexisten y cubren 19.067 km² en una elevación promedio de 2.005 m.

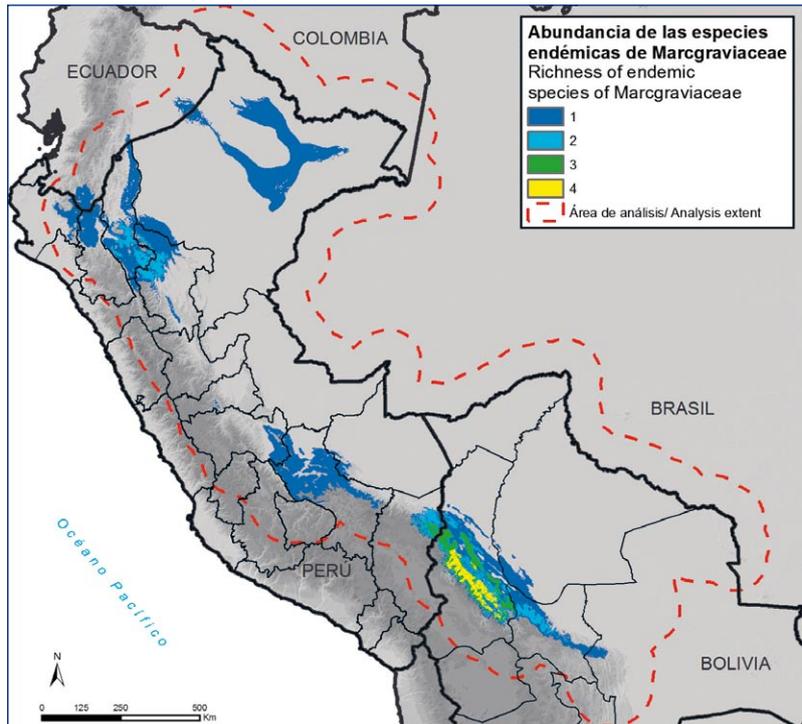


Figura 16. Abundancia de las especies endémicas de Marcgraviaceae.

Fuchsia. Las concentraciones más altas de especies endémicas se localizan en las laderas de las montañas entre Paucartambo y Marcapata en Cusco, con cantidades menores en las regiones de las cordilleras de Carpish-Pasco central y Cochabamba (Figura 17). Las áreas endémicas tienen al menos ocho especies que coexisten y cubren 6.011 km² en una elevación promedio de 2.861 m.

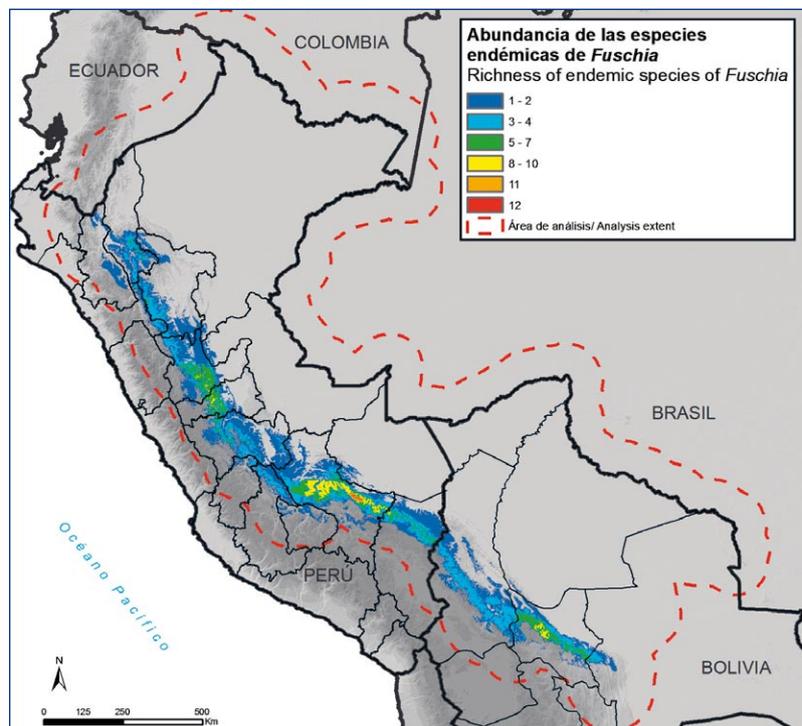


Figura 17. Abundancia de las especies endémicas de Fuchsia.

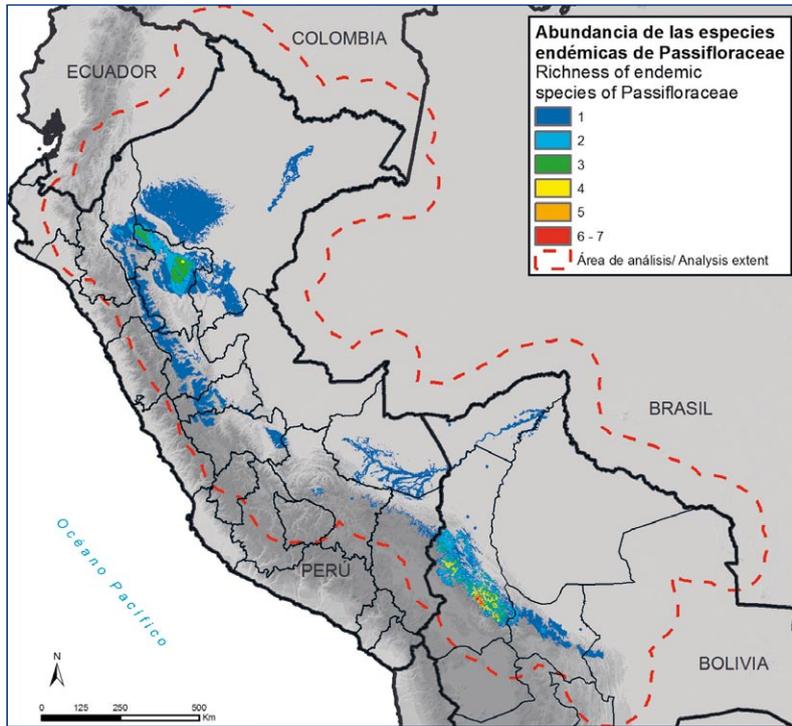


Figura 18. Abundancia de las especies endémicas de Passifloraceae.

Passifloraceae. Las densidades de especies endémicas en este género son mayores en las laderas de los Andes cerca de La Paz (Figura 18). Las áreas endémicas tienen al menos cinco especies que coexisten y cubren 658 km² en una elevación promedio de 2.373 m.

Irreemplazabilidad total (*Summed Irreplaceability*).

Debido a que muchos de los grupos focales tenían muestras pequeñas de especies endémicas, calculamos la irreemplazabilidad total (*summed irreplaceability*) para toda la muestra de plantas vasculares. Las especies conocidas en localidades aisladas eran comunes y por lo tanto recibieron un peso ponderado debido a sus minúsculas distribuciones. El resultado es un mapa que muestra pequeños picos de irreemplazabilidad cerca de Iquitos, Perú, y a lo largo de la porción superior del área del estudio en la cordillera de los Andes (Figura 19). Los picos en Iquitos reflejan la localización de pocas especies de Chrysobalanaceae restringida a los bosques de con suelos de arenas blancas.

Áreas de endemismo subestudiadas. Una vez más, combinamos datos de todas las especies para este análisis. Los análisis predijeron que las áreas que tienen especies endémicas pero que están alejadas de las zonas donde las especies fueron recolectadas incluyen el norte de Cochabamba, las cordilleras del norte de La Paz, la región de Paucartambo en el límite Cusco-Madre de Dios, y otras pocas localidades distribuidas hacia el norte (Figura 20).

Discusión

Nuestros resultados agregan detalles sustanciales a los patrones de alto endemismo previamente reconocidos en la vertiente oriental de los Andes centrales. Las especies endémicas no están de ninguna manera distribuidas de modo uniforme a lo largo de este corredor. Las concentraciones localizadas existen todo a lo largo, pero las afinidades taxonómicas de estas concentraciones varían. Las Aquifoliaceae, Chrysobalanaceae, *Inga*, Loasaceae, y Malpighiaceae son más abundantes en el norte; las Brunelliaceae, Campanulaceae, Ericaceae, Marcgraviaceae, *Mimosa*, y *Passiflora* son más abundantes en el sur; *Fuchsia* es más abundante en el centro del área de estudio, y Acanthaceae tienen concentraciones de especies endémicas tanto en el norte como en el sur. Los análisis previos, a menudo realizados en áreas geográficas mucho más grandes, en general no proporcionan información en una escala más fina que la de una cuadrícula de Flora Neotrópica de 1° × 1° (p. ej.: Knapp 2002, Luteyn 2002).

Estos hallazgos sustentan los pocos estudios previos sobre el endemismo en algunos de los grupos focales. Hallamos la más alta densidad de Loasaceae endémicas en el rincón noroeste del área de estudio, donde previamente fueron reportadas las concentraciones de especies de esta familia (Weigend 2002). Las Ericaceae endémicas fueron más comunes en el sur de Perú y en el norte de Bolivia, como se sugirió en el pasado (Luteyn 2002). Nuestra limitada muestra confirmó aun más los patrones ampliamente informados de picos de endemismo en rangos de elevación de 2.000 a 3.000 m (Gentry 1986, Kessler 2000a, van der Werff y Consiglio 2004). Los grupos que elegimos deliberadamente, porque

se conoce que tienen especies endémicas en las tierras bajas (Anacardiaceae, Chrysobalanaceae, *Inga*, *Mimosa*) tuvieron, por lejos, mucho menos especies endémicas que grupos tales como las Acanthaceae, Campanulaceae, y Ericaceae que tienen especies endémicas en elevaciones mayores.

La ubicación variable de las concentraciones de especies endémicas puede reflejar las diferentes historias evolutivas de los grupos focales. Las entidades taxonómicas con grandes concentraciones de especies en áreas geográficas pequeñas pueden haberse diferenciado en estos lugares hace relativamente poco tiempo en la historia geológica y aún no se han dispersado lejos de los lugares en donde se originaron. Estas especies recientemente evolucionadas, con distribuciones restringidas, son denominadas neoendémicas (Young *et al.* 2002). Los grupos candidatos que pueden contener bastantes neoendémicas incluyen a las Acanthaceae, Campanulaceae, *Fuchsia* y Passifloraceae. El agrupamiento de muchas especies endémicas en áreas geográficas pequeñas sugiere la existencia de múltiples acontecimientos de evolución unidos a una baja dispersión. Por el contrario, las especies de distribución restringida que se localizan lejos de otras especies de distribución restringida del mismo género pueden presentar poblaciones relictas de especies ancestrales que alguna vez estuvieron ampliamente distribuidas. Ejemplos posibles de estas “especies paleoendémicas” en nuestro estudio pueden incluir a miembros de Anacardiaceae. Son necesarios análisis filogenéticos detallados de estas especies para confirmar estas hipótesis, a pesar de los sugerentes datos biogeográficos que presentamos. Tanto las especies paleoendémicas como las neoendémicas de linajes cercanamente relacionados, en ocasiones se localizan simultáneamente, como se ha mostrado en el caso de las aves (Fjeldså *et al.* 1999), enfatizando aún más la necesidad de estudios filogenéticos.

¿Podrían los resultados aquí expuestos ser el resultado de una recolección sesgada, tal como se demostró en relación a los famosos centros de endemismo de plantas del Amazonas (Nelson *et al.* 1990)? En un nivel, las concentraciones de especies endémicas cerca de la cordillera de Carpih, Cusco y La Paz, con seguridad reflejan hasta cierto punto el esfuerzo que los botánicos de campo han invertido en estos lugares de recolección. El uso de modelos de distribución ayuda, en cierto sentido, a controlar esta predisposición prediciendo distribuciones lejos de los lugares en los que fueron recolectadas las especies. La enorme variación en los patrones mostrada en los diferentes grupos focales, sin embargo, sugiere que los patrones más grandes deben ser reales. Por ejemplo, las empinadas laderas de los Andes de los alrededores de La Paz han sido objeto de incontables expediciones de recolección, pero el área no parece albergar muchas especies endémicas de *Fuchsia* (Figura 17). *Fuchsia* en general es una planta llamativa, y sería difícil que las legiones de recolectores de plantas que rastrillan el área desde La Paz la pasaran por

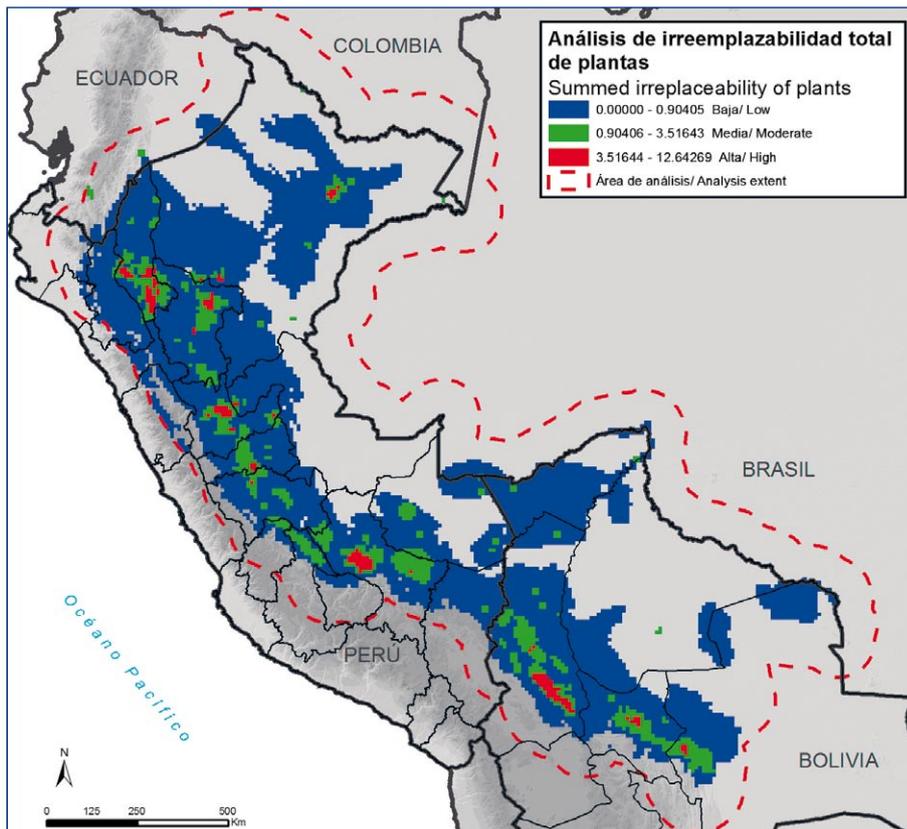


Figura 19. Irremplazabilidad total (*Summed irreplaceability*) de todas las especies endémicas de plantas vasculares de este estudio.

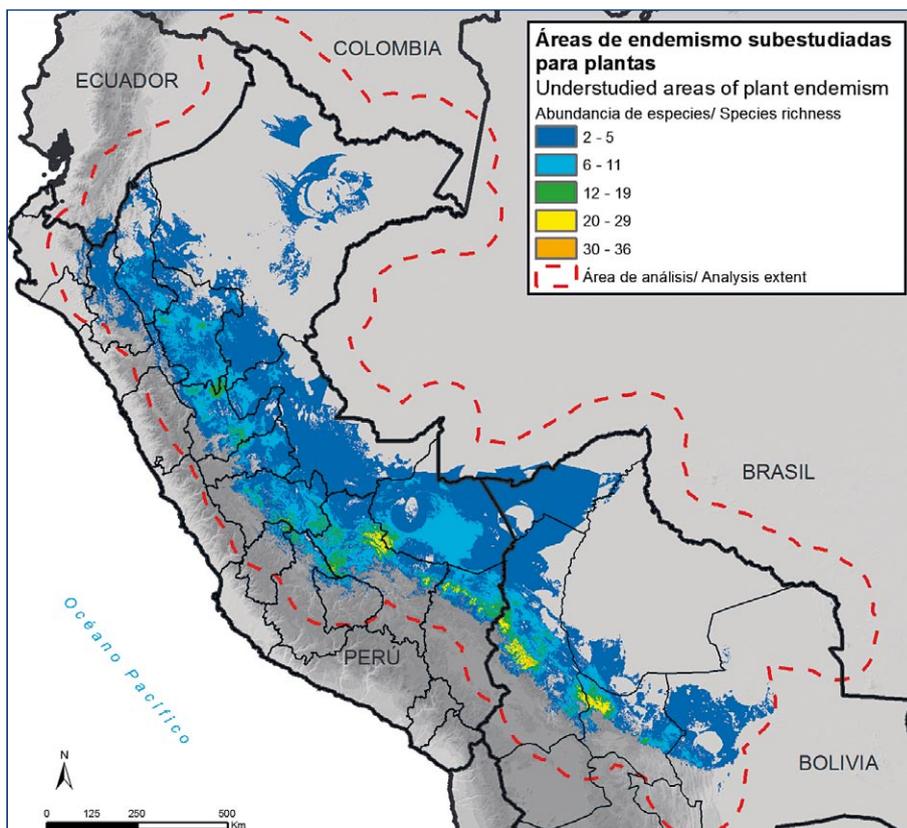


Figura 20. Áreas subestudiadas del endemismo de plantas (lugares en los que se ha predicho que existen especies endémicas pero que están a más de 50 km de la localidad confirmada más cercana).

alto. De modo similar, la vertiente oriental de los Andes en el departamento de San Martín, al norte del Perú, ha recibido mucha atención por parte de los biólogos de campo. Dado que la zona está cerca del ecuador, podríamos esperar una gran cantidad de especies endémicas. Y efectivamente encontramos muchas especies endémicas de Aquifoliaceae (Figura 16), pero muy pocas especies endémicas de cualquier otro grupo taxonómico estudiada aquí, lo que nuevamente sugiere que las Aquifoliaceae son verdaderamente más diversas en el norte de Perú que en ningún otro lado de nuestra área de estudio, y que otros grupos taxonómicos son menos diversos en el norte de Perú que más hacia el sur.

Maxent demostró ser un algoritmo versátil para hacer modelos de nuestra muestra de especies de plantas de los Andes centrales. A pesar de que los altos niveles de diversidad, los bajos esfuerzos de recolección relacionados con la extensión del territorio, la dificultad para acceder, y el microendemismo contribuyeron a que una gran cantidad de especies sean conocidas por una sola o por pocas localidades, pudimos sin embargo, elaborar modelos de distribución exitosos de casi

dos tercios de las especies. Las distribuciones modeladas en muchos casos produjeron resultados satisfactorios, según el juicio de los revisores externos, incluso cuando una especie era conocida tan solo en dos localidades. La distribución de muchas plantas montanas pueden estar limitadas por la adaptación fisiológica a condiciones climáticas limitadas (Kessler 2000a, 2001c). Los datos ambientales que utilizamos en los modelos pueden haber capturado exitosamente estas condiciones, dando como resultado una descripción precisa de la distribución de las especies.

Los datos acerca de la vegetación de MODIS mejoraron significativamente los modelos de Maxent en un 94% de las especies cuyos modelos se hicieron inductivamente. Para la mayoría de estos, los datos de MODIS funcionaron mejor cuando se los generalizó en un radio de 2 a 5 km para cada celda de análisis de 1 km². Generalizar los datos de MODIS fue evidentemente efectivo para controlar la naturaleza aproximada de la mayoría de las coordenadas asignadas a las localidades de recolección.

VI. Anfibios

Por César Aguilar, Lourdes Arangüena, Jesús H. Córdova, Dirk Embert, Pilar A. Hernandez, Lily Paniagua, Carolina Tovar, y Bruce E. Young

Introducción

Hasta hace muy poco tiempo, los anfibios eran una de las clases de vertebrados más pobremente estudiados en América del Sur. La atención dedicada en el continente a la taxonomía de los anfibios, a su distribución y a su historia natural durante las últimas dos décadas ha mejorado sustancialmente nuestro conocimiento, pero aún hay mucho por aprender. Por ejemplo, el ritmo de descripción de las nuevas especies en la actualidad es el más rápido en toda la historia científica (Duellman 1999). Algunas áreas, como Bolivia, hace muy poco tiempo que han empezado a recibir atención. Una revisión de la diversidad de los anfibios de América del Sur publicada en 1988 y que trabajó sobre 40 sitios de campo muy bien conocidos no incluyó ninguno en Bolivia (Duellman 1988). La situación mejoró pronto de allí en adelante, y en solo diez años de estudios de campo realizados por un puñado de herpetólogos, la lista de anfibios conocidos en ese país pasó de 112 a 186 (De la Riva *et al.* 2000). Esta cantidad sigue siendo incompleta, porque unas 67 especies más son conocidas en países vecinos cercanos al límite con Bolivia pero aún no han sido encontradas en el país, para no mencionar la cantidad desconocida de especies no descubiertas que están ocultas en los bosques y pantanos de Bolivia. El que los registros estén incompletos hace que cualquier análisis acerca de la biodiversidad sea preliminar. La urgente necesidad de planificar la conservación, de todos modos, exige que extraigamos tanto como sea posible de los datos disponibles (p. ej.: Ibis y Mérida 2004).

Debido a la naturaleza en desarrollo de nuestro conocimiento, la literatura que describe los patrones de endemismo de los anfibios dentro de nuestra área de estudio es escasa. Un estudio acerca de la diversidad de los anfibios en la porción brasileña de la cuenca del Amazonas halló que, aunque algunas especies son endémicas en la cuenca, muy pocas tienen distribuciones restringidas (Azevedo-Ramos y Galatti 2002). Un examen de las especies del Amazonas del género *Eleutherodactylus*, el género de anfibios más rico en especies, presentó la más alta diversidad en la región bajo Loreto-Amazonas/San Martín, en Perú (Lynch 1980). Pero otro estudio que determinó las relaciones entre las faunas anuras de las tierras bajas tropicales describió dos faunas claramente distintas del Perú, una de la región de Iquitos que estaba más alineada con el Ecuador amazónico, y otra del sur de Perú y las zonas adyacentes de Bolivia (Ron 2000). Las investigaciones en las tierras bajas

del sur de Perú han destacado la extraordinaria diversidad de la herpetofauna en ese sitio (Doan y Arizábal 2002). Incluso otro estudio dividió a América del Sur en doce regiones biogeográficas y examinó la abundancia de las especies y el endemismo en cada una de ellas (Duellman 1999). Los Andes fueron una de estas regiones y contenían la mayor cantidad de especies y la mayor cantidad de especies endémicas. Otras regiones que incluían secciones de nuestra área de estudio incluyen la región Amazonas-Guyana, que tenía un poco menos de la mitad de las especies y de las especies endémicas que los Andes, y la región Pampa-Monte (que comprende las sabanas del Beni así como las extensas áreas de pastizales de la Argentina), que tenían alrededor de un décimo de las especies y especies endémicas con respecto de los Andes. Tomados en conjunto, estos resultados sugieren que, del mismo modo que con los otros grupos taxonómicos cubiertos en nuestro estudio, deberíamos encontrar la mayoría de las especies endémicas en las regiones montañas.

Métodos

Selección de las especies. Seguimos los lineamientos descritos con anterioridad en el capítulo III: Área de Estudio, para elegir 177 especies de anfibios endémicas en el área de estudio (la lista completa de los anfibios está en el Apéndice 2). La lista está formada por 172 anuros (ranas y sapos), una salamandra y cuatro cecilidos. No incluimos al sapo *Bufo poeppigii* porque posiblemente se localiza fuera del área de estudio, en Ecuador. La confusión acerca de la diferencia entre esta especie y el *Bufo marinus* empaña nuestra comprensión acerca de sus límites de distribución (Córdova y Descailleaux 1996). Aunque el *Colostethus melanolaemus* ha sido informado como endémico en el Perú amazónico, hace poco tiempo ha sido encontrado fuera del área de estudio, en Brasil (V. Morales, comunicación personal). La especie *Dendrobates amazonicus* también es conocida como endémica en nuestra área de estudio cerca de Iquitos, pero no lo incluimos en nuestro trabajo porque fue descrita a partir de una fotografía y no de un espécimen, limitando así la posibilidad de los científicos de averiguar si otros especímenes pertenecen a esta especie o no. En cuanto a la nomenclatura, seguimos IUCN *et al.* (2006). Este esquema adopta los cambios sugeridos recientemente para las ranas hílidas (Faivovich *et al.* 2005), pero no los cambios controversiales para los niveles altos de la taxonomía (Frost *et al.* 2006).

Compilación de los registros de localización. Obtuvimos la información acerca de la localización de los especímenes de la lista de 177 especies objeto de las grandes colecciones de Perú y Bolivia, así como de todos los museos de América del Norte que poseen cantidades significativas de especímenes de América del Sur (ver en el Apéndice 1 la lista de los contribuyentes). Georeferenciamos las localidades en los casos en que las etiquetas de los especímenes no incluían coordenadas geográficas, utilizando las fuentes descritas en el capítulo V: Plantas vasculares. Complementamos este conjunto de datos con información adicional tomada de la literatura que buscamos en *Zoological Record* para las especies objeto y sus sinónimos conocidos. Una vez que compilamos un borrador de la base de datos de los registros de localización, L. Rodríguez y D. Embert, herpetólogos con un amplio conocimiento de los anfibios de Perú y Bolivia, respectivamente, revisaron los datos para asegurar que estuvieran completos y fueran exactos.

Realización de los modelos y revisiones. Corrimos los modelos Maxent en todas las especies que tenían al menos dos localidades. Además de las variables citadas en “Métodos para crear modelos de distribución”, utilizamos, para las especies montañas, un variable que reflejó el rango de elevaciones que hay a través de cada píxel de 1 km². Un grupo de nueve herpetólogos de Perú y Bolivia revisó los modelos, y sugirieron criterios para derivar los modelos deductivos para las dos especies que solo se conocían a partir de una localización aislada y para las conocidas en múltiples localidades pero sobre las que Maxent no produjo un modelo significativo (ver en el Apéndice 3 la lista de especialistas consultados). Los criterios utilizados para los modelos deductivos incluyeron altura, límites de cuencas hídricas, ubicación de la tierra con hábitat natural, o una distancia fija relacionada con la capacidad de dispersión de la especie involucrada. En los casos en los cuales Maxent produjo modelos útiles, los revisores seleccionaron uno de los cuatro modelos (p. ej.: utilizando los datos de la vegetación de MODIS de maneras diferentes, ver Métodos) que mejor describiera su conocimiento de la distribución, y luego identificaron el umbral más apropiado para desarrollar un mapa de distribución que predijera la ausencia-presencia.

Resultados

Modelos de distribución. Compilamos 1.060 registros de localización únicos para las 177 especies focales de anfibios (Figura 21, Tabla 3). Aunque las especies promediaron unas 6,0 localidades cada una, la media fue solo dos. Una media baja refleja el hecho de que 65 anfibios (el 37% del total) del área de estudio son conocidos solo en una localidad. La especie más ampliamente recolectada fue *Eleutherodactylus platydactylus*, conocida en 64 localidades desde San Martín, Perú, hasta Santa Cruz, Bolivia.

En cuanto a los modelos de distribución, los revisores seleccionaron Maxent para 85 especies (48% del total),

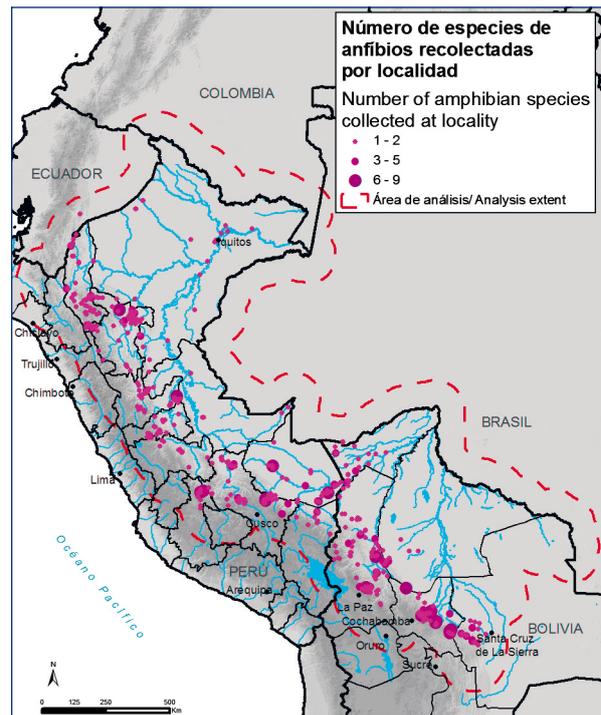


Figura 21. Distribución de las localidades de recolección de anfibios en el área de estudio.

modelos Maxent deductivos híbridos para 8 especies (5%) y modelos deductivos para las 84 especies restantes (47%). Teniendo en cuenta solo la muestra de especies para las cuales había al menos dos registros únicos, Maxent proporcionó un modelo total o parcial de distribución aceptable para el 83% de las especies. De entre los cuatro modelos Maxent, los revisores prefirieron el modelo 1 (sin datos MODIS) para el 3% de las especies; el modelo 2 (datos MODIS sin generalizar) para el 18% de las especies; el modelo 3 (datos MODIS generalizados 2 km) para el 35% de las especies y el modelo 4 (datos MODIS generalizados 5 km) para el 43% de las especies. La especie con la distribución más amplia fue *Colostethus trilineatus*, que se localiza en un área estimada en más de 690.992 km² en tierras bajas al sur de Perú y al norte de Bolivia. La especie más restringida fue *Eleutherodactylus lucida*, conocida en un área de 13 km² a más de 3.500 m al norte de Mahuayura, departamento de Ayacucho, Perú. El tamaño promedio de distribución para todas las especies endémicas de anfibios fue de 18.935 km², pero debido a la gran cantidad de especies conocidas solo en una localización, la distribución media fue de 399 km².

Abundancia de las especies endémicas. Las concentraciones de especies endémicas fueron mucho más grandes en el centro del departamento de Cochabamba, donde coexisten hasta 29 especies (Figura 22). Otras regiones donde coexisten las distribuciones de especies endémicas (aunque con menos de las 21 exigidas por nuestra definición para ser consideradas áreas de endemismo) incluyen las cordilleras más abajo de La Paz, incluidas algunas de las colinas periféricas tales

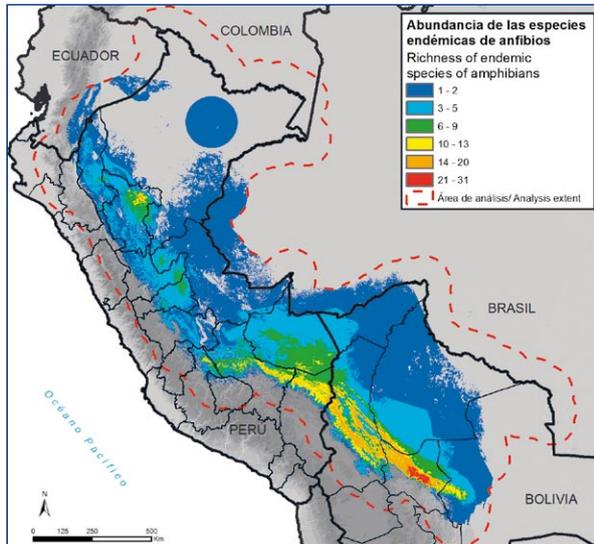


Figura 22. Abundancia de las especies endémicas de anfibios.

como la Serranía del Eslabón y la Serranía Chiru Chorincha, la región de Paucartambo, en el departamento de Cusco, el área norte de Ayacucho, y la región de Tarapoto en el departamento de San Martín. El área de endemismo de los anfibios totaliza 2.798 km² y está localizada a una elevación promedio de 1.440 m.

Irreemplazabilidad total (*Summed Irreplaceability*). El análisis de irreemplazabilidad total refleja una gran cantidad de anfibios con distribuciones muy pequeñas, especialmente en el norte (Figura 23). Picos aislados se localizan en muchas partes del área de estudio. Varios están agrupados en el norte del departamento de San Martín y el adyacente de Amazonas, con picos adicionales en los departamentos de Ayacucho, Cusco y Cochabamba.

Abundancia de las especies de distribución restringida. 86 especies focales tenían distribuciones lo suficientemente pequeñas como para considerar que tienen distribuciones restringidas. Sus distribuciones fueron tan pequeñas y tan distribuidas geográficamente que hubo coexistencias muy pequeñas entre especies. Las localidades de estas especies están en su mayoría en la mitad norte del área de estudio. Las áreas destacadas por el análisis de irreemplazabilidad total cubre la mayor parte de los lugares en los que se localizan los anfibios de distribución restringida.

Áreas de endemismo subestudiadas. Este análisis destacó áreas en el sur de Perú y Bolivia que están particularmente subestudiadas (figura 24). Estos lugares son la desembocadura del río Inambari en el noroeste de Puno, el área del límite entre Perú y Bolivia en las laderas de la cordillera de Apolobamba, las cordilleras del norte de La Paz, y las cordilleras en la vertiente oriental de los Andes a lo largo del límite entre los departamentos de La Paz y Cochabamba.

Discusión

Los anfibios endémicos de la vertiente oriental de los Andes centrales se caracterizan por sus distribuciones excepcionalmente pequeñas. La mitad de las especies endémicas en nuestra área de estudio tenían rangos que estimamos menores a los 400 km². Estas especies tienden a localizarse en elevaciones medias en los Andes, como se sugirió con anterioridad (Duellman 1999, Reichle 2004). Unas pocas especies endémicas se localizan en las tierras bajas donde la diversidad general es conocida por ser la más alta (De la Riva *et al.* 1990, Reichle 2004, Young *et al.* 2004). Las concentraciones de especies endémicas más grandes están en el sur, cerca de Cochabamba, pero cantidades significativas de especies microendémicas se localizan a lo largo del área de estudio en elevaciones medias, especialmente en el norte (Figuras 22, 23).

¿Podría ser que los patrones que observamos sean el resultado de un conocimiento incompleto acerca de la diversidad de los anfibios y de su distribución en el área de estudio? Esfuerzos de recolección adicionales en áreas previamente subestudiadas ciertamente extienden los rangos de distribución de algunas especies y revelan la existencia de nuevas especies, como sucedió en la década de 1990 en Bolivia (De la Riva *et al.* 1990). No obstante, muchas especies verdaderamente pueden ser microendémicas. Muchos anfibios muy bien estudiados en otras partes de los Neotrópicos son claramente microendémicos. Por ejemplo, el sapo dorado (*Bufo periglenes*) localizado a lo largo de aproximadamente 10 km en los bosques nublados de las cimas de las colinas en Costa Rica (Savage 2002). El área fue estudiada intensamente por herpetólogos durante tres décadas y la especie no apareció en ningún otro lugar. De modo similar, la rana arborícola *Tepuihyla talbergae* parece estar restringida a las vecindades inmediatas de la Catarata de Kaieteur, Guyana (Duellman y Yoshpa 1996), y hay muchos otros ejemplos de anfibios microendémicos de los trópicos del Nuevo Mundo. Más aún, la teoría ecológica predice que las especies que se localizan en el norte de Perú, debido a su mayor proximidad al Ecuador, deben ser más pequeñas que las que están alejadas del Ecuador, en Bolivia (Rappaport 1982, Stephens 1989).

Alternativamente, el reciente aumento en los esfuerzos de recolección en muchas partes de Bolivia puede haber llevado a un mejor conocimiento de la fauna boliviana y de ese modo a un reconocimiento de rangos de distribución de las especies más amplios que en el Perú. Este argumento es sostenible observando que al comparar las especies endémicas nacionales de nuestro muestreo, las especies endémicas de Bolivia han sido registradas en un promedio de cerca de dos localidades aisladas más que las especies endémicas peruanas, una diferencia estadísticamente significativa (Prueba *T* con variancias desiguales, g.l. = 155, *P* = 0,02). Por otro lado,

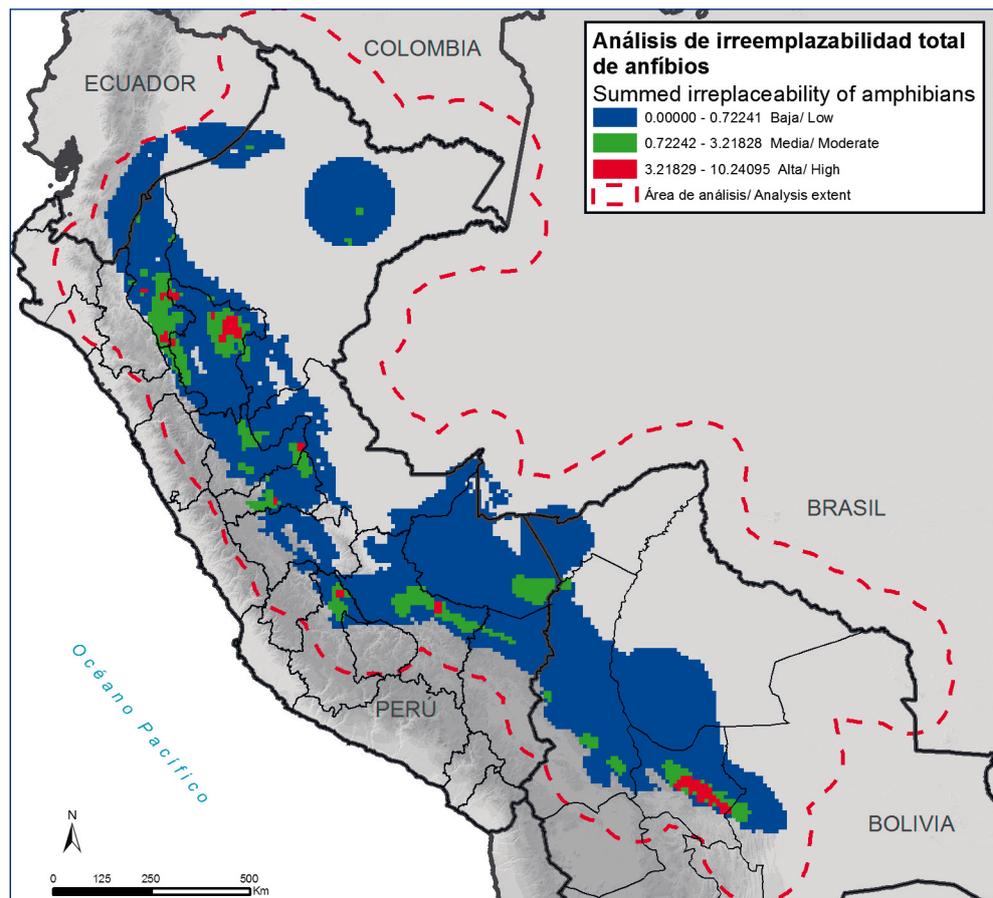


Figura 23. Irremplazabilidad total (*Summed irreplaceability*) de los anfibios endémicos.

Perú ha sido objeto de estudios herpetológicos de campo con una tradición mucho más larga, y es poco probable que no haya recolecciones suficientes comparado con Bolivia (ver, por ejemplo, los estudios mencionados en Duellman 1988). Las recolecciones continúan rápidamente, como lo demostró por ejemplo el trabajo de los herpetólogos del Museo San Marcos y del Museo de Historia Natural de Dresden (Lehr y Aguilar 2002, Lehr *et al.* 2001, 2002, 2004a, 2004b, 2005). Incluso las colecciones producto de grandes trabajos de campo realizados durante los años 70 aún continúan siendo estudiadas (Duellman 2004). Tal vez el gran tamaño del país ocasione que las distancias entre las localidades de recolección sean más grandes que en Bolivia, y esto dé como resultado menos coexistencia en la composición de las especies y, por lo tanto, parezca que muchas de las especies están restringidas a localidades singulares. Para poder responder esta pregunta se requiere esperar más estudios amplios y trabajos de inventario en toda el área de estudio.

Nuestro análisis sugiere que las prioridades para futuros trabajos de campo podrían ser más aprovechables si se concentraran en el sur de Perú y Bolivia. Tal como se describió en el capítulo IV: Métodos para crear los modelos de distribución, utilizamos áreas de predicción que estaban a más de 50 km de las localidades más cercanas

como una indicación de en qué lugares es más necesaria la información acerca de la distribución. Dado que tantos rangos de distribución fueron tan pequeños, especialmente para las especies del norte del Perú, hubo muy pocas secciones de rangos de distribución más allá de los 50 km de las localidades confirmadas. Los resultados están por lo tanto, fuertemente influenciados por la distribución de una limitada cantidad de especies ampliamente distribuidas que son endémicas en el área de estudio. Si bien muchas especies se localizan como microendémicas en el norte de Perú, tal como se indicó en el análisis total de irremplazabilidad, nuestro método para identificar las áreas subestudiadas no destacó especialmente esta región. Sin embargo, tal como se señaló en la discusión, si el análisis de las áreas de endemismo está influenciado por una recolección sesgada, son urgentemente necesarios más trabajos de campo en el norte de Perú, para aclarar la distribución de especies endémicas en esa región (Duellman 2004).

Los patrones de distribución de los anfibios endémicos en el área de estudio presentan un desafío de conservación parecido al problema descrito con respecto a México. Las especies endémicas se localizan en bolsones aislados en un área geográfica grande. Ningún sistema del tipo de reservas

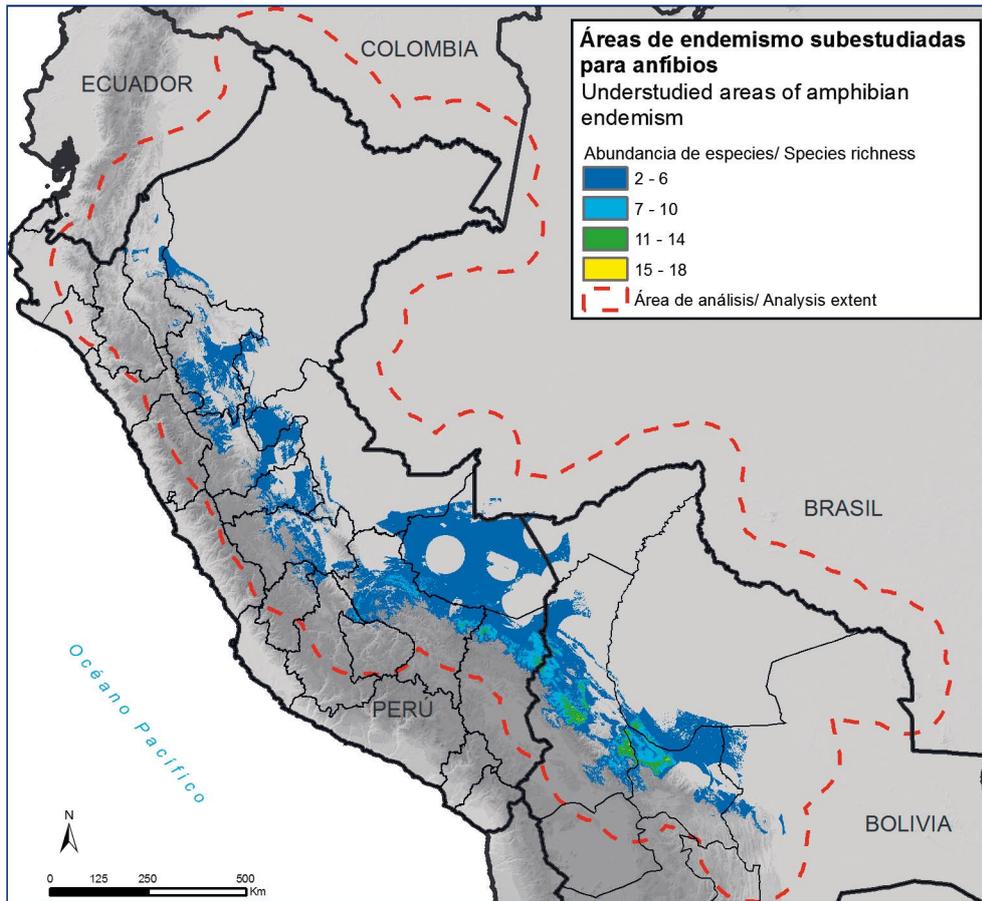


Figura 24. Áreas subestudiadas de endemismo de anfibios.

de la biosfera podría asegurar la supervivencia de todas las especies a menos que casi todos los Andes de altura media fueran incluidos en una u otra reserva. Las grandes reservas son claramente necesarias para mantener funcionando los ecosistemas. Sin embargo, una extensa red de pequeñas reservas, tal vez a nivel departamental o municipal, es necesaria para mantener los hábitats de muchas especies microendémicas que se localizan entre las grandes reservas. Esperamos que los datos presentados en este trabajo y que están a disposición del público (ver capítulo X: Utilización de los datos) ayuden a inspirar el establecimiento de estas áreas protegidas tan necesarias.

VII. Mamíferos

Por Víctor Pacheco, Heidi L. Quintana, Pilar A. Hernandez, Lily Paniagua, Julieta Vargas y Bruce E. Young

Introducción

Aunque los mastozoólogos han debatido el origen de la diversidad de América del Sur durante décadas, pocos han intentado identificar la ubicación de las áreas de endemismo en el continente. Las especies e incluso los géneros continúan siendo descubiertos a un ritmo notable y las extensiones de los rangos de distribución de las especies conocidas siguen siendo comunes (Anderson 1997, Patterson 2000, Salazar-Bravo *et al.* 2002, Salazar-Bravo *et al.* 2003, Pacheco y Hocking 2006, Villalpando *et al.* 2006). Teniendo en cuenta este estado inestable de la taxonomía y un conocimiento menos que satisfactorio acerca de las distribuciones, no sorprende que pocos científicos hayan intentado realizar análisis amplios del endemismo de los mamíferos en el continente.

Herskovitz (1972) describió la biogeografía de los mamíferos de América del Sur, pero no se aventuró a especificar áreas de endemismo. Sugirió que los orígenes de la fauna que se localiza en la vertiente oriental de los Andes centrales son las especies de tierras bajas de la cuenca amazónica adyacente. En términos de diversidad, describió un patrón general de declinación de la abundancia de las especies a lo largo de las vertientes de los Andes al sur del ecuador. No sugirió que algún área en particular tuviera sustancialmente más especies endémicas que ninguna otra. En la época en la que él escribió, la fauna aún era muy poco conocida. Herskovitz reconoció 810 especies para América del Sur en 1972, mientras que hoy reconocemos 1.355 especies (NatureServe 2004). El conocimiento acerca de la distribución de estas especies ha mejorado de modo similar, pero aún está lejos de ser completo.

En la década de 1980, Reig (1986) proporcionó una revisión actualizada de la biogeografía de los roedores altoandinos. Aunque su análisis se restringió a las especies que se localizan en el páramo y en la puna, algunas conclusiones son relevantes porque especies relacionadas habitan en nuestra área de estudio en la vertiente oriental de los Andes de Perú y Bolivia (Figura 1). Por ejemplo, Reig (1986) propuso que los akodontinos se originaron de los cricétidos de América del Norte, se dispersaron hasta los Andes altos de Bolivia, y luego se diversificaron y esparcieron desde allí. Este proceso sugiere que deberíamos ver grandes concentraciones de roedores akodontinos en Bolivia y cantidades menores en otras partes. En contraste, los roedores echimíidos y

abrocómidos se diversificaron en la Amazonía y en las pampas argentinas, respectivamente, y luego se dispersaron hacia las tierras altas. Si este fuera el caso, no deberíamos esperar encontrar concentraciones de estos grupos dentro del área de estudio.

Un estudio más reciente utilizó un análisis de parsimonia de la endemidad (*parsimony analysis of endemismity*), una técnica que examina la similitud de las faunas en diferentes áreas (Rosen y Smith 1988), para buscar áreas de endemismo de marsupiales, primates y roedores de América del Sur (Costa *et al.* 2000). El análisis se basó en especies que se localizan en 69 cuadrículas, que medían 550 km x 550 km cada una, ubicadas sobre el continente. Los autores no encontraron indicaciones de un agrupamiento de especies similares dentro de nuestra área de estudio en los Andes del este en Perú y Bolivia. Sin embargo, uno puede argumentar que los rangos de distribución de las especies endémicas son pequeños comparados con el tamaño de las cuadrículas utilizadas en el análisis. Una sola celda puede incluir hábitats tan diferentes como los bosques húmedos del Amazonas y las altas elevaciones de la puna. Teniendo en cuenta las diferencias en las comunidades de mamíferos en estos hábitats tan distintos, no es sorprendente que los autores no encontraran similitudes en las celdas cercanas.

Los esfuerzos más recientes para mapear el endemismo de los mamíferos analizó, entre otros factores, la distribución de especies de mamíferos de distribución restringida en todo el mundo (Ceballos y Ehrlich 2006). Los autores definieron como mamíferos de distribución restringida a aquellos con distribuciones de menos de 250.000 km². Su unidad de análisis fue una cuadrícula de 100 x 100 km. El resultado muestra una concentración relativa de estas especies a lo largo del lado este de los Andes en Perú y dentro del norte de Bolivia. La escala global de su análisis y el consiguiente gran tamaño de la cuadrícula proporcionan una comparación intercontinental valiosa, pero no es apropiada para identificar la localización de áreas de endemismo en una escala más local. El análisis que proporcionamos aquí acerca de la distribución de mamíferos endémicos en la vertiente oriental de los Andes en Perú y Bolivia es, por lo tanto, el primero en su tipo en mostrar patrones de abundancia en escala fina acerca de la alta diversidad de la región.

Métodos

Selección de las especies. Seguimos los lineamientos descritos con anterioridad en el capítulo III: Área de estudio, para seleccionar las 55 especies de mamíferos endémicos en el área de estudio (la lista completa de las especies está en el Apéndice 2). Otras especies consideradas pero rechazadas incluyen la rata chinchilla boliviana (*Abrocoma boliviensis*) porque se localiza justo fuera de nuestra área de estudio; la comadreja marsupial quechua (*Marmosa quichua*) y la comadreja marsupial minidentada (*Marmosops juninensis*) debido a dudas taxonómicas sobre especímenes atribuidos a estas especies; el murciélago orejudo de Matses (*Micronycteris matses*) porque estudios de campo más avanzados mostrarán, casi con certeza, que esta especie voladora se localiza fuera de nuestra área de estudio, en el cercano Brasil; la rata espinosa boliviana (*Proechimys bolivianus*) porque ahora se la considera sinónimo de *P. brevicauda* (Wilson y Reeder 2005); la rata de agua (*Nectomys garleppii*) porque ahora se la considera sinónimo de la *N. apicalis* (Patton *et al.* 2000); y el ratón espinoso del Ucayali (*Scolomys ucayalensis*) porque ahora incluye la forma juruaense y por lo tanto no es endémico en el área de estudio (Gómez-Laverde *et al.* 2004). Para la nomenclatura y el estatus taxonómico, seguimos a Wilson y Reeder (2005).

Compilación de los registros de localización. Solicitamos información acerca de la localización de las especies objeto a los museos de historia natural locales más importantes así como a los museos de América del Norte que tienen importantes colecciones de especímenes de América del Sur (ver la lista de contribuyentes en el Apéndice 2). Georreferenciamos todas las localidades de los especímenes cuyas etiquetas no incluían coordenadas geográficas utilizando las fuentes descritas en el capítulo V: Plantas vasculares.

Complementamos este conjunto de datos con información adicional extraída de la bibliografía consultada en *Zoological Record* en cuanto a las especies focales y sus sinónimos. Los grandes mamíferos son escasos en las colecciones debido tanto al tiempo como al costo involucrados en la recolección, preparación y almacenamiento de los especímenes y a las dificultades para conseguir los permisos de recolección. Por lo tanto, complementamos nuestra muestra de grandes mamíferos con observaciones de campo o con rastros identificados de manera confiable. Estas observaciones son parte de la base de datos mantenida en el Centro de Datos para la Conservación de la Universidad Nacional Agraria La Molina en Lima, Perú. V. Pacheco y J. Vargas, dos mastozoólogos con gran experiencia en trabajo de campo y de museo en Perú y Bolivia, respectivamente, revisaron los mapas de las localidades de la base de datos para asegurar la precisión antes de correr los modelos. Además, V. Pacheco visitó la Colección Boliviana de Fauna en La Paz, Bolivia, para asegurar la consistencia en la identificación de pequeños roedores.

Realización de los modelos y revisiones. Ejecutamos los modelos Maxent utilizando los datos de localización revisados para todas las especies con al menos dos localidades singulares. V. Pacheco revisó los resultados de Perú y J. Vargas los de Bolivia. Estos revisores determinaron si alguno de los modelos Maxent produjo resultados razonables y si así fue, identificaron los modelos y el umbral que produjo el mapa más razonable para las especies según nuestro actual conocimiento de las distribuciones y de los hábitats. Los revisores también identificaron las áreas de distribución predichas en las que se sabe que las especies no se localizan. En los casos en los que el modelo Maxent no produjo una predicción útil, utilizamos modelos deductivos. En los casos de especies montañas con un solo registro tal como para *Thomasomys rosalia*, utilizamos un amortiguamiento de 100 m de altura por encima y por debajo del registro conocido, reflejando así de manera conservadora el rango posible del área de la especie. Para las especies de las tierras bajas, amortiguamos las localidades conocidas con distancias que reflejaran las áreas probables sobre las cuales se podrían dispersar los tipos particulares de especies. Por ejemplo, amortiguamos las dos localidades para el primate *Callicebus ollalae* en 20 km.

Resultados

Modelos de distribución. En total, compilamos 618 localidades únicas de 55 especies endémicas de mamíferos (Figura 25, Tabla 3). Cuatro especies (12% del total) son conocidas a partir de una sola localidad: *Cuscomys ashaninka*, *Rhipidomys ochrogaster*, *Thomasomys onkiro*, y *Thomasomys rosalia*. La especie más ampliamente recolectada fue el ratón campestre cobrizo (*Akodon aerosus*), conocido en 70 localidades. En promedio, las especies fueron reconocidas en 11,2 localidades. Veinte especies (36%) son conocidas a partir de diez localidades y solo siete (13%) son conocidas a partir de 25 o más localidades.

Utilizamos modelos Maxent para 47 especies (85%) y modelos deductivos para las especies restantes. La fracción modelada utilizando Maxent aumenta al 92% cuando se considera solo las especies conocidas a partir de más de una localidad distinguible. Los revisores eligieron el modelo 4 (incorporando datos MODIS generalizados en 5 km) para 42 especies (89% de las especies modeladas inductivamente) y el modelo 3 (datos MODIS generalizados en 2 km) para las especies restantes.

El tamaño de los rangos de distribución para los mamíferos fue en promedio más grande en comparación con los de otros vertebrados examinados en este estudio. El tamaño promedio fue de 47.800 km². La rata trepadora de vientre ocre (*Rhipidomys ochrogaster*), conocida a partir de una localidad aislada en el departamento de Puno, Perú, tuvo el rango más pequeño de todas las especies objeto, con solo 33 km². El ratón hocicudo incaico (*Oxymycterus inca*) tuvo el rango más grande, 344.920 km², desde el extremo sur del Ecuador hasta el centro de Bolivia.

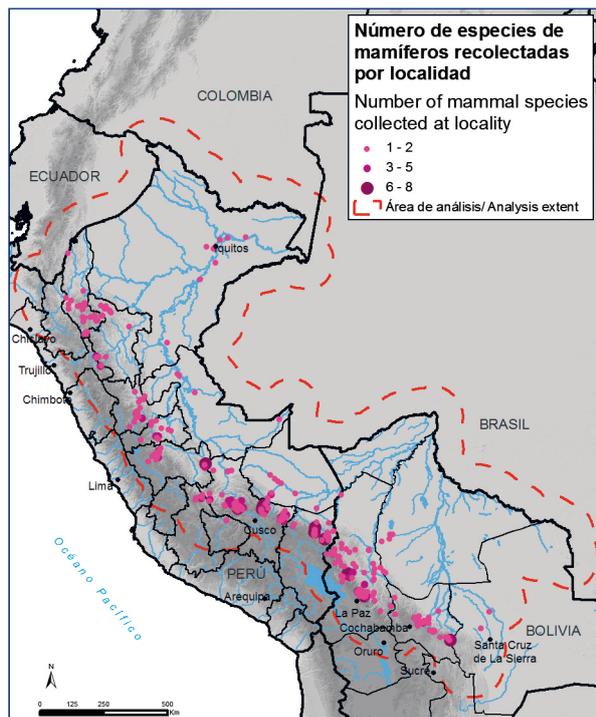


Figura 25. Distribución de las localidades de recolección de mamíferos en el área de estudio.

Abundancia de las especies endémicas. La combinación de los rangos de distribución de todos los mamíferos focales revela una banda angosta de una cantidad relativamente elevada de especies endémicas que se localizan justo por debajo de la línea de bosque y se extiende desde el departamento de Cusco en Perú, hasta el departamento de La Paz, Bolivia (Figura 26). Densidades similares de especies endémicas se localizan separadamente más al sur en la cordillera de Tunari-Tiraque, departamento de Cochabamba. A lo largo de todas estas áreas, la abundancia de especies endémicas fue de entre 17 a 20 especies. En el centro de Cusco y en el noroeste de Puno, áreas localizadas albergaron hasta 25 especies, o casi la mitad de todas las especies endémicas examinadas en este estudio. Estas fueron las únicas dos áreas restringidas que tuvieron significativamente más especies endémicas que en otros lugares. Los picos de endemismo del norte de Cusco, nuevamente localizados justo debajo de la línea de bosque, promediaron alrededor de 10 especies simpátricas. Relativamente pocas especies endémicas en el nivel de nuestro estudio se localizan en las tierras bajas del Amazonas. Todas las áreas con al menos 17 especies endémicas de mamíferos cubren un total de 12,538 km² en una elevación promedio de 2.809 m.

Irreemplazabilidad total (Summed Irreplaceability). La ponderación del análisis para destacar las áreas en las que se localizan las especies con distribuciones pequeñas produjo un resultado ligeramente diferente (Figura 27). La banda angosta de Cusco a La Paz y dentro de Cochabamba, desaparece. Sin embargo, se destacan cinco áreas como particularmente importantes:

1. **El límite entre La Libertad-San Martín en la cordillera Central.** Ubicación del Parque Nacional río Abiseo y hogar de especies endémicas tales como *Thomasomys apeco* y *T. macrotis*.
 2. **El lado oeste del río Apurímac en Ayacucho hasta la parte suroeste de Madre de Dios.** El área se extiende desde el pendiente arriba del río, donde se encuentran las localidades de Huanhuachallo y río Santa Rosa, que son los únicos lugares en los que se conoce que se localizan los murciélagos *Sturnira nana* y *Mimon koepckeae*, hacia el este a Madre de Dios.
 3. **Las cumbres del norte de la cordillera de Vilcabamba.** Una colina aislada en el Parque Nacional Otishi, departamento de Junín, Perú, en el que fueron descubiertas la rata chinchilla arborícola Asháninka (*Cuscomys ashaninka*) y la *Thomasomys onkiro* (Emmons 1999, Luna y Pacheco 2002).
 4. **Oeste del departamento de Beni, Bolivia.** Un área pequeña cerca del límite con el departamento de La Paz, donde se localizan el microendémico mono tití de Olalla (*Callicebus ollalae*) y el mono tití del río Beni (*Callicebus modestus*).
 5. **Las cordilleras cercanas a La Paz, Bolivia.** En esta pequeña área existen muchas especies endémicas, incluidas muchas con rangos de distribución relativamente grandes y unas pocas con distribuciones más restringidas, tales como el ratón arborícola *Rhagomys longilingua*.
- Abundancia de las especies de distribución restringida.** Se considera que 38 de las especies de mamíferos tienen rangos de distribución restringidos. La distribución de estos subgrupos refleja la distribución de todos los mamíferos endémicos a excepción de un pico adicional en la cordillera de Colán en el departamento de Amazonas, Perú.
- Áreas de endemismo subestudiadas.** El análisis de las áreas en las que se predijo que se localizarían las especies, pero que están lejos de los registros actuales, identifica cinco áreas valiosas para estudios de campo sobre mamíferos (Figura 28).
1. **El noroeste de Huánuco.** En las laderas más bajas de la cordillera de Turco.
 2. **La cordillera occidental de Vilcabamba.** El área entre el río Apurímac y el cerro Pumasillo en el departamento de Cusco.
 3. **La cordillera de Paucartambo.** El área a lo largo de ambos lados de la cordillera, que forma el límite entre los departamentos de Cusco y Madre de Dios.
 4. **Los piedemontes por encima del río Inambari.** Un área lejana en el noroeste del departamento de Puno.
 5. **Las Yungas Centrales de Bolivia.** La parte oriental del departamento de La Paz, cerca del límite con Cochabamba.

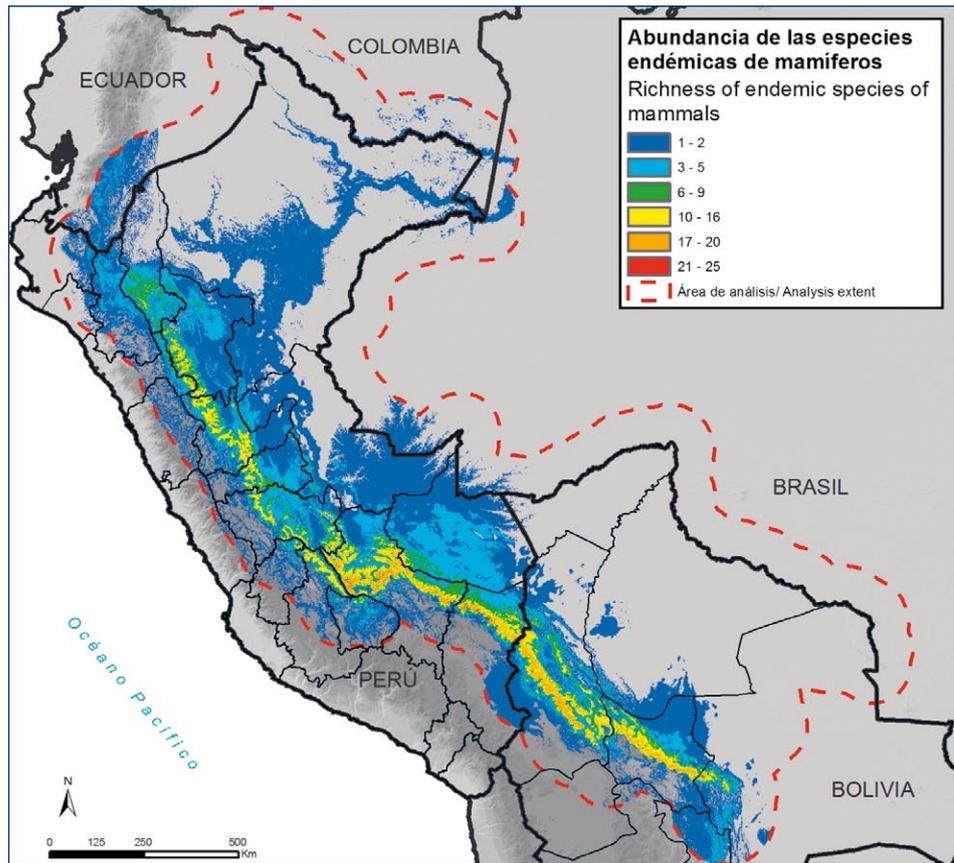


Figura 26. Abundancia de especies endémicas de mamíferos.

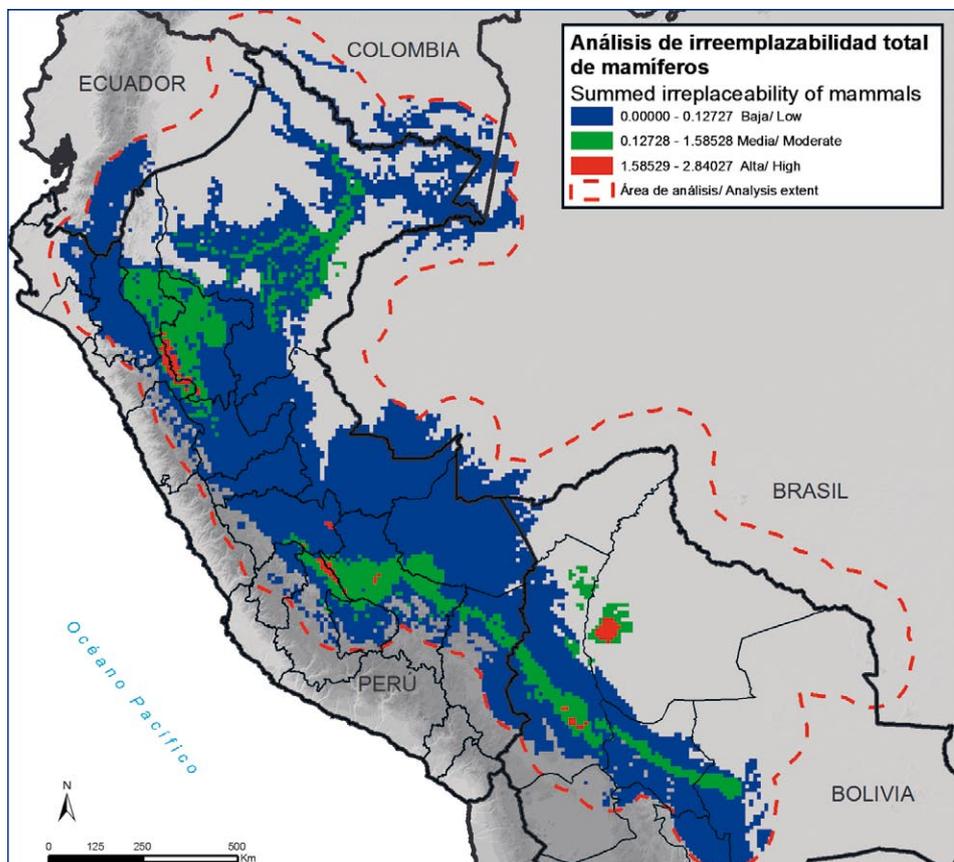


Figura 27. Irremplazabilidad total (*Summed irreplaceability*) de mamíferos endémicos.

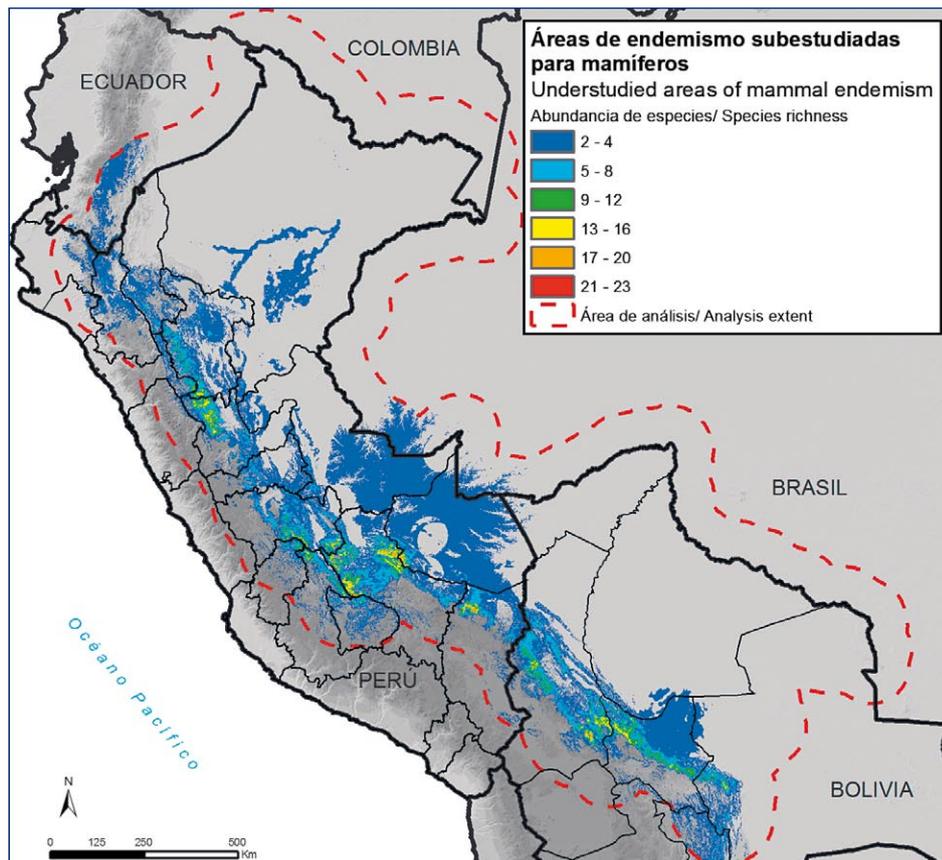


Figura 28. Áreas subestudiadas de endemismo de mamíferos.

Discusión

Como las otras entidades taxonómicas de animales y plantas en el área de estudio, el endemismo de los mamíferos es, mayormente, un fenómeno de las elevaciones medias a altas en la vertiente oriental de los Andes (Pacheco 2002). Las concentraciones más altas de especies endémicas están en una banda estrecha justo por debajo de la línea de bosque en los bosques de Yungas, en un patrón también reportado para las aves de los Andes (Graves 1988). Un patrón digno de atención es la falta general de áreas aisladas con altos niveles de endemismo. En cambio, encontramos una densidad uniformemente alta de especies endémicas todo a lo largo desde Cusco a Cochabamba. Esta observación fue el resultado de muchas especies con distribuciones que se esparcieron en porciones significativas de esta área y a la falta de especies microendémicas. En consecuencia, el tamaño promedio de los rangos de distribución fue más grande para los mamíferos que para otros grupos taxonómicos (Tabla 3). Sin embargo, la descripción de *Marmosops creightoni* (Voss *et al.* 2004) y el descubrimiento de varias entidades taxonómicas no descritas del *Thomasomys* (Pacheco 2003) resaltan la posibilidad de que algunas de las especies tratadas aquí represente complejos de especies. El patrón de tamaños de rangos de distribución que observamos podría cambiar cuando los complejos de especies reciban la revisión sistemática apropiada. El

análisis de irremplazabilidad total destacó áreas que tienen muchas especies endémicas en el área de estudio, pero también microendémicas como las *Cuscomys ashaninka*, *Mimom koepckeae*, y *Thomasomys macrotis* que contribuyeron enormemente a la ponderación.

Unas pocas especies endémicas se localizan en las tierras bajas, pero en densidades que están en un orden de magnitud más bajo que en las elevaciones más altas (Figura 26), como se observó previamente (Pacheco 2002). Esta observación concuerda con los patrones observados para otras entidades taxonómicas con respecto a que las especies de las tierras bajas del Amazonas tienden a estar distribuidas más ampliamente que las especies montañas (Stotz *et al.* 1996, Duellman 1999). Los próximos trabajos de campo que se realicen en las tierras bajas podrán reducir aún más las densidades de especies endémicas demostrando que algunas especies que hoy consideramos endémicas están, en realidad, ampliamente distribuidas.

A través de los 13 grados de latitud cubiertos en este estudio, hallamos una mayor abundancia de especies endémicas de mamíferos en el sur que en el norte (Figura 26). Aunque no incluimos especies ampliamente distribuidas, los resultados de nuestro muestreo no correspondieron con los patrones

generales de disminución de la diversidad con la mayor distancia del ecuador (Pagel *et al.* 1991). Nuestros resultados tampoco concordaron con las predicciones de Hershkovitz (1972) acerca de la disminución de la diversidad de los mamíferos de los Andes hacia el sur del ecuador. La Regla de Rappaport, que establece que los tamaños de los rangos de distribución aumentan con el aumento de la distancia con respecto al ecuador, ha sido invocada para explicar los gradientes latitudinales en la diversidad (Rappaport 1982, Stephens 1989). Nuestro hallazgo de una mayor diversidad de especies endémicas (con rangos de distribución relativamente pequeños) en los dos tercios de la zona sur de nuestra área de estudio no sustentan esta regla. La hipótesis de Reig (1986) acerca de la diversificación de los roedores akodontinos puede ayudar a explicar por qué nuestros resultados contradicen estas reglas prácticas de biogeografía. Las especies que componen los picos de endemismo de Cusco a Cochabamba están dominadas por akodontinos. Reig predijo que deberíamos registrar más de estas especies en Bolivia y en el sur de Perú que en el norte de Perú, y ese es precisamente el patrón que encontramos. Por lo tanto nuestros resultados sustentan más un modelo de origen centralizado que un modelo de diversificación de las especies en función de un gradiente latitudinal.

La uniformidad relativa y la gran extensión de las áreas de picos de endemismo sugieren que los resultados no están fuertemente influenciados por una recolección sesgada. Aunque una de las dos grandes concentraciones de especies endémicas está en el área bien conocida de Cusco (incluida la Reserva de la Biosfera de Manu, Solari *et al.* 2006), la otra área del noroeste de Puno está muy poco estudiada –nuestra base de datos registra solo dos registros de *Akodon aerosus* en ese lugar. Además, no hay otros picos evidentes en las cercanías de ciudades en toda nuestra área de estudio. Los inventarios de las cinco localidades identificadas como áreas de endemismo subestudiadas serán útiles para determinar si los patrones de áreas de endemismo descritos aquí se mantienen o si se descubren cantidades sustanciales de especies microendémicas.

VIII. Aves

Por Irma Franke, Pilar A. Hernandez, Sebastian K. Herzog, Lily Paniagua, Aldo Soto, Carolina Tovar, Thomas Valqui, y Bruce E. Young

Introducción

Debido a sus hábitos fundamentalmente diurnos, a lo fácil que es identificarlas, y tal vez a su atracción estética, las aves han recibido una enorme atención por parte de los taxónomos y los biogeógrafos. Los descubrimientos regulares de nuevas especies continúan sorprendiendo a los ornitólogos (p. ej.: Valqui y Fjeldså 1999, O'Neill *et al.* 2000), pero el ritmo de descripción de las nuevas especies está muy lejos del de otros grupos simplemente porque hay mucho menos especies de aves por encontrar. Los investigadores de campo hoy se concentran más en proporcionar información detallada acerca de la ecología y la distribución que acerca de la taxonomía. En consecuencia sabemos más acerca de los patrones de distribución de las aves que virtualmente acerca de cualquier otra clase de organismo.

Los biogeógrafos han estado analizando la avifauna de América del Sur durante un buen tiempo (p. ej.: Hellmayr 1912, Mayr 1964). Las aves, en particular, han sido utilizadas para respaldar la hipótesis de que los cambios de clima en el pasado llevaron a los refugios del Pleistoceno donde las aves de los bosques húmedos se volvieron restringidas en los períodos secos, y luego se diversificaron y dispersaron a medida que el clima se volvió húmedo (Haffer 1969). Un primer intento amplio de mapear áreas de endemismo en América del Sur apareció a mediados de los años 80 (Cracraft 1985), precisamente después de un estudio de las aves de distribución restringida en los Andes de Colombia y Ecuador (Terborgh y Winter 1983). Cracraft (1985) definió las áreas de endemismo como lugares donde la distribución de las especies son congruentes, e identificó 33 áreas de este tipo en América del Sur. Definió el Centro Andino Peruano como una región que corre a lo largo de los Andes en Perú y dentro del norte de Bolivia. El área está separada del Centro Andino del Norte por la Depresión de Huancabamba en el valle seco del río Marañón en el norte de Perú, y en el sur, por los valles secos que están entre las ciudades bolivianas de Sucre y Cochabamba. El Centro Andino Peruano incluye toda la porción superior de nuestro actual estudio. En la época en la que escribió Cracraft, la información acerca de las distribuciones era muy fragmentaria para describir divisiones a escala fina, salvo para mostrar que el río Apurímac, en Perú, divide la fauna de los Andes orientales. Unos pocos años más tarde, Ridgely y Tudor (1989) también mapearon áreas de endemismo de aves de América del Sur y describieron un centro Andino Peruano esencialmente con la misma circunscripción que identificó Cracraft (1985).

Un intento posterior definió las “áreas de aves endémicas” como los lugares que comprenden los rangos de distribución completos de al menos dos especies con distribuciones restringidas, definidas estas últimas como las que tienen menos de 50.000 km² (Stattersfield *et al.* 1998). Las áreas endémicas resultantes están delineadas en una escala más fina que la de análisis previos. Nuestra área de estudio incluye cinco de estas áreas de aves endémicas: los bosques de las cimas de los Andes; las cordilleras peruanas del noreste; los piedemontes de los Andes peruanos del este; las Yungas más bajas de Perú y Bolivia; las Yungas peruanas altas, y partes de otras seis áreas. Stattersfield *et al.* (1998) recopilaron registros de aves de distribución restringida a partir de la literatura y de una red de trabajadores de campo, y luego utilizaron la extensión de hábitat relevantes o de rasgos geográficos tales como contornos de elevación, ríos, o líneas costeras para desarrollar mapas de distribución para cada especie.

Fjeldså y sus colegas (1999, 2005) tomaron una perspectiva diferente para mapear la distribución de las aves de los Andes. Utilizando los datos publicados y los resultados de un trabajo de campo de gran alcance, construyeron una base de datos en la que registraron la presencia de cada una de las especies en cada una de las celdas de una cuadrícula de un cuarto de grado, ubicada sobre los Andes. Marcar la cantidad de especies en cada celda proporciona una imagen de la abundancia ya sea de todas las especies o de las especies que tienen las distribuciones más pequeñas, definidas estas como las que están en el cuartil más bajo de los tamaños de distribución jerarquizados. Este método permite una visión a escala más fina de la ubicación de concentraciones de las especies que tienen las distribuciones más pequeñas. Fjeldså *et al.* (1999, 2005) hallaron las densidades más altas de especies de distribución restringida cerca del río Marañón en el norte del Perú, en la vertiente oriental de la cordillera en Huanuco en el centro del Perú, en la región de Cusco y a lo largo de los Andes cerca de La Paz.

La perspectiva de los modelos de distribución que nosotros hemos tomado, proporciona mapas más detallados que los disponibles anteriormente que, a su vez, permiten un análisis más detallado de las localidades de las áreas de endemismo. La escala de los resultados, por lo tanto, es más útil para la planificación regional de la conservación que los análisis a escala continental anteriores. En vez de resaltar grandes áreas

que cubren miles de kilómetros cuadrados que necesitan protección, podemos determinar lugares específicos como alternativas para establecer áreas protegidas a nivel nacional o departamental. También podemos comparar nuestros resultados con los de Stattersfield *et al.* (1998) y con los de Fjeldsá *et al.* (1999, 2005) para determinar si los análisis previos cubrieron completamente todas las áreas con altos niveles de endemismo.

Métodos

Selección de las especies. Seguimos los lineamientos descritos con anterioridad en el capítulo III: Área de estudio, para elegir las 115 especies de aves consideradas en este estudio (la lista completa de las especies está en el Apéndice 2). Eliminamos varias especies candidatas, incluidas *Aglaeactis aliciae*, *Cranioleuca albicapilla*, *Asthenes ottonis*, *Grallaria andicolus*, y *Incaspiza laeta*, que se localizan cerca de los límites del área de estudio, pero están restringidas ya sea a hábitat de bosques secos o a pastizales que están en gran parte fuera del área de estudio. Para la nomenclatura y la designación del estatus de las especies, seguimos las recomendaciones del Comité de Clasificación para América del Sur de la American Ornithologists' Union (Remsen *et al.* 2006). La única excepción es *Hemispingus auricularis*, a la que consideramos diferente de *Hemispingus atropileus* siguiendo la recomendación de García-Moreno *et al.* (2001).

Compilación de los registros de localización. Solicitamos información acerca de la localización de los especímenes para las especies objeto de los museos locales de historia natural más importantes, así como de los museos de América del Norte que poseen colecciones importantes de especímenes de América del Sur (ver la lista de contribuyentes en el Apéndice 1). Georreferenciamos todas las localidades en los casos en los que las etiquetas de los especímenes no incluían coordenadas geográficas utilizando las fuentes descritas en el capítulo V: Plantas vasculares. Complementamos este conjunto de datos con información adicional extraída de la bibliografía consultada en *Zoological Record* en cuanto a las especies objeto y sus sinónimos. Además, trabajamos sobre los registros de los reportes del *Rapid Assessment Program* (RAP), del Conservation International; el *Rapid Biological Inventory* (RBI), del Field Museum; y del programa *Monitoring and Assessment of Biodiversity* de la Smithsonian Institution (SI/MAB). Dado que la mayoría de las especies de aves pueden ser identificadas por observadores experimentados a simple vista o por los sonidos que emiten, incluimos registros de observaciones compilados por la Asociación Armonía (BirdLife International en Bolivia) y observaciones extensamente representativas realizadas en Bolivia por S. K. Herzog y A. B. Hennessey. Durante el proceso de revisión agregamos registros inéditos adicionales proporcionados por M. Anciães, J. Fjeldsá, D. F. Lane, J. P. O'Neil y T. Valqui. Para asegurar la precisión de las coordenadas asignadas a cada localidad, dos ornitólogos con

amplia experiencia en Perú (D. F. Lane y J. P. O'Neil) revisaron los mapas que presentaban las localidades para cada una de las especies que existen en ese país. El personal de la Asociación Armonía realizó la misma tarea con los datos de Bolivia.

Realización de los modelos y revisiones. Corrimos los modelos Maxent utilizando los datos de las localidades revisados para todas las especies que tenían al menos dos localidades claramente distinguibles. Tres revisores familiarizados con el área de estudio y con las especies evaluaron los resultados (ver la lista de los especialistas consultados en el Apéndice 3). Estos revisores determinaron si alguno de los modelos Maxent produjo resultados razonables, y en esos casos, identificaron el modelo y el umbral que produjo el mapa más razonable para las especies de acuerdo con nuestro conocimiento actual de las distribuciones y de los hábitats. Los revisores también identificaron las áreas predichas en las que se sabe que las especies no existen.

Para la mayoría de los casos en los que Maxent produjo resultados inutilizables, usamos modelos deductivos, en función de rangos de altitud, para describir las distribuciones. En dos casos, volvimos a correr Maxent con una cantidad reducida de variables ambientales para mejorar la predicción. Solo tres de las especies, el barbudo de pecho escarlata (*Capito wallacei*), el tapaculo de Vilcabamba (*Scytalopus urubambae*) y la tangara del sira (*Tangara phillipsi*), son conocidas en una sola localidad. Hicimos un modelo de sus distribuciones utilizando el rango de elevación en el que han sido registradas.

Resultados

Modelos de distribución. Compilamos un total de 2.436 registros de localidades únicas para las 115 especies de aves endémicas (Figura 29, Tabla 3). La cantidad de localidades fue de una (para *Capito wallacei*) a 94 (*Atlapetes rufinucha*), y el promedio fue de 21,2. Treinta y siete especies (32% del total) tuvieron al menos 25 localidades únicas y 76 especies (66%) tuvieron al menos 10 localidades únicas. Los revisores eligieron los modelos de Maxent para 99 especies (86%), modelos híbridos para seis especies (5%) y modelos deductivos para diez especies (9%). Los revisores prefirieron, con más frecuencia, los resultados de Maxent obtenidos utilizando el modelo 4 (incorporando datos MODIS generalizados en 5 km) (74 ó 70%), luego el modelo 3 (datos MODIS generalizados 2 km) para el 17% de las especies cuyos modelos fueron realizados deductivamente. Los demás modelos, ya sea no utilizar los datos MODIS o utilizar los datos MODIS sin generalizar, fueron elegidos solo para el 10% de estas especies. El tamaño de las distribuciones en los mapas de distribución resultantes varió de 78 km² (*Scytalopus urubambae*) a 309.168 km² (*Grallaria eludens*), con un promedio de 33.544 km².

No hubo una marca taxonómica obvia en los resultados. Entre las familias con varias especies objeto, hubo ejemplos

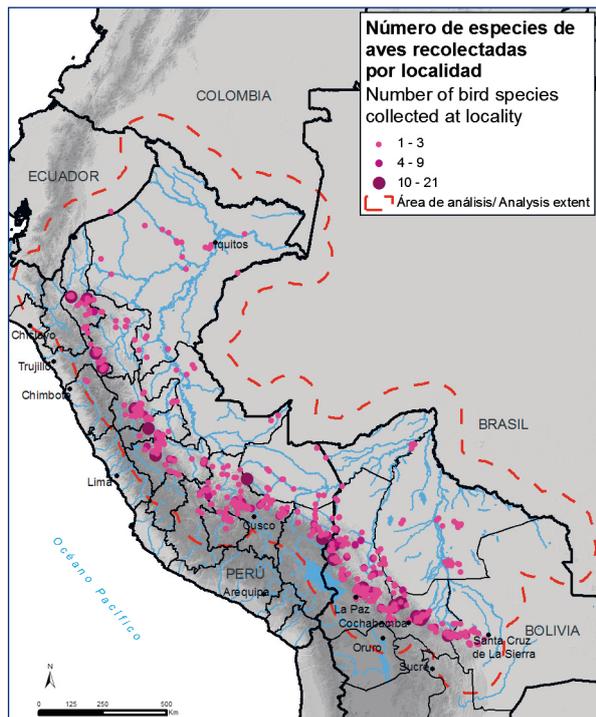


Figura 29. Distribución de las localidades de recolección de aves en el área de estudio.

en cada una de ellas de especies de distribuciones amplias y de distribuciones acotadas. Por ejemplo, las tangeras (*Thraupidae*) incluyen tanto especies endémicas ampliamente distribuidas (*Conirostrum ferrugineiventre*, 82.401 km²) como especies endémicas de distribución acotada (*Tangara meyerdesschauenseei*, 2.734 km²). El mismo patrón se sostiene para otras familias con al menos cinco especies objeto, incluidas los picafloros (*Trochilidae*), los furnáridos (*Furnariidae*), las grallarias (*Formicariidae*), los hormigueros (*Thamnophilidae*), los tapaculos (*Rhinocryptidae*), los tiránidos (*Tyrannidae*) y los gorriónes (*Emberizidae*).

Abundancia de las especies endémicas. La superposición de las distribuciones de todas las especies consideradas en este estudio revela tres áreas mayores y tres menores, con concentraciones de especies de aves endémicas (Figura 30).

• **Áreas Mayores (con 31-38 especies por cada celda de la cuadrícula de 1 km²)**

1. Cusco Central. La región se extiende desde la orilla derecha del este del río Apurímac hasta las Yungas del Refugio Nacional Megantoni y del Parque Nacional Manu, incluidas las cordilleras suroccidentales de Vilcabamba, Machu Picchu y los valles de Ocobamba, Yanatile y Mapacho-Yavero.

2. Cordillera de Apolobamba. La porción de la vertiente oriental de los Andes en Bolivia, justo al sur del límite peruano en el Parque Nacional Madidi.

3. Cordillera de Copacata-Tiraque. Una sección de los Andes cerca de la ciudad de Cochabamba.

4. Sur de Huánuco. La porción de la vertiente oriental de los Andes peruanos en la mitad sur del departamento de Huánuco incluida el área de la cordillera de Carpish, a lo largo de la ruta a Tingo María y que se extiende hacia el sur hasta el rincón noroeste del Parque Nacional Yanachaga-Chemillén en el departamento de Pasco.

• **Áreas menores (con 25-30 especies por cada celda de la cuadrícula de 1 km²)**

1. Cordillera de La Paz. También conocida como cordillera Real, cerca de la ciudad capital de Bolivia, La Paz.

2. Cordillera de Tres Cruces. Cerca del límite departamental entre La Paz y Cochabamba.

Estas seis regiones cubren un total de 24.788 km². Todas se localizan a lo largo del límite de altura del área de estudio en la vertiente oriental de los Andes, a una altura promedio de 2.540 m. Muy pocas especies endémicas, en general menos de cinco, se localizan en otros lugares dentro del área de estudio por debajo de los 1.500 m de elevación.

Irreemplazabilidad total (Summed Irreplaceability). La irreemplazabilidad total, ponderada para darle mayor énfasis a las especies con distribuciones más pequeñas, destaca la cordillera de Colán y el Alto Mayo, dos áreas de tierras altas que representan la extensión más al norte de los Andes del este en Perú antes de la precipitada vertiente descendente hacia el valle del río Marañón (Figura 31). Este es el único lugar donde se localiza la lechucita bigotuda (*Xenoglaux loweryi*) que está en peligro.

Abundancia de las especies de distribución restringida. Los picos de endemismo exhibidos por las 103 especies de aves con distribuciones restringidas fueron virtualmente idénticos a los mostrados por el conjunto completo de especies endémicas mostradas en la Figura 30.

Áreas de endemismo subestudiadas. El mapa que muestra las áreas en las que se predijo que se localizarían especies endémicas de aves, pero que no han sido registradas dentro de los 50 km, identifica una larga sección de los Andes desde el centro del departamento de Huánuco, Perú, hasta el sur de la frontera boliviana (Figura 32). Bolivia parece estar mejor estudiada y solo tiene regiones aisladas donde se predijo que existen especies que aún no han sido registradas. Las áreas subestudiadas más importantes son:

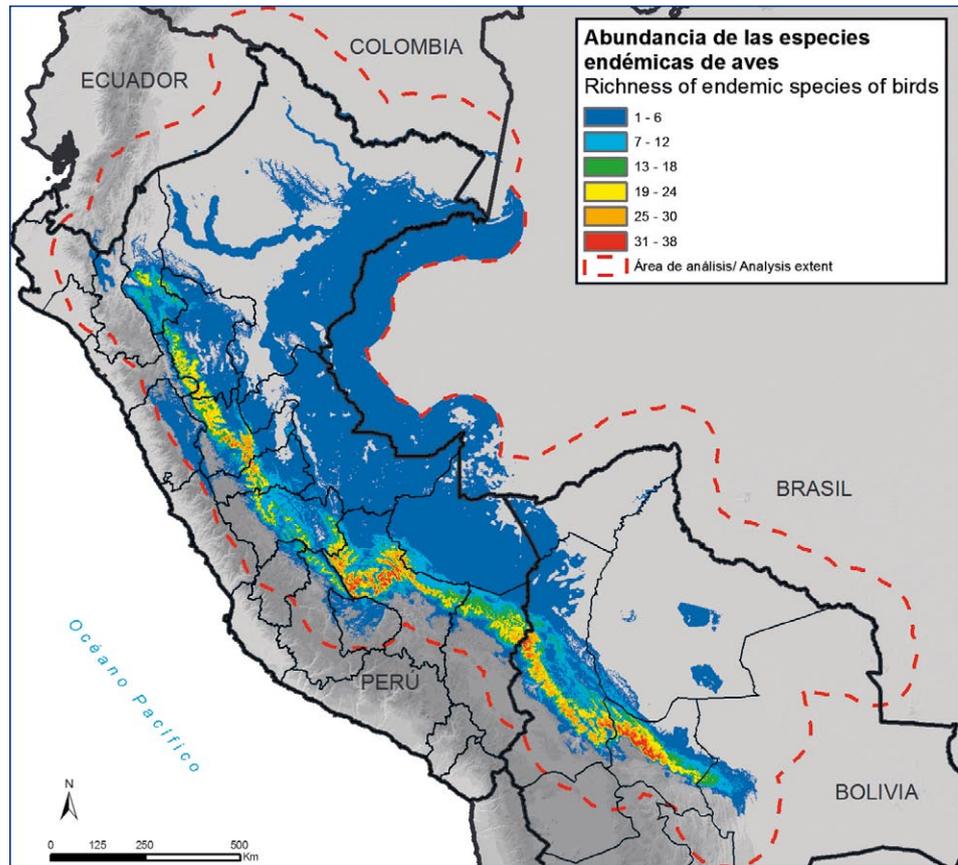


Figura 30. Abundancia de las especies endémicas de aves.

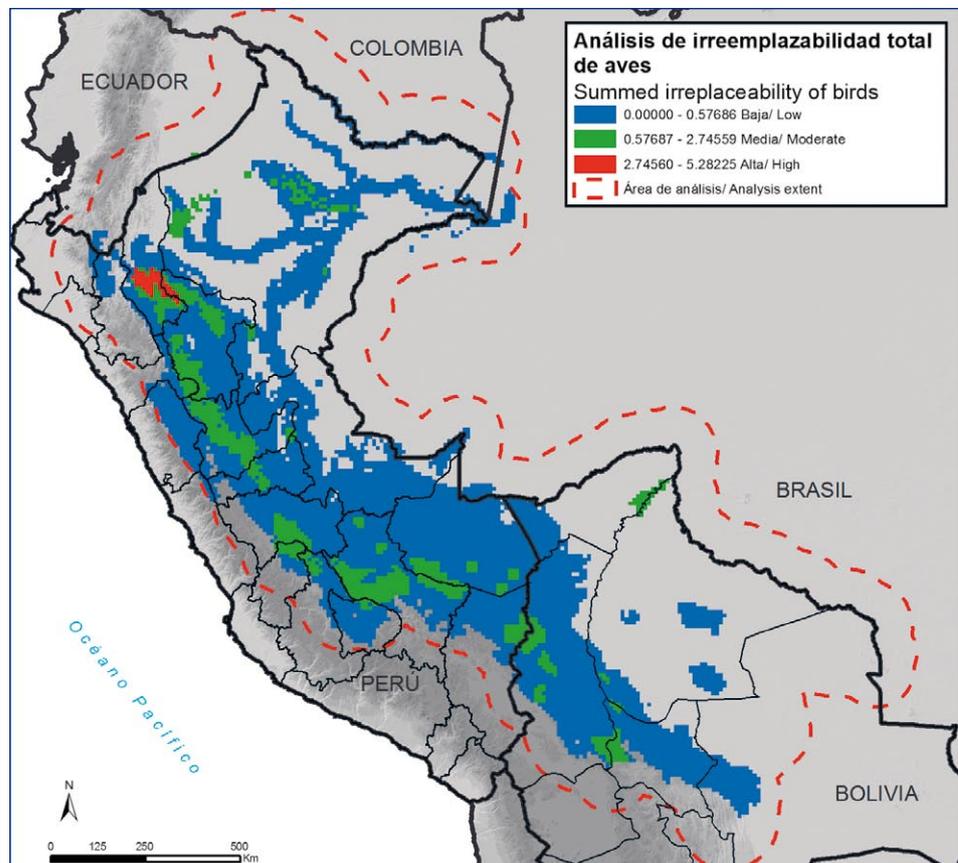


Figura 31. Irremplazabilidad total (*Summed irreplaceability*) de las especies de aves.

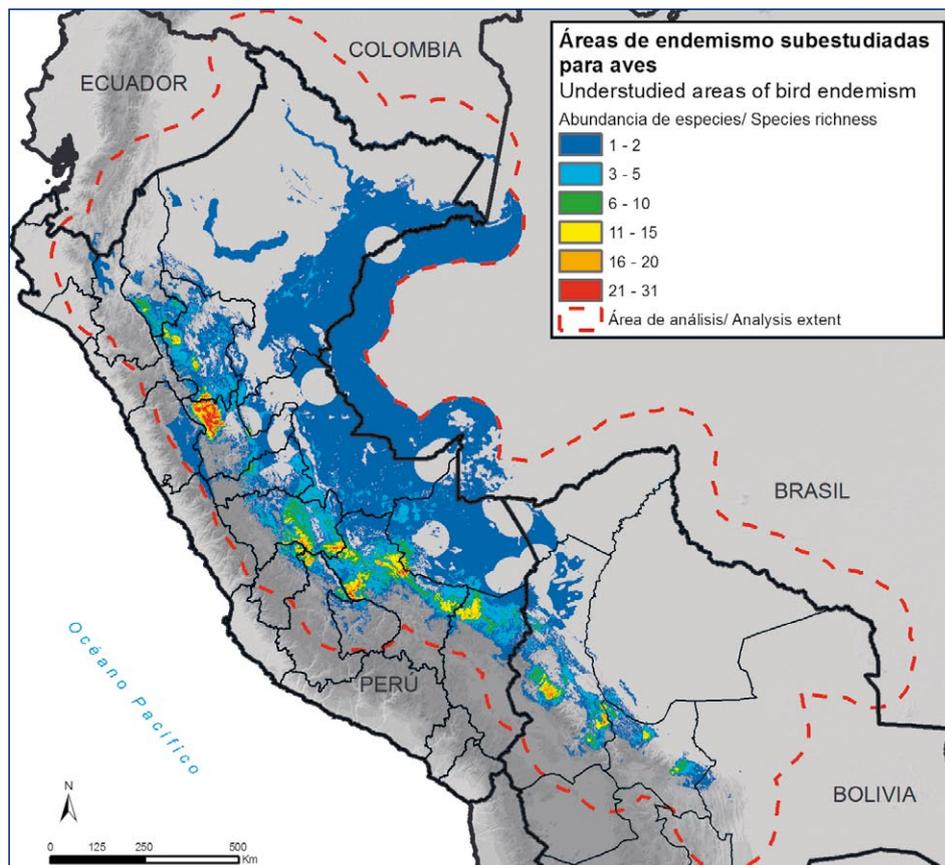


Figura 32. Áreas subestudiadas de especies endémicas de aves.

1. El noroeste de Huánuco. En las laderas más bajas de la cordillera del Turco, en los valles de los ríos Chontayacu y Huánuco.
2. El valle de los ríos San Fernando-Mantaro. Un área remota de los departamentos de Junín y del norte de Ayacucho a lo largo de la última sección del río Mantaro antes de que desemboque en el río Apurímac.
3. El lado este del río Ene. Un área ladera arriba del pueblo de Quempiri, el este del río Ene en el sur del departamento de Junín, que comprende la porción norte de la cordillera de Vilcabamba y partes de la Reserva Comunal Asháninka y el Parque Nacional Otishi.
4. La cordillera Occidental de Vilcabamba. El área entre el río Apurímac y el cerro Pumasillo, al este de Machu Picchu en el departamento de Cusco.
5. La cordillera de Paucartambo. El área a lo largo de ambos lados de la cordillera, que forma el límite entre los departamentos de Cusco y Madre de Dios, e incluye el límite occidental del Parque Nacional Manu.
6. Los piedemontes por sobre el río Inambari. Desde los valles de San Gabán hasta el río Pararani, al noroeste del departamento de Puno.

7. Los ríos Mapiri-Tupuni. Los tributarios superiores, incluidas las partes bajas del río Consata y los ríos Mapiri y Tipuani, en el departamento de La Paz.

8. Las cordilleras al oeste de las Yungas de Cochabamba. La parte oriental del departamento de La Paz cerca del límite con Cochabamba.

Discusión

La mayoría de las especies endémicas en el área de estudio tenían características que permitieron la realización exitosa de modelos inductivos de distribución. Maxent produjo resultados favorables para el 91% de las especies estudiadas. El adecuado muestreo de localidades disponibles para la mayoría de las especies y el hecho de que la mayoría de las aves objeto tienden a distribuirse en bandas de altura puede haber contribuido a estos resultados. Los métodos inductivos de PDM tienden a funcionar mejor para las especies especialistas que para las generalistas (Elith *et al.* 2006), lo cual puede explicar porque los modelos funcionaron tan bien para nuestras especies endémicas focales, la mayoría de las cuales son especialistas.

Nuestra experiencia con la lechuza del bosque nublado (*Megascops marshalli*) demuestra el poder de los modelos de distribución de las especies para predecir las localidades.

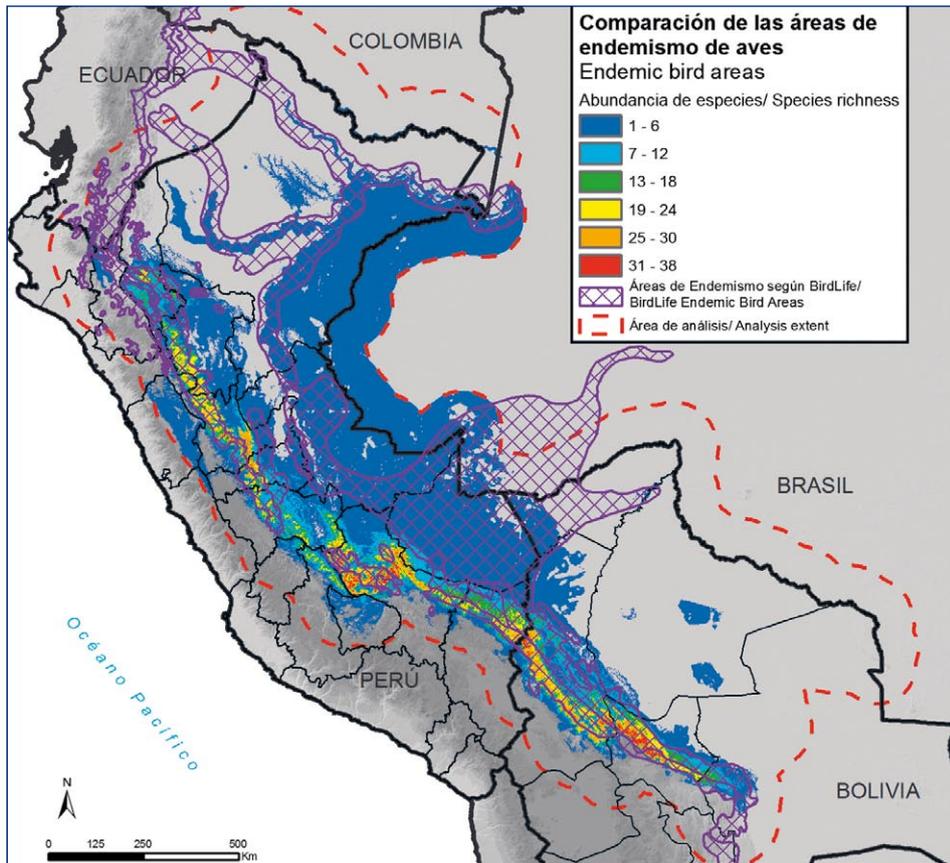


Figura 33. Áreas de aves endémicas (Stattersfield *et al.* 1998) superpuestas a la Figura 30.

Cuando comenzamos este estudio, esta especie era conocida en tres localidades en Pasco y el norte de Cusco, Perú. Utilizando estos puntos el modelo de Maxent predijo que la especie se localizaría en las vecindades de las localidades conocidas pero también en localidades dispersas en los Andes bolivianos al norte de los departamentos de La Paz y Cochabamba. Luego nos enteramos de grabaciones realizadas y de un espécimen de esta especie en tres áreas en Bolivia (S. K. Herzog, datos inéditos), precisamente donde Maxent predijo que se localizarían.

Especies escasas de tierras bajas tales como el cacique de Koepcke (*Cacicus koepckeeae*) fueron especialmente difíciles para modelar con las capas de datos ambientales disponibles. Esta especie es conocida solo en seis localidades dispersas y puede que se restrinja a tipos de microhábitat tales como cañaverales que no están reflejados en los datos de vegetación percibidos remotamente por MODIS. La paraba barba azul (*Ara glaucogularis*) fue otra especie de tierras bajas que fue difícil de modelar. El modelo de Maxent mostró una distribución mucho más amplia de la que se conoce en la actualidad sobre esta especie en peligro crítico y que está sometida a un intenso monitoreo. El área predicha fuera de la conocida, puede indicar potenciales hábitats para la especie, pero la persecución para el mercado de mascotas y otras amenazas pueden haber eliminado a esta especie de estas áreas. Alternativamente, las palmeras (*Attalea*

phalerata, *Acrocomia totai*, y *Scheelia princeps*) que producen frutos importantes para la dieta de esta ave (Juniper y Parr 1998), pueden ser escasas o no existir en las áreas señaladas. Por alguna de estas razones, o por ambas, los modelos producidos para las especies de tierras bajas con los métodos empleados aquí exigieron recortes cuidadosos por parte de los ornitólogos familiarizados con las especies para eliminar las áreas de predicción que se excedían de las conocidas.

Los mapas de áreas endémicas para las aves, probablemente, están menos sesgados que los de las otras entidades taxonómicas incluidas en este estudio. Obtuvimos muestras de tamaño suficiente para la mayoría de las especies y el tamaño promedio de las distribuciones fue más grande que el de muchos grupos de plantas y anfibios, lo que sugiere que los modelos presentaron la mayor parte de las distribuciones reales de las especies. Las aves no presentan los patrones de microendemismo observados en otros grupos taxonómicos. Por lo tanto, hay menos posibilidades de que los datos muestren grandes concentraciones de especies endémicas cerca de los puntos de acceso para los recolectores y menos especies en otras partes. No obstante, dos de las áreas más grandes de endemismo se localizan cerca de las regiones accesibles de Cusco y Cochabamba. El estudio intenso en las cordilleras de estas áreas puede llevar a una inclinación a registrar más especies endémicas que en otras partes. Contrariamente, la

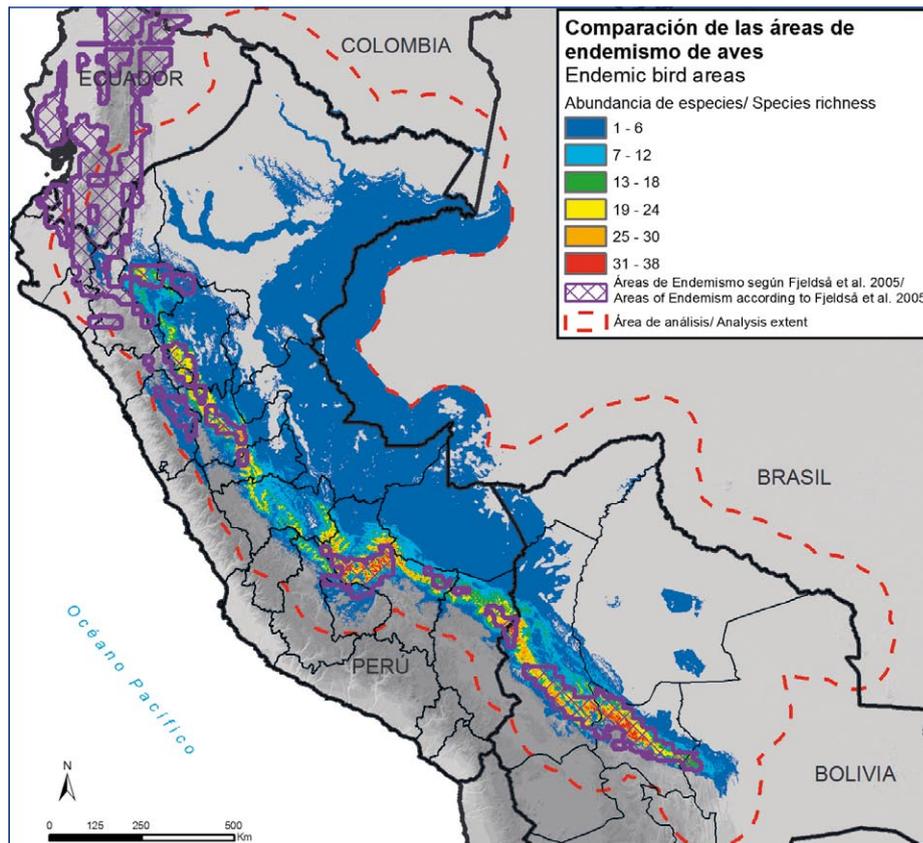


Figura 34. Áreas de aves endémicas (Fjeldsá *et al.* 2005) superpuesta a la Figura 30.

otra gran área de endemismo de aves se localiza en el norte de Bolivia, en un área que en este momento es objeto de investigaciones sobre las aves. La falta de información acerca de localidades en estas áreas comparadas con otras sugiere que los modelos de distribución funcionan como se espera que lo hagan: sirviendo como documentos para estimular más esfuerzos intensos de investigación.

El análisis de Stattersfield *et al.* (1998) acerca de las áreas de aves endémicas mostró que la mayoría de la porción superior del área de estudio se localiza en un área de aves endémicas (Figura 33). Entonces, en un sentido amplio, nuestros resultados, producidos por un proceso mucho más detallado para identificar las distribuciones de las especies avalan las conclusiones del informe de Stattersfield *et al.* (1998). Debido a la resolución fina de los resultados que presentamos, podemos sugerir las partes de un área de endemismo de aves en particular que alberga la mayor cantidad de especies endémicas. Por ejemplo, la porción del área de Yungas bajas de Bolivia y Perú tiene mucho más especies endémicas en Cochabamba que en La Paz (Figura 30). Una de las áreas endémicas más grandes que identificamos, la región central de Cusco, no está completamente cubierta por áreas de aves endémicas designadas. Nuestros resultados predicen que la cordillera occidental de Vilcabamba, entre el río Apurímac y cerro Pumasillo, forma parte de las distribuciones de muchas

especies endémicas y por lo tanto es una candidata importante para la protección. Esta región ha recibido poca atención por parte de los ornitólogos, tal como lo muestra la Figura 32, lo cual sugiere que puede haber sido pasada por alto con anterioridad. De manera similar, la región a lo largo del río Mapacho-Yavero, al este de Cusco, tampoco fue incluida en un área endémica de aves, pero se predijo que tiene una cantidad sustancial de especies endémicas (Figura 30). Nuevamente, esta es una área pobremente explorada (Figura 32) y por lo tanto puede haber sido ignorada en el pasado.

Stattersfield *et al.* (1998) informaron dos áreas de aves endémicas en tierras bajas dentro del área de estudio, las tierras bajas del alto Amazonas-Napo y las tierras bajas del sureste peruano. Ninguna de estas dos áreas es destacada en nuestro estudio porque los sitios de mayores elevaciones tienen muchas más especies endémicas. Además, las dos áreas de aves endémicas de tierras bajas incluyen especies que van desde el Ecuador amazónico, a Colombia y Brasil, y no son tratadas aquí.

Nuestros resultados en general están de acuerdo con los patrones de abundancia de especies endémicas descritos por Fjeldsá *et al.* (2005). Las áreas de endemismo más grandes descritas en los dos análisis coinciden (Figura 34). Las diferencias son de énfasis. Fjeldsá *et al.* (2005) destaca más la región de La

Paz y menos la de la cordillera de Apolobamba en su estudio. En la región de Cusco, los resultados de Fjeldså *et al.* (2005) son similares a los de las áreas de aves endémicas, y muestran la mayor abundancia de especies endémicas en el centro de Cusco, cerca de Machu Picchu. Otros resultados sugieren que ambas regiones al este y al oeste de ese lugar pueden tener casi la misma cantidad de estas especies. Las diferencias se deben probablemente a nuestro uso de las predicciones de distribuciones en un intento de controlar las recolecciones sesgadas que existieron en lugares tales como las regiones de Machu Picchu y La Paz.

Nuestras predicciones acerca de estas áreas de endemismo, previamente poco reconocidas, son valiosas para la práctica de la conservación. Los espacios abiertos alrededor de las ciudades tienden a ser más valiosos debido a su potencial de desarrollo. Crear áreas protegidas en estos lugares con frecuencia es complicado debido a los muchos intereses económicos que compiten entre sí. Al identificar las áreas alejadas que tienen un valor similar para la biodiversidad, los conservacionistas pueden situar las áreas protegidas en esos sitios lo cual daría como resultado costos más bajos y menos conflictos.

IX. Síntesis

Por Pilar A. Hernandez y Bruce E. Young

Hasta aquí, este informe ha detallado nuestros hallazgos con respecto a cada uno de los 15 grupos de plantas y tres grupos de vertebrados que abordamos. Los conservacionistas interesados en preservar biotas completas necesitan información sobre la distribución de todos los elementos de la biodiversidad antes de tomar medidas efectivas acerca de dónde concentrar los esfuerzos para la protección. Aunque ningún estudio puede abordar de modo realista todos los niveles de la biodiversidad, aquí combinamos resultados de los grupos objeto para proporcionar una descripción amplia de la eficacia de hacer modelos, de la congruencia de las áreas de endemismo para los diferentes grupos y de las perspectivas para la conservación.

Utilización de los modelos de distribución

Como se demostró en nuestro estudio piloto (Hernandez *et al.*, manuscrito inédito), Maxent resultó ser un algoritmo inductivo para hacer modelos extraordinariamente flexible en una variedad de contextos para especies tan diferentes como las plantas herbáceas y el ciervo montano. Nuestros resultados están avalados por un total de 525 modelos inductivos hechos para 782 especies de plantas y animales. Teniendo en cuenta solo las especies conocidas, en al menos dos localidades singulares, Maxent proporcionó modelos útiles para el 89% de las 587 especies en esta categoría.

Maxent funcionó mejor para las aves y los mamíferos, no tan bien para los anfibios y tuvo un funcionamiento promedio para las plantas (Tabla 3). Seguramente no es casual que los grupos con las muestras más grandes de localidades, las aves y los mamíferos, fueron los grupos con el mejor desempeño. Incluso para los anfibios, Maxent funcionó para tres cuartos de las especies con múltiples localidades. Muchas especies de anfibios dependen de cuerpos de agua pequeños para sus ciclos anuales o para parte de ellos. Estos rasgos geográficos se localizan en la mayoría de los paisajes en escalas que son demasiado pequeñas para registrarlas entre los datos ambientales disponibles para hacer modelos en la actualidad. Además, las divisorias de aguas pueden representar barreras importantes para la dispersión de algunas especies de anfibios. Imposibilitados de reflejar estos rasgos en las capas de datos ambientales, ningún procedimiento inductivo para hacer modelos puede ser más exitoso para predecir distribuciones. Tal como se mencionó previamente, nuestro conocimiento acerca de la taxonomía y la sistemática de los anfibios en

América del Sur es aún incompleto. La confusión acerca del estatus taxonómico de los especímenes de las colecciones puede dificultar aún más los esfuerzos por hacer modelos.

Un logro destacable de Maxent es que pudo hacer modelos de las distribuciones de las especies con muy pocas localidades aisladas. Con anterioridad, Maxent había sido probado exitosamente con muestras de solo cinco localidades (Hernandez *et al.* 2006). Aquí mostramos que vale la pena intentar hacer modelos con Maxent para las especies que tienen incluso dos localidades, al menos en las condiciones de los Andes orientales con sus extraordinarias diferencias locales en cuanto a la altura y al clima. Nuestra muestra incluyó 90 especies conocidas en dos localidades. Los revisores especialistas estuvieron de acuerdo en que el modelo de Maxent fue útil para el 67% de las especies. Trabajar con muestras tan pequeñas claramente exige la colaboración cercana de especialistas muy bien preparados. Los resultados son valiosos para predecir los lugares que los especialistas pueden visitar para registrar las especies escasas y poco conocidas.

Congruencia de las áreas de endemismo

Pudimos identificar áreas de endemismo de anfibios, mamíferos y aves, así como de trece de los quince grupos focales de plantas. En ninguna parte Anacardiaceae y Cyatheaaceae tienen más de dos especies endémicas que coexistan, por lo tanto no incluimos a estas familias en esta síntesis acerca de las áreas de endemismo. ¿Cuánto se superponen las áreas de endemismo identificadas en este estudio si consideramos todos los grupos? La Tabla 4 sintetiza las doce regiones en las que hay al menos un área de especies endémicas, y la Figura 35 representa estas áreas geográficamente. Un área (Cocha Cashu) es importante solo por las especies del género *Inga*, pero las once áreas restantes son importantes por la coexistencia de múltiples grupos. Dos áreas se destacan por la gran cantidad de especies endémicas de plantas, mamíferos y aves: la región de Paucartambo-Marcapata y las cordilleras cerca de La Paz. Las aves y los mamíferos presentaron la mayor coexistencia de entre cualquiera de las combinaciones de grupos, con cinco áreas de alto endemismo de mamíferos que también son importantes para las aves. Las doce regiones incluidas en la Tabla 4 son áreas de endemismo con un promedio de 3,4 grupos de especies cada una.

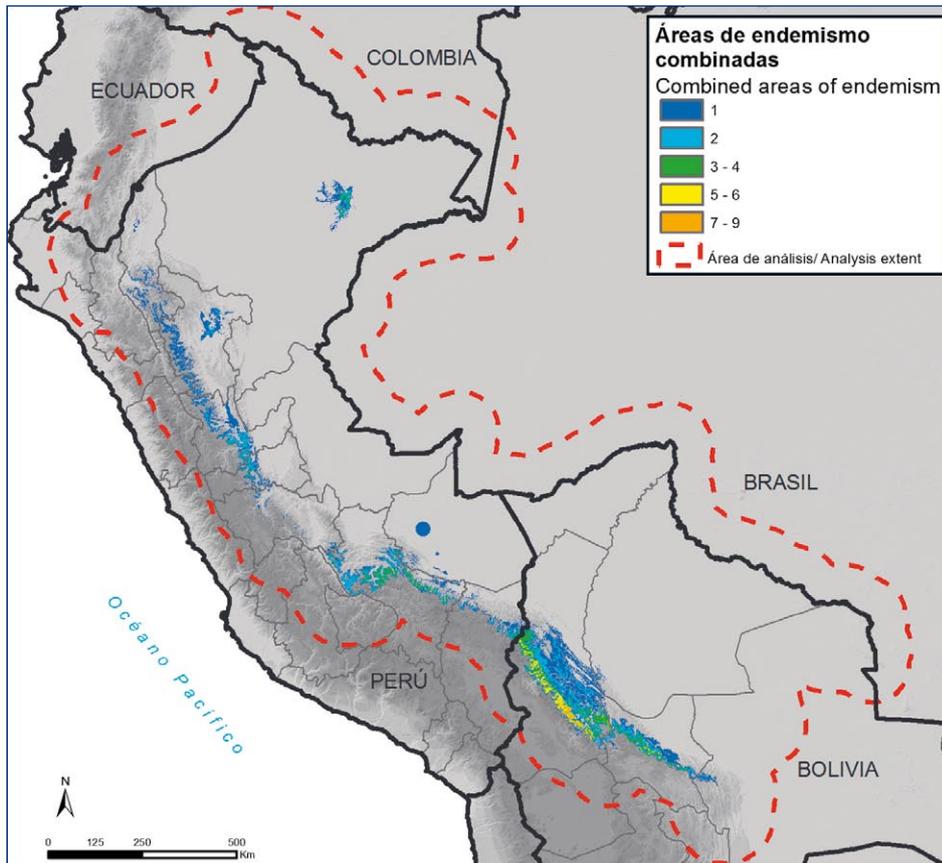


Figura 35. Vista compuesta de las áreas de endemismo de aves, anfibios, mamíferos y de 13 grupos de plantas (todos excepto Anacardiaceae y Cyatheaceae, las dos familias que no tienen más de dos especies endémicas que coexisten). Los colores más oscuros indican las áreas en las que más grupos focales tienen áreas de endemismo que coexisten.

La mayoría de las áreas de endemismo están distribuidas a lo largo de elevaciones medias a elevadas en la vertiente de los Andes (Figura 35). Nueve de las doce áreas de endemismo identificadas están conformadas por laderas de elevaciones altas que se extienden desde las cimas hasta las líneas de bosque. Identificamos dos áreas de tierras bajas, Iquitos y Cocha Cashu, como resultado de la elección conciente de grupos de plantas tales como Chrysobalanaceae, *Inga*, y Malpighiaceae que contienen fundamentalmente especies de tierras bajas. Un sitio de altura media, Tarapoto, es importante para *Inga* y Malpighiaceae. El análisis de irremplazabilidad total, que le da mayor peso a las especies con distribuciones más pequeñas y a las áreas con la combinación de especies más escasas, también destaca algunas áreas de tierras bajas, incluidas áreas de Iquitos y Yurimaguas, en Loreto, Perú, para las plantas, y una área pequeña del Beni, Bolivia, para los mamíferos (Figuras 19, 27). Aunque las tierras bajas no contienen picos de endemismo que sean tan abundantes en especies como las elevaciones más altas, de todos modos tienen al menos unas pocas áreas que contienen agrupaciones únicas de especies endémicas.

Para la mayoría de los grupos, la cantidad más grande de especies endémicas se localiza en los bosques justo debajo de la línea de bosque, como ha sido descrito anteriormente (Graves

1988, Pacheco 2002, van der Werff y Consiglio 2004). Este patrón, sin embargo, de ninguna manera es universal. Hay áreas con una gran diversidad de especies endémicas de anfibios que se localizan en elevaciones que promedian los 1.531 m, más de 1.000 m por debajo de aquel para las aves o para los mamíferos. Tuvimos éxito en nuestro esfuerzo por seleccionar entidades taxonómicas de plantas con un rango de elevaciones en las que se concentran las especies endémicas. Los grupos focales tienen las mayores concentraciones de especies endémicas en elevaciones que van de los 106 a los 2.861 m. Tres grupos de plantas tienen su punto más alto en cuanto a la diversidad de especies endémicas por debajo de los 1.000 m, una entre los 1.000 m y los 2.000 m, y nueve por encima de los 2.000 m.

Perspectivas para la conservación

Nuestros resultados resaltan la importancia de incorporar la distribución de las especies de una variedad de grupos taxonómicos cuando se realizan ejercicios de establecimiento de prioridades para la conservación. Aunque las limitaciones de presupuesto y de tiempo nos impidieron trabajar con grupos taxonómicos como los peces, los invertebrados y muchas familias de plantas, de todos modos trabajamos con suficientes grupos como para mostrar que ningún grupo solo

Tabla 4. Síntesis de las áreas de endemismo identificadas en este proyecto, ordenadas de norte a sur.

Área	departamento	País	Plantas vasculares	Anfibios ¹	Aves ¹	Maníferos ¹	Ej. de especies endémicas	Áreas protegidas ²
Iquitos	Loreto	Perú	Chrysalanaceae, <i>Inga</i> , Malpighiaceae				<i>Hirtella revillae</i> , <i>Inga gereauana</i> , <i>Heteropterys actinoctenia</i>	–
Tarapoto	San Martín	Perú	<i>Inga</i> , Malpighiaceae				<i>Inga cynometrifolia</i> , <i>Hiraea christianeae</i>	–
cordillera Central en Amazonas y San Martín	Amazonas, San Martín	Perú	Loasaceae, Aquifoliaceae				<i>Nasa formosissima</i> , <i>Ilex tarapotina</i>	Z. de Reserva Cord. de Colán, P.N río Abiseo
cordillera Carpish	Huánuco	Perú	Acanthaceae, Aquifoliaceae, <i>Fuchsia</i>				<i>Aphelandra mucronata</i> , <i>Ilex aggregate</i> , <i>Fuchsia ceracea</i> , <i>Nephelornis oneilli</i>	–
Cocha Cashu	M. de Dios	Perú	<i>Inga</i>				<i>Inga megalobotrys</i>	P.N. Manu
Cord. de Vilcabamba	Cusco	Perú	<i>Fuchsia</i>		XX	XX	<i>Fuchsia tunariensis</i> , <i>Mormopterus phrudus</i> , <i>Atlapetes canigenis</i>	Santuario Histórico de Machu Pichu
Paucartambo-Marcapata	Cusco (y los márgenes de M.de Dios)	Perú	Aquifoliaceae, <i>Fuchsia</i>		X	XX	<i>Ilex crassifolioides</i> , <i>Fuchsia vargasiana</i> , <i>Rhagomys longilingua</i> , <i>Iridosornis reinhardti</i>	P.N. Manu, Santuario Nacional Megantoni
Noroeste de Puno	Puno	Perú			XX	X	<i>Delothraupis castaneiventris</i> , <i>Akodon aerosus</i> ,	–
Cord. de Apolobamba	La Paz	Bolivia	Brunelliaceae, Ericaceae, Marcgraviaceae			XX	<i>Brunellia boliviana</i> , <i>Thibaudia axillaries</i> , <i>Sarcopera oxystilis</i> , <i>Thomasomys ladewi</i> , <i>Tangara meyerdeschauenseei</i>	P.N. Madidi Área Natural Integrada de Manejo de Apolobamba
cordilleras cerca de La Paz	La Paz	Bolivia	Acanthaceae, Aquifoliaceae, Brunelliaceae, Campanulaceae, Ericaceae, Marcgraviaceae, <i>Mimosa</i> , Passifloraceae		X	X	<i>Justicia albadenia</i> , <i>Ilex pseudoebenacea</i> , <i>Brunellia coricoana</i> , <i>Centropogon bangii</i> , <i>Spherospermum</i> <i>Souroubea stichadenia</i> , <i>sessiliflorum</i> , <i>Oryzomys levipes</i> , <i>Atlapetes rufinucha</i>	P.N. Cotapata y Área Integrada de Manejo, P.N. Madidi
Cord. de Copacata-Tiraque	Cochabamba	Bolivia	Brunelliaceae, <i>Fuchsia</i>		X	XX	<i>Brunellia rhoides</i> , <i>Fuchsia garleppiana</i> , <i>Akodon siberiae</i> , <i>Hemitriccus spodiops</i>	P.N. Tunari
Centro de Cochabamba	Cochabamba	Bolivia		XX		X	<i>Simoxenops striatus</i>	P.N. Carrasco

1 XX = Áreas mayores de endemismo; X = Áreas menores de endemismo

2 Se han incluido solo las áreas protegidas a nivel nacional. También pueden existir reservas locales o privadas.

puede servir como sustituto de toda la biodiversidad. Las áreas de endemismo de los anfibios se localizan, en la mayoría de los casos, lejos de las áreas de endemismo de otros grupos de vertebrados y en elevaciones más bajas. Las familias de plantas varían ampliamente en la elevación a la que el endemismo es mayor, y las localidades específicas de las concentraciones de especies endémicas dentro de países tan grandes como Perú y Bolivia. Otros estudios han confirmado la falta de congruencia entre las distribuciones de grupos taxonómicos diferentes en una escala global, pero pocos lo han confirmado en una escala tan fina como la que utilizamos en este estudio (Prendergast *et al.* 1993, Dobson *et al.* 1997, van Jaarsveld *et al.* 1998, Lamoreux *et al.* 2006).

La abundancia general de los anfibios endémicos tuvo su punto más alto en el centro de Bolivia, pero el análisis de irremplazabilidad total mostró la importancia de los departamentos de San Martín y Amazonas, en el norte de Perú, debido al microendemismo del lugar. Si bien el mapa de abundancia de especies endémicas para las Acanthaceae muestra una cantidad pequeña de áreas bien definidas de endemismo (Figura 4), muchas especies microendémicas están dispersas a lo largo de las laderas más bajas de los Andes desde el departamento de Amazonas hasta Junín. En total, 197 de las 782 especies mapeadas en este estudio son conocidas en una sola localidad y por lo tanto representan especies microendémicas. Debido a la gran cantidad de especies microendémicas presentes en el área de estudio, los conservacionistas deberían seguir una estrategia a partir de la cual establezcan grandes reservas a nivel de ecosistemas en las áreas más grandes de endemismo y promuevan el establecimiento de reservas regionales más pequeñas que coincidan con los lugares en los que hay microendemismo. Los mapas de distribución de las especies generados en este proyecto proporcionan una base científica valiosa para determinar dónde se localizan estas especies microendémicas como parte de ejercicios de planificación para la conservación local y regional.

¿Es suficiente la superposición del sistema de áreas protegidas de Perú y Bolivia con las áreas de endemismo identificadas en este estudio? Las Figuras 36 a 39 muestran que, aunque algunas áreas protegidas nacionales de los dos países protegen áreas de endemismo, la mayoría de estas están fuera de los parques y las reservas existentes. Nueve de las doce áreas de endemismo tienen al menos un área protegida nacional que cubre una porción del área. En algunos casos, sin embargo, el área cubierta es mínima. Por ejemplo, el área de la cordillera de Vilcabamba, importante por las aves, los mamíferos y *Fuchsia*, es protegida solo por el diminuto Santuario Histórico de Machu Picchu. Como santuario histórico, los objetivos de manejo están dirigidos más a preservar los artefactos culturales que la biodiversidad. La superposición más grande de áreas de endemismo en toda el área de

estudio se localiza en las cordilleras cerca de La Paz (Figura 35). Solo un parque nacional pequeño (Carrasco) protege las laderas más altas de esta extensa región (Figura 39). Por otra parte, el área de Cocha Cashu está totalmente protegida por el Parque Nacional Manu y el área de Apolobamba está ampliamente contenida en el Parque Nacional Madidi. Estos resultados revelan que los conservacionistas han alcanzado importantes logros en la protección de algunas áreas clave de endemismo, pero que aún queda trabajo por hacer antes de que puedan proclamar que el endemismo de la región está bien protegido.

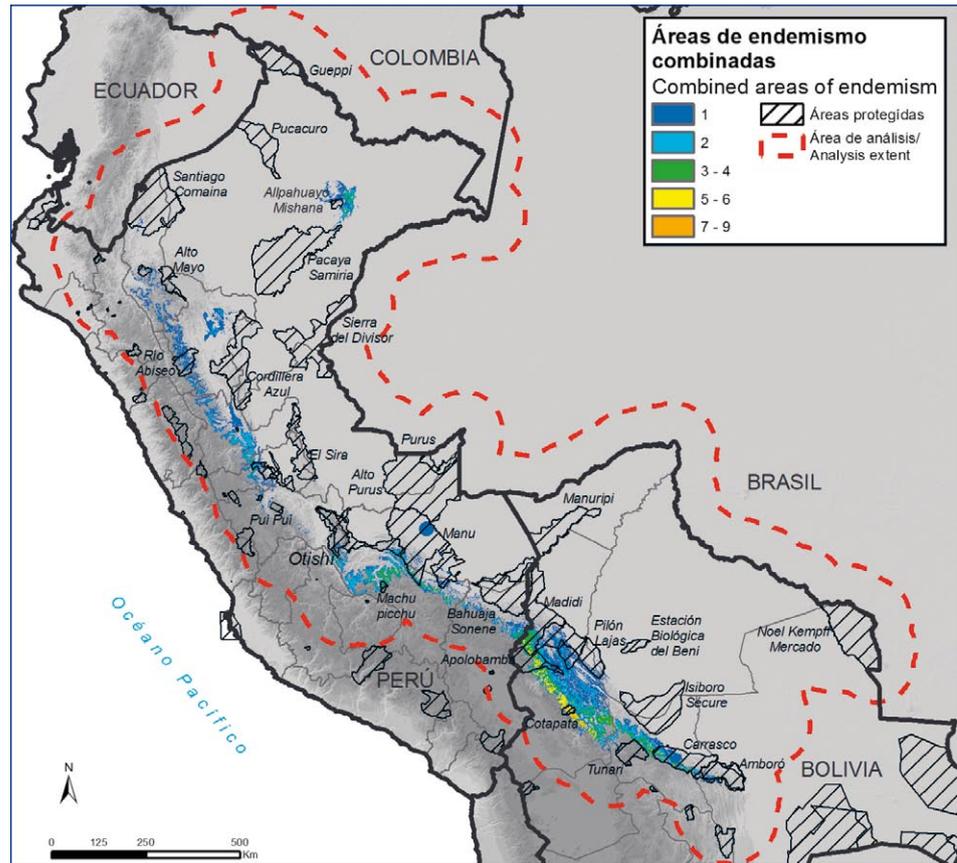


Figura 36. Áreas protegidas nacionales superpuestas con las áreas de endemismo mostradas en la Figura 35.

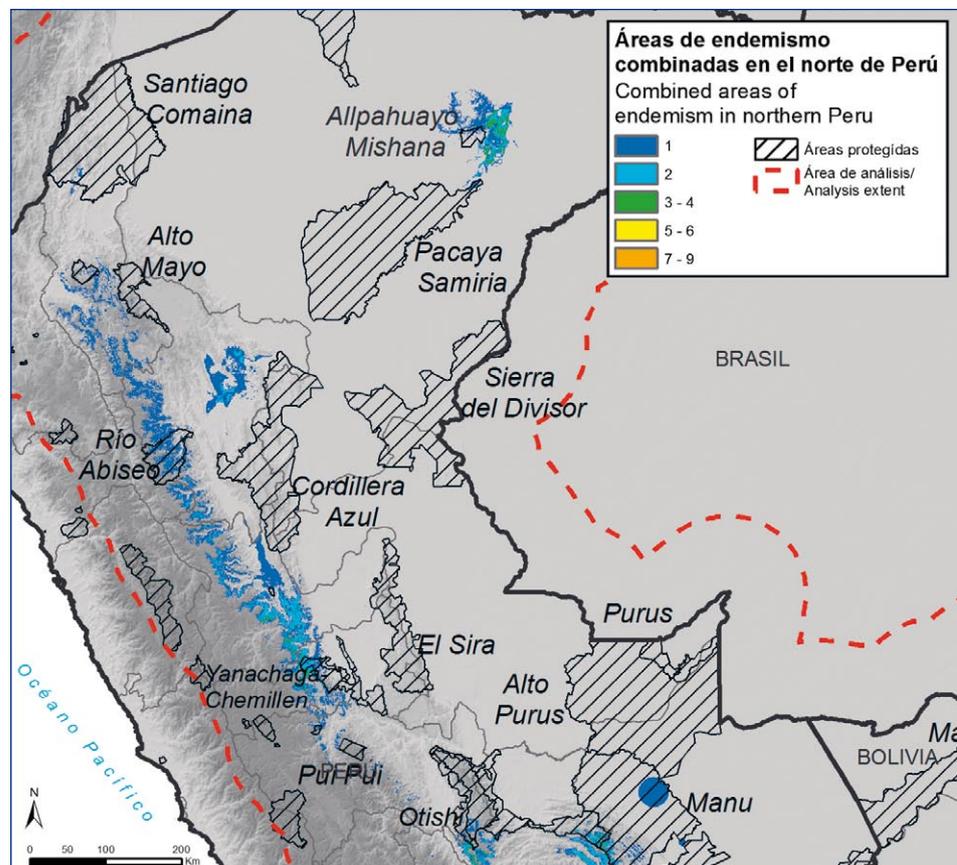


Figura 37. Áreas protegidas nacionales y áreas de endemismo en el norte del Perú.

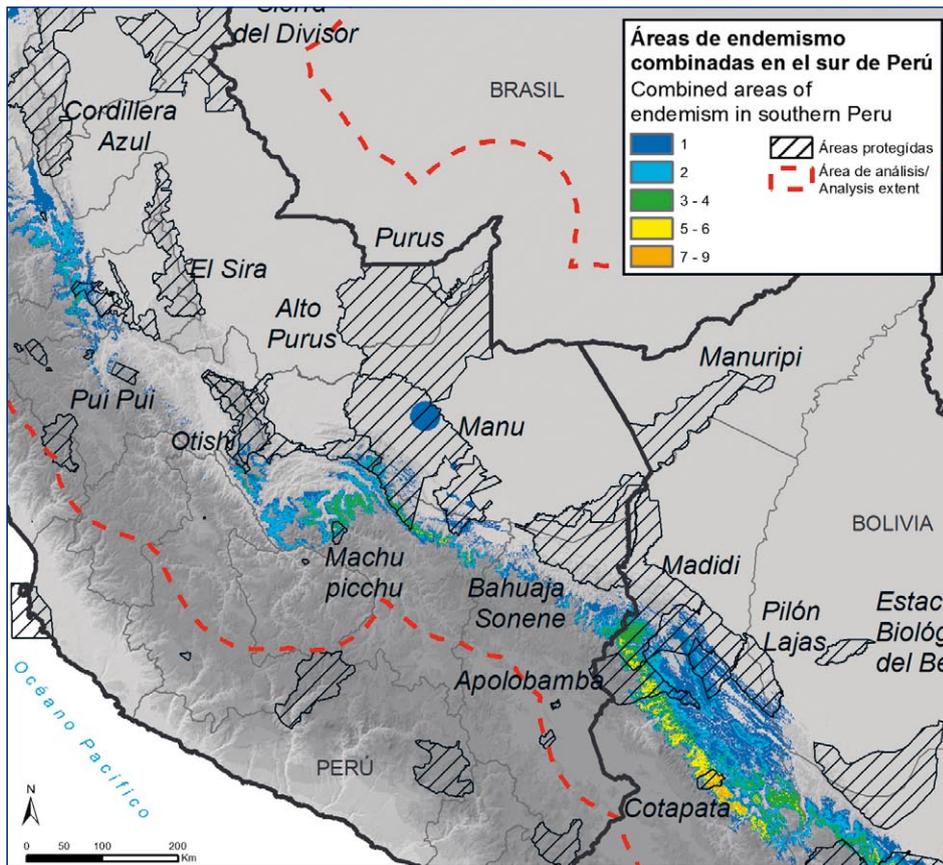


Figura 38. Áreas protegidas nacionales y áreas de endemismo en el sur de Perú.

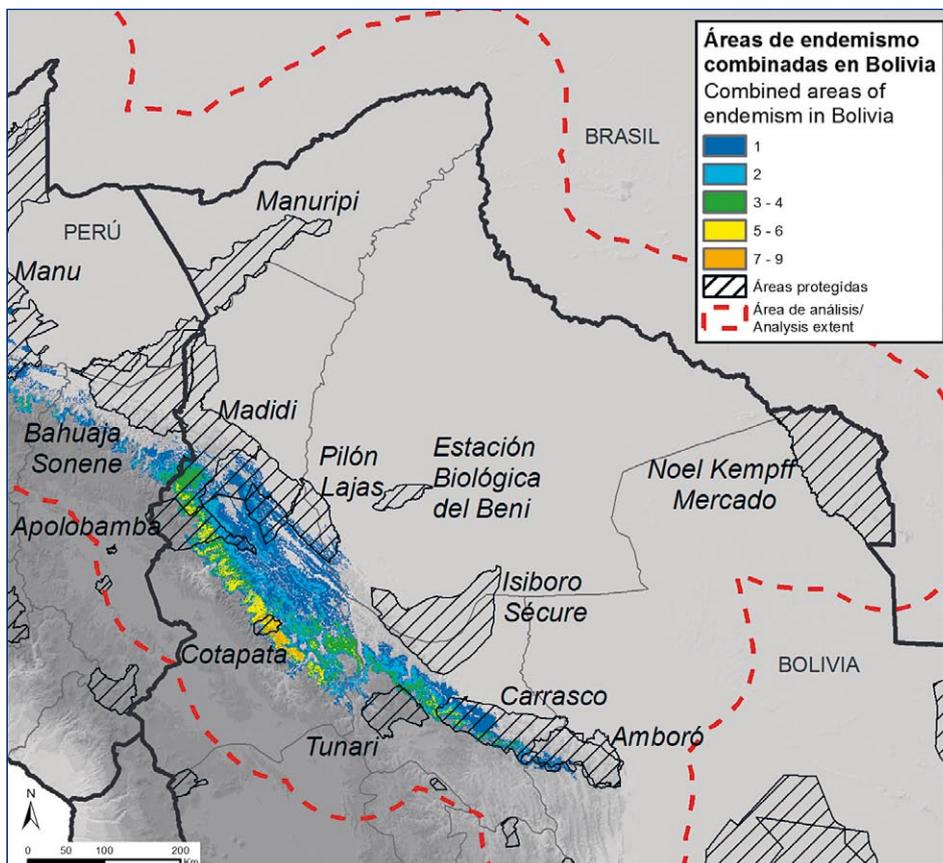


Figura 39. Áreas protegidas nacionales y áreas de endemismo en Bolivia.

X. Utilización de los datos

Alentamos a los lectores a utilizar los datos de distribución generados en este estudio para análisis independientes de biogeografía, diversidad y planificación para la conservación. Los mapas de distribución individuales y los análisis de abundancia están disponibles en: <www.natureserve.org/AndesAmazon>. Los datos de distribución están disponibles tanto en mapas para copiar y pegar en documentos como en archivos *shape* que son compatibles con el software Arc ESRI. Los datos están disponibles gratuitamente para usos no comerciales. No está permitido subir los datos a otros sitios web sin la obtención previa de un permiso escrito por parte de NatureServe.

XI. Agradecimientos

Estamos profundamente en deuda con la Fundación Gordon y Betty Moore por el apoyo económico y la guía técnica durante este proyecto. Por su liderazgo, sus ideas y su crítica constructiva, todo lo cual mejoró sustancialmente este trabajo durante el ciclo de vida de este proyecto, agradecemos a D. Grossman, L. Master, B. Stein, y J. Swenson. Agradecemos a los curadores de los museos incluidos en el Apéndice 1 por poner, con toda amabilidad, a nuestra disposición los datos de sus especímenes. Reconocemos especialmente al Field Museum de Historia Natural, al Jardín Botánico de Missouri, a la Universidad de California-Berkeley, al Museo de Historia Natural de la Universidad de Kansas, al Museo de Zoología de la Universidad de Michigan, al Museo de Biología del Suroeste de la Universidad de Nuevo México y al Museo Peabody de Yale por hacer que los datos de sus colecciones estén disponibles en Internet. Por la asistencia técnica para georeferenciar la localización de las especies, agradecemos a B. Bassuner, J. C. Lozano, R. I. Spren, J. Suárez, y K. S. Ting. Los numerosos revisores de los borradores de los conjuntos de datos y de los modelos de distribución incluidos en el Apéndice 3 merecen especialmente nuestra gratitud por compartir su experiencia científica. Agradecemos los consejos útiles acerca de los modelos de distribución de las especies proporcionados por D. Armenteras, R. Caballero, R. Eastman, C. Graham, K. Naoki, J. Parra, S. Phillips, y por F. Sangermano. Agradecemos a D. Díaz por poner a nuestra disposición los datos de Áreas de Aves Endémicas de BirdLife. Por proporcionarnos datos geográficos básicos, agradecemos a N. Araujo de FAN-Bolivia. R. Mobarec coordinó diestramente la logística de muchos de los talleres realizados con los colaboradores y revisores. D. Steere, C. Shaw, M. Rosen, y sus maravillosos colegas de la Biblioteca de Historia Natural del Instituto Smithsonian que con excelente predisposición nos facilitaron el acceso a la bibliografía en nuestras muchas visitas. Le agradecemos a J. Dyson, C. Nascimento, H. Prado, y a R. Riordan por sus esfuerzos y talento creativo en las fases de corrección, diseño y producción de esta publicación; a C. Josse por mejorar el borrador del capítulo que describe el área de estudio; a C. Klimovsky por traducir el texto al español, y a T. Howe por colocar los datos en Internet.

XII. Direcciones de los autores

César Aguilar

Museo de Historia Natural
Universidad Nacional Mayor
de San Marcos
Apartado 140434
Lima-14, Perú

Lourdes Arangüena

Centro de Datos para la
Conservación
Dpto. Manejo Forestal
Facultad de Ciencias Forestales
Universidad Nacional Agraria
La Molina
Aptdo. 456, Lima 100, Perú

Stephan Beck

Herbario Nacional de Bolivia
Calle 27, Cotacota
La Paz, Bolivia

Jesús H. Córdova

Museo de Historia Natural
Universidad Nacional Mayor de
San Marcos
Apartado 140434
Lima-14, Perú

Dirk Embert

Fundación Amigos de la Naturaleza
Km. 7 1/2 antigua carretera
a Cochabamba
Santa Cruz de la Sierra, Bolivia

Irma Franke

Museo de Historia Natural Universidad
Nacional Mayor de San Marcos
Apartado 140434
Lima-14, Perú

Pilar A. Hernandez

NatureServe
2 Parr St.
Toronto, ON, Canada M6J 2E3

Sebastian K. Herzog

Asociación Armonía-BirdLife
International
Av. Lomas de Arena 400
Casilla 3566
Santa Cruz de la Sierra, Bolivia

Peter M. Jørgensen

Missouri Botanical Garden
P.O. Box 299
Saint Louis, Missouri 63166-0299,
EEUU

Víctor Pacheco

Museo de Historia Natural
Universidad Nacional Mayor
de San Marcos
Apartado 140434
Lima-14, Perú

Lily Paniagua

NatureServe
Apdo. 358-1260
Plaza Colonial, Escazú
Costa Rica

Heidi L. Quintana

Museo de Historia Natural
Universidad Nacional Mayor
de San Marcos
Apartado 140434
Lima-14, Perú

Aldo Soto

Centro de Datos para la
Conservación
Dpto. Manejo Forestal
Facultad de Ciencias Forestales
Universidad Nacional Agraria
La Molina
Aptdo. 456, Lima 100, Perú

Martín E. Timaná

NatureServe
Jr. Carlos Arrieta 1419
1er Piso
Santa Beatriz
Lima 1, Perú

Carolina Tovar

Centro de Datos para la
Conservación
Dpto. Manejo Forestal
Facultad de Ciencias Forestales
Universidad Nacional Agraria La
Molina
Aptdo. 456, Lima 100, Perú

Thomas Valqui

Museum of Natural Science
Louisiana State University
119 Foster Hall
Baton Rouge, LA 70803, EEUU

CORBIDI

Calle Sta. Rita 117
Urb. Huertos de San Antonio
Surco
Lima, Perú

Julieta Vargas

Colección Boliviana de Fauna
Calle 26 Cota Cota s/n
Casilla 8706
La Paz, Bolivia

Bruce E. Young

NatureServe
Apdo. 358-1260
Plaza Colonial, Escazú
Costa Rica

XIII. Bibliografía citada

- Alvarez, J. A. y B. M. Whitney. 2003. Eight new bird species for Peru and other distributional records from white-sand forests of the northern Peruvian Amazon, with implications for biogeography of northern South America. *Condor* 105:552-566.
- Anderson, S. 1994. Area and endemism. *Quarterly Review of Biology* 69:451-471.
- Anderson, S. 1997. Mammals of Bolivia, taxonomy and distribution. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 231:1-652.
- Azevedo-Ramos, C. y U. Galatti. 2002. Patterns of amphibian diversity in Brazilian Amazonia: Conservation implications. *Biological Conservation* 103:103-111.
- Balslev, H. 1988. Distribution patterns of Ecuadorian species. *Taxon* 37:567-577.
- Barker, F. K., A. Cibois, P. Schikler, J. Feinstein y J. Cracraft. 2004. Phylogeny and diversification of the largest avian radiation. *Proceedings of the National Academy of Sciences (EEUU)* 101:11040-11045.
- Barthlott, W., J. Mutke, M. D. Rafiqpoor, G. Kier y H. Kref. 2005. Global centres of vascular plant diversity. *Nova Acta Leopoldina* 92:61-83.
- Bonaccorso, E., I. Koch y A. T. Peterson. 2006. Pleistocene fragmentation of Amazon species' ranges. *Diversity and Distributions* 12:157-164.
- Brooks, T. M., R. A. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca, J. Gerlach, M. Hoffmann, J. F. Lamoreux, C. G. Mittermeier, J. D. Pilgrim y A. S. L. Rodrigues. 2006. Global biodiversity conservation priorities. *Science* 313:58-61.
- Bush, M. 1994. Amazonian speciation: A necessarily complex model. *Journal of Biogeography* 21:5-17.
- Bush, M. y P. E. de Oliveira. 2006. The rise and fall of the refugian hypothesis of Amazonian speciation: A paleo-ecological perspective. *Biota Neotropica* 6(1). Disponible en <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n1/pt/abstract?point-of-view+bn00106012006>
- Carquist, S. 1974. *Island Biology*. Columbia University Press, New York, EEUU.
- CDC-UNALM y TNC. 2006. *Planificación para la Conservación Ecoregional de las Yungas Peruanas: Conservando la Diversidad Natural de la Selva Alta del Perú*. Informe Final. Lima, Perú.
- Ceballos, G. y P. R. Ehrlich. 2006. Global mammal distributions, biodiversity hotspots, and conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences (EEUU)* 103:19374-19379.
- Chen, G. y A. T. Peterson. 2002. Prioritization of areas in China for the conservation of endangered birds using modelled geographical distributions. *Bird Conservation International* 12:197-209.
- Clarke, H. D. y V. A. Funk. 2005. Using checklist and collections data to investigate plant diversity: II. An analysis of five florulas from northeastern South America. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 154:29-37.
- Córdova, J. H. y J. Descaillaux. 1996. Tres cariotipos diferentes y un híbrido en poblaciones naturales de *Bufo marinus* (Amphibia: Anura) en Perú. *Theorema* 7:13-28.
- Costa, L. P., Y. L. R. Leite, G. A. B. da Fonseca y M. T. da Fonseca. 2000. Biogeography of South American forest mammals: Endemism and diversity in the Atlantic forest. *Biotropica* 32:872-881.
- Cracraft, J. 1985. Historical biogeography and patterns of differentiation within the South American avifauna: Areas of endemism. Pages 49-84 in P. A. Buckley, M. S. Foster, E. S. Morton, R. S. Ridgely, and F. G. Buckley (editors), *Neotropical Ornithology*. American Ornithologists' Union, Washington, DC, EEUU.
- Crisp, M. D., S. Laffan, H. P. Linder y A. Monro. 2001. Endemism in the Australian flora. *Journal of Biogeography* 28:183-198.
- De la Riva, I., J. Köhler, S. Lötters y S. Reichle. 1990. Ten years of research on Bolivian amphibians: Updated checklist, distribution, taxonomic problems, literature, and iconography. *Revista Española de Herpetología* 14:19-164.
- Doan, T. M. y W. Arizabal Arriaga. 2002. Microgeographical variation in species composition of the herpetofaunal communities of Tambopata region, Peru. *Biotropica* 34:101-117.
- Dobson, A. P., J. P. Rodriguez, W. M. Roberts y D. S. Wilcove. 1997. Geographic distribution of endangered species in the United States. *Science* 275:550-553.
- Duellman, W. E. 1988. Patterns of species diversity in anuran amphibians in the American tropics. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 75:79-104.
- Duellman, W. E. 1999. Distribution patterns of amphibians in South America. Pages 255-328 in W. E. Duellman (editor), *Patterns of Distribution of Amphibians*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, EEUU.

- Duellman, W. E. 2004. Frogs of the genus *Colostethus* (Anura: Dendrobatidae) in the Andes of northern Peru. *Scientific Papers*, Natural History Museum, the University of Kansas 35:1-49.
- Duellman, W. E. y M. Yoshpa. 1996. A new species of *Tepuihyala* (Anura: Hylidae) from Guyana. *Herpetologica* 52:275-281.
- Elith, J. y M. A. Burgman. 2003. Habitat models for PVA. Pages 203-235 in C. A. Bringham and M. W. Schwartz (editors), *Population Viability in Plants*. Springer-Verlag, New York, EEUU.
- Elith, J., C. H. Graham, R. P. Anderson, M. Dudík, S. Ferrier, A. Guisan, R.J. Hijmans, F. Huettmann, J. R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L. G. Lohmann, B. A. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J. McC. Overton, A. T. Peterson, S. J. Phillips, K. Richardson, R. E. Scachetti-Pereira, R. E. Schapire, J. Soberón, S. Williams, M. S. Wisz y N. E. Zimmermann. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29:129-151.
- Ellenberg, H. 1979. Man's influence on the tropical mountain ecosystems in South America. *Journal of Ecology* 67:401-416.
- Emmons, L. H. 1999. A new genus and species of abrocomid rodent from Peru (Rodentia: Abrocomidae). *American Museum Novitates* 3279:1-14.
- Engler, R., A. Guisan y L. Rechsteiner. 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.
- Faivovich, J., C. F. B. Haddad, P. C. A. Garcia, D. R. Frost, J. A. Campbell y W. C. Wheeler. 2005. Systematic review of the frog family Hylidae, with special reference to Hyliinae: Phylogenetic analysis and taxonomic revision. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 294:1-240.
- Ferrier, S., R. L. Pressey y T. W. Barrett. 2000. A new predictor of the irreplaceability of areas for achieving a conservation goal, its application to real-world planning, and a research agenda for further refinement. *Biological Conservation* 93:303-325.
- Fjeldså, J., M. D. Alvarez, J. M. Lazcano y B. Leon. 2005. Illicit crops and armed conflict as constraints on biodiversity conservation in the Andes region. *Ambio* 34:205-211.
- Fjeldså, J., E. Lambin y B. Mertens. 1999. Correlation between endemism and local ecoclimatic stability documented by comparing Andean bird distributions and remotely sensed land surface data. *Ecography* 22:63-87.
- Frost, D. R., T. Grant, J. Faivovich, R. H. Bain, A. Haas, C. F. B. Haddad, R. O. De Sa, A. Channing, M. Wilkinson, S. C. Donnellan, C. J. Raxworthy, J. A. Campbell, B. L. Blotto, P. Moler, R. C. Drewes, R. A. Nussbaum, J. D. Lynch, D. M. Green y W. C. Wheeler. 2006. The amphibian tree of life. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 297:1-370.
- García-Moreno, J., J. Ohlson y J. Fjeldså. 2001. MtDNA sequences support monophyly of *Hemispingus* tanagers. *Molecular Phylogenetics & Evolution* 21:424-435.
- 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. 1992. Tropical forest biodiversity: Distributional patterns and their conservational significance. *Oikos* 63:19-28.
- Gentry, A.H. 1986. Endemism in tropical vs. temperate communities. Pages 153-181 in Soule, M. (editor), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, EEUU.
- Ghalambor, C. K., R. B. Huey, P. R. Martin, J. J. Tewsbury y G. Wang. 2006. Are mountain passes higher in the tropics? Janzen's hypothesis revisited. *Integrative and Comparative Biology* 46:5-17.
- Gómez-Laverde, M., R. P. Anderson y L. F. García. 2004. Integrated systematic reevaluation of the Amazonian genus *Scolomys* (Rodentia: Sigmodontinae). *Mammalian Biology* 69:119-139.
- Graves, G. R. 1988. Linearity of geographic range and its possible effect on the population structure of Andean birds. *Auk* 105:47-52.
- Guisan A. y W. Thuiller. 2005. Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8:993-1009.
- Guisan, A. y N. E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modeling* 135:147-186.
- Haffer, J. 1969. Speciation in Amazonian forest birds. *Science* 165:131-137.
- Hansen, M., R. DeFries, J. R. Townshend, M. Carroll, C. Dimiceli y R. Sohlberg. 2003. *Vegetation Continuous Fields MOD44B, 2001 Percent Tree Cover, Collection 3*. University of Maryland, College Park, Maryland, EEUU.
- Hellmayr, C. E. 1912. Zoologische Ergebnisse einer Reise in das Mündungsgebiet des Amazonas (L. Müller). II. Vögel. *Abhandl. Königl. Bayer. Akad. Wiss., Math.-Phys. Klasse* 26, 1±142.
- Hernandez, P. A., C. H. Graham, L. L. Master y D. L. Albert. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29:773-785.
- Hershkovitz, P. 1972. The recent mammals of Neotropical Region: A zoogeographic and ecological review. Pages 311-431

- in Keast, A, F. C. Erk, and B. Glass (editors), *Evolution, Mammals and Southern Continents*. State University of New York Press, Albany.
- Hijmans, R. J., S. E. Cameron, J. L. Parra, P. G. Jones y A. Jarvis. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25:1965-1978.
- Hirosawa, Y., S. E. March y D. H. Kliman. 1996. Application of standardized principal component analysis to land-cover characterization using multitemporal AVHRR data. *Remote Sensing of Environment* 58:267-281.
- Huete, A., K. Didan, T. Miura, E. P. Rodriguez, X. Gao y L. G. Ferreira. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of environment* 83:195-213.
- Ibisch, P. y G. Mérida. 2004. *Biodiversity: The richness of Bolivia*. Editorial FAN, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.
- NatureServe. 2004. *InfoNatura: Birds, Mammals, and Amphibians of Latin America* [web application]. Version 4.1. NatureServe, Arlington, Virginia, EEUU. Disponible en <http://www.natureserve.org/infonatura>. (Accessed: December 19, 2006).
- IUCN, Conservation International, and NatureServe. 2006. *Global Amphibian Assessment*. Disponible en <http://www.globalamphibians.org>. Accessed on 01 December 2006.
- Janzen, D. H. 1967. Why mountain passes are higher in the tropics. *The American Naturalist* 101:233-249.
- Jetz, W. y C. Rahbek. 2002. Geographic range size and determinants of avian species richness. *Science* 297:1548-1551.
- Josse, C., G. Navarro, F. Encarnación, A. Tovar, P. Comer, W. Ferreira, F. Rodríguez, J. Saito, J. Sanjurjo, J. Dyson, E. Rubin de Celis, R. Zárate, J. Chang, M. Ahuite, C. Vargas, F. Paredes, W. Castro, J. Maco y F. Arreátegui. 2007. *Mapa de Sistemas Ecológicos de la Cuenca Amazónica de Perú y Bolivia. Memoria Técnica*. NatureServe, Arlington, Virginia, EEUU.
- Juniper, T. y M. Parr. 1998. *Parrots, A Guide to Parrots of the World*. Yale University Press, New Haven, Connecticut, EEUU.
- Kessler, M. 2000a. Elevational gradients in species richness and endemism of selected plant groups in the central Bolivian Andes. *Plant Ecology* 149:181-193.
- Kessler, M. 2000b. Altitudinal zonation of Andean cryptogam communities. *Journal of Biogeography* 27:275-282.
- Kessler, M. 2001a. Patterns of diversity and range size of selected plant groups along an elevational transect in the Bolivian Andes. *Biodiversity and Conservation* 10:1897-1920.
- Kessler, M. 2001b. Maximum plant—community endemism at intermediate intensities of anthropogenic disturbance in Bolivian montane forests. *Conservation Biology* 15:634-641.
- Kessler, M. 2001c. Pteridophyte species richness in Andean forests in Bolivia. *Biodiversity and Conservation* 10:1473-1495.
- Kessler, M. 2002a. The elevational gradient of Andean plant endemism: varying influences of taxon-specific traits and topography at different taxonomic levels. *Journal of Biogeography* 29:1159-1166.
- Kessler, M. 2002b. Environmental patterns and ecological correlates of range size among bromeliad communities of Andean forests in Bolivia. *The Botanical Review* 68:100-127.
- Kessler, M., S.K. Herzog, J. Fjeldsá y K. Bach. 2001. Species richness and endemism of plant and bird communities along two gradients of elevation, humidity, and land use in the Bolivian Andes. *Diversity and Distributions* 7:61-77.
- Killeen, T. J., V. Calderon, L. Soria, B. Quezada, M. K. Steininger, G. Harper, L. A. Solórzano y C. J. Tucker. 2007. Thirty years of land-cover change in Bolivia: Exponential growth and no end in sight. *Ambio*, in press.
- Killeen, T. J., M. Douglas, T. Consiglio, P. M. Jørgensen y J. Mejia. 2007. Dry spots and wet spots in the Andean hotspot. *Journal of Biogeography*, in press.
- Knapp, S. 2002. Assessing patterns of plant endemism in Neotropical uplands. *The Botanical Review* 68:22-37.
- Knapp, S. y J. Mallet. 2003. Refuting refugia? *Science* 300:71-72.
- Krömer, T., M. Kessler y S. K. Herzog. 2006. Distribution and flowering ecology of Bromeliads along two climatically contrasting elevational transects in the Bolivian Andes. *Biotropica* 38:183-195.
- Krömer, T., M. Kessler, S. R. Gradstein y A. Acebey. 2005. Diversity patterns of vascular epiphytes along an elevational gradient in the Andes. *Journal of Biogeography* 32:1799-1810.
- Lamoreux, J. F., J. C. Morrison, T. H. Ricketts, D. M. Olson, E. Dinerstein, M. W. McKnight y H. H. Shugart. 2006. Global tests of biodiversity concordance and the importance of endemism. *Nature* 440:212-214.
- Langenheim, J. H., Y. T. Lee y S. S. Martin. 1973. An evolutionary and ecological perspective of Amazonian *Hymenaea* species of *Hymenaea* (Leguminosae: Caesalpinoideae). *Acta Amazonica* 3:5-38.
- Lehr, E. y C. Aguilar. 2002. A new species of *Phrynopus* (Amphibia, Anura, Leptodactylidae) from the puna of Maraypata (departamento de Huánuco, Perú). *Zoologische Abhandlungen* 52:57-64.
- Lehr, E., G. Kohler, C. Aguilar y E. Ponce. 2001. A new species of *Bufo* (Anura: Bufonidae) from central Perú. *Copeia* 2001:216-223.

- Lehr, E., C. Aguilar y G. Kohler. 2002. Two sympatric new species of *Phrynopus* (Anura: Leptodactylidae) from a cloud forest in the Peruvian Andes. *Journal of Herpetology* 36:208-216.
- Lehr, E., C. Aguilar y W. Duellman. 2004a. A striking new species of *Eleutherodactylus* from Andean Peru (Anura: Leptodactylidae). *Herpetologica* 60:275-280.
- Lehr, E., C. Aguilar y M. Lundberg. 2004b. A new species of *Phyllonastes* from Peru (Amphibia, Anura, Leptodactylidae). *Journal of Herpetology* 38:214-218.
- Lehr, E., M. Lundberg y C. Aguilar. 2005. Three new species of *Phrynopus* from central Peru (Amphibia: Anura: Leptodactylidae). *Copeia* 2005:479-491.
- Leimbeck, R. M., R. Valencia y H. Balslev. 2004. Landscape diversity and endemism of Araceae in Ecuador. *Biodiversity and Conservation* 13:1755-1779.
- León, B. y K. Young. 1996. Distribution of Pteridophyte diversity and endemism in Peru. Pages 77-91 in J. M. Camus, M. Gibby and R. J. Johns (editors), *Pteridology in Perspective*. Royal Botanic Gardens, Kew, UK.
- Loiselle, B. A., C. A. Howell, C. H. Graham, J. M. Goerck, T. Brooks, K. G. Smith y P. H. Williams. 2003. Avoiding pitfalls of using species distribution models in conservation planning. *Conservation Biology* 17:1591-1600.
- Luna, L. y V. Pacheco. 2002. A new species of *Thomasomys* (Muridae: Sigmodontinae) from the Andes of southeastern Peru. *Journal of Mammalogy* 83:834-842.
- Luteyn, J. L. 2002. Diversity, adaptation, and endemism in Neotropical Ericaceae: Biogeographical patterns in the Vaccinieae. *The Botanical Review* 68:55-87.
- Lynch, J. D. 1980. A taxonomic and distributional synopsis of the Amazonian frogs of the genus *Eleutherodactylus*. *American Museum Novitates* 2696:1-24.
- Markgraf, V. 1993. Paleoenvironments and paleoclimates in Tierra del Fuego and southernmost Patagonia, South America. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 102:53-68.
- Mayr, E. 1964. Inferences concerning the Tertiary American bird faunas. *Proceedings of the National Academy of Sciences (EEUU)* 51:280-288.
- Mittermeier, R. A., N. Myers y C. G. Mittermeier. 2000. *Hotspots: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions*. Conservation International, Washington, DC, EEUU.
- Mittermeier, R. A., P. R. Gil, M. Hoffman, J. Pilgrim, T. Brooks, C. G. Mittermeier, J. Lamoreux y G. A. B. da Fonseca. 2005. *Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Threatened Terrestrial Ecoregions*. Conservation International, Washington, DC, EEUU.
- Moore, H. E., Jr. 1973. Palms in the tropical forest ecosystem of African and South America. In B. J. Meggers, E. S. Ayensu, and W. D. Duckworth (editors), *Tropical Forest Ecosystems in Africa and South America: A Comparative Review*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, EEUU.
- Müller, P. 1973. The dispersal centers of terrestrial vertebrates in the Neotropical realm. *Biogeographica* 2:1-244.
- Müller, R., C. Nowicki, W. Barthlott y P. L. Ibisch. 2003. Biodiversity and endemism mapping as a tool for regional conservation planning – case study of the Pleurothallidinae (Orchidaceae) of the Andean rain forests in Bolivia. *Biodiversity and Conservation* 12:2005-2024.
- Müller, R., A. Briancon, I. Hinojosa y P. Ergueta. 2004. *Catalizando Acciones de Conservación en América Latina: Identificación de Sitios Prioritarios y Mejores Alternativas de Manejo en Cinco Ecoregiones de Importancia Global - Yungas Bolivianos*. TRÓPICO - Asociación Boliviana para la Conservación, La Paz, Bolivia.
- Mutke, J. y W. Barthlott. 2005. Patterns of vascular plant diversity at continental to global scales. *Biologische Skrifter* 55:521-531.
- Myers, N. 1988. Threatened biotas: 'Hotspots' in tropical forests. *Environmentalist* 8:1-20.
- Myers, N. 1990. The biodiversity challenge: Expanded hot-spots analysis. *Environmentalist* 10:243-256.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. Da Fonseca y J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Nelson, B.W., C. Ferreira, M. da Silva y M. L. Kawasaki. 1990. Endemism centres, refugia and botanical collection density in Brazilian Amazonia. *Nature* 345:714-716.
- Olson, D. M. y E. Dinerstein. 2002. The global 200: Priority ecoregions for global conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 89:199-224.
- Olson, D. M., E. Dinerstein, E. D. Wikramanayake, N. D. Burgess, G. V. N. Powell, E. C. Underwood, J. A. D'Amico, H. E. Strand, J. C. Morrison, C. J. Loucks, T. F. Allnutt, J. F. Lamoreux, T. H. Ricketts, I. Itoua, W. W. Wettengel, Y. Kura, P. Hedao y K. Kassem. 2001. Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on Earth. *BioScience* 51:933-938.
- O'Neill, J. P., D. F. Lane, A. W. Kratter, A. P. Capparella y C. F. Joo. 2000. A striking new species of barbet (Capitoninae: *Capito*) from the eastern Andes of Peru. *Auk* 117:569-577.

- Orme, C. D. L., R. G. Davies, M. Burgess, F. Eigenbrod, N. Pickup, V. A. Olson, A. J. Webster, T. Ding, P. C. Rasmussen, R. S. Ridgely, A. J. Stattersfield, P. M. Bennett, T. M. Blackburn, K. J. Gaston y I. P. F. Owens. 2005. Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature* 436:1016-1019.
- Pacheco, V. 2002. Mamíferos del Perú. Pages 503-550 in G. Ceballos y J. Simonetti (editors), *Diversidad y Conservación de los Mamíferos Neotropicales*. CONABIO-UNAM, Mexico City, Mexico.
- Pacheco, V. 2003. *Phylogenetic Analyses of the Thomasomyini (Muroidea: Sigmodontinae) Based on Morphological Data*. Unpublished Ph D. dissertation, The City University of New York, New York, EEUU.
- Pacheco, V. y P. Hocking. 2006. Notable range extension of *Sturnira aratathomasi* Peterson and Tamsitt 1969 in Perú. *Acta Chiropterologica* 8:561-566.
- Pagel, M. D., R. M. May y A. R. Collie. 1991. Ecological aspects of the geographical distribution and diversity of mammalian species. *The American Naturalist* 137:791-815.
- Patterson, B. D. 2000. Patterns and trends in the discovery of new Neotropical mammals. *Diversity and Distributions* 6:145-151.
- Patterson, B. D., G. Ceballos, W. Sechrest, M. F. Tognelli, T. Brooks, L. Luna, P. Ortega, I. Salazar y B. E. Young. 2005. *Digital Distribution Maps of the Mammals of the Western Hemisphere*, version 2.0. NatureServe, Arlington, Virginia, EEUU.
- Patton, J. L., M. N. F. da Silva y J. R. Malcolm. 2000. Mammals of the Rio Juruá and the evolutionary and ecological diversification of Amazonia. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 244:1-306.
- Phillips, S.J., R. P. Anderson y R. E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modeling* 190:231-259.
- Phillips, S. J., M. Dudik y R. E. Schapire. 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling. *Proceedings of the Twenty-first Century International Conference on Machine Learning*.
- Prance, G. T. 1973. Phytogeographic support for the theory of Pleistocene refuges in the Amazon Basin, based on evidence from distribution patterns in Caryocaraceae, Dichapetalaceae, and Lecythydaceae. *Acta Amazonica* 3:5-28.
- Prance, G. T. 1979. Notes on the vegetation of Amazonia III. The terminology of Amazonian forest types subject to inundation. *Brittonia* 31:26-38.
- Prance, G. T. 1981a. Forest refuges: Evidence from woody angiosperms. In G. T. Prance (Editor), *Biological Diversification in the Tropics*. Columbia University Press. New York.
- Prance, G. T. 1981b. *Biological Diversification in the Tropics*. Columbia University Press. New York.
- Prance, G. T. 1982. A review of phytogeographical evidence for Pleistocene climatic changes in the Neotropics. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 69:594-624.
- Prendergast, J. R., R. M. Quinn, J. H. Lawton, B. C. Eversham y D. W. Gibbons. 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature* 365:335-337.
- Rapoport, E. H. 1982. *Areography: Geographical Strategies of Species*. Pergamon, Oxford, UK.
- Raxworthy, C. J., E. Martinez-Meyer, N. Horning, R. A. Nussbaum, G. E. Schneider, M. A. Ortega-Huerta y A. T. Peterson. 2003. Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar. *Nature* 426:837-841.
- Reichle, S. 2004. Amphibians. Pages 128-131 in P. Ibisch, and G. Mérida (editors), *Biodiversity: The Richness of Bolivia*. Editorial FAN, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.
- Reig, O. A. 1986. Diversity patterns and differentiation of high Andean rodents. Pages 404-439 in F. Vuilleumier and M. Monasterio (editors), *High Altitude Tropical Biogeography*. Oxford University Press, London.
- Remsen, J. V., Jr., C. D. Cadena, A. Jaramillo, M. Nores, J. F. Pacheco, M. B. Robbins, T. S. Schulenberg, F. G. Stiles, D. F. Stotz y K. J. Zimmer. Version 4 December 2006. *A Classification of the Bird Species of South America*. American Ornithologists' Union. Disponible en <http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.html>.
- Ridgely, R. S. y G. Tudor. 1989. *The Birds of South America*. University of Texas Press, Austin, EEUU.
- Ridgely, R. S., T. F. Allnutt, T. Brooks, D. K. McNicol, D. W. Mehlman, B. E. Young y J. R. Zook. 2005. *Digital Distribution Maps of the Birds of the Western Hemisphere*, version 2.1. NatureServe, Arlington, Virginia, EEUU.
- Rodrigues, A. S. L., S. J. Andelman, M. I. Bakarr, L. Boitani, T. M. Brooks, R. M. Cowling, L. D. C. Fishpool, G. A. B. da Fonseca, K. J. Gaston, M. Hoffmann, J. S. Long, P. A. Marquet, J. D. Pilgrim, R. L. Pressey, J. Schipper, W. Sechrest, S. N. Stuart, L. G. Underhill, R. W. Waller, M. E. J. Watts y X. Yan. 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428:640-643.
- Rodríguez, L. O. y K. R. Young. 2000. Biological diversity of Peru: Determining priority areas for conservation. *Ambio* 29:329-337.
- Ron, S. R. 2000. Biogeographic area relationships of lowland Neotropical rainforest based on raw distributions of vertebrate groups. *Biological Journal of the Linnaean Society* 71:379-402.

- Rosen, B. R. y A. B. Smith. 1988. Tectonics from fossils? Analysis of reef-coral and sea-urchin distribution from late Cretaceous to Recent, using a new method. *Gondwana and Tethys*. Pages 275-305 in M. G. Audley-Charles and A. Hallam (editors), *Geological Society Special Publication 37*. Oxford, Clarendon Press.
- Salazar-Bravo, J., T. Tarifa, L. F. Aguirre, E. Yensen y T. L. Yates. 2003. Revised checklist of Bolivian mammals. *Museum of Texas Tech University Occasional Papers* 220:1-26.
- Salazar-Bravo, J., E. Yensen, T. Tarifa y T. L. Yates. 2002. Distributional records of Bolivian mammals. *Mastozoología Neotropical* 9:70-78.
- Savage, J. M. 2002. *The Amphibians and Reptiles of Costa Rica*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, EEUU.
- Simpson, B. B. 1983. An historical phytogeography of the high Andean flora. *Revista Chilena de Historia Natural* 56:109-122.
- Simpson, B. B. 1975. Pleistocene changes in the flora of the high tropical Andes. *Paleobiology* 1:273-294.
- Simpson, B. B. y J. Haffer. 1978. Speciation patterns in the Amazonian forest biota. *Annual Review of Ecology and Systematics* 9:497-518.
- Simpson, D. R. 1972. *Especiación de las Plantas Leñosas de la Amazonía Peruana Relacionada a las Fluctuaciones Climáticas Durante el Pleistoceno*. Resúmenes do I Congreso Latinoamericano de Botánica, Mexico.
- Solari, S., V. Pacheco, L. Luna, P. M. Velazco y B. D. Patterson. 2006. Mammals of the Manu Biosphere Reserve. Pages 13-22 in B. D. Patterson, D. F. Stotz, and S. Solari (editors), *Mammals and birds of the Manu Biosphere Reserve, Peru*. Fieldiana: Zoology, new series 110.
- Stattersfeld, A. J., M. J. Crosby, A. J. Long y D. C. Wege. 1998. *Endemic Bird Areas of the World*. BirdLife International, Cambridge, UK.
- Stevens G. C. 1989. The latitudinal gradient in geographical range: How so many species co-exist in the tropics. *The American Naturalist* 133:240-256.
- Stotz, D. F., J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker, III y D. K. Moskovits. 1996. *Neotropical Birds: Ecology and Conservation*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, EEUU.
- Stuart, S. N., J. S. Chanson, N. A. Cox, B. E. Young, A. S. L. Rodrigues, D. L. Fischman y R. W. Waller. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306:1783-1786.
- Terborgh, J. y B. Winter. 1983. A method for siting parks and reserves with special reference to Colombia and Ecuador. *Biological Conservation* 27:45-58.
- Thomas, C. D., A. Cameron, R. E. Green, M. Bakkenes, L. J. Beaumont, Y. C. Collingham, B. F. N. Erasmus, M. F. de Sequeira, A. Grainger, L. Hannah, L. Hughes, B. Huntley, A. S. van Jaarsveld, G. F. Midgley, L. Miles, M. A. Ortega-Huerta, A. T. Peterson, O. L. Phillips y S. E. Williams. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427:145-148.
- Tribsch, A. 2004. Areas of endemism of vascular plants in the Eastern Alps in relation to Pleistocene glaciation. *Journal of Biogeography* 31:747-760.
- Tuomisto, H., K. Ruokolainen, R. Kalliola, A. Linna, W. Danjoy y Z. Rodriguez. 1995. Dissecting Amazonian biodiversity. *Science* 269:63-66.
- Tyron, R. 1972. Endemic areas and geographic speciation in tropical American ferns. *Biotropica* 4:121-135.
- Valqui, T. y J. Fjeldsá. 1999. New brush-finch *Atlapetes* from Peru. *Ibis* 141:194-198.
- Van der Hammen, T. y A.M. Cleef. 1983. Datos para la historia de la flora Andina. *Revista Chilena de Historia Natural* 56:97-107.
- Van der Werff, H. y T. Consiglio 2004. Distribution and conservation significance of endemic species of flowering plants in Peru. *Biodiversity and Conservation* 13:1699-1713.
- van Jaarsveld, A. S., S. Freitag, S. L. Chown, C. Muller, S. Koch, H. Hull, C. Bellamy, M. Krüger, S. Endrödy-Younga, M. W. Mansell y C. H. Scholtz. 1998. Biodiversity assessment and conservation strategies. *Science* 279:2106-2108.
- Vargas, J. H., T. Consiglio, P. M. Jørgensen y T. B. Croat. 2004. Modeling distribution patterns in a species-rich plant genus, *Anthurium* (Araceae), in Ecuador. *Diversity and Distributions* 10:211-216.
- Voss R.S., T. Tarifa y E. Yensen. 2004. An introduction to *Marmosops* (Marsupialia: Didelphidae), with the description of a new species from Bolivia and notes on the taxonomy and distribution of other Bolivian forms. *American Museum Novitates* 3466:1-40.
- Villalpando, G., J. Vargas y J. Salazar-Bravo. 2006. First record of *Rhagamys* (Mammalia: Sigmodontinae) in Bolivia. *Mastozoología Neotropical* 13:143-149.
- Vuilleumier, B. Simpson. 1971. Pleistocene changes in the fauna and flora of South America. *Science* 173:771-780.
- Vuilleumier, F. 1970. Insular biogeography in continental regions. I. The northern Andes of South America. *The American Naturalist* 104:373-388.

- Weigend, M. 2002. Observations on the Biogeography of the Amotape-Huancabamba Zone in Northern Peru. *The Botanical Review* 68:38-54.
- Whitney, B. M., D. C. Oren y R. T. Brumfield. 2004. A new species of *Thamnophilus antshrike* (Aves: Thamnophilidae) from the Serra Do Divisor, Acre, Brazil. *Auk* 121:1031-1039.
- Wilson, D. E. y D. M. Reeder. 2005. *Mammal Species of the World*, third edition. Johns Hopkins University Press, Baltimore, EEUU.
- Young, B. E., S. N. Stuart, J. S. Chanson, N. A. Cox y T. M. Boucher. 2004. *Joyas que Están Desapareciendo: El Estado de Conservación de los Anfibios en el Nuevo Mundo*. NatureServe, Arlington, Virginia, EEUU.
- Young, K. R. 1995. Biogeographical paradigms useful for the study of tropical montane forests and their biota. Pages 79-87 in S. P. Churchill, H. Balslev, E. Forero, and J. L. Luteyn (editors), *Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forests*. The New York Botanical Garden. New York.
- Young, K. R., C. Ulloa, J. L. Luteyn y S. Knapp. 2002. Plant evolution and endemism in Andean South America: An introduction. *The Botanical Review* 68:4-21.
- Zimmermann, N. 2000. *Tools for analyzing, summarizing, and mapping of biophysical variables*. Disponible en <http://www.wsl.ch/staff/niklaus.zimmermann/progs.html>.

Apéndices

Apéndice 1. Fuentes de datos acerca de las localidades

Apéndice 1A: Museos de historia natural que contribuyeron registros de localidades para los animales.

Institución	Colección		
	Aves	Mamíferos	Anfibios
American Natural History Museum	x	x	x
Asociación Armonía	x		
Carnegie Museum of Natural History	x	x	
Centro de Biodiversidad y Genética (Cochabamba, Bolivia)		x	
Centro de Datos para la Conservación (CDC) de la Universidad Nacional Agraria La Molina		x	
Colección Boliviana de Fauna	x	x	
Delaware Museum of Natural History	x		
Field Museum	x	x	x
Louisiana State University, Museum of Natural Science	x	x	x
Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado (Santa Cruz, Bolivia)	x		
Museo de Historia Natural, Universidad Nacional Mayor de San Marcos	x	x	x
The Academy of Natural Sciences	x		
United States National Museum of Natural History	x	x	x
University of California, Berkeley, Museum of Vertebrate Zoology	x	x	x
University of Kansas, Museum of Natural History			x
University of Michigan, Museum of Zoology	x	x	x
University of New Mexico, Museum of Southwestern Biology	x	x	
Yale Peabody Museum	x		

Apéndice 1B: Herbarios que contribuyeron con registros de localidades para las plantas.

Albion R. Hodgdon Herbarium. University of New Hampshire. Durham, New Hampshire.
Bailey Hortorium Herbarium, Cornell University. Ithaca, New York.
Botanical Museum. Lund, Suecia.
Botanischer Garten und Botanisches Museum Berlin-Dahlem. Berlin, Alemania
Conservatoire et Jardin botaniques de la Ville de Genève. Geneve, Suiza.
Daubeny Herbarium. University of Oxford. Oxford, Inglaterra, Reino Unido
Dudley Herbarium. California Academy of Sciences. San Francisco, California.
Field Museum of Natural History. Chicago, Illinois.
Fielding-Druce Herbarium. University of Oxford. Oxford, Inglaterra, Reino Unido
Harvard University Herbaria. Cambridge, Massachusetts.
Herbario Amazonense. Universidad Nacional de la Amazonía Peruana. Iquitos, Perú
Herbario del Oriente Boliviano. Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado. Universidad Autónoma
Gabriel René Moreno. Santa Cruz, Bolivia.
Herbario Nacional Colombiano. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.
Herbario Nacional de Bolivia. La Paz, Bolivia.
Herbario Nacional del Ecuador. Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales. Quito, Ecuador.
Herbario Nacional Forestal Martín Cárdenas. Cochabamba, Bolivia.
Herbario Nacional. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
Herbario Selva Central. Oxapampa, Perú.
Herbario Vargas. Universidad Nacional San Antonio Abad del Cusco. Cusco, Perú.
Herbario. Museo de Historia Natural, Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Lima, Perú.

- Herbario. Fundación Miguel Lillo. Tucumán, Argentina.
- Herbario. Instituto de Botánica Darwinion. Buenos Aires, Argentina.
- Herbario. Instituto de Botánica del Nordeste. Corrientes, Argentina.
- Herbario. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Buenos Aires, Argentina
- Herbario. Proyecto BOLFOR. Santa Cruz, Bolivia.
- Herbario. Real Jardín Botánico. Madrid, España.
- Herbario. Universidad Nacional Agraria La Molina. Lima, Perú.
- Herbario. Universidad Nacional de Cajamarca. Cajamarca, Perú.
- Herbario. Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba, Argentina.
- Herbário. Universidade de São Paulo. São Paulo, Brasil.
- Herbarium of the University of Arizona. Tucson, Arizona.
- Herbarium Senckenbergianum. Forschungsinstitut Senckenberg. Frankfurt, Alemania.
- Herbarium Truxillense. Universidad Nacional de Trujillo. La Libertad, Perú.
- Herbarium. Naturhistorisches Museum Wien. Viena, Austria.
- Herbarium. Pomona College. Claremont, California.
- Herbarium. Royal Botanic Gardens, Kew. Richmond, Inglaterra, Reino Unido
- Herbarium. University of Michigan. Ann Arbor, Michigan.
- Herbarium. Uppsala University. Uppsala, Suecia.
- Herbarium. Academy of Natural Sciences. Filadelfia, Pennsylvania.
- Herbarium. Albrecht-von-Haller-Institut für Pflanzenwissenschaften. Universität Göttingen. Alemania.
- Herbarium. California Academy of Sciences. San Francisco, California.
- Herbarium. Heidelberger Institut für Pflanzenwissenschaften. Universität Heidelberg. Alemania.
- Herbarium. Institut für Systematische Botanik. Universität Zürich. Suiza.
- Herbarium. Marie Selby Botanical Gardens. Sarasota, Florida.
- Herbarium. Missouri Botanical Garden. St. Louis, Missouri.
- Herbarium. National Museum in Prague. Prague, República Checa.
- Herbarium. Natural History Museum of Los Angeles County. Los Angeles, California.
- Herbarium. Rancho Santa Ana Botanic Garden. Claremont, California.
- Herbarium. Royal Botanic Garden. Edinburgh, Escocia, Reino Unido
- Herbarium. Swedish Museum of Natural History. Estocolmo, Suecia.
- Herbarium. The Natural History Museum. Londres, Inglaterra, Reino Unido
- Herbarium. United States National Arboretum. Washington D.C.
- Herbarium. University of California. Los Angeles, California.
- Herbarium. University of Copenhagen. Copenhagen, Dinamarca.
- Herbarium. University of Texas at Austin. Austin, Texas.
- Herbarium. V. L. Komarov Botanical Institute. San Petersburgo, Rusia.
- Herbier National de Paris. Muséum National d'Histoire Naturelle. París, Francia.
- Nationaal Herbarium Nederland, Leiden University branch. Leiden, Países Bajos
- United States National Herbarium. Smithsonian Institution. Washington D.C.
- University Herbarium. University of California. Berkeley, California.
- University of Aarhus Herbarium Jutlandicum. Aarhus, Dinamarca.
- William and Lynda Steere Herbarium. New York Botanical Garden. Bronx, New York.

Apéndice 1C. Fuentes de registros de localidades en la literatura científica.

Visite la página web <www.natureserve.org/AndesAmazon> para leer una lista de referencias que proporcionaron registros de localidades.

Apéndice 2. Lista de especies focales incluidas en el estudio

Grupo	Orden	Familia	Especie	Nº de localidades singulares	Modelo*	Tamaño de la distribución Km ²
Plantas						
	Filicales					
		Cyatheaceae				
			<i>Cnemidaria alatissima</i>	1	Deductivo	49
			<i>Cyathea arnecornelii</i>	6	m3	360
			<i>Cyathea bettinae</i>	1	Deductivo	388
			<i>Cyathea boliviana</i>	24	m3	25,155
			<i>Cyathea multisegmenta</i>	2	m3	5,879
	Celastrales					
		Aquifoliaceae				
			<i>Ilex aggregata</i>	18	m4	143,572
			<i>Ilex anonoides</i>	12	m4	120,156
			<i>Ilex crassifolioides</i>	7	m3	34,296
			<i>Ilex gotardensis</i>	5	m4	15,822
			<i>Ilex herzogii</i>	6	m4	3,035
			<i>Ilex hippocrateoides</i>	17	m4	71,456
			<i>Ilex imbricata</i>	2	m4	499
			<i>Ilex loretoica</i>	1	Deductivo	77
			<i>Ilex mandonii</i>	10	m3	26,401
			<i>Ilex microsticta</i>	6	m2	47,527
			<i>Ilex pseudoebenacea</i>	3	m4	723
			<i>Ilex tarapotina</i>	6	m3	104,227
			<i>Ilex trichoclada</i>	3	m3	8,352
			<i>Ilex villosula</i>	8	m3	69,690
	Campanulales					
		Campanulaceae				
			<i>Centropogon bangii</i>	1	Deductivo	2
			<i>Centropogon brittonianus</i>	17	m4	1,650
			<i>Centropogon eilersii</i>	3	m3/Híbrido	1,320
			<i>Centropogon gloriosus</i>	8	m3	2,539
			<i>Centropogon incanus</i>	18	m2	17,450
			<i>Centropogon isabellinus</i>	7	m3	1,805
			<i>Centropogon magnificus</i>	2	m4	30
			<i>Centropogon mandonis</i>	25	m3	20,980
			<i>Centropogon perlongus</i>	3	m3	6,297
			<i>Centropogon reflexus</i>	10	m2	643
			<i>Centropogon roseus</i>	11	m4	117,044
			<i>Centropogon sciaphilus</i>	11	m4	63,517
			<i>Centropogon umbrosus</i>	20	m3	35,512
			<i>Centropogon unduavensis</i>	6	m3	883
			<i>Centropogon varicus</i>	4	m4	3,913
			<i>Centropogon vitifolius</i>	1	Deductivo	78
			<i>Centropogon yungasensis</i>	13	m3	75,152
			<i>Siphocampylus actinotrix</i>	8	m3	6,638
			<i>Siphocampylus andinus</i>	21	m3	10,667
			<i>Siphocampylus angustiflorus</i>	5	m2	15,550

Grupo	Orden	Familia	Especie	Nº de localidades singulares	Modelo*	Tamaño de la distribución Km²
			<i>Siphocampylus arachnes</i>	3	m3	8,180
			<i>Siphocampylus ayersiae</i>	6	m3	22,588
			<i>Siphocampylus bilabiatus</i>	11	m4	31,074
			<i>Siphocampylus boliviensis</i>	44	m4	30,895
			<i>Siphocampylus comosus</i>	7	m4	3,201
			<i>Siphocampylus correoides</i>	5	m3	4,394
			<i>Siphocampylus dubius</i>	6	m3	1,374
			<i>Siphocampylus flagelliformis</i>	13	m3	32,567
			<i>Siphocampylus kuntzeanus</i>	1	Deductivo	78
			<i>Siphocampylus longior</i>	5	m4	24,510
			<i>Siphocampylus membranaceus</i>	4	m4	11,407
			<i>Siphocampylus neurotrichus</i>	4	m4	1,643
			<i>Siphocampylus oblongifolius</i>	2	m3	865
			<i>Siphocampylus plegmatocaulis</i>	3	m3	1,178
			<i>Siphocampylus radiatus</i>	9	m3	4,142
			<i>Siphocampylus reflexus</i>	3	m4	1,941
			<i>Siphocampylus rosmarinifolius</i>	8	m2	2,677
			<i>Siphocampylus rusbyanus</i>	19	m4	58,915
			<i>Siphocampylus sparsipilus</i>	2	Deductivo	507
			<i>Siphocampylus spruceanus</i>	1	Deductivo	80
			<i>Siphocampylus subcordatus</i>	2	Deductivo	157
			<i>Siphocampylus tunarensis</i>	6	m4	7,874
			<i>Siphocampylus tunicatus</i>	9	m4	2,579
			<i>Siphocampylus vatkeanus</i>	2	m3	55
			<i>Siphocampylus werdermannii</i>	8	m3	37,077
	Ericales					
		Ericaceae				
			<i>Bejaria infundibula</i>	12	m3	9,692
			<i>Cavendishia martii</i>	59	m2	71,814
			<i>Cavendishia punctata</i>	10	m3	13,002
			<i>Ceratostema ferreyrae</i>	1	Deductivo	623
			<i>Demosthenesia buxifolia</i>	4	m4	17,759
			<i>Demosthenesia cordifolia</i>	1	Deductivo	1,077
			<i>Demosthenesia dudleyi</i>	1	Deductivo	1,271
			<i>Demosthenesia mandonii</i>	54	m3	32,211
			<i>Demosthenesia oppositifolia</i>	4	m2	4,260
			<i>Demosthenesia pearcei</i>	8	m1	15,519
			<i>Demosthenesia spectabilis</i>	18	m4	13,176
			<i>Demosthenesia vilcabambensis</i>	2	m2	5,693
			<i>Demosthenesia weberbauerii</i>	1	Deductivo	1,288
			<i>Diogenesia boliviana</i>	11	m4	10,150
			<i>Diogenesia laxa</i>	1	Deductivo	1,288
			<i>Diogenesia racemosa</i>	3	m4	4,845
			<i>Diogenesia vargasiana</i>	6	m2	2,101
			<i>Disterigma ovatum</i>	10	m4	16,288
			<i>Disterigma pallidum</i>	10	m3	5,329
			<i>Disterigma pernettyoides</i>	35	m3	43,495
			<i>Polyclita turbinata</i>	30	m4	3,611
			<i>Psammisia globosa</i>	2	Deductivo	945
			<i>Satyria boliviana</i>	8	m4	16,378
			<i>Satyria neglecta</i>	1	Deductivo	87

Grupo	Orden	Familia	Especie	Nº de localidades singulares	Modelo*	Tamaño de la distribución Km²
			<i>Satyria polyantha</i>	2	m4	3,584
			<i>Satyria Vargasii</i>	2	m3	10,303
			<i>Siphonandra boliviana</i>	1	Deductivo	76
			<i>Siphonandra elliptica</i>	32	m2	69,075
			<i>Sphyrospermum buesii</i>	1	Deductivo	307
			<i>Sphyrospermum sessiliflorum</i>	2	Deductivo	158
			<i>Themistoclesia peruviana</i>	8	m2	45,897
			<i>Themistoclesia unduavensis</i>	5	m2	5,327
			<i>Thibaudia axillaris</i>	1	Deductivo	22
			<i>Thibaudia biflora</i>	1	Deductivo	13,830
			<i>Thibaudia cardiophylla</i>	1	Deductivo	51
			<i>Thibaudia crenulata</i>	49	m4	63,715
			<i>Thibaudia croatii</i>	3	m3	1,240
			<i>Thibaudia densiflora</i>	7	m2	5,196
			<i>Thibaudia dudleyi</i>	6	m1	3,034
			<i>Thibaudia herrerae</i>	1	Deductivo	659
			<i>Thibaudia macrocalyx</i>	21	m4	5,195
			<i>Thibaudia rauhii</i>	2	m2	1,017
			<i>Thibaudia regularis</i>	4	m4	14,828
			<i>Thibaudia uniflora</i>	1	Deductivo	75
			<i>Vaccinium elvirae</i>	7	m1	16,890
			<i>Vaccinium mathewsii</i>	7	m4	3,543
			<i>Vaccinium sphyrospermoides</i>	1	Deductivo	520
	Fabales					
		Fabaceae				
			<i>Inga amoroensis</i>	1	Deductivo	703
			<i>Inga approximata</i>	16	m3	29,864
			<i>Inga augustii</i>	1	Deductivo	78
			<i>Inga cynometrifolia</i>	2	m4	739
			<i>Inga expansa</i>	21	m4/Híbrido	46,174
			<i>Inga fosteriana</i>	1	Deductivo	79
			<i>Inga gereauana</i>	3	m4	8,540
			<i>Inga killipiana</i>	5	m4	35,587
			<i>Inga lineata</i>	14	m3	83,091
			<i>Inga longipes</i>	9	m2	39,581
			<i>Inga maynensis</i>	10	m4	17,710
			<i>Inga megalobotrys</i>	1	Deductivo	1,251
			<i>Inga pluricarpellata</i>	2	m3	9,629
			<i>Inga porcata</i>	5	m4	85,533
			<i>Inga steinbachii</i>	28	m4/Híbrido	237,600
			<i>Inga tarapotensis</i>	2	Deductivo	501
			<i>Mimosa boliviana</i>	54	m4	34,667
			<i>Mimosa Cuscoana</i>	5	m4	2,846
			<i>Mimosa pectinatipinna</i>	6	m4	7,218
			<i>Mimosa revoluta</i>	38	m4	27,240
			<i>Mimosa rusbyana</i>	4	m4	3,646
			<i>Mimosa williamsii</i>	1	Deductivo	4
			<i>Mimosa woodii</i>	4	m4	3,440
	Myrtales					
		Onagraceae				
			<i>Fuchsia abrupta</i>	22	m3	15,121

Grupo	Orden	Familia	Especie	Nº de localidades singulares	Modelo*	Tamaño de la distribución Km²
			<i>Fuchsia apetala</i>	79	m4	63,311
			<i>Fuchsia austromontana</i>	24	m3/Híbrido	27,433
			<i>Fuchsia ceracea</i>	1	Deductivo	79
			<i>Fuchsia chloroloba</i>	11	m4	24,355
			<i>Fuchsia cochabambana</i>	9	m3	5,600
			<i>Fuchsia confertifolia</i>	2	m2	732
			<i>Fuchsia coriacifolia</i>	1	Deductivo	43
			<i>Fuchsia decussata</i>	17	m3	42,288
			<i>Fuchsia ferreyrae</i>	7	m4	20,988
			<i>Fuchsia fontinalis</i>	12	m2	9,615
			<i>Fuchsia furfuracea</i>	23	m4	23,115
			<i>Fuchsia garleppiana</i>	7	m4	8,103
			<i>Fuchsia huanucoensis</i>	3	m4	3,894
			<i>Fuchsia inflata</i>	10	m3	11,893
			<i>Fuchsia juntasensis</i>	13	m4	26,313
			<i>Fuchsia llewelynii</i>	2	m2	613
			<i>Fuchsia macropetala</i>	7	m4	5,696
			<i>Fuchsia macrophylla</i>	37	m4	72,659
			<i>Fuchsia mathewsii</i>	18	m3	5,027
			<i>Fuchsia mezae</i>	1	Deductivo	25
			<i>Fuchsia nana</i>	9	m4	7,342
			<i>Fuchsia ovalis</i>	6	m2	9,576
			<i>Fuchsia pilosa</i>	7	m3	2,587
			<i>Fuchsia rivularis</i>	15	m4	6,629
			<i>Fuchsia salicifolia</i>	9	m4	12,095
			<i>Fuchsia sanctae-rosae</i>	84	m3	62,713
			<i>Fuchsia sanmartina</i>	4	m4	3,594
			<i>Fuchsia simplicicaulis</i>	10	m3	26,549
			<i>Fuchsia tincta</i>	9	m4	1,251
			<i>Fuchsia tunariensis</i>	8	m4	8,473
			<i>Fuchsia Vargasiana</i>	6	m3	2,073
			<i>Fuchsia wurdackii</i>	4	m3	676
	Polygalales					
		Malpighiaceae				
			<i>Adelphia macrophylla</i>	3	m4	13,830
			<i>Adelphia mirabilis</i>	1	Deductivo	77
			<i>Amorimia camporum</i>	7	m3	5,866
			<i>Bunchosia berlinii</i>	7	m3	12,242
			<i>Bunchosia bonplandiana</i>	1	Deductivo	14
			<i>Diplopterys schunkei</i>	1	Deductivo	78
			<i>Diplopterys woytkowskii</i>	3	m4	37,558
			<i>Excentradenia boliviana</i>	1	Deductivo	77
			<i>Heteropterys actinoctenia</i>	1	Deductivo	79
			<i>Heteropterys andina</i>	3	m4	553
			<i>Heteropterys fulva</i>	1	Deductivo	80
			<i>Heteropterys magnifica</i>	1	Deductivo	78
			<i>Heteropterys oxenderi</i>	2	m4	355
			<i>Hiraea christianeae</i>	1	Deductivo	77
			<i>Lophopterys peruviana</i>	3	m4	5,167
			<i>Mascagnia boliviana</i>	1	Deductivo	76

Grupo	Orden	Familia	Especie	Nº de localidades singulares	Modelo*	Tamaño de la distribución Km²
			<i>Mezia russellii</i>	2	m4	2,078
			<i>Stigmaphyllon aberrans</i>	4	m3	4,415
			<i>Stigmaphyllon argenteum</i>	19	m3	71,171
			<i>Stigmaphyllon coloratum</i>	5	m4	30,698
			<i>Stigmaphyllon cuzcanum</i>	4	m4	1,265
			<i>Stigmaphyllon peruvianum</i>	7	m3	3,221
			<i>Stigmaphyllon tarapotense</i>	3	m4	2,569
			<i>Stigmaphyllon yungasense</i>	2	m3	1,474
			<i>Tetrapteryx stipulacea</i>	1	Deductivo	79
	Rosales					
		Brunelliaceae				
			<i>Brunellia boliviana</i>	29	m3	17,914
			<i>Brunellia briquetii</i>	1	Deductivo	80
			<i>Brunellia brunnea</i>	3	m3	9,937
			<i>Brunellia coroicoana</i>	10	Deductivo	4,460
			<i>Brunellia Cuscoensis</i>	1	Deductivo	1,395
			<i>Brunellia dichapetaloides</i>	1	Deductivo	58
			<i>Brunellia dulcis</i>	1	Deductivo	34
			<i>Brunellia hexasepala</i>	1	Deductivo	61
			<i>Brunellia rhoides</i>	21	m1	23,186
			<i>Brunellia weberbaueri</i>	1	Deductivo	1,834
		Chrysobalanaceae				
			<i>Hirtella aramangensis</i>	1	Deductivo	62
			<i>Hirtella beckii</i>	1	Deductivo	9
			<i>Hirtella lightioides</i>	12	Deductivo	8,186
			<i>Hirtella revillae</i>	8	m3	21,891
			<i>Hirtella standleyi</i>	1	Deductivo	65
			<i>Licania boliviensis</i>	3	m4/Híbrido	7,019
			<i>Licania bullata</i>	1	Deductivo	323
			<i>Licania cecidiophora</i>	2	m2	2,780
			<i>Licania filomenoi</i>	2	m4	3,460
			<i>Licania klugii</i>	8	m2	76,618
			<i>Licania tambopatensis</i>	4	m4	37,330
			<i>Licania trigonioides</i>	1	Deductivo	76
			<i>Licania vasquezii</i>	1	Deductivo	80
	Sapindales					
		Anacardiaceae				
			<i>Mauria boliviana</i>	1	Deductivo	82
			<i>Mauria denticulata</i>	1	Deductivo	329
			<i>Mauria killipii</i>	5	m4	17,345
			<i>Schinopsis peruviana</i>	5	m4	2,351
			<i>Thrsodium herrerenense</i>	5	Deductivo	105,975
	Scrophulariales					
		Acanthaceae				
			<i>Aphelandra campii</i>	2	Deductivo	112
			<i>Aphelandra castanifolia</i>	24	m1	70,712
			<i>Aphelandra cuscoensis</i>	3	m4	30,513
			<i>Aphelandra dasyantha</i>	3	m3	593
			<i>Aphelandra eurystoma</i>	3	m4	14,871
			<i>Aphelandra ferreyrae</i>	5	m3	6,946

Grupo	Orden	Familia	Especie	Nº de localidades singulares	Modelo*	Tamaño de la distribución Km ²
			<i>Aphelandra goodspeedii</i>	17	m4	121,788
			<i>Aphelandra hapala</i>	1	Deductivo	2,334
			<i>Aphelandra inaequalis</i>	3	Deductivo	6,288
			<i>Aphelandra jacobinoides</i>	4	m1	1,987
			<i>Aphelandra juninensis</i>	1	Deductivo	56
			<i>Aphelandra kolobantha</i>	4	m4	2,588
			<i>Aphelandra latibracteata</i>	9	m3	9,727
			<i>Aphelandra limbatifolia</i>	3	m4	4,993
			<i>Aphelandra luyensis</i>	1	Deductivo	30
			<i>Aphelandra macrosiphon</i>	6	m1/Híbrido	16,092
			<i>Aphelandra modesta</i>	1	Deductivo	79
			<i>Aphelandra montis-scalaris</i>	1	Deductivo	352
			<i>Aphelandra mucronata</i>	4	m3	1,463
			<i>Aphelandra neillii</i>	5	m3	18,877
			<i>Aphelandra pepe-parodii</i>	2	Deductivo	6,359
			<i>Aphelandra peruviana</i>	2	Deductivo	3,613
			<i>Aphelandra rubra</i>	32	m2	44,965
			<i>Aphelandra rusbyi</i>	8	m3	79,719
			<i>Aphelandra tillettii</i>	1	Deductivo	1,261
			<i>Aphelandra weberbaueri</i>	1	Deductivo	406
			<i>Aphelandra wurdackii</i>	2	m2	1,374
			<i>Dicliptera palmariensis</i>	2	Deductivo	183
			<i>Dicliptera purpurascens</i>	9	m4/Híbrido	10,472
			<i>Justicia albadenia</i>	11	m3	53,467
			<i>Justicia alpina</i>	5	m1	2,977
			<i>Justicia aphelandroides</i>	2	Deductivo	207
			<i>Justicia arcuata</i>	10	m4/Híbrido	45,522
			<i>Justicia beckii</i>	5	m2	28,300
			<i>Justicia boliviensis</i>	41	m2	53,592
			<i>Justicia chapareensis</i>	2	Deductivo	141
			<i>Justicia concavibracteata</i>	4	m1	204,251
			<i>Justicia cuspidulata</i>	1	Deductivo	79
			<i>Justicia Cuscoensis</i>	3	Deductivo	13,235
			<i>Justicia dryadum</i>	6	m4	45,775
			<i>Justicia elegantissima</i>	1	Deductivo	79
			<i>Justicia hylophila</i>	3	m3	26,785
			<i>Justicia iochila</i>	1	Deductivo	79
			<i>Justicia israelvargasii</i>	2	m4	6,695
			<i>Justicia kessleri</i>	10	m4	4,827
			<i>Justicia lancifolia</i>	1	Deductivo	2,318
			<i>Justicia longiacuminata</i>	2	m3	27
			<i>Justicia lorentensis</i>	1	Deductivo	352
			<i>Justicia manserichensis</i>	6	m2	20,772
			<i>Justicia megalantha</i>	2	m3	5,229
			<i>Justicia mendax</i>	3	m3	7,026
			<i>Justicia miguelii</i>	10	m4	13,969
			<i>Justicia monopleurantha</i>	9	m2	29,864
			<i>Justicia pluriformis</i>	6	m1	5,115
			<i>Justicia pozuzoensis</i>	1	Deductivo	224
			<i>Justicia pyrrhostachya</i>	2	Deductivo	159
			<i>Justicia rauhii</i>	5	m3	15,442

Grupo	Orden	Familia	Especie	Nº de localidades singulares	Modelo*	Tamaño de la distribución Km²
			<i>Justicia ruiziana</i>	2	Deductivo	156
			<i>Justicia rusbyana</i>	5	m4	5,011
			<i>Justicia soukupii</i>	2	Deductivo	4,128
			<i>Justicia steinbachiorum</i>	2	m4	1,211
			<i>Justicia tarapotensis</i>	1	Deductivo	78
			<i>Justicia tremulifolia</i>	1	Deductivo	77
			<i>Justicia umbricola</i>	6	m1	4,791
			<i>Justicia weberbaueri</i>	2	Deductivo	1,258
			<i>Justicia yungensis</i>	4	m2	7,770
			<i>Justicia yuyoensis</i>	2	m1	1,871
			<i>Mendoncia aurea</i>	1	Deductivo	76
			<i>Mendoncia gigas</i>	2	Deductivo	158
			<i>Mendoncia killipii</i>	3	Deductivo	236
			<i>Mendoncia klugii</i>	2	Deductivo	422
			<i>Mendoncia peruviana</i>	1	Deductivo	79
			<i>Mendoncia robusta</i>	3	m4	14,208
			<i>Mendoncia smithii</i>	4	m4	1,339
			<i>Mendoncia tarapotana</i>	7	m2	21,617
			<i>Odontonema hookerianum</i>	2	m4	835
			<i>Oplonia grandiflora</i>	1	Deductivo	78
			<i>Orophochilus stipulaceus</i>	2	m3	520
			<i>Pachystachys badiospica</i>	5	m4	118,156
			<i>Pachystachys fosteri</i>	1	Deductivo	78
			<i>Pachystachys incarnata</i>	1	Deductivo	78
			<i>Pachystachys killipii</i>	1	Deductivo	76
			<i>Pachystachys longibracteata</i>	4	m4	2,059
			<i>Pachystachys ossolae</i>	14	m2	58,594
			<i>Pachystachys puberula</i>	14	m2	5,714
			<i>Pachystachys rosea</i>	2	m4	1,671
			<i>Pachystachys schunkei</i>	1	Deductivo	227
			<i>Pseuderanthemum weberbaueri</i>	1	Deductivo	466
			<i>Ruellia antiquorum</i>	7	m4	2,448
			<i>Ruellia beckii</i>	1	Deductivo	286
			<i>Ruellia dolichosiphon</i>	1	Deductivo	51,039
			<i>Ruellia gracilis</i>	6	m4	16,291
			<i>Ruellia haenkeana</i>	82	m3/Híbrido	113,061
			<i>Ruellia pearcei</i>	26	m2/Híbrido	110,927
			<i>Ruellia phyllocalyx</i>	1	Deductivo	77
			<i>Ruellia rauhii</i>	1	Deductivo	77
			<i>Ruellia ruiziana</i>	17	m1	104,702
			<i>Ruellia tarapotana</i>	10	m4	168,354
			<i>Ruellia tessmannii</i>	1	Deductivo	79
			<i>Ruellia yurimaguensis</i>	15	m3/Híbrido	64,908
			<i>Sanchezia arborea</i>	1	Deductivo	77
			<i>Sanchezia aurantiaca</i>	1	Deductivo	77
			<i>Sanchezia aurea</i>	1	Deductivo	107
			<i>Sanchezia bicolor</i>	1	Deductivo	70
			<i>Sanchezia capitata</i>	1	Deductivo	74
			<i>Sanchezia conferta</i>	2	Deductivo	801
			<i>Sanchezia cyathibractea</i>	1	Deductivo	78
			<i>Sanchezia dasia</i>	1	Deductivo	76

Grupo	Orden	Familia	Especie	Nº de localidades singulares	Modelo*	Tamaño de la distribución Km ²
			<i>Sanchezia decora</i>	1	Deductivo	77
			<i>Sanchezia ferreyrae</i>	1	Deductivo	76
			<i>Sanchezia filamentosa</i>	4	m2	30,232
			<i>Sanchezia flava</i>	2	m4	516
			<i>Sanchezia killipii</i>	1	Deductivo	78
			<i>Sanchezia klugii</i>	3	m3	10,095
			<i>Sanchezia lasia</i>	2	Deductivo	153
			<i>Sanchezia lispa</i>	1	Deductivo	77
			<i>Sanchezia loranthifolia</i>	2	m4	4,635
			<i>Sanchezia megalia</i>	7	m2	30,333
			<i>Sanchezia ovata</i>	6	m2	115,458
			<i>Sanchezia oxysepala</i>	5	m2	11,006
			<i>Sanchezia pedicellata</i>	1	Deductivo	76
			<i>Sanchezia pulchra</i>	3	m2	151
			<i>Sanchezia punicea</i>	2	m4	3,948
			<i>Sanchezia rhodochroa</i>	1	Deductivo	78
			<i>Sanchezia rosea</i>	1	Deductivo	79
			<i>Sanchezia rubriflora</i>	4	m3	3,464
			<i>Sanchezia sanmartinensis</i>	1	Deductivo	77
			<i>Sanchezia scandens</i>	9	m3	69,165
			<i>Sanchezia sprucei</i>	3	m4	13,215
			<i>Sanchezia stenantha</i>	8	m4	23,858
			<i>Sanchezia stenomacra</i>	3	m4	13,971
			<i>Sanchezia sylvestris</i>	1	Deductivo	65
			<i>Sanchezia tarapotensis</i>	3	m3	10,893
			<i>Sanchezia tigrina</i>	3	Deductivo	229
			<i>Sanchezia villosa</i>	1	Deductivo	55
			<i>Sanchezia williamsii</i>	1	Deductivo	140
			<i>Sanchezia woytkowskii</i>	1	Deductivo	13
			<i>Sanchezia wurdackii</i>	3	m4	4,346
			<i>Sanchezia xantha</i>	1	Deductivo	39
			<i>Stenostephanus cochabambensis</i>		4	m4 641
			<i>Stenostephanus crenulatus</i>	32	m4	19,722
			<i>Stenostephanus davidsonii</i>	4	m4/Híbrido	9,309
			<i>Stenostephanus krukoffii</i>	4	m1	21,464
			<i>Stenostephanus longistaminus</i>	11	m2/Híbrido	42,355
			<i>Stenostephanus lyman-smithii</i>	16	m1	23,684
			<i>Stenostephanus pyramidalis</i>	8	m3	5,855
			<i>Stenostephanus spicatus</i>	3	m3	498
			<i>Stenostephanus sprucei</i>	4	m4	44,693
			<i>Stenostephanus tenellus</i>	4	m2	25,016
			<i>Streblacanthus amoenus</i>	10	m3	72,855
			<i>Suessenguthia barthleniana</i>	12	m4/Híbrido	24,652
			<i>Suessenguthia koessleri</i>	5	m3	2,954
			<i>Suessenguthia vargasii</i>	14	m2/Híbrido	69,356
			<i>Suessenguthia wenzelii</i>	2	Deductivo	18,117
			<i>Tetramerium surcubambense</i>	1	Deductivo	57
			<i>Tetramerium zeta</i>	2	Deductivo	800
			<i>Trichosanchezia chrysothrix</i>	3	m4	3,517
Theales						
		Marcgraviaceae				

Grupo	Orden	Familia	Especie	Nº de localidades singulares	Modelo*	Tamaño de la distribución Km²
			<i>Marcgravia longifolia</i>	8	m3	44,822
			<i>Marcgravia weberbaueri</i>	16	m4	77,737
			<i>Sarcopera oxystilis</i>	20	m4	32,314
			<i>Schwartzia magnifica</i>	10	m4	67,625
			<i>Souroubea fragilis</i>	6	m4/Híbrido	26,414
			<i>Souroubea peruviana</i>	3	m3	8,072
			<i>Souroubea stichadenia</i>	5	m4	15,661
	Violales					
		Loasaceae				
			<i>Caiophora canarinoides</i>	38	m2	24,174
			<i>Caiophora madrequisa</i>	9	m3	20,137
			<i>Caiophora vargasii</i>	1	Deductivo	276
			<i>Mentzelia heterosepala</i>	4	m4	10,371
			<i>Nasa aspiazui</i>	1	Deductivo	80
			<i>Nasa callacallensis</i>	1	Deductivo	78
			<i>Nasa colanii</i>	1	Deductivo	54
			<i>Nasa driesslei</i>	2	m4	3,145
			<i>Nasa ferruginea</i>	7	m4	22,551
			<i>Nasa formosissima</i>	3	m3	481
			<i>Nasa herzogii</i>	3	m4	1,867
			<i>Nasa kuelapensis</i>	1	Deductivo	57
			<i>Nasa limata</i>	2	m3	6,444
			<i>Nasa nubicolorum</i>	1	Deductivo	28
			<i>Nasa pascoensis</i>	1	Deductivo	67
			<i>Nasa stuebeliana</i>	2	m4	655
			<i>Nasa tingomariensis</i>	6	m4	11,241
			<i>Nasa umbraculifera</i>	1	Deductivo	29
			<i>Nasa victorii</i>	1	Deductivo	53
	Violales					
		Passifloraceae				
			<i>Passiflora amazonica</i>	3	m3	6,611
			<i>Passiflora aristulata</i>	10	m3	13,968
			<i>Passiflora buchtienii</i>	7	m2	715
			<i>Passiflora callacallensis</i>	1	Deductivo	19
			<i>Passiflora chaparensis</i>	3	m4	1,451
			<i>Passiflora cirrhipes</i>	1	Deductivo	77
			<i>Passiflora Cuscoensis</i>	1	Deductivo	78
			<i>Passiflora dalechampioides</i>	4	m2	17,761
			<i>Passiflora fernandezii</i>	2	Deductivo	156
			<i>Passiflora ferruginea</i>	5	m3	34,353
			<i>Passiflora frutescens</i>	2	m3	482
			<i>Passiflora guenterii</i>	1	Deductivo	79
			<i>Passiflora hastifolia</i>	1	Deductivo	32
			<i>Passiflora heterohelix</i>	1	Deductivo	76
			<i>Passiflora inca</i>	4	m4	1,061
			<i>Passiflora insignis</i>	11	m3	705
			<i>Passiflora leptoclada</i>	3	m1	32,781
			<i>Passiflora macropoda</i>	12	m4	2,321
			<i>Passiflora mandonii</i>	32	m3/Híbrido	14,424
			<i>Passiflora nephrodes</i>	13	m3	4,711
			<i>Passiflora parvifolia</i>	10	m3/Híbrido	25,597

Grupo	Orden	Familia	Especie	Nº de localidades singulares	Modelo*	Tamaño de la distribución Km ²
			<i>Passiflora pascoensis</i>	5	m3	4,612
			<i>Passiflora poeppigii</i>	1	Deductivo	79
			<i>Passiflora quadriflora</i>	1	Deductivo	78
			<i>Passiflora runa</i>	1	Deductivo	78
			<i>Passiflora skiantha</i>	1	Deductivo	80
			<i>Passiflora solomonii</i>	7	m4	5,904
			<i>Passiflora tarapotina</i>	12	m3	23,475
			<i>Passiflora tatei</i>	15	m3	21,810
			<i>Passiflora venosa</i>	4	Deductivo	316
			<i>Passiflora weberbaueri</i>	1	Deductivo	24
			<i>Passiflora weigendii</i>	1	Deductivo	59
Anfibios						
	Anura					
		Bufonidae				
			<i>Atelopus andinus</i>	3	m2	4,938
			<i>Atelopus dimorphus</i>	2	Deductivo	98
			<i>Atelopus epikeisthos</i>	1	Deductivo	80
			<i>Atelopus erythropus</i>	2	m3	2,810
			<i>Atelopus pulcher</i>	9	m3	34,999
			<i>Atelopus pyrodactylus</i>	1	Deductivo	79
			<i>Atelopus reticulatus</i>	1	Deductivo	78
			<i>Atelopus seminiferus</i>	1	Deductivo	77
			<i>Atelopus siranus</i>	1	Deductivo	79
			<i>Atelopus tricolor</i>	20	m4	60,435
			<i>Bufo amboroensis</i>	2	m4	134
			<i>Bufo arborescandens</i>	2	m4	1,336
			<i>Bufo chavin</i>	3	m4	3,302
			<i>Bufo fissipes</i>	7	m4	63,171
			<i>Bufo inca</i>	8	m4	26,413
			<i>Bufo justinianoi</i>	6	m2	7,056
			<i>Bufo multiverrucosus</i>	2	m3	428
			<i>Bufo nesiotis</i>	1	Deductivo	79
			<i>Bufo quechua</i>	5	m4	6,695
			<i>Bufo stanlaidi</i>	16	m4	29,192
			<i>Truebella tothastes</i>	1	Deductivo	79
		Centrolenidae				
			<i>Centrolene azulae</i>	1	Deductivo	78
			<i>Centrolene fernandoi</i>	1	Deductivo	77
			<i>Centrolene lemniscatum</i>	1	Deductivo	78
			<i>Centrolene mariae</i>	1	Deductivo	79
			<i>Centrolene muelleri</i>	1	Deductivo	78
			<i>Cochranella chancas</i>	1	Deductivo	77
			<i>Cochranella croceopodes</i>	2	m4	1,121
			<i>Cochranella ocellata</i>	3	m4	9,989
			<i>Cochranella phenax</i>	1	Deductivo	77
			<i>Cochranella pluvialis</i>	3	m4	28,562
			<i>Cochranella saxiscandens</i>	1	Deductivo	79
			<i>Cochranella spiculata</i>	10	m2	7,974
			<i>Cochranella tangarana</i>	1	Deductivo	77
			<i>Cochranella truebae</i>	5	m3	212
			<i>Hyalinobatrachium bergeri</i>	20	m3	86,887

Grupo	Orden	Familia	Especie	Nº de localidades singulares	Modelo*	Tamaño de la distribución Km²
			<i>Hyalinobatrachium lemur</i>	1	Deductivo	77
		Dendrobatidae				
			<i>Colostethus aeruginosus</i>	1	Deductivo	78
			<i>Colostethus alessandroi</i>	3	Deductivo	116
			<i>Colostethus argyrogaster</i>	5	m4	14,505
			<i>Colostethus craspedocephus</i>	1	Deductivo	76
			<i>Colostethus eleutherodactylus</i>	1	Deductivo	78
			<i>Colostethus idiomelas</i>	6	Deductivo	1,633
			<i>Colostethus insulatus</i>	1	Deductivo	106
			<i>Colostethus leucophaeus</i>	1	Deductivo	79
			<i>Colostethus mcdiarmidi</i>	4	m4	28,067
			<i>Colostethus mittermeieri</i>	2	m1	420
			<i>Colostethus ornatus</i>	2	Deductivo	329
			<i>Colostethus patitae</i>	1	Deductivo	79
			<i>Colostethus poecilnotus</i>	1	Deductivo	79
			<i>Colostethus sordidatus</i>	1	Deductivo	76
			<i>Colostethus spilotogaster</i>	1	Deductivo	77
			<i>Colostethus trilineatus</i>	43	m3/Híbrido	690,992
			<i>Colostethus utubambensis</i>	1	Deductivo	79
			<i>Cryptophyllobates azureiventris</i>	3	m3	9,706
			<i>Dendrobates biolat</i>	10	m4	58,003
			<i>Dendrobates captivus</i>	1	Deductivo	78
			<i>Dendrobates fantasticus</i>	5	Deductivo	275
			<i>Dendrobates imitator</i>	14	Deductivo	1,688
			<i>Dendrobates lamasi</i>	5	m4	20,861
			<i>Dendrobates misteriosus</i>	1	Deductivo	77
			<i>Dendrobates reticulatus</i>	6	Deductivo	38,400
			<i>Dendrobates sirensis</i>	1	Deductivo	79
			<i>Dendrobates variabilis</i>	4	m4	6,446
			<i>Epipedobates bassleri</i>	13	m3	14,220
			<i>Epipedobates bolivianus</i>	5	m2	14,790
			<i>Epipedobates cainarachi</i>	4	m4	4,171
			<i>Epipedobates planipaleae</i>	1	Deductivo	79
			<i>Epipedobates pongoensis</i>	1	Deductivo	80
			<i>Epipedobates rubriventris</i>	1	Deductivo	79
			<i>Epipedobates silverstonei</i>	5	Deductivo	941
			<i>Epipedobates simulans</i>	4	m2	5,745
			<i>Epipedobates smaragdinus</i>	6	m3	22,513
		Hylidae				
			<i>Dendropsophus allenorum</i>	5	m4	3,783
			<i>Dendropsophus aperomeus</i>	6	m3	34,931
			<i>Dendropsophus delarivai</i>	9	m4/Híbrido	84,968
			<i>Dendropsophus joannae</i>	2	m2	29,716
			<i>Hyla chlorostea</i>	1	Deductivo	51
			<i>Hyloscirtus antoniochoai</i>	2	m3	63
			<i>Hyloscirtus armatus</i>	37	m2	70,957
			<i>Hyloscirtus charazani</i>	1	Deductivo	112
			<i>Hypsiboas balzani</i>	24	m2	51,568
			<i>Hypsiboas callipleura</i>	8	m4/Híbrido	12,092
			<i>Hypsiboas melanopleura</i>	1	Deductivo	79
			<i>Hypsiboas palaestes</i>	3	m3	399

Grupo	Orden	Familia	Especie	Nº de localidades singulares	Modelo*	Tamaño de la distribución Km ²
			<i>Phyllomedusa baltea</i>	3	m3	1,700
			<i>Phyllomedusa duellmani</i>	2	m2	1,684
			<i>Osteocephalus elkejungingerae</i>	5	m4	33,802
			<i>Osteocephalus leoniae</i>	3	Deductivo	1,518
			<i>Scinax oreites</i>	12	m3/Híbrido	10,151
			<i>Scinax pedromedinae</i>	12	m4	44,897
		Leptodactylidae				
			<i>Edalorhina nasuta</i>	2	m4	202
			<i>Eleutherodactylus araiodactylus</i>	1	Deductivo	77
			<i>Eleutherodactylus ardalonychus</i>	3	m3	4,752
			<i>Eleutherodactylus ashkapara</i>	3	m3	95
			<i>Eleutherodactylus bearsei</i>	5	m3	11,872
			<i>Eleutherodactylus bisignatus</i>	3	m4	414
			<i>Eleutherodactylus caliginosus</i>	1	Deductivo	78
			<i>Eleutherodactylus citriogaster</i>	5	Deductivo	243
			<i>Eleutherodactylus condor</i>	9	m4	24,190
			<i>Eleutherodactylus corrugatus</i>	3	Deductivo	744
			<i>Eleutherodactylus cruralis</i>	59	m2/Híbrido	227,134
			<i>Eleutherodactylus cuneirostris</i>	1	Deductivo	77
			<i>Eleutherodactylus danae</i>	56	m3/Híbrido	143,926
			<i>Eleutherodactylus delius</i>	1	Deductivo	77
			<i>Eleutherodactylus fraudator</i>	10	m3	2,520
			<i>Eleutherodactylus imitatrix</i>	6	m4	20,284
			<i>Eleutherodactylus infraguttatus</i>	1	Deductivo	79
			<i>Eleutherodactylus lindae</i>	3	m4	36
			<i>Eleutherodactylus lirellus</i>	6	m4	21,103
			<i>Eleutherodactylus llojsintuta</i>	5	m4	4,797
			<i>Eleutherodactylus lucida</i>	2	m4	13
			<i>Eleutherodactylus luscombei</i>	3	m3	12,382
			<i>Eleutherodactylus melanogaster</i>	2	Deductivo	88
			<i>Eleutherodactylus mendax</i>	14	m2	45,591
			<i>Eleutherodactylus mercedesae</i>	6	m4	28,399
			<i>Eleutherodactylus metabates</i>	1	Deductivo	79
			<i>Eleutherodactylus olivaceus</i>	14	m3/Híbrido	9,157
			<i>Eleutherodactylus pataikos</i>	1	Deductivo	76
			<i>Eleutherodactylus percnopterus</i>	6	m3	17,703
			<i>Eleutherodactylus platydactylus</i>	64	m2/Híbrido	91,964
			<i>Eleutherodactylus pluvicanorus</i>	15	m4	5,731
			<i>Eleutherodactylus rhabdolaemus</i>	49	m2	115,157
			<i>Eleutherodactylus rufiocularis</i>	3	Deductivo	171
			<i>Eleutherodactylus sagittulus</i>	2	m3	184
			<i>Eleutherodactylus salaputium</i>	7	Deductivo	236
			<i>Eleutherodactylus scitulus</i>	1	Deductivo	79
			<i>Eleutherodactylus stictoboubonis</i>	1	Deductivo	78
			<i>Eleutherodactylus toftae</i>	45	m2	159,554
			<i>Eleutherodactylus zongoensis</i>	1	Deductivo	77
			<i>Gastrotheca abdita</i>	1	Deductivo	78
			<i>Gastrotheca atympana</i>	1	Deductivo	28
			<i>Gastrotheca excubitor</i>	13	m4	9,818
			<i>Gastrotheca lauzuricae</i>	1	Deductivo	59
			<i>Gastrotheca ochoai</i>	4	m3	1,960

Grupo	Orden	Familia	Especie	Nº de localidades singulares	Modelo*	Tamaño de la distribución Km²
			<i>Gastrotheca ossilaginis</i>	2	m4	109
			<i>Gastrotheca phalarosa</i>	1	Deductivo	77
			<i>Gastrotheca rebecca</i>	4	Deductivo	1,337
			<i>Gastrotheca splendens</i>	1	Deductivo	418
			<i>Gastrotheca stictopleura</i>	5	m3	124
			<i>Gastrotheca testudinea</i>	13	m2	130,743
			<i>Gastrotheca zeugocystis</i>	1	Deductivo	78
			<i>Ischnocnema sanctaerucis</i>	6	m2	8,107
			<i>Ischnocnema saxatilis</i>	11	m3	5,011
			<i>Leptodactylus didymus</i>	18	Deductivo	286,791
			<i>Leptodactylus griseigularis</i>	30	m1	100,237
			<i>Leptodactylus pascoensis</i>	2	m3	27,058
			<i>Leptodactylus rhodostima</i>	1	Deductivo	77
			<i>Phrynopus adenopleurus</i>	1	Deductivo	117
			<i>Phrynopus bagrecitoi</i>	2	Deductivo	96
			<i>Phrynopus bracki</i>	2	Deductivo	90
			<i>Phrynopus carpish</i>	2	m3	11,956
			<i>Phrynopus fallaciosus</i>	1	Deductivo	40
			<i>Phrynopus iatamasi</i>	2	m4	97
			<i>Phrynopus kauneorum</i>	4	m3	102
			<i>Phrynopus kempffi</i>	2	m3	155
			<i>Phrynopus laplacai</i>	6	m3	115
			<i>Phrynopus pinguis</i>	1	Deductivo	326
			<i>Phyllonastes carrascoicola</i>	3	m3	1,068
			<i>Phyllonastes duellmani</i>	1	Deductivo	78
			<i>Phyllonastes lynchi</i>	1	Deductivo	79
			<i>Phyllonastes ritarasquinae</i>	2	m1	603
			<i>Telmatobius atahualpai</i>	4	m4	3,674
			<i>Telmatobius bolivianus</i>	8	m4	18,046
			<i>Telmatobius colanensis</i>	1	Deductivo	77
			<i>Telmatobius edaphonastes</i>	1	Deductivo	79
			<i>Telmatobius necopinus</i>	1	Deductivo	79
			<i>Telmatobius sibiricus</i>	5	m4	600
			<i>Telmatobius timens</i>	2	m4	1,971
			<i>Telmatobius truebae</i>	6	m4	3,117
			<i>Telmatobius yuracare</i>	7	m3	4,049
		Microhylidae				
			<i>Altigius alios</i>	2	Deductivo	624
	Caudata					
		Plethodontidae				
			<i>Bolitoglossa digitigrada</i>	1	Deductivo	78
	Gymnophiona					
		Caeciliidae				
			<i>Caecilia inca</i>	1	Deductivo	79
			<i>Caecilia marcusii</i>	6	m2	82,543
			<i>Oscaecilia koepckeorum</i>	1	Deductivo	78
		Rhinatreumatidae				
			<i>Epicrionops peruvianus</i>	1	Deductivo	78
Mamíferos						
	Didelphimorphia					
		Didelphidae				

Grupo	Orden	Familia	Especie	Nº de localidades singulares	Modelo*	Tamaño de la distribución Km ²
			<i>Gracilinanus aceramarcae</i>	12	m4	59,084
			<i>Marmosa andersoni</i>	3	Deductivo	121,856
			<i>Marmosops creightoni</i>	3	m4	6,337
		Paucituberculata				
		Caenolestidae				
			<i>Lestoros inca</i>	25	m4	30,108
		Cingulata				
		Dasypodidae				
			<i>Dasypus pilosus</i>	13	m4	24,156
		Primates				
		Aotidae				
			<i>Aotus miconax</i>	5	m4	29,385
		Pitheciidae				
			<i>Callicebus aureipalatii</i>	2	m4	336
			<i>Callicebus modestus</i>	2	m4	3,890
			<i>Callicebus oenanthe</i>	8	m4	15,979
			<i>Callicebus olallae</i>	2	Deductivo	2,047
		Atelidae				
			<i>Oreonax flavicauda</i>	10	m4	41,669
		Rodentia				
		Sciuridae				
			<i>Sciurus pyrrhinus</i>	17	m4	220,762
			<i>Sciurus sanborni</i>	8	m4	57,815
		Cricetidae				
			<i>Akodon aerosus</i>	70	m4	155,455
			<i>Akodon kofordi</i>	8	m4	38,198
			<i>Akodon mimus</i>	32	m3	14,723
			<i>Akodon orophilus</i>	22	m4	47,267
			<i>Akodon siberiae</i>	6	m4	9,698
			<i>Akodon surdus</i>	5	m4	11,508
			<i>Akodon torques</i>	38	m4	31,515
			<i>Amphinectomys savamis</i>	2	m4	1,111
			<i>Lenoxus apicalis</i>	11	m4	33,723
			<i>Neusticomys peruviansis</i>	3	Deductivo	113,629
			<i>Oecomys phaeotis</i>	8	m4	228,897
			<i>Oryzomys keaysi</i>	46	m4	96,882
			<i>Oryzomys polius</i>	4	m3	34,961
			<i>Oxymycterus hiska</i>	7	m4	123,701
			<i>Oxymycterus hucucha</i>	4	m4	5,258
			<i>Oxymycterus inca</i>	16	m4	344,920
			<i>Rhagomys longilingua</i>	3	Deductivo	8,861
			<i>Rhipidomys ochrogaster</i>	1	Deductivo	33
			<i>Thomasomys apeco</i>	3	m4	1,294
			<i>Thomasomys daphne</i>	19	m4	17,417
			<i>Thomasomys eleusis</i>	3	m4	1,650
			<i>Thomasomys gracilis</i>	7	m4	5,939
			<i>Thomasomys incanus</i>	10	m4	23,772
			<i>Thomasomys ischyurus</i>	3	m4	17,341
			<i>Thomasomys kalinowskii</i>	13	m4	51,442
			<i>Thomasomys ladewi</i>	3	m4	19,889
			<i>Thomasomys macrotis</i>	2	m4	464

Grupo	Orden	Familia	Especie	Nº de localidades singulares	Modelo*	Tamaño de la distribución Km ²
			<i>Thomasomys notatus</i>	12	m4	37,911
			<i>Thomasomys onkiro</i>	1	Deductivo	60
			<i>Thomasomys oreas</i>	18	m4	62,719
			<i>Thomasomys rosalinga</i>	1	Deductivo	35
		Dasyproctidae				
			<i>Dasyprocta kalinowskii</i>	11	m4	91,425
		Abrocomidae				
			<i>Cuscomys ashaninka</i>	1	Deductivo	60
		Echimyidae				
			<i>Dactylopsys peruanus</i>	5	m4	46,372
			<i>Makalata rhipidura</i>	8	m3	109,091
			<i>Mesomys leniceps</i>	2	m4	8,874
	Chiroptera					
		Molossidae				
			<i>Mormopterus phrudus</i>	2	m3	3,678
		Phyllostomidae				
			<i>Carollia manu</i>	7	m4	95,677
			<i>Mimon koepckeae</i>	2	m3	316
			<i>Sturnira nana</i>	2	m4	1,150
	Artiodactyla					
		Cervidae				
			<i>Mazama chunyi</i>	34	m4	62,430
Aves						
	Tinamiformes					
		Tinamidae				
			<i>Nothocercus nigrocapillus</i>	26	m1	78,903
	Galliformes					
		Cracidae				
			<i>Pauxi unicornis</i>	16	m3/m4/Híbrido**	14,073
		Odontophoridae				
			<i>Odontophorus balliviani</i>	26	m2	46,443
	Psittaciformes					
		Psittacidae				
			<i>Ara glaucogularis</i>	23	m4	8,914
			<i>Nannopsittaca dachilleae</i>	15	Híbrido/Reducido	101,517
			<i>Hapalopsittaca melanotis</i>	35	m4	20,210
	Strigiformes					
		Strigidae				
			<i>Megascops marshalli</i>	6	m4	12,709
			<i>Xenoglaux loweryi</i>	5	m4	3,016
	Apodiformes					
		Trochilidae				
			<i>Phaethornis koepckeae</i>	23	m1	42,113
			<i>Phaethornis stuarti</i>	31	m4/Híbrido	52,064
			<i>Leucippus viridicauda</i>	10	m4	27,297
			<i>Phlogophilus harterti</i>	14	m4	18,036
			<i>Heliodoxa branickii</i>	15	m3	86,582
			<i>Aglaeactis castelnaudii</i>	18	m4	9,102
			<i>Metallura theresiae</i>	16	m4	20,699
			<i>Metallura eupogon</i>	12	m3	14,306
			<i>Metallura aeneocauda</i>	41	m4	28,690

Grupo	Orden	Familia	Especie	Nº de localidades singulares	Modelo*	Tamaño de la distribución Km ²
			<i>Loddigesia mirabilis</i>	6	m4	3,054
	Piciformes					
		Capitonidae				
			<i>Capito wallacei</i>	1	Deductivo	139
			<i>Eubucco versicolor</i>	88	m1	170,959
		Ramphastidae				
			<i>Aulacorhynchus huallagae</i>	3	m4	4,810
			<i>Andigena cucullata</i>	38	m3	31,107
		Picidae				
			<i>Picumnus steindachneri</i>	7	m2	5,616
			<i>Picumnus castelnaui</i>	8	m4	21,837
			<i>Picumnus subtilis</i>	8	Deductivo	18,026
	Passeriformes					
		Furnariidae				
			<i>Cinclodes aricomae</i>	14	Deductivo	5,641
			<i>Leptasthenura xenothorax</i>	10	m4	3,948
			<i>Schizoeaca helleri</i>	8	m3	24,629
			<i>Schizoeaca harterti</i>	26	m3	11,312
			<i>Synallaxis cabanisi</i>	50	m4	77,703
			<i>Cranioleuca marcapatae</i>	15	m4	13,291
			<i>Cranioleuca albiceps</i>	33	m4	28,748
			<i>Cranioleuca henricae</i>	12	m4	2,239
			<i>Thripophaga berlepschi</i>	7	m4	5,779
			<i>Asthenes urubambensis</i>	29	m4	35,023
			<i>Asthenes berlepschi</i>	10	Deductivo	473
			<i>Simoxenops striatus</i>	22	m4	37,130
			<i>Thripadectes scrutator</i>	25	m4	69,519
		Thamnophilidae				
			<i>Thamnophilus aroyae</i>	34	m4	24,723
			<i>Myrmotherula grisea</i>	21	m1	29,755
			<i>Herpsilochmus motacilloides</i>	10	m4	48,064
			<i>Herpsilochmus parkeri</i>	2	m3	4,971
			<i>Herpsilochmus gentryi</i>	11	Deductivo	2,208
			<i>Terenura sharpei</i>	5	m4	26,064
			<i>Myrmoborus melanurus</i>	8	m4	59,279
			<i>Percnostola arenarum</i>	11	m4	11,045
			<i>Pithys castaneus</i>	3	m2/Híbrido	1,894
		Formicariidae				
			<i>Formicarius rufifrons</i>	6	m4	83,184
			<i>Grallaria eludens</i>	5	m4	309,168
			<i>Grallaria carrikeri</i>	5	m4	19,418
			<i>Grallaria przewalskii</i>	12	m4	6,376
			<i>Grallaria capitalis</i>	8	m4	6,439
			<i>Grallaria erythroleuca</i>	11	m4	17,462
			<i>Grallaria blakei</i>	7	m4	3,832
			<i>Grallaria erythrotis</i>	45	m3	22,754
			<i>Hylopezus auricularis</i>	5	m3	1,098
			<i>Grallaricula ochraceifrons</i>	3	m3	2,086
		Rhinocryptidae				
			<i>Scytalopus parvirostris</i>	63	m3	78,423
			<i>Scytalopus macropus</i>	12	m4	10,129

Grupo	Orden	Familia	Especie	Nº de localidades singulares	Modelo*	Tamaño de la distribución Km²
			<i>Scytalopus femoralis</i>	21	m4	49,171
			<i>Scytalopus altirostris</i>	5	m2	10,044
			<i>Scytalopus acutirostris</i>	2	Deductivo	6,218
			<i>Scytalopus urubambae</i>	1	Deductivo	1
			<i>Scytalopus schulenbergi</i>	19	m4	12,922
		Tyrannidae				
			<i>Leptopogon taczanowskii</i>	29	m4	38,206
			<i>Anairetes agraphia</i>	16	m4	38,401
			<i>Anairetes alpinus</i>	17	m4	50,394
			<i>Phylloscartes parkeri</i>	9	m4	38,579
			<i>Phyllomyias sp. nov.</i>	9	m4	3,012
			<i>Zimmerius bolivianus</i>	54	m4	56,428
			<i>Zimmerius villarejoi</i>	3	m4/Híbrido	2,416
			<i>Zimmerius viridiflavus</i>	27	m4	41,361
			<i>Pseudotriccus simplex</i>	17	m4	43,356
			<i>Myiornis albiventris</i>	43	m4	67,211
			<i>Hemitriccus spodiops</i>	33	m4	41,720
			<i>Poecilotriccus luluae</i>	8	m4	3,950
			<i>Poecilotriccus albifacies</i>	16	Deductivo	2,924
			<i>Poecilotriccus pulchellus</i>	5	Deductivo	3,506
			<i>Myiophobus inornatus</i>	15	m3	21,416
			<i>Myiotheretes fuscorufus</i>	28	m3	45,346
		Cotingidae				
			<i>Doliornis sclateri</i>	12	m4	19,922
			<i>Pipreola intermedia</i>	52	m4	52,226
			<i>Pipreola pulchra</i>	15	m1	41,514
			<i>Lipaugus uropygialis</i>	16	m4	15,436
		Pipridae				
			<i>Lepidothrix coeruleocapilla</i>	36	m3	95,078
		Corvidae				
			<i>Cyanolyca viridicyanus</i>	62	m4	133,484
		Troglodytidae				
			<i>Thryothorus eisenmanni</i>	8	m2	3,010
			<i>Cinnycerthia peruana</i>	33	m2	45,002
			<i>Cinnycerthia fulva</i>	32	m4	59,861
		Turdidae				
			<i>Entomodestes leucotis</i>	73	m3	121,073
		Thraupidae				
			<i>Creurgops dentatus</i>	18	m4	46,287
			<i>Hemispingus auricularis</i>	37	m4	49,342
			<i>Hemispingus calophrys</i>	19	m4	13,246
			<i>Hemispingus parodii</i>	4	m4	8,201
			<i>Hemispingus rufosuperciliaris</i>	13	m4	23,017
			<i>Hemispingus xanthophthalmus</i>	36	m4	55,312
			<i>Hemispingus trifasciatus</i>	35	m4	41,490
			<i>Nephelornis oneilli</i>	12	m4	15,913
			<i>Ramphocelus melanogaster</i>	19	m4	41,659
			<i>Buthraupis aureodorsalis</i>	4	m4	2,737
			<i>Delothraupis castaneoventris</i>	83	m3	66,053
			<i>Iridosornis jelskii</i>	40	m4	68,438
			<i>Iridosornis reinhardti</i>	31	m4	34,933

Grupo	Orden	Familia	Especie	Nº de localidades singulares	Modelo*	Tamaño de la distribución Km ²
			<i>Tangara meyerdeschauenseei</i>	5	m3	2,734
			<i>Tangara phillipsi</i>	1	Deductivo	117
			<i>Conirostrum ferrugineiventre</i>	49	m4	82,401
		Emberizidae				
			<i>Atlapetes rufinucha</i>	94	m4	23,426
			<i>Atlapetes forbesi</i>	8	m4	10,083
			<i>Atlapetes canigenis</i>	7	m3	19,164
			<i>Atlapetes melanopsis</i>	4	m4	4,170
			<i>Atlapetes melanolaemus</i>	21	m4/Híbrido	19,619
			<i>Atlapetes terborghi</i>	4	m4	1,581
		Icteridae				
			<i>Cacicus koepckeae</i>	6	Reducido	21,075
			<i>Cacicus chrysonotus</i>	43	m4	58,121
			<i>Psarocolius atrovirens</i>	88	m4	71,706

* m1 = modelo 1 (sin datos de MODIS); m2 = modelo 2 (con datos de MODIS); m3 = modelo 3 (datos de MODIS generalizados en 2 km); m4 = modelo 4 (datos de MODIS generalizados en 5 km); Reducido = número de variables usado en el modelo reducido; Híbrido = una parte inductiva usando el modelo indicado y otra parte deductiva. Ver "Métodos para crear los modelos de distribución" para más detalles.

**Se usó m3 para la parte peruana de la distribución y m4 para la parte boliviana de la distribución.

Apéndice 3. Revisores de los datos de localización y de los borradores de mapas de distribución

Plantas

S. Altamirano
W. Anderson
C. Anderson
C. Antezana
S. Arrazola
S. Beck
G. Barrera
P. Berry
N. de la Barra
S. Dressler
W. Galiano
C. Hughes
D. Ibañez
S. Leiva
B. León
P.-A. Loizeau
J. Luteyn
R. Meneses
J. Mitchell
B. Mostacedo
G. Navarro
P. Nuñez
T. Pennington
G. Prance
V. Quipuscoa
E. Rodríguez
A. Sagastegui
I. Sánchez
B. Stein
A. Tupayachi
J. Wood
C. Zambrana

M. Zapata

Anfibios

C. Aguilar
W. Arízabal
J. C. Chaparro
J. Córdova
D. Embert
V. Morales
D. Neira
S. Reichle
L. Rodríguez
P. Venegas

Mamíferos

V. Pacheco
H. Quintana
R. Timm
J. Vargas

Aves

I. Franke
S. Herzog
D. Lane
J. O'Neill
T. Valqui



Distribución de las especies endémicas

en la vertiente oriental de los
Andes en Perú y Bolivia