

**REVISTA
PERUANA DE
BIOLOGÍA**

Revista Peruana de Biología

ISSN: 1561-0837

lromeroc@unmsm.edu.pe

Universidad Nacional Mayor de San Marcos

Perú

Zutta, Brian R.; Rundel, Phillip W.; Saatchi, Sassan; Casana, Jorge D.; Gauthier, Paul; Soto, Aldo;
Velazco, Yessenia; Buermann, Wolfgang

Prediciendo la distribución de Polylepis: bosques Andinos vulnerables y cada vez más importantes

Revista Peruana de Biología, vol. 19, núm. 2, agosto, 2012, pp. 205-212

Universidad Nacional Mayor de San Marcos

Lima, Perú

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=195025566013>

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

redalyc.org

Sistema de Información Científica

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

Prediciendo la distribución de *Polylepis*: bosques Andinos vulnerables y cada vez más importantes

Predicting *Polylepis* distribution: vulnerable and increasingly important Andean woodlands

Brian R. Zutta^{1,2}, Phillip W. Rundel¹, Sasan Saatchi², Jorge D. Casana³, Paul Gauthier⁴, Aldo Soto⁵, Yessenia Velazco⁶, y Wolfgang Buermann⁷

1 Center for Embedded Networked Sensing, University of California Los Angeles, 3563 Boelter Hall, Los Angeles, CA 90095-1596, EEUU.
Email Brian R. Zutta:
bzutta@ucla.edu
Email Phillip W. Rundel:
rundel@lifesci.ucla.edu

2 Jet Propulsion Laboratory, California Institute of Technology, 4800 Oak Grove Drive, Pasadena, CA 91109, EEUU.
saatchi@congo.jpl.nasa.gov

3 Parque Nacional Huascarán, Instituto Nacional de Recursos Naturales, Federico Salazaras N° 555, Huaraz, Perú.

4 Research School of Biology, The Australian National University, Canberra, ACT 0200. Australia
paul.gauthier@anu.edu.au

5 Centro de Datos para la Conservación, Universidad Nacional Agraria La Molina, Av. La Molina S/N, Apartado 12-056, Perú.
aldo_soto@lamolina.edu.pe

6 Department of Biological Sciences, California State University Los Angeles, 5151 State University Drive, Los Angeles, CA 90032, EEUU.
yvelazc@calstatela.edu

7 Center for Tropical Research, Institute of the Environment, University of California Los Angeles, La Kretz Hall, Suite 300, Box 951496, Los Angeles, CA 90095-1496, EEUU.
buermann@ucla.edu

Presentado: 23/05/2012
Aceptado: 23/08/2012
Publicado online: 13/11/2012

Resumen

Los bosques de *Polylepis* son recursos vitales para la conservación de la biodiversidad y funciones hidrológicas, la cual se verá alterada por el cambio climático a nivel mundial desafiando la sostenibilidad de las comunidades locales. Sin embargo, estos ecosistemas andinos de gran altitud son cada vez más vulnerables debido a la presión antropogénica como la fragmentación, deforestación y el incremento en el ganado. La importancia para predecir la distribución de bosques nativos ha aumentado para contrarrestar los efectos negativos del cambio climático a través de la conservación y la reforestación. El objetivo de este estudio fue desarrollar y analizar los modelos de distribución de dos especies, *Polylepis sericea* y *P. besseri*, que forman bosques extensos a lo largo de los Andes. Este estudio utilizó el programa MAXENT, el clima y capas ambientales de una resolución de 1 Km. El modelo de distribución previsto para *P. sericea* indica que la especie podría estar situada en una variedad de hábitats a lo largo de la Cordillera de los Andes, mientras que *P. besseri* se limitaba a las grandes alturas del sur de Perú y Bolivia. Para ambas especies, los metros de elevación y la temperatura son los factores más importantes para la distribución prevista. El perfeccionamiento del modelo de *Polylepis* y otras especies andinas utilizando datos de satélites cada vez más disponibles al público demuestran el potencial para ayudar a definir las áreas de diversidad y mejorar las estrategias de conservación en los Andes.

Palabras claves: distribución, MAXENT, MODIS, *Polylepis*, sensores remotos, QSCAT, WorldClim.

Abstract

Polylepis woodlands are a vital resource for preserving biodiversity and hydrological functions, which will be altered by climate change and challenge the sustainability of local human communities. However, these high-altitude Andean ecosystems are becoming increasingly vulnerable due to anthropogenic pressure including fragmentation, deforestation and the increase in livestock. Predicting the distribution of native woodlands has become increasingly important to counteract the negative effects of climate change through reforestation and conservation. The objective of this study was to develop and analyze the distribution models of two species that form extensive woodlands along the Andes, namely *Polylepis sericea* and *P. weberbaueri*. This study utilized the program MAXENT, climate and remotely sensed environmental layers at 1 Km resolution. The predicted distribution model for *P. sericea* indicated that the species could be located in a variety of habitats along the Andean Cordillera, while *P. weberbaueri* was restricted to the high elevations of southern Peru and Bolivia. For both species, elevation and temperature metrics were the most significant factors for predicted distribution. Further model refinement of *Polylepis* and other Andean species using increasingly available satellite data demonstrate the potential to help define areas of diversity and improve conservation strategies for the Andes.

Keywords: MAXENT, MODIS, *Polylepis*, QSCAT, remote sensing, species distribution modeling, WorldClim.

Introducción

Cada vez más vulnerables, los bosques de *Polylepis* (Rosaceae) son un ecosistema Andino importante para la protección de la biodiversidad y la mitigación de los efectos del cambio climático local. El género *Polylepis* incluye aproximadamente 27 especies (Mendoza & Cano 2011, Kessler & Schmidt-Lebuhn 2006) que forman bosques de hoja perenne con poblaciones muy fragmentadas a lo largo de las alturas de los Andes tropicales y subtropicales. Se estima que quedan menos del 10% de su extensión original en las regiones altas de Bolivia y Perú (Fjeldså & Kessler 1996) y catorce especies están listados como vulnerables (IUCN 2011). Sin embargo, estos bosques contienen una variedad de especies endémicas y en peligro de extinción (Servat et al. 2002) y cumplen funciones importantes hidrológicas en intercepción de neblina (Fig. 1; Fjeldså 2002).

Todas las especies de *Polylepis* son arbustos o árboles, algunos hasta 10 m de altura y comparten características morfológicas, que incluyen troncos rojos y torcidos, corteza delgada y exfoliante, y pequeñas hojas imparipinnadas. Varias especies son



Figura 1. Mezcla de bosques de *Polylepis* en el Parque Nacional Huascarán, Cordillera Blanca del Perú, que soporta una variedad de epífitas y es importante para la intercepción de neblina. Foto por Autor.

Tabla 1. Descripción de la distribución de especies de *Polylepis*, notas sobre la ecología y estado de conservación*.

Espece	Distribución	Notas sobre ecología
<i>P. australis</i>	Central y nor-oeste de Argentina ^(e)	Alto bosque nublado, restringida a laderas y barrancos.
<i>P. besseri</i>	Sur Perú a Bolivia	De 3000-4100 m en algunas áreas a menudo se forman bosques puros.
<i>P. canoi</i>	Ayacucho, Cusco y Junín, Perú ^(e)	De 3350-3400.
<i>P. crista-galli</i>	Sur de Bolivia a norte de Argentina ^(v)	Por debajo de 3000 a 3900 m, favorece laderas secas en las elevaciones más bajas.
<i>P. flavigula</i>	Andina occidental del centro del Perú ^(e)	Pendientes áridas de 3600-4100 m.
<i>P. hieronymi</i>	Sur de Bolivia hasta el norte de Argentina ^(v)	Especie pionera que se encuentra por debajo 3000-3400 m y laderas orientales.
<i>P. incana</i>	Ecuador hasta el sur de Perú ^(v)	Laderas occidentales de Ecuador desde 3500-4100 m. Hasta 4200 m en Perú.
<i>P. incarum</i>	Sur Peruano a Bolivia	Principalmente en 3800-4200 m en zonas con lluvias estacionales.
<i>P. lanata</i>	Sur Peruano a Bolivia	Pendientes envueltas en neblina de 2900-4100 m.
<i>P. lanuginosa</i>	Ecuador ^(e,v)	Limitados a ambientes áridos de montaña.
<i>P. microphylla</i>	Ecuador y aislado en Perú ^(v)	Aislado en el Volcán Chimborazo, Ecuador y trasplantes precolombinos en Perú.
<i>P. multijuga</i>	Norte del Perú ^(e,v)	Bosques montañosos bajos.
<i>P. neglecta</i>	Central y sur de Bolivia ^(e,v)	Encontrado en 2400-3500 m y tiende a crecer en arroyos o en lomas expuestas.
<i>P. pacensis</i>	Bolivia occidental ^(e)	Valles inter-andinos y cordilleras occidentales desde 3200-4100 m.
<i>P. pauta</i>	Ecuador y aislado en Perú y Bolivia ^(v)	Bosques de montaña hasta 4000 m, en zonas con neblina frecuentes.
<i>P. pepei</i>	Perú central hasta el noreste de Bolivia ^(v)	En la zona de transición de los bosques montañosos húmedos a pajonales de puna.
<i>P. quadrijuga</i>	Cordilleras orientales de Colombia ^(e)	Por encima de la línea de bosque continuo hasta el páramo.
<i>P. racemosa</i>	Perú a Bolivia, y aislado en Ecuador ^(v)	Límite superior de bosques montañosos húmedos y zonas de niebla frecuentes.
<i>P. reticulata</i>	Ecuador y aislado en el norte y centro del Perú ^(v)	Se encuentran en los bosques nublados altos y algunos valles inter-andinos.
<i>P. rugulosa</i>	Suroeste de Perú a extremo norte de Chile ^(v)	Entre 3000-4600 m por cañón y laderas orientados sudoeste.
<i>P. sericea**</i>	Venezuela a Bolivia	Bosques húmedos de montaña, de 2600 m hasta 4100 m en muchas zonas del Perú.
<i>P. subsericans</i>	Centro y sur de Perú ^(e,v)	Encontrado en 2900-5100 m, a menudo en las partes altas de cañones.
<i>P. subtusalbida</i>	Sur de Perú y Bolivia central ^(e)	En las regiones con una precipitación anual de 600 mm y una altura de 3000-4500 m.
<i>P. tarapacana</i>	Frontera de Argentina, Bolivia, Chile, y Perú ^(e)	Se encuentran en alturas extremas de 4000-5200 m y paisajes áridos.
<i>P. tomentella</i>	Bolivia a Argentina, y aislado en Perú central	Ocupan una variedad de hábitats de mucha altitud con precipitaciones de 450-800 mm.
<i>P. triacontandra</i>	Sur de Perú a Bolivia, aislado en centro de Perú	Altos límites de los bosques húmedos, a 4000 m en regiones con niebla frecuente.
<i>P. weberbaueri**</i>	Ecuador hasta el sur de Perú ^(v)	Los bosques húmedos montañosos, de 2500-4300 m.

* De acuerdo al 2011 Lista Roja de Especies Amenazadas.

** Especies modelado.

(e) Endémico, (v) Vulnerable, (c) Casi amenazada

conocidas por particulares características ecológicas dentro de su distribución en los Andes (Tabla 1). Por ejemplo, *P. pauta* se puede encontrar en ceja de selva en Ecuador y grupos aislados en el sur Peruano (Cierjacks et al. 2008). *Polylepis tarapacana* es conocida por alcanzar altitudes hasta 5200 m en el Volcán Sajama en Bolivia, que puede ser la elevación más alta para las plantas leñosas en el mundo (García-Nuñez et al. 2004). *Polylepis sericea* es la única especie que se encuentra en Venezuela y tiene la distribución más amplia del género, alcanzando hasta el norte de Bolivia (Azócar et al. 2007).

La distribución natural de los bosques de *Polylepis* ha sido debatida durante mucho tiempo como consecuencia de la actual fragmentación potencialmente resultante de presión de miles de años de poblaciones humanas en los Andes (Kessler 2002). Durante los años, la hipótesis alternativas han sugerido que los bosques de *Polylepis* originalmente cubría la mayor parte de las montañas andinas (Ellenberg 1979) o habían rangos limitados

por microclimas específicos (Simpson 1986). La reconstrucción de paleo bosques de *Polylepis* ha sido difícil, ya que el polen fósil es casi idéntico a la del género *Acaena* (Rosaceae) (Kessler 2002). Aunque el polen en elevaciones por encima de 4800 m es más probable que sea de *Polylepis* en lugar de *Acaena* que es principalmente restringido a bosques nublados (Hanselman et al. 2005), los paleo bosques son muchas veces identificados como *Polylepis/Acaena* (Hanselman et al. 2005; Gosling et al. 2008). Hoy en día, estos bosques enfrentan una presión de pastoreo de ganado (Teich et al. 2005), fuego (Cierjacks et al. 2008) y la expansión de carreteras (Purcell & Brelsford 2004), todos los cuales han reducido la extensión de hábitat y su integridad (Jameson & Ramsay 2007). Complicando las evaluaciones de conservación, se han presentado las similitudes morfológicas de muchas especies de *Polylepis* que han llevado a muchos estudios para agruparlos como un único tipo de bosque (Simpson 1986; Kessler & Schmidt-Lebuhn 2006). Los Modelos de distribución son una técnica que mejora continuamente para estimar el

potencial de una especie que ocurren en zonas que no han sido previamente estudiados (Guisan & Thuiller 2005; Hernandez et al. 2008). Las estrategias de conservación frecuentemente utilizan modelos para dirigir estudios sobre la ubicación de especies (Raxworthy et al. 2003; Bourg et al. 2005; Hernandez et al. 2008) e identificar áreas prioritarias para la conservación (Wilson et al. 2005; Hernandez et al. 2008). Estudios recientes utilizando modelos de distribución tocan estos temas para la conservación de los hábitats amenazados (Riordan & Rundel 2009) y ayudar a vincular la distribución genética y geográfica (Thomassen et al. 2011). En general, mucho de estos modelos solo requieren datos de localización y datos ambientales para realizar un análisis estadístico que establezca las relaciones especie-medio ambiente y construir un modelo espacial de ocurrencia.

Cada vez más disponibles, imágenes de satélites y relativamente rápidos modelos de análisis de distribución pueden contribuir con una nueva perspectiva sobre la distribución de bosques de *Polylepis* y otras especies andinas con regímenes climáticos estrechos y distinguir las áreas de prioridad para su conservación. El objetivo de este estudio fue modelar la distribución potencial de la amplia gama *Polylepis sericea* y el vulnerable *P. weberbaueri* utilizando datos de clima y sensores remotos de alta resolución (1 km.). Este estudio también identificará el alcance geográfico de áreas protegidas que contienen estos bosques.

Métodos

Especies enfocadas y localización.- Las dos especies de *Polylepis* de este estudio tienen distintos rangos y ocupan diferentes hábitats en la Cordillera Andina. *Polylepis sericea* (Wedd.) tiene la más amplia distribución del género con una gama geográfica conocida desde Venezuela a Bolivia (Kessler 1995) muchas

veces formando bosques húmedos de montaña. Habita en una variedad de ecosistemas de altitud desde el páramo al norte del Ecuador hasta regiones húmedas y tibias de Bolivia, el cual tiene temporadas más definidas. *Polylepis weberbaueri* (Pilg.) aparece desde el centro hasta el suroeste de Ecuador, en el noreste de Perú y poblaciones aisladas más al sur de la Cordillera Blanca y la zona de Cuzco-Apurimac. También es considerada vulnerable debido a una reducción en el tamaño de la población de 20% en los últimos 10 años debido a fragmentación y la recolección de madera (IUCN 2011).

En el presente estudio, las observaciones geográficas (localidades) representan la presencia observada de una especie. Para mejorar la precisión, este estudio escogió las localidades para *P. sericea* ($N = 85$, Fig. 2A) y *P. weberbaueri* ($N = 82$, Fig. 3A) del Missouri Botanical Garden's VAST (VAScular Tropicos) base de datos de nomenclatura (<http://mobot.mobot.org/W3T/Search/vast.htm>) y Fjeldså y Kessler (2004), que reunió y verificó las localidades dentro de los pasados quince años para evitar áreas que se puedan haber deforestado. Esto también asegura que las localidades fueron seleccionadas durante la adquisición de los datos de sensores remotos utilizados en nuestra investigación. Antes de modelado, los puntos fueron superpuestos sobre las imágenes de Google Earth (versión 4.2) para verificar la exactitud de cada localización geográfica, basado en las descripciones de la fuente (por ejemplo país, departamento, altitud, proximidad al punto de referencia, etc.) y la visibilidad los imágenes de moderada y alta resolución.

Capas ambientales.- Las capas ambientales contenían ambas capas de clima y ambientes remotamente sensoreadas producidas en los pasados seis años, el cual cubre Sudamérica en una resolución de 1 km (Tabla 2). Las capas del clima consisten en una

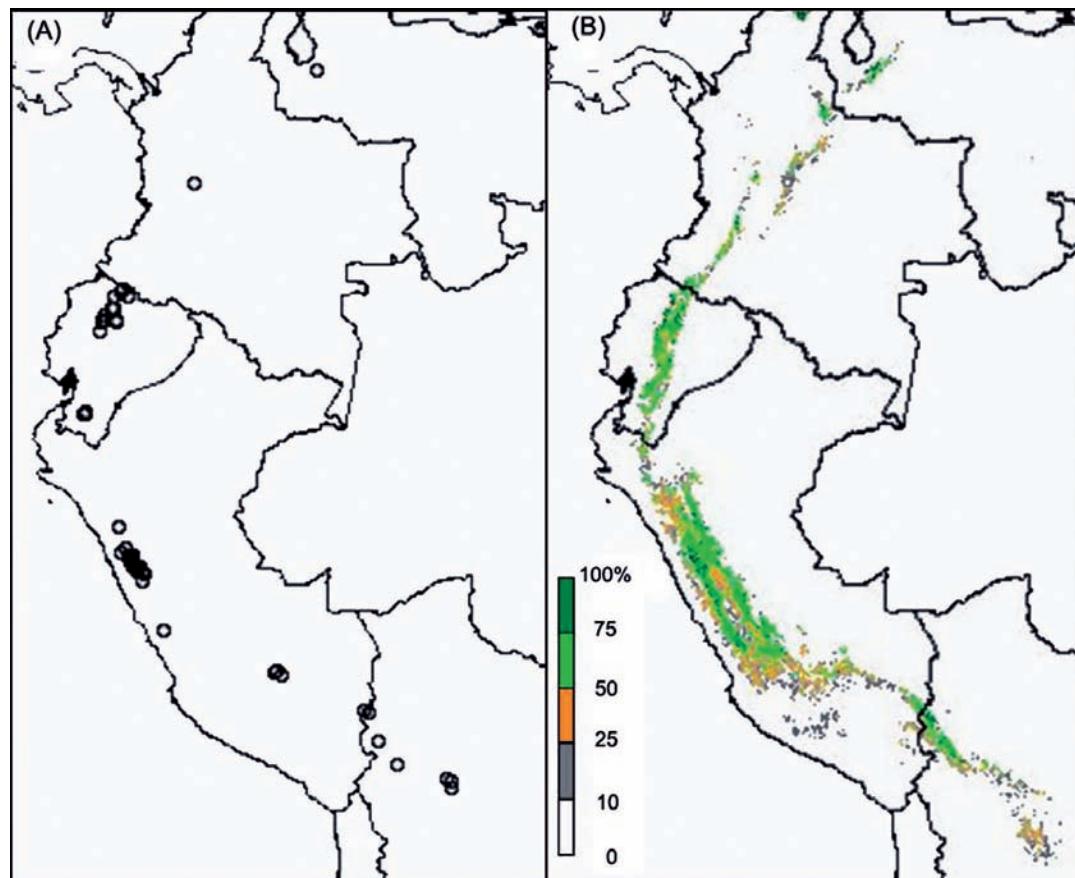


Figura 2. (A) Las localidades para *P. sericea* ($N = 85$) desde Venezuela hasta Bolivia y (B) distribución potencial.

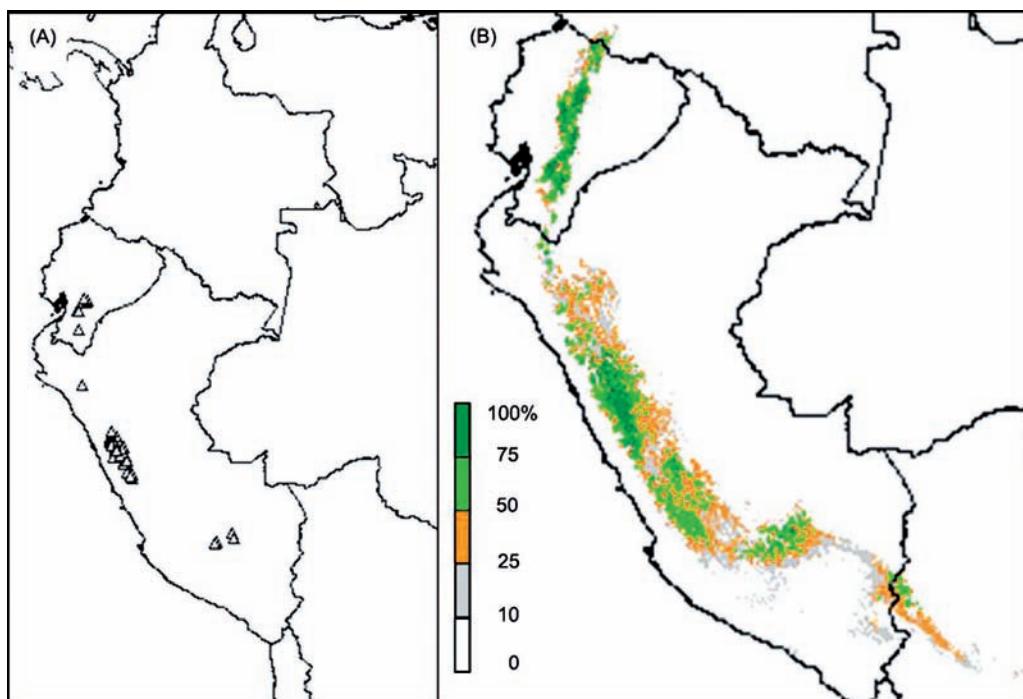


Figura 3. (A) Las localidades para *P. weberbaueri* ($N = 82$) desde Ecuador y poblaciones aisladas en Perú y (B) distribución potencial.

serie de variables bioclimáticas, conocidas como Bioclim, obtenidas de la base de datos WorldClim (<http://www.worldclim.org>; Hijmans et al. 2005). Los datos de Bioclim representan las tendencias anuales de temperatura y precipitación producidas de un conjunto mundial de datos de estaciones de clima entre los años 1950-2000.

Las capas ambientales remotamente sensoreadas consisten en mediciones ópticas, microondas, y radares que miden una gama diversa de variables ambientales. Se utilizó el producto global de TERRA MODIS LAI (MOD15A2) de resolución de 1 km (Myndeni et al. 2002). Compuestos mensuales (32 días) del Índice de Área de Hoja (LAI) de cuatro años (2001-2004) fueron formados para reducir los efectos de nubes y otros disturbios atmosféricos. La cobertura porcentual del árbol (~1 km.) del año 2001 del MODIS vegetation continuous field (VCF), con una resolución nativa de 500 m, fue también utilizados y puede servir como un indicador de la distribución espacial de la densidad de la biomasa (Hansen et al. 2002). Se incluyeron los datos globales del sensor de microonda QSCAT (Quick Scatterometer) disponibles en compuestos de 3 días en 2001 en una resolución de 2,25 km. Las medidas son sensibles al contenido de agua en la hoja, la humedad, y aspereza de la superficie (Kunz & Long 2005). Las medidas topográficas, promedio de elevación y la desviación estándar, se derivaron de los datos

digitales de la elevación de SRTM, aumentadas desde 90 m a 1 km. de resolución.

Después de la reducción de datos para llegar al mínimo de covarianza y facilitar la interpretación de la distribución de las especies (ver Buermann et al. 2008), un total de 18 capas del medio ambiente, en una resolución de 1 km espacial, se utilizaron inicialmente para este análisis. El subconjunto final de 11 capas bioclimáticas incluyen la temperatura media anual, promedio de temperatura diurna, estacionalidad de la temperatura, la temperatura máxima del mes más caluroso, la temperatura mínima del mes más frío, la precipitación anual, la estacionalidad de precipitación, la precipitación de los trimestres más húmedos, las precipitaciones de los trimestres más secos, la precipitación del trimestres más cálido, y la precipitación de los trimestres más fríos. El subconjunto de cinco capas de sensores remotos incluye el máximo anual LAI, el rango anual de LAI, el promedio anual de QSCAT y la desviación estándar de QSCAT (estacionalidad), y el porcentaje de cobertura arbórea. Las dos capas de topografía del SRTM (altura media y desviación estándar) también fueron incluidos.

Modelación.- Nuestra investigación requirió el uso del programa de MAXENT (versión 3.2.1), el cual utilizó un algoritmo de máxima entropía para modelar la distribución de la especie, encontrando la distribución más cercana a una distribución

Tabla 2. Datos ambientales usados para el modelo de distribuciones potenciales de *P. sericea* y *P. weberbaueri*.

Datos	Variable ecológica	Fuente	Resolución
Bioclim	Variables derivadas mensualmente de temperatura y precipitaciones	WorldClim	1 km, años ~1950-2000
Elevación digital	Topografía y rugosidad	SRTM	30 m
Hoja de índice de área	Productividad neta, estacionalidad, la densidad de la vegetación	MODIS	1 km, cada 8 días
Porcentaje de cobertura arbórea	La cubierta arbórea	MODIS	500 m
Dispersómetro-retrodispersión	Rugosidad, la estacionalidad, y humedad de la superficie	QSCAT	2,25 Km, cada 3 días

Tabla 3. Área estimada (Km^2) para *P. sericea* y *P. weberbaueri* y dentro de las áreas protegidas (AP) para países Andinos usando una estimado conservativo.

Especies	Área estimada (Km^2)					
	Ven	Col	Ecu	Per	Bol	Total
<i>P. sericea</i>	3,610	10,324	24,007	72,014	10,171	120,126
(AP)	2,395	3,103	5,020	8,932	3,498	22,948
<i>P. weberbaueri</i>	3,444*	1,628*	26,547*	74,482	2,145	108,246
(AP)	2,262	-	3,894	6,690	1,692	14,538

* Poblaciones nativas no existen en el país predicho.

uniforme a través del área del estudio (Philips et al. 2006). MAXENT proporciona un rango continuo de probabilidad a través del área geográfica de 0 a 1,0, donde los valores altos indican la oportunidad relativamente más alta. En este estudio, los píxeles con valores iguales o por encima de 0,5 se identifican como áreas con una mayor probabilidad de presencia porque contienen las condiciones bioclimáticas típicas del nicho de una especie.

El subconjunto final de once bioclimas y cinco capas de sensores remotos con todas las localidades, se utilizaron para construir los modelos de distribución de las especies. Siguiendo a Phillips et al. (2006), hicimos 10 modelos para cada especie, seleccionando al azar 70% de los puntos para el modelo de capacitación y 30% para las pruebas de modelo. El área bajo la curva ROC (Receiver Operating Characteristic) (AUC) proporcionan una medida del rendimiento del modelo. Un valor de AUC para un modelo puede variar de 0,5 (al azar) a 1,0 (discriminación perfecta). Es una pregunta importante que el uso general de datos de herbario y la posibilidad de sesgando los resultados puede afectar los resultados. Sin embargo, el efecto general con Maxent es limitado (Costa et al. 2010) y usamos Google Earth como otro nivel de verificación y eliminamos puntos que estaban en alturas no razonables.

Resultados

Los valores de AUC fueron estadísticamente significativos ($P < 0,001$, Mann-Whitney U-Test) para todas las predicciones de distribución de las especies de *Polyepis*, lo que indica que todos los escenarios del modelo y las particiones de datos fueron significativamente mejores que el azar. El valor medio de las AUC, basado en 10 particiones al azar, para los modelos con todas las capas del medio ambiente fue $0,996 \pm 0,003$ para *P. sericea* y $0,994 \pm 0,002$ para *P. weberbaueri*.

La distribución prevista de *P. sericea* se refleja con la amplia distribución en los Andes tropicales del oeste de Venezuela hasta el norte de Bolivia (Fig. 2B). El promedio de elevación fue 3937 ± 53 m, una precipitación total anual de 927 ± 32 mm y un promedio de temperatura mínima de $-2,2 \pm 0,5$ °C. Casi el 60% de los bosques se prevé que se encuentra en el Perú (Tabla 3) la mayoría dentro de la Cordillera Blanca y Cordillera Huayhuash y la Cordillera Occidental y Oriental de los Andes del Perú central. Ecuador contiene 20% de la extensión total, sobre todo en las cordilleras Occidentales y Orientales.

Alrededor del 93% de *P. weberbaueri* fue previsto que ocurriría en el Ecuador y el Perú, con casi el 70% en los Andes centrales del Perú, particularmente en la Cordillera Blanca y Cordillera Huayhuash (Fig. 3B). En el Perú, la elevación media fue 4056 ± 3 m, una precipitación total anual de 745 ± 1 mm y un promedio de temperatura mínima de $-4,4 \pm 0,02$ °C. Del mismo modo, la altura media de estos bosques en el Ecuador fue 3481 ± 4 m, con una precipitación total anual de $861 \pm$

2 mm y un promedio de temperatura mínima de $3,4 \pm 0,03$ °C. Pequeñas bolsas de hábitats fue provisto en regiones aisladas de Bolivia, Colombia y Venezuela pero estos representan menos del 4% del total de bosques potenciales.

La extensión de las áreas protegidas previstas *P. sericea* y *P. weberbaueri* son variables según el país. Áreas protegidas de Perú serían 8932 km^2 a una altura promedio de 3400 m y 6700 km^2 a una altura promedio de 2600 m para *P. sericea* y *P. weberbaueri*, sin embargo, esto sólo representa alrededor del 12% y 9% de los bosques protegidos, respectivamente. La áreas protegidas en los Andes Venezolanos, se prevé que incluyen alrededor del 66% de los bosques de *P. sericea* a una altura promedio de 5200 m y en Bolivia incluiría aproximadamente el 79% de *P. weberbaueri*. Esto está en agudo contraste con el total de bosques previstos para ser protegidas a lo largo de los Andes de alrededor del 19% de *P. sericea* y el 13% de *P. weberbaueri*.

Discusión

Modelación y actual distribución de *Polyepis*. - La predicción de la distribución de la vegetación de altura, en particular los esenciales para la biodiversidad y la sostenibilidad, será cada vez más importante para esfuerzos de conservación en América del Sur. El manejo y restauración de bosques de *Polyepis* tiene un impacto directo en numerosas plantas endémicas y especies asociadas (Purcell et al. 2004), y la sostenibilidad de las poblaciones humanas locales dependiendo en servicios de los ecosistemas, incluido el mantenimiento de la hidrología y de la intercepción de neblina. La eficacia de los modelos de distribución de las especies proviene de la capacidad de utilizar un número limitado de observaciones con datos ambientales disponible al público para predecir rápidamente las especies locales o hábitats adecuados.

Las discrepancias entre los hábitats modelados y observados, probablemente como es el caso de *Polyepis* en este estudio, muchas veces son el resultado de la intensiva presión antropogénica histórica y moderna o limitada capacidad de dispersión de los hábitats disjuntos. Se cree que el Perú y Bolivia en la actualidad contienen menos del 3% y 1%, respectivamente, de la extensión histórica de los bosques de *Polyepis* (Fjeldså & Kessler 1996), que nuestros modelos de predicción del potencial de una extensión forestal más grande de dos especies. La tasa de deforestación de bosques de *Polyepis* varía según la región. El 1% se pierde en un plazo de 50 años en la Cordillera de Vilcanota, Perú (Jameson & Ramsay 2007) hasta múltiples fragmentos que se talan en menos de 12 años en el noreste de los Andes Bolivianos (Purcell & Brelandsford 2004). *Polyepis weberbaueri* es conocida por las poblaciones disjuntas en Ecuador y Perú, y la distribución de modelado se extendió más allá de su área de distribución conocida hasta pequeños bolsones en Colombia y Venezuela. Clasificado como especie vulnerable por la IUCN (2011), la presión antropogénica sería la razón principal para

la situación corriente de poblaciones disyuntas, que incluyen grandes desconexiones entre poblaciones de *P. weberbaueri*.

Otra posibilidad para muchas poblaciones disyuntas de *Polylepis* son trasplantes contemporáneos e históricos. Nuestros modelos indican los bolsones de los hábitats adecuados fuera de las áreas conocidas por *P. sericea* y *P. weberbaueri* que reflejan el uso de *Polylepis* no nativos para la reforestación en diferentes regiones de los Andes. Trasplantes históricos, que han sobrevivido y se reproducen con éxito, puede haber causado poblaciones atípicas (Kessler & Schmidt-Lebuhn 2006) y puede contribuir a la frecuente ocurrencia de hibridación entre especies a pesar de su aislamiento (Schmidt-Lebuhn et al. 2006, 2007). En un aspecto positivo, la facilidad de cultivo y trasplante de *Polylepis* (Fig. 4) permitiría una reforestación rápida y el aumento de la función hidrológica en regiones que se espera serán más secas con la pérdida de los glaciares.

Conservación y restauración de los bosques.- Tal vez los temas de importancia en materia de conservación en los Andes es la ubicación de las áreas protegidas en toda la región. Áreas protegidas con reconocimiento nacional e internacional tienen diferentes grados de alcance y eficacia, con un número mucho menor que ocurren en ambientes de altura (Rodríguez & Young 2000, Soutullo et al. 2008). A raíz de nuestros modelos de predicción para dos especies de altura, la ubicación actual de las áreas protegidas, en Venezuela, Colombia, Ecuador, Perú y Bolivia, incluirán alrededor de 9% a casi el 80% de hábitats de *Polylepis* en cada país. Esto es indicativo de la falta de protección estándar de ecosistemas de altura en toda la región andina. El alto endemismo y la creciente importancia de los bosques de *Polylepis* para conservar la función del ecosistema se deben seguir poniendo en relieve en esta región para la conservación en las cuestiones del cambio climático.

Independientemente del estado de conservación, hay que destacar que los fragmentos de bosques de todos los tamaños sirven como hábitat esencial para la diversidad de alta elevación. Incluso los pequeños fragmentos con una superficie total de bosques de menos de 4,5 ha, dentro de la Cordillera Blanca del Perú, se ha demostrado que mantienen altos niveles de diversidad de aves similares a los fragmentos de más de 20 ha (Rios et al. 2011). Sin embargo, los fragmentos pequeños deben permanecer dentro de

los 200 m de fragmentos más grandes con el fin de mantener la conexión funcional de especies de aves (Lloyd & Marsden 2011). Los pastizales entre los fragmentos, un componente importante del total de la matriz boscosa, es también un conductor de las comunidades de *Polylepis* que utilizan múltiples hábitats (Lloyd 2008, Bellis et al. 2009) y deben ser incluidos en los esfuerzos de conservación que se centran en aumentar la diversidad local. Todas estas facetas destacan la calidad de los bosques como un factor importante en el apoyo de la mayor diversidad de especies (Ríos et al. 2011) y la retención de la función ecológica (Lloyd & Marsden 2011). Esto también incluye la conservación o el aumento de la complejidad estructural de los bosques, que contienen una mezcla de la regeneración de los árboles maduros (Renison et al. 2011), lo que aumentaría la disponibilidad de nichos y los recursos naturales de las diferentes etapas de la sucesión.

El estado de la diversidad genética de las poblaciones de bosques es un factor pasado por alto e importante a considerar también. Como con la mayoría de las especies de árboles tropicales, la fragmentación de los bosques de *Polylepis* disminuyen significativamente la diversidad genética de las poblaciones a pesar de ser polinizada por el viento, que a menudo muestran una menor pérdida genética de la fragmentación (Hensen et al. 2012). Además, las poblaciones en las elevaciones más altas tienen menor diversidad genética que otras poblaciones (Aragundi et al. 2011, Hensen et al. 2012) y se ha encontrado que la diversidad genética en *P. multijuga* era aproximadamente la mitad que otro especie polinizadas por el viento (Quinteros-Casaverde et al. 2012). Esto es posiblemente la resulta de los cuellos de botella genéticos y efectos fundadores durante las migraciones de ladera del Holoceno o la corta duración de la temporada de cultivo y temperaturas más frías en las elevaciones más altas (Hensen et al. 2012). La baja diversidad genética en las elevaciones más altas tendrá un impacto directo sobre la viabilidad de las primeras poblaciones que migran con el cambio climático. Además, la reforestación con especies no nativas de *Polylepis* puede conducir a la pérdida local de la diversidad genética de la hibridación, como otras especies relacionadas se sabe que se hibridan con facilidad (Schmidt-Lebuhn et al. 2006). La buena noticia es que gran cantidad de flujo de genes entre ellas y dentro de muchas poblaciones de *Polylepis* existe (Schmidt-Lebuhn et al. 2006) y la variabilidad genética parece estar plenamente disponible



Figura 4. (A) Vivero forestal en la región de El Quilcayhuana, Parque Nacional Huascarán, donde *P. sericea* y *P. weberbaueri* se cultivan para regenerar otros bosques de la región. (B) Parcelas de *Polylepis* plántulas. Fotos de Autor.

para la restauración forestal en muchas áreas (Julio et al. 2011). Una posible estrategia es la recolección de semillas de múltiples fragmentos grandes y de individuos separados por al menos 25 m dentro de los fragmentos para maximizar la diversidad genética para reforestación (Quinteros-Casaverde et al. 2012).

Conclusiones

Hay varias implicaciones para futuras estrategias de conservación y restauración basadas en los modelos de distribución de dos especies de *Polylepis* que son mucho más grandes que la distribución actual. (1) *Polylepis* se puede restaurar a un área más amplia. Puede existir muchas áreas no disponibles para los bosques, debido a la agricultura u otros usos, pero fragmentos de *Polylepis* pequeños y continuos todavía pueden promover la biodiversidad y aumentar la función hidrológica de la región. (2) Las especies de *Polylepis* se pueden plantar en muchas zonas que son o no son nativas. El uso de poblaciones locales para la restauración de bosques sería preferible para evitar la hibridación y la pérdida de diversidad genética. (3) Nuevas áreas protegidas, privadas o públicas, pueden ser creadas específicamente para *Polylepis*, en lugares apropiados climáticamente y donde ahora no existen. Un plan estratégico con bosques de *Polylepis* puede incluir el uso sostenible de la biodiversidad de esta nuevo ecosistema, como el mercado limitado de orquídeas y otras plantas, y el ecoturismo, en particular la observación de aves, que puede ser conectados con un circuito de sitios arqueológicos para promover la conservación de ambos (Puhakka et al. 2011).

El reciente aumento en los estudios y la atención en los bosques de *Polylepis* reflejan la creciente importancia del mantenimiento de este ecosistema. Sin embargo, todavía quedan muchos espacios con respecto a nuestro conocimiento de las especies y la historia de la distribución de los bosques, la ubicación actual, y la respuesta al cambio climático. Modelización de la distribución actual y futura de todas las especies de *Polylepis* mejorará con la disponibilidad de los datos ambientales de alta resolución. Los modelos regionales del clima, producidas específicamente para predecir el cambio climático en el futuro de América del Sur, se espera que sean más precisos que los modelos de circulación global que ahora se utilizan para la región. Una alternativa importante para la adquisición de imágenes son las imágenes de alta resolución disponibles en Google Earth, que han sido utilizados para clasificar nuevos fragmentos de bosque en el sur-central del Perú (Benham et al. 2011) y representan un nuevo, libre y eficaz método de análisis de bosques de gran altitud. La susceptibilidad de estos bosques a una mayor fragmentación y la pérdida genética requieren una mayor protección y una planificación cuidadosa si la restauración es sostenible para todas las especies de *Polylepis*. Esperamos que la tecnología y técnicas avanzadas de manera significativa ayuden a mejorar el futuro de los bosques y las especies que dependen de ellos.

Agradecimientos

Agradecemos a Jorge Leal-Pinedo, Guillermo Velasco Zuta, Kiko Edson Roncal Velasco y Liliana Zuta de Roncal por la apreciable asistencia recibida durante los estudios de campo. Agradecer a los revisores anónimos por sus valiosos comentarios sobre versiones anteriores del manuscrito. Apreciamos también el apoyo de Juan Carlos Castro Vargas, ex-director del Parque Nacional Huascarán, Perú. Nos gustaría dar las gracias asimismo, al UCLA Latin America Center, UCLA Vavra fund, y al programa UC Pacific Rim el cual proporcionó financiamiento a Autor.

Literatura citada

- Azócar A., F. Rada & C. García-Núñez. 2007. Functional characteristics of the arborescent genus *Polylepis* along a latitudinal gradient in the high Andes. *Interciencia* 32: 663-668.
- Bellis L.M., L. Rivera, N. Politi, E. Martín, M.L. Perasso, F. Cornell & D. Renison. 2009. Latitudinal patterns of bird richness, diversity and abundance in *Polylepis australis* mountain forest of Argentina. *Bird Conservation International* 19: 265-276.
- Benham P.M., E.J. Beckman, S.G. DuBay, L.M. Flores, A.B. Johnson M.J. Lelevier, C.J. Schmitt, N.A. Wright & C.C. Witt. 2011. Satellite imagery reveals new critical habitat for endangered bird species in the high Andes of Peru. *Endangered Species Research* 13: 145-157.
- Bourg N.A., W.J. McShea & D.E. Gill. 2005. Putting the CART before the search: successful habitat prediction for a rare forest herb. *Ecology* 86: 2793-2804.
- Buermann W., S. Saatchi, T.B. Smith, B.R. Zutta, J.A. Chaves, B. Milá & C.H. Graham. 2008. Predicting species distribution across the Amazonian and Andean regions using remote sensing data. *Journal of Biogeography* 35: 1160-1176.
- Cierjacks A., S. Salgado, K. Wesche & I. Hensen. 2008. Post-fire population dynamics of two tree species in high-altitude *Polylepis* forests of Central Ecuador. *Biotropica* 40: 176-182.
- Costa G.C., C. Nogueira, R.B. Machado & G.R. Colli. 2010. Sampling bias and the use of ecological niche modeling in conservation planning: a field evaluation in a biodiversity hotspot. *Biodiversity Conservation* 19: 883-899.
- Ellenberg H. 1979. Man's influence on tropical mountain ecosystems in South America. *Journal of Ecology* 67: 401-416.
- Fjeldså J. & M. Kessler. 1996. Conserving the biological diversity of *Polylepis* forests of the highlands of Peru and Bolivia. Nordic Foundation for Development and Ecology (NORD-DECO), Copenhagen.
- Fjeldså J. & M. Kessler. 2004. Conservación de la biodiversidad de los bosques de *Polylepis* de las tierras altas de Bolivia: Una contribución al manejo sustentable en los Andes. Centro para la Investigación de la Diversidad Cultural y Biológica de las Bosques Pluviales Andinos (DIVA), Dinamarca.
- Fjeldså J. 2002. *Polylepis* forests - vestiges of a vanishing ecosystem in the Andes. *Ecotropica* 8: 111-123.
- García-Núñez C., F. Rada, C. Boero, J. González, M. Gallardo, A. Azócar, M. Liberman-Cruz, M. Hilal & F. Prado. 2004. Leaf gas exchange and water relations in *Polylepis tarapacana* at extreme altitudes in the Bolivian Andes. *Photosynthetica* 42: 133-138.
- Guisan A. & W. Thuiller. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecological Letters* 8: 993-1009.
- Hanselman J.A., W.D. Gosling, G.M. Paduano & M.B. Bush. 2005. Contrasting pollen histories of MIS 5e and the Holocene from Lake Titicaca (Bolivia/Peru). *Journal of Quaternary Science*, 20: 663-670.
- Hansen M.C., R.S. Defries, J.R.G. Townshend, R. Sohlberg, C. Dimiceli & M. Carroll. 2002. Towards an operational MODIS continuous field of percent tree cover algorithm: examples using AVHRR and MODIS data. *Remote Sensing of Environment* 83: 303-319.
- Hensen I., A. Cierjacks, H. Hirsch, M. Kessler, K. Romoleroux, D. Renison & K. Wesche. 2012. Historic and recent fragmentation coupled with altitude affect the genetic population structure of one of the world's highest tropical tree line species. *Global Ecology and Biogeography*, 21: 455-464.
- Hernandez P.A., I. Franke, S.K. Herzog, V. Pacheco, L. Paniagua, H.L. Quintana, A. Soto, J.J. Swenson, C. Tovar, T.H. Valqui, J. Vargas & B.E. Young. 2008. Predicting species distributions in poorly studied landscapes. *Biodiversity Conservation* 17: 1353-1366.

- Hijmans R.J., S.E. Cameron, J.L. Parra, P.G. Jones & A. Jarvis. 2005. Very high resolution interpolated climate surface for global land areas. International Journal of Climatology 25: 1965-1978.
- IUCN. 2011. (en linea). 2011 International Union for Conservation of Nature (IUCN) Red List of Threatened Species, <<http://www.iucnredlist.org>>. Accesso 07/03/2012.
- Jameson J.S. & P.M. Ramsay. 2007. Changes in high-altitude Polylepis forest cover and quality in the Cordillera de Vilcanota, Perú, 1956-2005. Biological Conservation 138: 38-46.
- Julio N.B., J.C. Rondan Dueñas, D. Renison & I. Hensen. 2011. Genetic structure and diversity of *Polylepis australis* (Rosaceae) tree populations from central Argentina: implications for forest conservation. Silvae Genetica 60: 55-61.
- Kessler M. & A.N. Schmidt-Lebuhn. 2006. Taxonomical and distributional notes on *Polylepis* (Rosaceae). Organisms, Diversity & Evolution 6: 67-69.
- Kessler M. 1995. The genus *Polylepis* (Rosaceae) in Bolivia. Candollea 50: 131-171.
- Kessler M. 2002. The Polylepis problem: Where do we stand. Ecotropica 8: 97-110.
- Kunz L.B. & D.G. Long. 2005. Calibrating seawinds and QuikSCAT scatterometers using natural land targets. IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters 2: 182-186.
- Lloyd H. & S.J. Marsden. 2011. Between-patch bird movements within a high-Andean Polylepis woodland/matrix landscape: Implications for habitat restoration. Restoration Ecology 19: 74-82.
- Lloyd H. 2008. Abundance and patterns of rarity of Polylepis birds in the Cordillera Vilcanota, southern Perú: implications for habitat management strategies. Bird Conservation International 18: 164-180.
- Mendoza W. & A. Cano. 2011. Diversidad del género *Polylepis* (Rosaceae, Sanguisorbeae) en los Andes peruanos: Diversity of the genus *Polylepis* (Rosaceae, Sanguisorbeae) in the Peruvian Andes. Revista Peruana de Biología 18: 197-200.
- Myneni R.B., S. Hoffman, Y. Knyazikhin, J.L. Privette, J. Glassy, Y. Tian, Y. Wang, X. Song, Y. Zhang, G.R. Smith, A. Lotsch, M. Friedl, J.T. Morisette, P. Votava, R.R. Nemani & S.W. Running. 2002. Global products of vegetation leaf area and fraction absorbed PAR from year one of MODIS data. Remote Sensing of Environment 83: 214-231.
- Philips S.J., R.P. Anderson & R.E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. Ecological Modeling 190: 231-259.
- Puhakka L., M. Salo & I.E. Sääksjärvi. 2011. Bird diversity, bird-watching tourism and conservation in Peru: a geographic analysis. PLoS ONE 6: e26786.doi:10.1371/journal.pone.0026786.
- Purcell J. & A. Brelandsford. 2004. Reassessing the causes of decline of *Polylepis*, a tropical subalpine forest. Ecotropica 10: 155-158.
- Purcell J., A. Brelandsford & M. Kessler. 2004. The world's highest forest. American Scientist 92: 454-461.
- Quinteros-Casaverde N., C.F. Flores-Negrón & D.A. Williams. 2012. Low genetic diversity and fragmentation effects in a wind-pollinated tree, *Polylepis multijuga* Plige (Rosaceae) in the high Andes. Conservation Genetics 13: 593-603.
- Raxworthy C.J., E. Martinez-Meyer, N. Horning, R.A. Nussbaum, G.E. Schneider, M.A. Ortega-Huerta & A.T. Peterson. 2003. Predicting distribution of known and unknown reptil especies in Madagascar. Nature 426: 837-841.
- Renison D., I. Hensen & R. Suarez. 2011. Landscape structural complexity of high-mountain *Polylepis australis* forests: a new aspect of restoration goals. Restoration Ecology 19: 390-398.
- Riordan E.C. & P.W. Rundel. 2009. Modeling the distribution of a threatened habitat: the California sage scrub. Journal of Biogeography 36: 2176-2188.
- Rios S.S., H. Lloyd & A. Valdés-Velásquez. 2011. Bird species richness, diversity and abundante in *Polylepis* woodlands, Huascarán biosphere reserve, Peru. Studies on Neotropical Fauna and Environment 46: 69-76.
- Rodriguez L.O. & K.R. Young. 2000. Biological diversity of Peru: determining priority areas for conservation. AMBIO 29: 329-337.
- Schmidt-Lebuhn A.N., M. Kessler & M. Kumar. 2006. Promiscuity in the Andes: species relationships in *Polylepis* (Rosaceae, Sanguisorbeae) based on AFLP and morphology. Systematic Botany 31: 547-559.
- Schmidt-Lebuhn A.N., M. Kumar & M. Kessler. 2006. An assessment of the genetic population structure of two species of *Polylepis Ruiz & Pav.* (Rosaceae) in the Chilean Andes. Flora 201: 317-325.
- Schmidt-Lebuhn A.N., P. Seltmann & M. Kessler. 2007. Consequences of the pollination system on genetic structure and pattern of species distribution in the Andean genus *Polylepis* (Rosaceae): a comparative study. Plant Systematics and Evolution 266: 91-103.
- Servat G.P., C.W. Mendoza & J.A. Ochoa C. 2002. Flora y fauna de cuatro bosques de *Polylepis* (Rosaceae) en la Cordillera del Vilcanota (Cusco, Perú). Ecología Aplicada 1: 25-35.
- Simpson B.B. 1986. Speciation and specialization of *Polylepis* in the Andes. In: F. Vuillemeir and M. Monastrio, eds. High Altitude Tropical Biogeography, Oxford University Press, Oxford. Pp. 304-315.
- Soutullo A., M. DeCastro & V. Urios. 2008. Linking political and scientifically derived targets for global biodiversity conservation: implications for the expansion of the global network of protected areas. Diversity and Distribution 14:604-613.
- Teich I., A.M. Cingolani, D. Renison, I. Hensen & M.A. Giorgis. 2005. Do domestic herbivores retard *Polylepis australis* Bitt. woodland recovery in the mountains of Córdoba, Argentina? Forest Ecology and Management 219: 229-241.
- Thomassen H.A., T. Fuller, W. Buermann, B. Milá, C.M. Kieswetter, P. Jarrín-V., S.E. Cameron, E. Mason, R. Schweizer, J. Schlunegger, J. Chan, O. Wang, M. Peralvo, C.J. Schneider, C.H. Graham, J.P. Pollinger, S. Saatchi, R.K. Wayne & T.B. Smith. 2011. Mapping evolutionary process: a multi-taxa approach to conservation prioritization. Evolutionary Applications 4: 397-413.
- Wilson K.A., M.I. Westphal, H.P. Possingham & J. Elith. 2005. Sensitivity of conservation planning to different approaches to using predicted species distributions on the east slope of the Andes in Peru and Bolivia. Biological Conservation 122: 99-112.