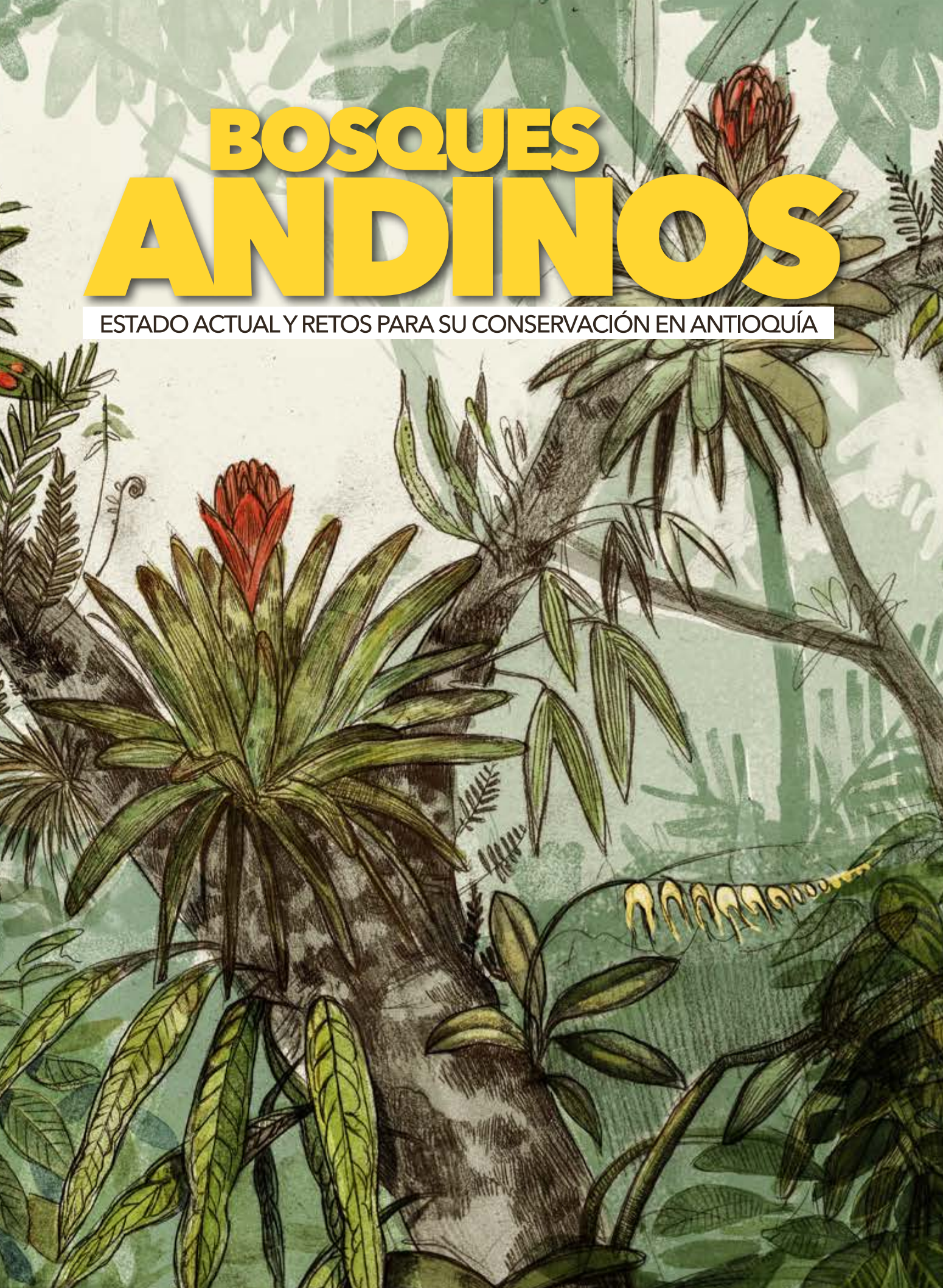
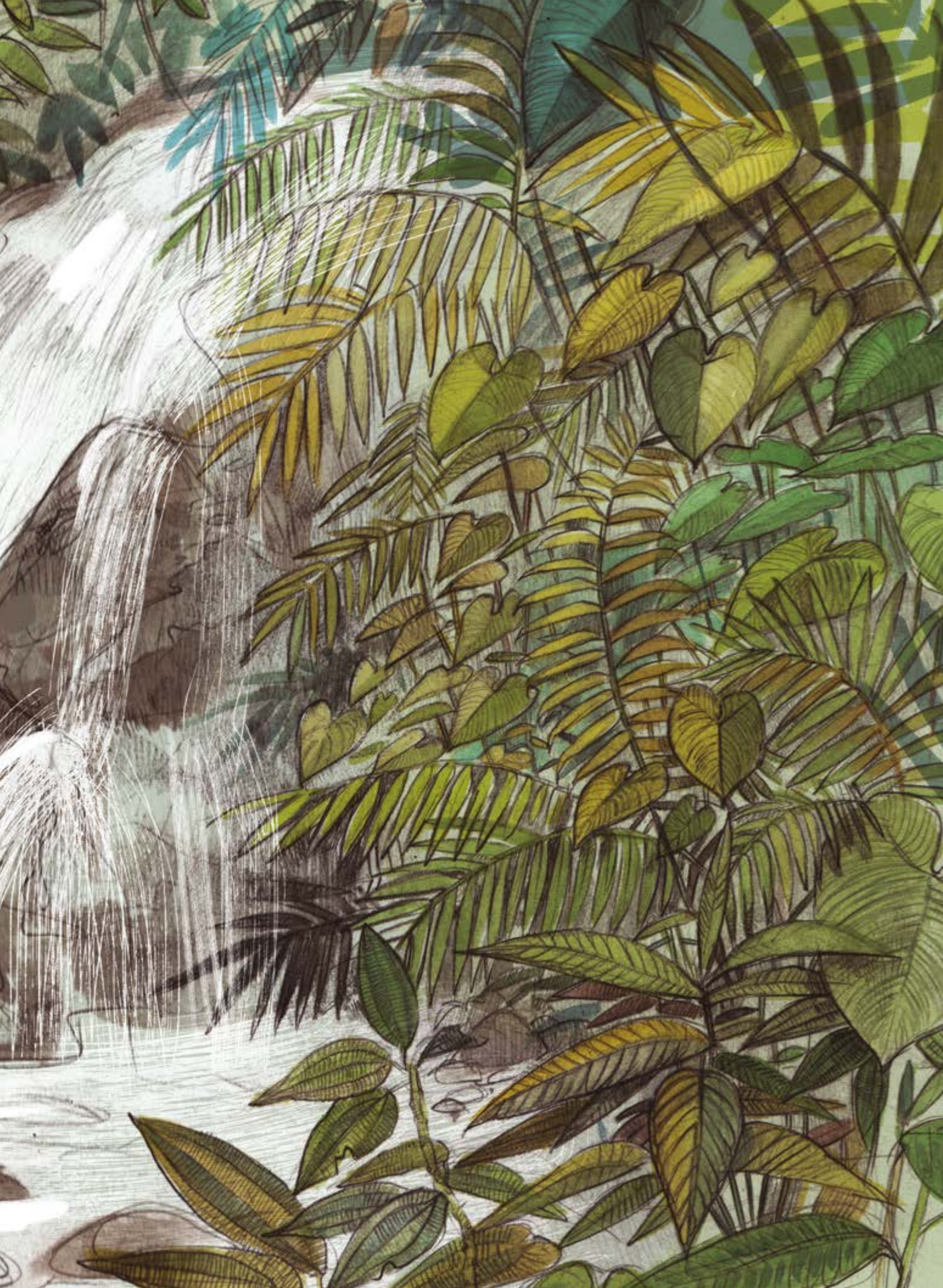


BOSQUES ANDINOS

ESTADO ACTUAL Y RETOS PARA SU CONSERVACIÓN EN ANTIOQUÍA









BOSQUES ANDINOS

ESTADO ACTUAL Y RETOS PARA SU CONSERVACIÓN EN ANTIOQUIA

Bosques Andinos: Estado actual y retos para su conservación en Antioquia

Dirección Editorial

Estela Quintero-Vallejo
Ana María Benavides
Natalia Moreno
Sebastián González-Caro

Corrección de Estilo

Alba Luz Sánchez

Prólogo

Ricardo Callejas

Fotografías:

Daniel Muhlemann
Simón Trujillo

Ilustraciones

Elizabeth Builes

Diseño y Diagramación

Danny Zurc

ISBN 978-958-59470-5-4

Citación de obra completa sugerida

Quintero Vallejo, E., Benavides, A.M., Moreno, N., Gonzalez-Caro, S. (ed.). (2017). Bosques Andinos, estado actual y retos para su conservación en Antioquia. Medellín, Colombia: Fundación Jardín Botánico de Medellín Joaquín Antonio Uribe-Programa Bosques Andinos (COSUDE). 1 Ed – Medellín, 2018. 542 páginas. Ilustraciones a color.

Citación de capítulo sugerida

Hoyos, C., Rivera, C., y Quintero Vallejo, E. (2017). La restauración ecológica en los bosques andinos de Antioquia: el caso del Valle de Aburrá, perspectivas y estrategias. En: Quintero Vallejo, E., Benavides, A.M, Moreno, N., Gonzalez-Caro, S. (Ed.), Bosques Andinos, estado actual y retos para su conservación en Antioquia (pp. 419-438). Medellín, Colombia: Fundación Jardín Botánico de Medellín Joaquín Antonio Uribe-Programa Bosques Andinos (COSUDE). 1 Ed – Medellín, 2018. 542 páginas. Ilustraciones a color.

Palabras clave

Bosques Andinos de Antioquia, Conservación de Bosques
Deforestación, Observación de bosques de Antioquia
Biodiversidad de Antioquia

Licencia Atribución - No Comercial - No Derivadas



Nota de descargo de responsabilidad

La publicación de este libro se hace en el marco del Programa de Bosques Andinos el cual forma parte del Programa Global de Cambio Climático de la Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación (Cosude) y es facilitado por el consorcio HELVETAS Swiss Intercooperation y Condesan y llega a Antioquia gracias al Pacto por los Bosques de Antioquia y a la alianza entre El Área Metropolitana del Valle de Aburrá, El Jardín Botánico de Medellín, La Corporación Masbosques y Empresas Públicas de Medellín (EPM).

EL Observatorio de Bosques de Antioquia (OBA) surge como resultado de esta alianza estratégica de instituciones públicas, privadas, académicas y comunitarias interesadas en la gestión de la información y el conocimiento sobre los bosques de Antioquia. Esta publicación tiene como objetivo, entre otras cosas, ser un instrumento que dé a conocer el estado actual de los bosques en la región Andina, ser un posible insumo para la toma de decisiones y un eje articulador en las acciones que busquen la conservación y el manejo sostenible de los bosques del departamento.

Su presencia en Antioquia es sostenida porque cuenta con organizaciones públicas, privadas, académicas y comunitarias con alto compromiso y un equipo humano altamente cualificado, que apoya procesos de generación de conocimiento, y cuenta con una gestión administrativa y gerencial óptima, de tal manera que el Jardín Botánico de Medellín, aunque en concordancia con las necesidades de intervención en cuidado de los bosques, no puede asumir la responsabilidad de la información registrada en este libro, pues es el resultado de procesos de investigación individual y grupal de los autores de cada uno de los artículos, que, a su vez, están afiliados a una serie de instituciones académicas, empresas privadas u organizaciones locales, regionales y nacionales, públicas y privadas de diferentes índoles. Es por esto que la responsabilidad de la veracidad, exactitud o pertinencia de los datos aquí expuestos son responsabilidad exclusiva de sus autores.

El Jardín Botánico de Medellín agradece la participación y colaboración de cada una de las personas involucradas en la realización de este libro y reitera su compromiso para con la conservación de los Bosques Andinos, rurales y urbanos y las acciones que se desarrollen o desencadenen para este fin.











Contenido

Prólogo, 17

Introducción. Gestión y valorización de paisajes de Bosques Andinos para la mitigación y adaptación al Cambio Climático: Aprendizajes y desafíos, 27

Capítulo I

El poblamiento de los Bosques Andinos

- Una breve historia de los bosques de Antioquia: durante los últimos mil años los bosques neotropicales alcanzaron su máxima extensión y desarrollo en el siglo XIX, 39
- Estado de los bosques de Antioquia entre 1990-2015, 61





Capítulo II

Características de los ecosistemas

- Dinámica de incendios en Antioquia con énfasis en Bosques Andinos, 85
- Tendencias climáticas generales en los Bosques Andinos Colombianos, 103
- Determinantes de la dinámica de la biomasa aérea en bosques del Departamento de Antioquia, Colombia, 119
- Función de los ecosistemas de páramo y sus motores de degradación, 135

Capítulo III

Habitantes de los ecosistemas

- Prioridades de conservación de la diversidad de orquídeas en el departamento de Antioquia (Colombia), 155
- Estado del conocimiento y conservación de la familia Cyclanthaceae en los bosques montanos del departamento de Antioquia, 181
- Conservación de palmas de los bosques de niebla en Antioquia, 199
- Magnolias en los Bosques Andinos de Antioquia, 223
- Estado del conocimiento de insectos en los Bosques Andinos de Antioquia, 239
- Murciélagos de Bosques Andinos de Antioquia, 267
- Felinos en los ecosistemas andinos de Antioquia, 293



Capítulo IV

Hacia un Observatorio

- Síntesis de los registros biológicos de Antioquia a 2016, 319
- Observatorio de Bosques de Antioquia (OBA), 339

Implicaciones que puede tener el observatorio

- Bosque urbano – Caso Valle de Aburrá, 355
- Afectaciones a la fauna silvestre en las áreas urbanas andinas de Antioquia, 371
- Hacia la consolidación de esquemas de gobernanza para la gestión integral de bosques periurbanos en el Valle de Aburrá, 389
- Avances en el estudio de Bosques Andinos en Colombia: una mirada desde la restauración en la Cordillera Oriental, 401
- La restauración ecológica en los Bosques Andinos de Antioquia: El caso del Valle de Aburrá, perspectivas y estrategias, 419
- El Pacto por los Bosques de Antioquia y su papel en el Programa de Bosques Andinos, 441
- Análisis de la importancia de la información de los estudios ambientales para la conservación de los bosques en Antioquia, 455
- La preservación o destrucción del medio ambiente pasan por la política, gústenos o no, 475

Anexos

- Prioridades de conservación de la diversidad de orquídeas en el departamento de Antioquia (Colombia), 496
- Estado del conocimiento y conservación de la familia Cyclanthaceae en los bosques montanos del departamento de Antioquia, 537
- Conservación de palmas de los bosques de niebla en Antioquia, 538
- Síntesis de los registros biológicos de Antioquia a 2016, 539
- Murciélagos de Bosques Andinos de Antioquia, 541







Prólogo

Ricardo Callejas

Universidad de Antioquia. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Instituto de Biología

En una nota publicada en la revista *Nature* (Hendersson et al., 1991), tres botánicos, especialistas en palmas, musgos y Ericáceas, lamentaban el sesgo existente en la investigación sobre conservación y deforestación en el Neotrópico, y de cómo la atención se había centrado en conservar y mantener intacta la cuenca amazónica (el ecosistema más extenso de bosque húmedo tropical en el planeta), pero a su vez, afirmaban que esa atención había dado lugar a ignorar la pérdida de biodiversidad en otras coberturas boscosas del trópico, especialmente la de los Bosques Andinos. El artículo resaltaba, en términos particulares, que los inventarios florísticos a la fecha indicaban de forma contundente que dichos bosques contenían la mayor diversidad de especies de plantas del planeta. Para aquél entonces ya era evidente la deforestación de los Andes, una pérdida de coberturas que exhibe índices preocupantes en países al Noreste de Sur América (Duque et al., 2014).

La zona andina y sus bosques representan, especialmente en Colombia, Venezuela, Ecuador y el piedemonte Oriental de los Andes en Perú, un sistema montañoso sui generis en la tierra, que, a grosso modo, prospera sobre un piedemonte bordeado por un océano y sobre el otro por la Cuenca Amazónica, con una biodiversidad que exhibe una historia reciente (en su integridad actual los Andes alcanzaron la presente elevación hace solo cinco millones de años) y que ha sido moldeada por la conformación de la cuenca amazónica, el aislamiento de Sur América, la conexión con el istmo de Panamá y la colisión de las placas del Pacífico en el Noroccidente del continente. Ahora bien, sistemas montañosos existen en todos los continentes, pero ninguno



evidencia la complejidad histórica, la diversidad biológica de los Andes y su biota de los Bosques Andinos.

Hizo falta esfuerzo para que la nota sobre Bosques Andinos (arriba mencionada) fuese publicada en Nature, una revista donde la ciencia, la lógica y la reflexión del mundo está relacionada con la astronomía, la física cuántica, la medicina y la biotecnología; donde publicar una nota sobre el lugar más diverso del planeta escasamente tuvo algún tipo de protagonismo para los físicos, astrónomos y médicos, pero no fue así para los botánicos y la comunidad de biólogos en el Neotrópico.

Desde hace 16 años esa nota impulsó un muestreo profundo sobre la deforestación en los Andes y un eventual abordaje del problema en los países andinos (Churchill, 1995; Gullinson et al., 2007), debido a que, de una u otra manera, los inventarios florísticos en Colombia, Ecuador, Perú, Venezuela y Argentina, evidenciaron una creciente preocupación por la diversidad biológica, debido a que tiene todas las señales de poder desaparecer si no se actúa rápidamente (Luteyn y Churchill, 2000; Luteyn, 2005; Ministerio del Medio Ambiente, 2014).

Pero, somos seres humanos y estamos inmersos en un colectivo, que como en nuestro país, Colombia y en particular en nuestra región, Antioquia, prospera en un área cuya biodiversidad nos resulta casi intoxicante. Tenemos tanto que hemos llegado a desarrollar la ingenua idea de que todo es inagotable. Vivimos sumergidos en estas montañas donde no nos llegan los males de otras latitudes, donde el cambio climático nos es ajeno y estamos acostumbrados a tener una magnífica oferta ambiental, un clima envidiable, un verde persistente, siempre, con una naturaleza que es difícil de creer, de apreciar y de ver. Tenemos mucho, pero hemos de forma incoherente ignorado lo que tenemos, construyendo lo que no somos, pretendiendo vivir lo que no podemos, hemos maltratado de forma implacable, continua y sin miramiento alguno, un enorme patrimonio, en nuestro caso tener mucho, y no saber lo que se tiene, nos impide valorar, y amar lo que se posee, al final es como si no tuviéramos nada.

El contexto es primordial cuando se quiere entender un acontecimiento y las condiciones que lo precipitaron. Somos históricamente una sociedad con un enorme apetito por tener, pero además con una enorme y cuestionable capacidad para ignorar a los demás, para así poder sumirnos en consolidarnos ante otros con base en lo que poseemos (Restrepo, 1809; Melo, 1991; Restrepo 1991; Mesa-Jaramillo, 2013).



Por lo anterior, se precisa visibilizar una comunidad científica que hasta hace veinte años no existía y otorgarle un papel protagónico para crear un precedente y afrontar un problema que afecta a toda la ciudadanía. Ha tomado mucho tiempo formar la cohorte de profesionales que participa en esta publicación. Esta obra contiene escritos de científicos que surgieron en las últimas dos décadas, taxónomos, ecólogos, conservacionistas, urbanistas y matemáticos que, al tener experiencia en el ámbito político no dudaron en contribuir con la exposición y análisis del problema de la pérdida de los Bosques Andinos examinados en un estado que no podría considerarse necesariamente el adecuado.

Esta obra aborda el problema de la fragmentación de ecosistemas, el reto que implica la restauración ecológica y la conservación de áreas boscosas en un área urbana, pero también se examina el estado actual de felinos en un ambiente que escasamente puede sostenerlos, así como las estrategias para la conservación de los linajes de las palmas, y el cómo proceder para rescatar, conservar y proteger orquídeas que europeos del siglo XIX miraban con tanta codicia y que aquí escasamente se apreciaban (Schlechter, 1920). Este libro es logro de una comunidad científica local que posee las herramientas, el conocimiento y la conciencia, como investigadores, docentes y ciudadanos para establecer y determinar un proceder ético en consonancia con el medio ambiente, congruente con la problemática de los pobladores de las áreas que se han denominado “Bosques Andinos”.

Estas contribuciones son aún más importantes porque proceden de las experiencias y la búsqueda local de cómo conservar un patrimonio de la magnitud que representan los Bosques Andinos. Falta mucho y el tiempo se agota. No deseo sonar terriblemente pesimista: hay logros, eso no se puede desconocer, y existen más de un movimiento y múltiples juventudes que aprecian y adoran su territorio, pero, si el contenido de esta obra, con toda su significancia y toda su importancia, busca tener un efecto, entonces hay que celebrarla, y comenzar a sacar el diálogo y diluvio de ciencia hacia el colectivo, ese que vive y mora en Bosques Andinos y que sin tener contexto alguno, busca casi de forma inconsciente una guía de turno para salvar lo que ante sus ojos desaparece.

Así mismo, se celebra la realización de esta publicación porque se consolida como la sistematización del esfuerzo en iniciativas como el observatorio ambiental para los Bosques de Antioquia y el Pacto para su protección, logros que, desde una comunidad científica en un entorno político en Colombia, deben apreciarse como una herramienta adecuada,



coherente y congruente para socializar los esfuerzos y los resultados para la conservación de los Bosques, lo cual requiere la generación de una conciencia colectiva que incluya el respeto por el otro, el desprendimiento de una actitud depredadora que consolide, sin miramientos, el patrimonio de las generaciones del futuro.

Referencias

- Churchill, S.P., H. Balslev, E. Forero y J.L. Luteyn (1995). Biodiversity and conservation of neo-tropical montane forests. *New York Bot. (eds.)* 1. Gard., Bronx.
- Gullinson, R.E., Frumhoff, P.C., Canadell, J.G., Field, C.B., Nepstad, D.C., Hayhoe, K., Avissar, R., Curran, L.M., Friedlingstein, P., Jones, C.D. and Nobre, C. (2007). Tropical Forests and Climate Policy. *Science* 316, p. 985-986.
- Henderson, A., S.P. Churchill y J.L. Luteyn (1991). "Neotropical plant diversity: Are the Northern Andes richer than the Amazon Basin?" in *Nature* 351, p. 21-22.
- Luteyn, J.L. y S.P. Churchill (2000). "Vegetation of the tropical Andes". En: D.L. Lentz. (ed.). *An imperfect balance: Landscape transformations in the Precolumbian Americas*. Columbia Univ. Press, New York, p. 281-310.
- Melo, J. O. (Dir.) (1991). *Historia de Antioquia*. 2da ed. El Colombiano. Suramericana de Seguros. 566 p. Editorial Presencia, Bogotá.
- Ministerio del Medio Ambiente (2014). *Política nacional para la gestión integral de la Biodiversidad y sus servicios ecosistémicos*. Resumen ejecutivo. Bogotá, p. 20.
- Restrepo, J.M. (1809). *Ensayo sobre la Geografía, producciones, industria y población de la provincia de Antioquia en el Nuevo Reino de Granada*. Reimpresión del Fondo editorial Universidad EAFIT (2007). Medellín.
- Restrepo F., G. A. (1991). *La transformación del medio siglo, la Comisión Corográfica, y la huella de la Historia*, Bogotá.
- Schlechter, R. (1920). Die Orchideenfloren der sudamerikanisehen Kordillerenstaaten. II. Colombia. *Repert. Spec. Nov. Regni Veg.* 7, p. 1-25.
- Yepes, A., Cabrera, E., Álvarez, E., Corrales, A., Galindo, G., García, M.C., Navarrete, D., Phillips, J., Vargas, D y A. Duque (2010). "Estimación de las reservas y pérdida de carbono por deforestación en el periodo 2000-2007 en los bosques del departamento de Antioquia, Colombia" En: *Proyecto Expedición Antioquia 2013: Diversidad, Dinámica y productividad de los bosques de Antioquia*. Informe final. Gobernación de Antioquia, Medellín.









Gestión y valorización de paisajes de Bosques Andinos
para la mitigación y adaptación
al **Cambio Climático:**
Aprendizajes y desafíos

Albert Bokkestijn

HELVETAS Swiss Intercooperation, Lima, Perú



Por la reducción del área de Bosques Andinos, actualmente solo se cuenta con una décima parte de la que fue su extensión original.

Introducción

¿Qué son los Bosques Andinos, dónde se encuentran y por qué son importantes?

En América Latina se identifican los Bosques Andinos como ecosistemas boscosos de montaña con un rango de elevación que va de los 1.000 msnm (metros sobre el nivel del mar) a la línea superior del bosque. Están caracterizados por su alta diversidad y endemismo y parte de su importancia radica en los servicios ecosistémicos que prestan, como el abastecimiento de agua, la fertilidad de los suelos, el almacenamiento de carbono, entre otros. Es necesario anotar, que los Bosques Andinos son sensibles y se reducen rápidamente debido a fenómenos como el cambio climático, la deforestación y la degradación por la intervención del hombre, como resultado, también, de la conversión de los bosques a tierras agrícolas, pastizales o su disposición para la ejecución de actividades mineras; así como la alta tasa de incendios forestales en los Bosques Andinos secos (en Perú, Chile y Bolivia). Lo anterior, hace que los bosques no solamente estén altamente fragmentados, sino que la degradación de las funciones ambientales esté afectando la vida de más de 60 millones de personas en los países andinos, tanto en las zonas rurales como las urbanas que dependen de los servicios y bienes que los bosques proveen. En consecuencia, la degradación de los bosques y las tierras se presenta como un obstáculo para la erradicación de la pobreza y el hambre, para la reversión del fenómeno de pérdida de biodiversidad, y disminuye la capacidad de los agricultores y las comunidades locales para adaptarse a los efectos del cambio climático (Sabogal et al., 2015).

Los Bosques Andinos suelen ser poco visibles en las estadísticas nacionales de bosques. Es por esto que muchos ni siquiera están clasificados como tierras forestales en los mapas forestales nacionales,



o en las agendas nacionales y regionales, como es el caso de Perú y Bolivia. Así mismo, existen características que aún no se conocen de los bosques, o de los cuales no se tiene claridad en cuanto a datos disponibles. Por ejemplo, cuando se habla de la extensión de los bosques Prins (2014) señala que los ecosistemas de Bosques Andinos cubren alrededor de 31 millones de hectáreas en toda la región Andina, mientras que los reportes nacionales para la Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales (FAO, 2015) indican que los Bosques Andinos (ceja andina, montanos altos, montanos y montanos bajos de las vertientes interandinas, occidentales y orientales de los Andes) representan aproximadamente el 24,9% de los bosques en Colombia, el 31,98% en Ecuador, el 27,76% en Perú y el 20% en Bolivia, como se muestra en la Figura 1.



Figura 1. Mapa de localización de los Bosques Andinos.

La gestión territorial y restauración de paisajes de Bosques Andinos

Ahora bien, por la reducción del área de Bosques Andinos, actualmente solo se cuenta con una décima parte de la que fue su extensión original. Gran parte de los bosques se encuentran en mosaicos junto a otros usos de suelo, como agricultura y ganadería. Dicha fragmentación (causados por los diferentes usos de los suelos) requiere que una gestión sostenible y efectiva de los Bosques Andinos que esté enmarcada dentro de un enfoque de paisaje, que permita reconocer las diferentes necesidades de la población local. Este enfoque atiende a un proceso de gestión multipropósito que concilia objetivos de conservación, protección y desarrollo local sostenible con el reconocimiento de la interacción entre los diversos usos de la tierra y los actores interesados. Nace, entonces, el concepto de restauración de bosques y paisajes, definido como un proceso activo que busca equilibrar la reposición de los servicios del ecosistema en los hábitats silvestres con la biodiversidad, la regulación de los recursos hídricos, el almacenamiento de carbono (entre otros factores), y mantener las funciones productivas en beneficio de la agricultura y usos afines de la tierra (McGuire, 2014; citado en Cerrón et al., 2017). Un enfoque del paisaje busca una comprensión cabal de las interacciones que tienen lugar entre los diversos usos de la tierra y las partes interesadas, les da la debida consideración e integra los usos y las partes enmarcados en un proceso de gestión combinada (Foro Mundial de Paisajes, 2014; citado en Sabogal et al., 2015).

En efecto, mientras existan vacíos importantes de conocimiento sobre los Bosques Andinos en aspectos ecológicos, en su relación con las intervenciones humanas y el impacto del cambio climático sobre ellos, habrá urgencia para recuperar las funcionalidades que los bosques generan para la sociedad.



La preocupación por la degradación de los bosques en Latinoamérica y el Caribe se expresó, entre otros, con la Iniciativa 20x20, un esfuerzo liderado por los países de la región, y facilitado por el World Resources Institute (WRI), para llevar 20 millones de hectáreas de tierra degradada a la restauración para el 2020. Así, la restauración de bosques es vista como una estrategia de gestión para contribuir de manera concreta y efectiva (costo-beneficio) a la mitigación y adaptación al cambio climático.

Como resultado de las diferentes iniciativas regionales y globales, algunos países se han comprometido con metas para la restauración de tierras degradadas como se evidencia a continuación.

País	Meta
Bolivia*	14,5 millones
Colombia	1,0 millones
Ecuador	0,5 millones
Perú	3,2 millones

*Bolivia no ha participado en la Iniciativa 20x20, pero en 2015 se comprometió ante la Convención Marco de Naciones Unidas sobre Cambio Climático (CMNUCC) a aumentar en 4.5 millones de hectáreas la superficie de áreas forestadas y reforestadas para el año 2030 (Estado Plurinacional de Bolivia, 2015).

Algunas lecciones aprendidas para la gestión de los Bosques Andinos

En los países mencionados en la tabla anterior se contempla la restauración de áreas degradadas en las zonas de montaña. En cuanto a los esfuerzos de mejorar la cobertura boscosa y la gestión de los bienes y servicios ecosistémicos, hasta la fecha se pueden destacar algunas lecciones aprendidas en la región andina, como lo son:

En pro de construir agendas y lenguajes comunes, se observa una gran heterogeneidad entre países sobre su comprensión de qué es la restauración ecológica y sobre la visión de cómo encaja en el contexto del manejo de los recursos naturales y en la recuperación de los ecosistemas naturales degradados. Esto podría determinar el porcentaje de la biodiversidad que persistirá en cada uno de los países. Por otra parte, las realidades socioeconómicas y fisiográficas de cada país han definido su relación con los Bosques Andinos y su percepción sobre el nivel de prioridad que merecen en los planes nacionales de restauración (Murcia et al., 2017).

Por otro lado, las metas de programas forestales suelen estar dirigidas en términos de extensión de áreas restauradas (metas en hectáreas) y tienen una claridad somera sobre los objetivos y beneficios trazados como es el caso del mejoramiento de funciones y servicios ecosistémicos (agua, carbono y biodiversidad). Sin embargo, el monitoreo es necesario para lograr evidenciar la causalidad entre las prácticas de restauración y la gestión de los bosques, como el mejoramiento de servicios ecosistémicos. Ahora, pocas iniciativas de restauración, incluyen monitoreo de funciones ecosistémicas, como en el caso de Perú, que solo menos del 10% de los casos lo contemplan (Cerrón et al., 2017). Una buena

práctica del ciclo de gestión de conocimiento (generar, intercambiar/compartir y usar/internalizar el conocimiento) ayudaría en el ajuste o mejoramiento de los esfuerzos de gestión de bosques y plantaciones forestales en la zona andina de Bolivia (Patiño-Rojas y Lozano-Rocabado, 2017).

Así, a pesar de los planes y políticas nacionales y sub-nacionales, la gestión de bosques se hace realidad por la acción de actores locales, desde las comunidades, las autoridades públicas y el sector privado que logren responder y dar preferencia a reconciliar las necesidades de la ciudadanía. Es importante, entonces, que dichos actores sean sensibles y tengan claridad de los beneficios a corto y largo plazo de la gestión de paisajes de bosques: La gestión de un paisaje de Bosque Andino debe estar acompañado por mecanismos transparentes de retribución y valorización por los servicios ambientales. Al tiempo que requiere de un análisis de la (in) compatibilidad con mecanismos/incentivos que promueven otros usos de la tierra.

Algunos ejemplos locales de mejorar la gestión de Bosques Andinos con valorización de los servicios ecosistémicos

Aunque los beneficios de Bosques Andinos, en cuanto a bienes y servicios, van más allá de lo económico, es importante que se puedan calificar y cuantificar para contribuir a una valorización real de recursos que hasta la fecha han sido invisibles en decisiones que afectan la gestión nacional, regional y local de los bosques.

La comunidad Kiuñalla en Apurímac, en Perú, por ejemplo, decidió emprender la restauración de sus bosques con los objetivos de, primero, asegurar el servicio ecosistémico hídrico y ser





un destino atractivo para el ecoturismo. En el ejercicio participativo para la valorización económica de los bienes y servicios que la comunidad recibió de sus bosques en los últimos 30 años se estimó que el valor neto total presente del bosque superaba los 2 millones de dólares americanos (2.069.080 USD). De esto, la mayor parte (60%) corresponde al valor económico del servicio ecosistémico del agua para el riego. En segundo lugar, sigue el bien de la leña (20%) y luego, el producto forestal no maderable (PFNM) como la miel de abejas (7%). El agua, por su parte, fue indicada por la mayoría de las familias entrevistadas como lo más importante del bosque en términos de valor cualitativo (Landolt, 2016).

En el Chocó ecuatoriano (Ecuador) hay una finca donde se practica la producción de cacao sostenible junto con conservación de bosques nativos secundarios. Los bosques nativos albergan una alta biodiversidad endémica. A su vez, la zona está sujeta a presiones de conversión de las tierras por usos agrícolas no sostenibles. Se ha realizado un estudio en donde se afirma que la producción y la comercialización de cacao deja una huella de carbono positiva. Las emisiones en CO₂ de la producción del cacao hasta la fabricación del chocolate corresponde a 3,8 t de C/año mientras que la producción de C en el bosque es de 117,1 t/año (Tonelada al año) (Lambelet 2016).

En Colombia, por su parte, el BanCO₂, creado por la Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare (CORNARE) en 2012 y operado por MASBOSQUES es un mecanismo local de retribución por servicios ambientales generados para la conservación y restauración de bosques en fincas. El área de influencia directa del proyecto es el Oriente del departamento de Antioquia, conformada por 26 municipios y un área aproximada de 827.600 ha. Los beneficiarios directos del proyecto son 486 familias campesinas de estrato socioeconómico bajo o medio. BanCO₂ propone desarrollar un sistema de incentivos a campesinos para la conservación y restauración de las zonas de interés ecosistémico de la región a través de un fondo ambiental especial (local/regional) financiado de manera voluntaria por empresas y personas que, en su vida diaria, y en sus procesos productivos, generen emisiones de GEI (Gases de Efecto Invernadero) u ocasionen alteraciones en los ecosistemas naturales. A través de un esquema operativo que capta dineros con eficiencia y paga con oportunidad. Ante esto, los beneficiarios muestran alto grado de satisfacción. BanCO₂ provee un arreglo institucional eficiente que ayudaría a la gestión ambiental de las Corporaciones Autónomas Regionales (CAR) (Pérez et al., 2016).

Aunque los beneficios de Bosques Andinos, en cuanto a bienes y servicios, van más allá de lo económico, es importante que se puedan calificar y cuantificar para contribuir a una valorización real de recursos que hasta la fecha han sido invisibles en decisiones que afectan la gestión nacional, regional y local de los bosques.



Referencias

- Cerrón, J., del Castillo, Thomas J.E. Mathez, S-L. (2017). Lecciones aprendidas de experiencias de restauración de bosques y paisajes en el Perú. Biodiversity International – ICRAF, p. 110.
- FAO. (2015) Global Forest Resources Assessment, Desk Reference. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Lambelet A. (2016). Sinergias entre producción de cacao sostenible y conservación de bosques naturales del Chocó ecuatoriano, Tesis de bachelor, HAFL.
- Landolt, M.R. (2016). Valoración económica de bienes y servicios ecosistémicos Comunidad Kiñiñalla, Apurímac, Perú. Trabajo de fin de grado. HAFL.
- Mathez-Stiefel, S-L, Peralvo, M., y Báez, S. (2017). Hacia la conservación y la gobernanza sostenible de los paisajes de Bosques Andinos: Una agenda de investigación. Programa Bosques Andinos de la Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación-COSUDE, CONDESAN, Helvetas Swiss Intercooperation, CDE University of Bern. Quito, p. 32.
- Murcia C, Guariguata MR, Peralvo M y Gálmez V. (2017). La restauración de Bosques Andinos tropicales: Avances, desafíos y perspectivas del futuro. Documentos Ocasionales 170. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- Patiño-Rojas, L.A., Lozano-Rocabado, J.L. (2017). Sistematización de Experiencias de forestación y reforestación en el área andina de Bolivia durante el período 2010 – 2016. Programa Bosques Andinos de la Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación-COSUDE, CONDESAN, Helvetas Swiss Intercooperation, (no publicado).
- Prins, A.F. (2014). Línea Base Conservación de los bosques altoandinos frente al cambio Climático. COSUDE.
- Pérez, F. et al. (2016). Evaluación de proyectos de incentivos relacionados con la conservación y la producción sostenible, que trabajan con agricultores locales en los Andes colombianos y su potencial para ser ampliados a nivel nacional. Versión Final Patrimonio Natural
- Sabogal, C. Besacier, C. McGuire, D. (2015). Restauración de bosques y paisajes: conceptos, enfoques y desafíos que plantea su ejecución. UNASYLVA 245. Revista internacional sobre bosques y actividades e industrias forestales (66) , p. 3–10.



Actualmente aprox.
800.000 ha de Bosque
Andinos en Antioquia,
39% cobertura inicial
(Hansen et al., 2013)



Al 2005 **3.312.165**
habitaban el Valle
de Aburrá
(Prieto et al., en este libro)



El **100% del agua**
disponible en el Valle
de Aburrá, **proviene**
de ecosistemas
Andinos



Ya podemos observar cambios como **déficit hídrico**, en tiempo seco, debido a la **desaparición de humedales** a causa del cambio climático (Ruíz-Carrascal, en este libro)



Los bosques andinos de Antioquia pueden llegar a **acumular** en promedio **203 toneladas** de **biomasa** aérea por ha (Peña & Duque, 2017)



Actualmente **vivimos** con un **aumento** de los **días soleados** porque se **ha disminuido** la **producción de nubes** (Ruíz-Carrascal, en este libro)



Capítulo I
El poblamiento
de los Bosques Andinos







Una **breve historia** de los bosques de Antioquia: Durante los últimos **mil años** los bosques neotropicales alcanzaron su **máxima extensión y desarrollo en el siglo XIX**

Jorge I. del Valle

Departamento de Ciencias Forestales. Universidad Nacional de Colombia – Sede Medellín



“Un Mare Magno é oculto”

“.... Digo que en general los árboles que en estas Indias hay es cosa para no se poder explicar, por su moltitud; y la tierra esta tan cubierta dellos en muchas partes, é con tantas diferencias y desemejança los unos de los otros, assi en la grandeça como en el tronco é las ramas é corteças y en la hoja y aspecto y en la fructa y en la flor, que ni los indios naturales los conosçen, ni saben dar nombres á la mayor parte dellos, ni los chripstianos mucho menos, por serles cosa tan nueva é no conosçida ni vista por ellos antes. Y en muchas partes no se puede ver el çielo desde debaxo destas arboledas (por ser tan altas y tan espessas é llenas de rama, y en muchas partes no se puede andar entre ellas; porque demas de su espessura, hay otras plantas é verduras tan texidas y revueltas é de tantos espinos é bexucos é otras ramas mezcladas, que con mucho trabaxo é a fuerça de puñales y hachas es menester abrir el camino. Y lo que en esto se podria deçir es un Mare Magno é oculto; porque aunque se ve, lo mas dello se ynora, porque no se saben, como he dicho, los nombres á tales árboles, ni sus propiedades. Hay algunos dellos de muy buen olor é lindeça en sus flores, é olerosa la madera ó corteças; otros de innumerables é diversas formas de fructas salvajes, que solamente los gatillos monos las entienden é saben las que son á su propósito. Otros árboles hay tan espinosos é armados que no se dexan tocar con mano desnuda; otros de mala vista é salvajes: otros cargados de yedras é bexucos é cosas semejantes: otros llenos de arriba abaxo de cierta manera de hilos, que paresçe questan cubiertos de lana hilad, sin serlo. Los unos tienen fructa é otros estan en flo, é otros comiençan a brotar; é assi como son de diversos géneros, assi goçan del tiempo en diferente manera, é se ve todo junto en un saçon é en qualquier parte del año. ...” (Fernández de Oviedo, 1855).



El asombro que los bosques tropicales produjeron a los españoles, en mayor medida procedentes de un clima mediterráneo cubierto por vegetación de matorrales y bosques ralos, bajos en estatura y riqueza de especies, se comprende a cabalidad cuando leemos el anterior texto. Sin embargo, de ahí no se deriva que esta fuera la vegetación que cubría los ecosistemas potencialmente selváticos del Neotrópico.

El mito del buen salvaje, surgido en España en el siglo XV y al cual contribuyeron Colón (quien afirmaba haber llegado al paraíso terrenal), así como Fray Bartolomé de las Casas (de las Casas, 2011; Clement y Horn, 2001), se resiste a desaparecer y aún hace parte del imaginario popular como se verifica con estudiantes y numerosas personas con estudios universitarios. De las Casas (2011), refiriéndose a los pobladores originales de La Española escribió:

Todas estas universas e infinitas gentes, a toto genere, crio Dios los más simples, sin maldades ni dobleces, obedientísimas, fidelísimas a sus señores naturales y a los christianos a quien sirven; más humildes, más pacientes, más pacíficas y quietas, sin rencillas ni bollicios, no rijosos, no querulosos, sin rancores, sin odios, sin desear venganzas, que hay en el mundo [...]

Ese filósofo desnudo que vive en armonía con su medio selvático, como un animal más dentro de su

¹ Publicado originalmente en 1542.



entorno al que conserva y protege, es y fue un mito más, significativamente alejado de la realidad. Igual que el mito de los bosques prístinos, vírgenes o primaverales, ampliamente rebatido por las evidencias científicas (Denevan, 1992, 2011; Chazdon, 2003; Mann, 2006).

Para este capítulo me he basado en información secundaria publicada recientemente. Sin embargo, también pude consultar algunos textos de los primeros cronistas de América publicados o transcritos desde 1855, hasta muy recientemente. En todos los casos he respetado la ortografía, puntuación y sintaxis del documento leído. Algunos, aparentemente, han sido adaptados al castellano moderno.

En este artículo trataré de responder las siguientes preguntas ¿El Neotrópico, en general, y Colombia y Antioquia, en particular, estaban cubiertos de selvas vírgenes al arribo de los conquistadores? ¿Cuáles factores incidieron definitivamente

Este encuentro entre continentes no fue solo entre humanos, también lo fue entre virus y bacterias letales, especialmente para los americanos que, al mantenerse aislados durante milenios, carecían de resistencia a ellas. Por el contrario, los europeos mantuvieron contactos milenarios y permanentes con Asia y África, desarrollando una relativa inmunidad.



en las transformaciones del uso de la tierra antes y después de Colón? ¿Cuándo hubo mayor cobertura boscosa en el Neotrópico, y en Colombia, durante los últimos mil años? Aquí planteo la hipótesis de que las reiteradas quemas de la vegetación, antes de Colón, y las quemas asociadas con la expansión de una improductiva ganadería, después de Colón, han sido los principales motores de la deforestación en el Neotrópico, en Colombia y en Antioquia.

El colapso demográfico de América

El contacto entre europeos y americanos ocurrido con la llegada de Colón en 1492 significó el despoblamiento de las Américas y su concomitante repoblamiento con bosques. El colapso demográfico que se dió en las Américas tiene tres causas principales: 1) la destrucción de la estructura de las sociedades indígenas, 2) la esclavitud, explotación y físico exterminio por parte de los europeos, 3) las enfermedades traídas por los europeos para las cuales los indígenas no tenían inmunidad alguna. Las dos primeras causas fueron importantes (Livi-Bacci, 2003) y dieron origen a lo que se ha llamado la leyenda negra contra España (Retamar, 1989; Keen, 1969; Greer et al., 2007). Pero los investigadores están de acuerdo en que la última causa fue la más determinante del despoblamiento de las Américas (Vellard, 1956; Parson, 1952; Curtin, 1993; Livi-Bacci, 2003; Denovan, 1992, 2011; Mann, 2006; Castro, 2008; Dull et al., 2010). Este encuentro entre continentes no fue solo entre humanos, también lo fue entre virus y bacterias letales, especialmente para los americanos que, al mantenerse aislados durante milenios, carecían de resistencia a ellas. Por el contrario, los europeos mantuvieron contactos milenarios y permanentes con Asia y África, desarrollando una relativa



inmunidad (Bruce-Chwatt, 1965; Curtin, 1993). El contacto entre los dos mundos significó el ingreso de un arsenal de enfermedades, letales para los indígenas americanos: viruela, tifo, paperas, sarampión, fiebre amarilla, influenza, difteria, pulmonía, neumonía, tuberculosis, malaria, entre otras (Vellard, 1956; Butzer, 1992; Denovan, 1992; McNeill, 2003; Dull et al., 2010). La malaria, por ejemplo, llegó a Europa proveniente de África desde tiempos remotos y se convirtió en una enfermedad epidémica en el Mediterráneo (Bruce-Chwatt, 1965; Curtin, 1993). Curiosamente, su remedio vino de los Bosques Andinos equinociales luego de que fueran descubiertas las propiedades curativas de la corteza de varias especies del género *Cinchona*, a lo que contribuyeron Mutis (Martín, 2011; Kirkbride, 1982; Piedrahíta, 2003) y Caldas (1907²).

Diversas fuentes indican que la población de las Américas se redujo al menos 90% y la del Neotrópico 95% durante el primer siglo y medio del contacto entre europeos y americanos (Denovan, 1992; Dull et al., 2010). Estos pocos casos son muy elocuentes: En La Española, una estimación conservadora sobre la población Taíno de la isla en 1492 la sitúa entre 100.000 y 400.000 habitantes. Para 1570 la población Taíno prácticamente se había extinguido pues solo sobrevivían dos poblados con unas 50 personas cada uno (Livi-Bacci, 2003). En Panamá, hacia 1502 había entre 250.000 y 500.000 habitantes según Cooke y Sánchez (2003) y 2,5 millones según Dull et al. (2010). El impacto de la conquista los redujo a 15.000 para finales del siglo XVI. Es decir, la población se redujo como mínimo 94% (Castro, 2008). Catorce años después del recorrido de

² Escrito en 1805.





Bastidas, todo el territorio de los cueva que habitaban El Darién colombo-panameño, era tierra yerma y despoblada (Cooke y Sánchez, 2003). Estos autores traen esta cita de un sacerdote dominico en 1515: “la mayor parte de la gente que había desde El Darién hasta Nombre de Dios y después atravesando allí a la costa del sur, es muerta y destruida”.

Así mismo, colapsos poblacionales similares se encuentran en Colombia. El sur de Antioquia, en los departamentos de la actual Caldas, Risaralda, Quindío y norte del Valle del Cauca, estaba densamente poblado en 1536 cuando llegaron los primeros conquistadores (Valencia, 2013). Cartago fue fundada originalmente en 1540 por Jorge Robledo en el mismo sitio donde en 1863 los colonos paisas que venían tumbando montaña fundaron a la actual Pereira. Luego de 151 años Cartago fue trasladada a su actual sitio (Acevedo, 2009). En fecha cercana a su fundación Pedro Sarmiento escribió sobre la provincia de Quimbaya:

Hay en esta provincia más de ochenta caciques todos alrededor de la ciudad durará la población en ancho y en largo diez y seis leguas de bajo en donde no hay palmo que esté por poblar / está la ciudad asentada entre dos ríos en un asiento muy llano. Hay muchas tierras y muy buenas donde los cristianos tienen sus granjerías y labranzas y a tres leguas de allí tienen muy grandes sabanas para criaderos de ganados[...] (Vallejo 2017³).

Es decir, en unas 26.600 ha entorno de Cartago existía una densa población, abundante agricultura y sabanas. No las selvas con escasa población encontradas por los colonos antioqueños tres siglos más tarde ¿Por qué se había despoblado esta región? Valencia (2013) dice “La viruela fue la primera que apareció, morían como moscas”, refiriéndose a los indígenas que poblaban los territorios a donde tres siglos después se dirigió la colonización antioqueña.

Cuando Alonso de Ojeda fundara la ciudad de San Sebastián de Urabá en 1510, cerca de la actual Necoclí, y en el mismo año Martín Fernández de Enciso fundara a Santa María de la Antigua del Darién, en las márgenes del río Tanela (Arcila, 2015) y, luego, cuando Balboa emprendiera desde Santa María el cruce del istmo de Panamá, acompañado de 200 cristianos y 1.000 indios, para descubrir el Mar del Sur en 1513, toda esa área estaba densamente poblada. Ello se desprende de los numerosos caciques con quienes combatió y se alió. Sin embargo, Miguel Rémon, (Rémon, 1754), gobernador de la Provincia de Santo Domingo del Darién, informó al Rey sobre los habitantes entorno del Golfo de Urabá. Dio cuenta de unas 114 familias de indios y unas 26 familias de franceses, distribuidas en estos ríos: río Caimán, bocas de Turba (quizá Turbo), río Tarena

“...a causa de los espesos bosques apenas se podía divisar a pocos pasos al que iba delante de ti por aquellos senderos”

3 Transcripción de la “Relación del viaje de Robledo a Quimbaya del Archivo General de Indias”.



y su afluente el Araquilla, quebrada Titumate, bocas de Tinacanti y en Calidonia. Es decir, unos 840 habitantes, estimando seis habitantes por familia. También escribe que el río De Sabanas, por el que navegó Balboa en 1513, estaba despoblado y era muy rico en maderas. Luego de 250 años, los bosques habían cubierto las sabanas que le dieron su nombre.

El verdadero arcano de las armas europeas con las que diezmaron las poblaciones americanas, tan secretamente escondido que ni ellos mismos lo conocían, no fueron arcabuces, espadas, armaduras, yelmos y caballos. Fueron virus y bacterias las armas invisibles que, sin saberlo, transportaban en su cuerpo.

Sabanas antrópicas precolombinas por doquier, despoblamiento indígena y repoblamiento forestal

La transformación de ecosistemas boscosos en herbáceos en las Américas precolombinas fue intencional. Hoy se sabe que los incendios naturales producidos por rayos son infrecuentes (Keeley, 2002; Denovan, 1992; Dull et al., 2010; Pivelo, 2011). Los bosques fueron reiteradamente incendiados en pie para cultivar la tierra, pues difícilmente se justificaba el esfuerzo de cortar los árboles con hachas de piedra. La reiterada y milenaria quema indujo la sabanización. Por tanto, el cultivo de “tumba y quema”, aunque pudo haberse practicado en tiempos precolombinos, parece la excepción y no la regla. Donde quiera que existiera un período seco anual se empleó el fuego para desmontar. La selva amazónica está hoy delimitada, como lo estuvo en tiempos precolombinos, tanto al norte (Los



Llanos Orientales de Colombia y la Gran Sabana Venezolana) como al sur (Los Campos Serrados de Brasil), por ecosistemas de sabanas inducidos por el fuego de origen antrópico (Dezzeb et al., 2004; Montoya et al., 2008; Pivello 2011; Lehmann et al., 2014), aunque la precipitación sea suficiente para mantener coberturas boscosas. Aún cuando existen abundantes hidróxidos de hierro y aluminio en el suelo de los bosques y el área es reiteradamente sometida a quemadas, la radiación solar incide directamente sobre el suelo desprovisto de vegetación formando plintita superficial, la cual impide el desarrollo de las raíces de los grandes árboles formándose sabanas permanentes (Bray, 1991).

Cavelier et al. (1998) sugieren que las sabanas existentes desde tiempos precolombinos en la Sierra Nevada de Santa Marta bajo un clima tropical húmedo que fueron producidas por el fuego. Atribuyen su permanencia en este estado a la pobreza de los suelos formados de rocas graníticas. Una explicación similar podría dar cuenta de la sabanización del Valle de Aburrá, y de los altiplanos de Santa Rosa y San Nicolás, ya existentes cuando las tropas de Robledo recorrieron el centro del territorio antioqueño entre 1541 y 1546 (Vélez y Botero 1997; Vélez, 2017), teniendo en cuenta que el centro de Antioquia se encuentra sobre dos batolitos de roca granítica y suelos muy pobres.

Bray (1991) presenta las sabanas precolombinas existentes en el siglo XVI en la región que se extiende desde el Golfo de Urabá hasta el Medio Magdalena. Para el siglo XVIII el área estaba cubierta de bosques y el área en sabanas se había reducido significativamente. El mapa de finales del siglo XX muestra una enorme sabana que va desde Urabá hasta el Magdalena Medio y se extiende hacia el norte hasta la desembocadura del río Magdalena.

La abundancia de sabanas precolombinas en todo el Neotrópico y en particular en Antioquia, sin que en ninguna parte se encuentren evidencias históricas de que había que derribar los árboles de las selvas y sembrar pastos para establecer los hatos ganaderos durante el primer siglo de la ocupación española, sugiere que los ganados se llevaron a sabanas antrópicas preexistentes inducidas por un ancestral uso del fuego.

Que gran parte de la región de Urabá y El Darién colombo-panameño no tenían bosques en tiempos prehispánicos, lo cual queda claro con estas citas: "...las partes que tiene de montaña son de árboles muy claros y por la mayor parte de palmas..." (Simón, 1892), "Más son las sabanas que serranías de sus márgenes..." (Simón, 1892), "La región de selva húmeda tropical había sido transformada por los naturales en tierra rasa de apacibles sabanas, con arboledas solamente a las orillas de los ríos, pudiéndose recorrer a caballo como en los campos de Castilla..." (Rodríguez, 2006), algo imposible de hacer en la actual selva del Darién. "Sin embargo,

también había selvas “Todo lo que hay desde este río hasta unas montañas,” [...] que se llaman de Abibe es llano⁴, pero lleno de muchos montes y muy espesas arboledas” (Cieza, 2005). Años después, el despoblamiento de la región condujo a un proceso inverso de cubrimiento de selvas (Rodríguez, 2006).

A mediados del siglo XIX Codazzi recorrió las selvas de la serranía de Abibe en Urabá y escribió “...a causa de los espesos bosques apenas se podía divisar a pocos pasos al que iba delante de ti por aquellos senderos” (Henaó, 2016). Luego de tres siglos y medio de abandono de nuevo Urabá estaba poblado de selvas. Hacia finales del siglo XIX e inicios del XX Urabá y las serranías de Abibe, San Jerónimo y Ayapel estaban virtualmente cubiertos de selvas cuando llegó el boom de la tagua o marfil vegetal y de raicilla. La empresa Emery inició la explotación maderera en 1906. La empresa alemana Albingia cultivó banano entre 1909 y 1914. Maderas del Darién (Pizano S.A.) inició la explotación maderera en 1919, más tarde se le unieron Maderas de Urabá y otras. En 1960 la empresa colombo-holandesa Coldesa inició el cultivo de palma africana, pero décadas antes venía cultivando banano. Durante este mismo año La United Fruit Co. (Chiquita Brand) inició el cultivo de banano en Urabá. A finales del siglo XX aparecen las compañías Dole y Del Monte y las comercializadoras colombianas Unibán, Probán y Banacol que incentivaron el cultivo del banano (Osorio, 2006). Durante los años 60, dos terceras partes de la región había sido deforestada (Parsons, 1967). La carretera al Mar, iniciada en 1926 y finalizada en 1956, llevó a Urabá una oleada de nuevos colonos, unos con y otros sin hacha, pero con chequera, quienes se dedicaron a transformar el uso de la



4 Sabana.



tierra. Hoy, las antiguas selvas que luego de 400 años habían cubierto la región, se han transformado en un monótono mar de banano y, sobre todo, de sabanas con gramíneas africanas, salpicadas con discontinuos y degradados bosques.

El acta de la primera fundación de la Villa de Santafé de Antiochia en el valle de Hebéjico (Ebéjico) por Jorge Robledo en 1541 reza: "...en un pedaço de llano que en dicha prouincia se haze entre dos ceros de monte y otro de çabana..." (Pardo, 2010). La primera noticia sobre los Hevéxicos aparece en la carta que Vadillo envió al Rey en 1537, (Citada por Botero, 2004): "Estos indios fueron a dar nueva de las sabanas que así llaman aquella tierra"... " dicen los indios que hay en aquellas sabanas más de ocho lunas de andadura...". El gran señor de Dabeiba gobernaba sobre una extensa región de sabanas ricas en oro (Parsons, 1967). En fin, topónimos como Sabanalarga, Sabaneta, Llano Grande, Llano de Ovejas, Llanadas y Llanos de Cuivá, vienen desde los primeros conquistadores (Pardo, 2010; Vélez, 2017). Muy aguda es la observación del ingeniero J. H. White quien durante el siglo pasado afirmara: "Occidente en el tiempo de la conquista estaba mucho más habitado que hoy; la mayor parte de los montes actuales se pueden considerar rastrojos de tres siglos" Botero (2004).

La existencia de sabanas prehispánicas en el departamento de Antioquia aparece por todas partes entre los cronistas: "Jerónimo Luis Téjelo, que habiéndola pasado y descubierto muy grandes sabanas, que eran las de Aburra..." (Simón, 1892), "...hai grandes zabanas en el camino para ir allá que son las sabanas de Albura..." (Pardo, 2010). Fray Pedro Simón (1892) escribió que los españoles encontraron "grandes y bien poblados valles, que debieran ser las sabanas de Cancán...". El antiguo pueblo de Cancán yace hoy bajo las aguas de la represa Porce II. Estos primeros contactos iniciaron el declive poblacional de la etnia catia.

Sardella (1921⁵) escribe que Robledo envió a Diego de Mendoza a explorar el valle de San Nicolás "todo llano como lo palma". Henao (2016) cita del Archivo Histórico de Antioquia (1580) en el cual le asignan unas mercedes de tierra en el Valle de Aburrá y en el actual Valle de San Nicolás a Juan Daza y que, adecuadas al castellano actual, dice:

Por cuanto vos Juan Daza vecino de la villa de Santa Fe de Antioquia de esta gobernación me ha informado que en términos de la dicha villa y de la de Arma hay muchas tierras que por falta de naturales que las habiten están yermas y despobladas en las cuales tenéis necesidad de que se os señalen dos estancias: la una para pan llevar y la otra para ganados y que en la parte y lugar que con más comodidad los podías haber, era la una en el valle de Aburrá, por encima de una estancia que allí tiene el gobernador Gaspar de Rodas, y la otra en las sabanas de Rionegro, cada una de las cuales que tuviese una legua de cuadro.

Daza fundaría en 1581 a San Nicolás de Rionegro y a Llanogrande que reitera la existencia de una gran sabana. El que le hubiesen adjudicado tierras desiertas y sabanizadas en el altiplano y otras tantas en el Valle de Aburrá sugiere varias hipótesis: 1) que a la población la diezmó el contacto hispánico, de lo que no hay evidencia histórica, 2) que el área se había despoblado en tiempos

⁵ Joan Baptista Sardella acompañó a Robledo durante sus campañas por Antioquia.



prehispánicos, hipótesis de Vélez y Botero (1997), 3) que la degradación del ecosistema llegó a tal extremo que se encontraba casi en una sucesión vegetal estancada, también de acuerdo con Vélez y Botero (1997).

En 1575 el gobernador Gaspar de Rodas obtuvo una merced de tierras que cubría el actual municipio de Bello (Hatogrande) y partes de municipios vecinos (García, 2011) “...donde tengo mis sitios de encomienda...” “...para fundar hatos de ganados y estancias de comidas...” (García, 2011). Los hatos se extendían más de 140 km a ambos lados del río Medellín (río Porce) a comienzos del siglo XVII. De norte a sur estaban, entre otros: Sabanas de Cancán, Hatillo, Barbosa, Girardota, La Tasajera (Copacabana), Fontidueño, Hatogrande, Aná, Otrabanda, Hatoviejo, Hato de Guayabal, La Culata (San Cristobal), Santa Gertrudis (Envigado) e Itagüí (Correa, 2002;





Castaño, 2007; Hoyos y Molina, 2009). El ganado vacuno y los cerdos surtían alimento a pueblos mineros: Cáseres, Antioquia, Zaragoza, Remedios (Correa, 2002; Castaño, 2007). También existían estancias ganaderas en el cañón del río Cauca (Ebéjico, Antioquia, Sopetrán, Quebrada Seca, entre otras) así como en Urrao, de donde se llevaban ganados para Nóvita, Chocó. Correa (2007) firma que la extensión promedio de esas estancias hacia finales del siglo XVI era de una legua cuadrada. Durante el siglo XVII se traían ganados del Valle del Cauca (Buga, Cartago, Roldanillo) y de Anserma a los centros mineros de Antioquia (Castaño, 2007). Esto sugiere que para aquellos años en el Valle del Cauca y en Caldas también existían grandes sabanas.

En cuanto al frío altiplano del Valle de los Osos, al occidente del Valle de Aburrá, la repartición de tierras a mediados del siglo XVI con frecuencia alude a sabanas y sobre sabanas (Rueda y Londoño, 2003). Estas sabanas no tenían origen hispánico pues los primeros mineros llegaron al altiplano en la actual Belmira hacia 1630 (González, 2004), antes de que se descubrieran los ricos placeres auríferos del altiplano. Que la vegetación dominante no eran bosques primarios lo sugiere González (2004) cuando escribe sobre la agricultura en aquellos tiempos: “Los colonos, una vez realizados algunos trabajos de socalado y desmonte, hacían tumba de uno que otro árbol; y troncos, varejones, muñones, espinas y rastrojos que estorbaban, eran quemados y reducidos a cenizas.”. No eran bosques, sino los primeros estados de la sucesión, con uno que otro árbol de pequeño porte. Henao (2016) afirma que “de los bosques de Envigado salían las vigas que se utilizaron en la construcción de las casas de Medellín.” ¿Por qué traer desde Envigado madera si, bajo el supuesto de que este valle estaba poblado de selvas, podrían haberlas traído de más cerca?

Se afirma que la expansión de la población en latinoamérica trajo consigo una concomitante expansión de la frontera agrícola a costa de los bosques que se reestablecían después del colapso de la población indígena.

La abundancia de sabanas precolombinas en todo el Neotrópico y en particular en Antioquia, sin que en ninguna parte se encuentren evidencias históricas de que había que derribar los árboles de las selvas y sembrar pastos para establecer los hatos ganaderos durante el primer siglo de la ocupación española, sugiere que los ganados se llevaron a sabanas antrópicas preexistentes inducidas por un ancestral uso del fuego. Nótese que, por el contrario, durante la colonización antioqueña unos tres siglos más tarde, si se talaban los árboles de las montañas para establecer cultivos y ganados; no se menciona la preexistencia de sabanas (Valencia, 2013). Probablemente los únicos bosques que se salvaron de tan inveterada piromanía fueron los bosques pluviales no estacionales del Chocó que difícilmente queman.

La información sobre la existencia de sabanas y el empleo del fuego para desmontar no viene solo de los cronistas; también de diversas fuentes paleoclimatológicas. En los sedimentos de la laguna



Zoncho, Costa Rica, se halló evidencia de ocupación humana asociada con polen de maíz desde el año 3200 antes del presente (AP, antes de 1950) hasta aproximadamente 400 año AP. La abundancia de este polen estuvo asociada con abundante carbón, así como con polen de especies pioneras como *Cecropia*, *Melastomataceae*, *Ochroma*, y *Trema*, entre otras, y de gramíneas que revelan la abundancia de sabanas y de bosques secundarios. Los sedimentos posteriores, aunque incluían polen de maíz, mostraron la recuperación del bosque y la virtual desaparición de las quemadas (Clement et al., 2001).

Dull et al. (2010) revisaron información sobre partículas microscópicas y macroscópicas de carbón vegetal contenidas en lagos y suelos desde México y Centroamérica hasta la Amazonia cuya edad se data por ^{14}C . Encontraron que las quemadas antrópicas

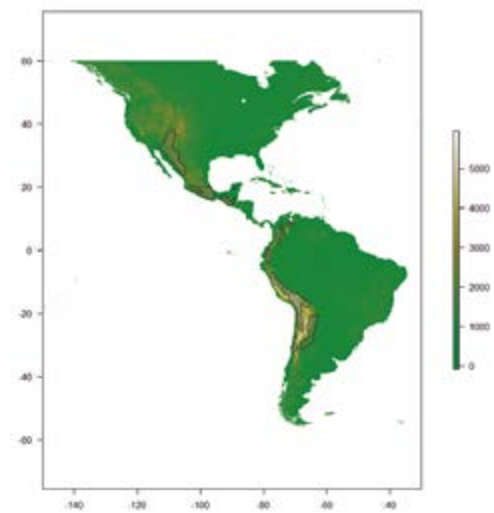


Figura 1. Denevan (1992) presenta un mapa con el área cubierta en tiempos precolombinos desde unos 45° N hasta unos 35° S de campos de cultivo, obras de drenaje, terrazas mayormente irrigadas, campos elevados, suelos antrópicos, caminos y calzadas que sugieren la existencia de una densa población en todas las Américas, especialmente en los Andes y valles interandinos neotropicales. Tan grandes extensiones de tierra se encontraban en torno de núcleos urbanos, montículos y pirámides.



aumentaron constantemente durante el Holoceno Tardío debido a la presión demográfica sobre los bosques. En todos los casos el carbono vegetal se redujo durante el siglo XVI luego de la llegada de los europeos a América. La reducción de las quemadas asociadas con el repoblamiento forestal se debió al despoblamiento.

La migración de los campesinos pobres antioqueños hacia el Suroccidente de la actual Antioquia fue estimulada inicialmente por el oidor Juan Antonio Mon y Velarde quien, durante su permanencia en el territorio (1785 – 1788) donó tierras sin tener en cuenta los derechos reales de terratenientes ausentes (Valencia, 2013). Esta migración de colonos pobres durante más de un siglo y medio hacia tierras virtualmente despobladas, con excepción de pequeños grupos indígenas y de mineros en decadencia (Christie, 1978), contrasta con la abundante población encontrada en esos mismos territorios por los conquistadores españoles previamente relatada. Otro contraste marcado fue el uso de la tierra. Los colonos encontraron selvas y no campos de cultivo y sabanas. Bajo las selvas, que estas oleadas de colonos derribaban para establecer cultivos y pasturas, empezaron a encontrar huellas de los habitantes de antaño: abundantísimas tumbas indígenas (guacas) repletas de joyas de oro. Habían encontrado el territorio previamente ocupado por la Nación Quimbaya, los más virtuosos orfebres de las Américas. Por tanto, estas selvas, lejos de ser bosques prístinos o vírgenes, eran bosques secundarios que habían cubierto el territorio deshabitado luego de varios siglos de abandono. Siendo esto la regla general para gran parte del Neotrópico, un repoblamiento de bosques después del despoblamiento humano.



La población americana crece y la deforestación retorna debido a la expansión ganadera

La repoblación de las Américas por millones de africanos traídos como esclavos y de migrantes europeos ha sido la mayor transferencia de población hasta ahora registrada en el Planeta (McNeill, 2003). Algunos sitúan esta expansión poblacional entre 1750 y 1850. En 1750 la población latinoamericana era de apenas 12 millones, muy inferior a la población indígena precolombina del Neotrópico de 19,4 millones (Denovan, 1992). Se afirma que la expansión de la población en latinoamérica trajo consigo una concomitante expansión de la frontera agrícola a costa de los bosques que se reestablecían después del colapso de la población indígena. No obstante, la realidad es que no fue tanta la expansión agrícola como la ganadera (Shawn, 2009).

Dos ejemplos tomados de Shawn (2009) ilustran como avanzó la ganadería sobre los bosques un grupo de comerciantes de Medellín adquirió propiedades extensas en la “selva agreste y bravía” a lo largo del río Cauca (en el suroeste antioqueño) y comenzó a atraer campesinos sin tierras, ofreciéndoles tierras a cambio de tumbar monte y sembrar potreros. La rentabilidad de estas haciendas, en las que engordaban ganado traído del valle del Cauca, animó a otros comerciantes a invertir en la región. En 1851 solo había cinco haciendas ganaderas, dieciséis años después había 67. La transformación de esta región selvática en un “mar de verdura” de potreros ayudó a suscitar el crecimiento dramático de la población vacuna.

Sobre la expansión ganadera en Antioquia a mediados del siglo XIX Kalmanovitz (1997) cita a Alejandro López “La selva antioqueña iba cayendo para dar lugar al cultivo extensivo y por demás costoso de los pastos para el ganado...”. Entre 1807 y 1870 el hato antioqueño pasó de unas 17.000 cabezas a 360.000 (Kalmanovitz, 1997). Una verdadera orgía de destrucción forestal.

Así describió Medardo Rivas cómo estableció su hato ganadero a principios de 1840 (Shawn, 2009) Para convertir [mi propiedad] en una sola pradera envié a Manizales por trabajadores; y [...] se me presentaron doscientos antioqueños con sus mujeres, niños y perros [...]. Llevaron su campamento al sitio más fresco de la propiedad; establecieronse por cuadrillas, bajo la dirección de capitanes, con quienes hice contrato para la rocería por cuadras a \$25 cada una [...] empezaron la tala; y devoraban la montaña como por encanto. Los gigantescos cumulaos, los guayacanes y hobos se doblaban a su paso [...] A los tres meses el bosque íntegro había desaparecido; a los seis meses se recogían mil cargas de maíz; al año estaba formado el potrero de Lurá para cebar quinientas reses [...]. Los antioqueños, habiendo cumplido conmigo sus compromisos [...] se fueron [...] para Lérica, contratados por otros hacendados.

Resulta difícil imaginarse otro uso de la tierra, más adverso ambiental y socialmente, menos rentable, más inequitativo, más dilapidador de recursos, tecnológicamente más atrasado y, en general, más dañino que la ganadería en Colombia. Hacia mediados del siglo XX el hato ganadero de Colombia se estimaba en 12 millones de cabezas (García, 2006). Cifras recientes arrojan aproximadamente 38 millones de hectáreas en las cuales pastan unos 25 millones de vacunos (Vergara, 2010); es



decir, más de 1.5 ha por cabeza. Aunque el peso promedio de los animales sacrificados es de 278 kg (García, 2006), su rendimiento promedio en carne es de 200 kg (Vergara, 2010). El sacrificio anual en Colombia es de unos 4 millones de reses (la cifra más alta citada por Mahecha et al. (2002) es de 3.800.000 anuales), es decir, 800 millones kg de carne al año, en 30 millones de hectáreas: apenas 27 kg de carne por hectárea anualmente. Por el contrario, la agricultura en Colombia solo ocupa 5,3 millones de hectáreas, y produce 25,1 millones de toneladas anuales de alimentos (Perfetti et al., 2013); es decir, 4,72 toneladas por hectárea anuales: 31 veces más que la ganadería en apenas 17,7% del área por ella ocupada. Además de esto, el 60% de la ganadería se ha extendido sobre suelos fértiles disminuyendo el potencial agrícola del país.

La concentración de la tierra es otra de las características de la ganadería. En Colombia 37,75% de los propietarios poseen 0,96% de la tierra en parcelas de menos de 1 ha (389.502 ha), por el contrario, 0,03% poseen 13,16% de la tierra (5.324.217 ha) en haciendas de más de 2.000 ha básicamente ganaderas (Perfetti et al., 2013). Existe también un nexo entre concentración de la tierra, narcotráfico y ganadería. Perfetti et al. (2013), quienes citan cifras de PNUD, concluyen que entre 4 y 5 millones de hectáreas compradas por los narcotraficantes se dedicaron a la ganadería.

De acuerdo con IGAG Colombia tiene 70 X 106 ha potencialmente forestales de las cuales hoy solo le restan unas 40 X 106 ha (Vergara, 2010). Un autor se preguntaba ¿A dónde han ido los bosques colombianos? (Bray, 1991). La respuesta es clara: fueron incinerados para establecer improductivas ganaderías y cultivos ilícitos.

Referencias

- Acevedo, A. (2009). Comentarios críticos sobre la fundación de Pereira: la historia local a debate. *Historiela* 1(2), p. 182–202.
- Arcila, G. (2015). Anotaciones sobre la ubicación de Santa María de la Antigua del Darién. *Boletín de Antropología* 1(3), p. 275–287.
- Botero, S. (2004). De los hexevicos a los catíos en la provincia de Antioquia. *Boletín de Antropología Universidad de Antioquia* 18(35), p. 15–50.
- Bray, W. (1991). ¿A dónde han ido los bosques? El hombre y el medio ambiente en la Colombia prehispánica. *Boletín Museo del Oro* (30), p. 43–65.
- Bruce-Chwatt, L.J. (1965). Paleogenesis and paleo-epidemiology of primate malaria. *Bulletin of the World Health Organization* 32(3), p. 363–387.
- Bush, Mark B., Paul A. Colinvaux. (1994). Tropical forest disturbance: paleoecological records from Darien, Panama. *Ecology* 75 (6), p. 1761–1768.
- Butzer, K.W. (1992). The Americas before and after 1492: An Introduction to current geographical research. *Annals of the Association of American Geographers* 82(3), p.345–368.
- Caldas, F.J.D. (1907). "Memoria sobre el estado de las quinas en general y en particular sobre la de Loja: 1 – 23". En: González F. Un opúsculo inédito de Dn. Francisco José de Caldas. Tipografía y Encuadernación Salesianas, Quito, Ecuador.
- Castaño, Y.J. (2007). "Y se crían con grande vicio y abundancia": la actividad pecuaria en la provincia de Antioquia, siglo XVII. *Fronteras de la Historia* (12), p. 267–300.
- Castro, G.H. (2008). Isthmus in the World: Elements for an environmental History of Panama. *Global Environment* (1), p. 10–55.
- Cavelier, J., Aide, T.M., Santos, C., Eusse, A.M., Dupuy, J.M. (1998). The savannization of moist forests in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Journal of Biogeography* 25, p. 901–912.
- Chazdon, L.R. (2003). Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* (6), p. 5–71.
- Christie, K.H. (1978). Antioqueño colonization in Western Colombia: A reappraisal. *Hispanic American Historical Review* 58(2), p. 260–283.
- Cieza, P. (2005). *Crónica del Perú: el señorío de los incas*. Fundación Biblioteca Ayacucho, Caracas, Venezuela.
- Cooke, R., Sánchez, L.A. (2003). Panamá prehispánico: tiempo, ecología y geografía política (una brevisima síntesis). Smithsonian Tropical Research Institute, Ciudad de Panamá. (www.denison.edu/collaborations/istmo/n07/articulos/tiempo.html)
- Clement, R.M., Horn, S.P. (2001). Pre-Columbian land-use history in Costa Rica: a 3000-year record of forest clearance, agriculture and fires from Laguna Zoncho. *The Holocene* 11 (4), p. 419–426.



- Clement, Ch.R. (1999). 1492 and the loss of Amazonian crop genetic resources I. The relation between domestication and human population decline. *Economic Botany* 53(2), p. 188–202.
- Correa, C.M. (2009). De Hatogrande a Girardota. Monografía para optar al título de historiador, Universidad de Antioquia, Medellín.
- Curtin, P.D. (1993). Disease exchange across the tropical Atlantic. *History and Philosophy of the Life Sciences* 15(3), p. 329–356.
- De Castellanos, J. (1857). *Elegías de barones ilustres de Indias*. Madrid, Rivadeneira.
- De las Casas, F.B. (2011). Brevisima relación de la destrucción de las Indias. Publicado por la Universidad de Antioquia en 2011. Editorial Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia.
- Denevan, W.M. (2011). The pristine myth revised. *Geographical Review* 101 (4), p. 576–591.
- Denevan, W.M. (1992). The pristine myth: The landscape of The Americas in 1492. *Annals of the Association of American Geographers* 82(3), p. 369–385.
- Dezzeo, N., Fölster, H., Hernández, L. (2004). El fuego en la Gran Sabana. *Interciencia* 29 (8), p. 409–410.
- De Ulloa, J.J., de Ulloa, A. (1748). Relación del istmo central de Panamá (1735 – 1736). Tomo primero, libro tercero, Capítulo primero. Párrafos 250 – 251. En: *Relación histórica del viaje a América Meridional hecho de orden de S. Mag. Antonio Marín*, Madrid, España.
- Dull, R.A., Nevle, R.J., Woods, W.I., Bird, D.K., Avnery, S., Denevan, W.M. (2010). The Columbian encounter and the Little Ice Age: Abrupt land use change, fire, and greenhouse forcing. *Annals of the Association of American Geographers* 100(4), p. 755–771.
- Fernández de Oviedo, G. (1851). *Historia general y natural de las Indias, islas y Tierra-Firme del Mar Océano*. Basada principalmente en la edición de 1555. Real Academia de Historia, Madrid.
- García, H. (2014). Deforestación en Colombia: retos y perspectiva. FEDESARROLLO.
- García, R.D.J. (2011). More cattle than fruits: The land tenure evolution in Hatoviejo (Bello), Antioquia, from 17th to 18th centuries. *Historiela* 3(6), p. 65–96.
- García, J. (2006). Las políticas económicas y el sector ganadero en Colombia: 1950 – 1977. *Cuadernos de Historia Económica y Empresarial* (1), p. 1–88.
- González, J.M. (2004). Poblamiento y colonización del Valle de los Osos. Provincia de Antioquia, siglos XVII y XVIII. *Historia y Sociedad* (10), p. 163–182.
- Glaser, B., Haumaier, L., Guggenberge, G., Zech, W. (2001). The 'Terra Preta' phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humid tropics. *Naturwissenschaften* 88, p. 37–41.
- Greer, M.R., Mignolo, W.D., Quilligan, M. (Eds.). (2008). *Rereading the black legend: the discourses of religious and racial difference in the Renaissance empires*. University of Chicago Press.
- Guhl, A. (2004). Café y cambio de paisaje en la zona cafetera colombiana entre 1970 y 1997. *Cenicafé* 55(1), p. 29 – 44.
- Henaó, J.I.H. (2016). De Embigado a Envigado. *Revista Reune* (1), p. 100–122.
- Horn, S.P., Sanford Jr, L.R. (1992). Holocene fires in Costa Rica. *Biotrópica* (992), p. 354. Holocene fires in Costa Rica, p. 361.
- Hoyos, G.M., Molina A. M. (2009). Historia de Itagüí <http://bibliotecadigital.udea.edu.co/bitstream/10495/223/1/Historialtagui.pdf>
- Kalmanovitz, S. (1997). *Economía y nación: una breve historia de Colombia*. T Editores, Bogotá.
- Keen, B. (1969). The black legend revisited: assumptions and realities. *The Hispanic American Historical Review* 49(4), p. 703–719.
- Keeley, J. E. (2002). Native American impacts on fire regimes of the California coastal ranges. *Journal of Biogeography* 29(3), p. 303–320.
- Kirkbride Jr, J.H. (1982). The Cinchona species of Jose Celestino Mutis. *Taxon*, p. 693–697.
- Lehmann, C.E.R. y otros 26 autores. (2014). Savanna vegetation-fire-climate relationships differ among continents. *Science* (343), p. 548–552.
- Livi-Bacci, M. (2003). Return to Hispaniola: Reassessing a demographic catastrophe. *Hispanic American Historical Review* (83), p. 3–51.
- Mahecha, L., gallego, L., Peláez, F. (2002). Situación actual de la ganadería de carne en Colombia y alternativas para impulsar su competitividad y sostenibilidad. *Rev Col CiencPec* Vol. 15 (2).
- Martín C. (2011). Celestino Mutis: ciencia, arte y política. *Sociedad Española de Historia de la Ciencia y de la Técnica*, p. 452–464.
- Mann, Ch.C. (2006). *Una nueva historia de Las Américas antes de Colón*. Alfaguara, Bogotá, Colombia.
- Montoya, E., Rull, V., Nogué, S., Díaz, W.A. (2009). Paleoeología del Holoceno en la Gran Sabana, SE Venezuela: Análisis preliminar de polen y microcarbones en la Laguna Encantada. *Collectanea Botanica* (28), p. 65–79.
- McNeill, W.H. (2003). The repopulation of the Americas in historical perspective. *International Journal of Population Geography* (9), p. 83–91.
- Osorio, J. (2006). *Pueblos itinerantes de Urabá: La historia de las exclusiones*. Tesis de Maestría en Historia, Universidad Internacional de Andalucía, Santa María de la Rábida, España.
- Pardo, B. (2010). *La ciudad de Antioquia y la Villa de Santa Fe: orígenes del pueblo antioqueño*. Fondo Editorial Universidad EAFIT, Medellín, Colombia.
- Parsons, J. 1970. Los campos de cultivo prehispánicos del bajo río San Jorge. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias* 12(48), p. 400–458.
- Parsons, J. (1967). "El poblamiento de Urabá durante la época colonial: El escenario físico". En: Parsons, J. *Capítulos I y II. Antioquia's corridor to the Sea*. Ibero Americana, University of California Press, Berkeley. Traducción de Camilo A. Doníngues, p. 1–22.
- Parsons, J. (1952). The settlement of the Sinú Valley of Colombia. *Geographical Review* 42 (1) p. 67–86.
- Parra, E.D.J. (2011). *De la tierra a la olla: vida cotidiana y alimentación en el distrito de La Estrella 1880 – 1920*. Trabajo de grado para optar al título



- de historiador. Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia.
- Perfetti, J.J., Hernández, A., Leibovich, J., Balcázar, A. (2013). Políticas para el desarrollo de la agricultura en Colombia. SAC y FEDESARROLLO, Bogotá, Colombia.
- Piedrahíta, S.D. (2003). Las quinas en el mundo y en Colombia. *Medicina* 25(2), p. 128–130.
- Pivello, V.R. (2011). The use of fire in the Cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: Past and present. *Fire Ecology* 7(1), p. 24–39.
- Retamar, R.F. (1989). Against the black legend. *Caliban and other essays*, p. 56–73.
- Rengifo, J.M. (2016). Transformación y ordenamiento del paisaje vegetal en la cuenca del río Arroyohondo (Yumbo, Valle del Cauca). Tesis Doctoral, Universidad Nacional de Colombia – Sede Bogotá.
- Rémon, M. (1754). Una descripción y derrotero de la Provincia del Darién. Informe de Miguel Rémon, gobernador de la Provincia de Santo Domingo de El Darién para S.M.C. el Rey de España. Tomado de la Biblioteca Bancroft, Universidad de California, Berkeley.
- Requejo, J. (1908). "Relación histórica y geografía de la provincia de Panamá –1640–". En: *Relaciones Históricas y geográficas de América Central*. Tomo VIII, p. 36–45; 72–78, Librería General de Victoriano Suárez, Madrid.
- Rodríguez J.E. (2006). Las enfermedades en las condiciones de vida prehispánica en Colombia. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia.
- Rueda, D., Londoño, G. L. (2003). Con negros, minas y un bello paisaje, se hizo la historia colonial de Belmira, 1650 – 1850. Monografía para optar por el título de historiadores. Universidad de Antioquia, Medellín.
- Sanford, R.L., Saldarriaga, J., Clark, K.E., Uhl, C., Herrera, R. (1985). Amazon rain-forest fires. *Science* (227), p. 53–55.
- Sardella, J.B. (1921). Relación de descubrimiento de las provincias de Antioquia por Jorge Robledo. *Repertorio Histórico, Órgano de la Academia Antioqueña de Historia*, Año 3, No 8–10, Medellín.
- Shawn, V.A. (2009). Potreros, ganancias y poder: una historia ambiental de la ganadería en Colombia, 1850 – 1950. *Historia Crítica (Edición especial)*, p. 126–149.
- Simón, F.P. (1892). Noticias historiales de las conquistas de Tierra Firme en las Indias Occidentales, Tomo IV. Casa Editorial de Medardo Rivas, Bogotá, Colombia.
- Ulloa, A. (2001). Movimientos indígenas y medio ambiente en Colombia. En: Anchila, M., Pardo, M. (Eds.), *Movimientos sociales, estado y democracia en Colombia*. ICANH-CES-Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, p. 25–50.
- Valencia, A. (2013). Campesinos pobres y señores de la tierra. Migraciones hacia el sur de Antioquia 1800 – 1900. *Revista Historia y Memoria* (6), p. 41–46.
- Vallejo J.C. (2017). Transcripción de documentos históricos relacionados con la jurisdicción de Cartago en el período colonial. *Ciencia Nueva. Revista de Historia y Política* 1(1), p. 288–303.
- Vellard, J. (1956). Causas biológicas de la desaparición de los indios americanos. *Boletín IRA* (2), p. 77–93.
- Vélez, G. A. (2015). Anotaciones sobre la ubicación de Santa María de la Antigua del Darien. *Boletín de Antropología* 1(3), p. 275–287.
- Vélez, N. (2017). Antioquia Antigua: la historia no contada. Inédito.
- Vélez, N., Botero, S. (1997). La búsqueda del valle de Arví y descubrimiento de los valles de Aburrá y Rionegro por el capitán Jorge Robledo. Concejo de Medellín, Comisión Asesora para la Cultura, Medellín.
- Vergara, W.V. (2010). La ganadería extensiva y el problema agrario. El reto de un modelo de desarrollo rural sustentable para Colombia. *Revista Ciencia Animal* (3), p. 45–53.
- Wafer, L. (1888). Descripción de istmo del Darién. Capítulo II –1681–. Viajes de Lionel Wafer al istmo del Darién. Traducidos y anotados por Vicente Restrepo. Imprenta Silvestre y Compañía, Bogotá, p. 96–109.







Estado de los bosques de Antioquia **entre 1990-2015**

Sebastián González-Caro^{1,2}; Álvaro Vásquez²

¹Jardín Botánico de Medellín. sebastian.gonzalez.car@gmail.com; ²Universidad Nacional de Colombia - Sede Medellín. Colombia. ajvasquezp@unal.edu.co



*La degradación de los bosques
puede reflejarse en el grado de
fragmentación entre los remanentes
existentes.*

Antioquia es uno de los departamentos con la tasa de deforestación más acelerada de Colombia (Sanchez-Cuervo y Aide, 2013). La transformación del paisaje está relacionada con el cambio de uso en la tierra para actividades agropecuarias como la ganadería, las cuales requieren grandes extensiones con cobertura de pastos (Armenteras et al., 2013). De igual manera, los ecosistemas naturales que aún presentan coberturas boscosas están bajo presión constantemente, resultando en bosques degradados, los cuales no son hábitats apropiados para gran parte de las especies de flora y fauna que contienen, y su capacidad de prestar servicios ambientales disminuye considerablemente. Por lo tanto, describir la cobertura de bosques y su dinámica reciente es un punto importante para promover acciones de conservación (Hansen et al., 2013).

La deforestación ha sido determinada como la principal causa de pérdida de biodiversidad en el planeta, por encima de la contaminación y el cambio climático (Foley et al., 2005). Esta pérdida de ecosistemas ha sido principalmente determinada por la extensión de la frontera agropecuaria para ganadería vacuna (Armenteras et al., 2017). En el caso de Antioquia, se ha mostrado que el incremento de la densidad de ganado está relacionado con la pérdida de cobertura vegetal entre 1980-2000 (Orrego, 2009). Asociado a la deforestación existen otros procesos de degradación, donde se separan los remanentes de bosque disminuyendo la posibilidad de conectar poblaciones naturales e incrementando su probabilidad de extinción. Por ejemplo, especies de mamíferos grandes como Pumas y Jaguares que tienen rangos de hogar de más de 10 km, requieren bosques continuos para mantener poblaciones viables (Botero et al., En este libro)¹. Por lo tanto, combinar análisis

¹ Ver: Felinos en los ecosistemas andinos de Antioquia



de degradación del paisaje y deforestación es necesario para entender la dinámica y estado de conservación de los bosques de una región.

La degradación de los bosques puede reflejarse en el grado de fragmentación entre los remanentes existentes (Fahrig, 2003). Un bosque completamente conservado es una masa de árboles espacialmente continua y de un área considerable (e.g. 100 km²). Sin embargo, en la actualidad existen fragmentos de bosque espacialmente discontinuos con diferentes niveles de intervención, por ejemplo, bosques separados por una carretera como un caso de fragmentación leve, hasta los retiros a fuentes hídricas los cuales se encuentran aislados por cambios en el uso de la tierra para actividades agropecuarias. Esta característica



2 E.g. *Exempli gratia*



es importante de cuantificar para conocer el estado de los bosques, más allá de simplemente saber la cantidad de cobertura existente (Fahrig, 2003).

En este estudio queremos describir los bosques de Antioquia a 2015 (debido a la información disponible en el IDEAM) y contestar las siguientes preguntas: 1) ¿Cuánta área de bosque tiene Antioquia en la actualidad?, 2) ¿Cuánto bosque se ha perdido en los últimos 25 años? 3) ¿Cuál es la integridad de los bosques que observamos en la actualidad?

Metodología

La presencia de bosques es definida por el IDEAM para todo el país. Esto lo hacen utilizando información derivada de sensores remotos obtenidos por el satélite LandSat. Los sensores monitorean constantemente la cobertura de la tierra y miden la reflectancia de la superficie, lo cual permite hacer estimaciones de los tipos de coberturas, por ejemplo, los bosques. Sin embargo, esta definición, de que es bosque a partir de esta información dificulta la separación entre bosques primarios, secundarios, plantaciones forestales y otros tipos de cobertura vegetal. Para este estudio seguimos la definición de bosque del IDEAM. Esta información está disponible en el Sistema de Información



Ambiental de Colombia (SIAC)³, la cual se encuentra en formato raster. Un raster es una cuadrícula georreferenciada de un área particular, donde cada una de las celdas contiene información, en este caso acerca de presencia o ausencia de bosques. El tamaño de celda de esta información es de ~30 m, lo que representa ~70 millones de celdas para Antioquia. Para cada una de estas se evalúa si tiene o no bosques. Para este análisis se utilizó información para 1990, 2000, 2010 y 2015. La cantidad de bosque se determinó como la suma de todas las celdas con bosque para un área definida, por ejemplo, departamento o municipio. La deforestación es la diferencia en la cantidad de bosque entre dos periodos de tiempo. En este estudio se estimó la pérdida de bosque para el período 1990-2015 y se dividió entre el número de años para tener una tasa aproximada de pérdida anual.

La integridad de los bosques, definida como la continuidad de masas de bosques, es una característica esencial para determinar su estado actual, por lo cual se estimó la fragmentación de los bosques como una medida de integridad. En este estudio definimos la fragmentación como la desconexión entre las unidades de análisis con presencia de bosques en una ventana determinada. La presencia de bosques fue obtenida a partir de información de cobertura de la tierra propuesta por el IDEAM para Colombia en diferentes periodos (1990, 2000, 2010, 2015). Esta información es una representación cartográfica de los bosques definidos a partir de información de sensores remotos LandSat. El mapa resultante es una cuadrícula con celdas de ~30 m, los cuales son denominados unidades de análisis en este estudio. La ventana es un área definida para determinar la conexión entre las celdas con presencia de bosque dentro de esta. Para esto se cuantifican tres parámetros: 1) La cantidad de celdas con bosque dentro, 2) La cantidad de celdas que tienen por lo menos otra celda contigua con bosque, es decir que comparte uno de sus lados totalmente y 3) la cantidad de grupos de celdas que se forman dentro de la ventana. A partir de estos se estima un índice de fragmentación:

$$F = \frac{nc + n}{gN^2}$$

Dónde: F es la fragmentación, n es el número de celdas con bosques dentro de la ventana, c es el número de celdas conectadas dentro de la ventana, g es el número de grupos dentro de la ventana y N es el número total de celdas dentro de la ventana de análisis. Este índice tiene valores de cero cuando la fragmentación es alta y valores cercanos a 1 cuando la fragmentación no existe. Los valores inferiores a 0.1 muestran un alto nivel de intervención siendo considerados como altamente fragmentados, mientras que valores superiores a este valor pueden considerarse con un grado de fragmentación mínimo o intermedio.

Este índice fue calculado para dos tamaños de ventana 1 km² y 5 km² con el fin de mostrar el efecto de la escala espacial sobre los análisis de degradación de los ecosistemas. Si pensamos que los bosques u otros ecosistemas naturales son más efectivos como hábitat para la vida silvestre y como prestadoras de servicios cuando su área e integridad es mayor, se esperaría que las áreas conservadas constantes en el tiempo entre diferentes tamaños de ventana sean consideradas como las áreas con mayor integridad.

³ SIAC: <http://www.ideam.gov.co/web/siac/catalogo-de-mapas>



Finalmente, a partir de los *raster* de salida se estimó la pérdida de bosques y el grado de fragmentación para cada municipio de Antioquia, y para el sistema departamental de áreas protegidas.

Resultados

La cobertura de bosques en Antioquia ocupó cerca del 42% en 1990 (~2.700.000 ha), reduciéndose al 35% para 2015 (2.212.000 ha). Se estima una pérdida de 19.700 ha anuales para este periodo. En los Bosques Andinos se estima una cobertura de 32% (1.210.000) para 1990 y de 18% (~530.000) para 2015, con una tasa de pérdida de ~21.200 ha anuales. Siendo uno de los ecosistemas más afectados, después de los bosques secos los cuales presentaron una reducción del 55% en este mismo periodo. La mayoría de los municipios presentaban menos del 20% de su área total con cobertura de bosques antes de 1990. A partir de este año, y hasta 2015, los municipios con mayor pérdida de cobertura de bosque fueron Turbo, Murindó, Dabeiba, Mutatá y Chigorodó. Sin embargo, relativo a su área, los que presentaron mayores pérdidas fueron Itagüí, San Juan de Urabá, Carepa, Cisneros y Chigorodó (Tabla 1). Siendo la región de Urabá, la que mayores pérdidas de cobertura natural tuvo durante el periodo 1990-2015. Es importante resaltar que en los últimos años entre 2010-2015, municipios del Magdalena medio como Segovia, Remedios y el Bagre son los sitios donde se ha concentrado la mayor deforestación en Antioquia (Figura 1). Por otra parte, los municipios de Angostura, Carolina del Príncipe, Giraldo y Yalí han recuperado más del 50% de su extensión en cobertura en bosques comparada con la observada en 1990.

El área de bosques sin fragmentación para Antioquia en 1990 fue del 30% reduciéndose a 22% para 2015 (Tabla 1). Por lo tanto, 821.600 ha de bosque se encuentran fragmentados en Antioquia en la actualidad. Las cuales son altamente propensas a ser deforestadas debido a su presencia en zonas de ganadería y agricultura intensiva. El 80% de estos bosques degradados se encuentran ubicados en Bosques Andinos. Los bosques continuos de Antioquia están localizados hacia el Chocó antioqueño, en los PNN Paramillo y Las Orquídeas, los farallones del Citará y parte de Jardín, Anorí, las estribaciones de la serranía de San Lucas y Sonsón. Estos bosques representan el 21% del territorio del departamento.

También representan áreas de suma importancia para los objetivos de conservación de sistema de áreas protegidas. Sin embargo, algunas de estas áreas han sido deforestadas o degradadas significativamente desde 1990, como es el caso de los farallones del Citará, el DMI Las Nubes–La Trocha–La Capota, y los alrededores de Jardín (Tabla 2; Figura 1). El PNN Paramillo tiene reportes de deforestación en sus áreas limítrofes, donde el grado de fragmentación es alto. Por el contrario, en el PNN Las Orquídeas se observa un incremento en la cobertura de bosque para el periodo de análisis además de una disminución de la fragmentación en sus zonas amortiguadoras.

Por otra parte, 40 de 63 áreas protegidas presentan algún grado de deforestación en el periodo 1990-2015. Sin embargo, algunas de estas han sido creadas durante este periodo y pueden haber mitigado la pérdida de bosques en algunas áreas críticas. El área protegida donde existe una mayor



Tabla 1. Cobertura de bosques para los municipios de Antioquia en 1990-2015, cambio y degradación.

Municipio	Área Bosque 1990 (ha)	Área Bosque 2015 (ha)	Cambio Bosque 1990-2015 (ha)	% Cambio	Bosque Continuo 1990 (ha)	Bosque Continuo 2015 (ha)	% Degradación
Abejorral	10.832,6	10.667,1	-165,5	-1,5	1.500	1.500	0,0
Abriaquí	12.601,9	13.439,3	837,4	6,6	6.400	6.600	-3,1
Alejandro	4.299,8	4.055,4	-244,4	-5,7	400	100	75,0
Amagá	2.333,4	1.847,6	-485,8	-20,8	1.500	800	46,7
Amalfi	66.132,0	59.381,2	-6.750,8	-10,2	54.500	41.400	24,0
Andes	20.396,3	15.654,5	-4.741,7	-23,2	7.600	4.800	36,8
Angelópolis	3.917,3	3.419,7	-497,5	-12,7	1.900	1.100	42,1
Angostura	1.516,2	3.665,5	2.149,3	141,8	0	600	
Anorí	89.819,0	80.173,8	-9.645,2	-10,7	82.800	65.700	20,7
Anzá	2.557,8	2.104,1	-453,7	-17,7	1.700	2.000	-17,6
Apartadó	19.142,7	16.753,4	-2.389,3	-12,5	10.500	10.000	4,8
Arboletes	1.101,9	668,3	-433,6	-39,4	100	100	0,0
Argelia	10.650,4	11.376,5	726,1	6,8	12.500	11.400	8,8
Armenia	1.882,4	1.108,4	-774,0	-41,1	300	0	100,0
Barbosa	2.218,2	1.933,3	-284,9	-12,8	100	0	100,0
Bello	2.240,3	1.665,4	-574,9	-25,7	100	0	100,0
Belmira	8.176,6	8.648,6	472,0	5,8	4.500	4.700	-4,4
Betania	8.382,3	6.606,3	-1.776,1	-21,2	3.800	1.900	50,0
Betulia	4.228,2	2.814,8	-1.413,4	-33,4	1.100	800	27,3
Briceno	11.608,9	10.206,7	-1.402,2	-12,1	3.000	1.400	53,3
Buriticá	4.964,9	5.846,4	881,5	17,8	3.400	3.500	-2,9
Cáceres	46.528,9	41.086,9	-5.442,0	-11,7	32.900	24.500	25,5
Caicedo	7.626,1	6.838,4	-787,7	-10,3	4.200	3.900	7,1
Caldas	7.490,0	5.186,3	-2.303,7	-30,8	3.200	1.900	40,6
Campamento	2.619,5	2.267,6	-351,9	-13,4	1.000	700	30,0
Cañasgordas	9.620,8	12.434,9	2.814,1	29,3	4.500	5.700	-26,7
Caracol	6.623,5	6.362,6	-260,8	-3,9	700	1.600	-128,6
Caramanta	991,5	1.149,7	158,1	15,9	0	0	
Carepa	19.797,8	5.065,9	-14.731,9	-74,4	14.500	3.800	73,8
Carolina	762,3	1.834,0	1.071,7	140,6	0	100	
Caucasia	13.559,1	8.337,8	-5.221,4	-38,5	2.100	1.700	19,0
Chigorodó	47.286,5	20.963,0	-26.323,5	-55,7	39.400	16.100	59,1
Cisneros	721,5	319,2	-402,3	-55,8	100	0	100,0
Ciudad Bolívar	6.180,6	3.940,4	-2.240,2	-36,2	900	1.200	-33,3
Cocorná	8.974,6	7.278,3	-1.696,3	-18,9	900	600	33,3



Municipio	Área Bosque 1990 (ha)	Área Bosque 2015 (ha)	Cambio Bosque 1990-2015 (ha)	% Cambio	Bosque Continuo 1990 (ha)	Bosque Continuo 2015 (ha)	% Degradación
Abejorral	10.832,6	10.667,1	-165,5	-1,5	1.500	1.500	0,0
Abriaquí	12.601,9	13.439,3	837,4	6,6	6.400	6.600	-3,1
Alejandro	4.299,8	4.055,4	-244,4	-5,7	400	100	75,0
Amagá	2.333,4	1.847,6	-485,8	-20,8	1.500	800	46,7
Amalfi	66.132,0	59.381,2	-6.750,8	-10,2	54.500	41.400	24,0
Andes	20.396,3	15.654,5	-4.741,7	-23,2	7.600	4.800	36,8
Angelópolis	3.917,3	3.419,7	-497,5	-12,7	1.900	1.100	42,1
Angostura	1.516,2	3.665,5	2.149,3	141,8	0	600	
Anorí	89.819,0	80.173,8	-9.645,2	-10,7	82.800	65.700	20,7
Anzá	2.557,8	2.104,1	-453,7	-17,7	1.700	2.000	-17,6
Apartadó	19.142,7	16.753,4	-2.389,3	-12,5	10.500	10.000	4,8
Arboletes	1.101,9	668,3	-433,6	-39,4	100	100	0,0
Argelia	10.650,4	11.376,5	726,1	6,8	12.500	11.400	8,8
Armenia	1.882,4	1.108,4	-774,0	-41,1	300	0	100,0
Barbosa	2.218,2	1.933,3	-284,9	-12,8	100	0	100,0
Bello	2.240,3	1.665,4	-574,9	-25,7	100	0	100,0
Belmira	8.176,6	8.648,6	472,0	5,8	4.500	4.700	-4,4
Betania	8.382,3	6.606,3	-1.776,1	-21,2	3.800	1.900	50,0
Betulia	4.228,2	2.814,8	-1.413,4	-33,4	1.100	800	27,3
Briceño	11.608,9	10.206,7	-1.402,2	-12,1	3.000	1.400	53,3
Buritica	4.964,9	5.846,4	881,5	17,8	3.400	3.500	-2,9
Cáceres	46.528,9	41.086,9	-5.442,0	-11,7	32.900	24.500	25,5
Caicedo	7.626,1	6.838,4	-787,7	-10,3	4.200	3.900	7,1
Caldas	7.490,0	5.186,3	-2.303,7	-30,8	3.200	1.900	40,6
Campamento	2.619,5	2.267,6	-351,9	-13,4	1.000	700	30,0
Cañasgordas	9.620,8	12.434,9	2.814,1	29,3	4.500	5.700	-26,7
Caracolí	6.623,5	6.362,6	-260,8	-3,9	700	1.600	-128,6
Caramanta	991,5	1.149,7	158,1	15,9	0	0	
Carepa	19.797,8	5.065,9	-14.731,9	-74,4	14.500	3.800	73,8
Carolina	762,3	1.834,0	1.071,7	140,6	0	100	
Caucasia	13.559,1	8.337,8	-5.221,4	-38,5	2.100	1.700	19,0
Chigorodó	47.286,5	20.963,0	-26.323,5	-55,7	39.400	16.100	59,1
Cisneros	721,5	319,2	-402,3	-55,8	100	0	100,0
Ciudad Bolívar	6.180,6	3.940,4	-2.240,2	-36,2	900	1.200	-33,3
Cocorná	8.974,6	7.278,3	-1.696,3	-18,9	900	600	33,3
Concepción	4.170,7	4.020,4	-150,3	-3,6	300	400	-33,3
Concordia	1.834,7	1.111,6	-723,2	-39,4	300	300	0,0
Copacabana	1.441,7	890,0	-551,7	-38,3	0	0	



Municipio	Área Bosque 1990 (ha)	Área Bosque 2015 (ha)	Cambio Bosque 1990-2015 (ha)	% Cambio	Bosque Continuo 1990 (ha)	Bosque Continuo 2015 (ha)	% Degradación
Dabeiba	149.473,4	111.604,7	-37.868,7	-25,3	149.700	101.000	32,5
Don Matías	1.451,9	1.358,6	-93,3	-6,4	0	100	
Ebéjico	4.465,6	3.355,8	-1.109,8	-24,9	100	0	100,0
El Bagre	119.519,5	101.670,3	-17.849,2	-14,9	110.000	83.600	24,0
El Carmen de Viboral	20.106,3	20.301,1	194,8	1,0	9.500	10.200	-7,4
El Peñol	1.254,2	957,7	-296,6	-23,6	500	400	20,0
El Retiro	12.583,3	9.507,4	-3.075,8	-24,4	10.100	4.600	54,5
El Santuario	1.224,6	1.158,3	-66,3	-5,4	100	0	100,0
Entrerrios	3.002,9	2.347,3	-655,6	-21,8	400	800	-100,0
Envigado	2.509,3	1.877,2	-632,1	-25,2	1.100	900	18,2
Fredonia	3.718,4	3.005,9	-712,4	-19,2	1.400	900	35,7
Frontino	89.431,4	86.037,7	-3.393,7	-3,8	79.300	64.500	18,7
Giraldo	1.019,1	1.562,0	543,0	53,3	500	700	-40,0
Girardota	866,5	451,6	-414,9	-47,9	0	0	
Gomez Plata	5.171,7	3.963,6	-1.208,1	-23,4	500	300	40,0
Granada	3.443,8	4.381,8	938,1	27,2	1.200	2.200	-83,3
Guadalupe	1.252,0	914,0	-338,0	-27,0	600	500	16,7
Guarne	2.536,4	2.163,2	-373,2	-14,7	600	100	83,3
Guatapé	2.235,4	2.270,1	34,7	1,6	300	400	-33,3
Heliconia	4.479,5	3.487,5	-992,0	-22,1	1.700	900	47,1
Hispania	638,6	432,8	-205,7	-32,2	100	0	100,0
Itagüí	40,5	4,8	-35,7	-88,2	0	0	
Ituango	188.497,1	166.059,2	-22.437,9	-11,9	181.500	141.600	22,0
Jardín	10.925,3	9.761,9	-1.163,3	-10,6	2.700	2.800	-3,7
Jericó	1.836,0	1.205,6	-630,5	-34,3	200	0	100,0
La Ceja	2.569,8	2.157,3	-412,5	-16,1	600	300	50,0
La Estrella	1.077,2	814,0	-263,3	-24,4	0	0	
La Pintada	375,8	334,4	-41,5	-11,0	0	0	
La Unión	3.937,0	4.007,0	70,0	1,8	600	1.000	-66,7
Liborina	5.457,7	4.515,4	-942,3	-17,3	3.400	3.600	-5,9
Maceo	8.795,0	8.145,2	-649,8	-7,4	1.200	2.100	-75,0
Marinilla	640,7	294,0	-346,7	-54,1	0	0	
Medellín	10.281,6	7.917,9	-2.363,7	-23,0	5.600	4.300	23,2
Montebello	1.531,3	1.383,9	-147,3	-9,6	1.000	500	50,0
Murindó	120.774,2	64.784,1	-55.990,2	-46,4	120.700	50.400	58,2
Mutatá	78.532,2	50.985,3	-27.546,9	-35,1	70.100	49.000	30,1
Nariño	12.954,6	12.418,0	-536,6	-4,1	10.500	11.100	-5,7
Nechí	42.812,4	24.999,7	-17.812,7	-41,6	27.600	13.700	50,4



Municipio	Área Bosque 1990 (ha)	Área Bosque 2015 (ha)	Cambio Bosque 1990-2015 (ha)	% Cambio	Bosque Continuo 1990 (ha)	Bosque Continuo 2015 (ha)	% Degradación
Necoclí	24.270,3	14.080,8	-10.189,5	-42,0	16.800	9.500	43,5
Olaya	1.398,8	669,8	-729,0	-52,1	400	600	-50,0
Peque	13.762,2	13.584,2	-177,9	-1,3	12.400	12.600	-1,6
Pueblorrico	1.518,1	893,1	-625,1	-41,2	0	0	
Puerto Berrio	28.379,1	27.597,9	-781,2	-2,8	9.800	12.000	-22,4
Puerto Nare	13.647,7	9.652,9	-3.994,8	-29,3	3.100	3.600	-16,1
Puerto Triunfo	3.737,8	2.947,6	-790,2	-21,1	300	100	66,7
Remedios	103.134,6	85.176,2	-17.958,4	-17,4	82.200	63.300	23,0
Rionegro	1.576,5	880,6	-696,0	-44,1	0	0	
Sabanalarga	5.851,6	5.397,0	-454,6	-7,8	1.000	1.100	-10,0
Sabaneta	302,3	198,2	-104,1	-34,4	0	0	
Salgar	6.510,3	4.970,3	-1.540,0	-23,7	2.900	2.800	3,4
San Andrés de Cuerquia	4.338,5	4.897,8	559,3	12,9	800	1.200	-50,0
San Carlos	30.816,2	35.783,7	4.967,6	16,1	13.800	19.600	-42,0
San Francisco	19.369,5	19.643,5	274,0	1,4	13.500	9.400	30,4
San Jerónimo	3.045,2	2.729,8	-315,5	-10,4	100	400	-300,0
San José de la Montaña	1.977,4	1.658,9	-318,5	-16,1	0	0	
San Juan de Urabá	379,3	66,7	-312,6	-82,4	0	0	
San Luis	21.668,8	21.686,7	17,9	0,1	10.500	10.200	2,9
San Pedro de los Milagros	1.586,4	1.249,8	-336,6	-21,2	400	700	-75,0
San Pedro de Urabá	2.749,1	1.481,2	-1.267,9	-46,1	400	200	50,0
San Rafael	15.108,6	14.911,3	-197,3	-1,3	4.300	3.400	20,9
San Roque	11.907,9	8.414,7	-3.493,2	-29,3	600	1.100	-83,3
San Vicente	2.203,3	1.538,2	-665,1	-30,2	200	300	-50,0
Santa Bárbara	3.850,3	3.311,2	-539,1	-14,0	3.100	2.100	32,3
Santa Fe de Antioquia	4.206,9	4.065,8	-141,0	-3,4	3.000	2.800	6,7
Santa Rosa de Osos	5.468,0	3.922,6	-1.545,5	-28,3	600	500	16,7
Santo Domingo	5.398,0	4.361,9	-1.036,2	-19,2	300	100	66,7
Segovia	85.067,2	74.939,4	-10.127,8	-11,9	84.400	67.300	20,3
Sonsón	57.060,7	54.521,4	-2.539,4	-4,5	27.400	24.600	10,2
Sopetrán	2.291,0	1.840,5	-450,5	-19,7	1.500	1.900	-26,7
Támesis	4.237,1	3.855,9	-381,2	-9,0	100	0	100,0
Tarazá	48.126,4	39.624,4	-8.502,0	-17,7	28.600	17.300	39,5



Municipio	Área Bosque 1990 (ha)	Área Bosque 2015 (ha)	Cambio Bosque 1990-2015 (ha)	% Cambio	Bosque Continuo 1990 (ha)	Bosque Continuo 2015 (ha)	% Degradación
Tarso	1.683,4	1.037,9	-645,5	-38,3	0	0	
Titiribí	2.372,9	1.685,4	-687,4	-29,0	200	100	50,0
Toledo	1.758,0	1.256,8	-501,2	-28,5	200	100	50,0
Turbo	125.623,1	61.765,9	-63.857,2	-50,8	92.300	31.800	65,5
Uramita	4.037,5	4.495,1	457,6	11,3	4.100	3.400	17,1
Urao	172.001,3	170.276,9	-1.724,5	-1,0	145.700	147.500	-1,2
Valdivia	22.136,7	13.667,9	-8.468,7	-38,3	13.200	7.000	47,0
Valparaiso	500,3	404,6	-95,7	-19,1	0	0	
Vegachí	16.947,5	18.875,4	1.928,0	11,4	4.900	5.100	-4,1
Venecia	2.403,6	1.698,6	-705,1	-29,3	400	400	0,0
Vigía del Fuerte	154.266,7	128.264,4	-26.002,3	-16,9	154.400	119.400	22,7
Yalí	10.653,5	16.044,5	5.391,0	50,6	1.000	4.700	-370,0
Yarumal	14.229,4	14.401,4	172,0	1,2	8.000	6.000	25,0
Yolombó	30.250,4	28.617,5	-1.633,0	-5,4	10.600	9.200	13,2
Yondó	57.018,2	39.225,2	-17.793,1	-31,2	27.100	20.600	24,0
Zaragoza	60.722,0	48.449,8	-12.272,2	-20,2	36.600	24.200	33,9

Tabla 2. Cobertura de bosques para las áreas protegidas de Antioquia en 1990-2015, cambio y degradación.

Área Protegida	Área Bosque 1990 (ha)	Área Bosque 2015 (ha)	Cambio de bosque 1990-2015 (ha)	% Cambio	Bosque Continuo 1990 (ha)	Bosque Continuo 2015 (ha)	% Degradación
Astillero-Barcino-Manzanillo	477,5	428,1	-49,3	-10,33	2,00	0,00	-2,00
Cañones de los ríos Melcocho y Santo Domingo	16.159,8	16.588,8	429,0	2,65	114,00	117,00	3,00
Cerro Bravo	212,9	210,0	-2,9	-1,35	1,00	1,00	0,00
Chorros Blancos	219,1	201,7	-17,4	-7,93	1,00	0,00	-1,00
Corredor de las Alegrías	6.950,8	7.062,1	111,3	1,60	67,00	66,00	-1,00
Cuchillas de El Tigre, El Calón y La Osa	21.648,6	21.957,8	309,2	1,43	185,00	164,00	-21,00
De las Aves Colibrí el Sol	640,4	618,6	-21,8	-3,40	5,00	5,00	0,00
DMI Alto del Insor	4.047,6	4.367,1	319,5	7,89	35,00	39,00	4,00
DMI Cañón del río Alicante	2.898,5	2.644,4	-254,1	-8,77	10,00	12,00	2,00
DMI Capiro	94,5	76,9	-17,6	-18,67	0,00	0,00	0,00
DMI Cerros de San Nicolás	2.453,9	2.281,8	-172,1	-7,01	6,00		
DMI CORPOICA - Centro de Investigaciones La Selva	4,4	0,0	-4,4	-100,00	0,00		
DMI Cuchilla Cerro Plateado - Alto de San José	2.725,8	2.794,1	68,2	2,50			



Área Protegida	Área Bosque 1990 (ha)	Área Bosque 2015 (ha)	Cambio de bosque 1990-2015 (ha)	% Cambio	Bosque Continuo 1990 (ha)	Bosque Continuo 2015 (ha)	% Degradación
DMI Cuchilla Jardín-Támesis	12.968,0	12.453,2	-514,8	-3,97			
DMI Cuchilla Los Cedros	573,4	655,5	82,1	14,31	1,00	0,00	-1,00
DMI Cuervos	157,2	132,7	-24,6	-15,63	0,00	0,00	0,00
DMI Divisoria de aguas de los ríos Aburrá y Cauca	13.070,9	10.438,7	-2.632,2	-20,14			
DMI Embalse Peñol – Guatapé	4.563,8	3.826,1	-737,7	-16,16			
DMI Ensenada de Río Negro	10.407,4	6.994,4	-3.413,0	-32,79			
DMI Las Camelias	6.577,4	7.898,1	1.320,8	20,08	35,00	49,00	14,00
DMI Las Nubes - La Trocha -La Capota	759,8	406,5	-353,3	-46,49			
DMI ríos Barroso y San Juan	399,0	283,9	-115,1	-28,85			
DMI San Miguel	6.112,9	5.055,4	-1.057,5	-17,30	62,00	39,00	-23,00
DMI SPBA - Noroccidente Medio Antioqueño	18.080,0	19.513,7	1.433,7	7,93			
DMI Viaho – Guayabal	2.063,4	2.378,3	314,8	15,26	3,00	9,00	6,00
EPM - Embalse Playas	3.781,4	3.826,6	45,2	1,19	15,00	15,00	0,00
Farallones de La Pintada	103,3	87,3	-16,0	-15,51			
Farallones Del Citará	21.608,6	17.962,7	-3.645,9	-16,87	201,00		
Horizontes	386,7	329,7	-57,1	-14,75			
Humedales entre los ríos León y Suriquí	4.478,5	3.861,5	-617,0	-13,78	46,00		
ISAGEN - Embalse Punchiná	2.223,1	2.696,7	473,6	21,30	10,00	15,00	5,00
ISAGEN - Embalse San Lorenzo	2.394,4	2.445,4	51,0	2,13	7,00		
La Candela	193,7	128,7	-65,0	-33,55			
La Forzosa	777,0	735,0	-41,9	-5,40	5,00	5,00	0,00
La Montaña	390,5	675,9	285,4	73,08		1,00	
La Romera	71,3	69,8	-1,5	-2,15	0,00	0,00	0,00
La Tebaida	4.454,4	4.870,4	416,1	9,34	28,00	33,00	5,00
Las Orquídeas	22.749,5	24.750,7	2.001,2	8,80	209,00	241,00	32,00
Los Katios	5.278,3	1.129,4	-4.148,9	-78,60	25,00		
Mano de Oso	1,1	1,3	0,2	16,67	0,00	0,00	0,00
Miraflores	64,9	39,0	-25,9	-39,94	0,00		
Montevivo	45,6	47,0	1,4	2,96	0,00	0,00	0,00
Morro Azul	258,5	217,4	-41,0	-15,88			
Paramillo	127.049,9	116.088,3	-10.961,6	-8,63	12.97,00	1.175,00	-122,00
Páramo Baldías	730,0	752,7	22,7	3,11	9,00	8,00	-1,00
Páramo Belmira - Santa Inés	5.588,1	5.962,1	374,0	6,69	36,00	39,00	3,00
Páramo de Citará	16.330,7	14.725,6	-1.605,1	-9,83	165,00	133,00	-32,00
Páramo Frontino - Urrao Del Sol - Las Alegrias	12.345,1	12.078,5	-266,6	-2,16			



Área Protegida	Área Bosque 1990 (ha)	Área Bosque 2015 (ha)	Cambio de bosque 1990-2015 (ha)	% Cambio	Bosque Continuo 1990 (ha)	Bosque Continuo 2015 (ha)	% Degradación
Páramo Paramillo	5.927,9	5.643,6	-284,2	-4,79	58,00	54,00	-4,00
Páramo Sonsón	3.579,8	3.525,4	-54,5	-1,52	54,00	53,00	-1,00
Parque Regional Ecoturístico ARVI	3.145,5	2.475,5	-670,1	-21,30			
Pico Manzanillo	22,5	15,8	-6,8	-30,00	0,00		
Predios Conservación	16.907,8	17.219,4	311,7	1,84			
RFPN Frontino (Musinga - Carauta)	19.403,4	18.463,8	-939,6	-4,84			
RFPN Páramo de Urrao	21.374,8	21.457,1	82,3	0,38			
RFPN río León	2.583,8	646,8	-1.937,0	-74,97			
RFPN río Nare	4.973,5	4.183,4	-790,1	-15,89	31,00	19,00	-12,00
Río Pedral	3.461,9	3.070,6	-391,3	-11,30	35,00	28,00	-7,00
Yeguas	444,4	428,1	-16,3	-3,67	1,00	1,00	0,00
Zona de amortiguamiento - Miraflores	72,3	68,7	-3,6	-4,98	0,00	0,00	0,00
Zona de amortiguamiento -Chorros Blancos	75,1	55,6	-19,4	-25,90	0,00	0,00	0,00

deforestación es en el PNN Los Katios (en Antioquia), donde 78% de su cobertura ha sido afectada (Tabla 2). Este resultado puede estar sesgado por la dificultad de los satélites para percibir la superficie de la tierra en áreas de alta humedad como el Chocó, aunque el cambio es significativo. Otras áreas protegidas afectadas son la Reserva Forestal Protectora Río León, el DMI Las Nubes–La Trocha–La Capota, el embalse Miraflores, DMI Ensenada de Río Negro, DMI Río Barroso y San Juan, Parque Regional Ecoturístico ARVI, DMI Divisoria de aguas de los ríos Aburrá y Cauca; donde la pérdida supera el 20% de su área de cobertura para 1990 (Tabla 2). La mayoría de estas áreas protegidas se encuentran en Bosques Andinos, lo que implica una alta degradación de este ecosistema.

Por otra parte, las reservas La Montaña, ISAGEN - Embalse Punchiná, DMI Las Camelias, DMI Viaho – Guayabal, DMI Cuchilla Los Cedros han tenido un incremento en cobertura de bosques superior al 15% de su extensión comparada con la observada en 1990. Otras áreas como el PNN Las Orquídeas, el Páramo de Belmira-Santa Inés, Paramo de las Baldías y algunas reservas de la Sociedad Civil, como Montevivo han incrementado su cobertura en al menos un 5% de su extensión a lo observado en 1990.

Discusión

A partir de estos resultados se observa que la tasa de deforestación y degradación del departamento es alta (19.000 ha anuales), en comparación con reporte promedio por departamento para el país (15.000 ha anuales). Los bosques poco degradados y regiones con baja deforestación se encuentran

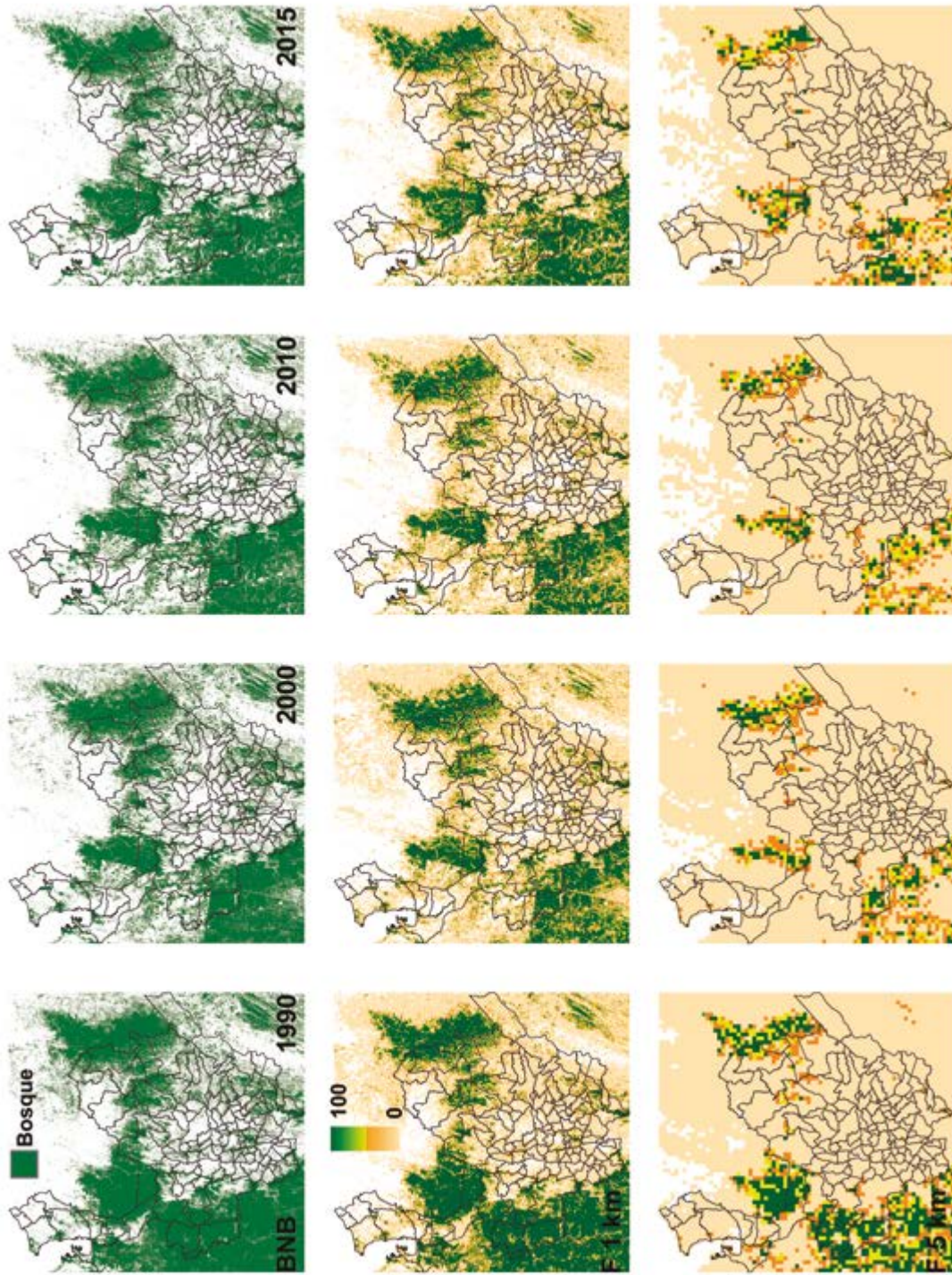


Figura 1. Cobertura de bosque en Antioquia para 1990, 2000, 2010, 2015 (paneles superiores de izquierda a derecha). Índice de fragmentación para los bosques de Antioquia usando una ventana de 1 km para cada año analizado (paneles intermedios) y usando una ventana de 5 km (paneles inferiores). Los sitios verdes en los índices de fragmentación representan los bosques más compactos.



en zonas de difícil acceso y poco desarrollo agropecuario. Por último, el sistema departamental de áreas protegidas es afectado por los procesos de desarrollo, disminuyendo su capacidad para mantener los objetivos de conservación del departamento.

La pérdida y degradación de bosques está localizada principalmente hacia las tierras bajas del departamento, Urabá y Magdalena Medio, donde la ganadería y agricultura extensiva (e.g. bananeras) son un motor de deforestación importante (Orrego, 1990). Sin embargo, cabe resaltar que las regiones andinas ya se encontraban deforestadas para 1990. Por otra parte, los bosques remanentes se encuentran en constante declive, teniendo una tasa de deforestación anual superior a la estimada para el departamento. Adicionalmente, los remanentes lejanos a las actividades agrícolas, están siendo degradados, principalmente desde sus áreas limítrofes. Cuando se observan las áreas continuas de bosque desde las dos escalas analizadas, hacia las partes altas de montaña casi desaparecen en su totalidad, siendo los PNN Paramillo, Las Orquídeas, los bosques de Anorí, la parte suroeste (Jardín y sus alrededores) y Sonsón los únicos bosques que permanecen constantes. Aunque cabe resaltar que los bosques alrededor del Páramo de Belmira-Santa Inés se mantienen si el análisis es menos restrictivo (cuadrícula de 1 km²) como bosques continuos, esto podría estar explicado a través de las actividades de restauración que se han venido adelantando en este territorio por parte de la Corporación y la Gobernación.

Esto genera una alerta importante, ya que, en los bosques de montaña, probablemente lo más degradados en Antioquia después de los bosques secos, es donde se encuentran la mayoría de cuencas abastecedoras de fuentes hídricas que importantes para la población antioqueña. Los bosques relacionados con la protección de fuentes hídricas que abastecen de agua a los municipios del área metropolitana y otros poblados ubicados en las montañas, se encuentran en un estado de alteración que puede afectar su funcionamiento y alterar la regulación de los caudales (Álvarez et al., 2016).

Si la escala para la ventana de análisis es de 5 km, siendo esta un área relativamente pequeña para una reserva natural, solo el municipio de Caldas tiene el 40% de bosques intactos, aunque su tasa anual de deforestación y degradación alcanza las ~90 ha, una tasa elevada para un área crítica, ya que afecta directamente la estabilidad del Alto de San Miguel, nacimiento del Río Medellín. De igual forma, los bosques en el oriente antioqueño, se encuentran altamente degradados, muchos de estos desaparecen empleando la ventana de análisis de 1 km, la cual es menos restrictiva que 5 km, lo que quiere decir que los fragmentos de bosque se encuentran dispersos y distantes entre sí. Esto implica que los esfuerzos por conservar los Bosques Andinos y sus servicios ecosistemas son insuficientes en este momento y pueden poner en riesgo la estabilidad del ecosistema y la oferta de servicios a la sociedad a futuro (Álvarez et al., 2016). Si asumimos una tasa constante de deforestación, en aproximadamente 35 años no quedaría ningún remanente de bosque andino, siendo esto una alerta urgente para su consideración desde los objetivos de conservación de Antioquia.

Los bosques poco intervenidos se encuentran en las áreas más apartadas del departamento como el Chocó antioqueño, Anorí y la serranía de San Lucas. Aunque estos remanentes son importantes



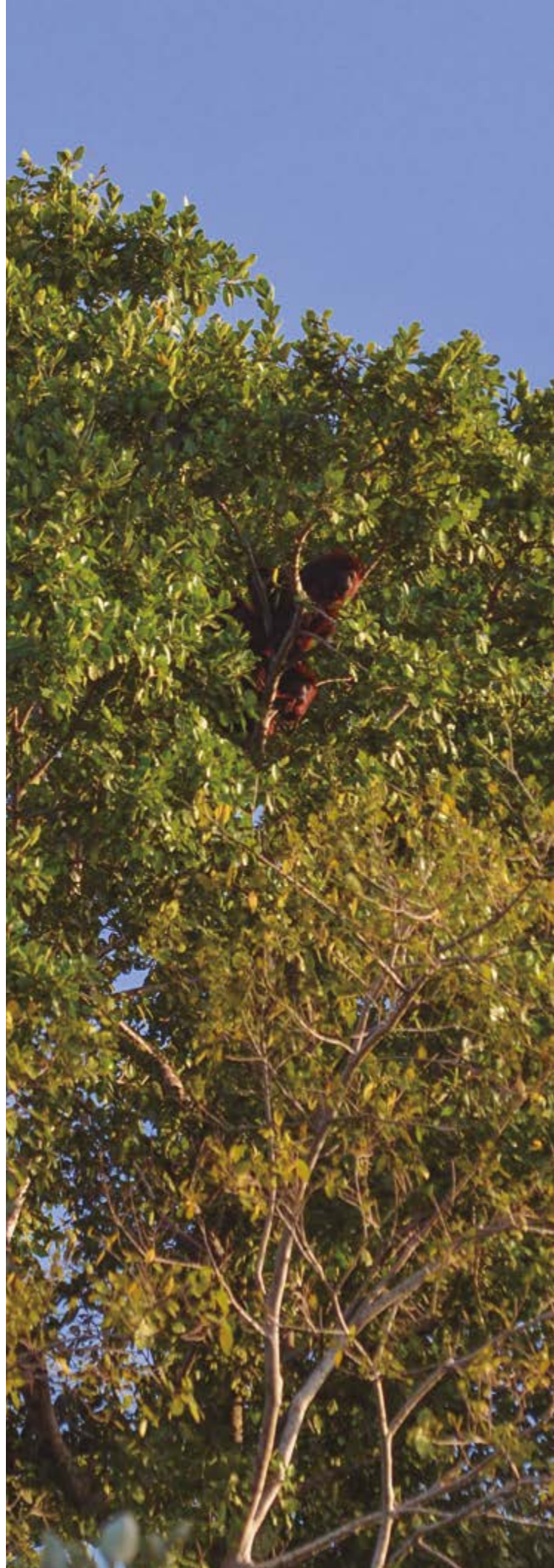
como objetivos de conservación ya que son los sitios donde las poblaciones de flora y fauna pueden mantenerse estables a lo largo del tiempo y ayudan en los procesos de regulación climática y almacenamiento de carbono, los servicios ambientales más localizados como el caso del agua, los recursos renovables de los bosques (e.g. frutos y fibras), poblaciones de polinizadores claves para los cultivos, control de plagas, entre otros, no son conservados cerca de los poblados; por ejemplo, cerca del Valle de Aburrá, donde son sumamente importantes debido a la alta demanda de servicios por su densidad poblacional. Por esta razón, es importante replantear el proceso de ordenamiento territorial que se lleva a cabo, establecer cuáles son las zonas apropiadas para ganadería y/o agricultura en iniciar el cumplimiento normativas ambientales, mínimamente la restricción de usos distintos al de la conservación en las áreas de rondas hídricas, las áreas con pendientes fuertes inapropiadas para la ganadería, la priorización de sitios de reserva y corredores biológicos que permitan asegurar la oferta de servicios ecosistémicos cerca de las ciudades, y a su vez, favorezca la conectividad y flujo con los bosques lejanos.

Por otra parte, en Antioquia terminan dos de las Cordilleras de los Andes, lo cual debe considerarse dentro de la planificación territorial. Cada una de las cordilleras debe tener su propio corredor y áreas protegidas. La Cordillera Occidental cuenta con dos parques nacionales naturales, Paramillo y Orquídeas, los cuales se conectan por medio de algunos remanentes de bosques, aunque estos se encuentran bajo presión y en los análisis de fragmentación no se observan como bosques continuos (Figura 1). En la Cordillera Central la situación es diferente. Las áreas protegidas son más pequeñas y dispersas (en relación con la Cordillera de los Andes) y su conectividad es aún más reducida.

Los análisis de fragmentación muestran que muchos de los remanentes desaparecen de esta cordillera a cualquier escala de análisis. Siendo los bosques de Anorí y Sonsón las zonas más continuas en este ramal. Por lo tanto, un sistema de corredores es necesario, además de una definición de áreas prioritarias para la Cordillera Central, donde se ubica la mayor densidad poblacional y por ende la prestación de los servicios ecosistémicos es más urgente. En conclusión, el sistema de áreas protegidas del departamento de Antioquia debe seguir incrementando su extensión enfocándose en áreas prioritarias para disminuir la fragmentación de Bosques Andinos, además de incrementar su conectividad y flujo (Gonzalez-Caro et al., 2014).

Los bosques pueden haber tenido un periodo de recuperación después de la llegada de los españoles, de alrededor de 300 años, suficiente para tener bosques secundarios de edades avanzadas que conocemos como bosques intactos (del Valle en este libro)⁴. La recuperación de los bosques a corto o mediano plazo es posible, con un apropiado manejo del territorio, si se es riguroso con el ordenamiento y las actividades agrícolas, se controla el uso de la tierra para ganadería, se planifica apropiadamente los centros poblados y se generan prácticas adecuadas para el uso del campo. En pocas palabras, con una reforma agraria que permita hacer un uso adecuado de la tierra y mantenga como directriz la conservación de los ecosistemas estratégicos, los corredores biológicos y la maximización de los servicios ecosistémicos importantes para las ciudades de Antioquia.

4 Ver: Una breve historia de los bosques de Antioquia: Durante los últimos mil años los bosques neotropicales alcanzaron su máxima extensión y desarrollo en el siglo XIX





Referencias

- Álvarez, E., Restrepo, Z., González-Caro, S., Zea, J., Anaya, J. (2016) Seguridad hídrica urbana: El impacto de la deforestación en los embalses que abastecen a Medellín, p. 184-187. En: Mejía M. A. (ed.). *Naturaleza Urbana*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D. C., Colombia, p. 208.
- Armenteras, D., Cabrera, E., Rodríguez, N., y Retana, J. (2013). National and regional determinants of tropical deforestation in Colombia. *Regional Environmental Change*, 13(6), p. 1181-1193.
- Armenteras, D., Espelta, J. M., Rodríguez, N., y Retana, J. (2017). Deforestation dynamics and drivers in different forest types in Latin America: Three decades of studies (1980–2010). *Global Environmental Change*, (46), p. 139-147.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34(1), p. 487-515.
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R. y Helkowski, J. H. (2005). Global consequences of land use. *science*, 309(5734), p. 570-574.
- González-Caro, S., Álvarez, E., Botero, S., Restrepo, Z., y Ortiz, C. E. (2015). Antioquia un territorio para conservar.
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S., Tyukavina, A., y Kommareddy, A. (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *science*, 342(6160), p. 850-853.
- Orrego, S. (2009). Economic modeling of tropical deforestation in Antioquia (Colombia), 1980–2000: An analysis at a semi-fine scale with spatially explicit data. Oregon State University.
- Sanchez-Cuervo, A. M., y Aide, T. M. (2013). Identifying hotspots of deforestation and reforestation in Colombia (2001–2010): implications for protected areas. *Ecosphere*, 4(11), p. 1-21.





821.600 ha de **bosque**
se encuentran **fragmentados**

en Antioquia en la actualidad.

El **80%** de estos bosques degradados
se encuentran **ubicados**
en **bosques andinos**



El área de **bosques**
sin fragmentación

para Antioquia en **1990**

fue del **30%** reduciéndose
a **22%** para **2015**



De cada **10 especies**
en el planeta **una** habita
en **Colombia** (SiB, 2017)




Algunas **reservas naturales y zonas protegidas** del departamento han **incrementado** su **cobertura vegetal** entre **5-15%** desde **1990**



Si asumimos una **tasa constante** de **deforestación**, en aproximadamente **35 años no quedaría ningún remanente** de **bosque andino**





Capítulo II
Características de los ecosistemas





Dinámica de **incendios** en Antioquia con énfasis en **Bosques Andinos**

Álvaro Vásquez¹; Luis Toro¹; Sebastián González-Caro²

¹Universidad Nacional de Colombia - Sede Medellín, Colombia. ajvasquezp@unal.edu.co,
ljtoro@unal.edu.co; ²Jardín Botánico de Medellín. sebastian.gonzalez.caro@gmail.com



*Los Bosques Andinos son el
ecosistema con mayor
biodiversidad del mundo.*

Introducción

El cambio global es una realidad que se refleja en el incremento de la temperatura promedio anual, los eventos extremos de precipitación y períodos prolongados de sequía, entre otros fenómenos (Dale et al., 2001; Walther et al., 2002). Como resultado de estas variaciones en las condiciones climáticas y asociado a otros factores antrópicos, se ha presentado un incremento en la ocurrencia de incendios forestales a nivel mundial y en particular en los trópicos (Dale et al., 2001; Armenteras et al., 2011). Los eventos asociados al fuego pueden generarse por causas naturales en sitios con poca humedad y vegetación pirofila, o cada vez más frecuentemente por acción del hombre, bien sea como estrategia de manejo agropecuario, forestal o incendios provocados intencionalmente (Armenteras et al., 2009). Sin duda, en algunos ecosistemas los incendios hacen parte de su historia natural como es el caso de los bosques boreales, los bosques secos y las sabanas, los cuales se caracterizan por tener temporadas donde la disponibilidad de agua es casi cero, pero incluso en estos casos se ha asociado el incremento en su frecuencia a factores de origen antrópico (Dale et al., 2001; Armenteras et al., 2009).

Recientemente, se ha estimado que las emisiones de carbono derivadas de la quema de biomasa de los bosques a nivel mundial están alrededor de dos petagramos (10^{15} gramos) de carbono cada año (Bowman et al., 2009; van der Welf et al., 2010). Los incendios de la vegetación también liberan una gran cantidad de gases de efecto invernadero, lo que influye directamente en el cambio climático global (Müller et al., 2013). En ese sentido, caracterizar la dinámica de los incendios es un paso necesario para conocer el impacto que estos tienen sobre los ecosistemas y generar estrategias

de mitigación y adaptación frente a los cambios asociados con el aumento de su frecuencia por efecto del cambio global.

Los Bosques Andinos son de los ecosistemas con mayor biodiversidad del mundo (Myers et al., 2000) y a su vez se encuentra entre los más amenazados en gran parte como resultado del uso intensivo de la tierra para agricultura y ganadería (Armenteras et al., 2003). Debido a que la humedad relativa de la mayoría bosques de montaña es intermedia según la clasificación de zonas de vida de Holdrige (e.g. bosques de niebla; Holdrige, 1967), la probabilidad de que ocurran incendios naturales es mínima. No obstante, en los Andes existen pequeños enclaves secos y regiones áridas como la costa Pacífica de Chile, por ejemplo, donde los incendios hacen parte natural de estos ecosistemas. El uso de quemas en agricultura es una práctica altamente frecuente en las comunidades andinas desde tiempos precolombinos (Young y León, 2007; Abarzúa y Moreno, 2008; Armenteras et al., 2009; Altieri et al., 2017). Generalmente, estos incendios son controlados por los campesinos y sus consecuencias no son evidentes. Sin embargo, si las condiciones climáticas comienzan a favorecer la ocurrencia de incendios con mayor intensidad y magnitud, su manejo y control pueden dificultarse y los impactos podrían generar consecuencias drásticas (Bowman et al., 2009).

En el caso de Antioquia la cultura campesina ha usado las quemas como principal estrategia para interactuar con el bosque ampliando la frontera agropecuaria desde la época de la colonia: "Solo en Medellín usan el arado, y son buenos labradores. En los demás lugares, el hacha, la azada y el fuego lo hacen todo" José Manuel Restrepo (2007). Adicionalmente, los





incendios producidos por el hombre y sus efectos van a ser potencializados por el incremento en la temperatura y los periodos de sequía, siendo otra consecuencia del cambio climático (Bowman et al., 2009).

Para adentrarse en el tema de incendios en Antioquia se tomaron dos enfoques en este estudio: 1) se utilizó información obtenida del monitoreo de satélites de la superficie terrestre para describir la frecuencia de incendios en el departamento de Antioquia y comparar la frecuencia entre bosques de tierras bajas (<1.000 msnm) y Bosques Andinos (>1.000 msnm), con el fin de conocer si la frecuencia de estos eventos varía a lo largo del gradiente de elevación; 2) A partir de información de campo se evaluó la frecuencia, la intensidad y las causas de ocurrencia de los incendios forestales en dos áreas de Bosques Andinos de Antioquia. Con esto se busca responder si la frecuencia de incendios disminuye con la elevación, y si los incendios de montaña son más frecuentes en temporadas secas. Aquí no se pretende establecer la dinámica puntual de los incendios forestales asociados a los bosques de Antioquia, pero si establecer una alerta de sus posibles efectos en el futuro.

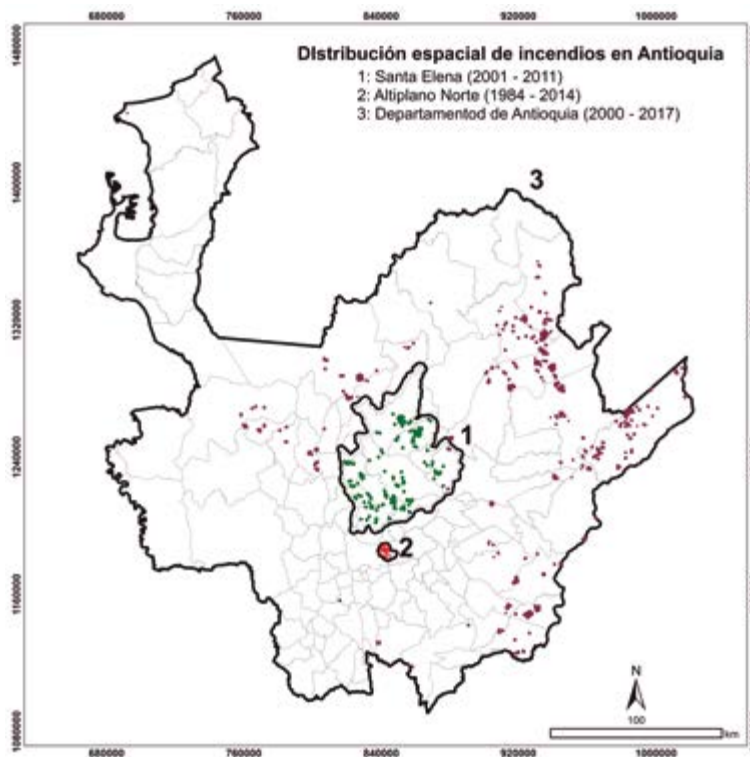


Figura 1. Incendios forestales registrados en Antioquia. Registros con menor magnitud para las zonas de Santa Elena desde 2001 a 2011 1) y Altiplano Norte desde 1984 a 2014 2) identificados directamente en campo; 3) incendios registrados por el sensor MODIS para el periodo 2000-2017.



Caso I: Frecuencia de incendios en Antioquia a partir de información satelital

Recientemente, la información tomada por los satélites de la cobertura de la tierra ha sido una fuente importante para conocer los cambios en los ecosistemas, sus atributos y su respuesta al cambio global. Por ejemplo, Hansen et al. (2013) establecieron la deforestación global del siglo XXI dando uso a las imágenes derivadas de uno de estos satélites. También, se han realizado estimaciones del carbono acumulado en los árboles, el cual es un indicador de la estructura y estado de los bosques (Saatchi et al., 2011; Baccini et al., 2012). Los satélites capturan la intensidad lumínica que reflejan los objetos en la superficie y de esta manera se pueden identificar las diferentes coberturas de la tierra (Chuvieco, 2010; Giglio et al., 2006). En el caso de los incendios, los satélites capturan los cambios en temperatura reflejados en el espectro infrarrojo y se atribuyen a incendios aquellos cambios en temperatura de la superficie de la tierra que superan la variación natural del sitio considerándose una anomalía térmica (Aguado et al., 2003). Uno de los satélites con mayor disponibilidad de información para el público es el MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer¹, (2000)), el cual mide los cambios en reflectancia en el espectro infrarrojo, entre otras características, y permite derivar mediciones de anomalías térmicas que corresponden a incendios forestales (Giglio et al., 2006). Todos estos casos de estudio se relacionan directamente con los incendios, ya que pueden ser un motor de cambio en el tiempo para estos productos.

¹ <https://modis.gsfc.nasa.gov/>



Para caracterizar la frecuencia de incendios en el departamento de Antioquia se utilizaron datos provenientes de series temporales de sitios activos o anomalías térmicas detectadas por el sensor MODIS Giglio (2010) y procesadas por FIRMS (Fire Information of Resource Management System Active Fire Data, Collection 6; Justice et al. (2010)), para el periodo comprendido entre los años 2000 – 2017.

Se observó que la frecuencia de incendios disminuye con la elevación y que son los bosques de tierras bajas los más afectados. En particular, los bosques del bajo Cauca, hacia Caucasia, Zaragoza, El Bagre, Segovia y hacia el Magdalena Medio, Yondó, y sus alrededores son las regiones con mayor frecuencia de incendios forestales detectables por el satélite (Figura 2). Este punto es importante ya que la sensibilidad de los satélites es escasa si el área del incendio es menor al pixel de 500 x 500 m (e.g. 1 ha) y temporales (e.g. 1 día). Por lo tanto, la extensión de los incendios en esta región es considerable y puede generar emisiones de carbono importantes para el balance general de Antioquia. Esta región es altamente influenciada por las condiciones climáticas del valle del río Magdalena, con periodos extensos de precipitaciones menores a 1.500 mm (Hijmans et al., 2005). Adicionalmente, sobre esta región se desarrollan actividades intensivas de minería, relacionadas con tasas de deforestación aceleradas y de degradación del bosque a través de la generación de incendios (Armenteras et al., 2011). Por lo cual separar los efectos de las condiciones climáticas y las condiciones socio-económicas de las regiones es complejo y requiere de mayor cantidad de datos de verificación en campo. Otra región, donde los incendios son más frecuentes que el promedio se encuentra en la parte baja del cañón del río Cauca donde los bosques secos predominan y las condiciones climáticas son extremas, esto facilita la ocurrencia de incendios debido a los niveles bajos de humedad relativa que aceleran la pérdida de agua de los combustibles.

en la región Andina donde se evidencia el mayor número de incendios son los municipios de Ituango, Briceño, Dabeiba, Buriticá y Anorí. Esta es una de las regiones donde se encuentra una de las extensiones más grandes de Bosque de Antioquia.

Por otra parte, en la región Andina donde se evidencia el mayor número de incendios son los municipios de Ituango, Briceño, Dabeiba, Buriticá y Anorí. Esta es una de las regiones donde se encuentra una de las extensiones más grandes de Bosque de Antioquia. La frecuencia de incendios puede ser el resultado de la cercanía entre centros poblados si se considera que la causa principal de ocurrencia es intencional. En un escenario donde estos bosques se encuentren en un estrés por falta de agua durante meses, frente a cualquier fuente de calor suficiente para generar un incendio la probabilidad de ocurrencia es más alta (Allen et al., 2010). Así mismo, la posibilidad de controlar incendios en esta región es menor ya que el acceso humano es restringido por las condiciones topográficas.

Los municipios menos afectados son aquellos ubicados hacia la vertiente occidental de la Cordillera Occidental. Generalmente estos sitios presentan una humedad relativa mayor que el resto del departamento, lo que genera que la formación de incendios sea improbable, además las coberturas de la tierra dominante se encuentran en la categoría de bosques y áreas seminaturales (Figura 1). Con respecto a los períodos con mayor frecuencia de ocurrencia de incendios. Se encontró que los máximos se concentran entre los meses de febrero-marzo con un segundo pico menos intenso en el mes de agosto (Figura 3).

Caso II: Eventos de incendios forestales en dos Bosques Andinos de Antioquia a partir de fuentes primarias

En este caso de estudio se analizó información de dos regiones de Antioquia: El Altiplano del Norte y Piedras Blancas (Santa Elena, Medellín), a partir de reportes de las entidades de control (Cuerpos de bomberos, Corporaciones Autónomas Regionales, Secretarías de Medio Ambiente y/o UMATAS). Se hizo una recopilación de los incendios, su coordenada geográfica, duración aproximada del evento, área afectada, causas del evento y el tipo de cobertura afectada.

La primera zona de estudio es el Altiplano Norte de Antioquia. Esta se encuentra entre los municipios de Santa Rosa de Osos, Don Matías, San Pedro de los Milagros, Yarumal, Angostura, Carolina del Príncipe, Gómez Plata, Guadalupe, Entreríos y Belmira. Presenta una cobertura boscosa con una extensión total de 97.682 ha (0,3% del área total). Existen 14.114 relictos de los cuales el 96% tienen un área inferior a 20 ha y solo 2 parches mayores a 1.000 ha, estos últimos se encuentran en la





zona del área de reserva del páramo Santa Inés, ecosistema estratégico que aporta a gran parte del agua utilizada por el municipio de Medellín (Toro et al., 2008). El otro 99,7% de la región corresponde a matrices de pastos, cultivos, áreas con vegetación secundaria baja y plantaciones forestales (particularmente *Pinus patula*). En total en esta zona, según censo del Departamento Administrativo Nacional de Estadística (DANE, 2005), habitan 144.880 personas, en donde el municipio que mayor población rural alberga es Santa Rosa de Osos, seguido de San Pedro de los Milagros y Angostura. Es decir, son municipios que mantienen una tendencia rural con actividades que requieren del fuego directamente para su desarrollo.

La segunda área de estudio se encuentra en la cuenca de la quebrada Piedras Blancas, localizada al oriente del municipio de Medellín.





Posee una extensión de 2.981 ha, con altitudes entre 2.340-2.680 msnm (Hoyos, 2007). Existen mosaicos de coberturas vegetales como vegetación secundaria baja y alta, bosques en proceso de recuperación, bosques dominados por roble (*Quercus humboldtii*) y plantaciones forestales con especies introducidas (*Cupressus lusitanica*, *Pinus patula*, *Pinus elliotii*, *Eucalyptus* spp. y *Acacia* spp.). La vegetación natural protectora cubre 45,1% del territorio y las plantaciones forestales 35,6%. El uso agrícola representa 3,4% del área la cuenca, con fuertes limitaciones por la baja fertilidad de los suelos y por las condiciones climáticas imperantes, donde las heladas afectan permanentemente la producción, por lo tanto, las prácticas de quemas agrícolas son frecuentes. El uso pecuario ocupa 13,1% de la cuenca (Hoyos, 2007).

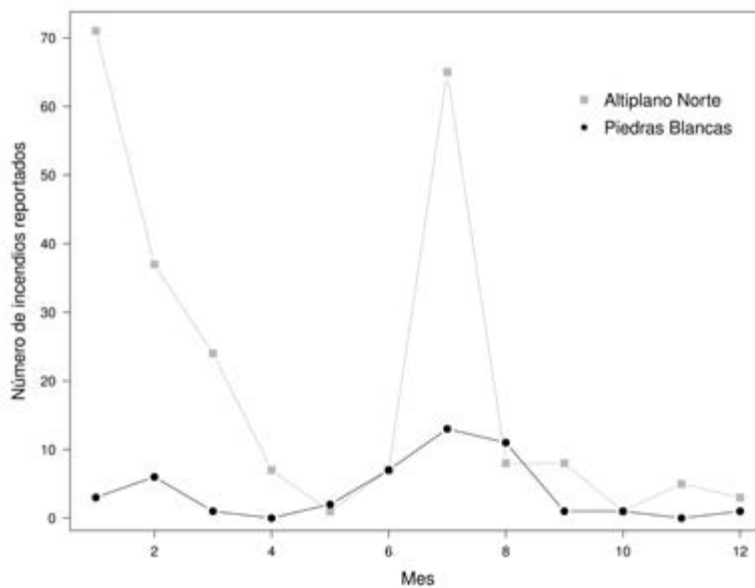


Figura 4. Número de incendios reportados en las áreas de estudio de la Cordillera central en Antioquia. El periodo de muestreo para el Altiplano es entre 1984-2014 (237 incendios; 953,67 ha afectadas) y para Piedras Blancas entre 2001-2011 (46 incendios, 6,24 ha afectadas).

El 92% de los reportes de incendios son intencionales, es decir, generados para retirar la cobertura y usar bosques para sembrar cultivos. La distribución de los incendios no intencionales es homogénea entre los diferentes meses. Por otra parte, los incendios correlacionan con la temperatura promedio anual ($R = 0,18$; $p < 0,001$), en tanto, la frecuencia de incendios aumenta durante los periodos de sequía (e.g. número de días sin llover) y por ende, la facilidad para generar un incendio incrementa. Esta relación se observa en ambas regiones, aunque en el Altiplano Norte es mayor considerando también que está zona presenta una mayor área, lo que aumenta el número de reportes de incendios y adicionalmente, el control de los incendios es más difícil. Por lo tanto, en un escenario de cambio climático donde los eventos climáticos extremos ocurren con mayor frecuencia (e.g. periodos de sequía más largos en diferentes momentos del año), la intensidad de los incendios podrá incrementarse y se facilitará su propagación, lo que disminuiría la capacidad reacción y control por parte de los campesinos que emplean el fuego culturalmente y de los entes de encargados de mitigar y controlar estos eventos.



También se observó que la mayoría de incendios afectan bosques densos altos de tierra firme (Cobertura continua de bosque, al menos 70%, con más de 15 metros de altura y no inundables; IDEAM, 2010), abiertos y fragmentados (48%), siendo estas las coberturas que más emisiones de carbono producen. Adicionalmente, las áreas de coberturas como pastos arbolados y bosques secundarios que se pierden en un incendio, son colonizadas rápidamente por el helecho marranero (*Pteridium aquilinum*), una especie que inhibe el crecimiento de otras plantas y desvía el proceso de regeneración natural. Por lo tanto, la interacción entre los incendios y especies invasoras como el helecho marranero (Mejía, 1985) deben considerarse dentro de las prácticas de restauración y rehabilitación de las áreas afectadas por incendios.

En términos de ecosistemas, en la figura 5, se muestra la frecuencia de ocurrencia de incendios en Antioquia y la variabilidad de la temperatura y la precipitación dentro de estos. Se observa que los ecosistemas secos son los más afectados por la ocurrencia de incendios, seguidos por los ecosistemas de bosques húmedos y muy húmedos. Los ecosistemas con menor frecuencia de ocurrencia de incendios son los bosques altoandinos y los páramos. Esto resalta la baja probabilidad de ocurrencia de incendios dentro de los bosques altoandinos y la estrecha relación existente entre la generación de fuegos y los picos críticos de las variables climáticas y las actividades antrópicas dentro de estos ecosistemas. Aquí, también se observa la relación existente entre los valores de alta frecuencia de incendios en los bosques de tierras bajas y la baja ocurrencia en los bosques de tierras altas.

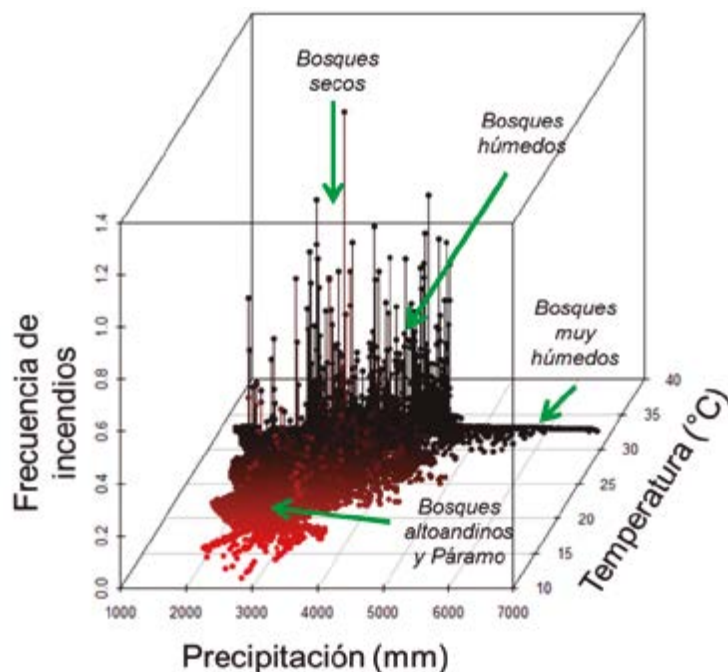


Figura 5. Frecuencia de incendios registrados por el sensor MODIS en relación a la temperatura y la precipitación de Antioquia. Se señalan algunos de los ecosistemas más importantes.



¿Cómo afectan los incendios los Bosques Andinos de Antioquia?

Los incendios no son frecuentes. Generalmente en el departamento existen evidencias a partir de los registros del sensor MODIS y registros de campo que indican que algunos sitios han sufrido hasta dos incendios en distintas épocas. En general, estos sitios se encuentran asociados con usos agropecuarios que requieren del fuego durante el inicio de las actividades de siembra o de renovación de pasturas. Adicionalmente, la tasa anual de ocurrencia de incendios varía entre los 0,032 y 0,101 eventos por año, lo que indica que la probabilidad de ocurrencia es baja o casi nula.

Los resultados muestran que para el período 1984-2014 en el Altiplano Norte (AN) se registraron 237 incendios y para la zona de Piedras Blancas (PB) entre 2001-2011 el registro fue de 46 incendios. En términos de área los incendios de PB representan el 0,2%, mientras en el AN el porcentaje de área afectada representa el 0,002% del área total muestreada. Estos resultados soportan las observaciones de MODIS, los cuales indican que los bosques de montaña tienen una frecuencia muy baja de ocurrencia de incendios y no representan una amenaza para la conservación en este momento, aunque si existe un peligro latente en los períodos de sequía.

Sin embargo, la cobertura más afectada son los bosques densos altos de tierra firme lo cual implica que los incendios forestales pueden ser de origen natural si las condiciones climáticas facilitan su formación o están siendo provocados para ampliar la frontera agropecuaria (Tabla 1). La frecuencia de estos incendios es relativamente baja, ya que el área de bosque en Antioquia es de ~2.145.000 ha (Hansen et al., 2013), representando los incendios el 0,9% del área la cobertura. Sin embargo, los efectos que estos pueden tener en la degradación y fragmentación de los hábitats son poco conocidos y deben ser tenidos en cuenta dentro de las estrategias de conservación. Si se considera que cada incendio representa aproximadamente 25 ha, los datos de MODIS entre 2000-2017 muestran que se han afectado cerca de 15.000 ha de bosque. Para los bosques de Antioquia se estima que en promedio por hectárea contienen 98 (± 22.11) toneladas de carbono (Peña y Duque, en este libro)². Por lo tanto, una medida aproximada indicaría que las emisiones han sido 1.470.000 (± 331.650) toneladas de carbono, solo en incendios forestales. Esta cantidad de emisiones no han sido incluidas en los cálculos del efecto de la expansión de la frontera agropecuaria dentro de las emisiones de carbono, lo cual incrementa los efectos negativos de esta actividad sobre los bosques de Antioquia. Cabe resaltar que esta estimación es solo para los bosques densos (600 individuos en promedio/ha), sin considerar las otras 17.000 ha que están siendo afectadas por incendios, las cuales no necesariamente tienen vegetación boscosa y sus emisiones pueden ser

los incendios observados en regiones andinas están relacionados principalmente con actividades agrícolas o algún tipo de uso del suelo

² Ver: Determinantes de la dinámica de la biomasa aérea en bosques del departamento de Antioquia, Colombia



menores, pero deben ser cuantificadas para conocer cifras de emisiones más exactas.

Por otra parte, los incendios observados en regiones andinas están relacionados principalmente con actividades agrícolas o algún tipo de uso del suelo, por ejemplo, la frecuencia de los fuegos incrementa en los periodos secos, donde se facilita la generación de incendios (Figura 4; ver Armenteras et al., 2011). Por lo tanto, la implementación de prácticas agrícolas menos impactantes con el suelo (e.g. terrazas indígenas) permitirían hacer uso de un área durante periodos más extensos, hay reportes de terrazas usadas durante más de 500 años sin degradar el suelo (Glaser et al., 2001; Altieri et al., 2017). De esta forma la expansión de la frontera agrícola y el uso de quemas con este propósito disminuirían, además de incrementar la productividad de los cultivos.





Tabla 1. Coberturas afectadas por incendios forestales identificados a partir del sensor MODIS para el período 2000-2017. Cada evento corresponde a un píxel de 500*500 metros (25 ha). Todos los eventos asociados con las coberturas de cuerpos de agua corresponden a incendios que se producen en las zonas aledañas o de ribera a estos sitios.

Cobertura de la tierra	Número de eventos
Bosque denso alto de tierra firme	617
Pastos limpios	223
Vegetación secundaria baja	149
Pastos enmalezados	111
Ríos	44
Mosaico de pastos y cultivos	43
Mosaico de pastos con espacios naturales	33
Mosaico de cultivos, pastos y espacios naturales	29
Otros cultivos permanentes	16
Pastos arbolados	13
Lagunas, lagos y ciénagas naturales	12
Zonas pantanosas	9
Cultivo de caña panelera	6
Bosque de galería y/o ripario	3
Bosque natural fragmentado	3
Cultivo de maíz	3
Zonas quemadas	3
Mosaico de cultivos	2
Palma africana	2
Vegetación acuática sobre cuerpos de agua	2
Bosque denso alto inundable	1
Bosque fragmentado	1
Embalses y cuerpos de agua artificiales	1
Plantación forestal de Coníferas	1
Tierras desnudas y degradadas	1
Total de incendios	1.328



En conclusión, los incendios son más frecuentes en las tierras bajas del departamento, aunque muchos municipios ubicados en las montañas también se ven afectados, como es el caso de Ituango y sus alrededores, los cuales también son bosques secos. La relación entre las condiciones climáticas y la frecuencia de incendios ofrece indicios para sugerir que el cambio climático y los eventos extremos pueden potencializar la ocurrencia de incendios, con consecuencias dramáticas en las emisiones de carbono, como la degradación y pérdida de hábitat, entre otros. Aunque no se puede establecer una causalidad entre las actividades agropecuarias y la formación de incendios directamente, los datos de campo muestran que en las partes altas son la mayor causa de estos eventos (100% de los registros han sido provocados de forma intencional o accidental). En las tierras bajas también pueden ser estas actividades humanas un motor de generación de incendios para expandir la frontera agropecuaria. Por lo cual tenemos dos recomendaciones principales: 1) diseñar un sistema de monitoreo y predicción de los incendios forestales para mitigarlos y disminuirlos en caso de ser producidos por factores humanos, como lo viene realizando en este momento el Sistema de Alertas Tempranas del Valle de Aburrá (SIATA); 2) también se recomienda promover estrategias para aprovechar el suelo de manera no intensiva, es decir, optimizar el uso adecuado de la tierra y disminuir impactos como los de la ganadería extensiva (del Valle, en este libro)³.

Agradecimientos

A todos los Cuerpos de Bomberos del Altiplano Norte de Antioquia (Santa Rosa de Osos, Don Matías, San Pedro de los Milagros, Yarumal, Angostura, Carolina del Príncipe, Gómez Plata, Guadalupe, Entrerriós y Belmira) por registrar la ocurrencia de incendios y por trabajar directamente en el control y mitigación de estos eventos. Su trabajo los convierte día a día en los guardianes de los bosques altoandinos.

A la Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia (Corantioquia), especialmente a Juliana Rosero Cuesta Ingeniera Forestal por compartir información sobre incendios ocurridos en el Altiplano Norte de Antioquia. A Empresas Públicas de Medellín por facilitar el registro de los eventos ocurridos en la zona de Santa Elena, corregimiento de Medellín. Al Programa de Jóvenes Investigadores (N. 617 de 2013) y a la Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín por la financiación del proyecto “Evaluación de la Ocurrencia y el Comportamiento de los Incendios Forestales en el Altiplano Norte de Antioquia”, ejecutado a través de la Facultad de Ciencias Agrarias y el grupo de investigación Teledetección y Manejo Forestal del Laboratorio de Geomática. A todas las personas y entidades que facilitaron el desarrollo de este trabajo, sin su colaboración y disposición no hubiera sido posible.

3 Ver: Una breve historia de los bosques de Antioquia: Durante los últimos mil años los bosques neotropicales alcanzaron su máxima extensión y desarrollo en el siglo XIX



Referencias

- Abarzúa, A. M., y Moreno, P. I. (2008). Changing fire regimes in the temperate rainforest region of southern Chile over the last 16,000 yr. *Quaternary Research*, 69(1), p. 62-71.
- Agudo, I., Chuvieco, E., Martín, P., y Salas, J. (2003). Assessment of forest fire danger conditions in southern Spain from NOAA images and meteorological indices. *International Journal of Remote Sensing*, 24(8), p. 1653-1668.
- Altieri, M. A., y Nicholls, C. I. (2017). The adaptation and mitigation potential of traditional agriculture in a changing climate. *Climatic Change*, 140(1), p. 33-45.
- Armenteras, D., Gast, F., y Villareal, H. (2003). Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological conservation*, 113(2), p. 245-256.
- Armenteras, D., González-Alonso, F., y FRANCO AGUILERA, C. A. R. O. L. (2009). Geographic and temporal distribution of fire in Colombia using thermal anomalies data. *Caldasia*, 31(2), p. 303-318.
- Armenteras-Pascual, D., Retana-Alumbreros, J., Molowny-Horas, R., Roman-Cuesta, R. M., Gonzalez-Alonso, F., y Morales-Rivas, M. (2011). Characterising fire spatial pattern interactions with climate and vegetation in Colombia. *Agricultural and Forest Meteorology*, 151(3), p. 279-289.
- Baccini, A. G. S. J., Goetz, S. J., Walker, W. S., Laporte, N. T., Sun, M., Sulla-Menashe, D., y Samanta, S. (2012). Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. *Nature climate change*, 2(3), p. 182-185.
- Bowman, D. M., Balch, J. K., Artaxo, P., Bond, W. J., Carlson, J. M., Cochrane, M. A., y Johnston, F. H. (2009). Fire in the Earth system. *science*, 324(5926), p. 481-484.
- Chuvieco, E. (2010). Teledetección ambiental, la observación de la Tierra desde el espacio, Emilio Chuvieco. Ariel. Barcelona, España, p. 590.
- Dale, V. H., Joyce, L. A., McNulty, S., Neilson, R. P., Ayres, M. P., Flannigan, M. D., y Simberloff, D. (2001). Climate change and forest disturbances. *BioScience*, 51(9), p. 723-734.
- Glaser, B., Haumaier, L., Guggenberger, G., y Zech, W. (2001). The 'Terra Preta' phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humid tropics. *Naturwissenschaften*, 88(1), p. 37-41.
- Giglio, L., Csaszar, I., y Justice, C. O. (2006). Global distribution and seasonality of active fires as observed with the Terra and Aqua Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) sensors. *Journal of geophysical research: Biogeosciences*, 111(G2).
- Giglio, L. (2010). MODIS collection 5 active fire product user's guide version 2.4. Science Systems and Applications, Inc.
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S., Tyukavina, A., y Kommareddy, A. (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 342(6160), p. 850-853.
- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., y Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International journal of climatology*, 25(15), p. 1965-1978.
- Holdrige, P. (1967). Zonas ecológicas de vida tropical. Science Center San José, Costa Rica, p. 200.
- Hoyos, C. (2007). Evaluación de la regeneración de especies del bosque natural bajo dosel de coníferas en la cuenca de la quebrada Piedras Blancas y su relación con variables físicas y biológicas. *Revista Empresas Públicas de Medellín*, 16, p. 75-76.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - IDEAM. (2010). Leyenda Nacional de Coberturas de la Tierra. Metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia Escala 1:100.000. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Bogotá, D. C., Colombia, p. 72.
- Justice, C. O., Giglio, L., Roy, D., Boschetti, L., Csaszar, I., Davies, D., y Morisette, J. (2010). MODIS-derived global fire products. In *Land remote sensing and global environmental change* (pp. 661-679). Springer New York.
- Mejía D, N. (1985). Estudio y manejo del helecho marranero *Pteridium aquilinum* (L) Kuhn var. *arachnoideum*. *Acta Agronómica (Colombia)*, 35(5), p. 39-52.
- Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer [Internet]. 2000. Fecha de acceso: 20 junio 2017. Disponible en: <https://modis.gsfc.nasa.gov/>
- Müller, D. B., Liu, G., Løvik, A. N., Modaresi, R., Pauliuk, S., Steinhoff, F. S., y Brattebø, H. (2013). Carbon emissions of infrastructure development. *Environmental Science y Technology*, 47(20), p. 11739-11746.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., y Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), p. 853.
- Peña, M.A., y Duque, A. (2017). Determinantes de la dinámica de la biomasa aérea en bosques del departamento de Antioquia, Colombia.
- Restrepo J. M., (2007), Ensayo sobre la geografía. Fondo Editorial Universidad EAFIT.
- Saatchi, S. S., Harris, N. L., Brown, S., Lefsky, M., Mitchard, E. T., Salas, W., y Petrova, S. (2011). Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(24), p. 9899-9904.
- Toro, L. J., Parra, R. H., Hincapié, J., Álvarez, R., Buitrago, M. F., y Vargas J. L. (2008). Ordenación forestal sostenible de los bosques fragmentados del Altiplano Norte del departamento de Antioquia. Primera fase. Informe técnico. Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín, Laboratorio de Geomática, p.104.
- Van der Werf, G. R., Randerson, J. T., Giglio, L., Collatz, G. J., Mu, M., Kasibhatla, P. S., ... y van Leeuwen, T. T. (2010). Global fire emissions and the contribution of deforestation, savanna, forest, agricultural, and peat fires (1997-2009). *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10(23), p. 11707-11735.
- Walther, G. R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T. J., y Bairlein, F. (2002). Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416(6879), p. 389-395.
- Young, K. R., y Leon, B. (2007). Tree-line changes along the Andes: implications of spatial patterns and dynamics. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 362(1478), ISO 690, p. 263-272.







Tendencias climáticas generales en los **Bosques Andinos** Colombianos

Daniel Ruiz-Carrascal^{1,2}

¹Profesor Asociado, Programa en Ingeniería Ambiental, Universidad EIA - pfcarlos@eia.edu.co;

²Adjunct Research Scientist, International Research Institute for Climate and Society, Lamont-Doherty Earth Observatory, Columbia University in the City of New York
pfcarlos@iri.columbia.edu



Aunque los impactos en la integridad de los hábitats de montaña son bastante difíciles de evaluar, se anticipa que el calentamiento inusual en los niveles altos podría generar un amplio espectro de alteraciones

Forzamiento y perturbación de los ecosistemas de montaña de los Andes Colombianos

Los ecosistemas de montaña y alta montaña (en adelante, de montaña) de los Andes tropicales están ubicados justo debajo de la zona de calentamiento inusual de la alta tropósfera. Según los resultados de ocho modelos de circulación global utilizados en el Cuarto Informe de Evaluación (AR-4) del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático – IPCC, las anomalías proyectadas en la temperatura media anual para la década 2090-2099, con respecto a la década 1990-1999, y para el escenario de concentraciones de gases de efecto invernadero A2, podrían alcanzar valores en el rango +5,5°C a >+7,0°C en alturas por encima de los 7.000 msnm, específicamente en el cinturón tropical/subtropical 30°S-40°N (Bradley et al., 2006). Las anomalías proyectadas igualan, e incluso exceden, los máximos cambios proyectados para el Círculo Polar Ártico y su entorno cercano cuando se tiene en cuenta el promedio de múltiples modelos de circulación para el trimestre Diciembre-Enero-Febrero (invierno del hemisferio norte) del horizonte prospectivo 2080-2099, con respecto al período base 1980-1999, y bajo el escenario de concentraciones de gases de efecto invernadero A1B (Meehl et al., 2007). Cabe notar que análisis recientes para los Representative Concentration Pathways del Quinto Informe de Evaluación IPCC AR-5 (forzamientos radiativos de +2,6, +4,5, +6,0, y +8,5 W/m²) sugieren anomalías positivas de magnitud similar (Stocker et al., 2013).

Estos significativos incrementos en la temperatura de la atmósfera libre en niveles altos de la tropósfera tropical han afectado, están afectando y afectarán la integridad y funcionalidad de los ecosistemas de montaña colombianos. Los cambios acelerados ya se evidencian en el rápido retroceso de las masas glaciares de los picos nevados (INGEOMINAS, 2010), en el déficit hídrico durante períodos secos debido a la fusión glacial y a la desaparición de humedales de alta montaña,

en la reducción en los niveles de biodiversidad, y la frecuente ocurrencia y rápida dispersión de incendios, naturales o inducidos, en la alta montaña (Castaño, 2002). Aunque los impactos en la integridad de los hábitats de montaña son bastante difíciles de evaluar, se anticipa que el calentamiento inusual en los niveles altos podría generar un amplio espectro de alteraciones, entre ellas: 1) el ascenso de los límites de los ecosistemas; 2) la extinción de especies que no logran adaptarse a las rápidas condiciones cambiantes; 3) la desertificación de hábitats expuestos a alta insolación; 4) la desaparición de humedales por aceleración del ciclo hidrológico; y 5) la disminución en la capacidad de regulación hídrica de los ambientes de alta montaña. Todas estas disrupciones, combinadas, constituyen una seria amenaza para los ecosistemas de montaña de los Andes tropicales y, consecuentemente, para la oferta hídrica de toda la región (véase, por ejemplo, Vergara et al., 2007).

Pero el impacto del calentamiento inusual en la alta tropósfera tropical podría ser aún más crítico de lo que se proyecta. De hecho, las afectaciones a la integridad de los ecosistemas de montaña parecen estar siendo más severas que lo que el cambio en la temperatura del aire en los niveles altos, por sí solo, debería estar generando. La sinergia que se presenta por la ocurrencia simultánea de cambios en condiciones climáticas, y cambios en cobertura y uso del suelo, parece estar detrás de tales disrupciones. La pérdida acelerada de cobertura boscosa en los niveles bajos de las cadenas montañosas de los Andes es quizás esa problemática que, aunque ha constituido una gran preocupación para actores trabajando en torno a la conservación de la biodiversidad, no ha sido tan exhaustiva y ampliamente vinculada a estudios de vulnerabilidad de la





biodiversidad a cambios en condiciones climáticas históricas. Y esto es particularmente cierto en el contexto de ecosistemas estratégicos (y hotspots de biodiversidad; Myers et al., 2000) como es el caso de los ecosistemas de montaña de los Andes tropicales. Es en estos ambientes en los cuales existe una estrecha relación entre los bosques de las ‘zonas bajas’ y los ecosistemas de alta montaña. Una porción importante del agua que se precipita en zonas de alta montaña proviene de las zonas de aire en saturación (o cercano a condiciones en saturación) que están en cotas por debajo de su ubicación altitudinal. Es por esta razón que resulta prioritario entender los cambios que están ocurriendo tanto en el Bosque Montano Bajo (Lower montane forest/sub-Andean forest; 1.000-2.100 msnm) como en toda la extensión altitudinal del Bosque Montano Alto (Upper montane forest/Andean forest; 2.100-3.500 msnm), si se desea analizar en conjunto los impactos del cambio ambiental en la integridad y funcionalidad de los ecosistemas de montaña colombianos.

El movimiento de humedad debido a procesos de ascenso termodinámico

En general, las condiciones de estabilidad atmosférica en las zonas montañosas de los Andes Centrales colombianos se caracterizan por los siguientes factores: 1) la formación de nubes y niebla en el Bosque Montano; 2) el movimiento ascendente de humedad debido a procesos diurnos de ascenso termodinámico; y 3) el descenso de corrientes de aire frías y secas que ocurren en las horas de la noche debido a dinámicas de subsidencia. Los movimientos diurnos de masas de aire cumplen un papel fundamental en la integridad de los ecosistemas de alta montaña y son considerados clave en la preservación de estos ambientes andinos (Ruiz et al., 2008).



El proceso, en general, es simple: en las primeras horas de la mañana, cuando la atmósfera es estáticamente estable, las nubes de niveles bajos y medios se diferencian claramente de las nubes de niveles altos. Con los primeros rayos de sol que calientan la superficie del suelo, se acumula suficiente energía potencial convectiva en los niveles bajos de la tropósfera como para desestabilizar esta condición (Vernekar et al., 2003). Al final de la mañana, y en las primeras horas de la tarde, prevalecen condiciones de inestabilidad estática que generan turbulencia y mezcla vertical. Los movimientos atmosféricos inducidos transportan importantes cantidades de vapor de agua desde los niveles bajos hacia los niveles altos, formando niebla y nubes de niveles medios, e iniciando complejos de nubes de desarrollo vertical. Estos movimientos producen y mantienen una alta humedad en los ecosistemas de alta montaña. La niebla y las nubes de niveles medios, en particular, protegen los glaciares, los cuerpos de agua, las turberas y la vegetación de la radiación solar incidente. Las diferencias de temperatura y humedad entre los niveles altos y bajos controlan las dinámicas diurnas y continuarán modelando las condiciones climáticas futuras de los ecosistemas. Los incrementos en las temperaturas del aire, particularmente en los niveles altos, así como los cambios abruptos en la cobertura vegetal en los bosques montanos parecen estar debilitando las corrientes de ascenso de aire en la montaña.

Como consecuencia de este proceso disruptivo, se está produciendo menos vapor de agua en los bosques de niebla y menos niebla está alcanzando los niveles altos (Ruiz et al., 2008). Tal escenario sugiere que, en los niveles altos, la disminución en la niebla y la nubosidad podría ser el mecanismo



detrás del incremento del número de días soleados. Esto es particularmente adverso para los ecosistemas de alta montaña dado que estos hábitats están siendo “protegidos” únicamente por nubes de niveles altos, que tienen como efecto neto el incremento de las temperaturas superficiales.

El comportamiento observado de las zonas en saturación (o cercanas a la saturación)

La información de radiosondas que el país posee para el análisis de las zonas en saturación o cercanas a la saturación en aire libre (transiciones entre termodinámica de aire seco y aire húmedo) se limita a cinco sitios distribuidos en toda la extensión del territorio nacional y sus zonas insulares: 80001 San Andrés, 80222 Bogotá, 80259 Cali, 80371 Tres Esquinas y 80398 Leticia. La frecuencia de lanzamiento en todas ellas es, por lo general, una vez al día, aunque se tienen disponibles algunos lanzamientos esporádicos a otras horas del día. Tanto San Andrés como Bogotá tienen un importante número de registros y poseen series ‘continuas’ de lanzamientos a 12Z, cuando tienden a prevalecer condiciones de estabilidad. Los períodos históricos disponibles se extienden desde 1973 hasta el año 2016 para San Andrés, y desde 1974 hasta 2016 para la radiosonda 80222 Bogotá (ver figura 1). La radiosonda de San Andrés, la cual se libera a nivel del mar, sugiere una transición entre termodinámica de aire seco y aire húmedo que tiene lugar a las 12Z alrededor de los 349 msnm. Es decir, el ascenso hasta condiciones en saturación es de aproximadamente 350 m. Los datos de la radiosonda de la ciudad capital, la cual es lanzada desde los 2.600 msnm, sugieren una transición a las 12Z alrededor de los 2.702 msnm, razón por la cual el ascenso hasta condiciones en saturación es ligeramente mayor a los 100 m. La topografía juega un papel significativo en la distribución altitudinal del Nivel de Condensación por Elevación (LCL, por sus siglas en inglés).

Ahora bien, aún más importante es el comportamiento en el largo plazo exhibido por los LCL medios anuales a las 12Z de las radiosondas estudiadas. Ambas muestran comportamientos dependientes de los cambios en los regímenes del Océano Pacífico tropical (de más condiciones La Niña a más condiciones El Niño en el año 1976, y de más condiciones El Niño a más condiciones La Niña a principios de la década anterior). En el período comprendido entre mediados de la década de los 70s y principios de la década anterior, el LCL medio anual a las 12Z de ambas radiosondas muestra una tendencia hacia niveles más bajos, y a partir de ese momento una tendencia hacia niveles más altos. En el largo plazo, sin embargo, los LCLs muestran tendencias lineales de +3,7 mb/década ($R^2=0,446$) para el caso de la radiosonda 80001 San Andrés, y de +3.0 mb/década ($R^2=0,311$) para el caso de la radiosonda 80222 Bogotá. En otras palabras (asumiendo una tendencia lineal), el Nivel de Condensación por Elevación medio anual en San Andrés a las 12Z ha incrementado de 957 mb en la década de los 70s, a 973 mb a finales del 2016 (i.e. 16 mb en 43 años). En la ciudad de Bogotá, el LCL medio anual a las 12Z ha incrementado de 725 mb en la década de los 70s, a 738 mb a finales del 2016 (i.e. 13 mb en 43 años). Esto podría estar sugiriendo que, en las horas de la mañana están prevaleciendo aún más (y posiblemente seguirán prevaleciendo más) las condiciones de estabilidad. Bajo este escenario, los movimientos ascendentes de humedad debido a procesos diurnos de ascenso termodinámico podrían presentarse con menor frecuencia, pero en el caso de presentarse ellos deberían ocurrir con una mayor intensidad.

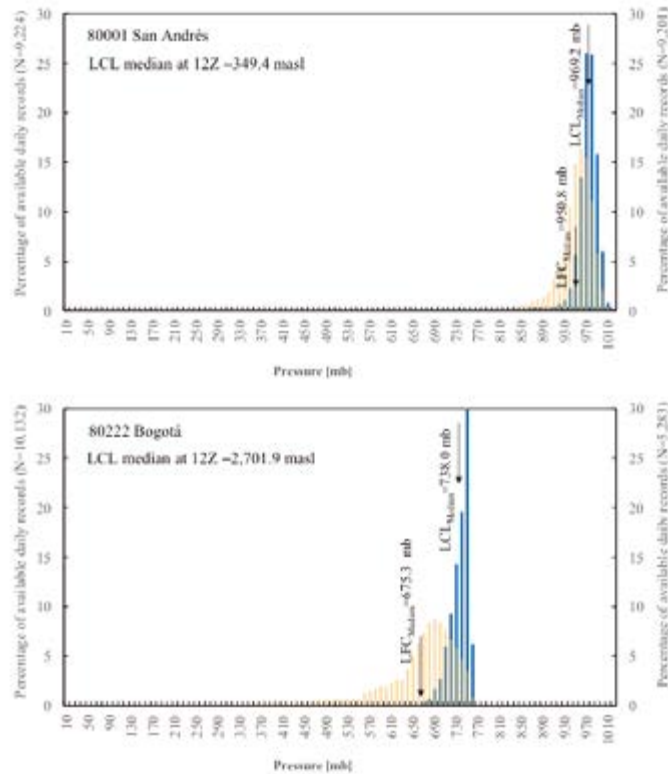


Figura 1. Histogramas de frecuencia de ocurrencia del Nivel de Condensación por Elevación (LCL, por sus siglas en inglés) y del Nivel de Convección Libre (LFC, por sus siglas en inglés), de acuerdo con la información registrada por las radiosondas 80001 San Andrés (zi:0 msnm) y 80222 Bogotá (zi:2.600 msnm), a 12Z, en los periodos históricos [dd/mm/aaaa] 20/01/1973-31/12/2016 y 02/01/1974-31/12/2016, respectivamente.

Aunque detrás de este proceso hay comportamientos regionales, resulta particularmente importante analizar condiciones locales específicas. Estudios previos adelantados en ecosistemas de montaña de los Andes centrales (Cuevas-Moreno, 2015; Universidad EIA – Isagen S.A. E.S.P., 2016; Ruiz-Carrascal et al., 2017) sugieren que, bajo condiciones medias trimestrales multianuales y teniendo como base los registros meteorológicos históricos disponibles (ground-truth), el LCL en el flanco occidental del macizo volcánico Ruiz-Tolima podría alcanzar los 2.140 y 2.190 m sobre el nivel del mar en los trimestres húmedo (Septiembre-Octubre-Noviembre) y seco (Diciembre-Enero-Febrero), respectivamente. Es decir, en condiciones actuales, la fluctuación intranual del LCL (promedio de todas las horas del día) alcanza los 50 m en la vertical.

Los análisis de condiciones de estabilidad atmosférica a lo largo de la Cordillera de los Andes, los cuales utilizaron resultados de simulación retrospectivos de modelos de circulación global (Ruiz, 2013), sugieren que, para las latitudes de interés, el LCL medio anual (promedio de todas las horas del día) ha ascendido desde 1950 a una tasa de 1,1 a 1,4 mb por década, estadísticamente significativa a un nivel de confiabilidad del 95%. Análisis más recientes basados en el procesamiento de datos locales (ground-truth) sugieren que, en el largo plazo (período histórico 1960-2015) la altura del LCL en el trimestre Septiembre-Octubre-Noviembre ha cambiado a una tasa, estadísticamente significativa a un



nivel del 5%, que excede siete veces la tasa sugerida por los resultados de simulación de modelos de circulación. Estas inferencias más recientes sugieren que la altura esperada del LCL (promedio de todas las horas del día) en la década de los 60s en el sitio experimental analizado era de alrededor de los 1.940 msnm y la esperada para el 2015 será de aproximadamente 2.440 msnm.

Señales de cambio en condiciones climáticas en los registros de estaciones meteorológicas

El Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales – IDEAM, en su ejercicio de publicación de las Comunicaciones Nacionales a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático – UNFCCC (ver publicaciones recientes: Mayorga et al., 2011; IDEAM et al., 2012; IDEAM et al., 2015), ha venido procesando los registros de estaciones meteorológicas que proveen información de precipitación puntual y que cuentan con un período instrumental común extenso. Dado que algunas estaciones tienen datos faltantes en más del 15% del número total de días requeridos para el análisis, la nube de puntos de estaciones disponibles en la región Andina es de 408 (ver panel izquierdo en figura 2).

(...) en el futuro, los remanentes de bosque comenzarán a experimentar condiciones de estrés hídrico.

El IDEAM también ha procesado los registros de estaciones meteorológicas que proveen información de temperatura del aire cerca de la superficie, y que al igual que el caso de láminas de precipitación, cuentan con un período instrumental común extenso. Dado que algunas estaciones tienen datos faltantes en más del 30% del número total de días requeridos para el análisis, la nube de puntos de estaciones disponibles en la región Andina se reduce a 92 (ver panel derecho en figura 2). Solo 191 estaciones del total de 408 que registran pluviosidad, permitirían analizar el comportamiento en el largo plazo de la precipitación en el rango altitudinal [1.000-3.500 msnm] correspondiente al cinturón donde se encuentra aproximadamente toda la extensión altitudinal del Bosque Andino. Por su parte, tan solo 52 estaciones del total de 92 que registran temperatura media, permitirían analizar el comportamiento en el largo plazo de esta variable climática en el Bosque Andino (La ubicación espacial de las estaciones mencionadas se presenta en la figura 3).

Las variables asociadas a lámina de precipitación que se procesan normalmente incluyen: el número de días al año con lámina de pluviosidad que excede el umbral de 1 mm/día (días húmedos), el máximo número de días húmedos consecutivos (o racha húmeda), el máximo número de días secos consecutivos (o racha seca), la lámina total anual, la lámina de precipitación diaria máxima anual, y el número de eventos que exceden el percentil 95° de precipitación diaria o que caen en forma de lluvia intensa, excediendo los 100 mm/día (ver Ruiz-Carrascal, 2016).

Para el análisis de estrés hídrico de los Bosques Andinos es de particular interés el máximo número de días secos consecutivos, la lámina total anual y la lámina de precipitación diaria máxima anual. Aunque

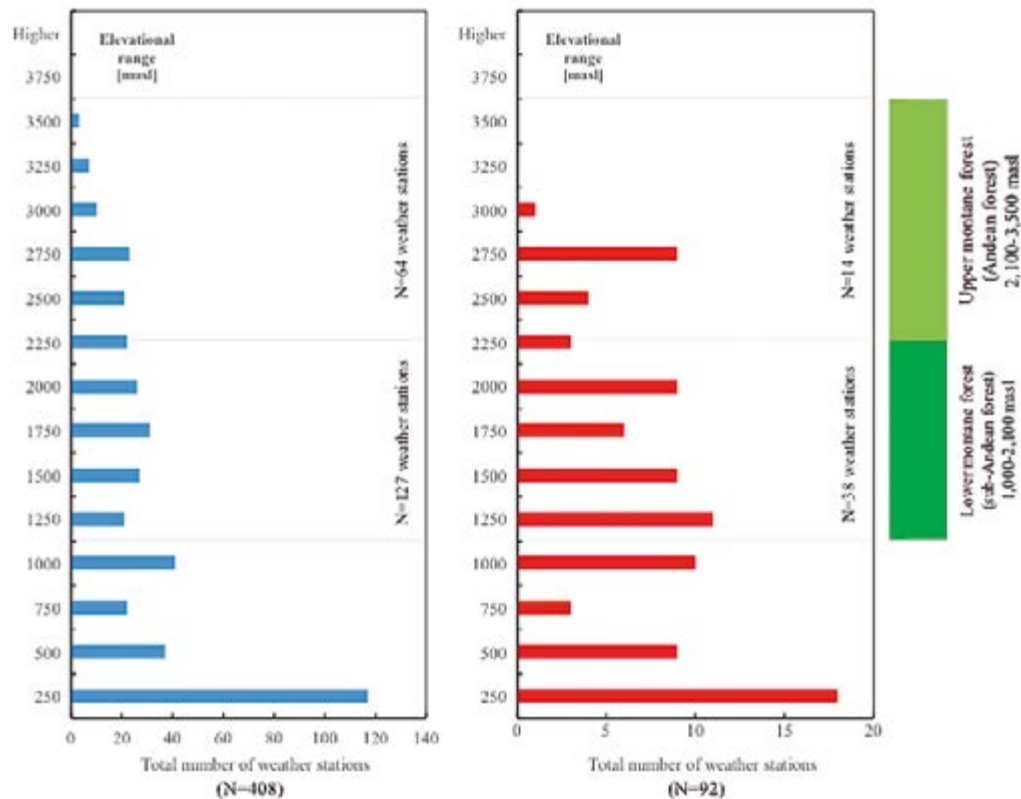


Figura 2. Distribución altitudinal de las estaciones operadas por el IDEAM que registran pluviosidad (panel izquierdo; N=408 con período común 1974-2015) y temperatura media del aire cerca de la superficie (panel derecho; N=92 con período común 1978-2015), y que han sido (y están siendo actualmente) utilizadas para el análisis de cambios en condiciones climáticas históricas, como parte de las Comunicaciones Nacionales a la UNFCCC.

las series más extensas no muestran tendencias lineales crecientes o decrecientes, estadísticamente significativas, en las series anuales del máximo número de días secos consecutivos, estudios previos (Cantor y Ochoa, 2011) han encontrado señales coherentes espacialmente de aumento en la cantidad de días húmedos en Antioquia. Esto sugiere que las señales en las lluvias siempre han sido muy diversas y dependen de la región y el período de registro analizado. Las series de anomalías del máximo número de días secos consecutivos por año calendario muestran además porcentajes de la variabilidad natural normal año a año que es explicada por un promedio móvil de 4 años (asociado al fenómeno El Niño – Oscilación del Sur, ENSO) en el rango 27% al 44%. Durante la fase cálida del fenómeno ENSO, en particular, las reducciones en lámina de precipitación pueden alcanzar de los 400 a los 600 mm anuales. En torno a la lámina total anual, el 7,2% de las estaciones ubicadas en el rango altitudinal del Bosque Andino muestran tendencias decrecientes en el rango de 5,2%/década a aproximadamente 16,0%/década en el horizonte instrumental 1974-2015. Tan solo 4 estaciones muestran tendencias crecientes, estadísticamente significativas, en la lámina total anual que varían entre el 4,6%/década y los valores inusuales de hasta 14,1%/década. Finalmente, las tres estaciones con registros diarios continuos, homogéneos y extensos muestran incrementos en la ocurrencia de eventos inusuales de precipitación (lámina de precipitación diaria máxima anual) en el rango de +0,8 a +2,2 mm/día/década. Los resultados del análisis para el resto de variables pueden ser consultados en Ruiz-Carrascal (2016).



Al igual que en el caso de la precipitación, son varias las variables asociadas a la temperatura media que se procesan normalmente: los percentiles 10° y 90° de temperaturas medias diarias, el máximo número de días consecutivos por año con temperatura media por encima del umbral 90° (rachas cálidas), el número de días cálidos por año con temperatura media por encima del umbral 90°, y el número de días consecutivos por año con temperatura media por encima de un umbral de confort de +25°C. Las dos primeras son particularmente representativas para el análisis del estrés térmico de los Bosques Andinos. Los percentiles 10° y 90° de temperaturas medias diarias disminuyen con la altura a tasas de -6,25 K/km ($R^2=0,943$) y -6,73 K/km ($R^2=0,924$). El 52% de las estaciones exhiben tendencias lineales, estadísticamente significativas, a un nivel de significancia del 5%, en el percentil 90° de temperaturas medias diarias en el rango +0,17 a +0,54°C/década. El máximo número de días cálidos consecutivos, por su parte, sigue un comportamiento no lineal con duraciones cercanas a los 1,8 días a los 2.400 msnm, y a los 5,0 días a los 1.000 msnm. El 42% de las estaciones exhiben tendencias lineales estadísticamente significativas positivas (incremento en la duración de las rachas cálidas). Los resultados del análisis para el resto de variables pueden ser consultados en Ruiz-Carrascal (2016).

Escenario de cambio en los Bosques Andinos colombianos

Las tendencias climáticas generales en los Bosques Andinos Colombianos podrían resumirse en los siguientes aspectos clave:

Variaciones en la altura del Nivel de Condensación por Elevación (LCL). Desde un punto de vista estrictamente físico, los Bosques

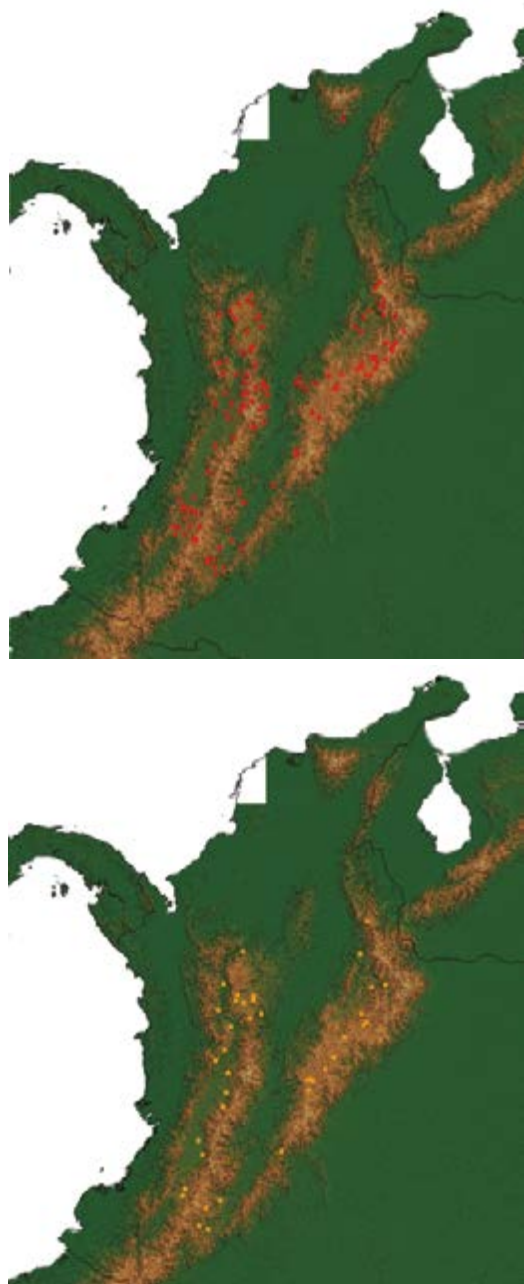


Figura 3. Estaciones meteorológicas ubicadas en el rango altitudinal [1.000-3.500 msnm] con horizontes instrumentales extensos (+30 años), cuyos registros diarios, continuos y homogéneos de lámina de precipitación (panel izquierdo) y temperatura media (panel derecho) permiten el análisis de las señales de cambio en condiciones climáticas en el largo plazo en los Bosques Andinos Colombianos. Fuente: Ruiz-Carrascal (2016).

Andinos podrían dividirse en los siguientes rangos altitudinales: 1) La franja inferior del Bosque Montano Bajo, desde el límite inferior del Bosque Andino hasta la altura media del LCL en las horas de la mañana, cuando prevalecen las condiciones de estabilidad atmosférica, está sometida a condiciones de termodinámica de aire seco. 2) La franja del Bosque Montano Bajo que está por encima del LCL en condiciones de estabilidad, hasta el máximo nivel del LCL que puede presentarse en los períodos de inestabilidad, se caracteriza por vegetación que está sometida a fluctuaciones entre termodinámica de aire seco y condiciones en saturación. Finalmente, 3) la franja de, fundamentalmente, el Bosque Montano Alto que se extiende desde el máximo nivel del LCL que puede presentarse en los períodos de inestabilidad, hasta el ecotono superior entre el Bosque Andino y el Bosque Alto-Andino y Alto-Andino enano, se caracteriza por vegetación que está sometida a termodinámica de aire húmedo, no necesariamente saturado.

Al interior de estas franjas generales se pueden presentar rangos altitudinales aún más específicos que dependen, por ejemplo, de las condiciones estacionales, la ubicación del óptimo pluviométrico, y la ubicación del ecotono entre la franja superior del Bosque Montano Bajo y la franja inferior del Bosque Montano Alto. Los cambios en el largo plazo asociados al cambio climático conducen a rápidas variaciones en las transiciones mencionadas. En particular, los cambios altitudinales del LCL que parecen estar ocurriendo (ver el estudio a escala local de Cuevas-Moreno, 2015) exceden la tasa de ascenso del bosque de niebla que ha sido reportada en la literatura (Foster, 2001) y que alcanza los 200 m cada 100 años. Bajo estas condiciones, una parte importante de la franja altitudinal, que está





sometida a fluctuaciones entre termodinámica de aire seco y condiciones en saturación, muy probablemente experimentará condiciones más secas al quedar la vegetación expuesta a más termodinámica de aire seco.

Cambios en condiciones de estabilidad y los movimientos ascendentes de humedad debido a procesos diurnos de ascenso termodinámico. Como se mencionó anteriormente, el incremento en las condiciones de estabilidad estática positiva (atmósfera estáticamente estable) en horas de la mañana genera que se acumule mayor cantidad de energía potencial convectiva en niveles bajos. Evidencias empíricas pueden ser consultadas en Ochoa y Cantor (2011). En el momento de ocurrencia de movimientos ascendentes de humedad, los procesos de mezcla en la vertical (procesos convectivos) resultarían particularmente fuertes e intensos, generando que el movimiento de vapor de agua desde niveles bajos, y que pasa por una importante extensión de la franja altitudinal del Bosque Andino, no logre ser atrapado por la vegetación y no se integre al ciclo hidrológico superficial. Esto, al igual que en el caso anterior, se traduce en un incremento en los niveles de estrés climático e hídrico de la vegetación. La única señal que tenemos asociada posiblemente al fenómeno del cambio en los procesos diurnos de ascenso termodinámico es el incremento en la ocurrencia de eventos inusuales de precipitación.

Reducciones en la lámina de lluvia. A pesar de que tan solo un 7% de las estaciones ubicadas en el rango altitudinal del Bosque Andino están mostrando tendencias decrecientes en las series anuales de lámina total de lluvia en el largo plazo, los registros muestran una importante influencia del fenómeno ENSO. Como se mencionó, las reducciones en la lámina



total anual durante la fase cálida del ENSO pueden alcanzar valores de hasta 600 mm anuales. En un escenario proyectado de incrementos en la frecuencia de ocurrencia del ENSO (no necesariamente en la severidad de cada una de sus fases), los Bosques Andinos estarán más frecuentemente sometidos a la reducción en la lámina de precipitación durante años de El Niño, lo cual generaría un aumento en el estrés hídrico de los mismos y por último su deterioro progresivo (Allen et al., 2010).

Incrementos en la temperatura del aire cerca de la superficie. La vegetación de los Bosques Andinos tiene un rango óptimo de (y de tolerancia a) temperaturas del aire del entorno. Los incrementos significativos en el percentil 90° de temperaturas medias diarias, con tasas que en algunos casos exceden lo reportado en la literatura¹, así como los incrementos observados en la duración de las rachas de días cálidos, podrían tener impactos en la integridad y funcionalidad de los bosques, debido al efecto directo que altas temperaturas tienen en las tasas de mortalidad de árboles de varias especies, edades y tamaños, así como el efecto indirecto que ellas tienen en el incremento de la susceptibilidad de los individuos. La afectación a nivel de especie podría propagarse hasta el nivel de comunidades y generar cambios en la composición y estructura del ecosistema.

Aunque los procesos evolutivos han favorecido la existencia de mecanismos en la vegetación que permiten su persistencia a pesar de los cambios, la velocidad a la cual los mismos están sucediendo parece estar excediendo la capacidad que tienen los ecosistemas de migrar para encontrar condiciones ambientales favorables.

Todos estos cambios obligan a los ecosistemas de montaña a adaptarse a condiciones ambientales altamente variables. Aunque los procesos evolutivos han favorecido la existencia de mecanismos en la vegetación que permiten su persistencia a pesar de los cambios, la velocidad a la cual los mismos están sucediendo parece estar excediendo la capacidad que tienen los ecosistemas de migrar para encontrar condiciones ambientales favorables. Como se ha resaltado, los resultados de comparación de los cambios inferidos en el Nivel de Condensación por Elevación con mapas de coberturas actualizados (estudios a escala local) sugieren que, en el futuro, los remanentes de bosque comenzarán a experimentar condiciones de estrés hídrico. Como resultado de esta disrupción se podría presentar una importante disminución en el aporte de vapor de agua hacia los niveles altos, que, sumado al proceso de cambio en condiciones de estabilidad atmosférica por calentamiento inusual en los niveles altos, podría generar aún más impactos en los ecosistemas de alta montaña,

¹ Ver los trabajos a escala nacional de: UNAL-UPME (1996), Smith et al. (1996), Pérez et al. (1998), Quintana-Gómez (1999), Poveda et al. (1995, 2000), Pabón (2003, 2012), Cantor (2011), Mayorga et al. (2011), Carmona and Poveda (2014), IDEAM et al. (2014, 2015), y Hurtado-Montoya y Mesa-Sánchez (2015).



lo que haría más lento su proceso de adaptación e incluso desviaría los procesos de regeneración natural, lo que haría posible la aparición de ecosistemas emergentes. Esto nos da la señal de que una problemática, en un ecosistema estratégico de nuestro interés, se estaría trasladando a otro, retroalimentando diversos procesos de afectación y deterioro.

Agradecimientos

Las actividades de investigación se adelantan actualmente en el marco del proyecto 'P115846 NASCA Magdalena Climate Change - Ecosystem-based adaptation to climate change in the Magdalena river basin / Componente meteorológico de análisis de vulnerabilidad (actual y futura) a inundaciones y sequías asociadas a variabilidad y cambio climático en la macrocuenca Magdalena-Cauca'. El proyecto hace parte de la International Climate Initiative – IKI (the German Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Building and Nuclear Safety – BMUB supports this initiative on the basis of a decision adopted by the German Bundestag). Las actividades también han sido soportadas (contribución en especie) por el Programa en Ingeniería Ambiental de la Universidad EIA y por el International Research Institute for Climate and Society, Columbia University in the City of New York (USA). El autor expresa sus agradecimientos a los siguientes profesionales que han participado en los análisis: Guillermo Eduardo Armenta y Jennifer Dorado (The Nature Conservancy – TNC e IDEAM), Héctor Angarita y Nicholas Depsky (TNC), Diana Carolina Carolina Useche, Franklyn Ruiz y Luis Alfonso López (IDEAM), Alejandro Gómez Chica (Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín), Daniel González Duque (Universidad EIA), David Yates (US National Center for Atmospheric Research – NCAR).

Referencias

- Allen, C., Macalady, A., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M; Kitzberger, T., Rigling, A., Breshears, D., Hogg, T., González, P., Fensham, R., Zhangm, Z., Castro, J., Demidova, N., Lim, J., Allard, G., Running, Steven., Semerci, A., Cobb, N. (2010). A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* (259), p. 660-684.
- Bradley, R.S., Vuille, M., Díaz, H.F., Vergara, W. (2006). Threats to water supplies in the tropical Andes. *Science* (312), p. 1755-1756.
- Cantor, D.C. (2011). Evaluación y análisis espacio-temporal de tendencias de largo plazo en la hidroclimatología Colombiana. Tesis de maestría en Ingeniería – Recursos Hidráulicos. Facultad de Minas, Universidad Nacional de Colombia, Medellín.
- Cantor, D., Ochoa, A. (2011). Señales de cambio climático en series de lluvia en Antioquia. IX Congreso Colombiano de Meteorología. Bogotá: IDEAM - Universidad Nacional de Colombia. doi:10.13140/RG.2.1.1573.0326.
- Carmona, A.M., Poveda, G. (2014). Detection of long-term trends in monthly hydro-climatic series of Colombia through Empirical Mode Decomposition. *Climatic Change* 123(2), p. 301-313.
- Castaño, C. (2002). Páramos y ecosistemas Alto-Andinos de Colombia en condición hotspot y global climatic tensor, Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM), Bogotá, Colombia.
- Cuevas-Moreno, J. (2015). Inferencia del comportamiento del Nivel de Condensación por Elevación en un sitio estratégico de los Andes tropicales. Fase 1: componente física. Trabajo de grado para optar al título de Ingeniera Ambiental, Programa en Ingeniería Ambiental, Escuela de Ingeniería de Antioquia, p. 59.
- Foster, P. (2001). The potential negative impacts of global climate change on tropical montane cloud forests. *Earth-Science Reviews* (55), p. 73-106.
- Hurtado-Montoya, A.F., Mesa-Sánchez, O.J. (2015). Cambio climático y variabilidad espacio-temporal de la precipitación en Colombia. *Revista EIA* 12 (24), p. 131-150.
- IDEAM, PNUD, Alcaldía de Bogotá, Gobernación de Cundinamarca, CAR, Corpoguvio, Instituto Alexander von Humboldt, Parques Nacionales Naturales de Colombia, MADS, DNP. (2012). Señales de cambio climático por análisis de extremos climáticos. Plan Regional Integral de Cambio Climático, Región Capital Bogotá – Cundinamarca. Informe técnico, p. 45.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales – IDEAM, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo – PNUD, Alcaldía de Bogotá, Gobernación de Cundinamarca, Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca – CAR, CORPOGUAVIO, Instituto Alexander von Humboldt, Parques Nacionales Naturales de Colombia, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible – MADS, Departamento Nacional de Planeación – DNP (2014). Señales de cambio climático por análisis de extremos climáticos. Plan Regional Integral de Cambio Climático, Región



- Capital Bogotá – Cundinamarca. Informe Técnico, p. 45.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales – IDEAM, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo – PNUD, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible – MADS, Departamento Nacional de Planeación – DNP, Cancillería (2015). Nuevos escenarios de cambio climático para Colombia 2011-2100. Nivel Nacional – Regional. Herramientas científicas para la toma de decisiones. Guau Comunicaciones, Primera Edición, ISBN 978-958-8902-57-9, p. 15.
- Instituto Colombiano de Geología y Minería – INGEOMINAS (2010). Glaciares, nieves y hielos de América Latina. Cambio climático y amenazas. López-Arenas, C.D., y Ramírez-Cadena, J. (compiladores), Ministerio de Minas y Energía, ISBN: 978-958-97896-9-8, p. 347.
- Mayorga, R., Hurtado, G., Benavides, H. (2011). Evidencias de cambio climático en Colombia con base en información estadística. Nota técnica del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales – IDEAM. IDEAM-METEO/001-2011, p. 48.
- Meehl, G.A., Stocker, T.F., Collins, W.D., Friedlingstein, P., Gaye, A.T., Gregory, J.M., Kitoh, A., Knutti, R., Murphy, J.M., Noda, A., Raper, S.C.B., Watterson, I.G., Weaver, A.J., Zhao, Z.-C. (2007). Global Climate Projections. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M., and Miller, H.L. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B., Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* (403), p. 853-858.
- Ochoa, A., Cantor, D. (2011). Tendencias de largo plazo en cinco índices de estabilidad atmosférica en Colombia. IX Congreso Colombiano de Meteorología. Bogotá: IDEAM - Universidad Nacional de Colombia.
- Pabón, J.D. (2003). Cambio climático global y su manifestación en Colombia. *Cuadernos de Geografía* XII, 12(1-2), p. 111-119.
- Pabón, J.D. (2012). Cambio climático en Colombia: tendencias en la segunda mitad del siglo XX y escenarios posibles para el siglo XXI. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 36 (139).
- Pérez, C., Poveda, G., Mesa, O., Carvajal, L.F., Ochoa, A. (1998). Evidencias de cambio climático en Colombia: tendencias y cambios de fase y amplitud de los ciclos anual y semianual. *Bulletin de l'Institut français d'études andines*, Vol. 27 (3), p. 537-546.
- Poveda, G., Mesa, O., Pérez, C.A., Ruiz, D. (1995). Searching for climate changes in the hydroclimatology of Colombia. Workshop Monitoring for Climate Change Detection in the Americas; the Inter-American Institute for Global Change Research IAI and the Global Climate Observing System GCOS; Program of the World Meteorological Organization WMO. Villa del Mar, Chile.
- Poveda, G., Rave, C., Mantilla, R. (2000). Tendencias en la distribución de probabilidades de lluvias y caudales en Antioquia. *Memorias XIV Seminario Nacional de Hidráulica e Hidrología, Sociedad Colombiana de Ingenieros, Villa de Leyva, Boyacá, septiembre 7-9.*
- Quintana-Gómez, R.A. (1999). Trends of maximum and minimum temperatures in northern South America. *Journal of Climate* 12(7), p. 2104-2112.
- Ruiz, D., Moreno, H.A., Gutiérrez, M.E., Zapata, P.A. (2008). Changing climate and endangered high mountain ecosystems in Colombia. *Science of the Total Environment* 398 (1-3), p. 122-132.
- Ruiz-Carrascal, D. (2013). Adaptation strategies to climate change in the tropics: analysis of two multi-factorial systems (high-altitude Andean ecosystems and Plasmodium falciparum malaria infections). Doctoral dissertation, PhD in Earth and Environmental Sciences, Department of Earth and Environmental Sciences, Columbia University in the City of New York (USA), p. 383.
- Ruiz-Carrascal, D. (2016). Producto D - Documento de análisis de información requerida por el modelo conceptual, incluyendo metadatos y técnicas complementarias para el procesamiento de datos (análisis de datos faltantes, detección de outliers, cambio en la media, cambio en la varianza, tendencias de largo plazo). Contrato NASCA No. 00121/2016. Proyecto 'P115846 NASCA Magdalena Climate Change - Ecosystem-based adaptation to climate change in the Magdalena river basin / Componente meteorológico de análisis de vulnerabilidad (actual y futura) a inundaciones y sequías asociadas a variabilidad y cambio climático en la macrocuenca Magdalena-Cauca', p. 31.
- Ruiz-Carrascal, D., Gutiérrez-Lagoueyte, M.E., Ortega-Arango, S. (2017). Inferencia de cambios en condiciones de inestabilidad atmosférica y posible respuesta de la vegetación en la zona alta de la cuenca hidrográfica del Río Claro, Parque Nacional Natural Los Nevados. Informe final. Universidad EIA, p. 116.
- Smith, R., Poveda, G., Mesa, O., Pérez, C.A., Ruiz, D. (1996). En búsqueda de señales de cambio climático en Colombia. IV Congreso Colombiano de Meteorología. Memorias IV Congreso, 200-208, Santafé de Bogotá, Colombia.
- Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, L.V. Alexander, S.K. Allen, N.L. Bindoff, F.-M. Bréon, J.A. Church, U. Cubasch, S. Emori, P. Forster, P. Friedlingstein, N. Gillett, J.M. Gregory, D.L. Hartmann, E. Jansen, B. Kirtman, R. Knutti, K. Krishna Kumar, P. Lemke, J. Marotzke, V. Masson-Delmotte, G.A. Meehl, I.I. Mokhov, S. Piao, V. Ramaswamy, D. Randall, M. Rhein, M. Rojas, C. Sabine, D. Shindell, L.D. Talley, D.G. Vaughan, S.-P. Xie. (2013). Resumen técnico. En: *Cambio climático 2013. Bases físicas. Contribución del Grupo de Trabajo I al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex y P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido y Nueva York, NY, Estados Unidos de América.
- Universidad EIA – Isagen S.A. E.S.P. (2016). Caracterización hidroclimática de la cuenca del Río Claro, Parque Nacional Natural Los Nevados, enfocada a la generación de energía geotérmica. Informe final. Universidad EIA, p. 215.
- Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín (UNAL) – Unidad de Planeación Minero-Energética (UPME). (1996). Estudio hidrometeorológico para la definición de estrategias de largo plazo de generación de energía eléctrica. Postgrado en Aprovechamiento de Recursos Hidráulicos, Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín.
- Vernekar, A.D., Kirtman, B.P., Fennessy, M.J. (2003). Low-level jets and their effects on the South American summer climate as simulated by the NCEP Eta model. *J Climate* 16(2), p. 297-311.
- Vergara, W., Deeb, A.M., Valencia, A.M., Bradley, R.S., Francou, B., Zarzar, A., Grünwaldt, A., Haeussling, S.M. (2007). Economic impacts of rapid glacier retreat in the Andes. *EOS, Transactions, American Geophysical Union* 88(25), p. 261-264.





Determinantes de la dinámica
de la **biomasa aérea en**
bosques del Departamento de
Antioquia, Colombia

Miguel A. Peña; Álvaro Duque
Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín



En los Andes, existe evidencia sustancial de la presencia de un paisaje humanizado a principios del siglo XVI (Denevan, 1992), el cual, se debe sumar a la alta deforestación histórica asociada al desarrollo de ciudades después de la colonización española.

Introducción

Los bosques tropicales contienen aproximadamente el 40-50% del carbono almacenado en toda la vegetación terrestre (Pan et al., 2011; Saatchi et al., 2011). Por tal motivo, el papel que estos ecosistemas juegan en la regulación del carbono y la mitigación del cambio climático es preponderante (Clark, 2007). En lo que tiene que ver con bosques tropicales de tierras bajas parece existir consenso sobre la idea de un continuo incremento en la biomasa aérea (AGB: Above-Ground Biomass) (Baker et al., 2004; Brienen et al., 2015; Chave et al., 2008; Lewis et al., 2004; Phillips et al., 2008), lo cual se atribuye principalmente al aumento conjunto de la temperatura y las concentraciones de CO₂ en la atmósfera (Brienen et al., 2015; Lewis et al., 2009; Phillips et al., 2008).

En contraste, la información existente sobre la dinámica de la AGB en bosques de los Andes tropicales es escasa (Pitman et al., 2011). En el Norte de los Andes algunos de los pocos estudios disponibles sugieren un patrón contrastante en la productividad forestal aérea entre tierras bajas y tierras altas (Girardin et al., 2010), con un crecimiento del área basal insignificante, o incluso negativo, en bosques localizados a elevaciones por encima de los 2.000 msnm (Báez et al., 2015).

Debido a la importancia que los bosques juegan en la provisión de servicios ecosistémicos y regulación del cambio climático, entre las prioridades de estudio de los ecosistemas andinos del Departamento de Antioquia, están: 1) mejorar el conocimiento sobre la productividad de los bosques a lo largo de los gradientes de elevación; 2) obtener estimaciones confiables de los parámetros demográficos (crecimiento, reclutamiento y mortalidad), y las causas subyacentes de la variación temporal de la AGB.



Si bien el continuo incremento de la AGB en bosques amazónicos se atribuye principalmente al calentamiento global y la fertilización por el aumento de la concentración de CO_2 en la atmósfera (Brienen et al., 2015; Lewis et al., 2009; Phillips et al., 2008), la interacción entre el cambio climático y otros procesos endógenos, como la competencia por recursos, no se ha considerado en la mayoría de estudios sobre la dinámica de la AGB en bosques tropicales. Incluso en bosques actualmente considerados como prístinos tal como la mayoría de los bosques en la amazonia, estos ecosistemas pueden estar evidenciando procesos naturales de recuperación como respuesta a disturbios pasados. Por ejemplo, eventos climáticos extremos (Chave et al., 2008) o el impacto de sociedades precolombinas (Levis et al., 2017; McMichael et al., 2017) aparecen como posible causa del actual incremento en AGB. De la misma manera, en los Andes, existe evidencia sustancial de la presencia de un paisaje humanizado a principios del siglo XVI (Denevan, 1992), el cual, se debe sumar a la alta deforestación histórica asociada al desarrollo de ciudades después de la colonización española.

Estos procesos de perturbación histórica y reciente en la región andina han dejado, seguramente, su huella en el funcionamiento actual del bosque. Para identificar de forma objetiva el efecto real del cambio climático sobre el funcionamiento de los bosques tropicales, es de gran relevancia analizar y cuantificar el efecto relativo de los procesos endógenos sobre la dinámica de la AGB (Clark et al., 2014; Wright, 2005; Zhang et al., 2015).

El presente estudio se busca evaluar en qué medida la dinámica de la AGB (crecimiento, reclutamiento y mortalidad) de los Bosques Andinos está determinada por el cambio climático o por la competencia



por los recursos. A partir de la información proveniente de dos censos realizados en un área total de 15 ha se busca dar respuesta a las siguientes preguntas: 1) ¿Está incrementando la AGB de estos bosques húmedos andinos? 2) ¿En qué medida los procesos exógenos (climáticos) o endógenos (competición) determinan la dinámica de la AGB? Se plantea la hipótesis de que la competencia por recursos puede superar el efecto del clima, como consecuencia de la alta perturbación natural y/o antrópica que han sufrido estos Bosques Andinos.

Metodología

Área de estudio

El área de estudio se encuentra localizada en la región Noroeste de los Andes colombianos, departamento de Antioquia. El estudio se realizó en 15 sitios diferentes, distribuidos entre las coordenadas 5°50' y 8°61' Norte y 74°61' y 77°33' Oeste, Se cubrió una gradiente altitudinal que varía de 40 a 3.000 msnm. La precipitación promedio anual varía entre 1.750 a 4.950 mm año⁻¹ (Tabla 1). En cada uno de los 15 lugares de muestreo se monitoreó una hectárea de bosque, lo cual consistió en el establecimiento de 25 parcelas contiguas de 20 m x 20 m cada una, para un total de 375 parcelas permanentes.

Durante el primer censo, el cual se realizó entre los años 2006 a 2009, en cada parcela se marcaron, mapearon, midieron y colectaron todos los árboles y palmas con diámetro a 1,3 m de altura (D) mayor o igual a diez cm (de aquí en adelante denominadas como especies de dosel). Adicionalmente, en cada sitio de muestreo se seleccionaron 4 de las 25 parcelas (0,16 ha por sitio), para el monitoreo de los árboles y palmas con D mayor o igual a 1 cm y menor a 10 cm (de aquí en adelante denominadas como especies de sotobosque). En todos los casos se marcó con pintura el punto de medición del D, con el fin de realizar las futuras mediciones en el mismo lugar.

Durante el segundo censo, realizado entre los años 2013 y 2014, se registró el crecimiento en el D, el reclutamiento y la mortalidad. Cuando se encontraron individuos con crecimiento negativo (< -0,1 cm año⁻¹) o positivos (> 7,5 cm año⁻¹) muy altos; el D del segundo censo se modificó para que su crecimiento diamétrico no fuera inferior o superior, según el caso, a los valores indicados anteriormente como extremos (Condit et al., 2004). La determinación taxonómica y homologación del material vegetal se llevó a cabo en el Herbario de la Universidad de Antioquia (HUA).

La medición de alturas se realizó al 40% de los individuos. Para estimar la altura de todos los individuos censados, se generó un modelo de regresión diámetro–altura, para lo cual se utilizó el modelo asintótico de Weibull $H = a \times (1 - e^{-b \times D^c})$; donde H es la altura, a , b y c son los parámetros a estimar y D el diámetro asociado con cada árbol en cada medición (Feldpausch et al., 2012). Para obtener los parámetros requeridos en el modelo se usó la información de los árboles con registro de altura. El modelo obtenido se utilizó para estimar la altura de todos los árboles en los dos periodos de medición.

Dinámica de la biomasa aérea

La estimación de la *AGB* se realizó con la ecuación alométrica propuesta por Chave et al. (2014) $AGB = 0,0673 \times (WD \times D^2 \times H)^{0,976}$; donde *AGB* es la biomasa aérea en kilogramos, *D* es el diámetro, *H* la altura estimada y *WD* el valor de densidad de la madera. La *WD* fue asignada empleando información reportada en la literatura (Chave et al., 2006; Zanne et al., 2009). En caso de no encontrar la densidad a nivel de especie, se le asignó el promedio por género, familia o el promedio de la densidad de las especies registradas en cada parcela, respectivamente.

Las variables que representan la dinámica de la *AGB* fueron estimadas, por separado para los individuos del dosel y sotobosque, a partir de los valores absolutos anualizados de reclutamiento, mortalidad y crecimiento (Prado-Junior et al., 2016) así:

Reclutamiento (r_{AGB} Mg ha⁻¹ año⁻¹): la suma de la *AGB* de los individuos reclutados entre censos, divididos por el tiempo entre las mediciones.

Mortalidad (m_{AGB} Mg ha⁻¹ año⁻¹): la suma de la *AGB* de los individuos muertos entre censos, divididos por el tiempo entre las mediciones.

Crecimiento (g_{AGB} Mg ha⁻¹ año⁻¹): suma del crecimiento en *AGB* de todos los individuos que sobrevivieron entre censos, divididos por el tiempo entre censos ($g_{AGB} = \sum (AGB_2 - AGB_1) / t$).

Adicionalmente, se estimó el crecimiento neto de la *AGB* (N_{AGB} Mg ha⁻¹ año⁻¹): $N_{AGB} = g_{AGB} + r_{AGB} - m_{AGB}$.





Determinantes de la dinámica de la biomasa aérea

La dinámica de la *AGB* se analizó a partir de las pérdidas anuales de *AGB* por mortalidad (m_{AGB}) y el incremento anual de la *AGB*, el cual se consideró como el resultado de la suma del reclutamiento más el crecimiento anual de la *AGB* ($i_{AGB} = r_{AGB} + g_{AGB}$). Para analizar el efecto de la competición por recursos sobre la dinámica de la *AGB* (i_{AGB} y m_{AGB}) se utilizó el número inicial de especies (S_p) y el índice de Gini (Vandermeer y Goldberg, 2003; Cordonnier y Kunstler, 2015). El coeficiente de Gini toma valores entre 0 y 1. Valores cercanos a cero indican que los recursos son distribuidos equitativamente, mientras que valores cercanos a 1 indican que una pequeña porción de la población toma casi todos los recursos. El coeficiente Gini se estimó utilizando la librería *ineq* para R (Zeileis y Kleiber, 2015). El número de especies es usado para medir posibles efectos de complementariedad (Chisholm et al., 2013). En general, se asume que, a una mayor riqueza de especies, se optimiza la distribución de recursos (menor competición).

Para evaluar el posible efecto del incremento en la temperatura sobre la dinámica de la *AGB* se incluyó la tasa de migración termal (TMR ; $^{\circ}C$ año $^{-1}$). La TMR es un indicador de cambios en la abundancia relativa de especies con relación a los óptimos termales en que estas habitan en los ecosistemas de los Andes. Para definir el óptimo termal se usó la información existente en el Global Biodiversity Environmental Facility (*GBIF*). Para cada una de las especies con 20 o más individuos, se les definió la temperatura de la elevación media a la cual ocurren, como el punto donde estos poseen su óptimo (mayor información en Duque et al., 2015). Valores positivos de $TMRs$ indican migraciones



ascendentes de las especies que componen la comunidad arbórea, en busca de su óptimo termal, como respuesta al incremento de la temperatura hacia arriba en la montañas (Feeley et al., 2013, 2011).

Análisis de datos

El uso de parcelas de 20 m x 20 m se fundamenta en el hecho de que en bosques montanos tropicales los disturbios naturales ocurren a escalas menores a 200 m² (Asner et al., 2014). Por lo tanto, para evaluar la influencia de los disturbios sobre los cambios en la AGB, los análisis se deben centrar en áreas lo suficientemente pequeñas para que permitan identificar el impacto ocasionado por la caída de un árbol o deslizamientos de tierra.

Se realizaron análisis de regresión múltiple, basado en mínimos cuadrados ordinarios, para determinar la influencia de la competencia por recursos (S_p y coeficiente de Gini) y la variabilidad climática (temperatura promedio y TMR), sobre la dinámica de la AGB (i_{AGB} y m_{AGB}) en los bosques estudiados. La categoría de tamaño de los individuos (dosel y sotobosque) fue incluida en los estudios como una variable categórica de tipo factor. Cuando fue necesario, las variables fueron transformadas usando logaritmo natural de los datos (Legendre y Legendre, 1998). La selección de los modelos finales, los cuales contienen las variables independientes que mejor explican la variación de la dinámica de la AGB, se realizó mediante selección manual, dejando todas aquellas variables que presentaron un nivel de significancia ($\alpha \leq 0,05$) (Burnham y Anderson, 1998). Todos los análisis se realizaron usando R (R Core Team, 2017).

Resultados

La AGB inicial de los individuos del dosel varió entre 150,36 y 316,26 Mg ha⁻¹ ($203,93 \pm 44,22$ Mg ha⁻¹; Tabla 1). En promedio se presentó un incremento neto de la AGB de $N_{AGB} = 2,85 \pm 1,76$ Mg ha⁻¹ año⁻¹. El crecimiento en AGB representó la mayor fuente de acumulación de materia viva en el bosque ($g_{AGB} = 5,42 \pm 1,46$ Mg ha⁻¹ año⁻¹), seguida de lejos por reclutamiento ($r_{AGB} = 0,69 \pm 0,47$ Mg ha⁻¹ año⁻¹). Las pérdidas por mortalidad ($m_{AGB} = 3,25 \pm 2,41$ Mg ha⁻¹ año⁻¹) fueron menores que las ganancias totales, lo cual explica el balance neto positivo de carbono encontrado en estos bosques (Figura 1a).

Con relación al sotobosque, la AGB inicial varió entre 7,79 y 29,76 Mg ha⁻¹ ($19,20 \pm 6,16$ Mg ha⁻¹; Tabla 1). En promedio, se presentó un incremento neto de la AGB de $N_{AGB} = 0,10 \pm 0,49$ Mg ha⁻¹ año⁻¹. Con una ganancia por crecimiento de la AGB muy similar a las pérdidas por mortalidad ($g_{AGB} = 0,62 \pm 0,30$ Mg ha⁻¹ año⁻¹; $m_{AGB} = 0,61 \pm 0,36$ Mg ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente), y un bajo promedio de ganancia de AGB por reclutamiento ($r_{AGB} = 0,10 \pm 0,08$ Mg ha⁻¹ año⁻¹; Figura 1b).

Determinantes de la dinámica de la biomasa aérea

El modelo del incremento anual de la AGB ($i_{AGB} = g_{AGB} + r_{AGB}$) presentó un porcentaje de explicación más alto (R^2 ajustado = 63,63%) que la mortalidad anual (m_{AGB}). El tamaño de los individuos (sotobosque

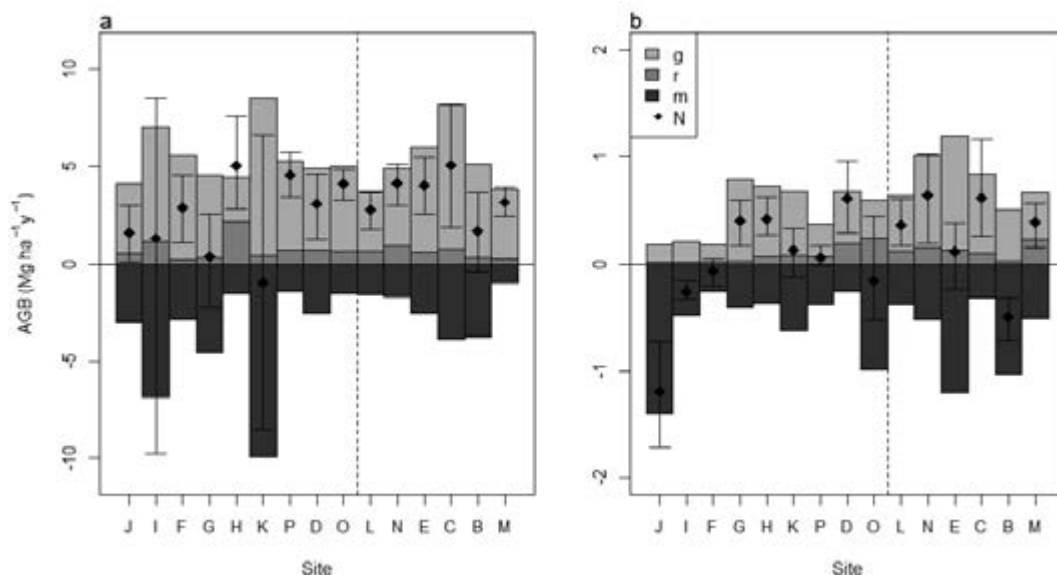


Figura 1. Dinámica y cambio neto de la biomasa aérea (AGB; $\text{Mg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) de los individuos del dosel (a) y del sotobosque. Los sitios de muestreo están ordenados según su elevación. *g*: crecimiento anual AGB; *r*: reclutamiento anual AGB; *m*: mortalidad anual AGB; *N*: crecimiento neto AGB. J: Necoclí; I: Carepa; F: Caucasia; G: El Bagre; H: Puerto Triunfo; K: Sapzurro; P: Segovia; D: Maceo; O: Porce; L: Anorí; N: Angelópolis; E: Ventanas; C: Jardín; B: Caicedo; M: Belmira.

y dosel) y la variación en temperatura presentaron correlaciones negativas con las ganancias de AGB, mientras que las variables que representan la competencia por recursos (Gini y S_p) presentaron correlaciones positivas. La pérdida anual de AGB por mortalidad fue explicada en un 11,32% (R^2 ajustado) por el tamaño de los individuos y una correlación positiva con la TMR y el número de especies (Tabla 2).

Discusión

En promedio, la AGB acumulada por los individuos del dosel en los bosques del área de estudio $203,93 \pm 44,22 \text{ Mg ha}^{-1}$, presentó valores que están dentro de los rangos reportados para Colombia (Phillips et al., 2016). El incremento neto de la AGB, por su parte, presentó valores promedio más altos que los reportados en tierras bajas de la amazonia (Brienen et al., 2015; Chave et al., 2008; Phillips et al., 2008). Si se asume que el 50% de la biomasa seca es carbón, los bosques monitoreados acumulan en promedio $1,47 \pm 1,13 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{año}^{-1}$. Contrario a lo reportado en estudios sobre gradientes altitudinales en los Andes (Báez et al., 2015; Girardin et al., 2010), la AGB acumulada en estos bosques, así como el incremento neto de la AGB, no presentaron diferencias al comparar entre bosques de tierras bajas (altitud $\leq 1.500 \text{ msnm}$) y tierras altas (Tabla 1, Figura 1). Adicionalmente, los estimados de AGB y crecimiento neto presentaron los valores más altos en el sitio de muestreo de Jardín, el cual se encuentra a una altitud de 2.527 msnm.

Estos resultados sugieren que factores diferentes a la elevación, como por ejemplo, condiciones edáficas o la composición de especies (Malhi et al., 2006; Slik et al., 2010; Yepes et al., 2015), que pueden ser más relevantes para explicar la variación espacial y temporal de la AGB. En el caso



Tabla 2. Modelos finales de los determinantes del incremento y la mortalidad de la biomasa aérea (AGB). Los valores representan los coeficientes de las variables que fueron seleccionadas como significativas en cada modelo.

Predicador	i_{AGB}	m_{AGB}
Tamaño	-1,0493***	-0,4048***
TMR		1,4750***
Temperatura	-0,0050**	
Sp	0,2234***	0,2883***
Gini	1,1390***	
R^2 (Ajustado)	0,6363	0,1132
AIC	-344,9404	290,7794

i_{AGB} : incremento anual AGB ($i_{AGB} = g_{AGB} + r_{AGB}$; Mg ha⁻¹ año⁻¹); m_{AGB} : mortalidad anual AGB (Mg ha⁻¹ año⁻¹); Sp: riqueza de especies inicial (ha⁻¹); *: Valor-p ≤ 0,05; **: Valor-p ≤ 0,01; ***: Valor-p ≤ 0,001

particular del presente estudio, las tendencias observadas puede ser producto, en buena medida, de la alta AGB asociada con la presencia de especies como el Roble (*Quercus humboldtii*) en bosques de alta montaña, la cual modifica sustancialmente la distribución de la AGB a lo largo del gradiente de elevación.

La mortalidad presentó una fuerte influencia sobre la dinámica, y en especial sobre el crecimiento neto de la AGB a escala local, lo cual concuerda con lo reportado en otros estudios (Carey et al., 1994; van der Sande et al., 2017). La mayor pérdida de AGB por mortalidad se observó en los bosques ubicados al Noroeste del área de estudio (región del Urabá), en los cuales se evidenció una alta mortalidad de individuos grandes en el dosel (Carepa y Sapzurro) y en el sotobosque (Necoclí; Figura 1). En este sentido, se puede asumir que en Carepa y Sapzurro la mortalidad y crecimiento neto de la AGB fue determinada por procesos asociados con disturbios (mortalidad de árboles grandes), mientras que en Necoclí la competencia (alta mortalidad en el sotobosque) parece ser el proceso más determinante. En contraste, la dinámica de la AGB en tierras altas presentó menor variación dentro y entre sitios, principalmente en los individuos del dosel (Figura 1). Este resultado puede estar asociado con un mejor estado de conservación en los bosques ubicados en tierras altas (Tyukavina et al., 2016), en los cuales la mayor dificultad de acceso y las altas pendientes se convierten en una defensa en contra de la intervención humana.

Determinantes de la dinámica de la biomasa aérea

Los resultados encontrados en el presente estudio ratifican el efecto de la variabilidad climática sobre la dinámica de la AGB en los bosques tropicales. No obstante, las variables que representan la competencia por recursos fueron más significativas en los modelos finales que definen los determinantes de las ganancias y pérdidas de AGB (Tabla 2). Este resultado es similar a lo reportado en bosques templados de Canadá (Zhang et al., 2015), donde la competencia por recursos fue el principal determinante de la dinámica de la AGB, mientras que el cambio climático afectó principalmente



la mortalidad. En este sentido, debido al efecto de disturbios pasados, nuestros resultados proponen que, en los Bosques Andinos de Antioquia, el efecto del cambio climático sobre la dinámica del carbono no juega un papel tan importante como el reportado para bosques de la amazonia (Brienen et al., 2015; Lewis et al., 2009; Phillips et al., 2008). Sin embargo, la relación positiva entre la mortalidad de AGB con los valores de la *TMR* puede atribuirse a una mayor mortalidad de individuos pertenecientes a especies con óptimo termal localizado a menores temperaturas de las que actualmente habitan. En general, este patrón de mortalidad se puede maximizar en aquellos individuos que pertenecen a especies que habitan en los límites inferiores de su rango óptimo de distribución, lo cual debe tener efectos negativos sobre la diversidad y dinámica de la AGB en los Bosques Andinos del departamento de Antioquia (Duque et al., 2015).

El incremento en la AGB, entendido como el crecimiento y reclutamiento de biomasa, según los resultados encontrados en el presente estudio, es determinado tanto por procesos exógenos como endógenos (Tabla 2). La correlación negativa entre el incremento en la AGB y la temperatura puede estar asociada con el bajo crecimiento de la AGB observado en los individuos del sotobosque de algunas de las parcelas ubicadas en tierras bajas (Figura 1). Dicho resultado puede obedecer a condiciones ambientales particulares de estos bosques, o como una respuesta a disturbios (naturales o antrópicos) a escala local como los indicados anteriormente en la región del Urabá. Sin embargo, la competición por recursos parece tener un papel más relevante sobre las ganancias de la AGB en los Bosques Andinos. La relación positiva entre el incremento de la AGB y el índice de Gini, indica que una menor proporción de individuos cuentan con mayor

acceso a los recursos disponibles (e.g. luz y nutrientes). En este sentido, acorde con la competencia asimétrica, los árboles dominantes o más grandes capturan una mayor proporción de los recursos disponibles (Weiner, 1990), lo cual se puede traducir en un mayor incremento en la *AGB*, debido al crecimiento de los árboles más grandes (Meakem et al., 2017).

La riqueza de especies, aquí entendida como indicador de complementariedad, presentó una correlación positiva tanto con el incremento en *AGB* como con la mortalidad (Tabla 2). La relación positiva entre el número de especies con el incremento de la *AGB*, indica que en bosques que presentan mayor densidad de especies se puede optimizar el desempeño y mejor aprovechamiento de los recursos disponibles (Tilman et al., 2014). No obstante, la disponibilidad de algunos recursos puede presentar una mayor variabilidad como consecuencia del cambio climático (e.g. luz o agua), por lo cual la competencia interespecífica puede ser más fuerte e impredecible (Allen et al., 2015; Zhang et al., 2015). Al considerar que el cambio climático y la competición por recursos afectan de manera positiva, y simultánea la mortalidad, se espera que a futuro se observe un incremento en la dinámica de la *AGB* de estos bosques.

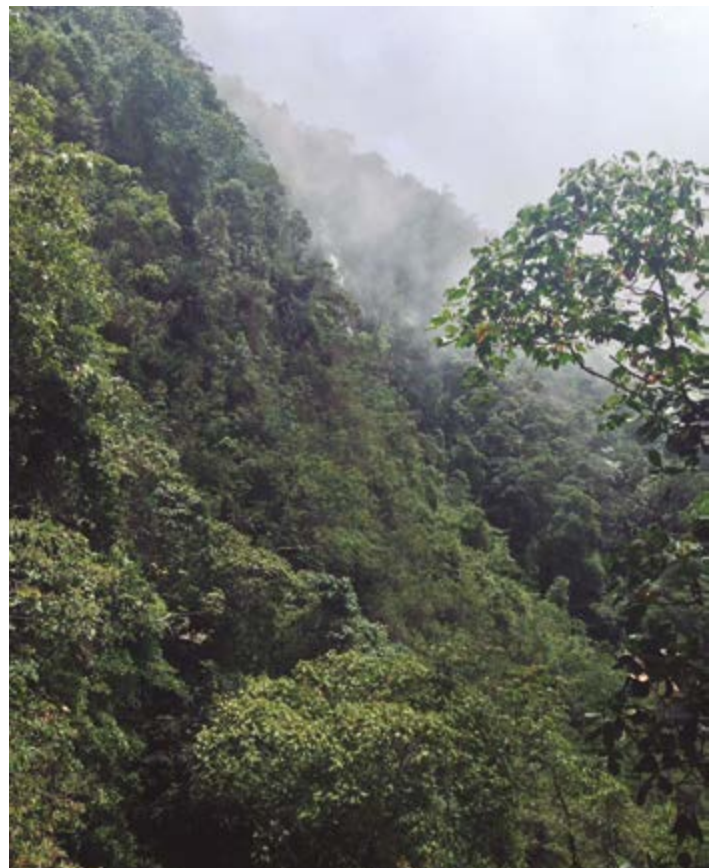
Los resultados obtenidos en el presente estudio muestran que la dinámica de la *AGB*, así como los factores que la determinan, presenta una alta variabilidad espacial y temporal (Báez et al., 2015). Según las tendencias observadas en la dinámica de la *AGB*, se puede asumir que en los bosques de tierras altas se presenta un menor efecto del cambio climático sobre la acumulación de la *AGB*. Es además probable que la importancia de los factores que determinan la dinámica de la *AGB* varíe durante las diferentes etapas de crecimiento de los individuos. Por ejemplo, en estadios iniciales





las condiciones ambientales pueden ser más determinantes (Fortunel et al., 2016), mientras que en estadios avanzados (árboles grandes) la competencia por recursos parece presentar mayor relevancia. En este sentido, la inclusión de individuos del sotobosque en estudios de la dinámica de los bosques tropicales es crucial para lograr un mejor entendimiento de las tendencias observadas, así como de los factores que determinan su funcionamiento.

Para concluir, se puede asumir que los bosques del área de estudio actualmente actúan como un sumidero de carbono, lo cual resalta la importancia de los Bosques Andinos tropicales en el ciclo del carbono (Spracklen y Righelato, 2014). No obstante, es pertinente continuar su monitoreo a fin de corroborar si la tasa de acumulación de *AGB* se mantiene en el tiempo, o si por el contrario se presenta una disminución, similar a lo reportado en bosques tropicales de tierras bajas (Brienen et al., 2015).





Particularmente, se destaca el aporte de los bosques de tierras altas, en los cuales la AGB acumulada, y su incremento anual, fue similar al reportado para bosques de tierras bajas. Resulta por tanto indispensable tomar medidas urgentes que propendan por la conservación de estos ecosistemas andinos, los cuales históricamente han estado sometidos a una alta tasa de deforestación y degradación (Galindo et al., 2014; Duque et al., 2014; Rodríguez Eraso et al., 2013).

Referencias

- Allen, C.D., Breshears, D.D., McDowell, N.G., (2015). On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. *Ecosphere* 6, art129. doi:10.1890/ES15-00203.1.
- Asner, G.P., Anderson, C.B., Martin, R.E., Knapp, D.E., Tupayachi, R., Sinca, F., Malhi, Y., (2014). Landscape-scale changes in forest structure and functional traits along an Andes-to-Amazon elevation gradient. *Biogeosciences* 11, p. 843–856. doi:10.5194/bg-11-843-2014.
- Báez, S., Malizia, A., Carilla, J., Blundo, C., Aguilar, M., Aguirre, N., Aguirre, Z., Álvarez, E., Cuesta, F., Duque, Á., Farfán-Ríos, W., García-Cabrera, K., Grau, R., Homeier, J., Linares-Palomino, R., Malizia, L.R., Cruz, O.M., Osinaga, O., Phillips, O.L., Reynel, C., Silman, M.R., Feeley, K.J., (2015). Large-scale patterns of turnover and basal area change in Andean forests. *PLoS One* 10. doi:10.1371/journal.pone.0126594.
- Baker, T.R., Phillips, O.L., Malhi, Y., Almeida, S., Arroyo, L., Di Fiore, A., Erwin, T., Higuchi, N., Killeen, T.J., Laurance, S.G., Laurance, W.F., Lewis, S.L., Monteagudo, A., Neill, D. a, Vargas, P.N., Pitman, N.C. a, Silva, J.N.M., Martínez, R.V., (2004). Increasing biomass in Amazonian forest plots. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 359, p. 353–365. doi:10.1098/rstb.2003.1422.
- Brienen, R.J.W., Phillips, O.L., Feldpausch, T.R., Gloor, E., Baker, T.R., Lloyd, J., Lopez-Gonzalez, G., Monteagudo-Mendoza, A., Malhi, Y., Lewis, S.L., Vásquez Martínez, R., Alexiades, M., Álvarez Dávila, E., Alvarez-Loayza, P., Andrade, A., Aragão, L.E.O.C., Araujo-Murakami, A., Arets, E.J.M.M., Arroyo, L., Aymard C, G.A., Bánki, O.S., Baraloto, C., Barroso, J., Bonal, D., Boot, R.G.A., Camargo, J.L.C., Castilho, C. V, Chama, V., Chao, K.J., Chave, J., Comiskey, J.A., Cornejo Valverde, F., da Costa, L., de Oliveira, E.A., Di Fiore, A., Erwin, T.L., Fauset, S., Forsthofer, M., Galbraith, D.R., Grahame, E.S., Groot, N., Hérault, B., Higuchi, N., Honorio Coronado, E.N., Keeling, H., Killeen, T.J., Laurance, W.F., Laurance, S., Licona, J., Magnussen, W.E., Marimon, B.S., Marimon-Junior, B.H., Mendoza, C., Neill, D.A., Nogueira, E.M., Núñez, P., Pallqui Camacho, N.C., Parada, A., Pardo-Molina, G., Peacock, J., Peña-Claros, M., Pickavance, G.C., Pitman, N.C.A., Poorter, L., Prieto, A., Quesada, C.A., Ramírez, F., Ramírez-Angulo, H., Restrepo, Z., Roopsind, A., Rudas, A., Salomão, R.P., Schwarz, M., Silva, N., Silva-Espejo, J.E., Silveira, M., Stropp, J., Talbot, J., ter Steege, H., Teran-Aguilar, J., Terborgh, J., Thomas-Caesar, R., Toledo, M., Torello-Raventos, M., Umetsu, R.K., van der Heijden, G.M.F., van der Hout, P., Guimarães Vieira, I.C., Vieira, S.A., Vilanova, E., Vos, V.A., Zagt, R.J., (2015). Long-term decline of the Amazon carbon sink. *Nature* (519), p. 34–48. doi:10.1038/nature14283.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., (1998). Model selection and inference: a practical informationtheoretic approach, p. 60-64.
- Carey, E. V, Brown, S., Gillespie, A.J.R., Lugo, A.E., (1994). Tree Mortality in Mature Lowland Tropical Moist and Tropical Lower Montane Moist Forests of Venezuela. *Biotropica* 26, p. 255–265. doi:10.2307/2388846.
- Chave, J., Condit, R., Muller-Landau, H.C., Thomas, S.C., Ashton, P.S., Bunyavejchewin, S., Co, L.L., Dattaraja, H.S., Davies, S.J., Esufali, S., Ewango, C.E.N., Feeley, K.J., Foster, R.B., Gunatilleke, N., Gunatilleke, S., Hall, P., Hart, T.B., Hernández, C., Hubbell, S.P., Itoh, A., Kiratiprayoon, S., LaFrankie, J. V., De Lao, S.L., Makana, J.R., Noor, M.N.S., Kassim, A.R., Samper, C., Sukumar, R., Suresh, H.S., Tan, S., Thompson, J., Tongco, M.D.C., Valencia, R., Vallejo, M., Villa, G., Yamakura, T., Zimmerman, J.K., Losos, E.C., (2008). Assessing evidence for a pervasive alteration in tropical tree communities. *PLoS Biol.* 6, p. 0455–0462. doi:10.1371/journal.pbio.0060045.
- Chave, J., Muller-landau, H.C., Baker, T.R., Easdale, T.A., Webb, C.O., (2006). Regional and Phylogenetic Variation of Wood Density across 2456 Neotropical Tree Species Hans ter Steege and Campbell O. Webb Published by: Wiley Stable URL: <http://www.jstor.org/stable/40061964> Accessed: 19-04-2016 18: 42 UTC Your use of the JSTOR a. *Ecol. Appl.* 16, p. 2356–2367.
- Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M.S., Delitti, W.B.C., Duque, A., Eid, T., Fearnside, P.M., Goodman, R.C., Henry, M., Martínez-Yrizar, A., Mugasha, W. a., Muller-Landau, H.C., Mencuccini, M., Nelson, B.W., Ngomanda, A., Nogueira, E.M., Ortiz-Malavassi, E., Pélissier, R., Ploton, P., Ryan, C.M., Saldarriaga, J.G., Vieilledent, G., (2014). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Glob. Chang. Biol.* p. 3177–3190. doi:10.1111/gcb.12629.
- Chisholm, R.A., Muller-Landau, H.C., Abdul Rahman, K., Bebb, D.P., Bin, Y., Bohlman, S.A., Bourg, N.A., Brinks, J., Bunyavejchewin, S., Butt, N., Cao, H., Cao, M., Cárdenas, D., Chang, L.W., Chiang, J.M., Chuyong, G., Condit, R., Dattaraja, H.S., Davies, S., Duque, A., Fletcher, C., Gunatilleke, N., Gunatilleke, S., Hao, Z., Harrison, R.D., Howe, R., Hsieh, C.F., Hubbell, S.P., Itoh, A., Kenfack, D., Kiratiprayoon, S., Larson, A.J., Lian, J., Lin, D., Liu, H., Lutz, J.A., Ma, K., Malhi, Y., McMahon, S., Mcshea, W., Meegaskumbura, M., Mohd. Razman, S., Morecroft, M.D., Nyth, C.J., Oliveira, A., Parker, G.G., Pulla, S., Punchi-Manage, R., Romero-Saltos, H., Sang, W., Schurman, J., Su, S.H., Sukumar, R., Sun, I.F., Suresh, H.S., Tan, S., Thomas, D., Thomas, S., Thompson, J., Valencia, R., Wolf, A., Yap, S., Ye, W., Yuan, Z., Zimmerman, J.K., (2013).



- Scale-dependent relationships between tree species richness and ecosystem function in forests. *J. Ecol.* 101, p. 1214–1224. doi:10.1111/1365-2745.12132.
- Clark, D.A., (2007). Detecting Tropical Forests' Responses to Global Climatic and Atmospheric Change: Current Challenges and a Way Forward. *Biotropica* 39, p. 4–19. doi:10.1111/j.1744-7429.2006.00227.
- Clark, J.S., Bell, D.M., Kwit, M.C., Zhu, K., (2014). Competition-interaction landscapes for the joint response of forests to climate change. *Glob. Chang. Biol.* 20, p. 1979–1991. doi:10.1111/gcb.12425.
- Condit, R., Aguilar, S., Hernandez, A., Perez, R., Lao, S., Angehr, G., Hubbell, S.P., Foster, R.B., (2004). Tropical forest dynamics across a rainfall gradient and the impact of an El Niño dry season. *J. Trop. Ecol.* 20, p. 51–72. doi:10.1017/S0266467403001081.
- Cordonnier, T., Kunstler, G., (2015). The Gini index brings asymmetric competition to light. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 17, p. 107–115. doi:10.1016/j.ppees.2015.01.001.
- Denevan, W.M., (1992). The Pristine Myth: The Landscape of the Americas in 1492. *Ann. Assoc. Am. Geogr.* 82, p. 369–385.
- Duque, A., Feeley, K.J., Cabrera, E., Idarraga, A., (2014). The dangers of carbon-centric conservation for biodiversity: a case study in the Andes. *Trop. Conserv. Sci.* 7, p. 178–191.
- Duque, A., Stevenson, P.R., Feeley, K.J., (2015). Thermophilization of adult and juvenile tree communities in the northern tropical Andes. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 112, p. 10744–9. doi:10.1073/pnas.1506570112.
- Feeley, K.J., Hurtado, J., Saatchi, S., Silman, M.R., Clark, D.B., (2013). Compositional shifts in Costa Rican forests due to climate-driven species migrations. *Glob. Chang. Biol.* 19, p. 3472–3480. doi:10.1111/gcb.12300.
- Feeley, K.J., Silman, M.R., Bush, M.B., Farfan, W., Cabrera, K.G., Malhi, Y., Meir, P., Revilla, N.S., Quisipyanqui, M.N.R., Saatchi, S., (2011). Upslope migration of Andean trees. *J. Biogeogr.* 38, p. 783–791. doi:10.1111/j.1365-2699.2010.02444.
- Feldpausch, T.R., Lloyd, J., Lewis, S.L., Brienen, R.J.W., Gloor, M., Monteagudo Mendoza, a., Lopez-Gonzalez, G., Banin, L., Abu Salim, K., Affum-Baffoe, K., Alexiades, M., Almeida, S., Amaral, I., Andrade, a., Aragão, L.E.O.C., Araujo Murakami, a., Arets, E.J.M., Arroyo, L., Aymard C., G. a., Baker, T.R., Bánki, O.S., Berry, N.J., Cardozo, N., Chave, J., Comiskey, J. a., Alvarez, E., De Oliveira, a., Di Fiore, a., Djagbletey, G., Domingues, T.F., Erwin, T.L., Fearnside, P.M., França, M.B., Freitas, M. a., Higuchi, N., Honorio C., E., Iida, Y., Jiménez, E., Kassim, a. R., Killeen, T.J., Laurance, W.F., Lovett, J.C., Malhi, Y., Marimon, B.S., Marimon-Junior, B.H., Lenza, E., Marshall, a. R., Mendoza, C., Metcalfe, D.J., Mitchard, E.T. a., Neill, D. a., Nelson, B.W., Nilus, R., Nogueira, E.M., Parada, a., S.-H. Peh, K., Pena Cruz, a., Peñuela, M.C., Pitman, N.C. a., Prieto, a., Quesada, C. a., Ramírez, F., Ramírez-Angulo, H., Reitsma, J.M., Rudas, a., Saiz, G., Salomão, R.P., Schwarz, M., Silva, N., Silva-Espejo, J.E., Silveira, M., Sonké, B., Stropp, J., Taedoum, H.E., Tan, S., Ter Steege, H., Terborgh, J., Torello-Raventos, M., Van Der Heijden, G.M.F., Vásquez, R., Vilanova, E., Vos, V. a., White, L., Willcock, S., Woell, H., Phillips, O.L., (2012). Tree height integrated into pantropical forest biomass estimates. *Biogeosciences* 9, p. 3381–3403. doi:10.5194/bg-9-3381-2012.
- Fortunel, C., Paine, C.E.T., Fine, P.V.A., Mesones, I., Goret, J.Y., Burban, B., Cazal, J., Baraloto, C., (2016). There's no place like home: seedling mortality contributes to the habitat specialisation of tree species across Amazonia. *Ecol. Lett.* 19, p. 1256–1266. doi:10.1111/ele.12661.
- Galindo, G., Espejo, O.J., Ramírez, J.P., Forero, C., Valbuena, C.A., Rubiano, J.C., Lozano, R.H., Vargas, K.M., Palacios, A., Palacios, S., Franco, C.A., Granados, E.I., Vergara, L.K. Cabrera, E. (2014). Memoria técnica de la Cuantificación de la superficie de bosque natural y deforestación a nivel nacional. Actualización Período 2012 – 2013. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales – IDEAM. Bogotá D.C., Colombia, p. 56. <http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/022976/MemoriaTecnicaPDI2.pdf>
- Girardin, C.A.J., Malhi, Y., Aragao, L.E.O.C., Mamani, M., Huaraca Huasco, W., Durand, L., Feeley, K.J., Rapp, J., Silva-Espejo, J.E., Silman, M., Salinas, N., Whittaker, R.J., (2010). Net primary productivity allocation and cycling of carbon along a tropical forest elevational transect in the Peruvian Andes. *Glob. Chang. Biol.* 16, p. 3176–3192. doi:10.1111/j.1365-2486.2010.02235.
- Legendre, P., Legendre, L.F.J., (1998). Numerical ecology. (second edition), Elsevier Science BV, Amsterdam.
- Levis, C., Costa, F.R.C., Bongers, F., Peña-Claros, M., Clement, C.R., Junqueira, A.B., Neves, E.G., Tamanaha, E.K., Figueiredo, F.O.G., Salomão, R.P., Castilho, C. V., Magnusson, W.E., Phillips, O.L., Guevara, J.E., Sabatier, D., Molino, J.-F., López, D.C., Mendoza, A.M., Pitman, N.C.A., Duque, A., Vargas, P.N., Zartman, C.E., Vasquez, R., Andrade, A., Camargo, J.L., Feldpausch, T.R., Laurance, S.G.W., Laurance, W.F., Killeen, T.J., Nascimento, H.E.M., Montero, J.C., Mostacedo, B., Amaral, I.L., Guimarães Vieira, I.C., Brienen, R., Castellanos, H., Terborgh, J., Carim, M. de J.V., Guimarães, J.R. da S., Coelho, L. de S., Matos, F.D. de A., Wittmann, F., Mogollón, H.F., Damasco, G., Dávila, N., García-Villacorta, R., Coronado, E.N.H., Emilio, T., Filho, D. de A.L., Schiatti, J., Souza, P., Targhetta, N., Comiskey, J.A., Marimon, B.S., Marimon, B.-H., Neill, D., Alonso, A., Arroyo, L., Carvalho, F.A., de Souza, F.C., Dallmeier, F., Pansonato, M.P., Duivenvoorden, J.F., Fine, P.V.A., Stevenson, P.R., Araujo-Murakami, A., Aymard C., G.A., Baraloto, C., do Amaral, D.D., Engel, J., Henkel, T.W., Maas, P., Petronelli, P., Revilla, J.D.C., Stropp, J., Daly, D., Gribel, R., Paredes, M.R., Silveira, M., Thomas-Caesar, R., Baker, T.R., da Silva, N.F., Ferreira, L. V., Peres, C.A., Silman, M.R., Cerón, C., Valverde, F.C., Di Fiore, A., Jimenez, E.M., Mora, M.C.P., Toledo, M., Barbosa, E.M., Bonates, L.C. de M., Arboleda, N.C., Farias, E. de S., Fuentes, A., Guillaumet, J.-L., Jørgensen, P.M., Malhi, Y., de Andrade Miranda, I.P., Phillips, J.F., Prieto, A., Rudas, A., Ruschel, A.R., Silva, N., von Hildebrand, P., Vos, V.A., Zent, E.L., Zent, S., Cintra, B.B.L., Nascimento, M.T., Oliveira, A.A., Ramirez-Angulo, H., Ramos, J.F., Rivas, G., Schöngart, J., Sierra, R., Tirado, M., van der Heijden, G., Torre, E. V., Wang, O., Young, K.R., Baider, C., Cano, A., Farfan-Rios, W., Ferreira, C., Hoffman, B., Mendoza, C., Mesones, I., Torres-Lezama, A., Medina, M.N.U., van Andel, T.R., Villarreal, D., Zagt, R., Alexiades, M.N., Balslev, H., Garcia-Cabrera, K., Gonzales, T., Hernandez, L., Huamantupa-Chuquimaco, I., Manzatto, A.G., Milliken, W., Cuenca, W.P., Pansini, S., Pualetto, D., Arevalo, F.R., Reis, N.F.C., Sampaio, A.F., Giraldo, L.E.U., Sandoval, E.H.V., Gamarra, L.V., Vela, C.I.A., ter Steege, H., (2017). Persistent



- effects of pre-Columbian plant domestication on Amazonian forest composition. *Science* (80-), p. 355, 925–931. doi:10.1126/science.aal0157.
- Lewis, S.L., Lloyd, J., Sitch, S., Mitchard, E.T.A., Laurance, W.F., (2009). Changing Ecology of Tropical Forests: Evidence and Drivers. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 40, p. 529–549. doi:10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173345.
- Lewis, S.L., Phillips, O.L., Baker, T.R., Lloyd, J., Malhi, Y., Almeida, S., Higuchi, N., Laurance, W.F., Neill, D.A., Silva, J.N.M., Terborgh, J., Lezama, A.T., Martínez, R.V., Brown, S., Chave, J., Kuebler, C., Vargas, P.N., Vinceti, B., (2004). Concerted changes in tropical forest structure and dynamics: evidence from 50 South American long-term plots. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 359, p. 421–36. doi:10.1098/rstb.2003.1431.
- Malhi, Y., Wood, D., Baker, T.R., Wright, J., Phillips, O.L., Cochrane, T., Meir, P., Chave, J., Almeida, S., Arroyo, L., Higuchi, N., Killeen, T.J., Laurance, S.G., Laurance, W.F., Lewis, S.L., Monteagudo, A., Neill, D.A., Vargas, P.N., Pitman, N.C.A., Quesada, C.A., Salomão, R., Silva, J.N.M., Lezama, A.T., Terborgh, J., Martínez, R.V., Vinceti, B., (2006). The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forests. *Glob. Chang. Biol.* 12, p. 1107–1138. doi:10.1111/j.1365-2486.2006.01120.
- McMichael, C.N.H., Matthews-Bird, F., Farfan-Rios, W., Feeley, K.J., (2017). Ancient human disturbances may be skewing our understanding of Amazonian forests. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 114, p. 522–527. doi:10.1073/pnas.1614577114.
- Meakem, V., Tepley, A.J., Gonzalez-Akre, E.B., Herrmann, V., Muller-Landau, H.C., Wright, S.J., Hubbell, S.P., Condit, R., Anderson-Teixeira, K.J., (2017). Role of tree size in moist tropical forest carbon cycling and water deficit responses. *New Phytol.* doi:10.1111/nph.14633.
- Pan, Y., Birdsey, R. a, Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P.E., Kurz, W. a, Phillips, O.L., Shvidenko, A., Lewis, S.L., Canadell, J.G., Ciais, P., Jackson, R.B., Pacala, S.W., McGuire, A.D., Piao, S., Rautiainen, A., Sitch, S., Hayes, D., (2011). A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* 333, p. 988–993. doi:10.1126/science.1201609.
- Phillips, J., Duque, Á., Scott, C., Wayson, C., Galindo, G., Cabrera, E., Chave, J., Peña, M., Álvarez, E., Cárdenas, D., Duivenvoorden, J., Hildebrand, P., Stevenson, P., Ramírez, S., Yepes, A., (2016). Live aboveground carbon stocks in natural forests of Colombia. *For. Ecol. Manage.* 374, p. 119–128. doi:10.1016/j.foreco.2016.05.009.
- Phillips, O.L., Lewis, S.L., Baker, T.R., Chao, K.-J., Higuchi, N., 2008. The changing Amazon forest. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 363, p. 1819–1827. doi:10.1098/rstb.2007.0033.
- Pitman, N.C.A., Widmer, J., Jenkins, C.N., Stocks, G., Seales, L., Paniagua, F., Bruna, E.M., (2011). Volume and Geographic Distribution of Ecological Research in the Andes and the Amazon, 1995-2008. *Trop. Conserv. Sci.* 4, p. 64–81.
- Prado-Junior, J.A., Schiavini, I., Vale, V.S., Arantes, C.S., van der Sande, M.T., Lohbeck, M., Poorter, L., (2016). Conservative species drive biomass productivity in tropical dry forests. *J. Ecol.* doi:10.1111/1365-2745.12543.
- R Core Team, (2017). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rodríguez Eraso, N., Armenteras-Pascual, D., Alumbrosos, J.R., (2013). Land use and land cover change in the Colombian Andes: dynamics and future scenarios. *J. Land Use Sci.* 8, p. 154–174. doi:10.1080/1747423X.2011.650228.
- Saatchi, S.S., Harris, N.L., Brown, S., Lefsky, M., Mitchard, E.T.A., Salas, W., Zutta, B.R., Buermann, W., Lewis, S.L., Hagen, S., Petrova, S., White, L., Silman, M., Morel, A., (2011). Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 108, p. 9899–9904. doi:10.1073/pnas.1019576108.
- Slik, J.W.F., Aiba, S.I., Brearley, F.Q., Cannon, C.H., Forshed, O., Kitayama, K., Nagamasu, H., Nilus, R., Payne, J., Paoli, G., Poulsen, A.D., Raes, N., Sheil, D., Sidiyasa, K., Suzuki, E., van Valkenburg, J.L.C.H., (2010). Environmental correlates of tree biomass, basal area, wood specific gravity and stem density gradients in Borneo's tropical forests. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 19, p. 50–60. doi:10.1111/j.1466-8238.2009.00489.
- Spracklen, D. V., Righelato, R., (2014). Tropical montane forests are a larger than expected global carbon store. *Biogeosciences* 11, 2741–2754. doi:10.5194/bg-11-2741-2014
- Tilman, D., Forest, I., Cowles, J.M., (2014). Biodiversity and Ecosystem Functioning. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 45, p. 471–493. doi:10.1126/science.1064088.
- Tyukavina, A., Hansen, M.C., Potapov, P. V., Krylov, A.M., Goetz, S.J., (2016). Pan-tropical hinterland forests: Mapping minimally disturbed forests. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 25, p. 151–163. doi:10.1111/geb.12394.
- van der Sande, M.T., Peña-Claros, M., Ascarrunz, N., Arets, E.J.M.M., Licona, J.C., Toledo, M., Poorter, L., (2017). Abiotic and biotic drivers of biomass change in a Neotropical forest. *J. Ecol.* doi:10.1111/1365-2745.12756.
- Vandermeer, J., Goldberg, D., (2003). *Elementary population ecology*. Princeton University Press, Princeton, NJ
- Weiner, J., (1990). Asymmetric competition in plant populations. *Trends Ecol. Evol.* (5), p. 360–364.
- Wright, S.J., (2005). Tropical forests in a changing environment. *Trends Ecol. Evol.* (20), p. 553–560. doi:10.1016/j.tree.2005.07.009.
- Yepes, A., Herrera, J., Phillips, J., Cabrera, E., Galindo, G., Granados, E., Duque, A., Barbosa, A., Olarte, C., Cardona, M., (2015). Contribución de los bosques tropicales de montaña en el almacenamiento de carbono en Colombia. *Rev. Biol. Trop.* (63), p. 69–82.
- Zanne, A.E., Lopez-Gonzalez, G., Coomes, D.A.A., Ilic, J., Jansen, S., Lewis, S.L.S.L., Miller, R.B.B., Swenson, N.G.G., Wiemann, M.C.C., Chave, J., (2009). Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum. *Dryad Digital Repository*. Dryad. doi:10.5061/dryad.234.
- Zeileis, A., Kleiber, C., (2015). *Measuring Inequality, Concentration, and Poverty*. R Package Version (0), p. 2–13. <http://CRAN.R-project.org/package=ineq>
- Zhang, J., Huang, S., He, F., (2015). Half-century evidence from western Canada shows forest dynamics are primarily driven by competition followed by climate. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* p.112, 4009–14. doi:10.1073/pnas.1420844112.





Función de los ecosistemas de **páramo** y sus **motores de degradación**

Por: Juan C. Benavides^{1,4}; Adriana Paola Barbosa^{2,4}; María Cecilia Cardona Ruiz²; Luis Mario Moreno² Edgar Augusto Blanco²; Jairo Rueda³

1-Departamento de Ecología y Territorio. Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá.; 2- Subdirección de Ecosistemas e Información Ambiental, Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, IDEAM, Colombia.; 3-Departamento de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín.; 4-autor para correspondencia jubenavides@javeriana.edu.co, abarbosa@ideam.gov.co Bogotá, Colombia



*Los páramos y bosques tropicales
de niebla que los rodean
han tenido una historia de
perturbaciones humanas por
largos periodos de tiempo.*

Introducción

Los páramos son ecosistemas característicos de las altas elevaciones de América tropical cuya característica más importante es el tener una fisionomía de sabanas dominadas por hierbas, pero a altas elevaciones. La ausencia de árboles ha sido tan característica que cuando los españoles arribaron a América le dieron el nombre de páramos a estas zonas con poca vegetación arbórea y climas extremadamente húmedos y fríos (Luteyn et al., 1999).

Los páramos pertenecen al bioma alpino. Las zonas alpinas ocurren en todos los continentes excepto la Antártica y se caracteriza por las limitaciones para el crecimiento de los árboles dadas las bajas temperaturas. Existe un bioma que es equivalente al bioma alpino y es el bioma de tundra donde las mismas condiciones de bajas temperaturas limitan el desarrollo de los árboles (Körner y Paulsen, 2004; Körner, 2012).

En el departamento de Antioquia, los páramos se encuentran en áreas restringidas de la Cordillera Central y Occidental. En la Cordillera Central los dos principales sistemas paramunos son el Páramo de Sonsón y con 9.184 ha, el Páramo de Belmira con 10.622 ha. En la Cordillera Occidental se encuentra el Páramo de Frontino en Urrao con un área de 15.396 ha y el Páramo de Paramillo en Peque con 1.550 ha (Rivera Ospina y Rodríguez Murcia, 2011). Los páramos de Antioquia cubren un amplio gradiente climático y geológico-geomorfológico haciéndolos únicos en el país dada su flora particular y los servicios ecosistémicos que prestan (Londoño et al., 2014).

En Colombia los ecosistemas de páramos se encuentran en un amplio rango climático con valores de precipitación desde menos de 900 mm al año cerca al embalse de Neusa hasta más de 3.200



mm al año en la laguna de Chingaza (Cleef, 1981). Los páramos y bosques tropicales de niebla que los rodean han tenido una historia de perturbaciones humanas por largos periodos de tiempo. Los Andes tropicales, por su parte, concentran la mayor parte de la población de los países que cruza, con un 70% de la población concentrada en un 25% del área total de estos países (Armenteras et al., 2011). Las actividades agrícolas en las altas elevaciones están limitadas por las bajas temperaturas y congelación nocturna que tienen un impacto notable en la supervivencia de los cultivos. El aumento de las temperaturas mínimas observadas en altas elevaciones ha sido considerable durante los últimos 20 años, lo que ha permitido el movimiento de la frontera agrícola a zonas más altas que afectan los ecosistemas de páramo (Postigo et al., 2008). Las actividades agrícolas tienen un efecto de largo plazo sobre la dinámica de los ecosistemas de páramo, ya que la vegetación puede tomar más de 10 años en recuperar especies de plantas similares a la de comunidades no intervenidas y aún más tiempo en recuperar las funciones básicas de acumulación de carbono y agua en suelos (Abreu et al., 2009).

Ahora bien, la proporción de carbono en la biomasa aérea de los páramos es relativamente baja cuando se compara con el carbono almacenado en el suelo como materia orgánica (Hofstede et al., 1995; Hofstede y Rossenaar, 1995). Las pérdidas de carbono provenientes de la descomposición de la litera, o pérdida de carbono orgánico del suelo por descomposición, son relativamente bajas debido a las bajas temperaturas y a la saturación permanente que se observa en los suelos de páramo y bosques de alta elevación en los Andes tropicales (Zimmermann et al., 2010). La velocidad de diferentes procesos metabólicos en plantas y microorganismos son parcialmente controlados por temperatura. Temperaturas más elevadas incrementan las tasas de descomposición con efectos



mayores en altas elevaciones; en zonas de bajas temperaturas un aumento de la temperatura de un grado puede aumentar en cuatro veces las tasas de descomposición (Kirschbaum, 1995). Las pérdidas de carbono del suelo y la hojarasca son afectadas por las actividades humanas, escurrimiento de campos agrícolas, drenajes o la introducción de especies exóticas incrementan las tasas de descomposición aumentando las pérdidas de carbono a la atmósfera (Bottner et al., 2006; IDEAM, 2009).

Metodología

La dinámica del ciclo del carbono fue medida en dos localidades, el PNN Chingaza entre 73°30' y 73°55' de longitud Oeste y 4°20' y 4°50' de latitud Norte, con una extensión de 76.600 ha; su altitud varía entre 800 y 4.020 msnm, con temperaturas entre 4 y 21,5 °C y una pluviosidad promedio anual de 4.000 mm, y el PNN Los Nevados, localizado en la Cordillera Central de Colombia, en los departamentos de Caldas, Risaralda, Quindío y Tolima, entre 4°36' y 4°57' de latitud Norte y 75°12' y 75°30' de longitud Oeste, con una extensión de 58.300 hectáreas; su altitud varía entre 2.600 y 5.321 msnm; el clima es frío y muy frío con temperaturas entre 3 y 14 °C y una pluviosidad anual entre 1.000 y 2.500 mm anuales. El régimen de precipitación es bimodal, con un periodo seco entre enero-febrero y junio-septiembre y húmedo entre marzo-mayo y octubre-diciembre.

Para este protocolo la principal variable que se tiene en cuenta son los cambios altitudinales sobre el nivel del mar tanto en el PNN Chingaza como en el PNN Los Nevados. Este cambio altitudinal en el cual se encuentran localizadas las parcelas de monitoreo se abarca la franja desde los 2.895 hasta 4.382 msnm. Las parcelas de monitoreo fueron establecidas con base a este gradiente (Tabla 1). Los lugares de monitoreo incluyen desde el bosque alto andino (Foto 1) hasta la zona de periglacial (Foto 2).

Tabla 1. Localización de los sitios visitados en el monitoreo del ciclo del carbono en bosques alto andinos y páramos.

Parque	Sitio	Cobertura	Coordenada W	Coordenada N	msnm
Nevados	Laguna Verde	Páramo	75°22'02,8"	4°50'29,9"	4.200
	Sendero Conejeras	Páramo	75°22'47,9"	4°50'07,4"	4.239
	Periglacial	Periglacial	75°22'29,6"	4°49'47,8"	4.382
	Trillizas	Páramo	75°23'29,9"	4°50'39,4"	4.067
	San Antonio	Páramo	75°23'19,0"	4°51'37,0"	3.594
	San Antonio	Bosque	75°25'32,0"	4°53'00,2"	3.152
	San Antonio	Bosque	75°25'24,0"	4°53'37,0"	3.197
	Palacio-Monterredondo	Páramo	73°48'0,48"	4°40'33,9"	3.600
Chingaza	Calostros	Paramo	73°48'37,0"	4°40'20,37"	3.443
	El Mangon	Páramo	73°49'24,0"	4°39'48,0"	3.250
	El Chocolatal	Bosque	73°50'45,2"	4°39'53,1"	3.152
	El Chocolatal	Bosque	73°49'58,0"	4°43'48,6"	3.591



Foto 1. Bosque Andinos no intervenido en el PNN Nevados sector de San Antonio donde se realizan las mediciones del ciclo del carbono por el IDEAM desde el año 2007.



Los transectos están ubicados a lo largo del gradiente altitudinal y consisten en parcelas permanentes de 20 x 25 m. Dentro de cada parcela se encuentran 4 parcelas de 5 x 5 m y dentro de cada parcela de 5 x 5 m hay una parcela más pequeña de 2 x 2 m. En estas parcelas se mide, tanto el carbono en suelos medido en porcentaje de carbono y respiración, como en la hojarasca, la cual se mide de diferentes formas: el carbono en la hojarasca como necromasa (hojarasca muerta que se está descomponiendo en el suelo), la hojarasca que cae al suelo y la hojarasca para descomposición; también se mide la productividad de herbáceas (de menor tamaño, tallo blando flexible), arbustos (uno o dos tallos ramificados desde el suelo, más grandes que las herbáceas y menos que los árboles), y árboles (tallos leñosos que se ramifican desde cierta altura, alturas superiores a herbáceas y arbustos). Cada uno de estos componentes es un compartimiento y un flujo. Los árboles, la necromasa y el carbono en los suelos, son un compartimiento. La productividad de herbáceas y arbustos, la producción de necromasa y hojarasca, la descomposición, la respiración de suelos, la respiración del suelo con hojarasca y la respiración y fotosíntesis de los humedales son un flujo.

El crecimiento y biomasa de los árboles, por su parte, se determina siguiendo el incremento y diámetro del árbol a lo largo del tiempo. Para esto, cada árbol es georreferenciado para facilitar su seguimiento. Esta medición se realiza en toda la parcela de 20 x 25 m, en los transectos de bosque. Las medidas tomadas del diámetro y la altura junto con la especie del árbol son usados para determinar su biomasa según relaciones alométricas estándar (Chave et al., 2014). El seguimiento de los árboles a lo largo del tiempo, permite determinar las tasas de reclutamiento y mortalidad como entradas y salidas de carbono al sistema.

La biomasa en herbáceas y arbustos se mide mediante tres métodos complementarios: 1) se mide el diámetro a los 5 cm de altura y la altura de los diferentes arbustos en las parcelas de 5x5 m, la altura y diámetro de cada arbusto es transferida a valores de biomasa usando ecuaciones alométricas; 2) se cosechan las herbáceas, se mide el diámetro (DAP) y altura de los arbustos y por último la cobertura de hierbas y arbustos. La cosecha de herbáceas se realiza en un cuadrante de 1 x 1 m que se fabrica en el laboratorio y se lleva a campo. Este procedimiento se realiza en las cuatro parcelas de 5 x 5 m para cada transecto en PNN Chingaza y PNN Nevados; 3) Se determina la cobertura, diámetro y altura de las diferentes especies en los cuadrantes de 2 x 2 m. Las mediciones realizadas en el cuadrantes de 2 x 2 m de la cobertura de las especies es transferida a biomasa dando uso

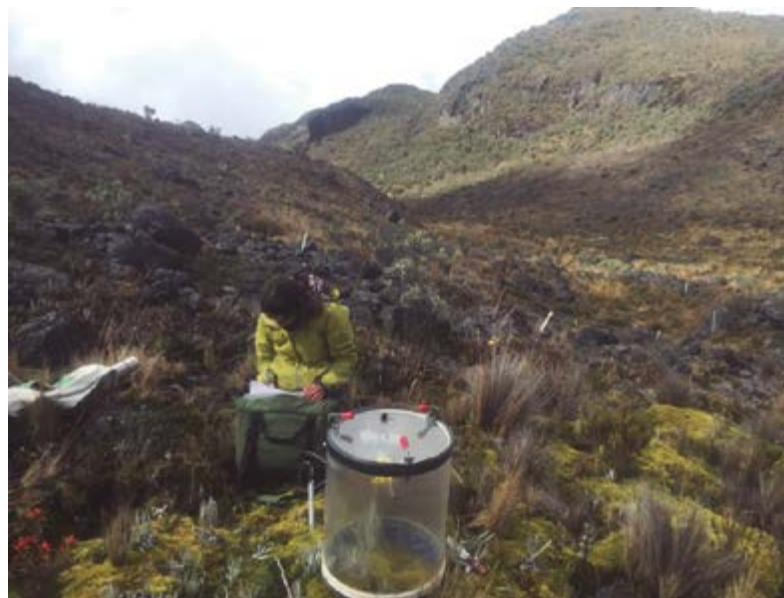


Foto 2. Medición de balance de CO₂ en vegetación periglacial usando cámaras cerradas transparentes y sensor de radiación PAR. Durante fotosíntesis se absorbe carbono y en condiciones de luz, en condiciones de oscuridad se emite carbono producto de la respiración de las plantas y organismos del suelo.



a ecuaciones alométricas específicas para las diferentes formas de crecimiento de las plantas (Cleef, 1981; Körner, 2003).

Así mismo, la producción de necromasa se puede dividir en dos componentes: la producción de hojarasca (hojas muertas), que en bosques corresponden a las hojas que caen de los árboles y son recogidas en trampas aéreas; y producción de necromasa, que en páramos es medida como las hojas muertas de la planta, ya que en el páramo las plantas no se desprenden de sus hojas muertas (Foto 3). La necromasa se recolecta en cuadrantes de 1 x 1 m ubicados en la parte exterior del cuadrante de 5 x 5 m. En los transectos de bosque se mide la producción de hojarasca usando trampas de hojarasca tradicionales de 1 x1 m. Para ello se instalaron tres trampas de hojarasca en el interior de cada parcela de 20x25 m (Finotti et al., 2003).

Para medir las tasas de descomposición de la hojarasca se usan bolsas de nylon de 20x20 cm, en las cuales se depositan 20 g de hojarasca seca (proceso de secado realizado en laboratorio previamente) colectada en el mismo sitio. Dentro de cada parcela de 5 x 5 m se ubican 4 bolsas de descomposición que son recolectadas a diferentes intervalos de tiempo (1, 3, 6 y 12 meses). En cada visita se siembran cuatro bolsas adicionales y se recolectan bolsas de cada una de las fechas anteriores (Moore et al., 2008) (Foto 4).

El carbono en los suelos se mide en las profundidades de 0 a 10 cm y de 10 a 20 cm. El contenido de carbono se estima a través de una combinación de la densidad aparente y el porcentaje de carbono orgánico en la muestra. Las muestras son tomadas alrededor de las parcelas de 5 x 5 m con un barreno holandés de



Foto3. *Espeletia grandiflora* en el PNN Chingaza con necromasa aun adherida al tallo



Foto 4. Bolsa de descomposición con necromasa de páramo (hojarasca de pajonal de *Calamagrostis*).



5 cm de diámetro. Las muestras recolectadas se secan en el horno, se desagregan con un mortero y se tamizan con un tamiz de 2 mm de diámetro, son pesadas y luego introducidas en una mufla a una temperatura inicial de 500°C para determinar el peso de suelo libre de materia orgánica (Soil Survey Staff, 2014).

Las pérdidas de CO₂ en los suelos se determina al utilizar una cámara de respiración cerrada de 10 cm de diámetro y 20 cm de altura unida a un analizador infrarrojo de gases (IRGA) (LI-COR 8100). El sistema está unido a una cámara cerrada que se ubica sobre el suelo y a medida que el suelo produce dióxido de carbono este se almacena en la cámara que determina la velocidad a la cual se está emitiendo el CO₂ a

la atmósfera, también mide la temperatura del suelo, la cual es muy importante porque la temperatura del suelo está relacionada con la descomposición. Cuando la temperatura del suelo es más alta, el metabolismo de los organismos que viven en el suelo se vuelve más activo e incrementan las emisiones de CO₂ a la atmósfera. La humedad del suelo es incluida porque los suelos con una alta humedad tiene una mayor actividad biológica, y por ende, unas emisiones de CO₂ más altas (Lloyd y Taylor, 1994).

Para realizar las mediciones, la cámara se acopla sobre unos cilindros en PVC de 10 cm de diámetro, los cuales están ubicados, de manera permanente, en la parcela de 5 x 5 m. Por cada parcela se tienen dos cilindros, uno con el suelo expuesto al suelo mineral, sin hojarasca, y otro con hojarasca en su interior para remover todo lo que puede hacer fotosíntesis para medir las pérdidas de CO₂ por respiración del suelo y descomposición de la hojarasca (Foto 5). La duración de la medición es de tres minutos. Para hallar la respiración de la hojarasca se resta, la respiración del suelo menos la hojarasca con la respiración del suelo.



Foto 5. Emisión de CO₂ en suelos de páramo. Collares donde se realizan las mediciones consuelo mineral expuesto o con suelo mineral mas necromasa.

Resultados

La biomasa acumulada en la parte aérea de los árboles tuvo una baja relación con la elevación. Los bosques visitados han sido usados tradicionalmente por las comunidades vecinas y desde que inició el monitoreo su biomasa se ha mantenido relativamente constante (Figura 1). El principal factor que determina la distribución de la biomasa aérea en los bosques empleados en este estudio es su cercanía a caminos tradicionales usados por campesinos, lo que favoreció la deforestación en el pasado y dejó aquellos bosques cercanos a los caminos con una baja representación de árboles, tanto

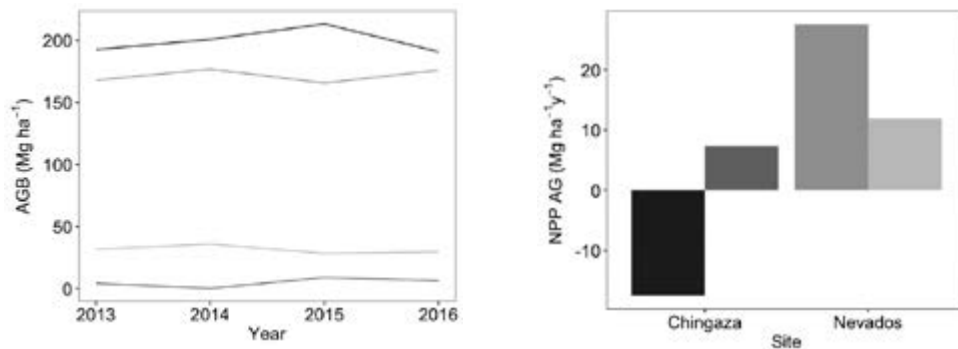


Figura 1. Derecha: Biomasa acumulada en árboles con un DAP mayor a 10 cm y cambios durante 5 años de monitoreo. Izquierda: Producción y pérdidas de biomasa árboles con DAP mayor a 10 cm durante el año 2015-2016 en parcelas de bosque localizadas en el PNN Nevados y en el PNN Chingaza en Colombia.

en número como en especies con diámetros considerables.

Por otra parte, la mortalidad de árboles adultos ha jugado un papel importante en los flujos de carbono en los dos últimos años con importantes emisiones en los bosques con menor biomasa producida por la mortalidad de árboles (Figura 2). Los árboles muertos en pie en los bosques del PNN Los Nevados y el PNN Chingaza están asociados a la invasión de lianas y chusque (*Chusquea* spp) en el dosel que limita la entrada de la luz solar y reduce el desarrollo de nuevas hojas en los árboles.

La biomasa de hierbas, arbustos y otras plantas rasantes, aumentó con la elevación hasta caer abruptamente en la zona periglaciario de superpáramo. Las tasas de productividad siguieron el gradiente de temperatura dado por el cambio en elevación, pero con una clara diferencia entre ambos sitios. En el PNN Chingaza la biomasa de hierbas y arbustos fue de 1,2 Mg ha⁻¹ en tanto que en el PNN Los Nevados fue de 4,52 Mg ha⁻¹ (Figura 2, abajo). La biomasa producida por hierbas y arbustos fue relativamente constante en cada uno de los sitios con un promedio de 7,1 Mg ha⁻¹ a⁻¹

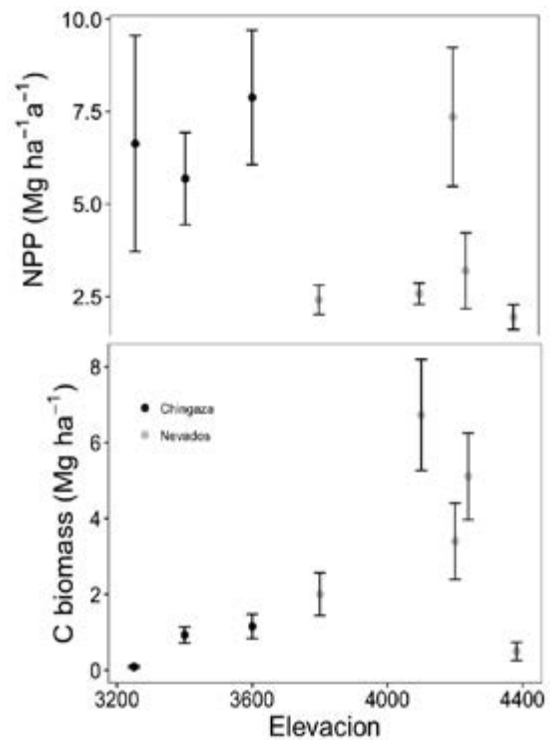


Figura 2. Arriba: Compartimientos de biomasa de arbustos, hierbas y formas de crecimiento rasantes. Abajo: Producción de biomasa arbustos, herbáceas y otras formas de crecimiento rasantes durante el año 2015-2016 en parcelas de páramo localizadas en el PNN Nevados y en el PNN Chingaza en Colombia.



para los sitios de páramo en el PNN Chingaza y de $4,2 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ para los sitios en el PNN Los Nevados (Figura 2, arriba). De manera particular el transecto T5 del PNN Nevados a 4.100 msnm tuvo una mayor cantidad de carbono almacenada en la biomasa herbácea y arbustiva cuando se compara con los otros transectos en la misma localidad.

La necromasa acumulada en los diferentes sitios fue mayor en las bajas elevaciones y zonas de bosque que en las zonas de páramo en ambos sitios. La cantidad de necromasa fue más baja en los transectos de páramo del PNN Chingaza que en los transectos de páramo del PNN Los Nevados (Figura 3, arriba). Sin embargo, en general, la necromasa acumulada fue menor que la biomasa acumulada en herbáceas para todos los sitios. La tasa de producción de necromasa fue mayor en los transectos de bosque en el PNN Chingaza que en los transectos del PNN Los Nevados (Figura 3, abajo). La tasa de producción de necromasa disminuyó con la elevación aunque se observó una alta variación entre los diferentes transectos (Figura 3, abajo).

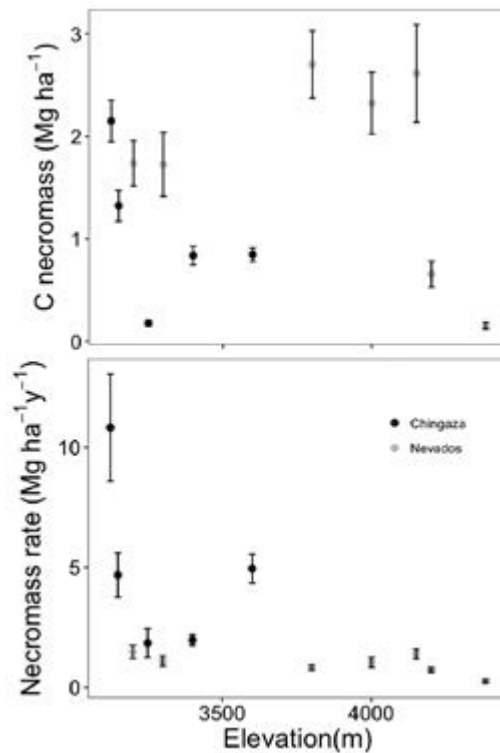


Figura 3. Arriba: Compartimientos de Necromasa. Abajo: Flujos de necromasa durante el año 2015-2016 en parcelas de páramo y bosque localizadas en el PNN Nevados y en el PNN Chingaza en Colombia.

Las tasas de descomposición fueron más bajas en las zonas de páramo que en los bosques. Las pérdidas de materia orgánica por descomposición fueron relativamente rápidas durante los dos primeros meses del periodo de degradación de la hojarasca y fueron reduciéndose a medida que las partes más resistentes a la descomposición de la hojarasca quedaban, como lo es la estructura foliar más lignificada (Figura 5). La descomposición de hojarasca en la zona de periglaciación a 4.300 m de elevación fue relativamente rápida pero estaba dada principalmente por una fotodegradación del material vegetal sin intervención aparente de organismos descomponedores.

El porcentaje de carbono en los suelos fue variable con claras diferencias entre los dos sitios. En los transectos ubicados en el PNN Chingaza, el porcentaje de carbono fue de 3 a 4 veces más alto que los valores observados en el PNN Los Nevados (Figura 6, arriba). El contenido de carbono total en los primeros 20 cm de suelo tuvo un patrón parecido con mayores valores en el PNN Chingaza que en el PNN Los Nevados con valores relativamente constantes a lo largo del gradiente de elevación (Figura 6, abajo).

Los flujos de CO_2 emitidos por los suelos de los diferentes sitios tuvieron una clara relación con la elevación, con flujos menores a mayores elevaciones. Los flujos en los transectos del PNN Chingaza

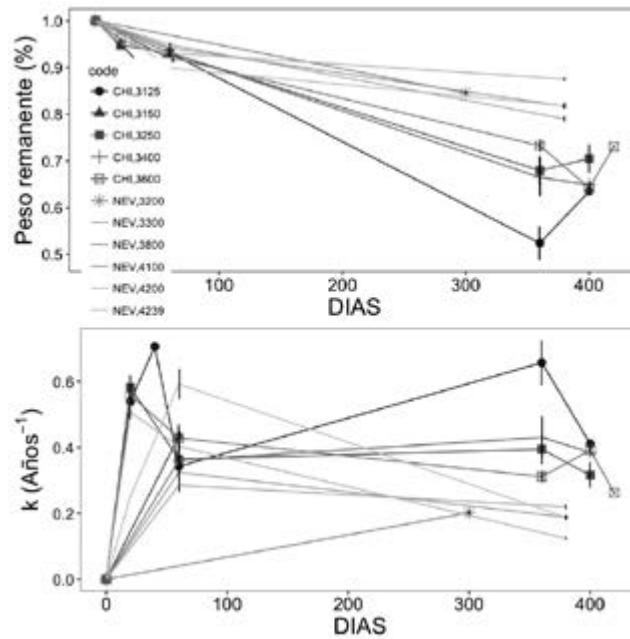


Figura 4. Pérdidas de masa a lo largo del tiempo (arriba) y variación en la constante de descomposición k a lo largo del tiempo (Wider y Lang 1982) (abajo) en parcelas de bosque y páramo localizadas en el PNN Nevados y en el PNN Chingaza en Colombia.

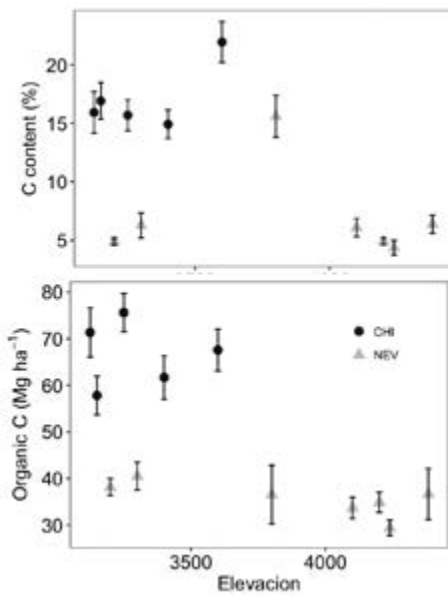


Figura 5. Compartimientos de carbono en los 20 cm de suelo de páramo y bosque alto andino en parcelas de bosque y páramo localizadas en el PNN Nevados y en el PNN Chingaza en Colombia.

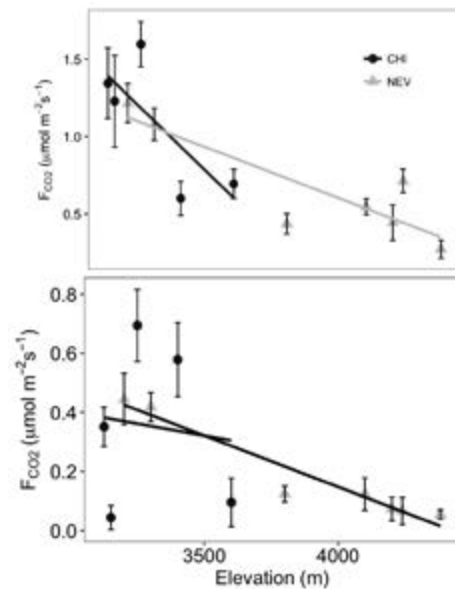


Figura 6. Arriba: Emisiones de dióxido de carbono (CO₂) de suelo mineral hacia la atmósfera. Abajo: Emisiones de dióxido de carbono (CO₂) de hojarasca hacia la atmósfera (detalles en métodos), en parcelas de bosque y páramo localizadas en el PNN Nevados y en el PNN Chingaza en Colombia.



fueron relativamente mayores que en los transectos del PNN Los Nevados, excepto en los lugares a mayor elevación en los cuales los valores de los flujos eran similares entre los dos sitios (Figura 6, arriba). Las emisiones de CO_2 de la hojarasca siguieron una tendencia similar: en el PNN Los Nevados con flujos menores a mayores elevaciones, en tanto en el PNN Chingaza los flujos de la hojarasca fueron relativamente constantes a lo largo del gradiente de elevación y seguían un patrón similar a las tasas de descomposición observadas en las bolsas de descomposición instaladas en los diferentes sitios. Los bajos flujos observados en la zona de periglacial a 4.300 m de elevación apoyan la idea de la importancia de la foto-degradación de la materia orgánica a estas elevaciones con un mínimo aporte de la actividad microbiana a la descomposición (Olefeldt et al., 2013).

Discusión

En general, los valores de biomasa aérea observados en los diferentes lugares muestran una clara dominancia de los sitios de bosque donde ha sido conservado. Sin embargo, la escala de los flujos de producción primaria neta y producción de necromasa tienen valores relativamente similares entre los sitios de bosque y los sitios de páramo. Muestran que la vegetación herbácea y arbustiva del páramo pueden tener altas tasas de productividad. Las altas tasas de producción primaria neta observadas en el páramo pueden obedecer al bajo costo de producir biomasa herbácea, la cual es rápidamente reciclada, en el mismo sistema, a partir de la incorporación de la necromasa en el suelo.



El porcentaje de carbono en los suelos obedece de manera aparente a las tasas de descomposición y a la velocidad con la cual la materia orgánica es incorporada en la matriz del suelo. En el PNN Chingaza a pesar de que las tasas de descomposición son más elevadas, la cantidad de necromasa aportada es mucho mayor que en el PNN Los Nevados indicando que muy posiblemente la tasa de producción de necromasa juegue un papel importante en el carbono del suelo.

Los páramos de Antioquia siguen gradientes similares a los observados entre el PNN Chingaza y el PNN Nevados. Los páramos de la región central de Antioquia son similares en sus patrones de precipitación y suelos a los observados en el PNN Nevados. Estos páramos son relativamente secos con una precipitación anual inferior a los 2.000 mm, un suelo derivado de rocas ígneas intermedias y una geomorfología de cima donde los páramos ocurren en azonalidades climáticas en las cimas de las montañas. Los páramos de la Cordillera Occidental en Antioquia son más similares a los páramos del PNN Chingaza donde los páramos se encuentran en altiplanicies elevadas en paisajes estructurales con una abundante precipitación con más de 3.000 mm anuales.

La acumulación y protección del carbono en el suelo es aparentemente controlada por la elevación, la que a su vez es un indicador del control de la temperatura del suelo sobre las tasas de respiración autotrófica y heterotrófica en los diferentes sitios. Las implicaciones más importantes de este estudio indican que los cambios (aumentos) de la temperatura, debido al cambio climático, tendrán un impacto directo y aumentarán las tasas de descomposición de la hojarasca y las tasas de respiración del suelo, lo que llevará a una rápida disminución de su capacidad de acumular carbono.



Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo continuo de Parques Nacional Naturales en el desarrollo de estas actividades. El apoyo del profesor Álvaro Duque en la Universidad Nacional es especialmente reconocido. El trabajo de numerosos colegas y estudiantes del IDEAM, de la Universidad Nacional de Colombia sede Medellín y de la Pontificia universidad Javeriana de Bogotá fue indispensable para poder llevar a cabo la presente investigación.

Referencias

- Armenteras, D., N. Rodríguez, J. Retana, and M. Morales. (2011). Understanding deforestation in montane and lowland forests of the Colombian Andes. *Regional Environmental Change* (11), p. 693-705.
- Bottner, P., M. Pansu, L. Sarmiento, D. Hervé, R. Callisaya-Bautista, and K. Metselaar. (2006). Factors controlling decomposition of soil organic matter in fallow systems of the high tropical Andes: A field simulation approach using ¹⁴C- and ¹⁵N-labelled plant material. *Soil Biology and Biochemistry* (38), p. 2162-2177.
- Chave, J., M. Réjou-Méchain, A. Búrquez, E. Chidumayo, M. S. Colgan, W. B. Delitti, A. Duque, T. Eid, P. M. Fearnside, and R. C. Goodman. (2014). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology* (20), p. 3177-3190.
- Cleef, A. M. (1981). The vegetation of the páramos of the Colombian Cordillera Oriental. *Mededelingen van het Botanisch Museum en Herbarium van de Rijksuniversiteit te Utrecht* (481), p. 1-320.
- Finotti, R., S. R. Freitas, R. Cerqueira, and M. V. Vieira. (2003). A Method to Determine the Minimum Number of Litter Traps in Litterfall Studies1. *Biotropica* (35), p. 419-421.
- Hofstede, R. G., M. X. M. Castillo, and C. M. R. Osorio. (1995). Biomass of grazed, burned, and undisturbed páramo grasslands, Colombia. I. Above-ground vegetation. *Arctic and Alpine Research*, p. 1-12.
- Hofstede, R. G., and A. J. Rossenaar. (1995). Biomass of grazed, burned, and undisturbed Paramo Grasslands, Colombia. II. Root mass and above-ground: Belowground ratio. *Arctic and Alpine Research*, p. 13-18.
- IDEAM, Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2009). Consultoría para la validación del protocolo para la caracterización de los ciclos de agua y carbono en ecosistemas de alta montaña y diseño, instalación y puesta en operación de la red de monitoreo para determinar los impactos del cambio climático en dichos ciclos. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, Universidad del Valle, Bogotá.
- Kirschbaum, M. U. (1995). The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic C storage. *Soil Biology and Biochemistry* (27), p. 753-760.
- Körner, C. (2003). *Alpine plant life: functional plant ecology of high mountain ecosystems; with 47 tables*. Springer Science y Business Media.
- Körner, C. (2012). *Alpine Treelines: Functional Ecology of the Global High Elevation Tree Limits*. Springer Basel, Basel.
- Körner, C., and J. Paulsen. (2004). A worldwide study of high altitude treeline temperatures. *Journal of Biogeography* (31), p. 713-732.
- Lloyd, J., and J. A. Taylor. (1994). On the temperature dependence of soil respiration. *Functional ecology*, p. 315-323.
- Londono, C., A. Cleef, and S. Madrinán. (2014). Angiosperm flora and biogeography of the páramo region of Colombia, Northern Andes. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* (209), p. 81-87.
- Luteyn, J. L., S. Churchill, D. Griffin III, S. Gradstein, H. Sipman, and A. Gavilanes. (1999). A checklist of plant diversity, geographical distribution, and botanical literature. *New York Bot Gard* (84), p. 1-278.
- Moore, T. R., J. Trofymow, M. Siltanen, and L. Kozak. (2008). Litter decomposition and nitrogen and phosphorus dynamics in peatlands and uplands over 12 years in central Canada. *Oecologia* (157), p. 317-325.
- Olefeldt, D., M. R. Turetsky, and C. Blodau. (2013). Altered composition and microbial versus UV-mediated degradation of dissolved organic matter in boreal soils following wildfire. *Ecosystems* (16), p. 1396-1412.
- Rivera Ospina, D., and C. E. Rodríguez Murcia. (2011). *Guía divulgativa de criterios para la delimitación de páramos de Colombia*.
- Soil Survey Staff. (2014). *Soil survey laboratory methods manual Version 5.0*. U.S. Department of Agriculture, Lincoln, Nebraska.
- Wider, R. K., and G. E. Lang. (1982). A Critique of the Analytical Methods Used in Examining Decomposition Data Obtained From Litter Bags. *Ecology* (63), p. 1636-1642.
- Zimmermann, M., P. Meir, M. Silman, A. Fedders, A. Gibbon, Y. Malhi, D. Urrego, M. Bush, K. Feeley, K. Garcia, G. Dargie, W. Farfan, B. Goetz, W. Johnson, K. Kline, A. Modi, N. Q. Rurau, B. Staudt, and F. Zamora. (2010). No Differences in Soil Carbon Stocks Across the Tree Line in the Peruvian Andes. *Ecosystems* (13), p. 62-74.



La mejor manera de **proteger** los **páramos** es **disminuir** la **intensidad** de las **actividades humanas** y **desarrollar técnicas** de **restauración** y **protección con bases científicas sólidas** que tengan en cuenta los **cambios** que ocurrirán en el **clima** en los **próximos años**
(Benavides et al., en este libro)

El **ascenso** de los **límites** de los **ecosistemas**

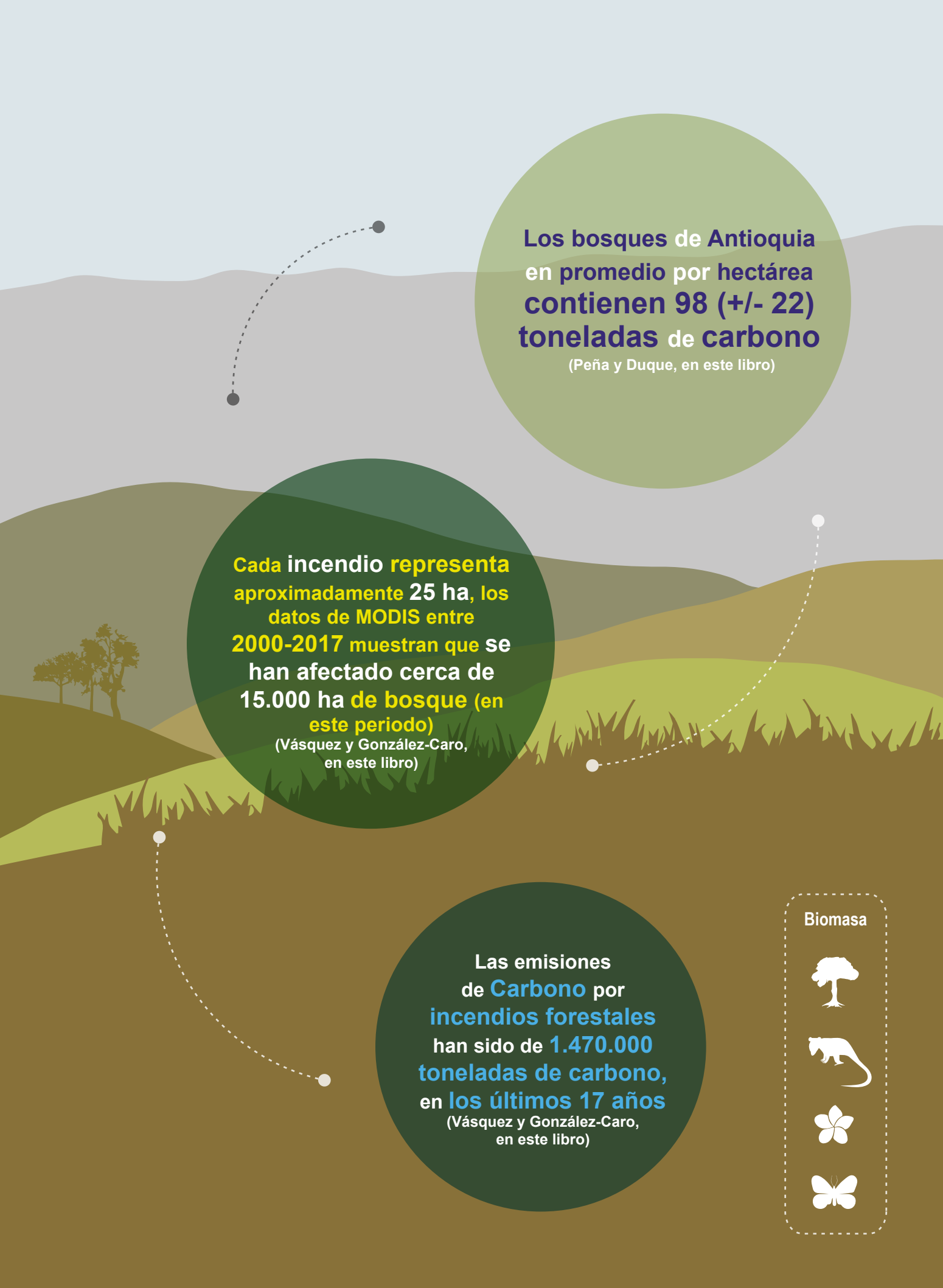
El **calentamiento inusual** en zonas de **alta montaña**, podría **generar un amplio espectro de alteraciones**
(Ruiz-Carrascal, en este libro)

La **extinción** de **especies** que no **logran adaptarse** a las **rápidas condiciones cambiantes**

La **disminución** en la **capacidad de regulación hídrica**

La **desaparición** de **humedales** por **aceleración del ciclo hidrológico**

La **desertificación** de **hábitats** expuestos a **alta insolación**



**Los bosques de Antioquia
en promedio por hectárea
contienen 98 (+/- 22)
toneladas de carbono**

(Peña y Duque, en este libro)

**Cada incendio representa
aproximadamente 25 ha, los
datos de MODIS entre
2000-2017 muestran que se
han afectado cerca de
15.000 ha de bosque (en
este periodo)**

(Vásquez y González-Caro,
en este libro)

Las emisiones
de **Carbono** por
incendios forestales
han sido de **1.470.000**
toneladas de carbono,
en **los últimos 17 años**

(Vásquez y González-Caro,
en este libro)

Biomasa







Capítulo III
Habitantes de los ecosistemas



Fotografía: Sebastián Vieira



Prioridades de conservación de la **diversidad de** **orquídeas** en el departamento de Antioquia (Colombia)

*Maria Judith Carmona Higueta^{1,2}; Claudia Milena Agudelo Palacio³;
Daniel Zuleta³; Samuel Monsalve Correa^{1,4}; Álvaro Idárraga Piedrahíta⁴; Julio
Betancur⁵; Esteban Domínguez Vargas^{1,4}; Paula Andrea Morales M.⁴; Gustavo
Aguirre Arias^{1,6}; Sebastián Vieira Uribe^{1,6}; Ana María Benavides Duque^{1,2}*

¹Grupo de Estudio de Orquídeas de Antioquia; ²Jardín Botánico de Medellín; ³Universidad Nacional de Colombia; ⁴Universidad de Antioquia; ⁵Instituto de Ciencias Naturales; ⁶Sociedad Colombiana de Orquideología.



“Conservar de forma efectiva las especies nativas de orquídeas colombianas, garantizando su conservación in situ en hábitats adecuados y su reproducción ex situ con fines de investigación y reintroducción”.

Introducción

Las orquídeas son una de las familias de plantas con mayor riqueza de especies. Actualmente se reconocen 27.541 especies en el mundo (Plant list, 2013). Colombia es el país con mayor número de especies descritas con 4.270 especies (Betancur et al., 2015). En los Andes las orquídeas son una familia especialmente diversa y conspicua, principalmente en la región tropical (Gentry y Dodson, 1987). El catálogo de Flora de Antioquia registra 1.134 especies de orquídeas en el departamento, tanto de hábito epífita como terrestre (Catálogo de las Plantas Vasculares del Departamento de Antioquia, 2017).

Colombia, por su parte, exhibe una alta riqueza de especies de orquídeas, pero una gran cantidad de ellas se encuentra en grave peligro de extinción por diversas causas (Calderón, 2007). A corto plazo, las amenazas latentes que ponen en riesgo de extinción a las orquídeas son la pérdida y deterioro del hábitat por efecto de la deforestación, fragmentación de los bosques y la extracción masiva de plantas silvestres (Orejuela-Gartner, 2012).

En Antioquia se desconocen los efectos de la pérdida de hábitat en el estado de conservación de esta familia (Duque et al., 2014). Los bosques remanentes en el departamento se encuentran altamente amenazados a causa de altas tasas de deforestación (UNODC, 2017). Si bien la deforestación actualmente se concentra en las zonas bajas del departamento, la región andina de Antioquia (>1.000 msnm) presenta hoy ~800.000 ha de bosque, el 39% de la cobertura natural inicial (Hansen et al., 2013). Con respecto a la extracción masiva, desde los siglos XVIII-XIX las orquídeas han sido intensamente colectadas por exploradores naturalistas y reconocidos coleccionistas. La explotación

de orquídeas en el departamento se ha descrito en algunos relatos de viajes, informes y registros de herbario, con datos impresionantes como la colección y exportación de más de 13 mil plantas vivas enviadas desde Medellín por un solo colector, el checo Benedict Roezli, a mediados de 1800 (Callejas, 2011b; Millican, 1891).

Adicional a las amenazas por pérdida de hábitat y colección, el cambio climático es una gran amenaza para la supervivencia de este grupo. En Antioquia el 73% de las especies de orquídeas son de hábito epífita (835 especies) (Catálogo de las Plantas Vasculares del Departamento de Antioquia, 2017), un hábito altamente dependiente de los aportes atmosféricos de agua y nutrientes (Benzing, 1998; Zotz y Bader, 2009; Orejuela-Gartner, 2012; Zuleta Zapata, 2015), por lo cual el cambio climático actual, específicamente los cambios en la humedad de los bosques -debido a incremento en la temperatura y a eventos extremos de precipitación (e.g. sequías)-, constituyen factores que incrementan potencialmente la mortalidad de las orquídeas y disminuyen su establecimiento en los bosques (Zuleta Zapata, 2015; Zotz y Bader, 2009).

Ante las amenazas que enfrenta la flora del país y en especial las orquídeas, Colombia ha establecido la “Estrategia para la Conservación de Plantas en Colombia” (García et al., 2010). Además, se ha generado el “Plan para el estudio y la conservación de las orquídeas en Colombia” (Betancur et al., 2015). En este se propone “Conservar de forma efectiva las especies nativas de orquídeas colombianas, garantizando su conservación in situ en hábitats adecuados y su reproducción *ex situ* con fines de investigación y reintroducción”. Para cumplir este objetivo se plantean diferentes metas que abarcan acciones para identificar las especies





prioritarias y realizar conservación tanto *in situ* como *ex situ*. La priorización de especies también se propone en la “Estrategia para la Conservación de Plantas en Colombia” con el objetivo de definir especies sobre las cuales se deben iniciar acciones de conservación con urgencia y como requerimiento para gestionar eficientemente los recursos y esfuerzos regionales destinados a la implementación de programas de conservación. La priorización busca, entonces, evaluar la viabilidad y garantizar el éxito de la gestión de conservación (García et al., 2010).

En este estudio se explora la diversidad y distribución regional de las orquídeas reportadas en un listado consolidado de especies. Se parte de diferentes fuentes de información. Se examinan las amenazas a las que están siendo sometidas las orquídeas en Antioquia con énfasis en la deforestación y la cobertura actual de bosque en los municipios del departamento. Adicionalmente, se presenta el resultado del ejercicio de priorización de 33 especies para conservación. Se siguen los criterios que sugiere la Estrategia Nacional de Conservación de Plantas Amenazadas (García et al., 2010).

Metodología

Área de estudio

El área de estudio se localiza en el departamento de Antioquia, situado al Nordeste de Colombia (5°25'N y 8°55' N y los 73°53'O y 77°07' O) y atravesado por dos ramales (central y occidental) de la



Fotografía: Sebastián Vieira

Cordillera de los Andes. Presenta un relieve variado con elevaciones que van desde el nivel del mar hasta los 4.000 msnm. Antioquia posee una extensión de 63.612 km² y se encuentra políticamente dividido en 125 municipios. El departamento está conformado por 10 grandes áreas fisiográficas: 1) la Cordillera Occidental, 2) los altiplanos de Santa Rosa de Osos, Rionegro y Sonsón sobre la Cordillera Central, 3) el valle del río Porce que separa dichos altiplanos (Santa Rosa en el Norte y Rionegro y Sonsón en el Sur), 4) la vertiente oriental de la Cordillera Occidental, 5) la vertiente Occidental de la Cordillera Occidental, 6) la vertiente oriental de la Cordillera Central, 7) la vertiente Occidental de la Cordillera Central, 8) el cañón y valle del Bajo Cauca, 9) el valle del Magdalena Medio y 10) el valle selvático del Atrato y Urabá (Callejas 2011a).

La tasa de deforestación anual reportada para el departamento oscila entre 15.881 ha (Ideam, 2016) y 25.000 ha (Hansen et al., 2013). De acuerdo a Hansen y colaboradores (2013), todos los municipios del departamento presentan algún grado de deforestación en el período 2000-2012, con valores de entre 0,002% y 0,22% con respecto al del municipio (Anexo 1). Los municipios con mayor área deforestada tienden a tener una mayor cobertura de bosque remanente (correlación= 0,60, t = 8,45, p-valor = 7.287e-14), tanto en tierras bajas como en Bosques Andinos (municipios ubicados sobre los 1.000 msnm; 83 municipios) y los municipio ubicados en la franja de menor altitud, la relación entre el área del municipio y de cobertura de bosque se mantiene (área de municipios Andino: correlación= 0,45, t = 4,64, p -valor= 1,307e-05; Bajos: correlación= 0,37, t = 2,55, p-valor = 0,01). De acuerdo al registro único de áreas protegidas del país (Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2017) en 59 municipios del departamento existen 117 áreas con algún grado de protección (Anexo 1).



Lista de orquídeas

Con el objetivo de actualizar la lista de especies de orquídeas del departamento, se realizó una consolidación y depuración de las listas publicadas en Catálogo Virtual de las Plantas Vasculares del Departamento de Antioquia, Plan para el Estudio y Conservación de las Orquídeas en Colombia, Catálogo de Plantas de Colombia, registros personales o de investigaciones en curso y publicaciones recientes de especies nuevas para la ciencia (Bernal et al., 2015; Betancur et al., 2015; Idarraga et al., 2015; Catálogo de las Plantas Vasculares del Departamento de Antioquia, 2017). Este último, registra las especies presentes en Antioquia basado en colecciones botánicas de los herbarios COL, F, HUA, JAUM, MEDEL, MO, NY y US.

Composición de orquídeas, variables climáticas y regiones fisiográficas

Para análisis particulares se empleó el registro de colecciones de las orquídeas del herbario JAUM y del proyecto “Diversidad y distribución de epífitas vasculares en el Norte de los Andes colombianos” (Zuleta et al., 2016), de donde se obtuvo información de distribución de las especies de orquídeas. Se obtuvieron datos de 1.065 especies en 124 municipios. El mayor aporte de localidad de las especies fue del Catálogo Virtual de Flora de Antioquia (1.987 registros), seguido de JAUM (312) y Zuleta y colaboradores (41).

Se evaluó la similitud florística entre las regiones fisiográficas de Antioquia con el método de ordenación “Escalamiento Multidimensional No Métrico” (NMDS). Se usó la distancia Bray-Curtis (Legendre y Legendre, 2012). Para evaluar el rol de las áreas fisiográficas y las variables


climáticas en la composición de géneros de orquídeas se utilizó un Análisis de Redundancia (RDA) (Legendre y Legendre, 2012). Ambos análisis se realizaron con el paquete Vegan para el software R (R Core Team 2014). Las variables ambientales de cada área fisiográfica fueron extraídas de la base de datos Worldclim 1,4 capas climáticas del presente (1950-2000) con resolución aproximada de 1 km x 1 km (Hijmans et al., 2005), para asignar los valores anuales promedio de temperatura y precipitación a cada una de las áreas fisiográficas, utilizando Quantum Gis (QUANTUM, 2014).

Amenazas y oportunidades

Se evaluaron las amenazas por deforestación en cada uno de los 125 municipios del departamento. Los datos de deforestación fueron tomados de la iniciativa global “High-resolution Global maps of 21st-century forest cover change” (Hansen et al., 2013), la cual fue elaborada a partir de imágenes satelitales Landsat entre los años 2000 y 2012 con una resolución espacial de 30 m x 30 m. Para identificar las amenazas se exploraron los datos recientes de deforestación, tasa de deforestación en 12 años y la cobertura de bosque remanente por municipio con la riqueza de especies reportada en Catálogo Virtual de las Plantas Vasculares del departamento de Antioquia Catálogo de las Plantas Vasculares del Departamento de Antioquia (2017).

La cobertura de bosque, por su parte, se estima como una cobertura vegetal homogénea observable en las imágenes Landsat de copas de árboles de más de 5 m de altura (Hansen et al., 2013). También se evaluó la amenaza que representa la tasa actual de deforestación para la riqueza reportada de orquídeas en cada uno de los 125 municipios del departamento





(no obstante para el municipio de La Pintada no se incluyeron valores de riqueza de especies de orquídeas porque al momento de la elaboración del Catálogo de Plantas Vasculares del departamento de Antioquia, de donde parte esta información, La Pintada era un corregimiento del municipio de Santa Bárbara y solo en 1996 fue erigido como municipio. En consecuencia, todas las colecciones de flora realizadas en La Pintada se incluyen en el municipio de Santa Bárbara). Así mismo, se valoró la oportunidad de conservación y se analizó la relación entre la riqueza de especies reportadas y la cobertura actual de bosques para los municipios del departamento. Los datos de deforestación fueron tomados de la iniciativa global “High-resolution Global maps of 21st-century forest cover change” (Hansen et al., 2013), la cual fue elaborada a partir de imágenes satelitales Landsat entre los años 2000 y 2012 con una resolución espacial de 30 m x 30 m. Para identificar la amenaza, se exploraron los datos recientes de área deforestada y la tasa de deforestación en los últimos 12 años con la riqueza de especies reportada en el Catálogo Virtual de las Plantas Vasculares del departamento de Antioquia (2017). La cobertura actual de bosque remanente por municipio se explora como una oportunidad de conservación. La cobertura de bosque se estima como una cobertura vegetal homogénea observable en las imágenes Landsat de copas de árboles de más de 5 m de altura (Hansen et al., 2013). Además, se analizan las oportunidades de conservación de acuerdo al registro único de áreas protegidas en cada municipio (Anexo 1).

Priorización de especies para la conservación

Con el fin de determinar y priorizar especies para conservar en Antioquia, se realizó una evaluación siguiendo los criterios que sugiere la Estrategia Nacional para la Conservación de Plantas (García et



Fotografía: Sebastián Vieira

al., 2010). Para evaluar el estado de las orquídeas en el departamento se seleccionaron 33 especies de orquídeas por su valor ornamental y/o horticultural, de las que se percibe una disminución en sus poblaciones asociados a sobre colecta o degradación del hábitat por deforestación. La evaluación fue realizada mediante encuestas a expertos regionales en orquídeas. Cada uno de los criterios fue evaluado otorgando una calificación de 1 a 4 y ponderado de acuerdo al valor propuesto en la matriz. Los criterios determinados en la matriz de Prioridades de Conservación fueron: (A) rol ecológico de la especie en el ecosistema (valor en la ponderación 20), (B) rango de distribución (20), (C) tendencia de crecimiento de las poblaciones (20), (D) singularidad genética (10), (E) nivel de riesgo de extinción (40), (F) amenaza local (10), (G) razón de uso por las comunidades (20). Posteriormente, se evaluó la factibilidad de gestión para establecer programas de conservación para las 11 especies resultado del ejercicio de priorización. Se realizó un análisis basado en la matriz de Capacidad de Gestión. Dicha matriz incluyó, para la evaluación de cada especie: (A) conocimiento de la amenaza (valor de la ponderación:10), (B) si existen instrumentos normativos de control para la especie o hábitat donde se encuentra (10), (C) apoyo en algún programa de conservación (10), (D) representatividad de la distribución de la especie en las áreas de la conservación, como por ejemplo, parques nacionales (10), (E) apoyo de la comunidad en las estrategias de conservación de las especies (10), (F) financiación y costos para recuperar las poblaciones de las especies (20), y (G) potencial biológico asociado a la resiliencia y capacidad de recuperarse a nivel poblacional (20).



Resultados

La lista actualizada de orquídeas para el departamento de Antioquia arroja un total de 1488 especies distribuidas en 178 géneros de los cuales *Epidendrum*, *Lepanthes*, *Stelis*, *Pleurothallis*, *Masdevallia*, *Oncidium*, *Maxillaria* y *Dracula* representan cerca del 50% de la riqueza de orquídeas del departamento (Anexo 2). Los géneros de orquídeas con más especies reportadas únicamente en Antioquia son *Lepanthes* y *Epidendrum* (Tabla 1). En el 81% de los municipios (101) se registra al menos una especie de orquídea. De estos, 65 municipios presentan 10 o menos especies reportadas. Los municipios con más reportes son Urrao, Medellín y Frontino, con 259, 193 y 182 especies reportadas, respectivamente (Figura 1).

Las áreas fisiográficas del departamento con mayor riqueza de especies son los altiplanos de Santa Rosa de Osos, Río Negro y Sonsón sobre la Cordillera Central, con casi el 30% de la riqueza total de orquídeas y la vertiente oriental de la Cordillera Central con la mayor diversidad de géneros (Figura 2). Por otro lado, solo dos géneros se registran en las diez áreas fisiográficas del departamento: *Epidendrum* y *Masdevallia*; mientras que los géneros *Lepanthes*, *Maxillaria*, *Oncidium* y *Trichosalpinx* tienen registros en nueve de las áreas. Si se excluyen los géneros ampliamente distribuidos, en las áreas fisiográficas de menor altitud se encuentran el género *Aspasia*, mientras que las áreas fisiográficas andinas se agrupan con predominancia de los géneros como *Stelis*, y *Pleurothallis*. El rango altitudinal con mayor riqueza de especies y géneros de orquídeas se encuentra entre los 1.500 y 2.500 msnm, sobresale el bajo número de especies registradas en las elevaciones de 0 a 500 msnm, y entre 3.500 y 4.000 msnm (Figura 3). Se encuentran diferencias entre las áreas fisiográficas en términos de la composición de géneros de acuerdo al análisis NMDS, las áreas fisiográficas de las Cordilleras Oriental y Central con sus vertientes son más afines en la composición de géneros que las áreas de menor altitud (cañón y valle del Bajo Cauca, valle selvático del Atrato y Urabá y valle del Magdalena Medio), con excepción del valle del río Porce que separa los altiplanos (Santa Rosa en el Norte y Rionegro y Sonsón en el sur) (Figura 4). De acuerdo con el análisis de Redundancia (RDA), las variables climáticas asociadas a la composición de géneros agrupa, el cañón y valle del Bajo Cauca y el valle selvático del Atrato y Urabá y la vertiente occidental de la Cordillera Central, el valle del río Porce y la vertiente oriental de la Cordillera Occidental, los cuales tienen valores bajos de riqueza de géneros y especies, aunque difieren en composición (Figura 5). Los Bosques Andinos, representados en el Altiplano de Santa Rosa de Osos, Sonsón y Rionegro; la Cordillera Occidental y la vertiente occidental de la Cordillera Occidental; se muestran disímiles en composición de géneros y variables microclimáticas con respecto al resto de las regiones fisiográficas.

Amenazas y oportunidades

Existen oportunidades para conservar una alta riqueza de especies en la cobertura de bosques remanentes en los municipios del departamento, por cuanto existe una relación entre el área de la cobertura de bosque y el número de especies de orquídeas, tanto para los Bosques Andinos como para los bosques de zonas bajas (correlación entre la cobertura de bosque por municipios en el departamento y la riqueza de especies, correlación = 0,23 t = 2,69, p = 0,01; cobertura de bosque



Tabla 1. Géneros listados en orden descendente de acuerdo con el número de especies con distribución reportada hasta el momento únicamente en Antioquia (endémicas del departamento de Antioquia); se indican el número de especies nativas, endémicas y la proporción de endemismo de cada género respecto al número de especies y al endemismo total para la flora (adaptado de tabla 1, Flora de Antioquia, Idárraga y Callejas, 2011).

Género	No. Spp	No. Spp endémicas de Antioquia	Proporción por género	Proporción del total de especies endémicas de Antioquia
<i>Lepanthes</i>	139	69	0,496	0,116
<i>Epidendrum</i>	172	24	0,140	0,040
<i>Masdevallia</i>	67	20	0,299	0,034
<i>Dracula</i>	43	18	0,419	0,030
<i>Stelis</i>	107	15	0,140	0,025
<i>Microchilus</i>	14	8	0,571	0,013
<i>Trichosalpinx</i>	26	7	0,269	0,012
<i>Pleurothallis</i>	86	6	0,070	0,010
<i>Platystele</i>	22	4	0,182	0,007
<i>Telipogon</i>	19	4	0,211	0,007
<i>Restrepia</i>	14	4	0,286	0,007
<i>Scaphosepalum</i>	9	3	0,333	0,005
<i>Oncidium</i>	60	2	0,033	0,003
<i>Sobralia</i>	21	2	0,095	0,003
<i>Specklinia</i>	19	2	0,105	0,003
<i>Coryanthes</i>	6	2	0,333	0,003
<i>Porroglossum</i>	6	2	0,333	0,003
<i>Cischweinfia</i>	3	2	0,667	0,003
<i>Maxillaria</i>	49	1	0,020	0,002
<i>Elleanthus</i>	24	1	0,042	0,002
<i>Acianthera</i>	13	1	0,077	0,002
<i>Kefersteinia</i>	11	1	0,091	0,002
<i>Dryadella</i>	7	1	0,143	0,002
<i>Lepanthopsis</i>	7	1	0,143	0,002
<i>Mormodes</i>	7	1	0,143	0,002
<i>Ornithocephalus</i>	7	1	0,143	0,002
<i>Myoxanthus</i>	6	1	0,167	0,002
<i>Trichopilia</i>	6	1	0,167	0,002
<i>Bulbophyllum</i>	5	1	0,200	0,002
<i>Comparettia</i>	5	1	0,200	0,002
<i>Sievekingia</i>	4	1	0,250	0,002
<i>Acronia</i>	3	1	0,333	0,002
<i>Brachionidium</i>	3	1	0,333	0,002
<i>Macroclinium</i>	3	1	0,333	0,002
<i>Platythelys</i>	3	1	0,333	0,002
<i>Eloyella</i>	2	1	0,500	0,002
<i>Pterostemma</i>	2	1	0,500	0,002
<i>Warreella</i>	2	1	0,500	0,002
<i>Teuscheria</i>	1	1	1,000	0,002

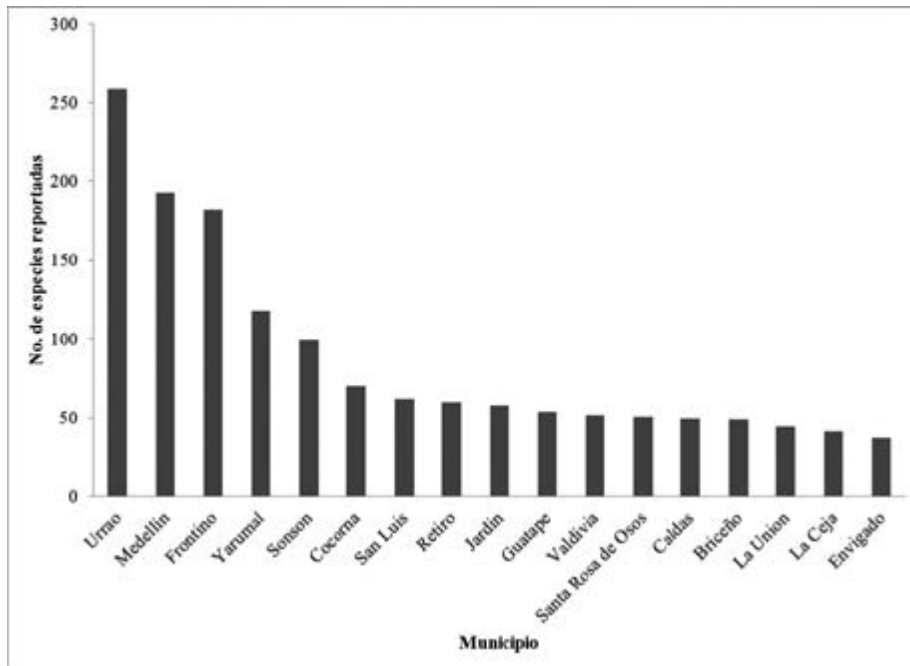


Figura 1. Municipios de Antioquia con más de 30 especies de orquídeas reportadas.

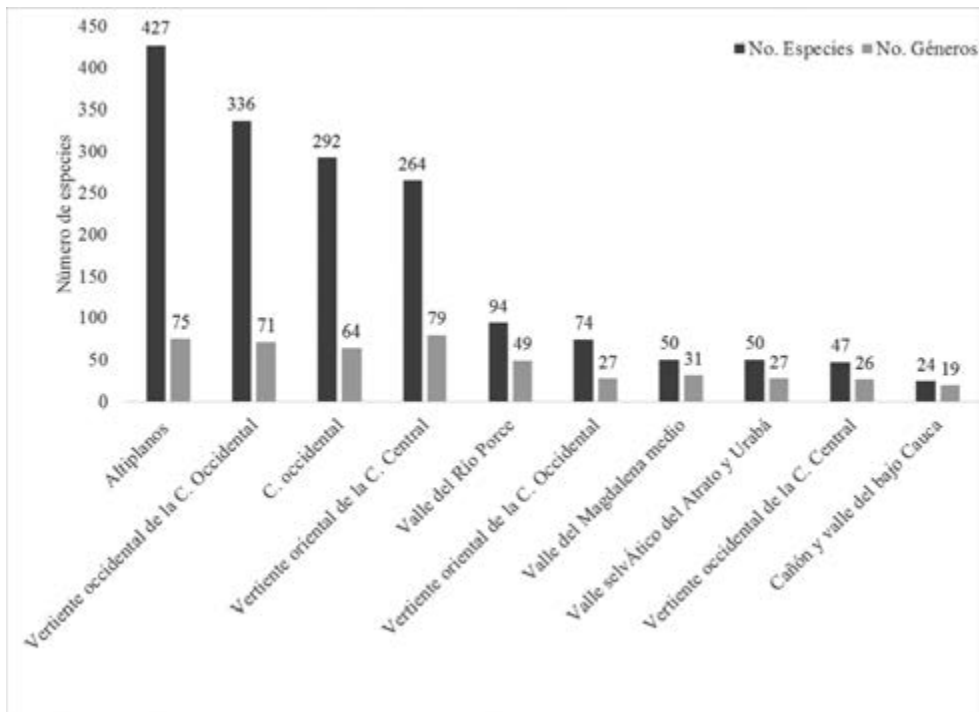


Figura 2 Número de especies de orquídeas (oscuro) y número de géneros (claro) reportadas en cada una de las áreas fisiográficas de Antioquia.

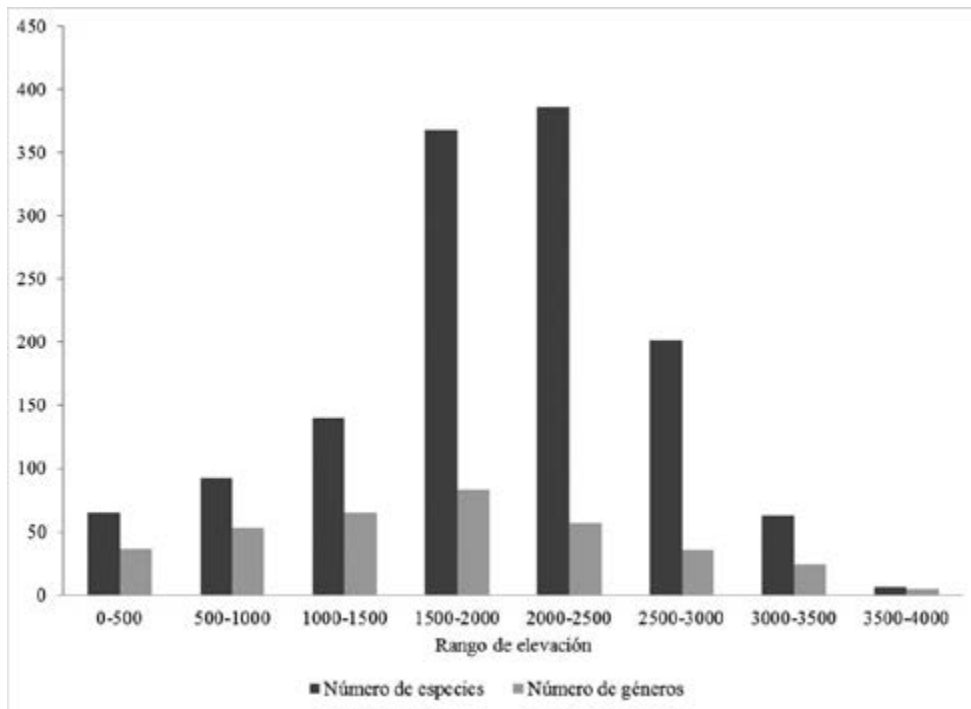


Figura 3. Número de especies (oscuro) y géneros (claro) de orquídeas reportados por rango de elevación.

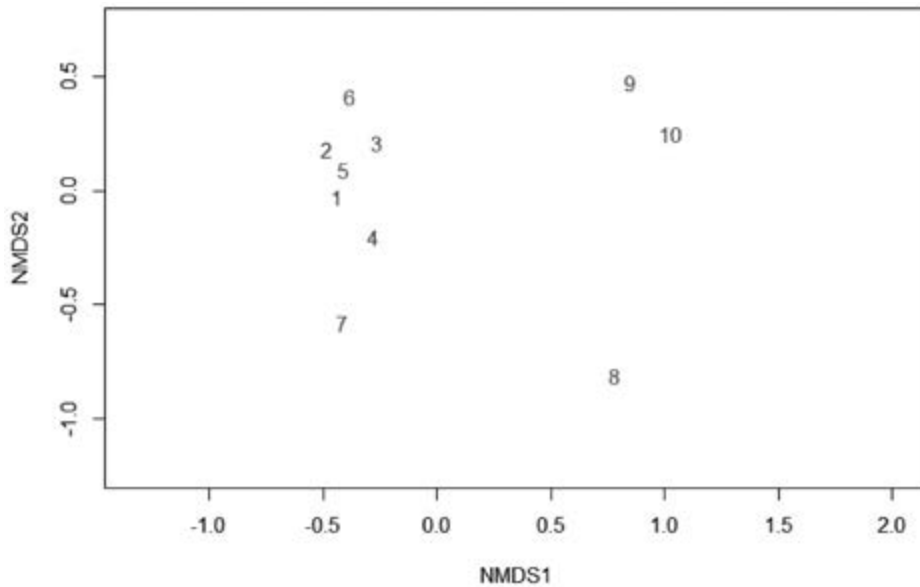


Figura 4. Ordenación de las áreas fisiográficas de acuerdo a la similitud en composición de géneros de orquídeas en Antioquia. 1) Cordillera Occidental, 2) altiplanos de Santa Rosa de Osos, Rionegro y Sonsón, 3) río Porce, 4) la vertiente oriental de la Cordillera Occidental, 5) vertiente occidental de Cordillera Occidental, 6) vertiente oriental de la Cordillera Central, 7) la vertiente occidental de Cordillera Central, 8) el cañón y valle del Bajo Cauca, 9) el valle del Magdalena Medio y 10) el valle selvático del Atrato y Urabá.

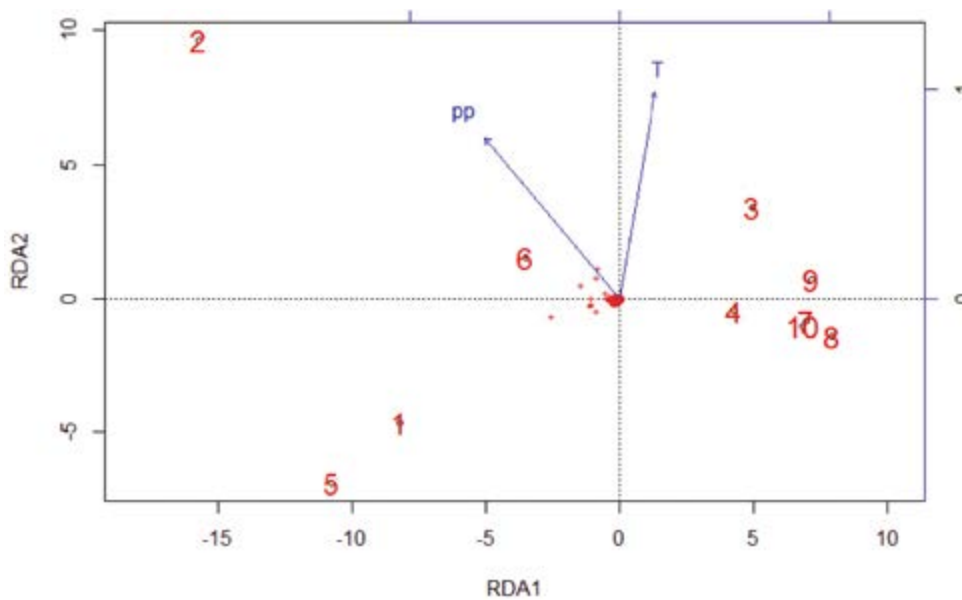


Figura 5. Análisis de Redundancia (RDA) de géneros y variables climáticas por área fisiográfica de Antioquia. Variables ambientales: precipitación promedio anual: PP anual mm, promedio de temperatura. Áreas fisiográficas: 1) la Cordillera Occidental (2438 mm precipitación promedio/año, 21,8°C promedio/año), 2) los altiplanos de Santa Rosa de Osos, Rionegro y Sonsón sobre la Cordillera Central (2.655,16), 3) río Porce (2.279,19), 4) la vertiente oriental de la Cordillera Occidental (2.536,17), 5) la vertiente occidental de la Cordillera Occidental (2.747,20), 6) la vertiente oriental de la Cordillera Central (2.439, 22), 7) la vertiente occidental de la Cordillera Central (2.674,19), 8) el cañón y valle del Bajo Cauca (3.504,26), 9) el valle del Magdalena Medio (2.743,26,7) y 10) el valle selvático del Atrato y Urabá (3.188,26)

bajos, $\text{corr} = 0,37$, $t = 2,51$, $p\text{-valor} = 0,01$; cobertura de bosque andinos: $\text{corr} = 0,42$, $t = 4,19$, $p\text{-valor} = 6,89e-05$).

La tasa actual de deforestación (entre los años 2000-2012) y el área deforestada por municipio en el departamento no guarda una relación con la riqueza de especies de orquídeas, es decir la deforestación actual no está afectando significativamente los municipios con mayor riqueza de especies (correlación entre la deforestación de los municipios en Bosques Andinos y bosques bajos la riqueza de especies de orquídeas, respectivamente, $\text{corr} = 0,02$, $t = -1,23$, $p\text{-valor} = 0,22$; $\text{corr} = -0,11$, $t = 0,20$, $p\text{-valor} = 0,83$). Cinco municipios con más de 30 especies de orquídeas no tienen ninguna categoría de áreas con algún grado de protección: Yarumal (121 especies), Valdivia (51 especies) y Santa Rosa de Osos (52 especies), Briceño (49 especies) y La Unión (44 especies) (Anexo 2).

Especies con prioridad de conservación

De acuerdo al ejercicio de calificación de la Estrategia Nacional, 11 especies presentan prioridad de conservación en Antioquia: *Cattleya warscewiczii*, *Anguloa dubia*, *Restrepia chocoensis*, *Odontoglossum harrayanum*, *Anguloa clowesii*, *Odontoglossum sceptrum*, *Cattleya dowiana* var. *aurea*, *Miltoniopsis vexillaria*, *Phragmipedium schlimii*, *Phragmipedium lindenii* y *Phragmipedium*



Fotografía: Sebastián Vieira

caudatum (Tabla 2). En la matriz de Prioridad de Conservación algunos criterios fueron homogéneos para las 11 especies evaluadas, puesto que, dentro de la familia, las especies pertenecen a un género de más de cuatro especies. La mayoría de las poblaciones tienden a decrecer en los últimos años, todas las especies evaluadas se encuentran muy amenazadas y, con excepción de *O. sceptrum*, las especies priorizadas presentan rangos de distribución restringidos.

En la matriz de evaluación de la Capacidad de Gestión, en la categoría de conocimiento de la amenaza, todas las especies se clasificaron en la categoría 3, puesto que se conoce la amenaza, pero no se tiene información sobre su importancia y efectos sobre la especie. Así mismo, para la categoría relacionada con los instrumentos normativos de control para la especie, todas las especies se calificaron





con un valor de 4, puesto que las especies están protegidas con varias normas a nivel nacional y regional. También se calificó igual la posibilidad de apoyo de la comunidad local en los programas de conservación y de recuperación de todas las especies evaluadas.

8 de las 11 especies están representadas en algún grado en áreas de conservación. *O. harryanum* no se encuentran en Parques Nacionales, pero si en otras áreas de conservación y *R. chocoensis* y *A. dubia* no se encuentran áreas protegidas (Tabla 2).

Discusión

Patrones de distribución

La riqueza de orquídeas registrada en Antioquia, 1.488 especies, constituye el 34% de la flora de orquídeas estimada para Colombia, (4.270 especies), (Betancur et al., 2015). Esta diversidad es comparable a la descrita para países como Costa Rica (1.360 especies), (Pupulin, 2002); Panamá (1.365 especies), (Bogarín et al., 2014) y China (1.449 especies), (Zhang et al., 2015); entre otros. Según el listado presentado, el 14% (215 especies) de las especies de orquídeas han sido registradas únicamente en el departamento de Antioquia, las cuales representan el 36% de las especies vasculares con distribución restringida para el departamento. Este alto grado de endemismo y diversidad encontrado puede estar relacionado con el muestreo intenso que se ha realizado en algunas regiones de Antioquia (Callejas, 2011b).



Tabla 2. Especies priorizadas para Antioquia a partir de un ejercicio de calificación. Se utilizan las matrices de Prioridad de Conservación y de Capacidad de Gestión como lo sugiere la Estrategia Nacional de Conservación de Plantas Amenazadas (García et al., 2010).

Especie	Puntaje Priorización	Puntaje Gestión	Estrategias de conservación	Municipios	Regiones fisiográficas
<i>Cattleya warscewiczii</i>	490	240	1) Protección de poblaciones en las áreas actuales de distribución. 2) Reintroducción de poblaciones a partir de bancos de germoplasma y estudios de código de barras.	Urrao, Frontino, Medellín, Campamento	Altiplano, V. Occidental C. Occidental, V. Oriental C. Central
<i>Anguloa dubia</i>	470	210	1) Programas de propagación <i>in vitro</i> y <i>ex vitro</i> , y reintroducción a áreas protegidas en el rango de distribución.	NA	NA
<i>Restrepia chocoensis</i>	470	190	1) Creación de áreas de protección donde se encuentren poblaciones.	Urrao	C. Occidental, V. Occidental C. Occidental
<i>Oncidium harryanum</i>	430	220	1) Creación de áreas de protección donde se encuentren poblaciones.	Angostura, Carolina del Príncipe, Santa Rosa de Osos	Altiplano
<i>Anguloa clowesii</i>	410	230	1) Programas de propagación <i>in vitro</i> y <i>ex vitro</i> , y reintroducción a áreas protegidas en el rango de distribución.	NA	NA
<i>Oncidium luteopurpureum</i>	400	230	1) Control de la venta ilegal en sitios del Valle de Aburrá . 2) Estrategias de educación para desestimular la compra.	Caldas, Medellín, Sonsón, Yarumal	Altiplano, Río Porce, V. Oriental C. Central
<i>Cattleya dowiana</i>	390	230	1) Protección de áreas actuales de distribución 2) Programas de propagación <i>in vitro</i> y <i>ex vitro</i> , y reintroducción a áreas protegidas en el rango de distribución.	Frontino, Medellín, El Retiro	V. Occidental C. Occidental
<i>Miltoniopsis vexillaria</i>	390	230	1) Protección de áreas actuales de distribución 2) Programas de propagación <i>in vitro</i> y <i>ex vitro</i> , y reintroducción a áreas protegidas en el rango de distribución.	Amalfi, Argelia, Carolina del Príncipe	Altiplano, V. Oriental C. Central
<i>Phragmipedium schlimii</i>	390	230	1) Protección de áreas actuales de distribución.	Cocorná, Frontino, Heliconia, Jericó, Santa Rosa de Osos	Altiplano, C. Occidental, Río Porce, V. Occidental C. Occidental, V. Oriental C. Central, V. Occidental C. Central
<i>Phragmipedium lindenii</i>	390	230		Frontino, Sonsón	V. Occidental C. Occidental, Altiplano
<i>Phragmipedium caudatum</i>	390	230		Sonsón	Altiplano



Antioquia presenta una alta heterogeneidad de hábitat y de regiones biogeográficas, las cuales sin duda aportan a incrementar la diversidad del departamento ya que incrementa los nichos ecológicos para el establecimiento de las especies (Cramer y Willig, 2005). Esta relación de la riqueza de orquídeas con la heterogeneidad ambiental ha sido documentada en las islas del Caribe (Ackerman, Trejo-Torres y Crespo-Chuy, 2007) y en los países de Centro y Sur América (Štípková et al., 2016).

De acuerdo a los resultados, las zonas con mayor riqueza de orquídeas en Antioquia, y a su vez con mayor cobertura boscosa, se localizan en la región andina, son la Cordillera Central en el área de “Altiplanos de Santa Rosa de Osos, Rionegro y Sonsón” y la vertiente Occidental de esta Cordillera, con 427 y 264 especies reportadas, respectivamente (Idárraga y Callejas, 2011). Tal como ha sido



evidenciado en gradientes de montaña, la mayor diversidad de orquídeas se encuentra a alturas intermedias (1.500-2.500 msnm). A esta altura las condiciones de humedad y precipitación horizontal en los Bosques Andinos favorecen el establecimiento de orquídeas principalmente de hábito epífita (Zuleta et al., 2016). Patrones similares se han observado en Costa Rica (Cardelús et al., 2006) y en la Cordillera Central de Colombia (Hofstede et al., 1993; Wolf, 1994), en los cuales las epífitas, que dependen directamente de aportes atmosféricos, predominan a altitudes intermedias. Sumado a que es una de las zonas mejor exploradas, a la altura intermedia de esta área fisiográfica y la heterogeneidad de hábitats, se sugiere que la presencia de más especies epífitas en esta área podría ser un efecto de una mayor cobertura boscosa con un rango ambiental óptimo que proporciona hábitats a una gran cantidad de especies epífitas.

Las áreas fisiográficas de menor altitud (valle del Magdalena, Bajo Cauca y las selvas de Urabá) tienden a ser más afines entre sí en términos de la composición de géneros que con las áreas de mayor altitud del departamento. Realizar un análisis detallado de la riqueza y distribución de especies de acuerdo a registros georreferenciados y estudios poblacionales en estas áreas permitiría entender mejor los patrones actuales de distribución, vislumbrar con detalle los vacíos de información y detectar las amenazas y oportunidades de conservación.

El bajo número de especies registradas en la gran mayoría de los municipios de Antioquia, y especialmente aquellos ubicadas a alturas bajas sobre el nivel del mar, donde la cobertura de bosques es abundante y las condiciones climáticas son heterogéneas, podría estar señalando un efecto de sub-muestreo. Por el



Fotografía: Sebastián Vieira



contrario, los municipios del departamento con mayor registro de especies de orquídeas presentan un “efecto botánico”, es decir, las plantas de estos sitios han sido colectadas y estudiadas con una mayor intensidad por botánicos dada la presencia de centros de educación superior con áreas del conocimiento que implican estudios de la vegetación en lugares particulares donde se tienen proyectos o estaciones biológicas (Moerman, 2006), como es el caso de Medellín. Lo mismo ocurre con los patrones de endemismo a escala del departamento, los cuales suelen estar asociados a localidades con muestreo intensivo en vez de áreas con patrones de distribución natural de especies endémicas (Nelson et al., 1990; Kessler y Kluge, 2008).

Este mismo efecto se observa a escala de las áreas fisiográficas. La alta diversidad de especies registrada en el Altiplano de Santa Rosa de Osos, quizás una de las áreas más exploradas del departamento, podría indicar un nivel alto de exploración, por su fácil acceso. Por el contrario, el área fisiográfica de Urabá, la zona con mayor cobertura de bosque, sobresale por su bajo número de especies. La baja riqueza en municipios y áreas fisiográficas de elevaciones medias y bajas nos señala la necesidad de realizar exploraciones sistemáticas a lo largo del departamento para determinar la riqueza y distribución de las especies. Exploraciones florísticas sistemáticas a estos municipios podría revelar una riqueza de especies en el departamento mucho más alta que la actual.

Se recomienda priorizar la declaración de áreas de conservación y el establecimiento de figuras de conservación en las áreas de distribución de especies de orquídeas.

Amenazas y oportunidades

La pérdida de bosques en la región andina del departamento ha dejado solo el 39% de la cobertura original (Hansen et al., 2013), lo cual demuestra el riesgo que afronta la gran riqueza de especies que se concentra en los Bosques Andinos. La deforestación actual en Antioquia se concentra en los bosques de altitudes bajas donde se presentan, también, la cobertura de bosques más extensas, si bien estas áreas fisiográficas no sobresalen por su alta riqueza de especies, sobresalen por ser inexploradas y por la particularidad en términos de la composición de especies.

En términos de minimizar la amenaza, sobresale la baja representatividad de áreas protegidas en cinco de los 16 municipios con más de 30 especies de orquídeas. No obstante, esfuerzos de la sociedad civil por proteger los bosques del municipio de Valdivia, uno de los municipios con más registros, se han materializado en la reserva Salvamontes; la autoridad ambiental Corantioquia ha identificado la región del Alto de Ventanas, ubicada entre los municipios de Briceño, Valdivia y Yarumal, como una región de importancia ambiental por poseer una alta diversidad de especies de flora y fauna, y un alto número de especies de plantas endémicas, por ende avanza en la declaratoria de un área de manejo



especial de carácter regional (Corantioquia, 2015). Sin embargo, los municipios de la Unión y Santa Rosa de Osos siguen sin áreas de protección. En conclusión, si bien el departamento tiene una gran amenaza por pérdida de su cobertura vegetal y degradación de sus bosques, existen oportunidades de conservación en los bosques remanentes que albergan gran riqueza de especies en Bosques Andinos y bosques de zonas bajas con una composición de especies particulares.

Especies priorizadas para la gestión de su conservación

De acuerdo al ejercicio de calificación, 11 especies de los géneros *Cattleya*, *Anguloa*, *Restrepia*, *Odontoglossum*, *Miltoniopsis* y *Phragmipedium* son prioridad de conservación para Antioquia. Se percibe que las poblaciones de las orquídeas evaluadas tienden a decrecer en los últimos años y la amenaza local es alta. No obstante, se reconoce que el conocimiento de las amenazas locales sobre las poblaciones es insuficiente (y subjetivo) y el panorama de declive y amenaza de extinción local y regional de las poblaciones de las orquídeas en Antioquia es desconocido. Se observaron registros de seis de las 11 especies priorizadas en el Altiplano de Santa Rosa de Osos, Rionegro y Sonsón, y *P. schlimii* es común en seis de las diez regiones fisiográficas.

En general, la información de la historia de vida, ecología y estado actual de las poblaciones fue basada en observaciones en campo del grupo de expertos y fue evidente la falta de estudios de ecología poblacional de las especies evaluadas. Es prioritario determinar los patrones de distribución



por medio de exploraciones sistemáticas, registros de herbario y comunicaciones personales con expertos, realizar estudios detallados del estado de las poblaciones y evaluar el efecto de las amenazas directas.

Se sugiere, así mismo, ajustar los criterios para la evaluación de orquídeas en las matrices de priorización para que se puedan analizar con mayor precisión. La calificación de algunos criterios, ante el grado de incertidumbre sobre la realidad de las especies, fue muy homogéneo, lo cual no permitió segregar las especies en términos de su relevancia para la priorización, por ejemplo, la riqueza de especies a nivel de género o familia no da cuenta sobre la singularidad genética, ya que esta familia no cuenta con géneros monotípicos en Antioquia. Este criterio requiere de estudios poblacionales para entender el grado de singularidad de la comunidad a nivel regional, lo cual también es necesario en términos de la evaluación de la amenaza local. Se propone ajustar el criterio de singularidad genética en términos de géneros con poca representatividad regional para promover la conservación del acervo genético, mientras que la amenaza local se puede calificar en términos de las mayores amenazas sobre esta familia, pérdida y fragmentación de hábitat y extracción de poblaciones del medio silvestre para su comercialización.

Se reconoce el esfuerzo en el departamento para el estudio de orquídeas liderado por la Sociedad Colombiana de Orquideología. Además, se cuenta con la presencia reciente del Grupo de Estudio de Orquídeas de Antioquia, el cual es abierto al público y está conformado por un grupo multidisciplinario de expertos en orquídeas, aficionados, investigadores y estudiantes, y es una iniciativa para la generación y divulgación del conocimiento sobre las orquídeas en el departamento.

Así mismo, en instituciones locales como la Corporación para Investigaciones Biológicas (CIB), la Universidad Medellín, el Colegio Mayor de Antioquia y la Universidad de Antioquia, se adelantan estudios enfocados a desarrollos biotecnológicos, análisis moleculares y desarrollo floral. La Sociedad Colombiana de Orquideología apoya proyectos de investigación de estudiantes y realiza divulgación por medio de libros, guías y su publicación seriada Orquideología. Aunque hacen falta trabajos taxonómicos y sistemáticos para la mayoría de los géneros de orquídeas presentes en Antioquia, se han realizado trabajos recientes para los géneros *Epidendrum* (Hágsater, 2007), *Dracula* (Peláez et al., 2015) y *Lepanthes* y *Andinia* (Vieria-Urbe y Jost, 2015; Moreno et al., 2017; Wilson et al., 2017). En el mejor escenario para conservar este grupo de plantas se deben suplir los vacíos de conocimiento y fortalecer las agendas institucionales en torno a la conservación e investigación de las orquídeas del departamento. Se debe asegurar que estén alineadas al Plan Nacional para la Conservación de las Orquídeas de Colombia (Betancur et al., 2015). No obstante, ante la precariedad de fondos para investigar, se recomienda priorizar la declaración de áreas de conservación y el establecimiento de figuras de conservación en las áreas de distribución de estas especies. Por otro lado, resaltamos la importancia de construir el conocimiento y las estrategias de conservación desde un grupo multidisciplinario.



Agradecimientos

Agradecemos al proyecto flora de Antioquia por permitirnos utilizar los datos para el presente análisis. El programa Bosques Andinos ofreció la logística para desarrollar los talleres de priorización. Particularmente, agradecemos a Álvaro Cogollo, Norberto López, Tatiana Arias, Lucía Roldán, Estela Quintero-Vallejo, Juan Lázaro Toro, Luis Pérez, Eduardo Posada, Ana Ospina, Nancy F. Ordoñez, Jhon J. Cuartas, Azucena Vélez, Sonia Nelly Londoño, Sandra Milena Trujillo y Andrés Pardo por sus aportes a la evaluación de los criterios de conservación y gestión. Al director y curador del herbario de la Universidad de Antioquia por facilitarnos la consulta de sus colecciones. Agradecemos a las organizaciones que permitieron el establecimiento de las parcelas permanentes del programa Expedición Antioquia. A Sebastián González por sus comentarios y por suministrarnos la información sobre la deforestación en los municipios de Antioquia.

Referencias

- Ackerman, J.D., Trejo-Torres, J.C. y Crespo-Chuy, Y., (2007). Orchids of the West Indies: predictability of diversity and endemism. *Journal of Biogeography*, 34(5), p.779–786.
- Benzing, D.H., (1998). Vulnerabilities of tropical forests to climate change: The significance of resident epiphytes. *Climatic Change*, 39(2–3), p.519–540. Available at: //0.0.0.16.
- Bernal, R., Gradstein, S.R. y Celis, M., (2015). Catálogo de plantas y líquenes de Colombia Instituto., Available at: catalogoplantascolumbia.unal.edu.co.
- Betancur, J. et al., (2015). Plan para el estudio y la conservación de las orquídeas en Colombia. Available at: http://www.researchgate.net/publication/276268416_Plan_para_el_estudio_y_la_conservacin_de_las_orquideas_en_Colombia [Accessed November 11, 2015].
- Bogarín, D. et al., (2014). An updated checklist of the Orchidaceae of Panama. *Lankesteriana*, 14(3), p.135–364.
- Calderon, E., (2007). Orquídeas, Primera Parte. Libro Rojo, Bogota, Colombia: Instituto Humboldt.
- Callejas, R., (2011a). Generalidades del Departamento de Antioquia. In I. A. callejas R, ed. *Flora de Antioquia: catálogo de las plantas vasculares*. vol. I. Introducción. Programa Expedición Antioquia-2103. Bogota, Colombia: D’Vinni, p. 11–18.
- Callejas, R., (2011b). La Exploración Botánica en el Departamento de Antioquia (1808-2000). In R. C. y A. Idárraga, ed. *Flora de Antioquia: catálogo de las plantas vasculares*. vol. I. Introducción. Programa Expedición Antioquia-2103. Bogota, Colombia: D’Vinni, p. 293–323.
- Cardelús, C.L., Colwell, R.K. y Jr, J.E.W., (2006). Vascular epiphyte distribution patterns : explaining the mid-elevation richness peak. *Journal of Ecology*, p.144–156.
- Catálogo de las Plantas Vasculares del Departamento de Antioquia, C., 2017. Missouri Botanical Garden, St. Louis, MO.
- Cramer, M.J. y Willig, M.R., (2005). Habitat heterogeneity, species diversity and null models. *Oikos*, 108(2), p.209–218.
- Duque, A. et al., (2014). The dangers of carbon-centric conservation for biodiversity : a case study in the Andes. *Tropical Conservation Science*, 7(2), p.178–191.
- García, H. et al., (2010). Estrategia nacional para la conservación de plantas: actualización de los antecedentes normativos y políticos y revisión de avances.
- Gentry, A.H. y Dodson, C.H., (1987). Diversity and biogeography of neotropical vascular epiphytes. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 74, p.205–233.
- Hansen, M.C. et al., (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *science*, 342(6160), p.850–853.
- Hijmans, R.J. et al., (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25(15), p.1965–1978. Available at: <http://doi.wiley.com/10.1002/joc.1276> [Accessed July 9, 2014].
- Hofstede, R.G.M., Wolf, J.H.D. y Benzing, D.H., (1993). Epiphytic mass and nutrient status of an Upper Montane Rain Forest. *Selbyana* (14), p.37–45.
- Idárraga, A. et al., (2015). Catálogo de las Plantas Vasculares del Departamento de Antioquia, Colombia. Available at: <http://www.tropicos.org/Project/> [Accessed November 11, 2015].
- Idárraga, Á. y Callejas, R., (2011). Análisis florístico de la vegetación del Departamento de Antioquia. In A. Idárraga et al., eds. *Flora de Antioquia: catálogo de las plantas vasculares*. vol. II. Listado de las plantas vasculares del departamento de Antioquia. Bogotá, Colombia: Programa Expedición Antioquia-2103. Series Biodiversidad y Recursos Naturales. Universidad de Antioquia, Missouri Botanical Garden y Oficina de planeación departamental de la gobernación de Antioquia, p. 944.
- Kessler, M. y Kluge, J., (2008). Diversity and endemism in tropical montane forests—from patterns to processes. *Biodiversity and Ecology Series* (2), p. 35–50.
- Legendre, P. y Legendre, L.F.J., (2012). *Numerical ecology*, Elsevier.
- Millican, A., (1891). *Travels and Adventures of an Orchid Hunter: An Account of Canoe and Camp Life in Colombia, While Collecting Orchids in the Northern Andes*, Cassell, limited.
- Nelson, B.W. et al., (1990). Endemism centres, refugia and botanical collection density in Brazilian Amazonia. *Nature*, 345(6277), p.714–716.



- Orejuela-Gartner, J.E., (2012). Orchids of the cloud forests of southwestern Colombia and opportunities for their conservation. *European Journal of Environmental Sciences*, 2(1).
- Parques Nacionales Naturales de Colombia, (2017). Runap en cifras. Available at: <http://runap.parquesnacionales.gov.co/cifras>.
- Plantlist, (2013). Version 1.1. Version 1.1. Available at: <http://www.theplantlist.org/> [Accessed January 1, 2017].
- Pupulin, F., 2002. Catálogo revisado y anotado de las Orchidaceae de Costa Rica. *Lankesteriana*, 2(2).
- QUANTUM, G.I.S., (2014). Development Team, 2012. Quantum GIS Geographic Information.
- R Core Team, (2014). R: A language and environment for statistical computing.
- UNODC, (2017). Monitoreo de Territorios Afectados por Cultivos Ilícitos 2016,
- Wolf, J.H.D., (1994). Factors Controlling the Distribution of Vascular and Nonvascular Epiphytes in the Northern Andes. *Vegetatio*, 112(1), p.15–28. Available at: [//a1994nm97100002](https://doi.org/10.1007/BF00262602).
- Zhang, Z. et al., (2015). Distribution and conservation of orchid species richness in China. *Biological Conservation*, (181), p.64–72.
- Zotz, G. y Bader, M.Y., (2009). Epiphytic Plants in a Changing World-Global: Change Effects on Vascular and Non-Vascular Epiphytes. *Progress in Botany*, (70), p.147–170.
- Zuleta, D. et al., (2016). Local and regional determinants of vascular epiphyte mortality in the Andean mountains of Colombia. *Journal of Ecology*, 104(3), p.841–849.
- Zuleta Zapata, D., (2015). Local and regional determinants of vascular epiphytes mortality in the Andean mountains of Colombia -. Universidad Nacional de Colombia - Medellín. Available at: <http://www.bdigital.unal.edu.co/cgi/export/49286/#sthash.28n91yCQ.dpuf>.







Estado del **conocimiento**
y **conservación** de la
familia **Cyclanthaceae** en
los bosques montanos del
departamento de Antioquia

Dino Jesús Tuberquia Muñoz

Facultad de Ciencias y Biotecnología, Universidad CES. dtuberquia@ces.edu.co



Las Ciclantáceas se distribuyen desde el nivel del mar hasta poco más de 3.000 m de altitud, pero la mayor riqueza de especies se concentra en las franjas altitudinales bajas y medias con muy pocas especies que alcanzan los límites de la alta montaña.

Introducción

Cuando se hace mención a la familia Cyclanthaceae es inevitable traer como referente a la emblemática especie *Carludovica palmata* (Ruiz y Pav.), comúnmente conocida en Colombia como “Iraca”, de amplia importancia etnobotánica en la región neotropical. Pero la Iraca es solo una más entre la singular riqueza de Ciclantáceas que se reportan para el territorio colombiano. Con más de 120 especies registradas, este país alberga cerca de la mitad de todas las especies conocidas de esta familia y ocupa, así, el primer lugar en diversidad de este grupo en el mundo.

Cyclanthaceae suele ser un grupo conspicuo desde el sotobosque hasta los estratos más altos del bosque, y salvo las regiones consideradas secas, están presentes en casi todas las formaciones boscosas tipificadas como húmedas, desde el nivel del mar, hasta los límites paramunos. Ya sea en bosques húmedos de tierras bajas como en el Chocó y la Amazonía, o en bosques húmedos montanos de la Cordillera de los Andes. Es casi imposible que estas hierbas que exhiben diversos hábitos, formas y tamaños pasen desapercibidas en los bosques nativos de Colombia.

Si bien se sabe que los bosques húmedos de tierras bajas por debajo de 1.000 m de altitud albergan un significativo porcentaje de las especies de Cyclanthaceae en Colombia, y que regiones como el Chocó biogeográfico estarían entre las zonas con mayor riqueza de especies de esta familia en el mundo, también se debe reconocer la importancia que presentan los bosques húmedos en las cordilleras andinas, puesto que allí se encuentra entre el 40-45% de las especies reportadas para el país (Tuberquia, 2015).

Para los propósitos del presente capítulo se ha considerado que la flora de Ciclantáceas circunscritas a bosques montanos en los Andes colombianos se extiende a partir de la franja de 1.000 m de altitud. Esto con el fin de segregarla de la flora de tierras bajas, donde un significativo porcentaje de especies no sobrepasa este límite. La franja entre 1.000 y 1.500 m de altitud (que se comporta como una zona transicional porque reúne elementos montanos y de tierras bajas) en el presente análisis se incluye como componente de la flora andina.

Bajo la anterior consideración se resalta la relevancia de la familia Cyclanthaceae en los bosques montanos del departamento de Antioquia, donde nuevas adiciones a la lista anotada reportada por Tuberquia (2011), elevan de 40 a 51, las especies en este departamento, de las cuales 27 especies, es decir, el 53%, se consideran elementos montanos. En síntesis, los fragmentados bosques montanos localizados en las Cordilleras Central y Occidental en Antioquia albergan poco más del 20% de todas las Ciclantáceas conocidas en Colombia, donde se incluyen unas pocas consideradas endémicas.

En el presente artículo se describe el panorama general de Cyclanthaceae en las formaciones montanas del departamento de Antioquia, con énfasis en la distribución, representatividad taxonómica y estado de conservación de las especies. Se presentan las áreas críticas para conservación, se discuten los posibles endemismos, y se hacen aportes a la etnobotánica y potencial de aprovechamiento del grupo. Finalmente, se hacen consideraciones y recomendaciones que contribuyan a direccionar la conservación de esta familia en los Andes de Antioquia.





¿Qué son las Ciclantáceas?

La familia Cyclanthaceae se circunscribe a un grupo de plantas monocotiledóneas con distribución exclusiva en los trópicos del Nuevo Mundo y que a menudo son confundidas con palmas, grupo con el cual no guarda ninguna afinidad filogenética cercana. Las Ciclantáceas exhiben distintas formas de crecimiento, desde terrestres, hemiepífitas, hasta verdaderas epífitas (Figura 1).

Es muy característico la presencia de hojas bifidas en la mayoría de los géneros, con láminas enteras en el género *Ludovia* y hojas en forma de abanico en el género *Carludovica* (Figura 2). Es muy distintivo de la familia el tipo de inflorescencia, la cual consiste en un espádice con presencia de espatas que varían desde 2 como en el género *Dicranopygium*, hasta 11 como ocurre en el género *Thoracocarpus* (Figura 3 A, B).

El patrón floral generalizado para la familia consiste en numerosas flores unisexuales dispuestas sobre un eje carnosos donde cuatro flores masculinas rodean una flor femenina, cada una de las cuales se convertirá en un fruto tipo baya con numerosas semillas diminutas. El espádice en fructificación varía en forma y tamaño, a menudo exhibe coloraciones vistosas, como sucede en muchas especies de los géneros *Asplundia* y *Sphaeradenia* (Figura 3C). La única excepción a este patrón floral corresponde al género *Cyclanthus*, cuyo espádice aparenta forma de tornillo, donde las flores femeninas y masculinas se disponen a manera de discos alternos (Figura 3D).



Figura 1. Formas de crecimiento en Cyclanthaceae. A. Terrestre; B. holopífita; C. Hemiepífita.



Figura 2. Tipos de lamina foliar en Cyclanthaceae. A. Bífida. B. Flavelada. C. Entera.



Figura 3. Estructuras reproductivas en Cyclanthaceae. A. Espatas en *Dicranopygium*; B. Espatas en *Thoracocarpus*; C. Espádice fructificado en *Sphaeradenia*. D. Espádice fructificado en *Cyclanthus*.



Las Ciclantáceas se distribuyen desde el nivel del mar hasta poco más de 3.000 m de altitud, pero la mayor riqueza de especies se concentra en las franjas altitudinales bajas y medias con muy pocas especies que alcanzan los límites de la alta montaña. Tienen preferencias por hábitats húmedos y sombreados, y únicamente la especie *Carludovica palmata* prospera y crece de forma espontánea en áreas abiertas y muy perturbadas. Además, se les encuentra en bosques de tierra firme, pero es fuerte su afinidad por hábitats asociados a corrientes de agua, especialmente en el género *Dicranopygium* (Foto 1).



Foto 1. Hábito ripario en el género *Dicranopygium*.

Se reconocen actualmente para la familia, cerca de 240 especies distribuidas en 12 géneros.

Para Colombia, Tuberquia (2015) reporta diez géneros y 116 especies, pero esta última cifra tiende a incrementarse.

En general, Cyclanthaceae se considera un grupo pobremente documentado en Colombia, con un bajo nivel de colección e identificación en los herbarios. Estas hierbas a menudo son ignoradas por los colectores botánicos debido posiblemente a su aspecto robusto y voluminoso, lo cual implica cierta meticulosidad en su herborización. En consecuencia, las colecciones en los herbarios suelen estar mal herborizadas y no reflejan la realidad de la diversidad existente en el país.

Distribución, representatividad taxonómica y endemismos

Alrededor de la mitad de las 27 especies andinas (Anexo 1) se distribuyen en las vertientes húmedas de las Cordilleras Central y Occidental del departamento de Antioquia. 8 especies se conocen únicamente de la Cordillera Central y seis serían exclusivas de la Cordillera Occidental. No obstante, se presume que los casos de especies con distribución restringida, a solo una de las dos cordilleras, obedecen a vacíos de exploración y colección.

Los géneros mejor representados son *Asplundia* y *Sphaeradenia*, con 13 y nueve especies respectivamente. Estos dos grupos, junto con *Dicranopygium*, son los tres géneros con mayor número de especies en la familia, y entre los tres aportan más del 90% de todas las especies conocidas. Sin embargo, *Dicranopygium* no se considera un género andino y el grueso de sus especies se restringe a bosques húmedos de tierras bajas por debajo de 1.000 m de altitud. Se sabe de al menos una especie inédita, cuyo límite altitudinal en los Andes de Antioquia, alcanzaría casi los 2.000 m, y de unas pocas especies que alcanzarían límites inferiores del Bosque Andino, entre 1.000 y 1.500 m de altitud.



Un aspecto que podría contribuir a explicar la alta representatividad de especies de *Asplundia* y *Sphaeradenia* en las vertientes andinas es la versatilidad de formas de crecimiento que varía desde terrestre, hemiepífita y holopífita. Puede ocurrir que una misma especie presente los tres hábitos. Lotero y Tuberquia (2013), documentan cómo *Sphaeradenia laucheana* (Sander ex Mast.) Harling, exhibe hasta seis patrones de variación en la construcción y disposición arquitectónica de sus ejes aéreos y subterráneos.

Sphaeradenia es el género considerado andino por excelencia y el único de la familia donde se ha demostrado que existe el holopifitismo. Eriksson (1995), propone que este grupo exhibe un patrón "Taxones centrados en los Andes", en el sentido Gentry (1982) con centros de variación en el Norte de los Andes y en el Sur de América Central, y poca representación en las tierras bajas de la Amazonía. Además, el principal centro de diversificación de *Sphaeradenia* se localizaría en las vertientes Occidentales de la Cordillera Occidental y tierras bajas de la región Pacífica en Colombia y Ecuador, donde se encuentran poco más de la mitad de todas las especies conocidas del grupo (Eriksson, 1995).

Este género está muy bien representado en la franja entre 2.000 y 3.000 m de altitud y sus especies son elementos característicos en los bosques nublados de Antioquia. Incluso, el límite extremo en la distribución altitudinal de Cyclanthaceae corresponde a una especie perteneciente a este grupo, *S. laucheana*, la cual puede alcanzar la franja alto andina, entre 3.200-3.000 m de altitud, y la franja conocida como Páramo Bajo o Subpáramo, entre 3.200-3.500 m de altitud, según la categorización de Rangel (2000) para las franjas de alta montaña en Colombia.

Para el caso del género *Asplundia* se identifican dos patrones de distribución bien marcados en Antioquia, las especies de zonas bajas y las especies montañas o andinas. Con respecto a estas últimas, al menos 8 especies se tipifican como plantas de hábito trepador, especialmente aquellas pertenecientes al subgénero *Choanopsis*, que se caracterizan por ramificar profusamente y a menudo alcanzar los estratos más altos del bosque. Entre ellas destacan elementos representativos de bosques nublados, como *Asplundia urophylla* Harling, *A. ahlneri* Harling y *A. sarmentosa* Galeano y R. Bernal (Figura 4). Otras especies consideradas de distribución en tierras bajas eventualmente pueden alcanzar franjas transicionales a las formaciones montañas y ocupar el límite inferior del Bosque Andino. Allí se reportan *Asplundia flavovaginata* Harling, *A. platyphylla* Harling y *A. vagans* Harling.



Figura 4. Dos especies trepadoras del subgénero *Choanopsis* (*Asplundia*). A. *Asplundia ahlneri*; B. *Asplundia urophylla* (foto: Jorge Mario Vélez).



Aunque casi el 40% de las Ciclantáceas registradas en Colombia se consideran endémicas de alguna región del país, solo dos especies formalmente conocidas reportan esta condición para los bosques montanos del departamento de Antioquia, *Asplundia harlingiana* (Galeano y R. Bernal) y *Dicranopygium fissile* (Galeano y R. Bernal), ambas de distribución exclusiva en el Norte de la Cordillera Central. Además, se tiene conocimiento de al menos cinco especies aún inéditas que pertenecen a los géneros *Asplundia*, *Dicranopygium* y *Sphaeradenia* y que tendrían distribución restringida a las formaciones montanas de este departamento. Sin embargo, se presume que algunos de estos endemismos corresponden a vacíos de exploración y que su rango de distribución podría expandirse a franjas andinas en otros departamentos de Colombia.

Estado de conservación de Cyclanthaceae en los Bosques Andinos de Antioquia

Antioquia es uno de los departamentos con mayor tasa de deforestación en Colombia. Según el Observatorio de Bosques Andinos¹, entre los años 2000 y 2013 se habrían perdido al menos 290.000 ha de bosque natural. De acuerdo con Callejas y Idárraga (2011), las principales causas relacionadas con la pérdida de las coberturas vegetales serían la expansión de potreros para ganadería y la minería. Es así como la fragmentación y pérdida del hábitat asociados a la deforestación son los factores que más han afectado las poblaciones naturales de Cyclanthaceae en los Andes de Antioquia. Este grupo de plantas es fuertemente sensible a la perturbación del hábitat y a los diferentes

¹ www.botanicomedellin.org/



grados de intervención en los ecosistemas montanos, pero no se han hecho estudios formales que indiquen hasta dónde la intervención del hábitat afecta sus relaciones ecológicas y la estructura poblacional y genética de las poblaciones naturales.

La extracción no sostenible de algunos recursos obtenidos de especies de Cyclanthaceae estaría afectando también su conservación, pero esto ocurre solo para muy pocas especies y a escalas locales, como es el caso de *Asplundia sarmentosa*, conocida como “Cestillo”, que fue frecuente en las formaciones montañosas que conforman el Valle de Aburrá, pero la extracción indiscriminada de sus tallos y raíces adventicias para su utilización en cestería por parte de comunidades campesinas, sumado a las altas tasas de deforestación en esta región de la Cordillera Central, hoy la tienen al borde de la extinción a escala local (Benavides y Hernández-G., 2015).

Una situación similar se sugiere para *A. urophylla*, especie para la que se conocen muy pocos registros en Antioquia, y que en el Valle de Aburrá también se ha utilizado con fines artesanales, aunque en menor grado que su congénere *A. sarmentosa*. Para la especie *Sphaeradenia laucheana* se sabe que algunas comunidades campesinas en los alrededores del Valle de Aburrá extraen sus hojas para comercializarlas como follajes frescos en mercados urbanos, pero se desconoce el nivel de impacto generado por esta práctica sobre las poblaciones naturales.

Hasta el momento, Cyclanthaceae no ha sido objeto de una categorización formal de acuerdo a los criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). Como una aproximación preliminar, se presentan algunas especies que estarían amenazadas en los Andes de Antioquia (Tabla 1).

Tabla 1. Algunas especies de Ciclantáceas andinas que exhiben problemas de conservación en Antioquia, y su grado de amenaza en dos categorías, alto y medio.

Especie	Grado de amenaza
<i>Asplundia ahlneri</i>	Alto. Muy pocos registros. Restringida a bosques nublados con perturbación antrópica.
<i>Asplundia sarmentosa</i>	Alto. Poblaciones naturales en decline por sobre explotación a nivel local.
<i>Asplundia urophylla</i>	Alto. Muy pocos registros. Restringida a bosques nublados con perturbación antrópica.
<i>Asplundia domingensis</i>	Alto. Muy pocos registros. Restringida a bosques nublados con perturbación antrópica.
<i>Dicranopygium fissile</i>	Alto. Muy pocos registros. Con distribución en zonas bastante perturbadas.
<i>Sphaeradenia oligostemon</i>	Alto. Muy pocos registros. Restringida a bosques nublados con perturbación antrópica.
<i>Sphaeradenia hamata</i>	Medio. Especie pobremente conocida en Antioquia.
<i>Sphaeradenia horrida</i>	Medio. Especie pobremente conocida en Antioquia.
<i>Asplundia</i> sp. nov. 1	Alto. Muy pocos registros. Restringida a bosques nublados con perturbación antrópica.
<i>Asplundia</i> sp. nov. 2	Alto. Muy pocos registros. Restringida a bosques nublados con perturbación antrópica.
<i>Asplundia</i> sp. nov. 3	Alto. Muy pocos registros. Restringida a bosques fuertemente fragmentados.



Esta evaluación preliminar indica que más del 40% de las ciclantáceas andinas en Antioquia, donde se incluyen tres especies inéditas, estarían amenazadas, la mayoría restringidas a zonas de bosques nublados con alto grado de perturbación antrópica. Las Ciclantáceas en esta región se distribuyen sobre un amplio mosaico de coberturas vegetales que varían desde bajos a altos niveles de intervención, donde solo futuras exploraciones y la categorización formal en un Libro Rojo permitirán precisar el estado de conservación del grupo.

Áreas críticas para conservación de Cyclanthaceae en los Andes de Antioquia

Vertiente Occidental de la Cordillera Occidental: es uno de los enclaves más importantes para conservación de Ciclantáceas andinas. Allí se encuentra más del 75% de la riqueza del grupo. Se trata de una franja montana que está influenciada por las fuertes masas húmedas que vienen del Océano Pacífico. Se encuentra sobre la denominada región Biopacífica donde confluyen elementos florísticos centroamericanos y suramericanos. Estos dos aspectos, y un extenso gradiente altitudinal que llega a más de 3.500 m de altitud, hacen de esta zona uno de los centros de diversidad más importantes para el grupo.

No obstante, la región está fuertemente intervenida. Sitios de bosque nublado históricamente reconocidos por su relevancia biológica, como el Alto de Murri, en jurisdicción del municipio de Frontino, hoy se encuentran altamente deforestados. La conservación de especies poco conocidas, como *Asplundia domingensis* Harling y *Sphaeradenia oligostemon* Harling, entre otras, estaría fuertemente amenazada por la pérdida del hábitat.

En esta vertiente se encuentran dos parques nacionales, el Parque Nacional Natural Las Orquídeas, con cerca de 32.000 ha y el Parque Nacional Natural Paramillo, que reúne alrededor de 460.000 ha, de las cuales, solo el 25% se encuentran en territorio antioqueño². En el PNN Las Orquídeas, se reporta alrededor de la mitad de las especies consideradas andinas, lo que incluye tres taxones inéditos pertenecientes a los géneros *Asplundia*, *Sphaeradenia* y *Dicranopygium*. Las Ciclantáceas del PNN Paramillo son menos conocidas y se estima que allí podrían existir más de diez especies pertenecientes a los géneros *Asplundia* y *Sphaeradenia*, pero se carece de información para precisar cuáles se circunscriben a los Andes de Antioquia. No obstante, se desconoce el grado de conservación efectiva de Ciclantáceas, ya que en ambos parques hay población campesina e indígena que estaría expandiendo la frontera de la deforestación, especialmente para el establecimiento de ganadería.

Alto de Ventanas: sobre la Cordillera Central, en jurisdicción de los municipios de Yarumal, Briceño y Valdivia, se encuentra uno de los bosques nublados más importantes para la conservación del grupo en los Andes de Antioquia, el alto de Ventanas. Se trata de un bosque pluvial Montano Bajo (Espinal, 1992), que comprende una franja de casi 12 km, distribuidos a lado y lado de la vía denominada Troncal del Caribe, entre 1.700 y 2.000 m de altitud. Este sitio está conformado por cerca de 60 fragmentos pequeños de bosque intervenido (Figura 5, A y B) insertos en una matriz de potreros

² <http://www.parquesnacionales.gov.co>



utilizados para la producción de ganado de leche (Callejas et al., 2005). Históricamente ha sido de gran interés botánico. Se registran allí diez especies de Cyclanthaceae entre las que se encuentran al menos dos especies inéditas pertenecientes al género *Asplundia*.

Es contrastante el deteriorado estado de estos bosques nublados con la ocurrencia de importantes especies de la familia, entre las que se encuentran, por ejemplo, *Asplundia ahlneri* (Figura 4A) y *Sphaeradenia oligostemon* (Figura 5D), dos especies afines a este tipo de ecosistemas, como también *Asplundia euryspatha* Harling (Figura 5C), cuyos únicos registros para Colombia pertenecen a dos localidades en los Andes de Antioquia, incluyendo el singular Alto de Ventanas.

Sector la Forzosa: sobre la Cordillera Central, en jurisdicción del municipio de Anorí, se encuentra esta franja de bosques montanos que comprende poco más de 1.000 ha, localizadas aproximadamente entre 1.550 y 1.850 m de altitud. Esta zona, bastante húmeda y lluviosa, sirve de refugio a cerca de ocho especies de Cyclanthaceae asociadas a bosques montanos. Algunos elementos florísticos a destacar son *Asplundia domingensis* y *A. euryspatha*, dos especies con escasos registros en Colombia. Además, se reporta allí, una nueva especie de *Asplundia* inédita para la ciencia.

Los bosques de la Forzosa se encuentran cerca a la cabecera municipal de Anorí, y están insertos en una matriz de zonas intervenidas. No obstante, más de 400 ha comprendidas en este sector han sido declaradas bajo una figura de protección regional. Hecho, que estaría favoreciendo la protección de las Ciclantáceas.

Valle de Aburrá: en esta región, altamente poblada del Norte de la Cordillera Central, se registran seis especies de Cyclanthaceae distribuidas en áreas con relictos de vegetación, algunas declaradas como protegidas a nivel local, entre las que se encuentran el Alto de San Miguel, la reserva La Romera, la parte alta de la cuenca La Ayurá, el Parque Arví, la reserva El Romeral, el Cerro del Padre Amaya, el sector Piedra Galana y la cuchilla de Las Baldías. En estos sitios es posible encontrar poblaciones naturales de *Asplundia urophylla*, *A. harlingiana*, *A. sarmentosa*, *Sphaeradenia cuatrecasana*, *S. danielii* y *S. laucheana* (Figura 6).

Sin embargo, la cercanía a zonas altamente pobladas no deja de considerarse como una posible amenaza que afectaría especialmente a aquellas especies que se encuentran en zonas habitadas por comunidades rurales o que son frecuentemente visitadas con fines recreativos. Así mismo, para *Asplundia sarmentosa*, las poblaciones naturales estarían declinando en el Valle de Aburrá por su sobre explotación con fines comerciales.

Asociados históricos y ecología funcional de Cyclanthaceae en los Bosques Andinos de Antioquia

En general, es pobre el conocimiento que se tiene sobre la historia natural de las Ciclantáceas andinas en Antioquia. Son muy pocos los trabajos que dan a conocer aspectos funcionales y que aporten información sobre interacciones con organismos animales. Una de las aproximaciones más



Figura 5. A y B. coberturas boscosas fuertemente intervenidas en el Alto de Ventanas; C. *Asplundia euryspatha*; D. Espádice fructificado de *Sphaeradenia oligostemon*.



Figura 6. Ciclantáceaeas del Valle de Aburrá. A. Espádice en antesis tardía de *Asplundia urophylla* (Foto: Jorge Mario Vélez); B. *A. sarmentosa*; C. *Sphaeradenia cuatrecasana*; D. *S. laucheana*.

importantes ha sido el estudio de los asociados históricos involucrados en la polinización. Eriksson (1994), efectuó el único estudio conocido que documenta el evento reproductivo en una especie considerada netamente andina, *Sphaeradenia hamata* Harling, y en el cual se demostró cómo pequeños escarabajos pertenecientes a la tribu Acaplytini (Curculionidae) eran los polinizadores efectivos de esta especie.

Hoy se sabe que este linaje de diminutos coleópteros (Figura 7) es el principal responsable de la polinización en 11 de los 12 géneros que conforman las Cyclanthaceae. Es así como Cardona y Tuberquia (2008) reportan cerca de 40 especies de acaliptinos, para los géneros *Asplundia*, *Sphaeradenia*, *Dicranopygium* y *Carludovica* en Antioquia, donde destacan especies hospederas andinas como *Sphaeradenia laucheana* y *S. cuatrecasana*. Estas especies de escarabajos Acaliptinos seguramente están contribuyendo a preservar poblaciones viables y a mantener la funcionalidad ecológica de ciclantáceas montanas.

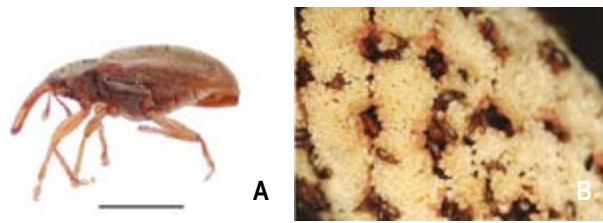


Figura 7. Escarabajos Acaliptinos, responsables de la polinización en Ciclantáceas andinas. A. Género *Azotoctla* (foto: Juliana Cardona); B. Acaliptinos en inflorescencia de *Sphaeradenia* (foto: Camilo Flórez).

Etnobotánica y perspectivas de aprovechamiento sostenible

La especie de Cyclanthaceae con mayor importancia etnobotánica es *Carludovica palmata*, conocida como “Iraca” en Colombia, “Jipijapa” en Panamá y “Palma toquilla” en Ecuador. No obstante, de la fibra extraída de brotes nuevos de hoja de iraca, se elaboran tradicionales sombreros denominados “sombreros de Panamá”, fabricados en el Norte de Ecuador y algunas regiones del Sur de Colombia. La tradición de fabricar sombreros u otros utensilios de iraca se ha extendido también a otras poblaciones andinas, por ejemplo, los municipios de Aguadas y Zapatoaca (Tuberquia, 2017).

Actualmente la iraca se encuentra estrechamente ligada a la cultura material de un gran número de grupos aborígenes y comunidades negras y campesinas en Centro y Suramérica, las cuales utilizan casi todas las partes de la planta: hojas para techar, brotes jóvenes para artesanía fina y alimento (palmito), y pecíolos de las hojas para cestería y para toda una gama de artefactos y utensilios. Esta especie, que logra su máximo desarrollo en bosques húmedos tropicales por debajo de 1.000 m de altitud, puede alcanzar la franja de los 2.000 m, considerándose también una ciclantácea montana.

También es importante la especie *Asplundia sarmentosa* (Figura 7B), conocida como “Cestillo”, que en el Valle de Aburrá ha sido utilizada por campesinos de algunos corregimientos para la elaboración de cestería (Figura 8) dando uso a sus largos tallos y raíces adventicias. Los cestos y otros utensilios son comercializados en la ciudad de Medellín. Este aprovechamiento no se hace bajo criterios de sostenibilidad.



Figura 8. Aprovechamiento de *Asplundia sarmentosa* en el corregimiento Santa Elena, Valle de Aburrá. A. Raíces adventicias cosechadas; B. Habitante rural tejiendo cesto con raíces adventicias.



A menor escala, algunas comunidades campesinas del Valle de Aburrá, utilizan las hojas de *Sphaeradenia laucheana* para comercializarlas como follajes frescos. Este tipo de uso se plantea como una de las formas de aprovechamiento más promisorias para Cyclanthaceae, especialmente para especies del género *Sphaeradenia*, donde la lámina foliar suele presentar consistencia rígida y coriácea. Medina y colaboradores (en prensa), evaluaron tiempos de durabilidad en florero y algunos aspectos anatómicos asociados a las hojas. Encontraron que una gruesa cutícula y ancho del mesófilo están relacionados con la durabilidad de estas hojas en condiciones de florero. Aspectos similares ameritan ser evaluados para otras especies de Ciclantáceas andinas.

Además, es pertinente hacer mención al alto potencial de Cyclanthaceae en el ámbito de las plantas ornamentales. Sus características morfológicas, fisonomía y arquitectura le otorgan gran atractivo en jardines y diseños paisajísticos, un potencial poco explorado para el grupo, y a excepción *Carludovica palmata*, ninguna otra especie de la familia, ha sido objeto de atención en este aspecto.

Consideraciones y recomendaciones finales

A pesar de los notables esfuerzos en el estudio de Cyclanthaceae en los últimos años, se requiere generar más conocimiento y emprender acciones efectivas para preservar especies amenazadas, promover el uso sostenible de aquellas con importancia etnobotánica y potencializar el uso de otras tantas en áreas como la jardinería, el paisajismo y los follajes ornamentales. Se presentan de este modo, las siguientes consideraciones, y recomendaciones:

1

Las áreas protegidas a nivel nacional y regional juegan un papel fundamental en la conservación de las especies vegetales, pero a menudo sus planes de manejo focalizan las acciones en grupos o especies consideradas “carismáticas”, por ejemplo, palmas y orquídeas, y dejan de lado otros elementos florísticos, no menos importantes, pero poco conocidos por técnicos y administradores de estas áreas. Este puede ser el caso de Cyclanthaceae, grupo con necesidades de conservación en los Andes que raramente aporta especies, Valores Objetos de Conservación (VOC), en la formulación de planes de manejo.

2

Es posible que para Cyclanthaceae los esfuerzos de conservación, en áreas protegidas consideradas relativamente pequeñas, puedan ser más eficientes que en aquellas de gran extensión. Al menos, en términos operativos, parece más efectivo emprender acciones en pequeñas reservas regionales, tales como La Forzosa o el Alto de San Miguel, que en grandes áreas como el PNN Las Orquídeas. En esta medida, y con relación a la conservación de Ciclantáceas andinas, se recomienda fortalecer las acciones emprendidas por iniciativas de conservación a pequeña escala, tales como reservas municipales y reservas de la sociedad civil.



3

Los bosques de niebla son considerados de alta prioridad a escala mundial, debido a la significativa riqueza de flora y fauna, algunas endémicas, con alta presencia de epífitas vasculares y no vasculares, y muchas especies amenazadas (Armenteras, 2007). En las formaciones de bosque de niebla en Antioquia se encuentra cerca del 35% de todas la Ciclantáceas registradas en este departamento, algunas con distribución bastante restringida. Es de alta prioridad mantener la integridad ecológica de estos ecosistemas y fortalecer una política en gestión para la conservación que propenda por el cuidado de su vegetación original.

4

Sobre la conservación *ex situ*, son casi inexistentes las acciones efectuadas para preservar especies de Cyclanthaceae por fuera de su hábitat. En el Jardín Botánico de Medellín, existe una colección viva, que incluye 17 especies, la única de este tipo que se conoce para este grupo en algún jardín botánico de Colombia. De acuerdo a la misión global encomendada a estos espacios, las colecciones temáticas sobre flora silvestre, permiten promover labores de educación hacia un público no especializado. Por lo tanto, se considera de gran pertinencia, no solo fortalecer la única colección *ex situ* de ciclantáceas ya existente, sino también promover la creación de otras, sea en jardines botánicos, en áreas de interés público o en colecciones privadas que aporten a la concientización ciudadana y al conocimiento y conservación del grupo.

5

Se tiene un panorama relativamente claro sobre el estado de conservación de la gran mayoría de Ciclantáceas andinas que sirve para efectuar un ejercicio de categorización según los criterios de la UICN. Una valoración de este tipo sería de gran utilidad para la incorporación de especies de Cyclanthaceae en planes de manejo e iniciativas de conservación de flora amenazada.



6

Se requiere, también, incentivar la investigación sobre la historia natural, diversidad, etnobotánica y aprovechamiento sostenible de especies con algún potencial de uso. Es frecuente que los investigadores e instituciones académicas muestren interés en desarrollar investigación en este tipo de temáticas, pero son escasos los recursos para ejecutarla. Por lo tanto, es pertinente promover políticas de fortalecimiento y cooperación inter-institucional, según lineamientos de la Estrategia Nacional para la Conservación de Plantas (Gobernación de Antioquia et al., 2005) que propendan por alcanzar objetivos mancomunados hacia la conservación de la flora nativa de Colombia.

El propósito de conocer y conservar las Ciclantáceas andinas es labor que compromete a la sociedad en su totalidad, la cual debe ser consciente del privilegio, y al mismo tiempo, de la enorme responsabilidad de vivir en un país considerado megadiverso. El futuro dará cuenta de qué tan efectivas fueron las acciones para la conservación de Cyclanthaceae. Todos los esfuerzos son bienvenidos, puesto que se anhela que las actuales y futuras generaciones comprendan el significado de vivir en el país con mayor diversidad de Ciclantáceas.

Agradecimientos

El autor agradece a todas las entidades, herbarios, investigadores y funcionarios, que han respaldado la investigación con Cyclanthaceae de Antioquia, especialmente a: Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia (Corantioquia), Universidad de Antioquia, Universidad CES, Jardín Botánico Joaquín Antonio Uribe, Herbarios COL, HUA, MEDEL, JAUM, CUVC, UCO, VALLE; Asociación Colombiana de Herbarios (ACH), Asociación Colombiana de Botánica (ACB), equipo administrativo del PNN Las Orquídeas, Secretaría de medio Ambiente de Medellín, Consultora HOLOS S.A.S., Junta de Acción Comunal vereda La Clara (Caldas, Antioquia), Fundación Guanacas. También a Ricardo Callejas, Gloria Galeano, Rodrigo Bernal, Roger Eriksson, Silverstone Sopkin, Eduardo Leal, Juliana Cardona, Juan Lázaro Toro, Alvaro Cogollo, Eduardo Forero, Héctor Restrepo, Luz Marina Zuluaga, Fernando Giraldo, Mario Quijano, Alvaro Idárraga, Hernán Rincón y Juan Emigdio Muñoz, Además, a todos los colegas, estudiantes y habitantes de zonas rurales que han apoyado el trabajo de campo.

Referencias

- Armenteras, D., Cadena-V. C. y Moreno R.P. (2007). Evaluación del estado de los bosques de niebla y de la meta 2010 en Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos, Alexander von Humboldt. Bogotá, D.C. – Colombia, p. 72.
- Benavides, A.M. y A.L. Hernández-G. (2015). Disponibilidad de raíces adventicias de tres especies silvestres cosechadas para la elaboración de artesanías en Santa Elena, Antioquia (Colombia). *Caldasia* 37 (2), p. 345-358.



- Callejas, P., R., Tuberquia, D.J. y A. Patiño. (2005). Inventario Florístico de un Bosque Pluvial Montano (Alto de Ventanas, NE Antioquia). Informe técnico. Convenio Corantioquia-Universidad de Antioquia, p. 68.
- Callejas, P., R. (2011). Generalidades del departamento de Antioquia, p. 11-18. En: R.Callejas y A. Idárraga (eds.). Flora de Antioquia: Catálogo de las Plantas Vasculares del departamento de Antioquia. Vol I. Introducción. Programa Expedición Antioquia-2013. Series Biodiversidad y Recursos Naturales. Universidad de Antioquia, Missouri Botanical Garden y Oficina de Planeación departamental de la Gobernación de Antioquia. Editorial D'Vinni. Bogotá, Colombia, p. 326.
- Cardona-Duque, J. y D. Tuberquia. (2008). Estado actual del conocimiento de los Derelomini (Coleoptera: Curculionidae) en Antioquia. p 39. In: Chacón de Ulloa, P. y A. M. Osorio (compilers): XXXV Congreso de la Sociedad Colombiana de Entomología. Resúmenes. Sociedad Colombiana de Entomología, Bogotá. Impresora Feriva S.A., Cali, Colombia, p.252.
- Eriksson, R. (1995). The genus *Sphaeradenia*. Opera Botanica (126), p.106.
- Espinal T., L. S. (1992). Geografía Ecológica de Antioquia, zonas de vida. Facultad de Ciencias Agropecuarias Universidad Nacional de Colombia seccional Medellín, p. 148.
- Gentry, A. H. Neotropical floristic diversity: phytogeographical connections between Central and South America, Pleistocene climatic fluctuations, or an accident of the Andean orogeny. – Ann. Missouri Bot. Gard (69), p. 557-593.
- Gobernación de Antioquia, Departamento Administrativo del Medio Ambiente (DAMA), Área metropolitana del Valle de Aburrá, Corantioquia, CORNARE, Jardín botánico de Medellín "Joaquín Antonio Uribe". (2005). Estrategia para la conservación de Plantas Amenazadas en el Departamento de Antioquia. Medellín, Colombia, p. 60.
- Lotero, E. y D.J. Tuberquia. (2013). Patrones de crecimiento y ramificación de *Sphaeradenia lauchiana* (Sander ex Mast.) Harling, en dos poblaciones naturales en el Valle de Aburrá (Antioquia). Memorias VII Congreso Colombiano de Botánica. Ibagué.
- Rangel. O., (2000). La región paramuna y franja aladaña en Colombia. En: Rangel O. (ed.) Serie Colombia diversidad Biótica, tomo III. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos, Alexander von Humboldt. Bogotá, D.C. – Colombia, p. 852.
- Tuberquia, D.J. (2011). Cyclanthaceae. pp. 430-434. En: A. Idárraga, R. del C. Ortiz, R.Callejas y M. Merello (eds.). Flora de Antioquia: Catálogo de las Plantas Vasculares del departamento de Antioquia. Vol II. Introducción. Programa Expedición Antioquia-2013. Series Biodiversidad y Recursos Naturales. Universidad de Antioquia, Missouri Botanical Garden y Oficina de Planeación departamental de la Gobernación de Antioquia. Editorial D'Vinni. Bogotá, Colombia, p. 3939 .
- Tuberquia, D.J. (2017). La Iraca, un emblema de la etnobotánica neotropical. Recuperado de: <https://www.fundacionconservando.org/iraca>.
- Tuberquia-Muñoz, D.J. (2017). Cyclanthaceae. En Bernal, R., S.R. Gradstein y M. Celis (eds.). 2015. Catálogo de plantas y líquenes de Colombia. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad nacional de Colombia, Bogotá. <http://catalogoplantasdecolombia.unal.edu.co>





Conservación de palmas de los **bosques de niebla** en Antioquia

María José Sanín; Lina Marcela Bolívar; Dino Jesús Tuberquia Muñoz
Universidad CES, Medellín, Colombia



La disminución de áreas cubiertas por bosque, la degradación del hábitat, y la sobreexplotación, afectan a las palmas de diferentes maneras.

Introducción

La familia de las palmas reúne especies principalmente adaptadas a ecosistemas cálidos y húmedos, típicos de las zonas bajas de los trópicos. Sin embargo, el desarrollo de la topografía en la franja intertropical ha ofrecido oportunidades excepcionales para la diversificación de las palmas. Colombia, con su diversidad de ecosistemas y los gradientes topográficos ofrecidos por las cordilleras, sierras y serranías (todas en la franja tropical), acoge una diversidad extraordinaria de palmas, con 254 de las cerca de 2.400 especies que existen a nivel mundial. Es así que los paisajes colombianos son marcados por la omnipresencia de las palmas que se ausentan naturalmente solo de aquellos lugares por encima de la línea del bosque en la alta montaña y de los desiertos.

Las palmas no solo integran los bosques a lo largo y ancho de los ecosistemas del país, también acompañan la vida del habitante rural y le ofrecen recursos invaluableles. Las palmas están entre las familias de plantas más utilizadas por el hombre en Colombia y en todo el trópico americano, debido a la frecuencia con que se usan, la diversidad de sus especies y la cantidad de aplicaciones que reciben. Es por su estrecha relación con los humanos que, en el caso de las palmas, no se pueden considerar las distribuciones naturales, la permanencia en los ecosistemas, ni la importancia ecológica y funcional, sin tener en cuenta a quienes la reconocen, cultivan y en muchos casos, destruyen.

En particular, la zona andina colombiana, en tanto que ofrece un escenario de gradientes ecológicos y accidentes geográficos que ha propiciado la diversificación de palmas, también presencia alteraciones prevalentes de la integridad de los hábitats que estas ocupan. La situación de conservación de los bosques sobre el gradiente topográfico es preocupante y pone en jaque a las palmas que dependen



de la salud del bosque para vivir. La zona andina en Colombia concentra la mayor urbanización e infraestructuras asociadas (i.e. carreteras, autopistas, caminos). El “metabolismo” de estas ciudades que se ubican en la región andina, ejerce presión sobre el habitante rural que debe subsistir a través de la actividad agrícola y ganadera.

Es en este contexto que se hace relevante examinar el estado de conservación de las palmas montanas en Colombia. En este capítulo se tratarán como palmas montanas a aquellas que se distribuyan por encima de los 1.500 msnm, pero en la vertiente oeste de la Cordillera Occidental. Se considerará el límite inferior de los bosques de niebla a 1.200 msnm. Aunque estos valores son arbitrarios, segregan efectivamente a las especies de zonas bajas que ascienden sobre el piedemonte y aquellas que efectivamente se centran en los bosques de niebla montanos. Antioquia en particular, es un escenario importante para representar la situación de conservación de estas especies montanas porque 1) reúne una gran diversidad de palmas ubicadas en la zona andina (Tabla 1); 2) exhibe tasas actuales y pasadas de deforestación que la ponen en los primeros lugares a nivel nacional en pérdida de hábitat (IDEAM, 2015); 3) el habitante rural antioqueño depende en primera medida de la agricultura y la ganadería, prácticas que impactan la integridad de los ecosistemas; y 4) porque Medellín, el segundo centro urbano de Colombia, se ubica en lo que se correspondería al bosque de niebla montano, el ecosistema que hila los temas expuestos en este libro.

Aunque cada especie merecería una extensa discusión debido a su importancia ecológica, la lista de especies en Antioquia es larga, por lo que se estructura este capítulo con el fin de lograr hacer generalizaciones basadas en la biología de las especies y lo que conocemos de su grado de amenaza. Se iniciará la discusión dando a conocer los efectos del deterioro del hábitat sobre las poblaciones naturales. Luego se formarán grupos de especies por atributos compartidos, en referencia a la amplitud de su distribución geográfica, y a la biología de las palmas que impactan su pronóstico de conservación. Estos grupos permitirán exponer las estrategias que resultarían más eficientes para esas especies. Se destacará la importancia de la gestión para la conservación y de los planes de manejo para las palmas. Cómo las palmas silvestres son importantes para las comunidades rurales y su relación de uso con ellas. Se dedicará un apartado a la conservación de las palmas a través del uso

Tabla 1. Riqueza de especies de palmas en Colombia, Antioquia y específicamente de los bosques de niebla por encima de los 1.500 msnm.

Nativas en Colombia	254
Nativas en la región andina de Colombia	80
En los bosques de niebla en Colombia	53
Nativas en Antioquia	101
En los bosques de niebla en Antioquia	38
Endémicas de los bosques de niebla en Antioquia	1
Porcentaje de palmas de bosque de niebla en Antioquia sobre el total de palmas de este ecosistema en Colombia	72 %
Porcentaje de palmas en Antioquia del total de palmas en Colombia	40 %
Porcentaje de palmas amenazadas de los bosques de niebla de Antioquia (categorías VU, EN, CR)	32 %



en el contexto del bosque de niebla. Finalmente, aunque las estrategias y recomendaciones podrían ser útiles más allá del departamento de Antioquia, se dedica un aparte a la selección de dos núcleos importantes para la conservación en el departamento, seleccionados por su diversidad de especies, presencia de especies endémicas e integridad de los bosques remanentes.

Vulnerabilidad de las especies según algunos atributos de su biología

La disminución de áreas cubiertas por bosque, la degradación del hábitat, y la sobreexplotación, afectan a las palmas de diferentes maneras, por un lado, según la intensidad, la frecuencia y el tipo de amenaza, y por otro, según su biología. Sin lugar a dudas, el impacto más directo y generalizado de estas tres amenazas, es sobre la dinámica de las poblaciones y los tamaños efectivos poblacionales, que, a su vez, van a depender de factores biológicos como el sistema sexual de las palmas (si son dioicas o monoicas), la proporción de sexos, la distribución por edades en la población, entre otras. Las palmas dependen del bosque para vivir al menos durante algún estadio de desarrollo y, en consecuencia, la conversión de bosque a potrero o cultivo siempre conlleva a la desaparición de las palmas silvestres locales a corto, mediano o largo plazo. Sin embargo, nos permitiremos describir cómo es el efecto que la deforestación tiene sobre las palmas en función de algunos atributos de su biología y distribución, con el fin de establecer criterios importantes para la protección y restauración de las poblaciones naturales.



Factores de la biología de las especies que son importantes para la conservación

En primer lugar, se debe considerar el estrato del bosque en el cual las palmas adultas desarrollan su vida y reproducción al momento de examinar cuál es la respuesta que éstas exhiben en ambientes abiertos (Tabla 2). Las palmas de sotobosque, de pequeño tamaño, y aquellas grandes, y que se encuentran en el dosel, suelen tener un desempeño diferente en los cultivos y potreros.

Las palmas grandes, cuyos adultos sobrepasan el dosel del bosque, en algunos casos son dejadas en los potreros tras la deforestación. El 29% de las especies de palmas del bosque de niebla en Antioquia, crecen en este





estrato (Tabla 2). Estas especies suelen ser resistentes a la exposición directa y a los cambios de temperatura típicos de los medios abiertos. Como los adultos resisten, pero no logran regenerar a plena exposición, la desaparición local se retarda, pero finalmente llega, como una deuda a la extinción adquirida al tumbarse el bosque. Sin embargo, en vista de que las palmas son en general longevas, la ventana entre la deforestación y la muerte de los adultos remanentes por senescencia, ofrece una oportunidad para la conservación. En primer lugar, en esta ventana de tiempo puede permanecer viva la interacción con los polinizadores. En segundo lugar, permanece la oferta de frutos para enriquecer y restablecer la población. Esta oportunidad debe aprovecharse en los planes de restauración, siguiendo protocolos adecuados de siembra.

Por otro lado, están las palmas pequeñas de sotobosque y representan la mayoría (55%) de las especies de palmas del bosque de niebla en Antioquia (Tabla 2); y las medianas del interior del bosque, que alcanzan pero que no sobrepasan el dosel, es decir, seis de las 36 especies del bosque de niebla del departamento (Tabla 2). Estas especies desarrollan toda su vida a la sombra y por lo general, son cortadas junto con el bosque, por tanto, su desaparición local es inmediata. En algunos casos los individuos de gran porte son dejados en los potreros, afectados y con poca esperanza de vida. En estas especies es relevante considerar la integridad general del ecosistema en la localidad. A pesar de que la palma desaparezca del terreno que fue deforestado, a menudo persiste en los pequeños fragmentos de bosque cercanos, como los bordes de quebrada o las cejas de las cumbres. Estos fragmentos son cruciales porque, aunque conservan pocos individuos de la población original, ofrecen una cantidad importante de semillas y conservan allí a los polinizadores. Este material bien podría usarse como insumo para un programa de restauración de la comunidad local de palmas.

Los efectos genéticos de la restauración a partir de pocos adultos no han sido evaluados en las palmas de bosque de niebla en Antioquia, pero sería de esperar que mientras menos adultos de la población se conserven o se usen como parentales, mayor sea la pérdida en diversidad genética. Esta expectativa hace énfasis sobre la necesidad de hacer restauración tomando el mayor número de parentales en la zona o región. Estos adultos probablemente nacieron de una población de palmas mayor que la actual, en un bosque más íntegro, por lo que conservarían una diversidad genética que es valioso rescatar.

Es precisamente esta naturaleza en mosaico del paisaje campesino de montaña en Antioquia, de cultivos acompañados de potreros y pequeños fragmentos de bosque, en el que también se afecta la conectividad entre individuos y poblaciones, tanto de las palmas, como de sus especies asociadas (i.e. polinizadores, dispersores). Este aislamiento dificulta la reproducción, estructura y disminuye la diversidad genética y desfigura la estructura ecológica global de la población.

Es así como los cambios en los tamaños poblacionales, la pérdida de coberturas, y de conectividad entre individuos y poblaciones de palma, afectan negativamente el reclutamiento de semillas y de plántulas y la supervivencia de los juveniles luego de la germinación. Frente a la degradación parcial o completa del bosque, el reclutamiento de semillas debe ser propiciado con la siembra directa o asistida a través de la protección de los juveniles que germinan en áreas destinadas para la restauración.



Tabla 2. Lista de las palmas de bosque de niebla en Antioquia y algunos factores biológicos y de su distribución que median su respuesta a la deforestación.

	Especie	Nombre común	Factores importantes que median la respuesta de las especies frente a la deforestación						Abundancia	Categoría de amenaza
			Posición en los estratos del bosque	Sistema sexual	Capacidad de los juveniles de sobrevivir en ambientes perturbados	Persistencia de los adultos en ambientes perturbados	Amplitud Geográfica	Endémica de Colombia		
1	<i>Aiphanes concinna</i>	Mararay abanico	Interior a dosel	Monoica	No	Sí	Andes	Sí	Rara	NT
2	<i>Aiphanes hirsuta</i>	Cirquí	Sotobosque	Monoica	No	Sí	Andes	No	Rara	NT
3	<i>Aiphanes leiostachys</i>	Mararay de San Carlos	Sotobosque	Monoica	No	No	Andes	Sí *	Rara	CR
4	<i>Aiphanes lindeniana</i>	Mararay	Sotobosque	Monoica	No	No	Andes	No	Rara	EN
5	<i>Aiphanes linearis</i>	Chascaray	Sotobosque	Monoica	No	Sí	Andes	Sí	Esporádica	NT
6	<i>Aiphanes macroloba</i>	Mararay de hoja simple	Sotobosque	Monoica	No	No	Andes	No	Rara	NT
7	<i>Aiphanes parvifolia</i>	Mararay hojipequeño	Sotobosque	Monoica	No	No	Andes	Sí	Rara	EN
8	<i>Aiphanes simplex</i>	Mararay perrero	Sotobosque	Monoica	No	No	Andes	Sí	Rara	NT
9	<i>Ceroxylon alpinum</i>	Palma de cera de la zona cafetera	Sobrepasa el dosel	Dioica	Sí	Sí	Andes	No	Esporádica	EN
10	<i>Ceroxylon quinduense</i>	Palma de cera del Quindío	Sobrepasa el dosel	Dioica	Sí	Sí	Andes	No	Abundante	EN
11	<i>Ceroxylon sasaimae</i>	Palma de cera de Sasaima	Sobrepasa el dosel	Dioica	Sí	Sí	Andes	Sí	Esporádica	EN
12	<i>Ceroxylon vogelianum</i>	Chonta o palmito real	Sobrepasa el dosel	Dioica	Sí	Sí	Andes	No	Esporádica	VU
13	<i>Ceroxylon parvifrons</i>	Palma de cera	Sobrepasa el dosel	Dioica	Sí	Sí	Andes	No	Esporádica	VU
14	<i>Chamaedorea linearis</i>	Palmiche	Sotobosque	Dioica	No	No	Andes	No	Abundante	NT
15	<i>Chamaedorea pinnatifrons</i>	Molinillo	Sotobosque	Dioica	No	No	Andes + 1	No	Abundante	LC



16	<i>Chamaedorea pygmaea</i>	Molinillo enano	Sotobosque	Dioica	No	No	Andes	Sí	Rara	VU
17	<i>Dictyocaryum lamarckianum</i>	Barrigona blanca	Sobrepasa el dosel	Monoica	No	Sí	Andes + 1	No	Abundante	LC
18	<i>Euterpe longevaginata</i>	Macana, Palmicho	Interior a dosel	Monoica	No	Sí	Andes	No	Esporádica	LC
19	<i>Geonoma concinna</i>	Lindona	Sotobosque	Monoica	No	No	Andes + 1	No	Rara	DD
20	<i>Geonoma frontinensis</i>	Guasipanga	Sotobosque	Monoica	No	No	Andes	Sí	Esporádica	NT
21	<i>Geonoma interrupta</i>	Colegallo	Sotobosque	Monoica	No	No	Andes + 5	No	Esporádica	LC
22	<i>Geonoma lehmanii</i>	Palmilla de Lehmann	Sotobosque	Monoica	No	No	Andes	No	Esporádica	NT
23	<i>Geonoma orbignyana</i>	Maraya	Sotobosque	Monoica	No	No	Andes	No	Abundante	NT
24	<i>Geonoma undata</i>	Chalar	Interior a dosel	Monoica	No	Sí	Andes	No	Abundante	NT
25	<i>Hyospathe elegans</i>	Guagualín	Sotobosque	Monoica	No	No	Andes + 4	No	Esporádica	NT
26	<i>Hyospathe frontinensis</i>	Guagualín	Sotobosque	Monoica	No	No	Andes	Sí	Rara	VU
27	<i>Hyospathe pittieri</i>	Guagualín	Sotobosque	Monoica	No	No	Andes	No	Rara	LC
28	<i>Hyospathe wendlandiana</i>	Guagualín	Sotobosque	Monoica	No	No	Andes	Sí	Rara	EN
29	<i>Pholidostachys occidentalis</i>	(desconocido)	Interior a dosel	Monoica	No	No	Andes + 1	No	Rara	EN
30	<i>Pholidostachys synanthera</i>	Rabo e'gallo	Interior a dosel	Monoica	No	Sí	Andes + 1	No	Rara	LC
31	<i>Prestoea acuminata</i>	Palmicho	Interior a dosel	Monoica	No	Sí	Andes	No	Esporádica	LC
32	<i>Prestoea carderi</i>	Palmito de Carder	Sotobosque	Monoica	No	No	Andes	No	Rara	NT
33	<i>Prestoea ensiformis</i>	Pangón	Sotobosque	Monoica	No	Sí	Andes	No	Rara	NT
34	<i>Socratea rostrata</i>	Zancona	Sobrepasa el dosel	Monoica	No	Sí	Andes	No	Esporádica	LC
35	<i>Wettinia castanea</i>	Chonta	Sobrepasa el dosel	Monoica	No	Sí	Andes + 1	Sí	Abundante	NT
36	<i>Wettinia disticha</i>	Macana abanico	Sobrepasa el dosel	Monoica	No	Sí	Andes + 1	Sí	Abundante	LC
37	<i>Wettinia fascicularis</i>	Maquenque	Sobrepasa el dosel	Monoica	No	Sí	Andes + 1	No	Abundante	LC
38	<i>Wettinia kalbreyeri</i>	Macana, Chonta	Sobrepasa el dosel	Monoica	No	Sí	Andes	No	Abundante	LC

Esta protección debe hacerse en función de la capacidad de sobrevivencia de los juveniles en medios abiertos o perturbados (Tabla 2) que puede significar que una especie sea considerada o no, para dar inicio al programa de restauración y si los juveniles deben estar acompañados de plantas “nodrizas” (Anthelme et al., 2015); si requieren sombra total o parcial y qué tan resistentes son al daño mecánico por pisoteo o corte. La mayoría (87%) de las palmas del bosque de niebla de Antioquia presentan juveniles que no son resilientes a las perturbaciones del hábitat mencionadas anteriormente (Tabla 2); sin embargo, seis especies sí lo son (Tabla 2), condición que debe ser aprovechada en los programas de restauración.

Para poner estos atributos en el contexto de una especie andina, Sanín y colaboradores (2013), encontraron que la capacidad de sobrevivencia de los juveniles frente a la quema o la tala y la longevidad superior de los adultos, son ventajas francas de *Ceroxylon quindiuense* en los lugares que están siendo deforestados. Esta capacidad les permite a las palmas en fase de establecimiento (cuando tienen forma de roseta), rebrotar tras el corte o la quema. En esta especie, la longevidad de los adultos extiende también la ventana de tiempo en que aún permanecen adultos reproductores sobre los cultivos y potreros, que ofrecen semillas para un programa de enriquecimiento o restauración o para la sucesión natural de la vegetación.

Rangos de especies y conservación

Hay dos factores importantes para tener en cuenta sobre los rangos de distribución de las especies. En primer lugar, la amplitud en el rango de distribución y, en segundo lugar, la abundancia. Las palmas endémicas o de distribución restringida, y aquellas que suelen





encontrase escasamente en el bosque a manera de individuos dispersos o raros, tienen peor pronóstico que aquellas que suelen ser muy abundantes, porque estas últimas tienen una mayor oportunidad de permanecer en los pequeños fragmentos o relictos. Para el caso de las palmas del bosque de niebla del departamento de Antioquia, el 74% son esporádicas o raras en el bosque (Tabla 2), el 31% presentan una distribución restringida (Tabla 2), y diez especies presentan ambas condiciones: raras o esporádicas y con distribución restringida (Tabla 2), lo cual como se dijo anteriormente, las ubica en una posición de alta vulnerabilidad.

A continuación, se da muestra de una lista de las palmas de bosque de niebla presentes en Antioquia, que incluye su categorización por los atributos de la biología y la distribución, dos aspectos antes discutidos por su relevancia para la conservación (Tabla 2).

Las palmas como elemento clave en los programas de restauración

La gestión para la conservación, encaminada hacia la protección de áreas, ya sea por compra de terrenos o por la efectiva regulación para el manejo sostenible en los predios privados, es una alternativa de enorme potencial para las palmas. Estas se benefician de la protección no solo de extensiones de tierra con buena integridad ecológica en las que las palmas prosperan, sino del manejo de áreas con baja integridad ecológica, con vocación para la restauración ecológica activa y la regeneración pasiva. Las palmas producen frutos, sitios de anidamiento y percha para una gran cantidad de aves y mamíferos, por lo que su inclusión en escenarios de restauración tiende a favorecer la llegada de consumidores de semillas y de frutos.



La selección de cuáles sembrar y bajo qué cobertura vegetal, debe hacerse según los atributos mencionados en la Tabla 2. Las palmas con juveniles resistentes (Tabla 2) suelen ser especialmente adecuadas para los programas de restauración y las palmas que sobreviven por tiempos largos en los potreros tras la tala, deben usarse como parentales para iniciar estos programas. Las especies de sotobosque deben sembrarse al abrigo de los árboles más grandes, y aquellas con juveniles poco resistentes deben seleccionarse para los sectores del terreno a restaurar en los que la perturbación por personas y sus animales de cría sea mínima, y donde exista alguna estructura de vegetación que las proteja.

La importancia de los planes de manejo de las especies más utilizadas

Las palmas más utilizadas requieren, con una mayor urgencia, de planes de manejo, ya que además de sufrir la pérdida del hábitat debido a la deforestación (amenaza generalizada para todas las palmas del departamento); las palmas útiles son extraídas de manera selectiva

La familia de las palmas se encuentra entre las tres familias de plantas útiles más importantes para la humanidad

bajo malas prácticas de cosecha. Actualmente, esa es la situación preocupante a la que se enfrentan algunas de las especies más promisorias e importantes del país (Bernal y Galeano, 2013). El manejo es tan escaso, que en suramérica solo el 20% de todas las palmas que se usan parecen ser extraídas bajo alguna estrategia de manejo, lo que indica que las demás son cosechadas en sus hábitats naturales sin tener en cuenta el impacto de la cosecha sobre las poblaciones silvestres (Bernal et al., 2011). En Antioquia, es necesario profundizar en etnobotánica de palmas, prestando especial atención a las comunidades mestizas, y a la zona Andina con su transición al Chocó, por tratarse del grupo y las zonas geográficas menos documentadas (Cámara-Leret, Paniagua-Zambrana, Balslev, y Macía, 2014).

La implementación de prácticas adecuadas por medio de un plan de manejo garantiza que las palmas se sigan usando sin generar un impacto negativo sobre sus poblaciones. Así, indirectamente, se logra preservar el valioso conocimiento tradicional asociado a estas, lo que estimula la diversidad cultural del departamento y promueve la conservación de las especies de palmas útiles. Una vez se implemente el plan, este podría aportar las bases para los proyectos de desarrollo socioeconómico sostenible en aquellas regiones. Los planes de manejo son, entonces, la herramienta más poderosa para lograr llevar a cabo la conservación mediante el uso, ya que su objetivo es mantener en el tiempo, para estas especies, unos límites de cosecha que aseguren que el recurso no se agote (Bernal y Galeano, 2013).



Conservación mediante el uso

La familia de las palmas se encuentra entre las tres familias de plantas útiles más importantes para la humanidad (Johnson, 1998). Esta condición debería ser considerada una ventaja en pro de su conservación. Para el habitante rural colombiano las palmas hacen parte de su cotidianidad. De las palmas obtienen desde alimentos altamente nutritivos, hasta el material para construir viviendas y fabricar utensilios para las labores de subsistencia, rituales, artes y ceremonias (Galeano y Bernal, 2010). Es decir que las palmas ya tienen un camino recorrido al ser en algunos casos reconocidas y percibidas como importantes. Sin embargo, el conocimiento tradicional relacionado con el aprovechamiento puede desaparecer. Es por esto que la conservación, en su sentido más real, debe incorporar al ser humano, como lo plantea la conservación mediante el uso. Este concepto expuesto por Galeano y colaboradores (2015), explica que, al menos para las especies de importancia etnobotánica, el uso podría representar la mejor opción de supervivencia, dado el mayor interés en conservar la oferta.

Sin embargo, implementar este tipo de conservación requiere un soporte en investigación biológica sobre cada una de las especies. Los estudios deben incluir la estructura y la dinámica poblacional que permitan establecer un patrón de cosecha bajo el cual la producción se sostenga a largo plazo. Posterior a esta investigación, la implementación de las prácticas adecuadas de manejo por parte de las comunidades va a depender de que se haga una efectiva divulgación a la comunidad y la retroalimentación que garantice que el conocimiento tradicional sea valorado en su real dimensión.

Dado que, en un sentido general, la conservación mediante el uso busca alternativas para el desarrollo socioeconómico sostenible del habitante rural, este podría representar una estrategia para conservar algunas de las palmas andinas de Antioquia. Una gran proporción de las especies de palmas del bosque de niebla de Antioquia (63%; 24 spp.) tiene usos conocidos ya sea en el departamento o en otras áreas del país (Tabla 3) y seis de estas 38 especies (Tabla 3) presentan un comercio potencial por su valor ornamental (Galeano y Bernal, 2010; Galeano et al., 2015).

Núcleos de conservación para las palmas andinas de Antioquia

Bosques de niebla de los municipios de Abriaquí, Frontino y Urrao. El caso particular del Parque Nacional Natural Las Orquídeas

En las tierras húmedas del flanco occidental de la Cordillera Occidental, al occidente y suroccidente de Antioquia, se encuentra un importante refugio para las palmas: el Parque Nacional Natural Las Orquídeas (PNNO). Con una extensión de aproximadamente 29.000 ha, distribuidas entre los municipios de Frontino, Urrao y Abriaquí, este Parque Nacional se destaca por poseer un amplio mosaico ecosistémico, ya que al abarcar la transición Andino-Chocoana, alberga zonas de vida que van desde el Bosque muy húmedo Tropical (bmh-T), hasta el Bosque pluvial Montano (bp-M) o Páramo (UAESPNN, 2007).



Tabla 3. Especies de palmas de los bosques de niebla del departamento de Antioquia, con importancia etnobotánica, algunas de éstas presentando un comercio potencial a nivel ornamental. Información recopilada a partir de Galeano y Bernal (2010), y Galeano et al. (2015).

	Especie	Nombre común	Usos	Potencial ornamental
1	<i>Aiphanes concinna</i>	Mararay abanico	Tallos para construcción de cercas y casas, y fabricación de cabos de herramientas.	Desconocido
2	<i>Aiphanes hirsuta</i>	Cirquí	Endospermo alimenticio	Desconocido
3	<i>Aiphanes linearis</i>	Chascaray	Semillas comestibles	Desconocido
4	<i>Aiphanes simplex</i>	Mararay perrero	El tallo se usaba antiguamente como perrero	Desconocido
5	<i>Ceroxylon alpinum</i>	Palma de cera de la zona cafetera	Las hojas jóvenes eran usadas en Semana Santa. Los troncos se usan para construcción de cercas y paredes. Los frutos son consumidos por los cerdos.	Desconocido
6	<i>Ceroxylon quindiuense</i>	Palma de cera del Quindío	La cera se usaba para la fabricación de velas y cerillas. Los troncos se usan como postes y rajados, se usan para paredes y pisos rústicos. Ornamental en ciudades de clima frío.	Si, en ciudades y pueblos de tierra fría.
7	<i>Ceroxylon sasaimae</i>	Palma de cera de Sasaima	Ramos en Semana Santa. Cultivada ornamental.	Si
8	<i>Ceroxylon vogelianum</i>	Chonta o palmito real	Las hojas jóvenes se usaban como ramo en la Semana Santa. Los tallos se usan para cercas, puentes y construcción de viviendas.	Desconocido
9	<i>Ceroxylon parvifrons</i>	Palma de cera	Las hojas jóvenes eran usadas en Semana Santa.	Desconocido
10	<i>Chamaedorea linearis</i>	Palmiche	Planta ornamental de exteriores.	Si
11	<i>Chamaedorea pinnatifrons</i>	Molinillo	La parte inferior del tallo se usa como molinillo para batir el chocolate. Gran potencial ornamental.	Si
12	<i>Dictyocaryum lamarkianum</i>	Barrigona blanca	Las semillas se usan para artesanías. Los tallos como ataúdes.	Desconocido
13	<i>Euterpe longevaginata</i>	Macana, Palmicho	Los tallos se usan en construcciones. Los frutos se consumen frescos por su pulpa delgada o se preparan en jugo y chicha.	Si
14	<i>Geonoma interrupta</i>	Colegallo	Los tallos en construcciones. Potencial ornamental.	Si
15	<i>Geonoma orbignyana</i>	Maraya	Hojas se usan en arreglos fúnebres, para techar. Los tallos como bastones.	Desconocido
16	<i>Geonoma undata</i>	Chalar	Los tallos se usan en construcciones rurales. Las hojas para techar.	Desconocido
17	<i>Hyospathe elegans</i>	Guagualín	Cogollo ha sido utilizado para prevenir la caries dental y para curar la gripa. Tallo para hacer flechas y como palos de escobas.	Desconocido
18	<i>Pholidostachys synanthera</i>	Rabo e'gallo	Techar	Desconocido
19	<i>Prestoea acuminata</i>	Palmicho	Tallos en construcción. Palmito.	Desconocido
20	<i>Prestoea ensiformis</i>	Pangón	Techar, paraguas improvisados.	Desconocido
21	<i>Socratea rostrata</i>	Zancona	Tallos en construcción. Semillas artesanías.	Desconocido
22	<i>Wettinia castanea</i>	Chonta	Tallos en construcción, para paredes.	Desconocido
23	<i>Wettinia fascicularis</i>	Maquenque	Tallos se usan en construcción. Mesocarpo se come.	Desconocido
24	<i>Wettinia kalbreyeri</i>	Macana, Chonta	Tallos como postes en construcción de casas.	Desconocido



Con una privilegiada localización en el Chocó Biogeográfico, un hotspot de biodiversidad, el PNN Las Orquídeas es el único Parque Nacional con jurisdicción entera en el departamento de Antioquia, lo cual le confiere un alto valor en cuanto se refiere a la protección de las palmas en este departamento, teniendo en cuenta que actualmente la principal medida para conservar las palmas amenazadas del país es por medio de su protección en áreas de reserva (Galeano et al., 2005). Además, el 25% de los Bosques Andinos protegidos de la Cordillera Occidental se encuentran en este Parque (UAESPNN, 2007), lo que lo convierte en un importante núcleo de conservación de palmas andinas, no solo para el departamento de Antioquia, sino en general para el país. Así mismo, en esta zona se estaría salvaguardando, junto con las palmas, un valioso conocimiento tradicional





asociado a estas, por parte de las comunidades indígenas Emberá Katio, y campesinas de origen paisa; ambas habitando dentro del Parque.

El PNN Las Orquídeas cuenta con 16 géneros y 38 especies de palmas, es decir el 37% de las especies de palmas de Antioquia, el 15% de las del país, y el 36% de las palmas andinas colombianas, entendiéndose a la zona andina como las montañas de los Andes por encima de 500 msnm, lo que incluye los valles de los ríos Cauca y Magdalena (Galeano y Bernal, 2010). De este total presentado, 17 especies de palmas habitan propiamente en los bosques de niebla del Parque, es decir, a partir de los 1.200 msnm. Por tanto, el 44% de las palmas de los bosques de niebla de Antioquia se encuentran en este Parque Nacional.

Algunas especies del bosque de niebla de Parque Nacional Natural Las Orquídeas revisten importancia debido a su endemismo. La primera, *Hyospathe frontinensis* A.J. Hend. (Figura 1A-B), crece en el sotobosque y constituye en términos de conservación, probablemente la palma más valiosa, por ser endémica de la vertiente Occidental de la Cordillera Occidental de Antioquia (Galeano y Bernal, 2010), donde solo ha sido encontrada en una pequeña área dentro y en los alrededores del Parque (Galeano et al., 2005). Esta palma se encuentra amenazada de extinción bajo la categoría de Vulnerable (VU) (Galeano et al., 2005), y recae sobre el PNN Las Orquídeas la responsabilidad de garantizar su supervivencia. La segunda, *Wettinia disticha* (R. Bernal) R. Bernal (Figura 1C), es endémica de los bosques nublados de montaña del flanco occidental de la Cordillera Occidental

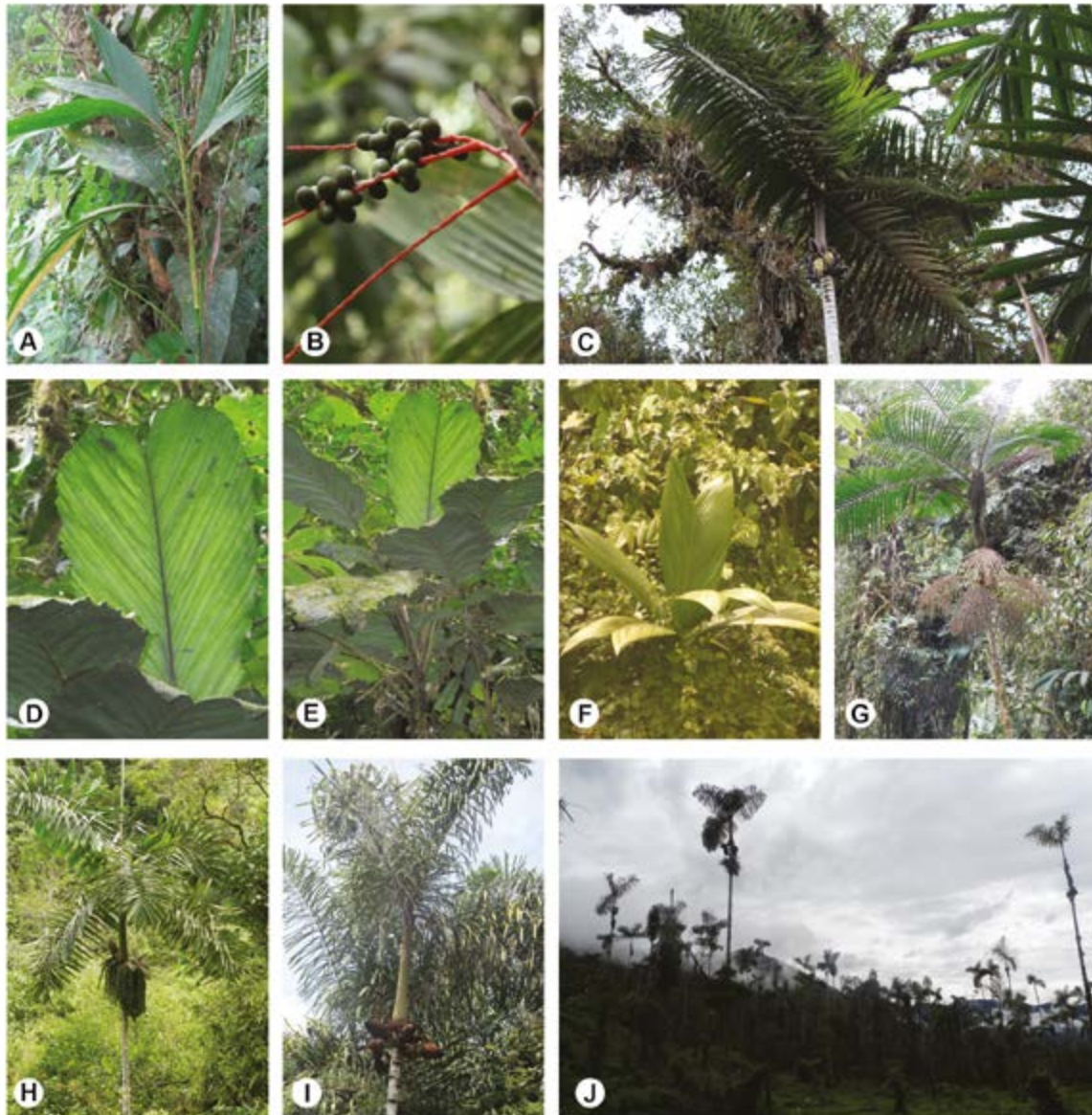


Figura 1. Especies de palmas del bosque de niebla del Parque Nacional Natural Las Orquídeas que presentan importancia a nivel de conservación. A) *Hyospathe frontinensis*, el "Guagualin de Frontino"; B) infrutescencia de *Hyospathe frontinensis*; C) *Wettinia disticha*, "Chonta Abanico"; D) hoja entera de *Aiphanes maculosa*; E) *Aiphanes maculosa*; F) el "Pangón", *Prestoea ensiformis*. G) *Prestoea acuminata*; H) *Wettinia kalbreyeri*; I) *Wettinia fascicularis*; J) "Macanal" de *Wettinia kalbreyeri* y *Wettinia fascicularis*.



de Colombia (Galeano y Bernal, 2010). Por último, la especie cespitosa *Aiphanes linearis* Burret, característica de los bosques de niebla en Antioquia entre los 1.800 a 2.600 msnm, es endémica de la vertiente Occidental de la Cordillera Occidental y el extremo norte de la Cordillera Central (Galeano y Bernal, 2010).

Otras especies de importancia que habitan en el Parque son: *Aiphanes maculosa* Burret (Figura 1D-E), ya que es una palma con alto valor ornamental, inconfundible por las hojas simples, que crece a lo largo de la vertiente oeste de la Cordillera Occidental entre 600-1.400 msnm; *Prestoea ensiformis* (Ruiz y Pav.) H.E. Moore (Figura 1F) por poseer una distribución predominantemente asociada a la vertiente oeste de la Cordillera Occidental y tierras del Pacífico; *Prestoea acuminata* (Willd.) H.E. Moore. (Figura 1G) por ser una especie de palma con una distribución netamente andina, entre los 1.500 a 2.600 msnm, y especialmente dependiente del bosque para su regeneración (Galeano y Bernal, 2010); en el PNN Las Orquídeas se le observa creciendo en los bosques nublados por encima de los 1.600 msnm. *Wettinia kalbreyeri* (Burret) R. Bernal (Figura 1H), la cual suele ser abundante en los bosques húmedos de montaña de la vertiente oeste de la Cordillera Occidental (Galeano y Bernal, 2010), un hecho notablemente evidenciado en el Parque, donde sin embargo se destaca la preocupante situación de cientos de individuos de esta especie, que junto con individuos de otra especie de palma del bosque de niebla, *Wettinia fascicularis* (Burret) H.E. Moore y J. Dransf. (Figura 1I), intentan sobrevivir en potreros, aglomeradas en sitios llamados “macanales” (Figura 1J), donde no logran regenerarse.

En paralelo con las especies de palmas, dentro de este Parque se conserva también el conocimiento etnobotánico asociado a ellas. Históricamente las palmas han jugado un importante papel en la cotidianidad de los campesinos e indígenas Emberá-Katio del Parque, hecho que se ha perpetuado a pesar de los cambios sociales que se han dado en esta región. Este conocimiento podría resultar útil al momento de implementar en la zona, un modelo de conservación incluyente con las comunidades humanas, ya que podría proporcionar las bases para proyectos de utilización sostenible de los recursos del bosque, y así presentar alternativas que sirvan para evitar que estas comunidades humanas sigan recurriendo a prácticas de uso de la tierra que estarían afectando la biodiversidad.

Las palmas del bosque de niebla que son importantes a nivel etnobotánico para las comunidades campesinas de la zona, son *Wettinia kalbreyeri* (Figura 2A-B), conocida como “Memé”, “Chonta” o “Macana”, y *Wettinia fascicularis* (Figura 2 C-D), conocida como “Maquenque”; ambas palmas son utilizadas para la construcción de puentes (Figura 2E), “azoteas” o huertos elevados (Figura 2F), bolillos para las chambranas de las viviendas (Figura 2G), pisos (Figura 2H), paredes (Figura 2I) y techoa de las viviendas, utensilios domésticos (Figura 2J), cercas (Figura 2K), trojas o cielos rasos para guardar el maíz (Figura 2L) y herramientas de trabajo (Figura 2M), pesca y cacería; la palma *Prestoea ensiformis*, el “Pangón”, de la cual se usan sus hojas para techar; y la especie conocida como “Chirquí” *Aiphanes hirsuta* Burret (Figura 2N), que proporciona frutos (Figura 2O) ocasionalmente consumidos por la gente de la zona, especialmente por los niños.



Figura 2. Especies y usos de las palmas del bosque de niebla que presentan importancia etnobotánica para las comunidades campesinas del PNN Las Orquídeas. A) y B) Hábito e infrutescencia de *Wettinia kalbreyeri*, la “Memé, Chonta o Macana”; C) y D) Hábito e infrutescencia de la palma “Maquenque”, *Wettinia fascicularis*; E) Puente peatonal elaborado con la palma *W. kalbreyeri*; F) Azotea o huerta levantada elaborada con el tallo de *W. kalbreyeri*; G) bolillos de chambrana labrados a partir del tallo de *W. kalbreyeri*; H) y I) piso y pared elaborados a partir del tallo de *W. kalbreyeri*. J) Trapiche fabricado con el tallo de *W. kalbreyeri*; K) Cerca elaborada con los tallos de *W. kalbreyeri*; L) Troja o cielo raso elaborado con tallo de *W. kalbreyeri*; M) Cabo de herramienta labrado a partir del tallo de *W. kalbreyeri*; N) Hábito de *Aiphanes hirsuta*, “Chirquí”; O) frutos comestibles de la palma “Chirquí”.



Exploraciones futuras podrían revelar una mayor diversidad de palmas dentro de esta área protegida. En el Plan de Conservación Manejo y Uso Sostenible de las Palmas de Colombia (Galeano et al., 2015), se sugiere la posible presencia en el PNN Las Orquídeas, de *Chamaedorea pygmaea* H. Wendl., también categorizada como Vulnerable (VU), una rara especie conocida en Colombia en cuatro localidades, y que solo se ha registrado cuatro veces en casi 160 años (Galeano y Bernal, 2010).

La principal causa de amenaza para las palmas que se protegen en el PNN Las Orquídeas es la deforestación causada por la apertura de potreros por parte de las comunidades humanas que allí habitan. Se sugiere brindar al campesino y al indígena, alternativas económicas a partir del aprovechamiento sostenible del bosque, a partir del uso de especies de palmas promisorias, como una posible solución a esta problemática. Es necesario evaluar el estado actual de las poblaciones de palmas del PNN Las Orquídeas por medio de estudios demográficos que permitan conocer el estado real de conservación de las palmas que allí habitan, especialmente de las que presentan importancia etnobotánica, para las cuales se sugiere estudios sobre sostenibilidad de la cosecha y fomentar la búsqueda y siembra de sus semillas para ser incluidas en proyectos de restauración ecológica en predios campesinos.

Bosques de niebla de San Luis, San Rafael, Cocorná

Aunque nuestro conocimiento de esta zona es menor que la del PNN Orquídeas, los bosques de niebla comprendidos entre San Luis, San Carlos, San Rafael y Cocorná, albergan la única especie endémica de este ecosistema en Antioquia, *Aiphanes leiostachys* Burret, categorizada en peligro crítico de extinción (CR). Esta palma no solo está distribuida en una pequeña localidad en este núcleo, sino que en ella está rodeada de potreros y cultivos. Además, *Ceroxylon sasaimae*, una especie en peligro (EN) que solo se conoce en estado silvestre de esta zona, también presenta las mismas amenazas y sus tamaños poblacionales son pequeños, con la mayoría de adultos en zonas abiertas donde no logran regenerar. Por último, una palma poco conocida y que aún no ha sido categorizada bajo los criterios de amenaza a la extinción, es *Geonoma concinna*, cuya localidad tipo es de esta zona (3C). Actualmente en esta zona, no hay una figura legal que proteja a las palmas, ni se tiene conocimiento etnobotánico de las comunidades campesinas que habitan allí.

Aprovechamos el espacio para mencionar que a pesar de que no incluiremos una sección acerca de la conservación de palmas en las zonas circundantes al Valle de Aburrá, creemos que estas áreas deben ser mejor inventariadas en términos de las poblaciones de palmas que albergan, para que su estado de conservación pueda ser monitoreado. Las palmas son plantas carismáticas que podrían ser interesantes para los proyectos de ciencia ciudadana y para la vinculación de los habitantes de la ciudad en el conocimiento, reconocimiento y conservación de la biodiversidad.



Figura 3. Palmas cuya conservación debe priorizarse en el núcleo de conservación de los bosques de niebla de San Luis, San Carlos, San Rafael y Cocomá (fotos de Rodrigo Bernal). A) *Ceroxylon sasaimae*; B) estado del hábitat en el que crece *C. sasaimae*; C) *Geonoma concinna* y D) *Aiphanes leiostachys*.



Conclusiones

La pérdida de hábitat es la principal amenaza para las 38 palmas de bosque de niebla de Antioquia. Su integridad es necesaria para la conservación a largo plazo de todas las especies. Sin embargo, algunos atributos de la biología de las palmas hacen posible que sean consideradas para medios abiertos o en regeneración, de tal manera que la conservación no sea solo posible en bosques no intervenidos sino en medios manejados o previamente explotados. Así mismo, resaltamos la estrategia de conservación mediante el uso que puede mejorar el pronóstico de conservación para las palmas que son utilizadas por el habitante rural. Por último, damos valor a dos núcleos de conservación para las palmas de bosque de niebla en Antioquia, por su diversidad, nivel de endemismo, estado de las poblaciones actuales y su valor de uso. Concluimos con mencionar el potencial que tienen las poblaciones de palmas circundantes al Valle de Aburrá para los proyectos de conservación de la biodiversidad por participación en proyectos de ciencia ciudadana y reconocimiento de la biodiversidad.

Agradecimientos

Agradecemos a la Universidad CES por su apoyo constante a la investigación de los tres autores. Un agradecimiento especial a Rodrigo Bernal por su revisión de la calificación de las especies en la tabla 2, por permitirnos usar las fotos de la figura 3 y por las conversaciones y los comentarios de los que aprendemos siempre. Agradecemos a Cristina López-Gallego por la revisión detallada del manuscrito. Dedicamos este capítulo a Gloria Galeano de quien heredamos el amor por las palmas, entre otras muchas cosas.

Referencias

- Bernal, R., y Galeano, G. (Eds.). (2013). *Cosechar sin destruir: aprovechamiento sostenible de palmas colombianas* (1. ed). Bogotá: Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias, Instituto de Ciencias Naturales.
- Bernal, R., Torres, C., García, N., Isaza, C., Navarro, J., Vallejo, M. I., Balslev, H. (2011). Palm Management in South America. *The Botanical Review*, 77(4), p. 607-646. <https://doi.org/10.1007/s12229-011-9088-6>.
- Cámara-Leret, R., Paniagua-Zambrana, N., Balslev, H., y Macía, M. J. (2014). Ethnobotanical Knowledge Is Vastly Under-Documented in Northwestern South America. *PLoS ONE*, 9(1), e85794. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0085794>.
- Galeano, G., y Bernal, R. (2010). *Palmas de Colombia: guía de campo* (1. ed). Bogotá: Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias, Instituto de Ciencias Naturales.
- Galeano, G., Bernal, R., y Calderón, E. (2005). *Libro Rojo de Plantas de Colombia. Palmas, Frailejones y Zamias*. (Vol. 2). Bogotá, Colombia: Instituto Alexander von Humboldt-Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia-Ministerio de Medio Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.
- Galeano, G., Bernal, R., y Figueroa. (2015). *Plan de conservación, manejo y uso sostenible de las palmas de Colombia* [recurso electrónico]. Universidad Nacional de Colombia. Grupo de Investigación en Palmas Silvestres Neotropicales; Coord. Técnica: Higuera Díaz, Diego – Minambiente.



Dirección de Bosques, Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos. Recuperado a partir de <https://www.minambiente.gov.co/index.php/component/content/article?id=1746:universidad-nacional-y-minambiente-presentaron-primer-plan-de-manejo-uso-y-conservacion-de-las-palmas-en-colombia>.

Pedraza-Peñalosa, P., y Betancur, J. (2015). Flora of Las Orquídeas National Park: Vascular plants of the Colombian Andes and Chocó. The New York Botanical Garden. Recuperado a partir de <http://sweetgum.nybg.org/orquideas/index.php>.

Sanín, M.J., Anthelme, F., Pintaud, J.C., Galeano, G. y R. Bernal. 2013. Juvenile resilience and adult longevity explain residual populations of the Andean wax palm *Ceroxylon quindiuense* after deforestation. *PLoS ONE* 8(10): e74139. doi:10.1371/journal.pone.0074139.

UAESPNN. (2007). Plan de manejo 2007-2011 Parque Nacional Natural Las Orquídeas- Resumen ejecutivo. PNN Dirección Territorial Noroccidente.







Magnolias en los **Bosques Andinos** de Antioquia

Álvaro Cogollo-Pacheco¹; Marcela Serna-González²; César Velásquez – Rúa³

¹Jardín Botánico de Medellín; ²Tecnológico de Antioquia – Institución Universitaria;

³Consultor independiente



Desde el pasado las magnolias de la región andina han sido afectadas principalmente por la fragmentación de los bosques a causa del establecimiento de potreros, apertura de áreas de cultivos y procesos de poblamiento e infraestructura asociada.

Introducción

Las magnoliáceas son una familia ancestral de plantas con flores, constituida por árboles y arbustos perennes o caducifolios que evolucionaron hace cerca de 90 millones de años y se distribuye en zonas templadas y tropicales del sureste de Asia y Centro y suramérica tropical (Rivers et al., 2016). Sus flores son polinizadas principalmente por escarabajos y la dispersión de las semillas es realizada por aves, mamíferos o por el viento (*Liriodendron*). Esta familia cuenta con más de 300 especies de los géneros *Liriodendron* (dos especies) y *Magnolia* aunque este último muy controversial desde el punto de vista taxonómico (Azuma et al., 2001; Kim et al., 2013).

Colombia es el país con mayor número de especies en suramérica. Se conocen 37 especies descritas y por lo menos cuatro más se encuentran en proceso de descripción y/o publicación. Todas las especies colombianas pertenecen a la sección *Talauma* del género *Magnolia* y estas, a su vez, se encuentran dentro de tres subsecciones: *Talauma*, *Dugandiodendron* y la recientemente descrita *Chocotalauma* (Vazquez et al., 2017).

En el presente capítulo se pretende dar a conocer el panorama general de las magnoliáceas que crecen en los ecosistemas Andinos del departamento de Antioquia. Se detalla su morfología y reconocimiento en campo. Se describe la diversidad de especies, distribución y endemismos. Además, se revisa el estado de conservación de las poblaciones y se evalúan las principales amenazas que operan sobre ellas. Así mismo, se proponen las áreas prioritarias para la conservación de las magnoliáceas de los Andes de Antioquia. Se identifican los vacíos de información y se proponen acciones y medidas de manejo para implementar y lograr la conservación y protección de este grupo de plantas.



Morfología y reconocimiento de las Magnoliáceas

Las Magnoliáceas Neotropicales son generalmente árboles monopódicos generalmente de porte alto, crecen hasta 30 m y sus troncos alcanzan hasta 80 cm de diámetro (Foto 1). Sus ramas generalmente tienen lenticelas prominentes y presentan entrenudos marcados. Las hojas son simples, alternas espiraladas, y aromáticas; las hojas jóvenes están protegidas por una estípula que en algunas especies dejan una cicatriz a lo largo del haz de la lámina foliar; los peciolo de las hojas generalmente son largos y muchos son aplanados; las láminas foliares tienen consistencia coriácea o cartácea. Además, presentan una cutícula gruesa, de forma elíptica, obovada, oblonga, ovoide u ovada. Muchas especies tienen pubescencias cortas o largas en el envés de la lámina. Las flores son bisexuales y aromáticas, solitarias y crecen al final de las ramas.



Foto 1. Morfología de árbol de *Magnolia yarumalensis*.



Figura 1. Flores de Magnolia. A) *Magnolia hernandezii*; B) *Magnolia yarumalensis*.



Figura 2. Frutos de Magnoliáceas: *Magnolia polyhyposphylla* A) Fruto elipsoide B) Dehiscencia con la pared externa del fruto mostrando las semillas cubiertas por sarcotesta roja. *Magnolia hernandezii* C) Fruto Globoso D) Eje leñoso – receptáculo-del fruto.

Las flores en las especies de la subsección *Talauma* tienen estambres caedizos (Figura 1A), mientras que en la subsección *Dugandiondedron* los estambres permanecen adheridos a las flores debido a su largo conectivo (Figura 1B); poseen brácteas gruesas que protegen los botones florales; sus pétalos son carnosos y de forma espatulada, de colores claros, como blanco, verdeamarillento o crema. Los frutos son elipsoides o globosos, con un eje leñoso con pequeñas cavidades (carpelos) donde se disponen las semillas (Figura 2). Las semillas presentan una sarcotesta o cubierta roja y están conectadas al fruto por un hilo delgado.

Estos árboles se reconocen porque sus follajes son densos y generalmente es frecuente encontrar un manto formado por sus hojas secas de consistencia coriácea y haz lustroso sobre el suelo donde crecen, razón por la cual varias de estas especies son conocidas como “hojarasco” (Calderón et.al., 2007). Otra forma fácil de reconocer algunas especies de magnolias es porque debajo de los árboles adultos se encuentran los ejes leñosos y secos de los frutos (receptáculos), pieza utilizada por algunas comunidades locales para fabricar un utensilio de cocina denominado “molinillo”. Por esta razón especies como *Magnolia hernandezii* toman ese nombre vernáculo (Calderón et.al, 2007). Las Magnolias también se reconocen por sus flores grandes y vistosas, con pétalos carnosos blancos, crema, o verdeamarillentos que fácilmente se observan en los árboles emergentes del bosque.

Distribución, representatividad taxonómica y endemismo

En el departamento de Antioquia se han registrado 13 especies de Magnolias, diez





crecen en la región andina (incluida una especie que se encuentra en proceso de descripción) y otras tres habitan la franja basal de los Andes (*Magnolia katorum*, *M. silvioi* y *M. sambuensis*); siete de estas especies son endémicas de este departamento. Las Magnolias de la región andina en Antioquia crecen en bosques de ecosistemas de montaña, en las partes altas de los valles interandinos, en climas húmedos y sobre la franja altitudinal entre 1.500 a 2.800 m.

Algunas especies como *Magnolia yarumalensis*, *M. hernandezii*, y *M. espinalii* presentan poblaciones sobre las Cordilleras Central y Occidental. Otras especies como *M. coronata*, *M. polyhypsophylla* y *M. guatapensis* se presentan de manera exclusiva en la Cordillera Central, mientras que *M. lenticellata*, *M. urraoensis* y *M. jardinensis* son exclusivas de la Cordillera Occidental.

Con respecto a la distribución de sus poblaciones se ha observado que las poblaciones menos perturbadas de *Magnolia* tienen una distribución geográfica gregaria, e incluso, en algunas ocasiones, pueden llegar a formar rodales densos con grandes árboles adultos emergentes como ocurre con algunas poblaciones de *Magnolia yarumalensis* localizadas sobre la Cordillera Occidental en el Suroccidente de Antioquia.

De otro lado, se registran especies con distribución endémica, como el caso de *Magnolia polyhypsophylla*, para la cual se ha estimado un área de distribución menor a 100 km² (Calderón, et. al, 2007). Además, de esta especie se conocen unos pocos registros de árboles adultos y se evidencia una escasa regeneración natural en sus hábitats. Casos similares de endemismo lo presentan *Magnolia coronata*, *M. jardinensis* y *M. lenticellata*.



Estado de conservación de las Magnolias en los Bosques Andinos de Antioquia

Desde el pasado las magnolias de la región andina han sido afectadas principalmente por la fragmentación de los bosques a causa del establecimiento de potreros, apertura de áreas de cultivos y procesos de poblamiento e infraestructura asociada. Cabe anotar que la mayoría de las poblaciones humanas en el departamento de Antioquia se encuentran establecidas sobre la franja andina.

Otro aspecto relevante a tener en cuenta es que, en el pasado, los Bosques Andinos fueron sometidos a la tala selectiva, proceso en el cual hubo una alta demanda de algunas de las especies de Magnolia, las cuales se utilizaron como madera de aserrío para la fabricación de muebles y estructuras de viviendas. Estas maderas fueron muy apetecidas por su belleza, conocidas como “laurel almanegra”, debido al contraste de una madera de color claro combinada con vetas de color negro o verde oliva. La suma de estas actividades afectó considerablemente estas poblaciones y su biología reproductiva, al sustraer los árboles parentales más vigorosos.

El deterioro histórico de las poblaciones de Magnolia ha llevado a que actualmente la mayoría de las especies crezcan en hábitats fragmentados y altamente aislados, donde es común encontrar algunos árboles adultos, localizados en la periferia de los fragmentos y con una escasa regeneración natural (Serna y Velásquez, 2003).

En el año 2007 se hizo el primer esfuerzo por conocer el estado de amenaza de estas especies como parte de la serie “Libro Rojo de Plantas de Colombia” Calderón et al. (2007). Este esfuerzo se encuentra actualizado en la lista roja de magnolias en el mundo (Rivers et al., 2016). Las especies presentes en los Bosques Andinos de Antioquia, se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Categoría de amenaza de las especies de Magnolia presentes en los Bosques Andinos de Antioquia

Especie	Categoría de Amenaza
<i>Magnolia coronata</i>	CR
<i>Magnolia espinalii</i>	CR
<i>Magnolia guatapensis</i>	EN
<i>Magnolia hernandezii</i>	EN
<i>Magnolia jardinensis</i>	EN
<i>Magnolia lenticellata</i>	EN
<i>Magnolia polyhypsophylla</i>	CR
<i>Magnolia urraoensis</i>	EN
<i>Magnolia yarumalensis</i>	EN

Fuente: Calderón, et al. (2007), Rivers et. al. (2016)



Adicionalmente, de las 13 especies de Magnolias en Antioquia, diez se consideran prioritarias para la conservación por su grado de amenaza (Gobernación de Antioquia et al., 2005), debido a la fragmentación de hábitats y su uso indiscriminado como maderables (Velásquez y Serna 2005; García et al., 2007). Así mismo, exploraciones de campo realizadas en los últimos años han permitido seguir descubriendo nuevos registros para Colombia y nuevas especies de Magnolia en Antioquia, información que se encuentra en preparación para su publicación. Se cuenta con nuevos registros de distribución de estas especies a partir de colecciones recientes en los herbarios de la región, lo cual ofrece nueva información sobre su distribución actual.

El estado de conservación de las Magnolias en los Bosques Andinos de Antioquia es preocupante, a pesar de los esfuerzos de propagación y repoblamiento de instituciones como Corantioquia y el Jardín Botánico de Medellín. Uno de los factores que más afectan las Magnolias en los Bosques Andinos es su explotación como maderables a nivel local, aunque dicha actividad ha disminuido significativamente.

La fragmentación y disminución de los bosques naturales es otro factor importante a tener en cuenta. Aunque los árboles de Magnolia sobreviven en potreros y áreas abiertas e incluso logran producir frutos y semillas, estos sitios no son apropiados para la germinación de las mismas y el reclutamiento de plántulas es casi nulo (López et al., 2008), afectando seriamente las poblaciones de estas especies. Los pocos relictos de bosque que ofrecen las condiciones ambientales necesarias para el establecimiento de plántulas y juveniles que garanticen estructuras poblacionales a largo plazo son cada vez más pequeños y las áreas que separan estos relictos se encuentran en un deterioro creciente, bien sea por potrerización o por el aumento de áreas de cultivos. Poblaciones de algunas especies como el “gallinazo morado” (*Magnolia yarumalensis*) han sido objeto de “saqueo” de plántulas, y algunos árboles adultos que se encuentran aislados en zonas de fácil acceso han sido dañados mientras se colectan semillas sin los equipos adecuados, pues en los últimos cinco años estas especies han cobrado un interés especial de algunos coleccionistas a nivel nacional, no solo por la belleza de su arquitectura, flores y follaje, sino por las actividades de concientización pública que señalan la importancia de estas especies.

Áreas prioritarias para la conservación de Magnolias en los Bosques Andinos de Antioquia

En cuanto a áreas prioritarias para la conservación de Magnolias en los Bosques Andinos se pueden identificar tres regiones, a saber:

Suroeste antioqueño en la Cordillera Occidental, donde se encuentran seis especies: *M. hernandezii*, *M. jardinensis*, *M. lenticellata*, *M. urraoensis*, *M. yarumalensis*, y una especie nueva en proceso de descripción, específicamente en las localidades de la región de los farallones de Citará, Cuchilla las Nubes, cuencas altas de los río Penderisco (municipio de Urrao), Río San Juan (municipios de Jardín y Andes), Río Tapartó (municipio de Andes), Cerro Bravo (municipios de Fredonia y Venecia) Quebrada La Noque (municipios de Urrao y Caicedo).

Norte de Antioquia, en la Cordillera Central, región del Alto de Ventanas (municipios de Briceño, Yarumal y Valdivia), donde se concentran tres especies: *M. guatapensis*, *M. polyhypsophylla* y *M. yarumalensis*.

La región Centro – Oriental en la Cordillera Central, divisoria de los valles de San Nicolás, Valle de Aburrá y Cañón del río Cauca, Zona del Alto de Minas, Alto de San Antonio, Cuenca alta del Río Poblano y Alto El Romeral, donde se encuentran cinco especies: *M. coronata*, *M. guatapensis*, *M. hernandezii*, *M. espinalii* y *M. yarumalensis*.

Planes para la conservación de Magnolia en los Bosques Andinos de Antioquia

En Colombia se han hecho esfuerzos regionales con miras al estudio y conservación de las magnolias desde el año 2001, cuando se empezó a implementar una estrategia para la conservación de las especies de Magnolia en la jurisdicción de Corantioquia como uno de los proyectos piloto definidos en la Estrategia Nacional para la Conservación de Plantas (IAvH, 2001). En la implementación de esta estrategia se realizó la búsqueda de estas especies en la jurisdicción de Corantioquia, con un registro de diez especies para dicha jurisdicción, de las cuales dos fueron especies nuevas para la ciencia: *M. coronata* y *M. jardinensis* (Serna et al., 2009).

En este proyecto se seleccionaron árboles semilleros, se recolectaron semillas, se realizaron ensayos de germinación para algunas especies y se realizaron seguimientos fenológicos a árboles semilleros durante más de 10 años, así como ensayos de propagación





asexual (Corantioquia, 2011). Además, se han realizado talleres de sensibilización dirigidos a comunidades locales donde crecen estas especies (Cogollo et al., 2002; Serna, 2012). Desde entonces y hasta la actualidad, se ha contado con la participación de varios investigadores de diferentes entidades como Corantioquia, Universidad Nacional de Colombia sede Medellín, Universidad de Antioquia, Tecnológico de Antioquia, IAvH y el Jardín Botánico de Medellín.

La presencia de algunas poblaciones en áreas protegidas, ya sea dentro del sistema de parques nacionales, en reservas de carácter regional, municipal o en reservas privadas, se constituye en la principal medida para la conservación *in situ* de las magnolias de Colombia. En las regiones donde crecen Magnolias con distribución restringida o donde





existen bosques que contienen poblaciones de varias especies se podría buscar su protección a través de áreas de reserva.

Medidas como la adquisición de predios con poblaciones remanentes de magnolias amenazadas para establecer reservas naturales, la puesta en marcha de protocolos de propagación de germoplasma, el establecimiento de colecciones *ex situ* en jardines botánicos, la evaluación de los niveles de explotación de las maderas, estudios poblacionales e investigación sobre la autoecología de las especies, son acciones que deben ser desarrolladas o fomentadas por las entidades ambientales a nivel regional. Un buen ejemplo de ello son las estrategias de conservación desarrolladas en las jurisdicciones de Corantioquia y la CVC que conjuntamente han logrado importantes avances en el conocimiento y conservación de este grupo de plantas (Cogollo et al., 2002; Serna y Velásquez, 2003; Devia et al., 2004).

Conservación in situ de especies de Magnolia en Antioquia

En el año 2014 el Jardín Botánico de Medellín, con el apoyo de la empresa NUTRESA, adquirió un predio de aproximadamente 145 ha en el municipio de Jardín, con el propósito de crear una reserva natural y así realizar actividades de conservación *in situ* de varias especies de Magnolias que crecen en esa región, tales como *M. jardinensis*, *M. hernandezii* y *M. yarumalensis*.

Recientemente, en el 2016, hacia el Norte del departamento, se creó la corporación "Salvamontes Colombia", una entidad privada sin ánimo de lucro, cuyo objetivo principal es proteger bosques con diferentes estados de conservación, así como especies amenazadas, particularmente especies de Magnolias.

Para cumplir este objetivo, dicha corporación adquirió un predio de 80 hectáreas y creó una reserva natural en la región aledaña al Alto de Ventanas en el municipio de Valdivia, una zona con un alto grado de endemismo. Posteriormente, con el apoyo de otras entidades tales como: Fundación Magnolios, Orchid Conservation Alliance y Rainforest Trust, se adquirieron otros predios hasta completar en la actualidad un área de 300 ha. Allí se encuentran tres especies nativas de Magnolia: *M. guatapensis*, *M. polyhyphophylla* y *M. yarumalensis* de las cuales, *M. polyhyphophylla* es una de las cuatro especies de Magnolia que están categorizadas en estado crítico (CR) en el país y que hasta ahora solo se ha registrado en dicha región en donde solo se conocen 11 árboles adultos, siendo una especie exclusiva de esta región y de Antioquia.

En el año 2014 el Jardín Botánico de Medellín, con el apoyo de la empresa NUTRESA, adquirió un predio de aproximadamente 145 ha en el municipio de Jardín, con el propósito de crear una reserva natural y así realizar actividades de conservación in situ de varias especies de Magnolia que crecen en esa región



Colección ex situ de Magnolias en el Jardín Botánico de Medellín

Desde el año 2002, cuando se comenzó a implementar la Estrategia Nacional para Conservación de Magnoliaceae en Antioquia, se inició la recolección de germoplasma y plántulas para establecer una colección viva de Magnoliaceae en el Jardín Botánico de Medellín. Posteriormente, se realizó el intercambio de material con otros jardines botánicos del país y con personas entusiasmadas con la conservación de Magnolias, tanto de especies nativas como exóticas. En la actualidad se cuenta con una colección de 8 especies nativas de Colombia, representadas por varios individuos por especie; de las cuales cinco se distribuyen en Bosques Andinos en Antioquia y algunas en Risaralda: *Magnolia hernandezii*, *M. jardinensis*, *M. polyhypsophylla*, *M. wolfii* y *M. yarumalensis* y 3 de bosques húmedos tropicales: *M. katorum*, *M. sambuensis* y *M. silvioi*. Además, cuenta con cuatro especies exóticas: *Magnolia champaca*, *M. grandiflora*, *M. guatemalensis* y *M. soulaengeana*.

Esfuerzos importantes sobre la propagación de estas especies, fueron realizados por Corantioquia, con su programa de árboles semilleros en la zona Norte y Suroeste de Antioquia. Gracias a este programa, se conocen algunos detalles de la fenología, cosecha de semillas y porcentajes de germinación de especies como *M. coronata*, *M. espinalii*, *jardinensis*, *M. hernandezii*, *M. polyhypsophylla* y *M. yarumalensis*, así como esfuerzos de propagación asexual por acodo y cultivos in vitro (Corantioquia, 2011; Gómez, 2011). También, en el Jardín Botánico de Medellín, con el apoyo de Botanical Garden Conservation International (BGCI), se realizaron ensayos de germinación con algunas especies de Magnolia y posteriormente se realizó un censo de especies de Magnolia en la reserva del Jardín Botánico de Medellín localizada en el municipio de Jardín y ensayos de enriquecimiento, tanto en la mencionada reserva como en otras áreas de carácter público y privado (Cogollo et al., 2008; Cogollo et al., 2014) y con el apoyo de South Pole se continuó un programa de propagación y enriquecimiento con especies de Magnolia en varios sitios en Antioquia, Chocó y Córdoba (Cogollo et al., 2015).

Acciones a futuro

Sobre vacíos de información

Con relación a vacíos de información sobre las especies de Magnolias en los Bosques Andinos de Antioquia, es importante mencionar la necesidad de exploración para ampliar sus registros geográficos en áreas como la región Suroeste hacia límites con los departamentos de Caldas, Risaralda y Chocó; el altiplano del Oriente antioqueño, en municipios como Guatapé, Granada y San Vicente y Suroriente hacia los límites con el departamento de Caldas; la región Sur en el municipio de Sonsón hacia límites con el departamento de Caldas y la región Norte incluyendo las dos cordilleras y la serranía de san Lucas.





Es necesario resolver la identidad taxonómica de algunas colecciones botánicas de herbarios regionales. Con esta acción se logrará describir nuevas especies y aportar a la riqueza de Magnolias del país y del Neotrópico y precisar o ampliar la distribución de las especies existentes.

Así mismo, aún se desconocen datos sobre la autoecología de estas especies. Aunque ya hay algunos estudios (Cogollo et al., 2002; Serna y Velásquez, 2003; Velásquez et al., 2004; Serna, 2005; López et al., 2008; Corantioquia, 2011; Cogollo et al., 2014; Serna y Urrego, 2016; Serna y Velásquez, 2017), se desconocen sus requerimientos ambientales específicos e interacciones bióticas, como, por ejemplo, sus polinizadores, dispersores de semillas, depredadores, parásitos, entre otros. La mayoría de las especies carecen de datos sobre la dinámica poblacional de las especies y los factores que influyen en el bajo reclutamiento de las mismas. Datos biogeográficos también deben tenerse en cuenta, por un lado, por la alta diversidad del departamento con respecto a otras áreas del país, y por otro, porque varias especies cohabitan en los mismos tipos de bosques.

Acciones a implementar

Dentro de las acciones a implementar o fortalecer para conservar las Magnolias en los Bosques Andinos de Antioquia, es importante continuar con las exploraciones en las regiones poco conocidas. Realizar estudios sobre la historia natural de cada una de las especies que incluya, entre otros aspectos: biología reproductiva, demografía, filogenia, genética poblacional y repoblamiento, sin olvidar realizar estrategias divulgativas y educativas a nivel local y regional continuamente, sobre la conservación de ecosistemas y especies amenazadas. Otras acciones que se pueden implementar serían el fomento de la creación de reservas para la conservación *in situ*, tanto de carácter público como privado.

Agradecimientos

Los autores expresan sus agradecimientos a todas las personas e instituciones que han contribuido al conocimiento y conservación de las Magnolias, particularmente al Jardín Botánico de Medellín y al Tecnológico de Antioquia.

Referencias

- Azuma, H., García-Franco, J., Rico-Gray, V. and Thien, L. (2001). Molecular Phylogeny of the Magnoliaceae: The Biogeography of Tropical and Temperate Disjunctions. *American Journal of Botany* (88), p. 2275–2285.
- Calderón, E., A. Cogollo, C. Velásquez-Rúa, M. Serna- González y N. García. (2007). Las Magnoliáceas, p. 45-154. En: García, N. (ed.) Libro Rojo de Plantas de Colombia. Volumen 5: Las magnoliáceas, Las miristicáceas y las podocarpaceas. Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Bogotá, Instituto Alexander von Humboldt – Corantioquia – Jardín Botánico Joaquín Antonio Uribe de Medellín - Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia – Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, p. 236.
- Cogollo, A., H. Rincón, M. Serna, D. Tuberquia y C. Velásquez. (2002). Implementación de una estrategia de conservación para las especies de Magnoliaceae en jurisdicción de Corantioquia. Informe presentado a Corantioquia y Fundación Jardín Botánico Joaquín Antonio Uribe de Medellín. Medellín, Colombia, p. 60.
- Cogollo, A. L. Giraldo y S. Mejía. 2008. Ensayos de repoblamiento con dos especies de Magnoliaceae amenazadas de Colombia (*Magnolia silvici*, *M. yarumalensis*) y localización de poblaciones de *Magnolia sambuensis*. Informe escrito presentado a BGCI, p. 45.
- Cogollo, A., N. López, Y. Álvarez, W. Buitrago y J. Montoya. (2014). Censo, Propagación y Enriquecimiento con Especies Amenazadas de Magnoliaceae de Áreas en diferentes Estados Sucesionales, como Alternativa de Conservación en la Región Nor-occidental de Colombia. Fundación



- Jardín Botánico Joaquín Antonio Uribe de Medellín. Informe escrito, presentado a BGCI, p.16.
- Cogollo, A., D. Benitez, N. López, M. Mazo y W. Villa. (2015). Propagación de especies amenazadas de Magnoliaceae para enriquecimiento de áreas en sucesión en la región nor-occidental de Colombia – una alternativa de conservación. Informe escrito presentado a Sout Pole, p. 68.
- Corantioquia, (2011). Avances en la estrategia para la conservación de la familia Magnoliaceae en jurisdicción de Corantioquia. Boletín Técnico Biodiversidad (6), p.100.
- Devia, W., J. Adarve, A. Cruz y I. Devia. (2004). Implementación de una estrategia de conservación para las especies de Magnoliaceae en jurisdicción de la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca. Informe presentado al Instituto para la Conservación y Preservación del Patrimonio Cultural y Natural del Valle del Cauca – INCIVA-, Convenio No. 161 CVC – INCIVA. Cali, Colombia.
- Gómez, M.L. (2011). Fenología reproductiva de especies forestales nativas presentes en la jurisdicción de Corantioquia. Un paso hacia su conservación. Vol II, p. 132.
- Kim, S. y Suh, Y., (2013). Phylogeny of Magnoliaceae Based on Ten Chloroplast DNA Regions, p. 290–305.
- López, D.M., Bock, B.C. y Bedoya, G., (2008). Genetic Structure in Remnant Populations of an Endangered Andean Magnolia. *Biotropica*, 40(3), p. 375–379.
- Rivers, M., E. Beech, L. Murphy y S. Oldfield. (2016). The Red List of Magnoliaceae – revised and extended. Richmond, UK.
- Serna, M. (2005). Análisis filogenético de *Dugandiodendron* (Magnoliaceae) e implicaciones en conservación de Magnoliaceae colombianas. Tesis Maestría Universidad Nacional de Colombia, Medellín.
- Serna, M., Velásquez, C. y Cogollo, Á. (2009). Novedades taxonómicas y un nuevo registro de Magnoliaceae para Colombia. *Brittonia*, 61(1), p. 35–40.
- Serna, M., Urrego, L. (2016). Habitat and conservation status of molinillo (*Magnolia sambuensis*) and laurel arenillo (*Magnolia katorum*), two endangered species from the lowland, Colombia. *Tropical Conservation Science* July-September (1), p. 25.
- Serna, M., Velásquez-Ruiz C. (2017). Pollen of colombian magnolias. *Caldasia* 39 (1), p. 59-67.
- Velásquez, C., M. Serna, A. Cogollo. (2004). Estado de conservación de la familia Magnoliaceae en los Andes colombianos. Resúmenes III Congreso Colombiano de Botánica, Popayán, Colombia, noviembre 7 al 12, p. 102.
- Velásquez, C., M. Serna. (2005). Magnoliáceas de Antioquia. Jardín Botánico Joaquín Antonio Uribe, Corantioquia. Impregon S. A. Medellín, Colombia, p. 32.
- Velásquez, C., M. Serna y A. Cogollo. (2011). Magnoliaceae. In Idárraga, A., R. Ortiz, R. Callejas y M. Merello. (eds.) *Flora de Antioquia: Catálogo de las plantas vasculares* Vol. 2. Listado de las plantas vasculares del departamento de Antioquia. Programa Expedición Antioquia – 2013. Series Biodiversidad y Recursos Naturales. Universidad de Antioquia, Missouri Botanical Garden y Oficina de planeación departamental de la Gobernación de Antioquia. Editorial D'Vinni, Bogotá, Colombia.





Estado del **conocimiento** de **insectos** en los Bosques Andinos de Antioquia

*Juliana Cardona-Duque¹; Cornelio A. Bota-Sierra²; Yenny Correa-Carmona³;
Camilo Flórez-V⁴; Jennifer C. Girón⁵; Andrés Vélez-Bravo⁶; Marta Wolff⁷*

¹ Universidad CES, Calle 10A No. 22-04, Medellín, Colombia. Grupo Biología CES-EIA. jcardonad@ces.edu.co; ² Red de Biodiversidad y Sistemática, Instituto de Ecología, A.C. Xalapa, Veracruz, México. Universidad de Antioquia, AA 1226, Medellín, Colombia. Grupo de Entomología Universidad de Antioquia. corneliobota@gmail.com; ³ Universidad de Antioquia, AA 1226, Medellín, Colombia. Grupo de Entomología Universidad de Antioquia. biomorpho@gmail.com; ⁴ Universidad CES, Calle 10A No. 22-04, Medellín, Colombia. Grupo Biología CES-EIA. florez.camilo@uces.edu.co.; ⁵ Department of Ecology & Evolutionary Biology, University of Kansas, Lawrence, KS 66045, USA. entiminae@gmail.com; ⁶ Universidad de Antioquia, AA 1226, Medellín, Colombia. Grupo Herpetológico de Antioquia. humberto.velez@udea.edu.co; ⁷ Universidad de Antioquia, AA 1226, Medellín, Colombia. Grupo de Entomología Universidad de Antioquia. martha.wolff@udea.edu.co.



De las 169 especies de libélulas registradas para Antioquia, 15 son consideradas endémicas del departamento, la mayoría de estas se concentran en las zonas del Magdalena Medio, el Páramo de Santa Inés y el Norte de la Cordillera Central en el cañón del Porce.

Introducción

Los insectos, con casi un millón de especies descritas, son uno de los grupos de organismos multicelulares más diversos y exitosos (Grimaldi y Engel, 2005; Stork, 1997). Debido a su gran diversidad de formas, su ubicuidad, capacidad de dispersión y altas densidades, son proveedores clave de varias de las funciones ecológicas fundamentales en los ecosistemas (Kremen y Chaplin-Kramer, 2007). Desempeñan funciones como la polinización, la regulación de poblaciones y el control de plagas, la descomposición de materia orgánica, la dispersión de semillas y el mantenimiento de la vida silvestre a través de la provisión de alimentos para otros organismos, funciones vitales para los seres humanos (Daily et al., 2000; Kremen y Chaplin-Kramer, 2007; Losey y Vaughan, 2006; Swinton et al., 2006).

A pesar de esto, los insectos son frecuentemente considerados una molestia para los hombres, como plagas de cultivos y otros animales, y los beneficios que recibimos de estos, son en gran parte desconocidos (van Huis et al., 2013). En Colombia, el conocimiento que se tiene de algunos grupos de insectos, así como de los servicios que prestan es incipiente. Estimar la diversidad de especies es una tarea imposible para muchos grupos, y el conocimiento actual es similar al que se tenía a principios del XX (Fernández et al., 2004), con algunos avances en grupos específicos (familias dentro de órdenes, grupos como subfamilias, tribus o géneros particulares: e.g. hormigas, mariposas, escarabajos coprófagos), y una gran cantidad de especies desconocidas para la ciencia que habitan zonas boscosas. Este artículo abordará la diversidad de algunos grupos de insectos en los Bosques Andinos de Antioquia, particularmente grupos para los cuales, el trabajo taxonómico ha arrojado un panorama más real de su diversidad para el país la región.



Metodología

La información proviene de trabajos realizados en los últimos años en grupos particulares de insectos; estudios que en su mayoría se han materializado en diversas publicaciones de sistemática e historia natural de estos grupos para el país (e.g. Bota-Sierra y Wolff Echeverri, 2013; Bota-Sierra, 2014; Bota-Sierra et al., 2016; Cardona-Duque et al., 2010; Cardona-Duque y Franz, 2012; Correa-Carmona et al., 2015; Flórez-V et al., 2015; Vélez, 2008; Vélez y Gutiérrez, 2010; Vélez, 2013; Wolff et al., 2013, 2014, 2016).

Se abordarán los siguientes grupos de insectos: orden Odonata (“libelulas”), suborden Blattodea (“cucarachas”), familia Membracidae (Hemiptera — “insectos espina”), subfamilia Parandrinae (Coleoptera: Cerambycidae), subfamilia Entiminae (Coleoptera: Curculionidae — “vaquitas o mulitas”), tribu Acalyptini (Coleoptera: Curculionidae: Curculioninae — “picudos de las flores”), orden Diptera (“moscas” y “mosquitos”) y familia Sphingidae (Lepidoptera — “polillas”). Para cada uno de estos grupos hay una sección que incluye información general del grupo, algunos aspectos sobre su biología y su función en los ecosistemas, e información de algunas especies o géneros características de los Bosques Andinos en Antioquia.



Resultados

Para la mayoría de los grupos de insectos el patrón general de riqueza presenta una proporción relativamente alta de especies presentes en el departamento de Antioquia, de aquellas registradas para el país (Tabla 1). Igualmente, la proporción de especies presentes en bosques situados por encima de los 1.000 msnm en el departamento, en adelante denominados Bosques Andinos, es alta en relación al número de especies registradas para el país (Tabla 1). Para algunos de los grupos de insectos, se resaltan algunos géneros o especies particulares que solo se encuentran en estos ecosistemas andinos (endemismos) y qué, consecuentemente, podrían ser grupos muy vulnerables a las perturbaciones de hábitat (ver comentarios para cada grupo).

Los insectos que se distribuyen en los Bosques Andinos de Antioquia, estarían prestando diversos servicios ecosistémicos como la polinización, el control de plagas y el mantenimiento de la capacidad productiva del suelo, entre otros (Tabla 2). Aunque no es posible tener un estimativo de la diversidad de insectos que se distribuyen en los bosques del departamento, a continuación, se hará una descripción de algunos grupos de insectos que han sido estudiados en Antioquia, con información detallada de su diversidad y endemismos, amenazas, rasgos de historia de vida y los servicios ecosistémicos que prestan.



Tabla 1. Riqueza de algunos grupos de insectos presentes en los Bosques Andinos de Antioquia en comparación con la diversidad de estos grupos conocida para el país.

Grupo taxonómico	Géneros en Colombia	Especies en Colombia	Géneros en Antioquia	Especies en Antioquia	Proporción de géneros/especies en Antioquia ¹	Porcentaje de especies en los Bosques Andinos de Antioquia ¹
Odonata (libélulas)	107	402	74	169	0,69/0,42	11%
Blattodea (cucarachas)	65	138	48	73	0,74/0,53	40%
Membracidae (insectos espina)	119	515	97	175	0,82/0,34	18%
Parandrinae	3	12	2	4	0,67/0,33	33%
Entiminae ² (vaquitas o mulitas)	48	219	7	-	0,15/-	-
Acalyptini ³ (picudos de flores)	9	14 ⁴	9	10 ⁴	1,00/0,71	
Diptera (moscas y mosquitos)	871	3137	75	610	0,09/0,19	14%
Sphingidae (polillas)	33	170	30	100	0,91/0,59	41%

¹ Con respecto al total de especies registradas para el país.

² Los datos para Colombia de la subfamilia Entiminae provienen de Wibmer y O'Brien (1986). el total de 219 especies, 147 se consideran endémicas de Colombia.

³ Para Antioquia se han encontrado al menos 19 especies no descritas de los géneros descritos de Acalyptini y la menos otras 20 temporalmente asignadas a un género no descrito.

⁴ Estos valores incluyen solamente las especies formalmente descritas. Para Colombia se sabe que habría al menos otras 40 especies nuevas recolectadas en inflorescencias e infrutescencias de Cyclanthaceae y Araceae, y para Antioquia al menos otras 39.

Orden Odonata

Los odonatos son insectos depredadores en todos los estadios de su ciclo de vida. Comprenden cerca de 6.000 especies descritas a nivel mundial (Dijkstra et al., 2014), de las cuales para Colombia se han reportado 389 especies (Bota-Sierra et al., 2016). Tienen un ciclo de vida fuertemente ligado al agua: los estadios inmaduros son cazadores acuáticos y se alimentan de cualquier presa que logren atrapar, incluyendo pequeños vertebrados como alevinos y renacuajos. Aunque los adultos salen del agua para cazar y reproducirse, es raro encontrarlos lejos del agua, pues es el recurso defendido por los machos y buscado por las hembras para poner sus huevos (Corbet, 1999). Así, son excelentes indicadores de la salud de los ecosistemas, pues su presencia depende de la calidad de las aguas y de la cobertura vegetal circundante (Simaika y Samways, 2009). Como organismos depredadores juegan un papel importante en el control de algunos grupos de insectos, como los estadios larvales y los adultos de mosquitos (Tabla 2).





De las 169 especies de libélulas registradas para Antioquia, 15 son consideradas endémicas del departamento, la mayoría de estas se concentran en las zonas del Magdalena Medio, el Páramo de Santa Inés y el Norte de la Cordillera Central en el cañón del Porce. Algunas especies características de Antioquia son: *Erythrodiplax fusca*, es una de las especies más comunes en Antioquia, habita áreas abiertas y sus larvas se desarrollan en aguas estancadas. Ponen sus huevos insertando la punta del abdomen en el agua y empujando esta hacia adelante, en muchos casos salpicando la orilla, razón por la cual son apodadas como “achicapozos”, “achicadoras” o “mojaculitos” en nuestro departamento.

Heteragrion mitratum mitratum. Es especialista del interior de bosques conservados del piedemonte del Magdalena y se puede encontrar hasta la Cordillera de Mérida en Venezuela. Sus hembras ponen

Tabla 2. Servicios Ecosistémicos derivados de la funcionalidad de los grupos de insectos presentes en los Bosques Andinos de Antioquia. Para los servicios: Conservación de hábitats para la diversidad biológica y Ocio, recreación y goce estético, no se estableció ningún rasgo funcional pues la presencia de la biodiversidad misma, se considera un rasgo que mantiene la función ecológica que lleva a la prestación del servicio.

Servicio ¹	Estado del rasgo funcional ²	Grupos de insectos prestadores del servicio
Soporte: Mantenimiento de la capacidad productiva del suelo (formación del suelo y ciclado de nutrientes).	Microhábitat: Insectos fosoriales (que excavan el suelo)	Cucarachas (Blattodea); pupas de polillas (Sphingidae)
	Dieta: Heces	Moscas copronecrófagas (Calliphoridae, Muscidae, Sarcophagidae, Mesembrinellidae)
	Dieta: Materia vegetal o animal en descomposición	Escarabajos (Cerambycidae: Parandrinae); cucarachas (Blattodea); moscas (Calliphoridae, Muscidae, Sarcophagidae, Mesembrinellidae, Faniidae, Neriidae)
Soporte: Control biológico, polinización, y dispersión de germoplasma.	Dieta: Artrópodos pequeños	Libélulas (Odonata); moscas (Asilidae, Tachinidae)
	Dieta: Artrópodos via parasitismo	Moscas (Tachinidae)
	Dieta: Polen y néctar	Moscas (Syrphidae), escarabajos polinizadores (Curculionidae: Curculioninae: Acalyptini), polillas polinizadoras (Sphingidae)
	Dieta: Heces	Moscas copronecrófagas (Calliphoridae, Muscidae, Sarcophagidae)
Regulación: Regulación climática (almacenamiento de carbono en suelo)	Dieta: Materia vegetal en descomposición	Escarabajos (Cerambycidae: Parandrinae) Cucarachas (Dictyoptera: Blattodea)
	Dieta: Materia vegetal	Escarabajos fitófagos y rizófagos (larvas y adultos de Entiminae) Cucarachas (Dictyoptera: Blattodea)
Regulación: Captación de material particulado del aire.	Dieta: Polen	Escarabajos (Curculionidae)
Provisión: Provisión de alimentos.	Excreciones: melaza, aprovechadas por otros grupos de organismos	Insectos espina (Membracidae)

¹Servicios sugeridos por la PGBSE Medellín (Vásquez et al., 2014).

²Los rasgos funcionales son características que permiten vincular al grupo de organismos con la prestación del servicio.



los huevos en la vegetación emergente de las rocas, en los rápidos de las pequeñas quebradas en que habitan. En Antioquia la especie más cercana evolutivamente, además simpátrida y con hábitos similares, *Heteragrion peregrinum*, está ad portas de la extinción debido a que estos hábitats han sido fuertemente afectados por la minería de oro en Antioquia.

Megaloprepus coerulatus. Es la especie de libélula con la mayor envergadura alar en el mundo. Habita desde el Sur de México hasta el Norte de Ecuador. En Antioquia puede ser observada en los bosques húmedos conservados del piedemonte andino y las tierras bajas del Chocó y Urabá, donde su vuelo ligero, embellece y alegra el día del afortunado observador. Esta especie solo pone sus huevos en pequeños pozos de agua formados en los troncos de los árboles (fitotelmatas).

Mesamphiagrion gaudiimontanum (Figura 1A). Es una especie endémica de la Cordillera Central donde se ha especializado en completar su ciclo de vida en turberas de *Sphagnum* L.. Son abundantes y conspicuas en su hábitat y su nombre en latín significa “la alegría de las montañas”. Solo se ha registrado en cinco localidades desde la Serranía de Las Baldías al sur, hasta el páramo del Congo en San José de la Montaña al Norte y se encuentra amenazada de extinción (EN según la UICN).

Rhionaeschna cornigera. Es una especie de amplia distribución que, al tener el hábito de descansar sobre paredes de piedra o barrancos, suelen entrar a las casas al atardecer para refugiarse durante



la noche; sus adultos se encuentran entre los mejores voladores del reino animal y en algunas partes de Antioquia son conocidas como “cortanarices” o “brujitas”.

Suborden Blattodea

Las cucarachas (Dictyoptera: Blattodea), con aproximadamente 4.600 especies descritas (Beccaloni, 2016), son un grupo poco estudiado principalmente en el Neotrópico, donde su diversidad es mayor (Vélez, 2008). Para Colombia se han descrito algunas especies en las últimas décadas (e.g. Grandcolas, 1992; Salazar, 2004; Vélez y Gutiérrez 2010; Vélez, 2013). Sin embargo, la escasez de especialistas, y el interés por incluir grupos poco carismáticos en los programas de inventarios nacionales, hacen que la catalogación de este grupo sea





aún incipiente, con muchas especies nuevas sin identificar y describir en colecciones biológicas. La mayoría de cucarachas pertenecen a la fauna del suelo (Eisenbeis y Wichard, 1985), viven en el horizonte superior de la litera y algunas penetran la capa mineral del suelo. También están asociados con troncos en descomposición, rocas, árboles vivos y macrohongos (Wallwork, 1976). Son organismos descomponedores de materia orgánica muerta, lo que las hace muy importantes para la formación del suelo (Meadows, 1991; Odum y Bieber, 1984; Swift y Anderson, 1989; Vitousek y Sanford, 1986; Whitford, 1986). Consumen enormes cantidades de hojarasca (Bell, 1990) y pueden reciclar plantas, animales muertos e incluso heces, no solo en la superficie del suelo, sino además en troncos, huecos de árboles, madera muerta de pie y ramas, nidos de pájaros y restos vegetales atrapados en epifitas, líquenes y musgos, haciendo parte de los procesos de descomposición en el estrato vertical del bosque (Swift y Anderson, 1989), proceso crítico para el equilibrio de los ecosistemas.

Debido a que todas las especies examinadas hasta la fecha tienen simbiosis que procesan celulosa (Lo et al., 2000; Scrivener y Slaytor, 1994), las cucarachas pueden actuar como consumidores primarios en por lo menos una parte de los residuos vegetales que ingieren, y su impacto se debe a su interacción compleja y multipartita con los microbios del suelo (Wardle, 2002). Fragmentan la materia orgánica, exponen el sustrato nuevo al ataque microbiano y transportan microbios a los alimentos frescos (Lavelle et al., 1995; Lavelle 2002). Algunas pueden tener hábitos herbívoros y también se han reportado unas pocas que estarían polinizando plantas (e.g. Perry, 1978; Araliaceae). De otro lado, las cucarachas son una fuente importante de alimento para numerosos taxones, lo que incluye plantas carnívoras como *Sarracenia* spp. y *Nepenthes* spp. (Roth y Willis, 1960) y una variedad de invertebrados y vertebrados depredadores.

Algunos grupos presentes en los Bosques Andinos de Antioquia son: *Litopeltis* spp., cucarachas típicas de bosques a alturas mayores a 1.500 msnm y viven dentro troncos en descomposición; los machos pueden volar, mientras que las hembras tienen alas reducidas y no funcionales. *Pelmatoxilpa micra*, es una especie típica de bosques a alturas mayores a 2.000 msnm y se encuentran frecuentemente en bromelias; tanto machos como hembras tienen alas reducidas, no funcionales. *Eurycotis* spp., son especies típicas de bosques a alturas entre 2.000 y 3.000 msnm, habitan en el piso del bosque, facilitando la descomposición de la hojarasca; muchas especies pueden secretar sustancias de olor desagradable cuando son perturbadas y en general tienen una capacidad de dispersión limitada puesto que son cucarachas con alas reducidas, no funcionales. *Euphyllodromia angustata*, es una especie común en bosques hasta los 2.200 msnm, son de hábitos diurnos y es frecuente encontrarlas saltando sobre las hojas; tienen apariencia delicada y sus colores contrastantes incluyen los tonos rojizos, amarillos y café oscuro. *Paratropes otunensis*, es una especie endémica para el Norte de los Andes; se distribuye entre los 1.900 y los 2.400 msnm. Son especies vistosas, generalmente de hábitos diurnos, y al igual que otros grupos como *Eunycitibora nigrocincta* (Figura 1B), embellecen los bosques del Neotrópico.

Familia Membracidae

Los membrácidos (Hemiptera: Membracidae) son insectos fitófagos ampliamente distribuidos. Comprenden cerca de 430 géneros y 3.450 especies, la mayoría de ellas distribuidas en América

(McKamey, 1998; Wallace y Deitz, 2004), con al menos la mitad de las especies en la región Neotropical (McKamey, 1998; Wood, 1993). En Colombia el trabajo taxonómico continuo, y la exploración de zonas boscosas en las Cordilleras Central y Occidental durante los últimos 5 años, ha permitido registrar más especies e incluso describir alrededor de 22 posibles especies nuevas en los bosques de Antioquia, la mayoría de sitios a más de 2.000 msnm; seis de estas del Páramo de Santa Inés y el Páramo de Las Baldías (i.e. Flórez-V et al., 2015; e.g. Camacho et al., 2017, Flórez-V y Evangelista 2017) (Tabla 1). Además, el conocimiento sobre la historia natural de estas especies se ha incrementado considerablemente.

Se reconocen dentro de los insectos por su alta diversidad morfológica, ya que pueden parecerse a estructuras de las plantas, cucarrones, avispas, hormigas, o simplemente tener formas inexplicables y extravagantes (Wood, 1993). También, exhiben una gran variación en su historia natural, con un amplio rango de sistemas sociales (e.g. solitarios, gregarios y subsociales; Wood, 1984, 1993), incluso con algunas especies agrupándose junto con individuos de otras especies (Figura 1C). Algunos grupos tienen asociaciones con hormigas, abejas y avispas (Hymenoptera), quienes se alimentan de una excreción azucarada de los membrácidos llamada melaza, mientras les ofrecen protección de depredadores y parasitoides, asociaciones que pueden ser estrechas u oportunistas (Wood, 1993).

Adicionalmente, algunas especies presentan cuidado maternal y defienden a las ninfas o huevos por medio de mecanismos como: sentarse sobre los huevos, patear, realizar zumbidos con las alas, mover el cuerpo





rápidamente y embestir. Algunas especies tienen comunicación acústica con sus ninfas a través del sustrato (Lin, 2006); pueden realizar incisiones adicionales en los tallos para facilitar la alimentación de las ninfas, cubrir los huevos con secreciones cerosas o recubrir las ramas con espirales de secreciones pegajosas para evitar parasitoides (Haviland 1925; Wood, 1993). Estos comportamientos de cuidado maternal son particularmente importantes en tierras altas.

La melaza de los membrácidos cumple una función importante en los ecosistemas al servir como nectarios extra florales para las hormigas arbóreas (Blüthgen et al., 2000), e incluso colibríes pueden alimentarse de este cuando el néctar de las flores es escaso (Lara et al., 2011).

Así, los membrácidos pueden ser determinantes de las dinámicas de las comunidades de otros artrópodos (incluyendo otros herbívoros y depredadores; Fagundes et al., 2012). La interacción hormiga-membrácido es un importante mecanismo de defensa de la planta contra insectos herbívoros, ya que las hormigas incrementan la agresividad y alerta, depredan a otros herbívoros y reducen la herbivoría de la planta (Oliveira y Del-Claro, 2005). Algunos grupos presentes en los Bosques Andinos de Antioquia son: *Bocydium sanmiguelense*, *Sakakibarella albinoi* y *S. Crassa*, estas son especies endémicas, recientemente descritas, y difíciles de encontrar porque se encuentran en plantas hospederas específicas o presentan un gran camuflaje con ellas.

Umbonia crassicornis es otra especie característica, es la más conocida pues muchas personas jugaban de niños amarrándole las patas y observándolas volar. El género *Alchisme* agrupa varias especies que son fáciles de observar y particulares por su cuerpo en forma de espina. Otras especies raras y carismáticas por su historia de vida son: *Smerdalea circumflexa*, que se camufla entre musgos y líquenes, y *Leioscyta aff. spiralis*, que secreta hermosos anillos cerosos y pegajosos alrededor de las ramas, para evitar que los depredadores y parasitoides lleguen a sus huevos o ninfas.

Cabe resaltar, que los membrácidos de bosques a altitudes superiores a 2.000 msnm usan grupos de plantas característicos de Bosques Andinos como *Quercus humboldtii* (Fagaceae), *Weinmannia* spp. (Cunnoniaceae), *Morella pubescens* (Myricaceae), *Meriania* spp. (Melastomataceae), *Bocconia* spp. (Papaveraceae), y varias especies de las familias Solanaceae, Asteraceae y Lauraceae.

Subfamilia Parandrinae

Los Parandrinae (Coleoptera: Cerambycidae) comprenden 122 especies cosmopólitas. Son escarabajos fitófagos polífagos, generalmente asociados a madera en descomposición (Linsley, 1959), son nocturnos y con frecuencia son atraídos a la luz (Linsley, 1961; Tavakilian, 2000; White, 1983). Pueden encontrarse bajo la corteza de árboles muertos en zonas húmedas y grandes áreas boscosas (Arigony, 1978; Triplehorn y Johnson, 2005). Las larvas se alimentan de madera en descomposición y pueden encontrarse en el bosque excavando galerías en troncos caídos semi-podridos (Costa et al., 1988; Lawrence, 1991; Linsley, 1961). Al igual que otros grupos de organismos detritívoros, las especies de parandrinos facilitan la descomposición de la madera, al cavar en trocos semi-podridos, exponiendo el sustrato a la biota microbiana, acelerando el proceso de descomposición.



Figura 1. Diversidad de insectos e historias de vida en los bosques altoandinos de Antioquia. A) *Mesamphiagrion gaudiimontanum*, libélula endémica de los páramos del Norte de la Cordillera Central; B) *Eunycyboria nigrocincta*, cucaracha diurna; C) Agrupaciones mixtas de Membracidae: *Metcalfiella* sp. y *Aconophora* cf. *elongata*, chinches que presentan cuidado maternal; D) *Parandra* (*Parandra*) *humboldti*, escarabajos de troncos en descomposición; E) *Exophthalmus parentheticus*, picudo de los cítricos, en Antioquia comúnmente llamados mulitas o vaquitas (FOTO: Luis Esteban Alzate Basto); F) Picudos del género *Phyllotrox*, frecuentes visitantes de flores de frailejón (*Espeletia* spp.) y otras Angiospermas en los bosques montanos de Antioquia; G) Mosca de la familia Tachinidae, depredando una larva de Lepidoptera, frecuentes en los Bosques Andinos de Antioquia y; H) *Eumorpha triangulum*, polilla de la familia Sphingidae común en los Bosques Andinos de Antioquia.



Algunas especies comunes en los Bosques Andinos de Antioquia son: *Birandra punctata*, *Parandra humboldti* (Figura 1D) y *P. glabra*, pues son especies principalmente de bosques de tierras altas; *Birandra punctata* se encuentra en la Cordillera Central, generalmente a altitudes superiores a los 1.000 msnm. Sin embargo, su ausencia en el Norte de la Cordillera Occidental en Antioquia posiblemente se deba a la ausencia de muestreo. *Parandra humboldti* es una especie que habita principalmente regiones montañosas de las Cordilleras Central y Occidental (Santos-Silva, 2003) y, al igual que otros parandrininos de zonas altas, posee gran parte de sus escleritos ventrales cubiertos de pelos. En contraste, *P. glabra*, la especie más comúnmente encontrada en Antioquia, es una especie ampliamente distribuida que exhibe una variación en tamaño y coloración a lo largo de su rango de distribución, lo que puede corresponder a variaciones poblacionales (Cardona-Duque et al., 2010).

Subfamilia Entiminae

Los escarabajos adultos de la subfamilia Entiminae (Coleoptera: Curculionidae, *sensu* Alonso-Zarazaga y Lyal, 1999) son fácilmente reconocibles por su rostro corto y ancho, a lo que se debe su nombre común en inglés: “*broad-nosed weevils*”. Según Oberprieler y colaboradores (2007) comprenden la subfamilia más diversa y exitosa de la familia Curculionidae en términos de diversidad, distribución y abundancia, con más de 12.000 especies descritas. Son fitófagos y polífagos, por lo que no tienen asociaciones específicas con plantas y resultan ser más fieles al hábitat que a las plantas de las que se alimentan, de ahí que tengan gran potencial para estudios en biogeografía, incluso en gradientes altitudinales.

En Colombia varias especies se conocen como “picudos de los cítricos” (Cano et al., 2002) y aunque constituyen un grupo carismático (i.e. son fáciles de reconocer, son abundantes en campo y en colecciones), su estudio en el país es reciente. Aunque para Colombia se han registrado 219 especies (Tabla 1), poco se sabe de la distribución de las especies al interior del país. En Antioquia se les conoce como “mulitas” o “vaquitas” y se han encontrado especies de los géneros *Compsus*, *Eustylus*, *Exophthalmus* (Figura 1E), *Exorides*, *Pandeleiteius*, *Mimographus* y *Platyomus*. Existen varias especies sin describir de la tribu Anypotactini, a altas elevaciones en la región del Eje Cafetero. El género *Platyomus*, que fue registrado por primera vez para Colombia de la región del Eje Cafetero, por Girón (2007), se registra por primera vez para Antioquia. Uno de los géneros más comúnmente encontrados en los Bosques Andinos de Antioquia es *Compsus*, pues es frecuente hallarlos sobre plantas o en caminos de herradura. Muchas de las especies de este grupo son llamativas por sus colores iridiscentes (blancos, verdes, rosados son los más comunes) generados por la estructura y disposición de muchas escamas que pueden estar cubriendo el cuerpo de estos escarabajos.

Tribu Acalyptini

Los Acalyptini Thomson (Coleoptera: Curculionidae: Curculioninae) son un grupo de gorgojos o picudos polinizadores con aproximadamente 290 especies descritas, agrupadas en 41 géneros. La mayoría de las especies visitan inflorescencias de Arecaeae y Cyclanthaceae (Franz y Valente, 2005) y son los polinizadores específicos de ciclantáceas de la subfamilia Carludovicoideae. Pese a su importancia ecológica, la fauna colombiana





de acalíptinos es pobremente conocida, con registros muy recientes para el país que incluyen la descripción de varias especies nuevas (e.g. De Medeiros y Nuñez-Avellaneda, 2013; Cardona-Duque y Franz, 2012; Franz y Cardona-Duque, 2013) y con decenas de especies más sin describir. La información para este grupo proviene principalmente de lo registrado en plantas de la familia Cyclanthaceae y Araceae. Sin embargo, se sabe que son visitantes frecuentes de palmas y han sido recolectados en diferentes regiones del país (Nuñez y Avellaneda, 2014). En Antioquia se ha registrado la presencia de acalíptinos en cuatro géneros de Cyclanthaceae: *Asplundia*, *Carludovica*, *Dicranopygium* y *Sphaeradenia*; en los géneros *Wettinia* (Arecaceae), *Anthurium*, *Sphatiphyllum* y *Xanthosoma* (Araceae), *Espeletia* (Asteraceae) y *Tibouchina* (Melastomataceae). En Colombia se han encontrado cerca de 50 especies de acalíptinos (un poco más de 30 de estas especies no estaban descritas) de los géneros *Azotoctla*, *Cotithene*, *Cyclanthura*, *Ganglionus*, *Perelleschus*, *Phyllostrox*, *Staminodeus* y *Systemotelus*. Se incluyen, además, seis especies nuevas pertenecientes a dos géneros no descritos. Para Antioquia se han encontrado al menos 19 especies no descritas de los géneros descritos de Acalyptini y la menos otras 20, temporalmente asignadas a un género no descrito (Tabla 1). Se ha observado, también, el parasitismo en larvas de estos picudos, por avispas bracónidas de las subfamilias Euphorinae y Helconinae.

En particular, en las zonas tropicales, la proporción de plantas con sistemas de polinización especializados (i.e. polinizadas por un solo grupo funcional de animales) aumenta, lo que hace de la polinización por animales una interacción ecológica mutualista dominante en ecosistemas terrestres (Johnson y Steiner, 2000; Ollerton et al., 2011, Waser 2006). De aproximadamente 290.380 especies



animales que polinizan de manera efectiva plantas con flores silvestres, cerca de 289.160 son insectos, y de estos, aproximadamente 212.000 son escarabajos (orden Coleoptera) (Nabhan y Buchmann, 1997). Así, los coleópteros constituyen el grupo más importante, aunque a menudo subestimado, de polinizadores, en algunos casos mostrando fuertes asociaciones coevolutivas y asociación con características florales diferentes (e.g. Franz, 2004; Henderson, 1986). Este grupo abarca una gran proporción de especies polinizadoras relacionadas con plantas que exhiben síndromes de polinización cantarófila (i.e. son protóginas, producen aromas frutales, dulces y húmedas, presentan estructuras florales conspicuas y claras - amarillas o blancas, producen calor (termogénesis) volatilizando los aromas de manera más eficiente, y la antesis pistilada es relativamente larga, separada temporalmente de la antesis estaminada nocturna y corta, (Henderon, 1985)), y sobre ellos reposa, de manera obligada, la polinización de la subfamilia Carludovicoidea.

Los escarabajos de esta tribu deben ser buscados en sus plantas hospederas. En Antioquia son particularmente observadas especies del género *Phyllotrox* en inflorescencias de frailejones (Figura 1F). Igualmente, cuando se observan inflorescencias de ciclantáceas como la palma iraca (*Carludovica palmata* Ruiz y Pav.) pueden verse cientos de picudos saliendo y entrando de la inflorescencia, donde se alimentan, aparean, refugian e incluso algunos ponen sus huevos. Otros grupos como el género *Cyclanthura* se observan sobre las inflorescencias de Araceae, como pequeñísimos cucarrones que en muchos casos se encuentran en la base de espádice.



Orden Diptera

Los dípteros incluyen a las moscas y mosquitos. Son un grupo cosmopolita considerado hiperdiverso. En este grupo se encuentran todos los gremios tróficos posibles, incluidas especies fitófagas (en sentido amplio), descomponedoras, micófagas, depredadoras (Figura 1G), entre otras, y consecuentemente, una gran cantidad de funciones en los ecosistemas. Algunos grupos son particularmente importantes como polinizadores y juegan un papel crucial al promover la diversidad vegetal tanto en ecosistemas agrícolas como naturales (Ssymank et al., 2008), y las larvas y adultos de varias familias de Oestroidea como Muscidae, Sarcophagidae y Calliphoridae son aprovechados por el hombre para proveer información forense (Catts y Goff, 1992; Joseph et al., 2011; Wolff et al., 2001, 2004). Adicionalmente, algunos grupos son usados en tratamientos médicos como las larvas de algunas especies para el debridamiento de heridas en pacientes con úlceras infectadas (i.e. Wolff et al., 2010).

En Colombia han sido estudiados sistemáticamente desde finales del siglo XX y recientemente fue publicado el catálogo más completo del grupo para el país (Wolff et al., 2016). Dentro de este grupo los Mesembrinellidae son moscas exclusivamente neotropicales y se encuentran principalmente en áreas bien conservadas con vegetación nativa. Son atraídas a materia animal y vegetal en descomposición. De manera particular, los géneros *Huascaromusca* y *Thompsoniella* son propios de Bosques Andinos, y en Antioquia, algunas especies como *Huascaromusca semiflava* y *Thompsoniella andina*, solo se han reportado por encima de los 1.200 msnm (Wolff y Kosmann, 2016; Wolff et al., 2014). Además, se han encontrado especies nuevas que están en proceso de descripción. En Antioquia este grupo de insectos se encuentra en zonas boscosas y son moscas relativamente robustas que forrajea entre la vegetación en búsqueda de materia orgánica en descomposición.

Familia Sphingidae

Los Sphingidae son polillas de formas características. Los adultos de la mayoría de especies poseen hábitos nocturnos o crepusculares y muy pocos son diurnos (Pescador-R, 1994). Son excelentes voladores, con vuelos rápidos y en algunas especies de larga duración, incluso algunas realizan largas migraciones (Drechsel, 1994; Pittaway y Kitching, 2017). Los adultos son nectarívoros y se alimentan por periodos largos de tiempo, haciendo que muchas especies se perchen sobre la flor para succionan su néctar, mientras otras se mantienen en un vuelo estacionario en frente de las flores, similar al exhibido por los colibríes. Los esfingidos poseen características que les permiten ser muy buenos polinizadores, con estructuras especializadas como la espiritrompa relativamente larga, la capacidad de sostener el vuelo en un punto fijo y la capacidad de volar hacia atrás (Moré et al., 2005). Así, son reconocidos por ser los principales polinizadores de muchas Angiospermas (e.g. Baker, 1961, Gregory, 1963, Haber y Frankie, 1989) de las familias: Amaryllidaceae, Apocynaceae, Bignoniaceae, Cactaceae, Convolvulaceae, Fabaceae, Malvaceae, Martyniaceae, Orchidaceae y Solanaceae (Moré et al., 2005).

Las plantas polinizadas por esfingidos son fácilmente reconocibles por poseer flores con corolas blancas o pálidas, tubos o espolones de gran longitud y néctar copioso (Moré et al., 2005). Incluyen



una variedad de arquitecturas florales, de las que depende la forma en que es depositado el polen sobre el cuerpo de los esfingidos.

Algunos grupos encontrados en Antioquia son: *Nyceryx hyposticta*, es común en los Bosques Andinos colombianos, mayormente en bosques altoandinos, muy llamativa por la coloración rosada de sus alas posteriores y su gran tamaño con respecto a otras especies del género. *Xylophanes crotonis*, pertenece a un complejo de especies que se caracterizan por su color verde en la parte dorsal y naranja en la parte ventral, y es la más común en los Bosques Andinos de Antioquia y Colombia. Las especies de este género presentan una modificación de escamas de la parte terminal del abdomen, con las cuales producen sonidos que ahuyentan a los murciélagos, sus principales enemigos naturales. *Eumorpha triangulum* (Figura 1H), también es una especie común en los Bosques Andinos de Antioquia. *Euryglottis* es un género altoandino. Son polillas hermosas características por su cuerpo cubierto de pelos y sus escamas doradas en las alas anteriores. *E. aper* es la especie más común del género en los Bosques Andinos de Antioquia. *Adhemarius sexoculata* igualmente es una especie muy llamativa, de bosques altoandinos en Antioquia.

Discusión

Para los insectos la resolución taxonómica en muchos casos no permite determinar de manera precisa la función ecológica y consecuentemente la oferta de servicios ecosistémicos derivados. Así, es importante que se destinen recursos para trabajos en taxonomía y biología básica que permitan



identificar las especies depositadas en las colecciones y describir decenas de especies nuevas para la ciencia. Igualmente es importante establecer agendas a largo plazo para el estudio de la historia natural de muchos de estos grupos de insectos.

Para varios de estos grupos de insectos la región Andina presenta el mayor número de registros, lo que puede deberse a que en esta región está concentrada la mayoría de la población, los grandes centros urbanos, donde existen universidades y centros de investigación, y donde la infraestructura vial es mejor, facilitando los muestreos (e.g. Cardona-Duque et al., 2010; Correa-Carmona et al., 2015; Flórez-V et al., 2015).

En general, para todos los grupos de insectos en Antioquia, la Cordillera Occidental es muy poco explorada con relación a la Cordillera Central. Los esfuerzos de muestreo de insectos de Bosques Andinos han estado concentrados en esta última, con grandes vacíos hacia la Cordillera Occidental y la región de Urabá (Figura 2).

De esta manera, es posible que estas regiones alberguen muchas especies raras y posibles nuevas especies, como *Manduca ziva* y *Adhemarius tigrina coronata* (polillas de la familia Sphingidae) que son endémicas de Colombia y se distribuyen en la Cordillera Occidental, y aunque en Antioquia no se han registrado, es muy probable que se encuentren. De manera similar especies como *Birandra punctata* (escarabajos de la subfamilia Parandrinae), que se han registrado a lo largo de la Cordillera Occidental en otros departamentos pero no en Antioquia y es probable que se encuentren. Estas

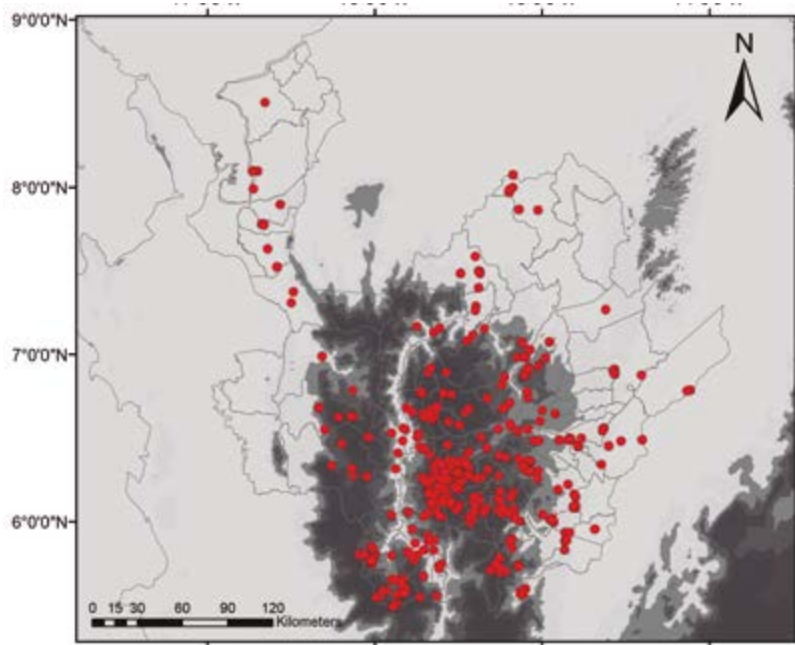


Figura 2. Mapa de distribución de algunos grupos de insectos en Antioquia. Note la escasez de registros en la Cordillera Occidental.

regiones han empezado a ser exploradas recientemente, lo que ha arrojado información sobre registros y especies nuevas para el departamento.

Es importante resaltar que, aunque para el país solo se han identificado unas pocas especies de invertebrados en alguna categoría de amenaza (i.e. Amat-García et al., 2007), algunos de los factores que más afectan el bienestar de los insectos son la integridad ecológica y la salud ecosistémica de sus hábitat (Samways et al., 2010). Algunos insectos, como los Entiminae (“mulitas” o “vaquitas”) suelen ser muy fieles al hábitat, y factores como el uso de fertilizantes, pesticidas y contaminantes, pueden alterar la calidad de los hábitats disponibles para estos y otros insectos (Samways et al., 2010).

Otros grupos requieren sustratos específicos para poner sus huevos y asegurar el alimento de sus juveniles, por lo que su supervivencia está supeditada a la disponibilidad de recursos como heces y materia animal en descomposición (por ejemplo, para las moscas de la familia Mesembrinellidae), o volúmenes importantes de madera en descomposición (por ejemplo, para los escarabajos de la subfamilia Parandrinae), sustratos que solo están disponibles en bosques íntegros ecológicamente. Igualmente, algunas especies de libélulas, requieren de plantas que mantengan tanques de agua (fitotelmatas) para su oviposición o cuerpos de agua relativamente limpios para que sus juveniles puedan desarrollarse. Para todos estos grupos, procesos como a remoción de vegetación nativa, la incursión de especies introducidas, o la simplificación estructural de sus hábitats, afectan la abundancia, distribución y composición de las especies a lo largo del paisaje (Samways et al., 2010). Otros grupos presentan asociaciones estrechas con plantas, como los Membracidae (“insectos



espina”), los Acalyptini (“escarabajos polinizadores”) y los Sphingidae (“polillas”) y, aunque no se ha determinado cómo la sobreexplotación de sus plantas hospederas o nutricias, puede estar afectando a las poblaciones. La desaparición de la planta podría desencadenar una pérdida irreparable de toda la red de interacciones que se teje en torno a esta (e.g. Valencia-Montoya et al., 2017). En el caso de los Acalyptini (“escarabajos polinizadores”), las relaciones con las plantas pueden ser tan estrechas que el ciclo de vida del polinizador está acoplado con la fenología de la planta (e.g. Franz y Cardona-Duque, 2013) y consecuentemente, la desaparición de sus plantas asociadas llevaría a la extinción de sus polinizadores.

En conclusión, la pérdida de hábitat es uno de los factores que más vulnera a las poblaciones de insectos, y en algunos casos, la fragmentación puede conllevar a barreras importantes para la dispersión de algunos de estos grupos.

Agradecimientos

Agradecemos a todos los miembros del Grupo de Entomología de la Universidad de Antioquia y los estudiantes de los programas de Biología y Ecología de la Universidad CES, por sus colectas de insectos en Antioquia. Agradecemos especialmente a quienes han sido nuestros maestros en la exploración de la entomofauna en Colombia. Igualmente agradecemos al CODI de la Universidad de Antioquia, a la Dirección de Investigación e Innovación de la Universidad CES y a Comfenalco Antioquia por su apoyo durante muchos años a los proyectos en taxonomía e historia natural de varios grupos de insectos en Colombia. Finalmente agradecemos a Luis Esteban Alzate Basto por permitirnos usar su fotografía.

Referencias

- Alonso-Zarazaga MA, Lyal CHC. (1999). A World Catalogue of Families and Genera of Curculionoidea (Insecta: Coleoptera) Excluding Scolytidae and Platypodidae. Barcelona (España): Entomopraxis, S.C.P, p. 315.
- Amat-García G, Andrade-C MG, Amat-García E, editores. (2007). Libro Rojo de los Invertebrados Terrestres de Colombia. Conservación Internacional Colombia, Instituto de Ciencias Naturales-Universidad Nacional de Colombia.
- Baker HG. (1961). The adaptation of flowering plants to nocturnal and crepuscular pollinators. *The Quarterly Review of Biology*, (36), p. 64-73.
- Beccaloni GW [Internet]. (2016). Cockroach Species File Online. Version 5.0/5.0. World Wide Web electronic publication. Fecha de acceso: 6 de agosto de 2017. Disponible en: <http://Cockroach.SpeciesFile.org>.
- Bell WJ. (1990). Biology of the cockroach. En Huber I, Masler EP, Rao BR, editores. *Cockroaches as Models for Neurobiology: Applications in Biomedical Research*. Vol. 1. Boca Raton (U.S.A.): CRC Press, p. 7-12.
- Blüthgen N, Verhaagh M, Goitia W, Jaffé K, Morawetz W, Barthlott W. (2000). How plants shape the ant community in the Amazonian rainforest canopy: the key role of extrafloral nectaries and homopteran honeydew. *Oecologia*, (125), p. 229-240.
- Bota-Sierra CA, Wolff Echeverri MI. (2013). Taxonomic revision of *Mesamphiagrion* Kennedy, 1920 from Colombia (Odonata: Coenagrionidae), with the description of four new species. *Zootaxa*, 3718 (5), p. 401-440.
- Bota-Sierra CA. (2014). A brief look at the Odonata from the Páramo ecosystems in Colombia, with the descriptions of *Oxyallagma colombianum* sp. nov. and *Rhionaeschna caligo* sp. nov. (Odonata: Coenagrionidae, Aeshnidae, Libellulidae). *Zootaxa*, 3856(2), p.192-210.
- Bota-Sierra CA, Maufray B, Palacino-Rodríguez F, Hofmann J, Tennessen K, Rache L, Tognelli MF. (2016). Capítulo 5: Estado de conservación de las Libélulas de los Andes Tropicales. En: Tognelli MF, Lasso CA, Bota-Sierra CA, Jiménez-Segura LF, Cox NA, editores. *Estado de conservación y distribución de la biodiversidad de agua dulce en los Andes Tropicales*. Gland (Suiza), Cambridge (UK) y Arlington (U.S.A.): IUCN, p. 67-86.
- Camacho LF, Flórez-V C, Evangelista O. (2017). Notes on the genus *Sakakibarella* Creão-Duarte with description of three new species (Membraci-



- dae: Membracinae: Hoplophorionini). *Zootaxa* 4281 (1), p. 90-107.
- Cano-L DM, Serna-C FJ, Bustillo-PAE. (2002). Características anatómicas de una nueva especie de *Compsus* (Coleoptera: Curculionidae) plaga de cítricos en Colombia. *Revista Colombiana de Entomología*, 28 (1), p. 33-41.
- Cardona-Duque J, Franz NM. (2012). Description and phylogeny of a new Neotropical genus of Acalyptini (Coleoptera: Curculionidae: Curculioninae) associated with the staminodes of Cyclanthaceae. *Zoological Journal of the Linnean Society*, (166), p. 559-623.
- Cardona-Duque J, Santos-Silva A, Wolff M. (2010). Parandrinae (Coleoptera: Cerambycidae) de Colombia. *Revista Colombiana de Entomología*, 36 (1), p. 135-157.
- Cardona-Duque J, Gómez-Murillo L, Franz NM. (2011). Phylogenetic reassessment of *Cyclanthura*, a Neotropical genus of Acalyptini associated with arum and cyclanth inflorescences (Coleoptera: Curculionidae: Curculioninae). *SysEB Student Poster Competition, Annual Meeting of the Entomological Society of America, Reno, NV, XI-14-2011*.
- Cardona-Duque J, Franz NM. (2012). Description and phylogeny of a new Neotropical genus of Acalyptini (Coleoptera: Curculionidae: Curculioninae) associated with the staminodes of Cyclanthaceae. *Zoological Journal of the Linnean Society*, (166), p. 559-623.
- Catts EP, Goff ML. (1992). Forensic entomology in criminal investigations. *Annual Review of Entomology*, (37), p. 253-72.
- Corbet PS. (1999). *Dragonflies: Behavior and ecology of Odonata*. Ithaca, New York (U.S.A.): Comstock Publishing Associates, Cornell University Press, p. 829.
- Correa-Carmona Y, Vélez-Bravo, AH, Wolff Echeverri MI. (2015). Current status of knowledge of Sphingidae Latreille, 1802 (Lepidoptera: Bombycoidea) in Colombia. *Zootaxa*, 3987 (1), p. 1-73.
- Costa C, Vanin SA, Casai-Chen SA. (1988). *Larvas de Coleoptera do Brasil*. São Paulo (Brasil): Museu de Zoologia. (165), p. 282.
- Daily GC, Söderqvist T, Aniyar S, Arrow K, Dasgupta P, Ehrlich PR, Folke C, Jansson A, Jansson B-O, Kautsky N, Levin S, Lubchenco J, Mäler K-G, Simpson D, Starrett D, Tilman D, Walker B. (2000). Ecology: the value of nature and the nature of value. *Science* (289), p. 395-396.
- De Medeiros BAS, Núñez-Avellaneda LA. (2013). Three new species of *Anchylorhynchus* Schoenherr, 1836 from Colombia (Coleoptera: Curculionidae; Curculioninae; Acalyptini). *Zootaxa*, 3636 (2), p. 394-400.
- Dijkstra KDB, Monaghan MT, Pauls SU. (2014). Freshwater Biodiversity and Aquatic Insect Diversification. *Annual Review of Entomology* (59), p. 143-163.
- Drechsel U. (1994). Beitrag zur Kenntnis der Sphingidanfauna von Paraguay (Lepidoptera: Sphingidae). *Entomologische Zeitschrift*, 104 (14), p. 265-276.



- Fagundes R, Del-Claro K, Ribeiro SP. (2012). Effects of the trophobiont herbivore *Calloconophora pugionata* (Hemiptera) on ant fauna associated with *Myrcia obovata* (Myrtaceae) in a montane tropical forest. *Psyche*, p. 1-8.
- Fernández-C F, Andrade-C MG, Amat-G GD. (2004). Capítulo 1: El estudio de los insectos de Colombia y los retos de la entomología del nuevo siglo. En: Fernández C F, Andrade-C MG, Amat G GD, editores. *Insectos de Colombia*. Volumen 3. Bogotá (Colombia): Universidad Nacional de Colombia, p. 11-15.
- Flórez-V C, Evangelista O. (2017). New species in the treehopper genus *Bocydium* Latreille, with description of nymphal stages and observations on their natural history. *Zootaxa*, 4281 (1), p. 22-57.
- Flórez-V C, Wolff M, Cardona-Duque J. (2015). Contribution to the taxonomy of the family Membracidae Rafinesque (Hemiptera: Auchenorrhyncha) in Colombia. *Zootaxa*, 3910 (1), p. 1-261.
- Franz NM. (2004). Analysing the history of the derelomine flower weevil–*Carلودovica* association (Coleoptera: Curculionidae; Cyclanthaceae). *Biological Journal of the Linnean Society*, (81), p. 483-517.
- Franz NM, Valente RM. (2005). Evolutionary trends in derelomine flower weevils: from associations to homology. *Invertebrate Systematics*, (19), p. 499-530.
- Franz NM, Cardona-Duque J. (2013). Description of two new species and phylogenetic reassessment of *Perellesschus* O'Brien y Wibmer, 1986 (Coleoptera: Curculionidae), with a complete taxonomic concept history of *Perellesschus* sec. Franz y Cardona-Duque, 2013. *Systematics and Biodiversity*, 11 (2), p. 209-236.
- Girón JC. (2007). Estudio de los Entiminae (Coleoptera: Curculionidae) depositados en el Museo de Entomología de la Universidad del Valle. Resúmenes de trabajos de grado. *Boletín del Museo de Entomología de la Universidad del Valle*, 8(1), p. 34.
- Grandcolas P. (1992). *Paradicta* n. gen. et *Neorhichnoda* n. gen., deux nouveaux genres de Blaberinae (Dict., Blattaria, Blaberidae). *Bulletin de la Société Entomologique de France*, 97 (1), p. 7-15.
- Gregory DP. (1963). Hawkmoth pollination in the genus *Oenothera*. *Aliso* (5-6), p. 357-419.
- Grimaldi D, Engel MS. (2005). *Evolution of the insects*. New York (U.S.A.): Cambridge University Press, p. 755.
- Grisales D, Wolff M, de Carvalho CJB. (2012). Neotropical Fanniidae (Insecta: Diptera): new species of *Euryomma* Stein from Colombia. *Journal of Natural History*, 46 (13-14), p. 803-829.
- Haber WA, Frankie GW. (1989). A tropical Hawkmoth Community: Costa Rican Dry Forest. *Sphingidae*. *Biotropica*, 21 (2), p. 155-172.
- Haviland MD. (1925). The Membracidae of Kartabo, Bartica District, British Guiana, with description of new species and bionomical notes. *Zoologica*, (6), p. 229–290.
- Henderson A. (1985). Pollination of *Socratea exorrhiza* and *Iriartea ventricosa* (Palmae). *Principes*, (29), p. 64-71.
- Henderson A. (1986). A review of pollination studies in the Palmae. *Botanical Review*, 52 (3), p. 221-259.
- Johnson SD, Steiner KE. (2000). Generalization versus specialization in plant pollination systems. *Tree*, 15 (4), p. 140-143.
- Joseph I, Mathew DG, Sathyan P, Vargheese G. (2011). The use of insects in forensic investigations: An overview on the scope of forensic entomology. *Journal of Forensic Dental Sciences*, 3 (2), p. 89-91.
- Kremen C, Chaplin-Kramer R. (2007). 15: Insects as providers of ecosystem services: crop pollination and pest control. En: Stewart AJA, New TR, Lewis OT, editores. *Insect Conservation Biology*. The Royal Entomological Society, p. 349-382.
- Lara C, Martínez-García V, Ortiz-Pulido R, Bravo-Cadena J, Loranca S, Córdoba-Aguilar A. (2011). Temporal-spatial segregation among hummingbirds foraging on honeydew in a temperate forest in Mexico. *Current Zoology*, 57 (1), p. 56-62.
- Lavelle P. (2002). Functional domains in soils. *Ecological Research*, (17), p. 441-450.
- Lavelle P, Lattaud C, Trigi D, Barois I. (1995). Mutualism and biodiversity in soils. *Plant and Soil*, (170), p. 23-33.
- Lawrence JF. (1991). *Cerambycidae (Chrysomeloidea) (Including Disteniidae, Hypocephalidae, Oxypeltidae, Parandridae, Spondylidae, Vesperidae)*. En: Stehr FW. *Immature Insects*. Volume 2. Iowa (U.S.A.): Kendall/Hunt Publishing Company, p. 556-561.
- Lin C-P. (2006). Social behavior and life history of membracine treehoppers. *Journal of Natural History*, 40 (32-34), p. 1887-1907.
- Linsley EG. 1959. Ecology of Cerambycidae. *Annual Review of Entomology* (4), p. 99-138.
- Linsley EG. (1961). The Cerambycidae of North America. Part I. Introduction. *University of California Publications in Entomology*, (18), p. 1-97.
- Lo N, Tokuda G, Wantanabe H, Rose H, Slaytor M, Maekawa K, Bandi C, Noda H. (2000). Evidence from multiple gene sequences indicates that termites evolved from wood-feeding cockroaches. *Current Biology*, (10), p. 801-804.
- Losey JE, Vaughan M. (2006). The Economic Value of Ecological Services Provided by Insects. *BioScience*, 56 (4), p. 311-323.
- McKamey SH. (1998). Taxonomic catalogue of the Membracoidea (exclusive of leafhoppers): second supplement to fascicle 1– Membracidae of the general catalogue of the Hemiptera. *Memoirs of the American Entomological Institute* (60), p. 1-377.
- Meadows PS. (1991). The environmental impact of burrows and burrowing animals - conclusions and a model. *Symposium of the Zoological Society of London*, (63), p. 327-338.
- Moré M, Kitching IJ, Cocucci AA. (2005). *Sphingidae: Esfingidos de Argentina*. *Hawmoths of Argentina*. Buenos Aires (Argentina): LOLA (Literature of Latin America), now Apollo Books, p. 184.
- Nabhan GP, Buchmann SL. (1997). Services provided by pollinators. En Daily C. editor, *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*. Washington DC (U.S.A.): Island Press, p. 133-150.



- Núñez Avellaneda LA. (2014). Patrones de asociación entre insectos polinizadores y palmas silvestres en Colombia con énfasis en palmas de importancia económica [Tesis de doctorado]. [Bogotá (Colombia)]: Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia, p. 348.
- Oberprieler RG, Marvaldi AE, Anderson RS. (2007). Weevils, weevils, weevils everywhere. *Zootaxa* (1668), p. 491-520.
- Odum EP, Biever LJ. (1984). Resource quality, mutualism and energy partitioning in food chains. *The American Naturalist* (124), p. 360-376.
- Oliveira PS, Del-Claro K. (2005). Multitrophic interactions in a neotropical savanna: Ant-hemipteran systems, associated insect herbivores, and a host plant. En: Burslem DFRP, Pinard MA, Harley SE, editores. *Biotic Interactions in the Tropics*. Cambridge (UK): Cambridge University Press. p. 414-438.
- Ollerton J, Winfree R, Tarrant S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos* (120), p. 321-326.
- Perry DR. (1978). *Paratropes bilunata* (Orthoptera: Blattellidae): an outcrossing pollinator in a neotropical wet forest canopy?. *Proceedings of the Entomological Society of Washington*, (80), p. 657-658.
- Pescador-R.A. (1994). Manual de identificación para las mariposas de la familia Sphingidae (Lepidoptera) de la estación de Biología "Chamela", Jalisco, México. Cuadernos del Instituto de Biología, 22. México D. F. (México): Universidad Nacional Autónoma de México, p. 103.
- Pittaway AR, Kitching IJ [Internet]. (2017). Sphingidae of the Eastern Palaearctic (including Siberia, the Russian Far East, Mongolia, China, Taiwan, the Korean Peninsula and Japan). The Natural History Museum, London. Fecha de acceso: 6 de agosto de 2017. Disponible en: <http://pittaway.tripod.com/china/china.htm>.
- Roth LM, Willis ER. 1960. The biotic associations of cockroaches. *Smithsonian Miscellaneous Collections*, (141), p. 1-470.
- Salazar J. (2004). Nuevas especies de Blatidos y Mantidos para Colombia (Insecta: Dictyoptera) y una nota sobre la hembra de *Vates festae* Giglio-Tos, 1914. *Boletín científico Centro de Museos Museo de Historia Natural*, (8), p. 267-86.
- Samways MJ, McGeoch MA, New TR. (2010). *Insect Conservation. A Handbook of approaches and methods*. New York (U.S.A.): Oxford University Press, p. 441.
- Santos-Silva A. (2003). Espécies de *Hesperandra* (Tavandra) Santos-Silva, com pilosidade abundante no metasterno (Coleoptera, Cerambycidae, Parandrinae). *Revista Brasileira de Zoologia*, 20 (3), p. 389-395.
- Scrivener AM, Slaytor M. (1994). Properties of the endogenous cellulase from *Panesthia cribrata* Saussure and purification of major endo- β -1,4-glucanase components. *Insect Biochemistry and Molecular Biology* (24), p. 223-231.
- Simaika JP, Samways MJ. (2009). An easy-to-use index of ecological integrity for prioritizing freshwater sites and for assessing habitat quality. *Biodiversity and Conservation*, (18), p. 1171-1185.
- Ssymank A, Kearns CA, Pape T, Thompson FC. (2008). Pollinating Flies (Diptera): A major contribution to plant diversity and agricultural production. *Tropical conservancy biodiversity*, 9 (1y2), p. 86-89.
- Stork NE. (1997). Chapter 5: Measuring Global Biodiversity and Its Decline. En: Reaka-Kudla ML, Wilson DE, Wilson EO, editores. 1997. *Biodiversity II. Understanding and Protecting Our Biological Resources*. Washington, D.C. (U.S.A.): Joseph Henry Press, p. 41-68.
- Swift MJ, Anderson JM. (1989). Decomposition. En Lieth H, Werger MJA, editores. *Ecosystems of the World. Vol. 14B: Tropical Rain Forest Ecosystems*. Amsterdam (Netherlands): Elsevier, p. 547-569.
- Swinton SM, Lupi F, Robertson GP, Landis DA. (2006). Ecosystem services from agriculture: looking beyond the usual suspects. En: Swinton SM, organizador. *Cultivating Ecosystem Services from Agriculture*. *American Journal of Agricultural Economics*, 88 (5), p. 1160-1166.
- Tavakilian GL. (2000). Les Parandrinae de Guyane (Coleoptera, Cerambycoidea). *Coléoptères*, 6 (11), p. 147-174.
- Triplehorn CA, Johnson NF. (2005). *Borror and DeLong's Introduction to the Study of Insects*. 7th Edition. Belmont (U.S.A.): Thomson Brooks/Cole, p. 864.
- Valencia-Montoya WA, Tuberquia D, Guzmán PA, Cardona-Duque J. (2017). Pollination of the cycad *Zamia incognita* A. Lindstr. y Idárraga by *Pharaxonotha* beetles in the Magdalena Medio Valley, Colombia: a mutualism dependent on a specific pollinator and its significance for conservation. *Arthropod-Plant Interactions*, (11), p. 717-729.
- van Huis A, Van Isterbeeck J, Klunder H, Mertens E, Halloran A, Muir G, Vantomme P. (2013). Edible insects: future prospects for food and feed security. *FAO Forestry Paper* 171, p. 187.
- Vásquez-M JL, Sanin-A C, Echeverri J, Cardona J, Idárraga Á, Hurtado JP, Botero S, Estrada MC, Restrepo Z, Arcia K, González S, Álvarez E, Huerfías JC, Cataño A. (2014). Capítulo 4: Los ecosistemas y sus servicios: base del bienestar humano. En: Vásquez JL, compilador. *Propuesta para la gestión integral de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en Medellín*. Síntesis del documento técnico de soporte. Medellín (Colombia): Alcaldía de Medellín y Parque Explora, p. 83-172.
- Vélez A. (2008). Checklist of Colombian cockroaches (Dictyoptera, Blattaria). *Biota Colombiana*, 9 (1), p. 21-38.
- Vélez-Bravo A. (2013). Cockroaches of genus *Muzoa*: morphology of the male genital sclerites and description of one new species (Dictyoptera, Blattodea, Ectobiidae, Nyctiborinae). *ZooKeys* (278), p. 65-74.
- Vélez A, Gutiérrez E. (2010). The Neotropical genus *Schistopeltis* (Blattaria: Blaberidae, Zetoborinae) with a new species from Colombia. *Zootaxa* (2411), p. 53-58.
- Vitousek PM, Sanford RLJ. (1986). Nutrient cycling in moist tropical forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* (17), p. 137-167.
- Wallace MS, Deitz L. (2004). Phylogeny and Systematics of treehoppers subfamily Centrotinae (Hemiptera, Membracidae). *Memoirs on Entomology, International* (19), p. 1-377.
- Wallwork JA. (1976.) *The Distribution and Diversity of Soil Fauna*. London (Inglaterra): Academic Press, p. 355.



- Wardle DA. 2002. *Communities and Ecosystems: Linking the Aboveground and Belowground Components*. Princeton (U.S.A.): Princeton University Press, p. 392.
- Waser NM. (2006). Chapter one. Specialization and Generalization in Plant-Pollinator Interactions: A Historical Perspective. En: Waser NM, Ollerton J. editores. *Plant-Pollinator Interactions from Specialization and Generalization*. Chicago (U.S.A.): The University of Chicago Press, p. 3-17.
- White RE. (1983). *A Field Guide to the Beetles of North America*. Peterson Field guides Series. Boston (U.S.A.): Houghton Mifflin, p. 368.
- Whitford WG. (1986). Decomposition and nutrient cycling in deserts. En Whitford WG, editores. *Pattern and Process in Desert Ecosystems*. Albuquerque (U.S.A.): University of New Mexico Press, p. 93-117.
- Wibmer GJ, O'Brien CW. (1986). Annotated checklist of the weevils (Curculionidae sensu lato) of South America (Coleoptera: Curculionoidea). *Memoirs of the American Entomological Institute* (39), p. 1-563.
- Wolff M, Kosmann C. (2016). Families Calliphoridae and Mesembrinellidae. En: Wolff M, Nihei SS, B. de Carvalho CJ, editores. 2016. *Catalogue of Diptera of Colombia*. *Zootaxa*, 4122 (1), p. 856-875.
- Wolff M, Uribe A, Ortiz A, Duque P. (2001). A preliminary study of forensic entomology in Medellín, Colombia. *Forensic Science International* (120), p. 53-59.
- Wolff M, Builes A, Zapata G, Morales G, Benecke M. (2004). Detection of Parathion (O,O-diethyl O-(4-nitrophenyl) phosphorothioate) by HPLC in insects of forensic importance in Medellín, Colombia. *Aggrawal's Internet Journal of Forensic Medicine and Toxicology*, 5 (1), p. 6-11.
- Wolff Echeverri MI, Rivera Álvarez C, Herrera Higueta SE, Wolff Idárraga JC, Escobar Franco MM. (2010). *Lucilia eximia* (Diptera: Calliphoridae), una nueva alternativa para la terapia larval y reporte de casos en Colombia. *Iatreia*, 23 (2), p. 107-116.
- Wolff M, Ramos-Pastrana Y, Pujol-Luz JR. (2013). Description of the Male of *Laneella perisi* (Mariluis) (Diptera: Calliphoridae) n. comb. *Neotropical Entomology*, 42(1), p.58-62.
- Wolff M, Bonatto SR, de Carvalho CJB. (2014). Review of *Thomsoniella* Guimarães with description of a new species from Colombia (Diptera, Calliphoridae, Mesembrinellinae). *Revista Brasileira de Entomologia*, 58 (4), p. 319-325.
- Wolff M, Nihei SS, B. de Carvalho CJ. (2016). *Catalogue of Diptera of Colombia*. *Zootaxa*, 4122 (1), p. 1-949.
- Wood TK. (1984). Life history patterns of tropical membracids (Homoptera: Membracidae). *Sociobiology* (8), p. 299-344.
- Wood TK. (1993). Diversity in the New World Membracidae. *Annual Review of Entomology* (38), p. 409-433.







Murciélagos de **Bosques** **Andinos** de Antioquia

Danny Zurc¹; Carolina López-Castañeda²; Sergio Solari³

¹ Museo de Ciencias Naturales de La Salle, Instituto Tecnológico Metropolitano; ² Sociedad Colombiana de Mastozoología; ³ Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia



En el país se reconocen 211 especies de murciélagos, de las cuales siete son endémicas. Esta riqueza es superior a la registrada para Brasil (178), Perú (165) y México (138).

Introducción

Actualmente en Colombia existen registros de 518 especies de mamíferos, equivalente al 10% del total de especies descritas para el mundo (Alberico et al., 2000; Ramírez et al., 2016). A nivel global esta diversidad es superada por Brasil (701), Indonesia (670), China (558), México (538) y Perú (529) (Pacheco et al., 2009; Ceballos y Arroyo - Cabrales, 2012; Paglia et al., 2012; Smith y Xie, 2013; Ramírez et al., 2016).

Dentro de los mamíferos, uno de los órdenes más diversos es Chiroptera, que es uno de los grupos más importantes y abundantes en el Neotrópico y puede representar más del 50% de la diversidad local de especies en bosques tropicales de tierras bajas (Voss y Emmons, 1996). Sus especies juegan un papel determinante en el mantenimiento de los ecosistemas (Kunz et al., 2011), gracias a la variedad de gremios tróficos que tienen (p.e., frugívoros, hematófagos, ictiófagos, insectívoros, nectarívoros y omnívoros), a sus estrategias de forrajeo, ecolocación (Bonaccorso, 1975; Dezingher y Schnitzler, 2013), y sus hábitos de percha (Kunz, 1982). Cumplen funciones de polinizadores (Arias-Coyotl et al., 2006), dispersores de semillas (Estrada-Villegas et al., 2007) y controladores de insectos (Cleveland et al., 2006).

En el país se reconocen 211 especies de murciélagos (Ramírez et al., 2016), de las cuales siete son endémicas. Esta riqueza es superior a la registrada para Brasil (178), Perú (165) y México (138) (Pacheco et al., 2009; Ceballos y Arroyo – Cabrales, 2012; Rodrigues et al., 2014; Ramírez et al., 2016). De acuerdo con Rodríguez-Mahecha y colaboradores (2006), esta diversidad específica de mamíferos en Colombia se concentra principalmente en las cordilleras.



Antioquia es uno de los departamentos andinos más grandes del país con una superficie de 63.000 Km² aproximadamente. Dos tercios de su territorio se encuentran ocupados por los ramales andinos de la Cordillera Occidental y la Cordillera Central, las cuales configuran diversas regiones fisiográficas con una gran diversidad de ecosistemas (González, 2001). Por su composición vegetativa, la diversidad de climas, y posición geográfica se han identificado 11 zonas de vida (Espinal, 1985), en las cuales hay una alta ocurrencia de fauna silvestre, donde se encuentra gran riqueza de vertebrados terrestres y voladores (Restrepo et al., 2010).

Para el departamento, Cuartas-Calle y Muñoz-Arango (2003) habían reportado 120 especies de mamíferos voladores. Posteriormente, Restrepo et al. (2010) realizó una compilación de 145 especies a partir de los estudios





realizados por Zurc y Zapata (2001), Muñoz (2003), Arango (2003, 2004) y Cuartas-Calle (2004). Más tarde, a partir de la revisión y curaduría en colecciones mastozoológicas del país, Solari et al. (2013) reportaron 103 especies pertenecientes a siete de las nueve familias que se han encontrado en Colombia (Emballonuridae, Molossidae, Mormoopidae, Noctilionidae, Phyllostomidae, Thyropteridae y Vespertilionidae). Se considera, a partir de sus resultados, que la mayor riqueza de mamíferos voladores se encuentra en el territorio antioqueño. Según la última lista publicada (Ramírez-Chaves et al., 2016), aproximadamente el 50% de las especies de murciélagos que se encuentran en el país habitan en Antioquia.

Sin bien estas cifras llaman la atención, en el departamento, al igual que en otras regiones del Neotrópico, se ha detectado alteración de la distribución natural de especies de fauna, incluido murciélagos, debido a los cambios en el uso del suelo (Luna, 2007), la fragmentación del paisaje y la pérdida de hábitat (Mena, 2010; Vázquez-Domínguez, 2011; Marín-Carvajal y Vela-Vargas, 2013). En las últimas décadas, el departamento y sobre todo la región andina, ha sufrido grandes transformaciones en su estructura espacial y ha perdido gran parte de sus ecosistemas prístinos por causa de la producción agrícola, la explotación minera, la industria y el asentamiento poblacional (SINA, 2015). Por esto, se hace necesario actualizar el estado del conocimiento de la quiroptero fauna andina, tanto en su diversidad como por sus patrones ecológicos de distribución en el contexto de estos cambios a nivel del paisaje.

En Colombia los murciélagos andinos han sido poco estudiados a nivel de inventarios locales y patrones de distribución (ver Muñoz, 1990; Kattan et. al., 2004). Aún existen vacíos de información en



el número de especies y patrones de reemplazo (diversidad beta; ver Moreno, 2001), tanto de grupos taxonómicos como gremios ecológicos. Los estudios de este tipo son importantes para interpretar los gradientes de diversidad a escala altitudinal (Patterson et al., 1996; Soriano, 2000; Willig et al., 2003), desde una perspectiva ecológica y evolutiva. Igualmente, para entender los cambios asociados a impactos de origen antrópico y sus efectos a corto, mediano y largo plazo.

Por lo anterior, este trabajo tuvo como objetivo recopilar la información existente de la quiropterofauna que se desarrolla en los Bosques Andinos (> 1.000 msnm) del departamento de Antioquia con el fin de identificar áreas de concentración de especies, patrones de distribución altitudinal, vacíos de información y prioridades de conservación de esta fauna a nivel local.

Metodología

Recolección de la información

Se recopilaron los registros biológicos de los murciélagos del departamento de Antioquia depositados en las colecciones biológicas: Colección Teriológica de la Universidad de Antioquia (CTUA) y Museo de Ciencias Naturales de La Salle del Instituto Tecnológico Metropolitano (ITM). Esta información se complementó con los datos en línea de los portales GBIF (Infraestructura Mundial de Información en Biodiversidad) y SiB (Sistema de Información en Biodiversidad en Colombia). Para estas dos últimas fuentes de datos, solo se incluyeron las especies reportadas por Ramírez-Chaves et al. (2016) o



los sinónimos asociados a dichas especies y eliminamos los registros con identificaciones por debajo de la categoría de especie.

Para reducir el impacto de la incertidumbre taxonómica de las especies, dado que muchos registros aparecieron como “sp.”, “sp. indet” o “cf.”, se usó en los análisis, como lista de referencia a escala local, el compendio de especies resultante de los datos de las dos colecciones visitadas. Específicamente, para los especímenes asignados como “cf.”, sí la potencial especie estaba presente en dicha localidad se identificó con la entidad biológica sugerida. Y para el caso particular de registros identificados a nivel de género en una localidad determinada donde se hubiera registrado una única especie de dicho género, se asignó la misma especie para los datos con incertidumbre específica. Sin embargo, para los casos en donde en una misma localidad se habían registrado varias especies del mismo género, no fue posible asignar una especie, por lo que estos registros no se consideraron para los análisis.

Análisis de los datos

Para actualizar las especies probables en el departamento de Antioquia se revisó la información publicada en listas de especies para el área (Cuartas-Calle y Muñoz-Arango 2003; Solari et al., 2013) y se siguió la taxonomía de Ramírez-Chaves et al. (2016). Con estos datos se realizó un análisis de riqueza de especies en el gradiente altitudinal por especies y gremios tróficos para describir el patrón de distribución.

Para identificar la concentración de especies se empleó la información encontrada en las colecciones biológicas y repositorios en línea de biodiversidad, que presentaran datos espaciales y se identificó como andina

antioqueña las regiones del departamento con elevaciones superiores a los 1.000 msnm. Se dividió el territorio en las subregiones definidas como Nordeste, Norte, Occidente, Oriente, Suroriente, y Valle de Aburrá (Figura 2). Para cada subregión se indicaron zonas de vida según los mapas construidos por Corantioquia (2003); y se diferenciaron coberturas vegetales, de acuerdo al Sistema Corine Land Cover (IDEAM 2010), se empleó el nivel tres que este sistema propone como clasificación específica. Así, una especie fue asignada como presente en una subregión (o zona de vida o cobertura vegetal) si tenía registros en al menos una localidad incluida en dicha unidad de análisis. Esta información fue mapeada en un programa GIS para la visualización de los datos.

Para determinar si las áreas de concentración presentaban alguna similitud en la composición de especies, se agruparon las especies según los gremios y categorías tróficas utilizando en las clasificaciones presentadas por Patterson et al. (1996). De esta forma, se emplearon estos grupos funcionales siguiendo a Soriano (2000), el cual plantea que “es más útil en la interpretación ecológica de las diferencias estructurales entre comunidades que la simple comparación de listas de nombres”. A partir de esto, se realizó un estudio de similitudes mediante el coeficiente de correlación Pearson con un análisis de clúster entre las subregiones, las zonas de vida y la cobertura vegetal. Además, se presenta un histograma de frecuencia para visualizar el patrón de la distribución de las especies en las diferentes subregiones.

Resultados

Los datos de literatura reportaron 128 especies probables de las cuales 12 habitan exclusivamente zonas con elevaciones por





debajo de los 1.000 msnm, y 114 habitan zonas montañosas (> 1.000 msnm) con un patrón de distribución altitudinal de disminución de la riqueza de especies a medida que incrementa la altitud (Figura 1a). El análisis con las familias más representativas presentó a la familia Phyllostomidae con la mayor riqueza de especies, a la familia Vespertilionidae con la mayor riqueza de especies entre los 1.000 y 2.000 msnm (Figura 1b). De otro lado, el análisis de riqueza de especies en los gremios tróficos, evidenció un patrón de mayor representatividad hacia los 1.000 msnm de los gremios nectarívoros (N) y los insectívoros de vuelo bajo (IVB). En el caso de los frugívoros sedentarios (FS) la mayor riqueza de especies se presentó hacia los 1.500 msnm (Figura 1c).

Los registros de murciélagos reportados para altitudes por encima de los 1.000 msnm correspondieron a 2.055 ejemplares encontrados en dos colecciones biológicas y a través de los repositorios SIB Colombia y GBIF que arrojaron información de otras ocho instituciones (cuatro nacionales y cuatro internacionales) (Tabla 1). De estos registros 1.064 provienen de la Colección Teriológica de la Universidad de Antioquia. Esta recopilación reportó registros de 79 especies para el bosque andino del departamento pertenecientes a siete de las nueve familias registradas en Colombia (Tabla 2).

Áreas de distribución y concentración de especies

En cuanto a la distribución en el territorio antioqueño, 63 de los 113 municipios que tienen Bosque Andino (>1.000 msnm) encontrados en las subregiones Nordeste, Norte, Occidente, Oriente, Suroeste y Valle de Aburrá, se reflejó información de presencia de mamíferos voladores en 8 de las 12 zonas de vida que se encuentran en dichos bosques (Corantioquia, 2003), en 23 tipos de cobertura vegetal de acuerdo al sistema Corine Land Cover (IDEAM, 2010), (Figura 2).

La mayor riqueza de especies se observó en la zona de vida de bosque muy húmedo Premontano (bmh-PM), con el 66% de las especies registradas en el Bosque Andino de Antioquia, esto es entre los 1.000 y 3.000 msnm, concentradas en mayor porcentaje en las subregiones Oriente y Valle de Aburrá con el 30% y 25%, respectivamente (Figura 3).

Con relación a los gremios tróficos, en el bmh-PM se concentraron todos ellos, siendo los frugívoros nómadas (F/FN) la categoría trófica con mayor número de especies (18 spp), seguida por los insectívoros de vuelo bajo (I/IVB) (12 spp) y frugívoros sedentarios (F/FS) (10 spp). Las especies insectívoras del follaje (I/IF) no se registraron en las zonas de vida con alturas mayores a 3.000 msnm. Las especies nectarívoras (N/) tienen su mayor representatividad en el bosque húmedo Premontano (bh-PM), con nueve especies, mientras que ellas no se reportaron en la zona de vida bosque pluvial Montano (bp-M). Los omnívoros se encontraron entre los 1.000 y 3.000 msnm, en cuatro zonas de vida (bh-PM, bmh-PM, bp-M y bp-PM) (Figura 4). Del total de las especies agrupadas en los gremios tróficos, los que presentaron mayor diversidad fueron los gremios frugívoro nómada (F/FN) (22 spp), seguido de insectívoro de vuelo bajo (I/IVB) (21 spp).

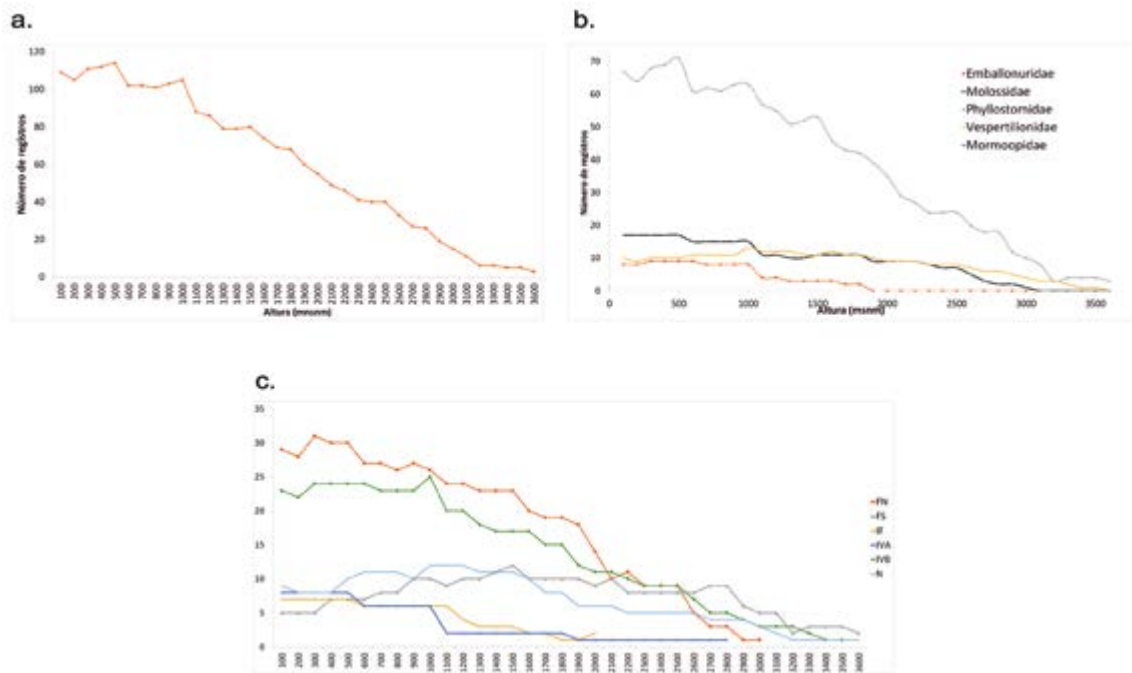


Figura 1: Riqueza de especies y patrón de distribución de especies de murciélagos a medida que aumenta la altura en el departamento de Antioquia: a. riqueza de especies. b. riqueza por familias. c. riqueza por gremios tróficos. FN: frugívoros nómadas, FS: frugívoros sedentarios, IF: insectívoro de follaje, IVA: insectívoro de vuelo alto, IVB: insectívoro de vuelo bajo, N: nectarívoro.

Tabla 1. Número de registros por colección biológica consultada e institución reportada por el SIB y GBIF a alturas >1.000 msnm.

Colección biológica e institución	Sigla	Número de registros
Instituto Tecnológico Metropolitano	ITM	250
Colección Tereológica Universidad de Antioquia	CTUA	1.064
Sistema de Información en Biodiversidad Colombia y Global Biodiversity Information Facility	SIB y GBIF	
Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y del San Jorge		1
Instituto de Ciencias Naturales	ICN	225
ISAGEN S.A.E.S.P.	ISAGEN	435
iNaturalist		12
Muséum d'histoire Naturelle de la Ville de Genève	MHNG	19
Field Museum Natural History	FMNH	65
Royal Ontario Museum	ROM	19
University of Michigan Museum of Zoology	UMMZ	2

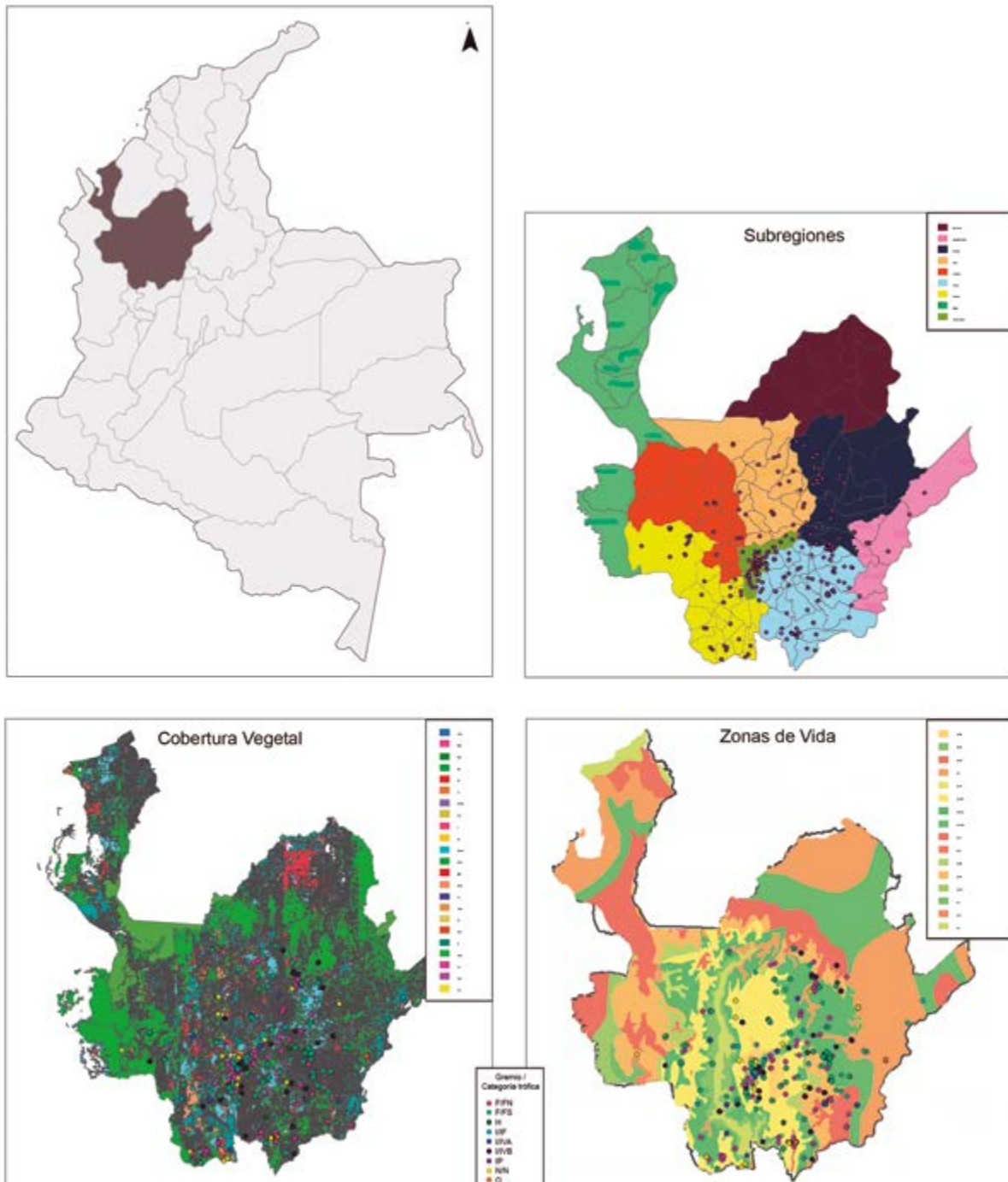


Figura 2. Mapa de los registros de murciélagos en cobertura vegetal (Sistema Corine Land Cover, IDEAM, 2010); subregiones y zonas de vida del bosque andino (>1.000 msnm) del departamento de Antioquia (tomado de Corantioquia (2013), con algunas modificaciones).

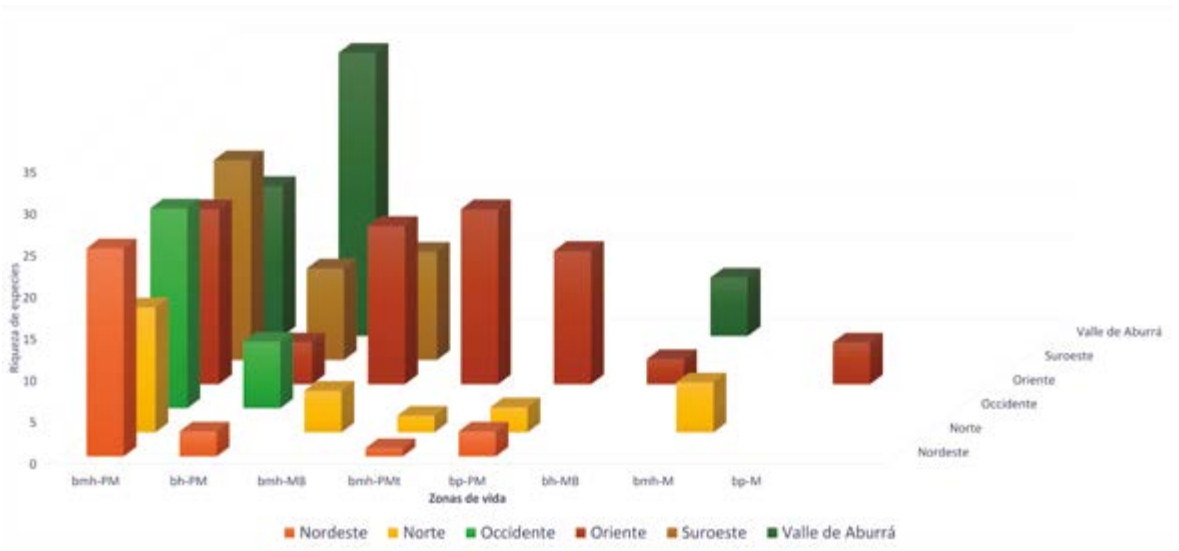


Figura 3. Riqueza de especies de murciélagos del Bosque Andino (> 1.000 msnm) por subregión y zonas de vida del departamento de Antioquia.

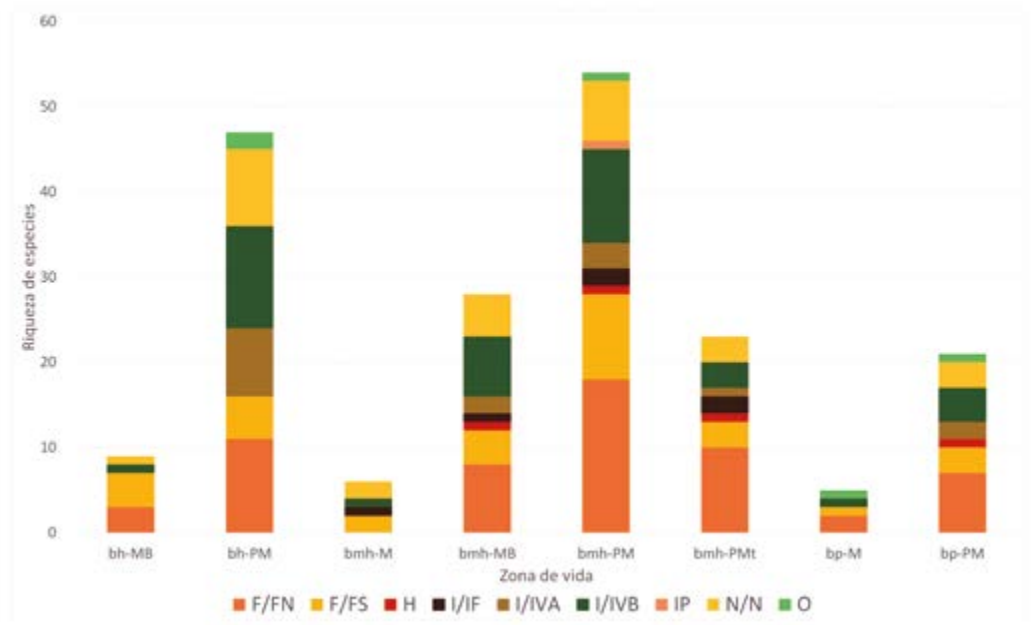


Figura 4. Categorías y gremios tróficos de especies de murciélagos encontradas en zonas de vida del Bosque Andino (>1.000 msnm) del departamento de Antioquia.



Similitud de especies entre áreas de concentración

Respecto a la similitud de especies, el análisis de coeficiente de correlación Pearson por subregiones (Figura 5a), presentó a las subregiones Nordeste y Oriente con mayor similitud, con un valor de proximidad del 97,5%. Mientras que las subregiones Valle de Aburrá y Occidente son las de menor similitud a las demás (58% y 78% respectivamente) (Anexo 1). Este mismo análisis por zonas de vida (Figura 5b) presentó un clúster definido entre el bosque muy húmedo Premontano Bajo (bmh-PB) y bosque pluvial Premontano (bp-PM), con un valor de proximidad del 96%. Y a éste se agrega el bmh-MB con un valor de proximidad del 94%. La zona de vida bosque muy húmedo Montano (bmh-M) reveló la menor correlación con las demás zonas de vida (17% de proximidad) (Anexo 2).

Por último, en el análisis de conglomerados entre coberturas vegetales, tres grandes clústeres se formaron con valores de proximidad superiores al 58%, de éstos el primer clúster (de izquierda a derecha) estuvo conformado por aquellas coberturas que son caracterizadas de acuerdo al sistema Corine Land Cover (IDEAM, 2010) como zonas verdes artificializadas no agrícolas. En ésta, las coberturas embalses y cuerpos de agua artificiales (Em/caa) e instalaciones recreativas (Ir) presentaron un valor de proximidad del 100%. A estas coberturas se asociaron las coberturas obras hidráulicas (Oh), vegetación de páramo y subpáramo (Vps) con valores de proximidad del 88% y 64% respectivamente (Figura 5c. Anexo 3).

El segundo clúster estuvo conformado por siete subclústeres que presentaron valores de proximidad superiores al 88%, los cuales correspondieron a las coberturas vegetales bosque natural fragmentado (Bnf) y tierras desnudas o degradadas (Td/d); mosaico de cultivos pastos y espacios naturales (Mcp/en) y, arbustos y matorrales (Arma); pastos enmalezados o enrastrados (Pe/e) y mosaico de cultivos (Mc); Mosaico de pastos y espacios naturales (Mp/en) y, mosaico de pastos y cultivos (Mpc); tejido urbano continuo (Tuc) y pastos limpios (Pl); pastos naturales y sabanas herbáceas (Pn/sh) y, Cultivo de café (Cc); pastos arbolados (Pa) y, mosaico de cultivos y espacios naturales (Mc/en) (Figura 5c. Anexo 3).

El tercer clúster estuvo conformado por las coberturas bosque natural denso (Bnd) y otros cultivos anuales o transitorios (Oca/t), con un valor de proximidad del 70% (Figura 5c. Anexo 3).

Estado de conservación

Finalmente, de las especies reportadas para el departamento, de acuerdo a la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, 2016), la especie de murciélago insectívoro *Saccopteryx antioquiensis* (Emballonuridae) es endémica y se encuentra en la categoría de amenaza “Riesgo de Extinción (EN)”, mientras que las especies *Platyrrhinus chocoensis* y *P. ismaeli* (Phyllostomidae), se reportan bajo la categoría de amenaza “Vulnerable (VU)” y “Casi Amenazado (NT)”, respectivamente. Cinco especies se encuentran en la categoría Datos Deficientes (DD), 64 como Menor Preocupación (LC), y siete especies Sin datos (Tabla 2).



Tabla 2. Diversidad de los murciélagos en el bosque andino del departamento de Antioquia.

Familia	Especie	Subregión	Zona de Vida*	Categoría	Cobertura Vegetal***	Categoría de amenaza (IUCN 2016)
Emballonuridae	<i>Peropteryx keppleri</i>	Oriente	bh-PM, bp-M	I/IVB	Bnf, Pe/e	Sin datos
Emballonuridae	<i>Peropteryx macrotis</i>	Nordeste, Oriente	bmh-MB, bmh-PM	I/IVB	Bnf, Mcp/en	LC
Emballonuridae	<i>Saccopteryx antioquiensis</i>	Oriente	bmh-PM	I/IVB	Mpc	EN
Emballonuridae	<i>Saccopteryx bilineata</i>	Nordeste, Oriente	bmh-PM, bp-PM	I/IVB	Pn/sh, Tuc	LC
Emballonuridae	<i>Saccopteryx canescens</i>	Valle de Aburrá	bh-PM	I/IVB	Tuc	LC
Emballonuridae	<i>Saccopteryx leptura</i>	Oriente	bmh-PM, bmh-PMt	I/IVB	Bnf	LC
Noctilionidae	<i>Noctilio albiventris</i>	Nordeste	bmh-PM	IP	Mcp/en	LC
Mormoopidae	<i>Mormoops megalophylla</i>	Valle de Aburrá	bh-PM	I/IVB	PI	LC
Phyllostomidae	<i>Anoura aequatoris</i>	Nordeste, Oriente, Suroeste, Valle de Aburrá	bh-PM, bmh-MB, bp-PM	N/N	Bnd, Bnf, Tuc	Sin datos
Phyllostomidae	<i>Anoura caudifer</i>	Nordeste, Norte, Oriente, Suroeste, Valle de Aburrá	bh-MB, bh-PM, bmh-M, bmh-MB, bmh-PM, bp-PM	N/N	Bnf, Mp/en, Mcp/en, Oca/t, PI, Pe/e, Pn/sh, Tuc, Vps	LC
Phyllostomidae	<i>Anoura cultrata</i>	Occidente, Suroeste, Valle de Aburrá	bh-PM, bmh-MB, bmh-PM	N/N	Mcp/en, Mpc, Tuc	LC
Phyllostomidae	<i>Anoura fistulata</i>	Suroeste	bmh-PM	N/N	Bnf	DD
Phyllostomidae	<i>Anoura geoffroyi</i>	Norte, Occidente, Oriente, Suroeste, Valle de Aburrá	bh-PM, bmh-M, bmh-MB, bmh-PM, bmh-PMt	N/N	Arma, Bnf, Mcp/en, Mpc, PI, Oca/t, Tuc	LC
Phyllostomidae	<i>Artibeus amplus</i>	Oriente, Suroeste	bh-PM, bmh-PM	F/FN	PI, Bg/ri	LC
Phyllostomidae	<i>Artibeus lituratus</i>	Nordeste, Norte, Occidente, Oriente, Suroeste, Valle de Aburrá	bh-MB, bh-PM, bmh-MB, bmh-PM, bmh-PMt	F/FN	Cc, Mcp/en, Mpc, Pe/e, PI, Tuc	LC
Phyllostomidae	<i>Artibeus planirostris</i>	Nordeste, Norte, Oriente, Suroeste, Valle de Aburrá	bh-PM, bmh-PM, bmh-PMt, bp-PM	F/FN	Arma, Mcp/en, Pn/sh, PI, Bg/ri, Bnf	LC
Phyllostomidae	<i>Carollia brevicauda</i>	Nordeste, Norte, Occidente, Oriente, Suroeste, Valle de Aburrá	bh-MB, bh-PM, bmh-MB, bmh-PM, bp-PM	F/FS	Em/caa, Ir, Tuc, Bnf, PI, Cc, Arma, Pe/e, Pn/sh,	LC
Phyllostomidae	<i>Carollia castanea</i>	Nordeste, Norte, Occidente, Oriente, Suroeste	bmh-PM, bmh-PMt, bp-PM	F/FS	Arma, Mcp/en, Bnf, Em/caa, PI, Tuc	LC
Phyllostomidae	<i>Carollia perspicillata</i>	Nordeste, Norte, Occidente, Oriente, Suroeste, Valle de Aburrá	bh-PM, bmh-MB, bmh-PM, bmh-PMt	F/FS	Arma, Bnf, Cc, Em/caa, Ir, Mcp/en, Pn/sh, PI, Pe/e, Oh, Tuc	LC
Phyllostomidae	<i>Chiroderma salvini</i>	Nordeste, Suroeste	bmh-PM	F/FN	Arma, Bnf, Mcp/en	LC
Phyllostomidae	<i>Chiroderma trinitatum</i>	Oriente	bmh-PMt, bp-PM	F/FN	Bnf	LC
Phyllostomidae	<i>Chiroderma villosum</i>	Occidente, Oriente	bmh-PM	F/FN	Pn/sh, Tuc	LC
Phyllostomidae	<i>Choeronycteris godmani</i>	Suroeste	bh-PM	N/N	Mcp/en	LC
Phyllostomidae	<i>Dermanura bogotensis</i>	Nordeste, Norte, Occidente, Oriente, Suroeste, Valle de Aburrá	bh-MB, bh-PM, bmh-MB, bmh-PM, bp-M	F/FN	Arma, Bp, Mc, Mp/en, Mpc, Pa, Pe/e, PI, Pn/sh, Tuc	Sin datos
Phyllostomidae	<i>Dermanura glauca</i>	Occidente, Valle de Aburrá	bmh-PM	F/FN	Tuc	LC
Phyllostomidae	<i>Dermanura phaeotis</i>	Nordeste, Norte, Oriente	bmh-PM, bmh-PMt, bp-PM	F/FN	Arma, Bnf, Mc/en, Mcp/en, PI	LC
Phyllostomidae	<i>Dermanura rava</i>	Nordeste, Norte, Oriente, Suroeste, Valle de Aburrá	bh-PM, bmh-MB, bmh-PM	F/FN	Arma, Bg/ri, Bnf, Cc, Mc/en, Mcp/en, PI, Tuc	Sin datos



Familia	Especie	Subregión	Zona de Vida*	Categoría	Cobertura Vegetal***	Categoría de amenaza (IUCN 2016)
Phyllostomidae	<i>Desmodus rotundus</i>	Nordeste, Norte, Occidente, Oriente, Valle de Aburrá	bh-PM, , bmh-MB, bmh-PM, bmh-PMt, bp-PM	H	Arma, Bnf, Mcp/en, Pe/e, Tuc	LC
Phyllostomidae	<i>Enchisthenes hartii</i>	Nordeste, Norte, Occidente, Oriente, Suroeste, Valle de Aburrá	bh-PM , bmh-MB, bmh-PM	F/FN	Arma, Bnd, Bnf, Mcp/en, Mpc, Pa, PI, Tuc	LC
Phyllostomidae	<i>Glossophaga commissarisi</i>	Valle de Aburrá	bh-PM	N/N	Tuc	LC
Phyllostomidae	<i>Glossophaga soricina</i>	Occidente, Oriente, Suroeste, Valle de Aburrá	bh-PM, bmh-PM, bmh-PMt, bp-PM	N/N	Bg/ri, Mc, Pe/e, PI, Tuc	LC
Phyllostomidae	<i>Hsuycteris thomasi</i>	Norte, Valle de Aburrá	bh-PM	N/N	Tuc	Sin datos
Phyllostomidae	<i>Lionycteris spurrelli</i>	Oriente, Valle de Aburrá	bh-PM, bmh-PM	N/N	PI	LC
Phyllostomidae	<i>Lonchophylla robusta</i>	Nordeste, Occidente, Oriente	bmh-PM, bmh-PMt	N/N	Mcp/en, Pe/e, PI, Tuc	LC
Phyllostomidae	<i>Lonchorhina aurita</i>	Norte, Oriente	bmh-PMt	I/IF	Bnf	LC
Phyllostomidae	<i>Micronycteris megalotis</i>	Nordeste, Norte, Occidente, Oriente, Suroeste	bmh-M, bmh-MB, bmh-PM, bmh-PMt	I/IF	Bg/ri, Bnf, Mcp/en, PI,	LC
Phyllostomidae	<i>Phylloderma stenops</i>	Suroeste	bmh-PM	I/IF	PI	LC
Phyllostomidae	<i>Phyllostomus discolor</i>	Suroeste, Valle de Aburrá	bh-PM, bmh-PM	O	Bnf, Cc, PI, Tuc	LC
Phyllostomidae	<i>Phyllostomus hastatus</i>	Oriente , Suroeste	bh-PM, bp-M	O	Bnf, Cc, Pn/sh	LC
Phyllostomidae	<i>Platyrrhinus albericoi</i>	Nordeste, Occidente, Oriente, Valle de Aburrá	bh-PM, bmh-MB, bmh-PM, bp-PM	F/FN	Arma, Bnf, Tuc	LC
Phyllostomidae	<i>Platyrrhinus chocoensis</i>	Occidente	bmh-PM	F/FN	Bnf	VU
Phyllostomidae	<i>Platyrrhinus dorsalis</i>	Nordeste, Norte, Occidente, Oriente, Suroeste, Valle de Aburrá	bh-MB, bh-PM, bmh-PM, bmh-PMt, bp-M bp-PM	F/FN	Arma, Bnf, Cc, Mc/en, Mpc, PI, Tuc	LC
Phyllostomidae	<i>Platyrrhinus helleri</i>	Nordeste, Norte, Oriente, Suroeste	bh-PM, bmh-MB, bmh-PM, bmh-PMt	F/FN	Arma, Bnf, Bp, Cc, Mcp/en, Oh, Pe/e, Td/d, Tuc	LC
Phyllostomidae	<i>Platyrrhinus ismaeli</i>	Occidente, Oriente, Suroeste, Valle de Aburrá	bh-PM, bmh-MB, bmh-PM	F/FN	Arma, Bnf, Bp, Mc/en, Tuc	NT
Phyllostomidae	<i>Platyrrhinus nigellus</i>	Oriente	bp-M	F/FN	Mp/en	LC
Phyllostomidae	<i>Platyrrhinus umbratus</i>	Occidente, Suroeste	bh-PM, bmh-MB, bmh-PM	F/FN	Arma, Mc/en	DD
Phyllostomidae	<i>Sturnira aratathomasi</i>	Valle de Aburrá	bmh-PM	F/FS	Mpc	LC
Phyllostomidae	<i>Sturnira bidens</i>	Norte, Occidente, Oriente, Valle de Aburrá	bmh-MB, bmh-PM	F/FS	Arma, Mcp/en, Mpc, PI	LC
Phyllostomidae	<i>Sturnira bogotensis</i>	Norte, Oriente, Valle de Aburrá	bh-MB, bmh-PM	F/FS	Bp, Mc, Tuc	LC
Phyllostomidae	<i>Sturnira erythromos</i>	Nordeste, Norte, Occidente, Oriente, Suroeste, Valle de Aburrá	bh-MB, bh-PM, bmh-M, bmh-PM, bp-M	F/FS	Bnf, Bp, Cc, Mcp/en, Mpc, Pe/e, Tuc, Vps	LC
Phyllostomidae	<i>Sturnira koopmanhilli</i>	Nordeste	bmh-PM	F/FS	Bnf	DD
Phyllostomidae	<i>Sturnira ludovici</i>	Nordeste, Norte, Occidente, Oriente, Valle de Aburrá	bh-PM, bmh-M, bmh-MB, bmh-PM	F/FS	Arma, Bnf, Mcp/en, Mp/en, Td/d, Tuc, Vps	LC
Phyllostomidae	<i>Sturnira parvidens</i>	Nordeste, Norte, Oriente, Suroeste, Valle de Aburrá	bh-MB, bh-PM, bmh-PM, bmh-PMt, bp-PM	F/FS	Arma, Bnf, Em/caa, Fr-p, Mc/en, Mcp/en, Mp/en, Mpc, Oh, Pe/e, PI, Pn/sh, Tuc	DD
Phyllostomidae	<i>Trinycteris nicefori</i>	Norte	bmh-PMt	I/IF	Bnf	LC
Phyllostomidae	<i>Uroderma convexum</i>	Nordeste, Norte, Suroeste	bmh-PM, bp-PM	F/FN	Bg/ri, Td/d, Tuc	Sin datos
Phyllostomidae	<i>Vampyressa thuyone</i>	Nordeste, Norte, Oriente	bmh-MB, bmh-PM, bp-PM, bmh-PMt	F/FN	Arma, Bnf, Td/d, Tuc	LC
Thyropteridae	<i>Thyroptera tricolor</i>	Nordeste, Norte	bh-PM	I/IVB	Bnf	LC
Vespertilionidae	<i>Eptesicus andinus</i>	Oriente, Suroeste	bh-PM, bmh-MB	I/IVB	Bnd, Cc	LC
Vespertilionidae	<i>Eptesicus brasiliensis</i>	Nordeste, Oriente, Suroeste	bmh-PM, bp-PM	I/IVB	Bnf	LC
Vespertilionidae	<i>Eptesicus furalis</i>	Suroeste, Valle de Aburrá	bh-PM, bmh-PM	I/IVB	Bg/ri, Tuc	LC
Vespertilionidae	<i>Eptesicus fuscus</i>	Norte, Valle de Aburrá	bh-PM, bmh-M, bmh-PM	I/IVB	Mpc, PI, Tuc, Vps	LC



Familia	Especie	Subregión	Zona de Vida*	Categoría	Cobertura Vegetal***	Categoría de amenaza (IUCN 2016)
Vespertilionidae	<i>Histiotus humboldti</i>	Suroeste	bmh-MB	I/IVB	Bnf	DD
Vespertilionidae	<i>Histiotus montanus</i>	Oriente, Valle de Aburrá	bh-PM, bmh-MB	I/IVB	Tuc	LC
Vespertilionidae	<i>Lasiurus blossevillii</i>	Norte, Oriente	bmh-MB	I/IVB	Bnd	LC
Vespertilionidae	<i>Myotis albescens</i>	Norte, Oriente, Valle de Aburrá	bh-PM, bmh-PM, bmh-PMt, bp-PM	I/IVB	Bnf, Mcp/en, Tuc	LC
Vespertilionidae	<i>Myotis keaysi</i>	Norte, Nordeste, Oriente, Valle de Aburrá	bh-MB	I/IVB	Mp/en, Oca/t, PI	LC
Vespertilionidae	<i>Myotis nigricans</i>	Nordeste, Oriente, Suroeste, Valle de Aburrá	bh-PM, bmh-MB, bmh-PM	I/IVB	Bg/ri, Bnf, Bp	LC
Vespertilionidae	<i>Myotis oxyotus</i>	Nordeste, Oriente	bmh-MB	I/IVB	Arma, Bp, Pe/e	LC
Vespertilionidae	<i>Myotis riparius</i>	Nordeste, Norte, Oriente, Valle de Aburrá	bh-PM, bmh-MB, bmh-PM	I/IVB	Bnf, Mc, Oca/t, PI, Td/d	LC
Vespertilionidae	<i>Rhogeessa io</i>	Nordeste, Oriente, Suroeste, Valle de Aburrá	bh-PM, bmh-PM, bmh-PMt	I/IVB	Cc, Mpc, Td/d	LC
Molossidae	<i>Cynomops greenhalli</i>	Valle de Aburrá	bh-PM	I/IVA	PI	LC
Molossidae	<i>Eumops auripendulus</i>	Valle de Aburrá	bh-PM	I/IVA	Tuc	LC
Molossidae	<i>Eumops glaucinus</i>	Valle de Aburrá	bh-PM	I/IVA	Tuc	LC
Molossidae	<i>Molossus bondae</i>	Norte, Occidente, Oriente, Suroeste, Valle de Aburrá	bh-PM, bmh-MB, bmh-PM, bp-PM	I/IVA	Bg/ri, Fr-p, Mc/en, Mcp/en, Pa, PI, Tuc	Sin datos
Molossidae	<i>Molossus molossus</i>	Nordeste, Norte, Occidente, Oriente, Suroeste, Valle de Aburrá	bh-PM, bmh-MB, bmh-PM, bmh-PMt, bp-PM	I/IVA	Arma, Bg/ri, Bnf, Bp, Cc, Mc/en, Mcp/en, Mpc, PI, Tuc	LC
Molossidae	<i>Molossus rufus</i>	Nordeste	bmh-PM	I/IVA	Bnf	LC
Molossidae	<i>Nyctinomops laticaudatus</i>	Valle de Aburrá	bh-PM	I/IVA	Tuc	LC
Molossidae	<i>Nyctinomops macrotis</i>	Valle de Aburrá	bh-PM	I/IVA	Tuc	LC
Molossidae	<i>Tadarida brasiliensis</i>	Occidente	bh-PM	I/IVA	Mcp/en	LC

*Zona de Vida: bosque húmedo Montano Bajo (bh-MB), bosque muy húmedo Premontano transición cálida (bmh-PMt), bosque pluvial Montano (bp-M), bosque húmedo Premontano (bh-PM), bosque muy húmedo Premontano (bmh-PM), bosque muy húmedo Montano Bajo (bmh-MB), bosque muy húmedo Montano (bmh-M).

** Gremio/Categoría Trófica: I=Insectívoro. IVA= Insectívoro de Vuelo Alto. IVB= Insectívoro de Vuelo Bajo. IF= Insectívoro de Follaje- IP= Insectívoro Piscívoro. H=Hematófago. N= Nectarívoro. F= Frugívoro. FN= Frugívoro Nómada. FS= Frugívoro Sedentario. O= Omnívoro. EN= Peligro de Extinción. DD= Datos Deficientes. LC= Menor Preocupación. VU= Vulnerable.

*** Cobertura Vegetal: Arbustos y matorrales (Arma), Bosque de galería y/o ripario (Bg/ri), Bosque natural denso (Bnd), Bosque natural fragmentado (Bnf), Bosque plantado (Bp), Cultivo de café (Cc), Embalses y cuerpos de agua artificiales (Em/caa), Fincas de recreo – parcelaciones (Fr-p), Instalaciones recreativas (Ir), Mosaico de cultivos (Mc), Mosaico de cultivos pastos y espacios naturales (Mcp/en), Mosaico de cultivos y espacios naturales (Mc/en), Mosaico de pastos y cultivos (Mpc), Mosaico de pastos y espacios naturales (Mp/en), Obras hidráulicas (Oh), Otros cultivos anuales o transitorios (Oca/t), Pastos arbolados (Pa), Pastos enmalezados o enastrojados (Pe/e), Pastos limpios (PI), Pastos naturales y sabanas herbáceas (Pn/sh), Tejido urbano continuo (Tuc), Tierras desnudas o degradadas (Td/d), Vegetación de páramo y subpáramo (Vps).

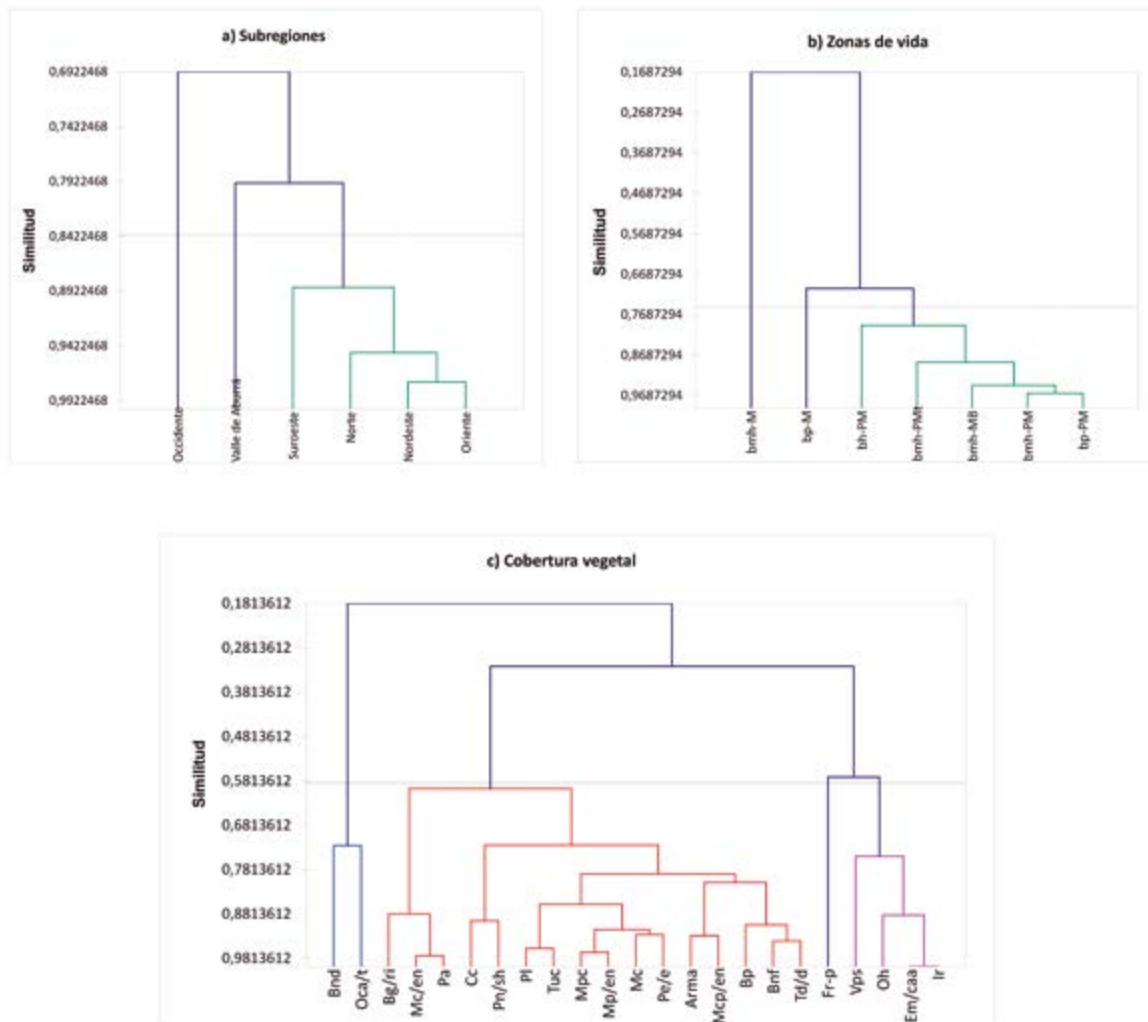


Figura 5. Dendrogramas de similitud en la composición de especies: a) entre subregiones, b) entre zonas de vida, y c) entre coberturas del bosque andino (>1.000 msnm) del departamento de Antioquia (ver Tabla 2 para la descripción de las abreviaturas).

Discusión

De las nueve familias de murciélagos que se encuentran en Colombia, siete fueron registradas en el Bosque Andino de Antioquia; de acuerdo a Patterson et al. (1996). Las familias Noctilionidae, Thyropteridae, Mormoopidae y Phyllostomidae son endémicas del Neotrópico, mientras que Emballonuridae es Pantropical, Molossidae se encuentra en todos los continentes y Vespertilionidae es cosmopolita.

Respecto al patrón de distribución de las especies de murciélagos antioqueños en el gradiente altitudinal, se evidencia una reducción de especies a lo largo de la vertical como lo han descrito



autores como Graham (1983), Fleming (1986) y Soriano (2000). Existen múltiples explicaciones para el fenómeno, entre las que se destacan: la pérdida de productividad de los ecosistemas y el descenso en la temperatura con la altura; limitando la presencia de las especies no adaptadas a las condiciones de las montañas (Soriano 2000; Willig et al., 2003). Sin embargo, en el análisis por familias se encontró que los vespertilionidos aumentaron ligeramente su riqueza entre los 1.000 y los 2.000 msnm. Es posible que la reducción del tamaño de estas especies y su adaptación ecológica (hábitos insectívoros) y fisiológica a este tipo de ambientes, en donde incluso algunas de sus especies pueden entrar en sopor, ha beneficiado su distribución en los ecosistemas de montaña y otras latitudes, contrario a lo que sucedió con la familia Emballonuridae, un taxon que agrupa especies con bajas tasas metabólicas, las cuales no pueden tolerar las temperaturas por debajo de los 15°C, ni pueden usar el sopor, por lo tanto se restringen a zonas bajas (Soriano 2000; Bonaccorso et al., 1992).

Para el caso de los Phyllostomidae, la alta riqueza de especies de esta familia en el bosque andino puede estar dada por el hecho de ser la más abundante del Neotrópico (Ospina-Ante y Gómez, 1999), resultado que ya había sido encontrado en otros estudios similares (Bejarano-Bonilla et. Al., 2007). Éstos se encontraron en mayor concentración en la subregión Oriente, la cual se ha caracterizado por su alta intervención antrópica por la creación de embalses para el abastecimiento de agua en el departamento (p.e. Central Hidroeléctrica Jaguas, vereda El Cerro, Compuertas-El Eden), lo que ha requerido de múltiples estudios de impacto ambiental, como monitoreos que permitan el otorgamiento de licencias ambientales. Por lo anterior, se hipotetiza que los diferentes estudios de consultoría realizados en esta zona han permitido un esfuerzo de muestreo mayor que las otras subregiones.



Para el caso del Valle de Aburrá, subregión que también concentró un gran número de especies, se hipotetiza que se gracias al trabajo de recolección de especies que realizaron los Hermanos de La Salle en este territorio durante el siglo XX, en el período 1910-1995. Los Hermanos (Nicéforo María, Daniel de la Inmaculada y Marco Antonio Serna) consideraron este territorio un lugar apto para realizar trabajos de campo con sus estudiantes a modo de prácticas académicas en las ciencias naturales (Hno. Nicéforo, 1924), lo que auspició un escenario clave para enriquecer la colección mastozoológica del museo que custodiaban. A partir de la década de los 80's hasta inicios del nuevo siglo, los estudios de campo emprendidos por la Universidad de Antioquia, a cargo del docente-mastozoólogo Javier Muñoz Arango, profesional dedicado al estudio de los murciélagos, permitieron obtener ejemplares representativos de diferentes familias, a diferentes alturas y en diferentes localidades del Valle (Cuartas-Calle y Muñoz-Arango, 2003).

En cuanto a la distribución de las especies, a partir de la comprensión del carácter funcional por gremios tróficos, en general, los gremios tróficos estuvieron mejor representados en las tierras bajas, en términos de riqueza de especies, pero sus proporciones cambiaron a medida que aumentó la elevación. Solo seis de los nueve gremios están presentes a partir de los 3.000 msnm, siendo los hematófagos, insectívoros de vuelo alto y los insectívoros piscívoros, los que alcanzan su límite superior a esta elevación. Patterson et al. (1996) encontró un comportamiento similar en la comunidad de murciélagos estudiada en la Reserva de Biosfera del Manu, al Sur Oriente de Perú, a excepción de la especie hematófaga, la cual en su estudio fue reportada hasta los 3.050 msnm.

Para el caso de los nectarívoros (N), los resultados se acercan a la hipótesis fisiológica de estas especies, la cual plantea que éstos tienen menores restricciones fisiológicas al presentar tasas metabólicas altas (Soriano, 2000); además que algunas de las especies encontradas pertenecientes a este gremio (*Anoura caudifer*, *A. geoffoyi* y *Glossophaga soricina*) no son nectarívoras estrictas, incluyen en su dieta insectos y frutos (Graham, 1983). Por lo anterior se infiere que, en el presente estudio, este gremio se concentró en las subregiones de rango altitudinal de 1.500 a 2.000 msnm, atribuible a oferta alimenticia en la zona. Comportamiento que también fue observado por Araujo-Reyes y Machado (2016) en un estudio que, realizado en el Monumento Natural Pico Codazzi, Venezuela. Sin embargo, para este caso, es necesario realizar estudios dirigidos a comprender el por qué de este comportamiento del gremio nectarívoro para probar la anterior hipótesis.

En el caso de los frugívoros, éstos requieren de los bosques para su alimentación. En el patrón de distribución altitudinal los frugívoros nómadas (FN) tuvieron una mayor diversidad alrededor de los 1.000 y 1.500 msnm, seguido de los frugívoros sedentarios (FS), lo cual se atribuye a la variedad de coberturas vegetales boscosas (bosque de galería, bosque natural fragmentado, bosque plantado) encontradas en este rango, las cuales podrían tener una oferta alimenticia para las especies que conforman estos gremios. La diversidad de especies de los géneros *Sturnira* y *Carollia* puede ser un indicador de la hipótesis anterior, dada su condición de generalistas (Flemming y Heithaus, 1986; Pedro y Taddei, 1997; Soriano et al., 1999; Medellín et al., 2000 y Soriano, 2000); sin embargo, se requieren estudios específicos que permitan corroborar esta hipótesis.

En relación al análisis de conglomerados de especies, por gremios tróficos, los resultados revelaron que hay similitud entre subregiones, zonas de vida y coberturas vegetales que tienen mayor intervención antrópica. Para el caso de las diferentes subregiones de Antioquia, éstas tienen grandes problemáticas ambientales, sociales y de ilegalidad relacionadas con la minería (Villa y Franco, 2013). Es el Nordeste la subregión más afectada por causa de la explotación aurífera. El Oriente antioqueño y el Valle de Aburrá, de acuerdo a un informe de la Contraloría General de la República (2016), reporta alertas tempranas desde el año 2015 por deforestación por causa de la explotación de materiales para la construcción, provocando pérdidas en la calidad ambiental. Y en la subregión Suroeste los municipios de Amagá, Angelópolis, Fredonia, Sonsón, Titiribí y Venecia han concentrado actividad minera no solo en extracción de oro, sino también de carbón; donde Amagá es un municipio que por su suelo también es explotado en materiales para la construcción como arcilla, arena y gravas (Villa y Franco, 2013). En esta subregión se registró la especie *Platyrhinus chocoensis* que se encuentra en la categoría de “Amenaza Vulnerable” (VU) según la Lista Roja de Especies Amenazadas (IUCN, 2016).

De acuerdo a Álvarez y Cogollo (2011), en Antioquia la mayor diversidad de los grupos mamíferos, aves y plantas, se encuentra hacia el Norte y Noreste del departamento. Si bien el trabajo por parte de estos autores no fue específico al grupo Chiroptera, se considera que es información valiosa susceptible de ser comparada con estos resultados, debido a que en este estudio las subregiones Nordeste y Oriente fueron las más similares en cuanto a los gremios tróficos; y las subregiones Oriente y Valle de Aburrá fueron las que presentaron la





mayor riqueza de especies de murciélagos en el Bosque Andino, seguido de la subregión Nordeste. Así mismo, la especie insectívora *S. antioquiensis* es endémica de la subregión Oriente y algunas especies solo se han registrado en las coberturas boscosas de esta subregión (como *Peropteryx kepleri*, *Saccopteryx leptura*, *Artibeus obscurus*, *Chiroderma trinitatum* y *Platyrrhinus nigellus*).

De acuerdo a Hernández-Camacho et al. (1992), el Bosque Andino antioqueño presenta una considerable diferenciación de endemismos a nivel de especies; así el presente estudio suma a esta particularidad, la especie endémica *Saccopteryx antioquiensis* (Muñoz y Cuartas, 2001), insectívora, la cual fue reportada para la subregión Oriente de la parte andina del departamento, municipio de Sonsón, en la zona de vida bosque muy húmedo Premontano (bmh-PM) a una altura de 1.200 msnm. Este resultado llama la atención, debido a la afectación en el ambiente que tiene esta subregión; por lo que es necesario un estudio que permita conocer el estado de la población de la especie en dicha zona y establecer un plan de manejo que la proteja.

Finalmente, si se tiene en cuenta lo reportado por Castro-Luna (2007), algunas especies de murciélagos presentan mayor tolerancia a las modificaciones del paisaje, lo cual está relacionado a su capacidad de vuelo y a su habilidad de cruzar áreas abiertas, alcanzando diferentes fragmentos de bosque o tipos de vegetación. En este estudio 12 especies de la familia Phyllostomidae (*Anoura caudifer*, *A. geoffroyi*, *Carollia brevicauda*, *C. castanea*, *C. perspicillata*, *Dermanura bogotensis*, *D. rava*, *Enchisthenes hartii*, *Platyrrhinus helleri*, *Sturnira erythromos*, *S. ludovici* y *S. parvidens*) estuvieron presentes en diferentes coberturas con alto grado de intervención antrópica; al igual que



12 especies de la familia Vespertilionidae (*Eptesicus andinus*, *E. brasiliensis*, *E. furinalis*, *E. fuscus*, *Histiotus humboldti*, *H. montanus*, *Myotis albescens*, *M. keaysi*, *M. nigricans*, *M. oxyotus*, *M. riparius* y *Rhogeessa io*). Algunos estudios han indicado que los filostómidos son útiles como indicadores de disturbio (Fenton et al., 1992; Medellín et al., 2000); a partir de estos resultados se podría corroborar dicha hipótesis en el Bosque Andino antioqueño. Sin embargo, es necesario realizar un estudio que permita obtener información sobre la abundancia relativa de especies que se encuentren en localidades con coberturas vegetales en menor grado de intervención. Dado que una sola localidad, al oriente de Antioquia, presentó cobertura Bosque natural denso (2.781 msnm), las demás localidades reportadas presentaron configuraciones intervenidas a causa del efecto antrópico.

En este estudio se encontró que las especies *Artibeus amplus*, *A. planirostris*, *Carollia castanea*, *Glossophaga soricina*, *Lionycteris spurrelli*, *Lasiurus blossevillii*, *Phyllostomus hastatus* y *Vampyressa thyone*, se ubican en nuevos límites de elevación a los reportados en el Bosque Andino antioqueño por Cuartas-Calle y Muñoz-Arango (2003), Muñoz (2013), y Solari et al. (2013).

Las especies *Platyrrhinus helleri*, *Platyrrhinus ismaeli* y *Platyrrhinus nigellus*, no habían sido reportadas por Solari et al. (2013) para los Andes en Antioquia. Otras especies, como *Pteronotus parnellii*, *Chrotopterus auritus*, *Micronycteris minuta*, *M. schmidtorum*, *Trachops cirrhosus*, *Vampyrum spectrum*, *Anoura peruana*, *Glossophaga longirostris*, *Platyrrhinus angustirostris*, *P.vittatus*, *Sturnira luisi*, *Vampyressa nymphaea*, *Eptesicus chiriquinus*, *Lasiurus ega*, *Molossus pretiosus*, *M. sinaloae*, y *Promops centralis* podrían estar en

Algunas especies de murciélagos presentan mayor tolerancia a las modificaciones del paisaje, lo cual está relacionado a su capacidad de vuelo y a su habilidad de cruzar áreas abiertas, alcanzando diferentes fragmentos de bosque o tipos de vegetación.

las montañas antioqueñas debido a su distribución geográfica y lo sugerido por otros autores. Sin embargo, hasta la fecha no existen especímenes que confirmen su presencia en el Bosque Andino del departamento, es posible que la falta de información de estas especies sea resultado de los pocos estudios realizados en las zonas.

De otro lado, de acuerdo a Corantioquia (2013), 16 zonas de vida se presentan en el departamento y de éstas 12 conforman los Bosques Andinos del territorio antioqueño. En el presente estudio solo ocho zonas de vida presentaron registros de murciélagos a partir de la información revisada, por lo que es necesario continuar con estudios sistemáticos de los murciélagos del Bosque Andino antioqueño que permitan llenar estos vacíos de información. La rápida transformación del paisaje en este bosque puede ocasionar cambios en los ensamblajes de estos organismos. De acuerdo con Castro-Luna (2007), si bien algunas especies podrían verse beneficiadas por un cierto grado de perturbación, otras podrían disminuir considerablemente. Una documentación adecuada de los patrones de diversidad



y abundancia a escala geográfica y ecológica permitiría un seguimiento preciso de estos cambios y la toma de medidas adecuadas para proteger este importante componente de la diversidad del departamento.

Agradecimientos

A Sebastián González-Caro y Estela Quintero-Vallejo del Jardín Botánico de Medellín Joaquín Antonio Uribe, por el apoyo en la georreferenciación de registros del Instituto Tecnológico Metropolitano (ITM) y compartir información de Antioquia para los análisis, respectivamente. A Corantioquia por facilitarnos información. A Andrés Torres Cañas y Andrés Arias-Alzate por facilitarnos información para el análisis espacial.

Referencias

- Alberico, M., Cadena, A., Hernández-Camacho, J., Muñoz-Saba, Y. (2000). Mamíferos (Synapsida: Theria) de Colombia. *Biota Colombiana*, 1(1), p. 43 - 75.
- Álvarez, E., Cogollo, A. (2011). ¿Qué tanta biodiversidad se conserva en el Sistema de Áreas Protegidas de Antioquia? *Revista Ambiental Eolo*, p. 1-7.
- Arango, A. M. (2003). Investigación de variables ambientales y diversidad de quirópteros en el noroccidente colombiano. Informe Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia, Corantioquia. Medellín: Corantioquia.
- Arango, A. M. (2004). Distribución espacial de la diversidad de murciélagos y su relación con el SIRAP en la jurisdicción de Corantioquia. Informe Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia, Corantioquia. Medellín: Corantioquia.
- Arias-Coyotl, E., Stoner, K., Casas, A. (2006). Effectiveness of bats as pollinators of *Stenocereus stellatus* (Cactaceae) in wild, managed in situ, and cultivated populations in La Mixteca Baja, Central Mexico. *American Journal of Botany*, 93(11), p. 75-83.
- Araujo-Reyes, D., Machado, M. (2016). Comunidades de murciélagos (Mammalia: Chiroptera) del Monumento Natural Pico Codazzi, Cordillera de la Costa Central, Venezuela. *Memoria de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales*, 73(179-180), p. 35-53.
- Bejarano-Bonilla, D. A., Yate-Rivas, A., Bernal-Bautista, M. H. (2007). Diversidad y distribución de la fauna quiroptera en un transecto altitudinal en el departamento de Tolima, Colombia. *Caldasia*, 29(2), p. 297-308.
- Bonaccorso, F. J. (1979). Foraging and reproductive ecology in a community of bats in Panama. Dissertation for the degree of Doctor of Philosophy. University of Florida. p. 130.
- Bonaccorso, F. J., Arends, A., Genoud, M., Cantoni, D., Morton, T. (1992). Thermal ecology of moustached and ghost-faced bats (Mormoopidae) in Venezuela. *Journal of Mammalogy*, (73), p. 365 - 378.
- Castro-Luna, A. A. (2007). Cambios en los ensamblajes de murciélagos en un paisaje modificado por actividades humanas en el trópico húmedo de México. Tesis de doctorado en ecología y manejo de recursos naturales. Instituto de Ecología de Xalapa. Xalapa, Veracruz, 119 pp.
- Ceballos, G., Arroyo - Cabrales, J. (2012). Lista actualizada de los mamíferos de México 2012. *Revista Mexicana de Mastozoología Nueva Época*, 2(1), p. 27 - 80.
- Cleveland, C. J., Betke, M., Federico, P., Frank, J. D., Hallam, T. G., Horn, J., López, J.D., McCracken, G.F., Medellín, R.A., Moreno-Valdez, A., Sansone, C.C., Westbrook, J.K., Kunz T.H. (2006). Economic value of the pest control service provided by Brazilian free-tailed bats in south-central Texas. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4(5), p. 238-243.
- Contraloría General de la Nación. (2016). Informe sobre el estado de los recursos naturales y del ambiente 2015-2016. República de Colombia., p. 252.
- Corantioquia. (2013). Determinación de las unidades agrícolas familiares por zonas relativamente homogéneas (UAF) para el departamento de Antioquia. Informe final. Convenio Interadministrativo No.00651 (INCODER) y No. 833 (Corantioquia). Medellín, p. 199.
- Cuartas-Calle, C.A. (2004). Compendio de mamíferos existentes en la jurisdicción de Corantioquia. Informe Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia, Corantioquia. Medellín: Corantioquia.
- Cuartas-Calle, C.A., Muñoz-Arango, J. (2003). Lista de los mamíferos (Mammalia: Theria) del departamento de Antioquia, Colombia. *Biota Colombiana*, 4(1), p. 65-78
- Denzinger, A., Schnitzler, H-U. (2013). Bat guilds, a concept to classify the highly diverse foraging and echolocation behaviors of microchiropteran bats. *Frontiers in Physiology* (4), p. 164. DOI: 10.3389/fphys.2013.00164.
- Espinal, L.S. (1985). Geografía ecológica del departamento de Antioquia (zonas de vida (formaciones vegetales) del departamento de Antioquia. *Revista Facultad Nacional de Agronomía*, 38(1), p. 5-106.
- Estrada-Villegas, S., Pérez-Torres, J., Stevenson, P. (2007). Dispersión de semillas por murciélagos en un borde de bosque montano. *Sociedad*



- Venezolana de Ecología, *Ecotropicos*, 20(1), p. 1-14.
- Fenton, M.B., Acharya, L.D., Audet, D., Hickey, M. B. C., Merriman, C., Obrist, M.K., Syme, D.M., Adkins, B. (1992). Phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the neotropic. *Biotropica*, 24, p. 440-446.
- Fleming, T. H. (1986). The structure of Neotropical bat communities a preliminary analysis. *Revista Chilena de Historia Natural*, 59, p. 135-150.
- Flemming, T. H., Heithaus, E. R. (1986). Seasonal foraging behavior of the frugivorous bat *Carollia perspicillata*. *Journal Mammalogy*, 67, p. 660-671.
- González, H. (2001). Mapa geológico del departamento de Antioquia. Escala 1:400.000. Memoria Explicativa. Informe técnico. Instituto de Investigación e Información geocientífica, minero-ambiental y nuclear – INGEOMINAS – República de Colombia. Ministerio de Minas y Energía, p. 241.
- Graham, G. L. (1983). Changes in bat species diversity along an elevational gradient up the Peruvian Andes. *Journal of Mammalogy*, (64), p. 559 - 571
- Hernández-Camacho, J., Hurtado, A., Ortiz, R., Walschburger, T. (1992). Unidades biogeográficas de Colombia, p. 105-151. En: *La Diversidad Biológica de Iberoamérica* I. G. Halffter, (ed). *Acta Zoológica Mexicana*, Instituto de Ecología, A.C., México, México.
- Hno. Nicéforo María. (1924). Algunos mamíferos nuevos de las regiones de Medellín y Bogotá. *Boletín Sociedad Colombiana de Ciencias Naturales* (74), p. 3-11.
- Kattan, G.H., Franco, P., Rojas, V., Morales, G. (2004). Biological diversification in a complex region: a spatial analysis of faunistic diversity and biogeography of the Andes of Colombia. *Journal of Biogeography*, (31), p. 1829 – 1839
- Kunz, T.H. (1982). Roosting ecology bats. In: Kunz TH, editor. *Ecology bats*. Plenum Publishing Corporation, p. 1-55.
- Luna, A.A. (2010). Cambios en los ensamblajes de murciélagos en un paisaje modificado por actividades humanas en el trópico húmedo de México. Tesis para obtener el grado de doctor en Ecología y Manejo de Recursos Naturales. Instituto de Ecología. Xalapa, Veracruz, México, p. 119.
- Mantilla-Meluk, H., Cadena A., Jiménez-Ortega, A.M. (2014). Historia de la mastozoología en Colombia: Pasado, presente y perspectivas. En J. Ortega, J. L. Martínez, D. G. Tirira (Eds.), *Historia de la mastozoología en Latinoamérica, las Guayanas y el Caribe*, p. 153-174. Quito y México D.F.: Editorial Murciélago Blanco y Asociación Ecuatoriana de Mastozoología.
- Marín-Carvajal, L. A., Vela-Vargas, I. M. (2013). El uso de murciélagos en la evaluación de los efectos de la fragmentación de hábitat y su potencial para realizar estudios de conectividad en paisajes fragmentados. *Boletín Alúna*, 4(2), p. 39-42.
- Medellín, R. A., Equihua, M. Amín, M. A. (2000). Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in neotropical rainforest. *Conservation Biology*, 14, p. 1666-1975.
- Mena, J.L. (2010). Respuestas de los murciélagos a la fragmentación del bosque en Pozuzo, Perú. *Revista Peruana de Biología*, 17(3), p. 277-284.
- Muñoz, J., Cuartas, C. A. (2001). *Saccolaryx antioquiensis* n. sp. (Chiroptera: Emballonuridae) del Noroeste de Colombia. *Actualidades biológicas*, 23(75), p. 53-61.
- Muñoz, J. (2003). Murciélagos de la jurisdicción de Corantioquia. Informe Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia, Corantioquia. Medellín: Corantioquia.
- Ospina-Ante, O., Gómez, L. G. (1999). Riqueza, abundancia relativa y patrones de actividad temporal de la comunidad de murciélagos de la Reserva Natural La Planada, Nariño, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 23(Suplemento especial), p. 659-669.
- Pacheco, V., Cadenilla, R., Salas, E., Tello, C., Zeballos, H. (2009). Diversidad y endemismo de los mamíferos del Perú. *Revista Peruana de Biología* (16), p. 5-32
- Patterson B. D., Pacheco, V., Solari, S. (1996). Distributions of bats along an elevational gradient in the Andes of south-eastern Peru. *Journal of Zoology London* (240), p. 637-658.
- Pedro, W. A., Taddei, V. A. (1997). Taxonomic assemblage of bats from Panga Reserve, southeastern Brazil: abundant patterns and trophic relation in the Phyllostomidae (Chiroptera). *Boletín do Museu de Biología Mello Leitao, Nova Serie, Santa Teresa* (6), p. 3-21.
- Ramírez-Chaves, H. E., Suárez-Castro, A. F. (2014). Adiciones y cambios a la lista de mamíferos de Colombia: 500 especies registradas para el territorio nacional. *Mammalogy Notes*, 2(1), p. 31-34.
- Ramírez-Chaves, H. E., Suárez-Castro, A. F., González-Maya, J. F. (2016). Cambios recientes a la lista de los mamíferos de Colombia. *Mammalogy Notes*, 3(1), p. 1-23.
- Restrepo, J. C., Restrepo, J.J., Isaza, J. A., Arango, A.M., Hurtado, J. (2010). Estado del conocimiento de la fauna silvestre en la jurisdicción de Corantioquia. Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia, Corantioquia. Medellín: Corantioquia, p. 176.
- Rodrigues, M., Passos de Lima, I., Moratelli, R., Tavares, V., Gregorin, R., Perachhi, A. L. (2014). Checklist of Brazilian bats with comments on original records. *Check List*, 10(4), p. 808-821.
- Rodríguez-Mahecha, J. V., Alberico, M., Trujillo, F., Jogenson, J. (2006). Libro Rojo de los Mamíferos de Colombia. Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Conservación Internacional Colombia y Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. Bogotá, Colombia, p. 443.
- Sampedro-Marín, A. C., Martínez-Bravo, C. M., Otero-Fuentes, Y. L., Santos-Espinosa, L. M., Osorio-Ozuna, S., Mercado-Ricardo, A. M. (2008). Presencia del murciélago casero (*Molossus molossus* Pallas, 1776) en la ciudad de Sincelejo, departamento de Sucre, Colombia. *Caldasia*, 30(2), p. 495-503.
- SINA. (2015). Informe del estado del Medio Ambiente y de los Recursos Naturales Renovables 2012, 2013 y 2014. (Versión preliminar) Tomo II: Estado de los Ecosistemas y de los servicios ecosistémicos. Institutos de Investigación SINA. Bogotá, p. 390.
- Smith, A. T., Xie Y. (2013). *Mammals of China*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.
- Solari. S., Muñoz-Saba, Y., Rodríguez-Mahecha, J. V., Defler, T. R., Ramírez-Chaves, H. E., Trujillo, F. (2013). Riqueza, endemismo y conservación



- de los mamíferos de Colombia. *Mastozoología Neotropical*, 20(2), p. 301-365.
- Soriano, P. J. (2000). Functional structure of bat communities in tropical rainforests and andean cloud forests. *Ecotropicos*, 13(1), p. 1-20.
- Soriano, P. J., Díaz de Pascual, A., Ochoa, J., Aguilera, M. (1999). Biogeographic analysis of the mammal communities in the Venezuelan Andes. *Interciencia*, 24(1), p. 17-25.
- Vázquez-Domínguez, G., Galindo-González, J., Flores-Peredo, R. (2011). La fragmentación del paisaje y la pérdida del hábitat, sus efectos sobre comunidades de murciélagos. En: F. G. Lorea-Hernández, V. Hernández, J. E. Morales-Mávil (eds.) *La biodiversidad en Veracruz, estudio del Estado. Volumen II*. México: CONABIO, Gobierno del Estado de Veracruz, Universidad Veracruzana, INECOL, p. 601-609.
- Villa, V., Franco, G. 2013. Diagnóstico minero y económico del departamento de Antioquia. *Boletín Ciencias de la Tierra*, (33), p. 125-134.
- Voss, R. S., Emmons, L. H. (1996). Mammalian diversity on neotropical lowland rain forest: a preliminary assessment. *Bulletin of the American Museum of Natural History* (230), p. 3-115.
- Zurc, D., Zapata, C. (2001). Composición, abundancia, diversidad y riqueza de la comunidad de murciélagos presentes en algunas reservas de Corantioquia. Informe Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia, Corantioquia. Medellín: Corantioquia, p. 51.







Felinos en los **ecosistemas andinos** de Antioquia

Sebastián Botero-Cañola^{1,2}; Juan David Sánchez^{1,3}; Andres Arias-Alzate, Estefania Salazar¹; Sergio Solari¹

¹ Grupo Mastozoología Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia; ² H.W. Manter Laboratory of Parasitology, Nebraska, EEUU; ³ Universidad CES, Medellín, Colombia



Los felinos tienen también el potencial de jugar un papel importante en las estrategias de conservación de la biodiversidad a diferentes escalas debido a sus amplios requerimientos de hábitat y presas.

Introducción

Los carnívoros (orden Carnivora) cumplen un papel importante en los ecosistemas que habitan al influenciar las dinámicas poblaciones y el comportamiento, entre otros aspectos de la biología de sus presas (Malhi et al., 2016). Esto a su vez, afecta las interacciones de sus presas con otras especies y genera un efecto de cascada que influye comunidades enteras, en algunos casos con efectos significativos sobre la biodiversidad, productividad y otros servicios ecosistémicos (Roemer et al., 2009; Ripple et al., 2014). Dentro de los carnívoros, los felinos pueden cumplir un rol particularmente importante debido a sus hábitos alimenticios y ser una especie hipercarnívora, es decir, que se alimentan casi exclusivamente de otros vertebrados y que son depredadores tope en comunidades tropicales y subtropicales (Sunquist y Sunquist, 2002). Los felinos pueden ser utilizados como especies indicadoras o especies sombrilla porque pueden guiar la planeación del territorio, el establecimiento de áreas protegidas y la toma de decisiones en conservación a diferentes escalas (Carroll et al., 2014; Di Minin et al., 2016).

Pese a lo anterior, la situación de conservación de los felinos es preocupante, con un 44% de las especies de esta familia amenazadas a nivel mundial (Schipper et al., 2008) y algunas otras presentando extinciones regionales en grandes áreas de su distribución histórica (e.g. Puma-*Puma concolor*; Hornocker y Negri, 2010). Son diversas las causas de estas tendencias, pero incluyen principalmente la pérdida y fragmentación de hábitat, así como la cacería de sus presas y de los mismos felinos (Loveridge et al., 2010). De las siete especies de felinos reportadas en Colombia, dos se encuentran amenazadas a nivel nacional (Rodríguez-Mahecha et al., 2006a). Su importancia ecológica y vulnerabilidad hacen de los felinos especies importantes para la gestión en conservación.



Actualmente, a pesar de la historia de transformación (Etter et al., 2008), los ecosistemas andinos de Antioquia (EAA) cuentan con el privilegio de ser habitados por seis de las siete especies de felinos presentes en Colombia (Solari et al., 2013). Entre estas especies se encuentran los dos felinos más grandes del continente y depredadores tope de los bosques neotropicales, el jaguar (*Panthera onca*) y el puma (*Puma concolor*). Sumado a esto, se encuentran cuatro especies de felinos pequeños y medianos (ocelote-*Leopardus pardalis*, margay- *L. wiedii*, oncilla- *L. tigrinus* y yaguarundi- *Puma yagouaroundi*) lo que da como resultado un ensamble de diversas características ecológicas.

Son diversas las funciones que potencialmente cumplen los felinos en estos bosques. El efecto más conspicuo de estas especies sobre los ecosistemas que habitan es el que ejercen sobre sus presas mediante la depredación. Por ejemplo, se ha identificado la depredación por puma como una de las principales causas de mortalidad en venados (*Odocoileus* sp.) en algunas áreas en Norteamérica (Robinson et al., 2002). Las especies que conforman el ensamble de felinos de los EAA presentan en conjunto una dieta variada que aunque principalmente basada en mamíferos, también puede incluir aves, reptiles y peces (Oliveira et al., 2010), lo que hace probable que tengan un impacto sobre las dinámicas poblacionales de al menos algunas de estas especies.

Sin embargo, varios estudios sugieren que la función ecológica de los felinos no termina allí y que estas especies pueden generar cascadas tróficas en las que de manera indirecta influyen otros niveles tróficos (Estes et al., 2011). Un ejemplo de esto es la interacción entre pumas, venados y robles en algunos parques naturales de Norteamérica, donde hay evidencia que indica que, tras la campaña de erradicación del primero en la década de 1920, las poblaciones de venado aumentaron drásticamente, afectando el reclutamiento de árboles juveniles de roble, cambiando la estructura poblacional de los mismos y a largo plazo la estructura del ecosistema (Ripple y Beschta, 2008). Este fenómeno podría ocurrir también en bosques neotropicales, donde se ha demostrado que mamíferos granívoros y frugívoros terrestres, entre los que están las principales presas de los felinos, tienen un impacto importante sobre la estructura del bosque al regular el reclutamiento de árboles (Paine et al., 2016). En el Neotrópico el puma ha sido identificado como un dispersor indirecto al transportar las semillas consumidas por sus presas largas distancias (Sarasola et al., 2016).

Así mismo, la extinción local o disminución poblacional de un depredador tope, como el puma o el jaguar, puede generar cambios en el comportamiento y abundancia de depredadores más pequeños. Este fenómeno se conoce como la liberación de mesodepredador y repercute en las poblaciones de presas de este. Al respecto, Moreno et al. (2006) encontraron en Panamá una ampliación en el tamaño de presas consumidas por ocelotes en ausencia de jaguar, así como una mayor frecuencia en el consumo de pecaríes por parte del puma. Esta interacción también puede ocurrir entre especies pequeñas, una revisión de la ecología del ocelote encontró un efecto de esta especie sobre las abundancias de otras especies de felinos que componen los ensambles neotropicales (Oliveira et al., 2010).

Los felinos tienen también el potencial de jugar un papel importante en las estrategias de conservación de la biodiversidad a diferentes escalas debido a sus amplios requerimientos de hábitat y presas. La



conservación de estas especies requiere de un manejo adecuado del paisaje, integrando diversos elementos del mismo en áreas lo suficientemente amplias para el mantenimiento de la base de presas (Wikramanayake et al., 2011). Existen varios ejemplos del uso de felinos en la planificación del paisaje a diferentes escalas, donde quizá el más conocido es el del corredor jaguar que pretende conservar poblaciones viables de la especie y brindar conectividad a través de paisajes productivos a lo largo de su distribución (Rabinowitz y Zeller, 2010). En el ámbito local, se encuentra el ejemplo de la iniciativa de corredor puma y jaguar de Corantioquia, donde estas especies fueron empleadas en la delineación de paisajes a conservar a una escala regional (Corantioquia y eQual Consultoría, 2015). Incluso a escalas municipales, los felinos han sido usados como especies focales, siendo un ejemplo de esto la inclusión de los requerimientos de hábitat del tigrillo lanudo (*Leopardus tigrinus*) como uno de los criterios en la priorización de áreas para la conservación del sistema de áreas protegidas del municipio de Envigado (Corantioquia et al., 2014).

Teniendo en cuenta la importancia ecológica potencial, el estado poblacional y la utilidad en estrategias de conservación a escala del paisaje, el presente capítulo pretende dar un panorama general de la distribución, estado de conservación y acciones importantes para la preservación de los felinos en los EAA. Se hace énfasis en el puma porque esta especie ha sido utilizada como especie focal en iniciativas de conservación regional y porque los requerimientos de hábitat, así como su potencial de conflicto por depredación de ganado pueden hacerlo vulnerable a extinciones locales que implicarían la pérdida del principal depredador tope en los EAA. Para esto, se presenta un modelo de distribución potencial de la especie en el que se identifican áreas de importancia para su conservación.

Metodología

En este trabajo se definen los hábitats andinos como aquellos ecosistemas por encima de 1.000 metros de elevación. Esta área incluye la mayoría de la población humana del departamento (Gobernación de Antioquia, 2014), así como algunas de las zonas con menor cobertura natural (Gonzalez-Caro et al., 2014). Sin embargo, quedan algunos remanentes importantes de bosques premontanos, montanos y páramos, especialmente en la Cordillera Occidental donde gran parte del área cubierta por los Parques Naturales Nacionales Paramillo y Las Orquídeas coinciden con estos ecosistemas. De igual manera, algunos de los remanentes de bosque en la Cordillera Central han sido identificados como áreas prioritarias para la conservación a nivel departamental (Gonzalez-Caro et al., 2014).

Con el fin de dar un panorama actualizado sobre la riqueza y distribución de los felinos en los EAA, se realiza una revisión de registros en la literatura científica e informes técnicos, así como de datos del Grupo Mastozoología de la Universidad de Antioquia (Anexo 1). Se usan los registros obtenidos en el área de estudio mediante diversos métodos (fototrampeo, avistamientos, rastros, entrevistas y restos) desde el año 2005 hasta el 2017 y que poseían detalle suficiente para ser georreferenciados con precisión (error menor a 1 km). Sumado a esto, se discuten las principales amenazas que enfrentan estas especies, se incluye una recopilación de datos sobre el conflicto humanos-felinos por depredación de ganado, las especies involucradas y distribución espacial. En la recopilación de información del conflicto se anexan datos que no disponían de fecha exacta, pero que en su mayoría son posteriores al año 2000. Finalmente, se siguieron acciones





de investigación y manejo que se consideran necesarias para la conservación y coexistencia con poblaciones humanas a corto y mediano plazo de las especies de felinos en los hábitats andinos del departamento.

Para obtener una aproximación al hábitat potencial del puma y las áreas importantes para su conservación, se realiza un modelo de idoneidad de hábitat en el que se relacionan los registros de la especie con variables ambientales y del paisaje. Para esto, se emplea el algoritmo de máxima entropía (Maxent: Phillips et al., 2006). Maxent contrasta las características ambientales de los sitios con registros de la especie con las del área de estudio en general, produciendo un índice de idoneidad de hábitat para la especie de acuerdo a las características ambientales de cada pixel (Merow et al., 2013). Varios estudios han encontrado que Maxent es uno de los métodos más robustos de modelado de distribución cuando se tienen solo datos de presencia y que funciona bien incluso con pocos registros (Pearson et al., 2007).

Se crea un modelo de idoneidad de hábitat que emplea los registros de presencia de alta confiabilidad (se excluyeron las entrevistas) provenientes de la revisión mencionada anteriormente. Uno de los supuestos principales de este método, es que los registros no poseen sesgos con respecto a las variables empleadas. Debido a que los registros provienen de diversas fuentes y no representan un muestreo aleatorio o sistemático del territorio, es necesario corregir estos sesgos para obtener modelos más robustos (Syfert et al., 2013). Para esto, se diseña una capa de intensidad de muestreo a partir de la densidad kernell de los registros obtenidos de todas las especies de felinos (Cuyckens et al., 2015). Esta capa se



usa como insumo en la construcción del modelo, donde las variables ambientales del área de estudio son evaluadas siguiendo el mismo sesgo de muestreo.

Como determinantes de la presencia de la especie, se emplean variables independientes ($<0,75$ coeficiente de Pearson) relacionadas con la cobertura y configuración de bosques (naturales y plantados), y páramos, accesibilidad humana y topografía (Tabla 1). Las variables fueron reescaladas a una resolución de 500 m. Posteriormente, se corren 10 réplicas del modelo empleando un 25% de los datos en la validación, lo que incluye un análisis de Jackknife para medir la influencia de cada variable sobre la distribución de la especie. Se evalúa el desempeño del modelo con el promedio del área bajo la curva ROC (AUCtest), que estima la proporción de errores de omisión con respecto a los de comisión empleando los datos de validación. Debido a la dificultad de determinar hábitat potencial a partir de un índice continuo de idoneidad, se usa el método empleado por Angelieri et al. (2016) de reclasificar el resultado en tres clases (que se han llamado calidad de hábitat baja, media y alta) dándole uso a los intervalos naturales de Jenks. Finalmente, se identificaron las áreas de mayor importancia para la conservación de la especie como las zonas de calidad alta y media de más de 50 km² y se evaluaron las amenazas inmediatas a partir de datos de deforestación en estas áreas y eventos registrados de conflicto por depredación de ganado.

Tabla 1. Variables empleadas en el modelamiento de distribución de puma en el área de estudio.

Variable	Descripción	Fuente
Proporción de bosque en el paisaje	Porcentaje de bosque en un radio de 1 km de cada pixel.	Creación de capa de cobertura para el año 2012 a partir de Hansen et al. (2013)
Densidad bordes de bosque	Relación perímetro/área de la cobertura de bosque en un radio de 1 km de cada pixel.	Creación de capa de cobertura para el año 2012 a partir de Hansen et al. (2013)
Distancia a carreteras	Distancia a la carretera primaria o secundaria más cercana.	Geoportal DANE. Descargado Julio 2017
Proporción de cobertura de páramo en el paisaje	Porcentaje de páramo en un radio de 1 km de cada pixel.	Creado a partir del Atlas de Páramos (IAVH 2013)
Pendiente	-	Estimación de la pendiente en el paquete "Raster" (Hijmans et al., 2016) a partir de modelo digital de elevación con resolución de 90 m. (Jarvis et al., 2008)
Elevación	-	Modelo digital de elevación con resolución de 90 m. (Jarvis et al., 2008)



Resultados y discusión

Riqueza y distribución de felinos en los ecosistemas Andinos de Antioquia

Se encontró un total de 290 registros que cumplen los criterios establecidos representando las seis especies de felinos presentes en Antioquia. Estos se distribuyen a lo largo de las Cordilleras Central y Occidental y cubren el rango de elevación del área de estudio hasta los 3260 metros. El 45% (131) de los registros proviene de entrevistas y quejas de depredación. A este le siguen los registros de fototrampeo con el 41% (120). Los registros provenientes de rastros (18) y de individuos atropellados o cazados (17), representan un 12%. Por último, un 1% (4) de los datos corresponde a avistamientos (Figura 1). Es de destacar que solo un 21% (62) de los registros proviene de la Cordillera Occidental, indicando la necesidad de incrementar el muestreo en esta.

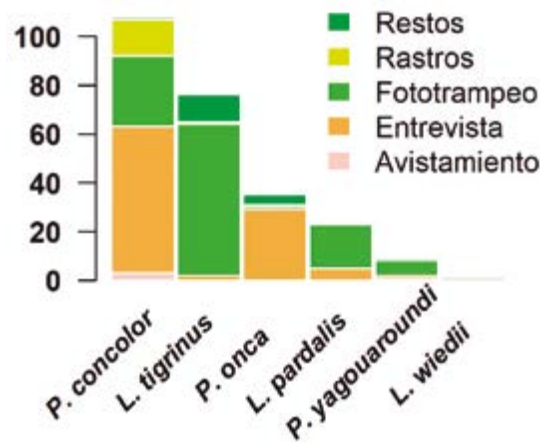


Figura 1. Registros obtenidos desde el año 2005 hasta el 2017 por especie y método de detección.

La especie mejor representada fue el puma con 108 registros (80 en la C. Central y 28 en la C. Occidental; Ver abajo). A este le sigue la oncilla con 76 registros (seis en C. Occidental y 70 en C. Central; (Figura 2), cubriendo un rango altitudinal de 1.600 a 3.200 metros. Aunque la mayoría de los registros para esta especie provienen de fototrampeo, es de resaltar que 11 provienen de individuos muertos, en su mayoría por atropellamiento. La mayor concentración de registros de esta especie se encuentra en los bosques periurbanos del Valle de Aburrá y alrededor del DMI Sistema de Páramos y Bosques Altoandinos del Noroccidente Medio de Antioquia.

El jaguar cuenta con 35 registros en los EAA. Más de la mitad de estos registros provienen de dos áreas: el Oriente del área de estudio en los municipios de Granada, San Luis y San Carlos y el Norte en los bosques asociados al cañón del río Porce en los municipios de Amalfi y Anorí (Figura 3). Aunque el jaguar se considera generalmente una especie de tierras bajas, esta ha sido registrado a 3.200 msnm (aunque probablemente se trate de un individuo en dispersión; Rodríguez-Mahecha et al.,



2006b) y existen registros por encima de los 1.500 metros en el Norte de su distribución (Eyes y Ua, 2008). Estos registros son de importancia debido al estado de conservación crítico de la subpoblación presente en el oriente de Antioquia y a la importancia del departamento para la conectividad de la especie a nivel continental (Rabinowitz y Zeller, 2010; de la Torre et al., 2017).

El ocelote cuenta con 23 registros (8 C. Occidental y 15 C. Central; Figura 4). El registro más alto para esta especie ocurrió a 2.835 metros, una elevación considerable teniendo en cuenta que generalmente el ocelote se reporta por debajo de los 2.000 m (Emmons y Feer, 1999). Notablemente se hallan nueve registros de yaguarundí (Figura 4), una especie para la que solo se habían reportado tres registros en los EAA en trabajos previos (Arias-Alzate et al., 2013a), lo que da muestra de la utilidad del uso del fototrampeo en estudios de felinos. Solo se obtuvo un registro de margay proveniente de la Cordillera Occidental (Figura 4). A pesar de que esta especie es más arbórea que los otros felinos, estudios en Ecuador han encontrado que esta puede presentar tasas de detección de hasta 2,64 registros por 100 cámaras/noche en Bosques Andinos (Vanderhoff et al., 2011), lo que nos lleva a sugerir que la especie es poco abundante en el área de estudio. Finalmente, se obtuvieron 38 registros de felinos que no pudieron ser identificados a nivel de especie.

En conjunto, estos datos muestran que los EAA poseen, al menos en algunas localidades un ensamble completo de felinos, incluyendo depredadores tope y una riqueza importante de especies pequeñas. Es de resaltar la presencia de la oncilla y el jaguar, ambas especies categorizadas como vulnerables a nivel nacional (Rodríguez-Mahecha et al., 2006a). Resulta especialmente interesante la cantidad y amplia distribución de registros de la oncilla en el departamento, lo que presenta una oportunidad de investigación y conservación.

Conservación y amenazas

La problemática de conservación que enfrentan los felinos a nivel global se debe principalmente a una combinación de pérdida y fragmentación de hábitat y disminución de las poblaciones de presas (Loveridge et al., 2010; Zanin et al., 2015; Sandom et al., 2017). Sumado a esto, está la cacería directa de muchas especies (Loveridge et al., 2010). En tiempos recientes, en el Neotrópico, la cacería se debe en gran medida a la retaliación y prevención del conflicto real o percibido por las comunidades rurales por depredación de animales domésticos (Rabinowitz, 2005; Inskip y Zimmermann, 2009). Los felinos de los EAA no son ajenos a estas problemáticas, aún cuando son esta misma combinación de factores la mayor amenaza para el ensamble en estos ecosistemas (Fernández, 2012; Arias-Alzate et al., 2013a).

En la zona de estudio definida para este trabajo, aproximadamente un 49% del área corresponde a coberturas naturales o seminaturales, pero Antioquia presenta la segunda mayor tasa de deforestación del país con la pérdida anual de casi 16.000 ha (IDEAM, 2016). Los felinos dependen en gran medida de estas coberturas naturales. Por ejemplo, un estudio reciente sobre ecología del puma en el cañón del río Cauca, identificó la cobertura de bosque en un radio de 500 m como una de las variables de mayor influencia sobre el uso de hábitat por parte de la especie y presenta una relación positiva con la misma (Grupo Mastozoología UdeA, 2015). Así mismo, la disminución en las coberturas puede afectar de

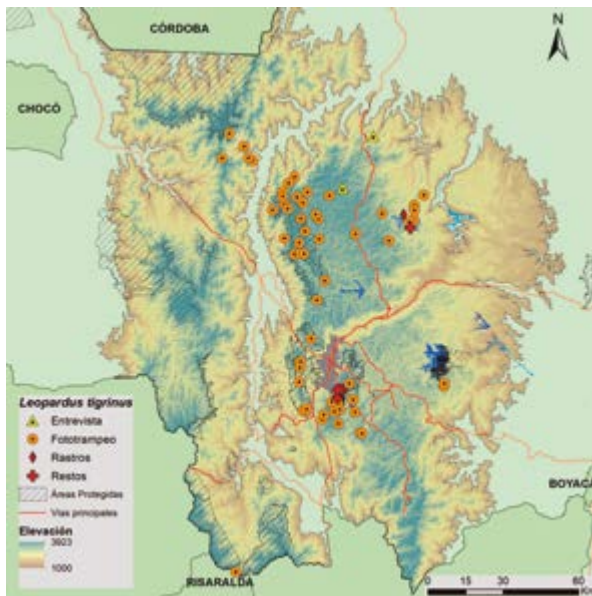


Figura 2. Registro de oncilla (*L. tigrinus*) en los Bosques Andinos del departamento de Antioquia.

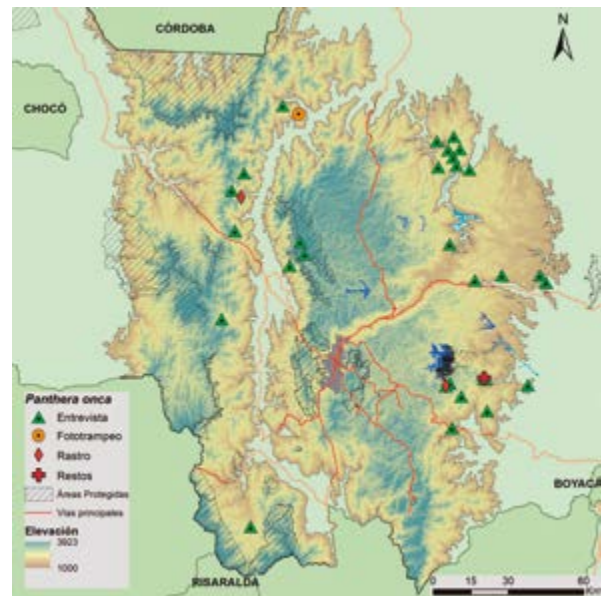


Figura 3. Registros de jaguar (*P. onca*) en los Bosques Andinos del departamento de Antioquia.

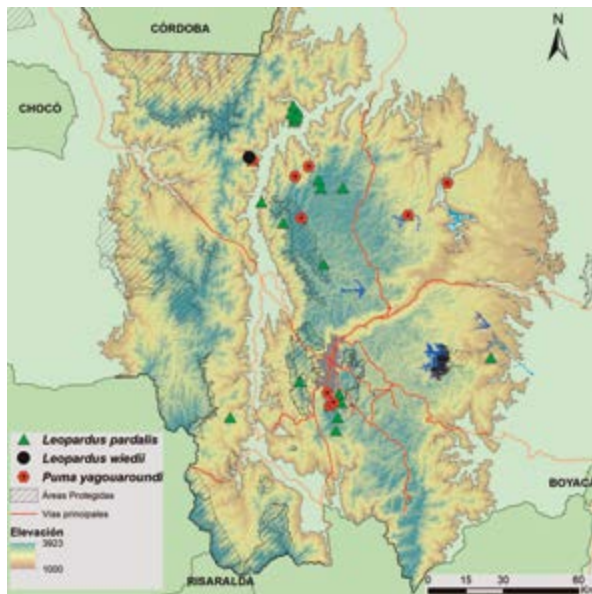


Figura 4. Registros de ocelote (*L. pardalis*), jaguarundi (*P. yagouaroundi*) y margay (*L. wiedii*) en los Bosques Andinos del departamento de Antioquia.

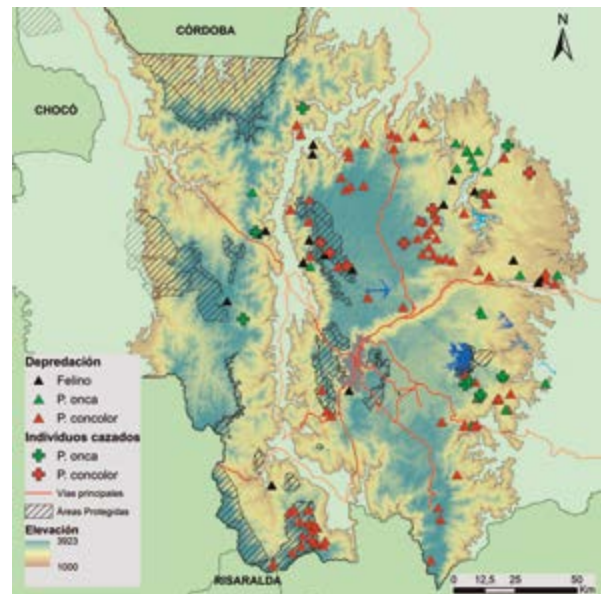


Figura 5. Eventos de depredación de animales domésticos y de cacería de felinos en los Bosques Andinos del departamento de Antioquia.



manera significativa a las especies de pequeños felinos, los cuales a pesar de su tamaño requieren áreas significativas, con rangos de hogar de entre 10 y 20 km² en promedio (Oliveira et al., 2010).

Aunque se ha evidenciado que en general los felinos pueden tolerar cierto grado de pérdida de hábitat y subsistir en hábitats fragmentados que incluyen áreas productivas (Michalski y Peres, 2005; Athreya et al., 2013), estas especies requieren de coberturas significativas para llevar a cabo sus actividades y en especial áreas que soporten una base de presas lo suficientemente robusta como para sostener sus requerimientos energéticos (Karanth et al., 2004).

Una de las principales causas de la deforestación en Antioquia, es la ampliación de la frontera agropecuaria, especialmente para ganadería (Orrego, 2009). Esta situación trae a su vez otra importante causa de disminución en las poblaciones de felinos, el conflicto humanos-felinos por depredación de ganado. A partir de la revisión de informes y datos de los autores, se recopilieron un total de 142 registros de eventos de conflicto humanos-felinos en los EAA. La mayoría (96) de los ataques en el área de estudio fueron atribuidos al puma, mientras que 23 se atribuyen al jaguar y 23 no presentan información de la especie atacante. Los registros de conflicto con puma se encuentran ubicados a lo largo de la distribución potencial de la especie en el área de estudio en ambas cordilleras. Por otro lado, los reportes de conflicto con jaguar se concentran en el Oriente de Antioquia en los municipios de Granada, San Carlos y San Luis y en el Nordeste en los municipios de Anorí y Amalfi (Figura 5). Hay, también, reportes de al menos 16 eventos de cacería, de los cuales 14 ocurrieron en la Cordillera Central e indican que en esta área el conflicto entre humanos y felinos puede ser más intenso.

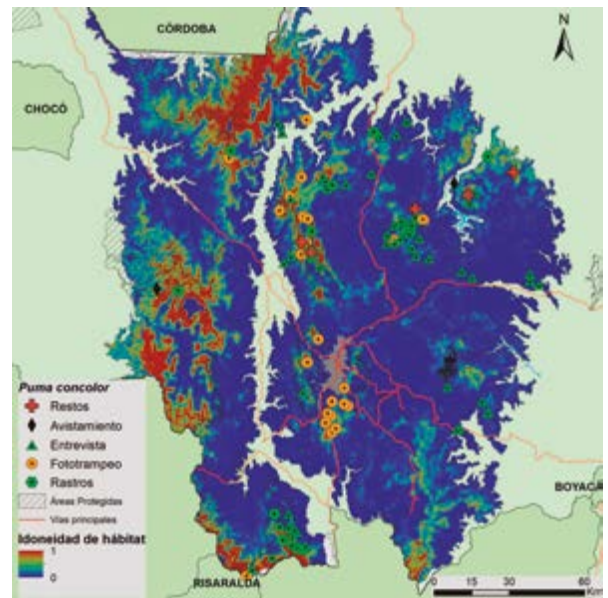


Figura 6. Idoneidad de hábitat y registros de puma (*P. concolor*) en los Bosques Andinos del departamento de Antioquia.

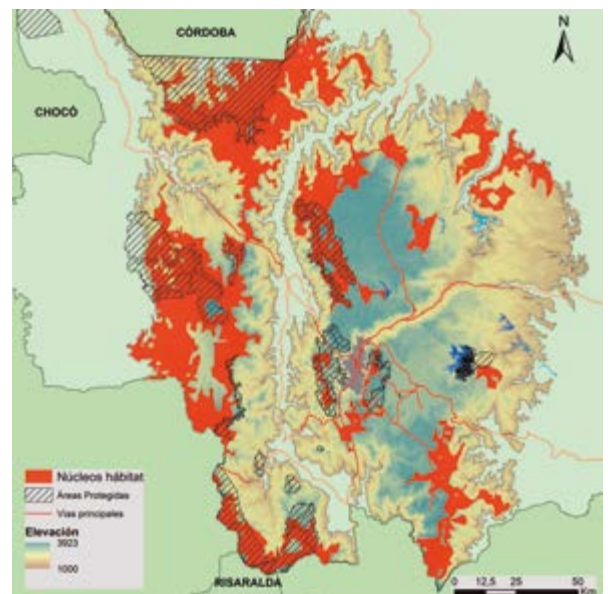


Figura 7. Núcleos de hábitat para puma (*P. concolor*) en los Bosques Andinos del departamento de Antioquia.



Estos datos coinciden con estudios previos (Salazar-Giraldo, 2014) y muestran que el conflicto humanos-felinos ocurre en toda el área de estudio, siendo el puma el principal implicado. Los ataques se concentran sobre el ganado vacuno y equino, generalmente con reportes de uno o dos animales por evento. A estos, le siguen los ataques a ganado ovino, con reportes de hasta 20 animales depredados. Fernández (2012) estimó que los ataques reportados en la jurisdicción de Corantioquia (Centro y Norte del departamento) han tenido un costo de aproximadamente 386 millones de pesos. Si se asume que la mayoría de los registros fueron tomados después del año 2000, tenemos un costo de 32 millones/año en pérdidas por conflicto con felinos en la jurisdicción (incluidas tierras bajas). Esta cifra es mucho menor a los costos incurridos por otros factores como muerte por enfermedades o robo. De hecho, Quiroz (2006) encontró que las pérdidas ocasionadas por felinos en los hatos ganaderos estudiados correspondían a solo el 18% del total de pérdidas de ganado. Teniendo en cuenta la amplia distribución del conflicto, se deben priorizar áreas de alta importancia para la conservación de felinos tales como núcleos o corredores donde se puedan realizar acciones de mitigación del mismo. Aunque no hay datos sobre la intensidad e impacto de la cacería sobre las presas de los felinos, durante los trabajos adelantados por los autores, se encuentran evidencias anecdóticas de cacería a lo largo de los EAA. Un esfuerzo por explorar los patrones en la cacería en el Norte de Antioquia encontró que de 50 entrevistados, un 8% tiene experiencia de cacería, pero un 56% ha consumido animales silvestres (Grupo Mastozoología UdeA, 2015). Las especies preferidas por los entrevistados fueron la guagua (*Cuniculus paca*), armadillos (*Dasyus novemcinctus* y *Cabassous centralis*), el ñeque (*Dasyprocyta punctata*) y el venado (*Mazama* sp.). Esto muestra un solapamiento importante con la dieta de puma, jaguar y ocelote (Harmsen et al., 2007; Oliveira et al., 2010; Hernández-Guzmán et al., 2011).



Otra amenaza importante para los felinos es la fragmentación de poblaciones y mortalidad por carreteras. Estudios a largo plazo de poblaciones de puma en Norteamérica han encontrado que los atropellamientos pueden ser la principal causa de mortalidad de esta especie en algunas áreas, disminuyendo de manera importante la probabilidad de supervivencia a largo plazo de sus poblaciones (Vickers et al., 2015). Esta situación es evidente en los bosques periurbanos del Valle de Aburrá, donde en años recientes se han registrado el atropellamiento de un yaguarundí y al menos 10 oncillas (Arias-Alzate et al., 2013b, 2014). Teniendo en cuenta que esto es probablemente una subestimación debido a la naturaleza anecdótica de los registros, se puede suponer que al menos en esta subregión el atropellamiento constituye una gran amenaza para los felinos. Adicional a la mortalidad, las carreteras pueden constituir barreras importante para el movimiento de los felinos, afectando la dispersión y flujo genético (Vickers et al., 2015).

Cabe resaltar los esfuerzos de conservación y manejo del conflicto con felinos llevados a cabo por las corporaciones autónomas regionales. Entre estos, se encuentra la iniciativa BanCO₂ Bio de Cornare, que busca implementar el pago por servicios ecosistémicos por la conservación de bosques en áreas de importancia para el puma en el Oriente del departamento (Cornare, 2016). De igual manera, esta iniciativa busca sensibilizar a los pobladores y monitorear las poblaciones de la especie, una estrategia integral que de desarrollarse puede tener importantes beneficios sobre la conservación de esta especie. Así mismo, en dos iniciativas de gestión del territorio por parte de Corantioquia, se ha empleado al jaguar y puma como especies sombrilla a la vez que se buscan estrategias participativas para el manejo del conflicto con felinos en corredores biológicos (Corantioquia y eQual Consultoría y Servicios Ambientales S.A.S, 2015).



Hábitat y distribución del puma

En la figura 6 se muestra el modelo de idoneidad de hábitat obtenido para el puma. Este mostró un buen desempeño, con un valor AUCtest promedio de 0,80. El análisis de Jackknife y el porcentaje de contribución muestran que la elevación, porcentaje de área de bosque y densidad de bordes son las variables que mayor influencia presentan sobre la distribución de la especie. Las dos primeras presentan una relación positiva, mientras la tercera se relaciona de manera negativa con la idoneidad del hábitat. Tras reclasificar el modelo, se estima un 25% del área de estudio como hábitat potencial para la especie (17,7% calidad media y 7,3% calidad alta; Figura 6).

Los núcleos de hábitat en la Cordillera Central cubren un 14% del territorio y se encuentran distribuidos de manera discontinua en seis zonas (Figura 7): A) Bosque periurbanos del Valle de Aburrá, B) Bosques asociados al sistema de páramos y bosques altoandinos del Norte de Antioquia, C) Altiplano Norte alrededor de los embalses Troneras y Miraflores, D) Bosques del Cañón del río Porce entre Amalfi y Anorí, E) Bosques alrededor del embalse del Peñol, F) Bosques del Suroriente (municipios de Nariño, Argelia, Sonsón y Carmen de Viboral). Es de resaltar, que ejercicios a otras escalas habían identificado algunos de estos núcleos de hábitat empleado otras metodologías y variables (Arias-Alzate et al., 2012; Salazar-Giraldo, 2014; Corantioquia y eQual Consultoría y Servicios Ambientales S.A.S, 2015). En cuanto a la Cordillera Occidental, el modelo predice hábitat casi continuo a lo largo de la parte alta de la misma, representando un 51% de su área, siendo la principal barrera, la cobertura asociada a la vía al mar. Las áreas identificadas presentan una coincidencia importante con áreas protegidas regionales y nacionales (28% de hábitat potencial) a pesar de no haber sido incluidas como variables en el modelo. Esto indica que estas figuras de protección están teniendo un impacto positivo sobre la protección del puma.

Estos resultados muestran el gran potencial de conservación para la especie en los Bosques Andinos de la Cordillera Occidental, donde se predice importante disponibilidad y conectividad en el hábitat. Por otra parte, aunque la Cordillera Central presenta también áreas importantes de hábitat adecuado, este se encuentra fragmentado (Figura 7) y ninguno de los parches de hábitat es lo suficientemente grande para soportar una población viable por sí solo. Esto es evidente, cuando se observa que el núcleo ii, que es el más grande, posee una extensión de 900 km², área que, incluso bajo escenarios optimista de densidad en el Neotrópico, no puede soportar una población viable a largo plazo de manera aislada (Beier, 1993; Kelly et al., 2008). Esto muestra la importancia de asegurar la conectividad tanto entre estos núcleos de hábitat, como entre los hábitats de las Cordilleras Central y Occidental.

En las zonas de calidad de hábitat media y alta, se encontró que se ha deforestado o alterado de manera significativa un 1,3% del bosque entre el 2000 y el 2013, un porcentaje menor a la deforestación en general en el área de estudio (3%), reflejando probablemente que el puma se encuentra asociado a áreas bajo alguna figura de conservación. Por otro lado, se evidencia que el 22% de los registros georreferenciados de conflicto con puma coinciden con áreas de hábitat potencial. Sin embargo, esta cifra asciende a 78% cuando incluimos los eventos de conflicto ocurridos en un radio de 3 km del hábitat predicho, lo que indica que la mayoría de eventos de ataque al ganado ocurren en hábitat marginal cercano a áreas de calidad media o alta. Estos datos muestran que el conflicto es



una amenaza importante para la especie pues pueden ser una causa de mortalidad dentro y alrededor de los remanentes de hábitat idóneo.

Propuesta de prioridades de investigación y acciones de conservación

Como lo muestran los anteriores datos, el estado de los felinos en los EAA presenta una oportunidad única de preservar ecosistemas con ensambles completos de estas especies. Sin embargo, esta oportunidad de conservación puede desaparecer en el corto o mediano plazo en porciones significativas del territorio, pues como se expone, la pérdida y fragmentación de hábitat sumada a la mortalidad resultante de la cacería por conflicto presentan una alta amenaza que puede generar extinciones locales. Afortunadamente, en los últimos años se ha dado visibilidad a los felinos y los problemas que enfrentan, al tiempo que las





autoridades ambientales, ONGs, empresas y grupos de investigación han adelantado estudios y acciones de conservación. Aquí se pretende sugerir algunos vacíos en la información necesaria para la toma de decisiones sobre la conservación de los felinos e indicar cuáles se consideran que pueden ser los siguientes pasos en la implementación de estrategias de conservación.

Una de las principales acciones con respecto a los felinos que se debe llevar a cabo es la implementación de estrategias de mitigación del conflicto. En el momento se cuenta con información adecuada para identificar zonas de especial importancia para estas especies y que cuentan con problemática marcada de conflicto humanos-felinos. El siguiente paso, sería definir e implementar, de manera participativa con las comunidades de estas áreas, las estrategias de mitigación que mejor se adaptan a las realidades del territorio. Así mismo, es de gran importancia evaluar el desempeño de estas estrategias, tanto en términos de disminución de depredación, como de cambio de la percepción y actitudes hacia los felinos. También, resulta importante obtener más información sobre las dimensiones humanas del conflicto, tales como el efecto sobre economías locales, percepciones y actitudes hacia los felinos, pues se ha demostrado en otros lugares que estos factores influyen sobre la conservación de los depredadores de diversas maneras (Dickman et al., 2013).

Adicionalmente, es necesario entender el uso de hábitat y tolerancia a intervenciones antrópicas del paisaje por parte de los felinos. Con ejercicios como el que acá se presenta para pumas, o mediante evaluaciones de ocupación, se puede obtener información valiosa de las respuestas de los felinos a intervenciones en el paisaje. Esto permitirá obtener estimaciones detalladas de la distribución a



nivel regional de estas especies. A su vez, con esto se podrán identificar de manera sistemática las áreas prioritarias para la conservación de felinos y los corredores potenciales entre las mismas. Un análisis de este tipo puede servir como guía para que las corporaciones y demás entidades prioricen las acciones de conservación tales como mitigación de conflicto, reintroducciones de presas, conservación de ecosistemas naturales, entre otras.

De igual manera, mediante priorizaciones espaciales de este tipo, los felinos pueden servir como especies sombrilla o paisaje, guiando iniciativas de conservación de la biodiversidad tales como declaratorias de áreas protegidas, compra de predios para la conservación o pago por servicios ecosistémicos. Este tipo de acciones es de gran importancia, pues como se mencionó anteriormente, la pérdida de hábitat es una de las principales amenazas para estas especies. Al respecto, sería interesante explorar la inclusión de los felinos en la planificación del territorio y búsqueda de nuevas actividades productivas sostenibles que se espera lleguen en el posconflicto (Baptiste et al., 2017).

Finalmente, aunque existe una idea preliminar de la distribución de las especies, hay un gran vacío de información sobre las abundancias y densidades poblacionales de los felinos en los Bosques Andinos de Colombia. Esta información, es de gran importancia pues permite tener un panorama más claro del estado de conservación de las especies y generar acciones de manejo de acuerdo con el mismo. De igual manera, es importante conocer las abundancias poblacionales de las presas de los felinos y de ser posible evaluar el efecto de esto sobre su dinámica poblacional. Por último, estudios de abundancia en diferentes paisajes podrían ayudar a entender las interacciones entre las especies de felinos en estos ecosistemas.



Agradecimientos

Agradecemos a todas las personas y comunidades que amablemente nos han ayudado y aportado su conocimiento durante nuestro trabajo de campo. Así mismo, a los biólogos Juan Manuel Martínez-C y Daisy Gómez por compartir sus datos y David Marín y Juan David Valencia por su contribución al proyecto Puma Hidroituango, del cual provienen algunos de los datos reportados en el presente capítulo. Finalmente, queremos agradecer a Corantioquia, Cornare y EPM por el apoyo en las investigaciones desarrolladas por los autores y por su interés en generar conocimiento que permita conservar los felinos en el territorio.

Referencias

- Angelieri CCS, Adams-Hosking C, Paschoaletto KM, De Barros Ferraz M, De Souza MP, McAlpine CA. (2016). Using species distribution models to predict potential landscape restoration effects on puma conservation. *PLoS ONE* (11), p. 1–18.
- Arias-Alzate A, Botero-Cañola S, Sánchez-Londoño JD. (2013^a). Presencia de felinos y evidencias de conflicto con humanos en tres regiones de Antioquia. *Grandes Felinos de Colombia* (I I), p. 145–154.
- Arias-Alzate A, Botero-Cañola S, Sánchez-Londoño JD, Solari S. (2012). Informe final caracterización del estado de los felinos (Carnivora : Felidae) y su interacción con el hombre en el oriente de Antioquia. Medellín.
- Arias-Alzate A, Delgado-v CA, Ortega JC, Botero-Cañola S, Sanchez-Londoño J. (2013b.) Presencia de Puma yagouaroundi (Carnivora : Felidae) para el Valle de Aburrá, Antioquia, Colombia. *Brenesia* (79), p. 83–84.
- Arias-Alzate A, Sánchez-Londoño JD, Botero-Cañola S, González-Maya JF. (2014). Recent confirmed records of the *Oncilla* (*Leopardus tigrinus*) in the department of Antioquia, Colombia. *Mammalogy Notes* (1), p. 4–5.
- Athreya V, Odden M, Linnell JDC, Krishnaswamy J, Karanth U. (2013). Big Cats in Our Backyards: Persistence of Large Carnivores in a Human Dominated Landscape in India. *PLoS ONE* 8:e57872.
- Baptiste B, Pinedo-Vasquez M, Gutierrez-Velez VH, Andrade GI, Vieira P, Estupiñán-Suárez LM, Londoño MC, Laurance W, Lee TM. (2017). Greening peace in Colombia. *Nature Ecology y Evolution* (1), p. 102.
- Beier P. (1993). Determination of minimum habitat area and habitat corridors for cougars. *Conservation Biology* (7), p. 94–108.
- Carroll C, Noss RF, Paquet PC. (2014). Carnivores as Focal Species for Conservation Planning in the Rocky Mountain Region. *Ecological applications : a publication of the Ecological Society of America* (11), p. 961–980.
- Corantioquia, Envigado A, Jardín Botánico de Medellín. (2014). SILAPE, Sistema Local de Áreas Protegidas de Envigado. Corantioquia : Municipio de Envigado : Jardín Botánico, Medellín.
- Corantioquia, eQual Consultoría y Servicios Ambientales S.A.S. (2015). Informe Técnico. Realizar la construcción e implementación de estrategias para la consolidación de corredores de conservación de felinos en la jurisdicción de Corantioquia, bajo un enfoque participativo. Medellín.
- Cornare. (2016), April 29. Lanzamiento Banco2 Bio, estrategia para la conservación de los corredores biológicos del puma. Noticias Corporativas Cornare.
- Cuyckens GAE, Morales MM, Tognelli MF. (2015). Assessing the distribution of a Vulnerable felid species: threats from human land use and climate change to the kodkod *Leopardus guigna*. *Oryx* (49), p. 611–618.
- De la Torre AA, González-Maya JF, Zarza H, Ceballos G, Medellín RA. (2017). The jaguar's spots are darker than they appear: assessing the global conservation status of the jaguar *Panthera onca*. *Oryx*, p. 1–16.
- Di Minin E, Slotow R, Hunter LTB, Montesino Pouzols F, Toivonen T, Verburg PH, Leader-Williams N, Petracca L, Moilanen A. (2016). Global priorities for national carnivore conservation under land use change. *Scientific* (6).
- Dickman A, Marchini S, Manfredo M, Lincoln A. (2013). The human dimension in addressing conflict with large carnivores. En: *Key Topics in Conservation Biology*, vol. 2 (Macdonald DW, Willis KJ, eds.). Oxford, Wiley-Blackwell, p. 110–126.
- Emmons LH, Feer F. (1999). Mamíferos de los bosques húmedos de América tropical: una guía de campo. F:A:N. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.
- Estes J et al. (2011). Trophic downgrading of planet Earth. *Science* (New York, N.Y.) (333), p. 301–306.
- Etter A, McAlpine C, Possingham H. (2008). Historical Patterns and Drivers of Landscape Change in Colombia Since 1500: A Regionalized Spatial Approach. *Annals of the Association of American Geographers* (98), p. 2–23.
- Eyes U., Ua P. (2008). Note Jaguar (*Panthera onca*) In The State Of México. *Southwestern Naturalist* (53), p. 535–539.
- Fernández C. (2012). Diagnóstico de la problemática que generan las especies de felinos con comunidades humanas, con el fin de proponer estrategias de manejo en la jurisdicción de Corantioquia. Corantioquia, Medellín.
- Gobernación de Antioquia. Departamento Administrativo de Planeación. (2014). Anuario Estadístico de Antioquia, 2014 [Recurso electrónico]. Medellín.



- Gonzalez-Caro S, Restrepo Z, Yusti C, Botero S, López B, Posada L, Peña A, Mejía O, Alvarez-Davila E. (2014). Antioquia un territorio para conservar. Convenio 4600000674 Gobernación de Antioquia-Jardín Botánico de Medellín, Medellín.
- Grupo Mastozoología UdeA. (2015). Estudio de las poblaciones de puma (*Puma concolor*, Felidae) del área de influencia del proyecto hidroeléctrico Ituango (Norte de Antioquia) Ct 2014-002170 Noviembre 2015. Medellín.
- Hansen MC, Potapov P V, Moore R, Hancher M, Turubanova S a, Tyukavina A. (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science* (342) p. 850–853.
- Harmsen BJ, Silver S, Ostro L, Foster RJ, Yua F. (2007). The Biology of the Jaguar in the Cockscomb Basin, Belize. En: *Felid Biology and Conservation*. Oxford.
- Hernández-Guzmán A, Payán E, Monroy-Vilchis O. (2011). Hábitos alimentarios del Puma concolor (Carnivora: Felidae) en el Parque Nacional Natural Puracé, Colombia. *Revista de Biología Tropical* (59), p. 1285–1294.
- Hijmans RJ, Eten JV, Cheng J, Mattiuzzi M, Sumner M, Greenberg JA, Lamigueiro OP, Bevan A, Racine E., Shortridge A. (2016). Package "raster."
- Hornocker MG, Negri S. (2010). *Cougar :ecology and conservation*. University of Chicago Press.
- IAVH. (2013). Atlas de páramos de Colombia 2013.
- IDEAM. (2016). La cifra de deforestación en Colombia 2015 reporta 124.035 hectáreas afectadas RENDICIÓN DE CUENTAS - NOTICIAS - IDEAM.
- Inskip C, Zimmermann A. (2009). Human-felid conflict: a review of patterns and priorities worldwide. *Oryx* (43), p. 18.
- Jarvis A, Reuter HI, Nelson A, Guevara E. (2008). Hole-filled SRTM for the globe Version 4, available from the CGIAR-CSI SRTM 90m Database. <http://srtm.csi.cgiar.org>.
- Karanth KU, Nichols JD, Kumar NS, Link WA, Hines JE. (2004). Tigers and their prey: Predicting carnivore densities from prey abundance. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* (101), p. 4854 - 4858.
- Kelly MJ, Noss AJ, Di Bitetti MS, Maffei L, Arispe RL, Paviolo A, De Angelo CD, Di Blanco YE. (2008). Estimating Puma Densities from Camera Trapping across Three Study Sites: Bolivia, Argentina, and Belize. *Journal of Mammalogy* (89), p. 408–418.
- Loveridge AJ, Wang SW, Frank LG, Seidensticker J. (2010). People and wild felids : conservation of cats and management of conflicts. Pages 161–195 *The Biology and Conservation of Wild Felids*.
- Malhi Y, Doughty CE, Galetti M, Smith FA, Svenning J-C, Terborgh JW. (2016). Megafauna and ecosystem function from the Pleistocene to the Anthropocene. *Proceedings of the National Academy of Sciences* (113), p. 838–846.
- Merow C, Smith MJ, Silander JA. (2013). A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: What it does, and why inputs and settings matter. *Ecography* (36), p. 1058–1069.
- Michalski F, Peres CA. (2005). Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation* (124), p. 383–396.
- Moreno RS, Kays RW, Samudio R, M. GM, C. MM, R. I. (2006). Competitive release in diets of Ocelot (*Leopardus pardalis*) and Puma (*Puma concolor*) after Jaguar (*Panthera onca*) decline. *Journal of Mammalogy* (87), p.808–816.
- Oliveira TG De, Tortato M a, Silveira L, Kasper CB, Mazim FD, Lucherini M, Jácomo AT a, Soares JBG, Marques RV, Sunquist ME. (2010). Ocelot ecology and its effect on the small-felid guild in the lowland neotropics. *Biology and conservation of wild felids*, p. 559–580.
- Orrego SA. (2009). Economic Modeling of Tropical Deforestation in Antioquia (Colombia), 1980–2000: An Analysis at a Semi-fine Scale With Spatially Explicit Data [PhD dissertation]. Oregon State University.
- Paine CET, Beck H, Terborgh J. (2016). How mammalian predation contributes to tropical tree community structure. *Ecology* (97), p.3326–3336.
- Pearson RG, Raxworthy CJ, Nakamura M, Townsend Peterson A. (2007). Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: A test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* (34), p. 102–117.
- Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* (190), p. 231–259.
- Quiroz VH. (2006). Diagnóstico de la situación actual de la depredación de ganado por felinos en jurisdicción de Corantioquia. Informe Final. Medellín.
- Rabinowitz A. (2005). *Jaguars and livestock: living with the world's third largest cat*. Page People and Wildlife, Conflict or Co-existence? CONSERVATION BIOLOGY SERIES-CAMBRIDGE-.
- Rabinowitz A, Zeller K a. (2010). A range-wide model of landscape connectivity and conservation for the jaguar, *Panthera onca*. *Biological Conservation* 143:939–945.
- Ripple WJ et al. (2014). Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science* (New York, N.Y.) (343), p. 124-484.
- Ripple WJ, Beschta RL. (2008). Trophic cascades involving cougar, mule deer, and black oaks in Yosemite National Park. *Biological Conservation* (141), p. 1249–1256.
- Robinson HS, Wielgus RB, Gwilliam JC. (2002). Cougar predation and population growth of sympatric mule deer and white-tailed deer. *Canadian Journal of Zoology* (80), p.556–568.
- Rodríguez-Mahecha JV, Alberico M, Trujillo F, Jorgenson J. (2006^a). Libro rojo de los mamíferos de Colombia.
- Rodríguez-Mahecha JV, Jorgenson JF, Durán-Ramírez C, Bedoya-Gaitán M. (2006^b). Jaguar *Panthera onca*. Page 433in J. V. Rodríguez-Mahecha, M. Alberico, F. Trujillo, and J. F. Jorgenson, editors. *Los Mamíferos de Colombia*. Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia.



- Conservación Internacional Colombia, Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. Bogotá, Colombia.
- Roemer GW, Gompper ME, Van Valkenburgh B. (2009). The Ecological Role of the Mammalian Mesocarnivore. *BioScience* (59), p.165–173.
- Salazar-Giraldo E. (2014). Análisis geográfico de los factores de riesgo asociados al conflicto de los felinos (Carnívora: Felidae) y humanos en Antioquia. Medellín.
- Sandom CJ, Williams J, Burnham D, Dickman AJ, Hinks AE, Macdonald EA, Macdonald DW. (2017). Deconstructed cat communities: Quantifying the threat to felids from prey defaunation. *Diversity and Distributions*.
- Sarasola JH, Zanón-Martínez JI, Costán AS, Ripple WJ. (2016). Hypercarnivorous apex predator could provide ecosystem services by dispersing seeds. *Scientific Reports* (6).
- Schipper J et al. (2008). The status of the world's land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. *Science* (New York, N.Y.) (30), p. 322-225.
- Solari S, Muñoz-saba Y, Rodríguez-mahecha J V, Defler TR, Ramírez-chaves HE, Trujillo F. (2013). Riqueza, Endemismo Y Conservación De Los Memíferos De Colombia. *Mastozoología Neotropical* (20), p. 301–365.
- Sunquist ME, Sunquist F. (2002). *Wild cats of the world*. University of Chicago Press.
- Syfert MM, Smith MJ, Coomes DA. (2013). The Effects of Sampling Bias and Model Complexity on the Predictive Performance of MaxEnt Species Distribution Models. *PLoS ONE* 8.
- Vanderhoff EN, Hodge A-M, Arbogast BS, Nilsson J, Knowles TW. (2011). Abundance and activity patterns of the margay (*Leopardus wiedii*) at a mid-elevation site in the eastern andes of Ecuador. *Mastozoología Neotropical* (18), p. 271–279.
- Vickers TW, Sanchez JN, Johnson CK, Morrison S a, Botta R, Smith T, Cohen BS, Huber PR, Ernest HB, Boyce M. (2015). Survival and Mortality of Pumas (*Puma concolor*) in a Fragmented , Urbanizing Landscape, p. 1–18.
- Wikramanayake E et al. (2011). A landscape-based conservation strategy to double the wild tiger population. *Conservation Letters* (4), p. 219–227.
- Zanin M, Palomares F, Brito D. (2015). What we (don't) know about the effects of habitat loss and fragmentation on felids. *Oryx* (49), p. 96–106.





La **pérdida de hábitat** es la **principal amenaza para las 38 palmas de bosque de niebla** de Antioquia. Su integridad es

necesaria para la conservación mediante varias acciones:

1. **Regeneración**, en bosques no intervenidos o manejados
2. El **uso** que puede mejorar el pronóstico de conservación para las palmas que son utilizadas por el habitante rural
3. **Conservación** en áreas conservadas

(Sanín et al., en este libro)



De las **13 especies de Magnolias** en Antioquia, **diez se consideran prioritarias para la conservación** debido a su grado de amenaza, **siete de ellas son endémicas** de este departamento, diez crecen en la región andina y otras tres habitan la franja basal de los Andes y son **afectadas** por **deforestación** y la **tala selectiva**

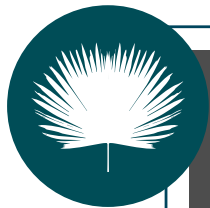
(Cogollo-Pacheco et al., en este libro)



Los **ecosistemas andinos de Antioquia** cuentan con el privilegio de ser **habitados por seis de las siete especies de felinos** presentes en Colombia (Solari et al. 2013). Entre estas especies se encuentran los dos felinos más grandes del continente y depredadores tope de los bosques neotropicales, el **jaguar**

(*Panthera onca*) y el **puma** (*Puma concolor*)

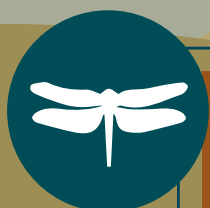
(Botero-Cañola et al., en este libro)



Los **bosques montanos** localizados en las **cordilleras Central y Occidental** en Antioquia, **albergan** poco más del **20% de todas las Ciclantáceas** conocidas en Colombia, incluyendo unas pocas consideradas endémicas (Tuberquia, D., en este libro)



Murciélagos: La **mayor riqueza** de especies se observó en la **zona de vida de bosque muy húmedo Premontano** (bmh-PM), con el **66% de las especies** registradas en el Bosque Andino de Antioquia (Zurc et al., en este libro)




La **pérdida de hábitat** es uno de los factores que más **vulnera a las poblaciones de insectos** y en algunos casos, la **fragmentación** puede conllevar a **barreras** importantes **para la dispersión** de algunos de estos grupos. (Cardona-Duque et al., en este libro)



Se reportan en el departamento **1.488 especies de orquídeas** que constituyen el **34% de la riqueza** total de esta familia en el país. (Carmona et al., en este libro)



A close-up photograph of several purple, bell-shaped flowers hanging from a vine. The flowers have a fuzzy texture and are set against a blurred green background. The vine is brown and has some long, thin, curved tendrils. The flowers are in various stages of bloom, with some showing the green base and stamens.

Capítulo IV

Hacia un observatorio





Síntesis de los **registros biológicos** de Antioquia a **2016**

David Triviño^{1,4}; Andrés Silva^{1,4}; Sebastián Botero^{2,3}; Sebastián González-Caro^{1,4}

¹ Universidad Nacional de Colombia, Colombia; ² Grupo Mastozoología Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia; ³ H.W. Manter Laboratory of Parasitology, Nebraska, EEUU; ⁴ Jardín Botánico de Medellín



Antioquia es un territorio con una gran riqueza natural. Es habitada por ~8.300 especies de plantas, de las cuales 580 solo han sido reportadas para este departamento (Idárraga et al., 2011). Es el departamento con mayor cantidad de registros de especies en Colombia (Arbeláez, 2013). Y hoy, todavía, cada que se realizan exploraciones biológicas a regiones poco estudiadas o en ocasiones a sitios muy estudiados, se siguen reportando especies no descritas. Por ejemplo, en las laderas del Valle de Aburrá se ha descrito recientemente una nueva especie de Cheflera (Schefflera sp. Nov; Á. Idárraga comunicación personal) y de rana (Hyloscirtus antioquia; Rivera-Correa y Faivovich, 2013). Lo que indica un sub-muestreo en el registro de especies y evidencia la necesidad de continuar y fortalecer un sistema de monitoreo y demás estrategias para registrar especies.

Una manera de incrementar el conocimiento sobre el territorio es aumentar la cantidad de registros biológicos y dándolos a conocer a través de su publicación. En 1999 comenzó una iniciativa global para hacer pública y accesible la información de colecciones biológicas conocida como Global Biodiversity Information Facility (GBIF), la cual ha sido exitosa y ha generado nodos nacionales para incrementar el flujo de la información. En Colombia se cuenta con el Sistema de información de Biodiversidad (SiB). Estos repositorios hacen que grandes cantidades de información sean accesibles para los investigadores y otros usuarios; aun así, la manipulación y revisión de una gran cantidad de información (~7 millones de registros actualmente en GBIF) es una limitante. Además, los diferentes sesgos o errores (e.g. espaciales o temporales) que reflejan estas bases de datos representan un reto al momento de interpretar la información. En este texto se presenta una síntesis de la información de registros biológicos para Antioquia disponibles hasta 2016 en el repositorio SiB. Se analiza la información contenida en las bases de datos y sus posibles sesgos, se genera, también, una serie de recomendaciones para los actuales y futuros procesos de colección y sistematización.

La base de datos de Biodiversidad para Antioquia (SiB, 2016) cuenta con 313.716 registros, lo que representa el 7,6% de los datos del país. Los registros son principalmente de fauna y flora y se evidencian menos registros de organismos de suma importancia para los ecosistemas como los hongos, bacterias y protozoarios (Animalia: 200.550; Plantae: 111.582; Fungi: 454; Protozoa: 56; (Figura 1). Las aves (específicamente el orden Passeriformes) representan el 41,18% de los registros, principalmente por los aportes de la participación de la Red Nacional de Observadores de Aves.



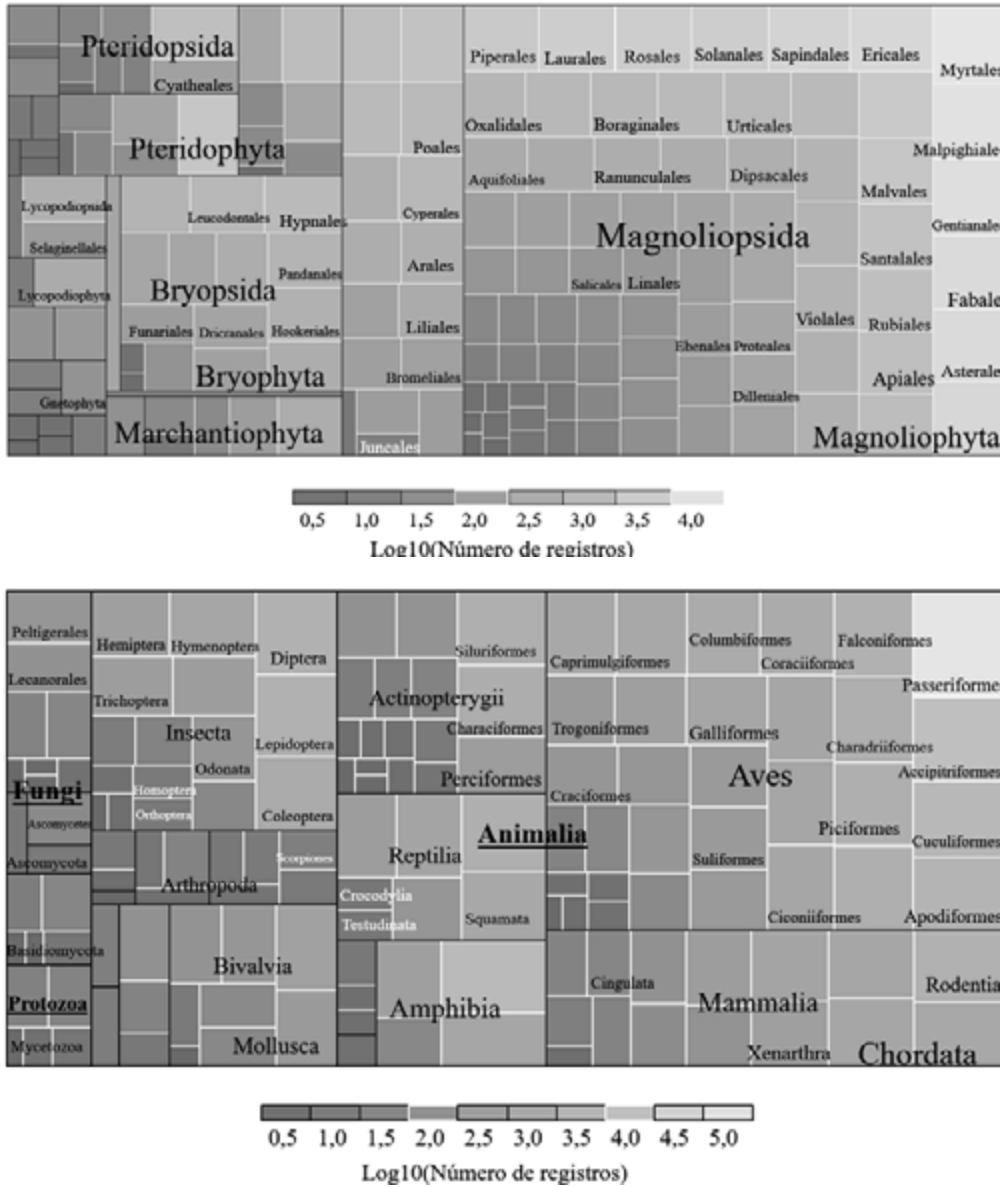


Figura 1. Superficie anidada de la información taxonómica para los reinos Plantae (superior) y animalia, Fungi y Protozoa (inferior). Cada celda representa un orden, el tamaño y el color están determinados por el número de registros en escala logarítmica (base 10). Por otro lado, el tamaño de la letra está asociado a un mayor nivel jerárquico . Se empleó el paquete en R treemapify para la elaboración.



Dentro de los sesgos o errores, las inexactitudes que se presentaron en los registros de Antioquia se detectan que, de los 313.716 registros, ~10% no contienen información acerca de su ubicación o momento de colecta (Tabla 1).

Adicionalmente, la distribución de los datos con coordenadas (279.247) muestran errores como: valores de cero para la longitud y/o la latitud, errores de signo para la longitud y confusión entre los valores de longitud y latitud (Figura 2). Así mismo, los registros temporales permiten observar que la cantidad de registros es uniforme durante el año, es decir, el número de observaciones no está influenciado por la estacionalidad de la precipitación que se presenta en el departamento, aunque existen algunas fechas sobrerrepresentadas en la colección como el caso del primero de enero (Figura 3). Estos errores generalmente están asociados a problemas en la tabulación de los datos, debido a que en las colecciones biológicas existen limitaciones de personal para hacer un procesamiento adecuado de la información. Por lo tanto, es necesario un compromiso institucional para incrementar la calidad de los datos de las colecciones que contienen información sobre biodiversidad.

Como paso siguiente, se revisó la calidad de la información que tenían los 279.247 registros con coordenadas, para lo cual se comparó el nivel administrativo de municipio del registro biológico y su ubicación geográfica. Ambas fuentes coinciden en 224.079 registros (71,43% de los datos originales). Finalmente, se comparó la altitud reportada en el registro y la altitud obtenida para la coordenada geográfica a través de un modelo de elevación digital (Feeley y Silman, 2010). En términos ideales, se espera que la altitud entre ambas fuentes sea similar, pero se asume como aceptable una diferencia



Tabla 1. Número de registros disponibles para atributos relevantes en la base de datos BioDiversidad-Antioquia-2016.

Atributo	Valor (%)
Número de registros	313.716
Registros con coordenadas	279.247 (89,01)
Registros con fecha de colección	285.109 (90,88)
Registros con información de elevación	286.417 (91,29)

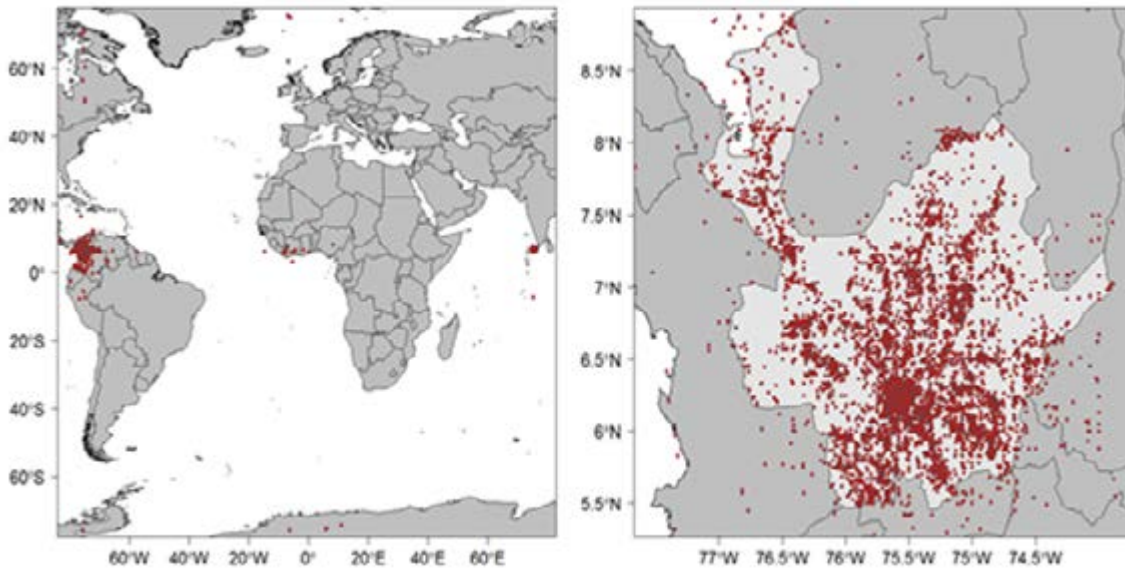


Figura 2. Distribución de los registros reportados para Antioquia. En la izquierda se muestran todos los errores espaciales observados. A la derecha se realiza un acercamiento hacia el departamento.

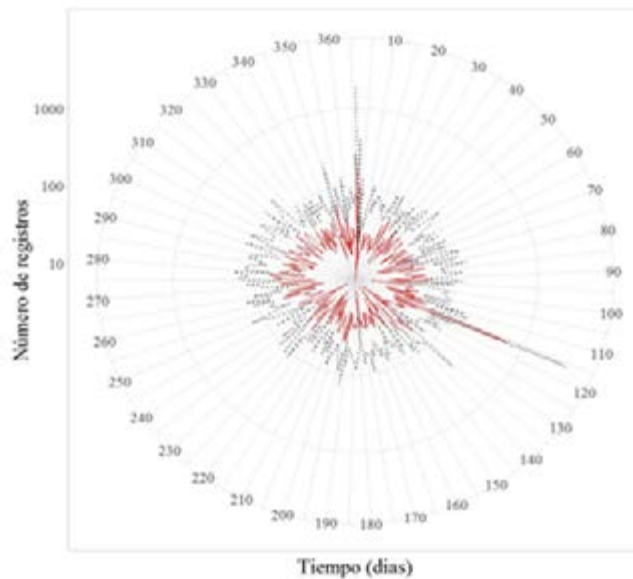


Figura 3. Variación del promedio de registros por año en el periodo 1850 – 2016 (línea roja), junto con su respectiva desviación estándar (línea negra punteada) como función del tiempo (representando los días del año como un ángulo en la circunferencia).

de 200 metros. Con este filtro se obtuvo que, 106.576 registros (33,97%) tienen una calidad aceptable en términos de los valores de altitud, esto puede ser interpretado como errores en la coordenada geográfica o la elevación reportada. Lo cual implica que, solo una tercera parte de la base de datos de registros biológicos de Antioquia, a 2016, tiene un estándar de calidad aceptable para otros estudios más específicos. Por ejemplo, para los Bosques Andinos se reporta 64.600 (de 106.576) registros.

La información de los sitios donde se reportan las especies es fundamental para conocer los atributos de su distribución geográfica. Uno de estos es el rango de elevación, el cual puede ser interpretado como un indicador de la tolerancia de una especie a diferentes condiciones climáticas y su posible respuesta al incremento en la temperatura actual (Feeley et al., 2011; Feeley et al., 2013; Duque et al., 2015). Pese a esto, dicho atributo es sensible a errores en el registro de la información geográfica (Feeley et al., 2009). Si se piensa, por ejemplo, en un error en la coordenada que resulte en una desviación de un kilómetro de su sitio real, a lo largo de una montaña, puede representar varios metros de diferencia sobre el nivel del mar, los cuales se acumulan al rango de elevación real de las especies. Para explorar las implicaciones de este problema se da uso a las especies con más de 10 registros (1.865 en la base de datos SiB a 2016) y se estima su rango de elevación con la información completa y la información depurada. Este análisis mostró que:



1

El porcentaje de error de la estimación del punto medio de elevación es de 13,7%, mientras que el en el rango de elevación es de 54,7%.

2

El punto medio de elevación es sobrestimado para especies que habitan elevaciones por debajo de 1.500 msnm. Mientras que es subestimado para especies que habitan por encima de este límite (Figura 4.a). Es decir, que especies de tierras altas son ubicadas en ecosistemas diferentes debido a sesgos en elevación.

3

El rango de elevación es sobreestimado para todas las especies, resultando en errores de interpretación acerca de su tolerancia a la variación climática (Figura 4.b).

Por otra parte, los registros fueron colectados por un total de 82 instituciones donde siete representan ~90% de los registros. En promedio, el error de atributos espaciales (georreferenciación y altitud) asociado a cada colección es de 66% y tan solo nueve instituciones tuvieron un error asociado inferior al 50% (Tabla 2). Por tanto, los esfuerzos para incrementar la calidad de las colecciones deben enfocarse principalmente en solucionar problemas asociados a la localidad de los registros (i.e. Georeferenciación). Además de establecer protocolos estrictos para el ingreso de nuevas colecciones o registros para minimizar los problemas descritos previamente.

Aunque los registros han aumentado a lo largo del tiempo, en la primera mitad del siglo XX el proceso de colección presentó diferentes picos, pero se estabilizó e incrementó a partir de los años sesenta (Figura 5). Recientemente, se observan años donde aparecen grandes cantidades de ingresos (2.000 y 2.004; 25.043 y 21.497, respectivamente) generados principalmente por la Red Nacional de Observadores de Aves. Este evento resalta la importancia de organizaciones que involucran a toda la sociedad para promover el conocimiento de la naturaleza, conocido actualmente como ciencia ciudadana. Al momento, se han establecido algunas de estas redes a nivel departamental, quienes registran atropellamientos de animales en carreteras (Red de Observadores de Aves). A partir del 2005 se puede observar un patrón decreciente en el número de registros que se recopilan cada año. Por ende, es necesario fortalecer y expandir proyectos que tengan como objeto incrementar el conocimiento de la biodiversidad del país.

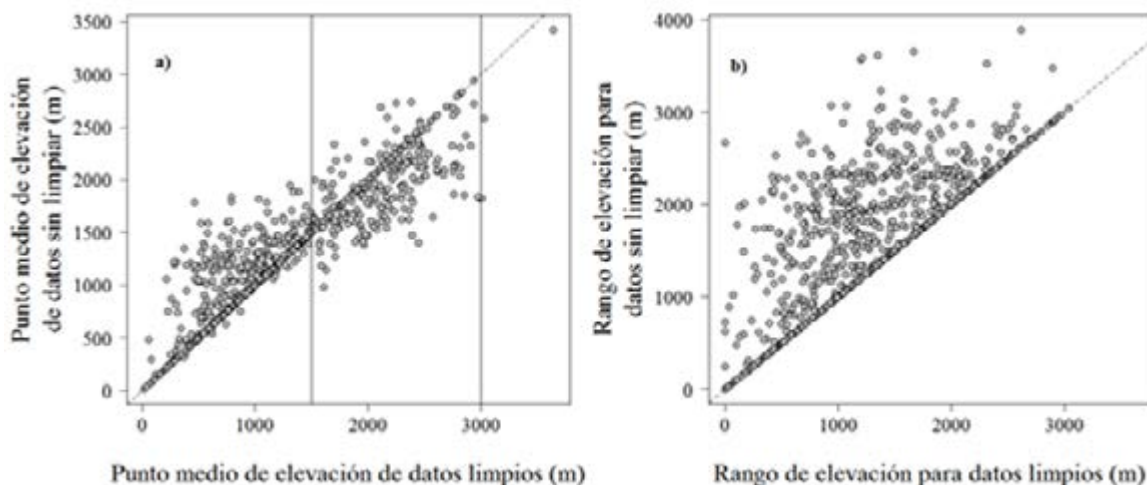


Figura 4. Descripción de los registros en relación con los datos revisados y sin revisar. A) Diferencia en el punto medio del rango de elevación para 1.865 especies que presentan más de 10 datos después de la revisión. B) Diferencia en el rango de elevación para las mismas especies con y sin revisar los datos. Las líneas verticales muestran las elevaciones entre 1.500-3.000 msnm que es la franja donde se ubican los Bosques Andinos.

Tabla 2. Instituciones con menores errores de atributos espaciales en términos de ubicación (coordenadas) y elevación.

Datos	Error (%)	Institución
6	0	Universidad Tecnológica del Chocó
1.446	7,4	Universidad de Antioquia
2.322	10,55	ITM
13.948	21,01	ISAGEN
7.103	21,3	Universidad Católica de Oriente
46	28,26	Jardín Botánico Quindío
7	42,86	UvA-IBED
11.095	48,93	IAvH
13.773	49,2	Corantioquia

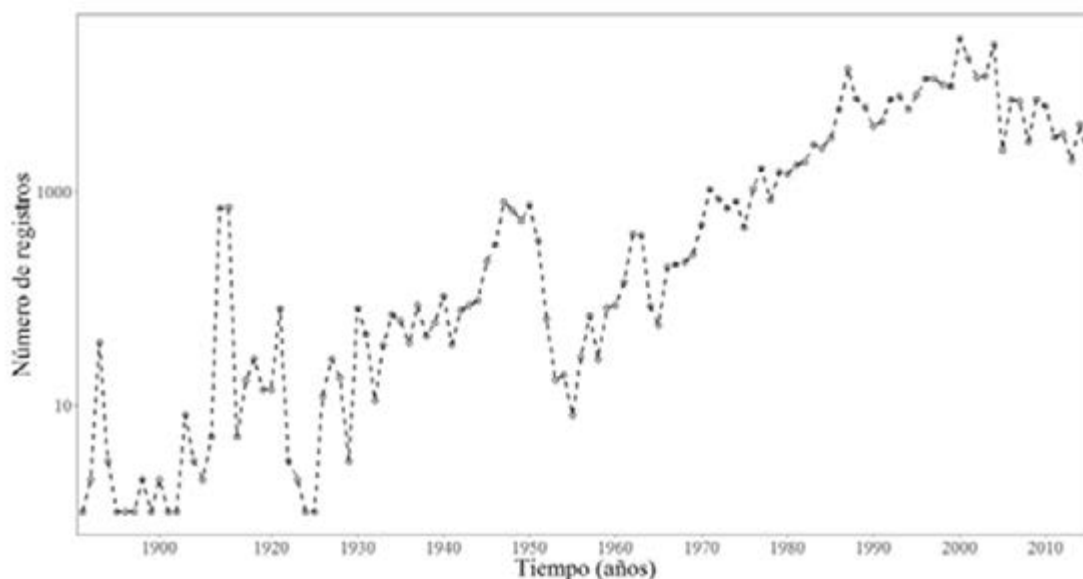


Figura 5. Número de registros (en escala log10) en relación a una serie temporal a partir del año 1850 hasta el 2016, para la base de datos primaria de diversidad del departamento de Antioquia.

En contraste, es evidente que los registros no se encuentran distribuidos de manera aleatoria en el departamento (Figura 2). Los registros tienden a estar concentrados cerca de los centros poblados y carreteras principales, se puede observar que la mayor densidad de datos se encuentra cerca a Medellín (Figura 6). En adición, 111.681 registros (49,84% de los datos con información apropiada de coordenadas) se encuentra a menos de 1 km de alguna carretera (Figura 7). Pero, si se considera una distancia de 3 km de la vía, se evidencia que el 80,37% de los registros siguen esta distribución. La pendiente del terreno también influye en la distribución de los registros. En términos generales, se encontró que la mayor cantidad de los datos se encuentran concentrados en zonas con pendientes menores al 20% y por lo que existe un patrón decreciente en la disponibilidad de información a medida que la pendiente aumenta, aunque este resultado está sujeto al efecto que la pendiente tiene en la extensión de la superficie del área muestreada. Esto implica, entonces, que la mayoría del esfuerzo de muestreo probablemente esté concentrado en áreas con un alto grado de intervención por actividades humanas y de fácil acceso (Figura 8).

A raíz de lo anterior, se observan diferentes regiones del departamento donde no existen registros biológicos o el número de colecciones es mínimo, como el Chocó biogeográfico, Urabá, alrededores del PNN Paramillo, alrededores de la Serranía de San Lucas y el valle del Magdalena; sin descartar que hay regiones, de las aparentemente muestreadas, que no contienen suficiente información para definir su diversidad real. No obstante, es importante destacar que algunas de estas regiones han tenido acceso restringido debido al conflicto armado del país, y que una vez finalizado podrían existir nuevas oportunidades para dar inicio a su reconocimiento (Sierra et al., 2017; Bernal et al., 2017). En consecuencia, campañas de expedición por parte de universidades e instituciones científicas con

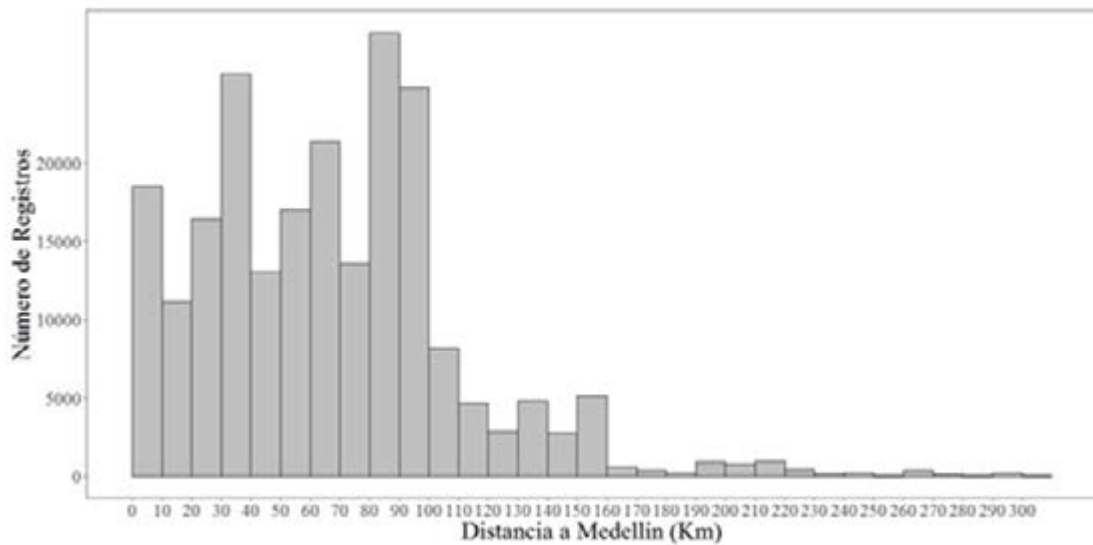


Figura 6. Relación entre los centros poblados y el número de registros, en el eje de las abscisas se encuentra la distancia euclidiana a un punto de referencia (Medellín) y en el eje de las ordenadas la cantidad de registros biológicos que se encontraron a una ubicación determinada.

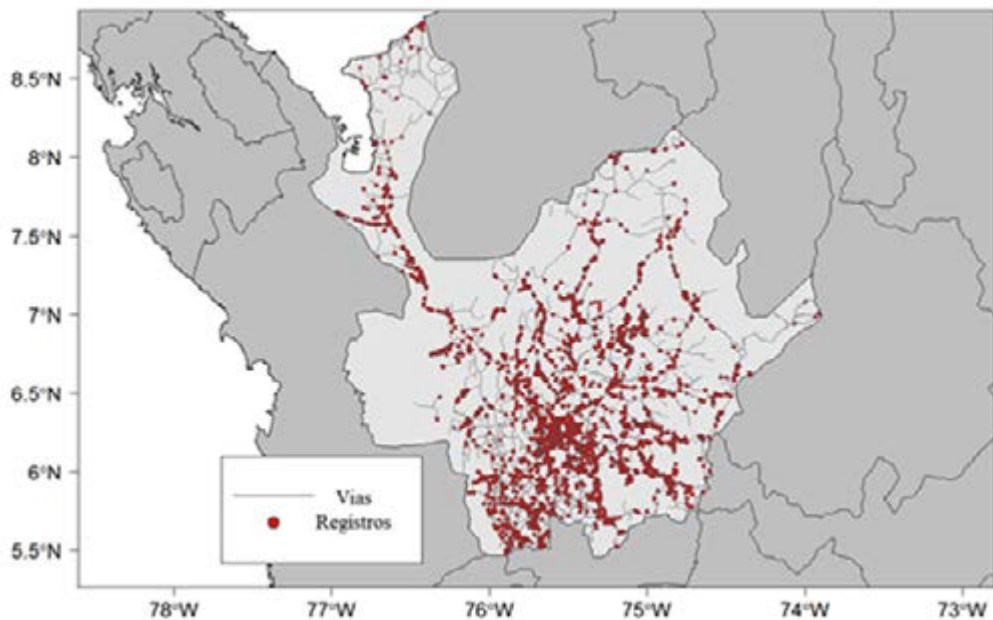


Figura 7. Influencia de las vías en la distribución de los registros. Los puntos rojos representan la ubicación de los registros que se encuentran a menos a un kilómetro de distancia de las vías primarias y secundarias del departamento de Antioquia (líneas grises).

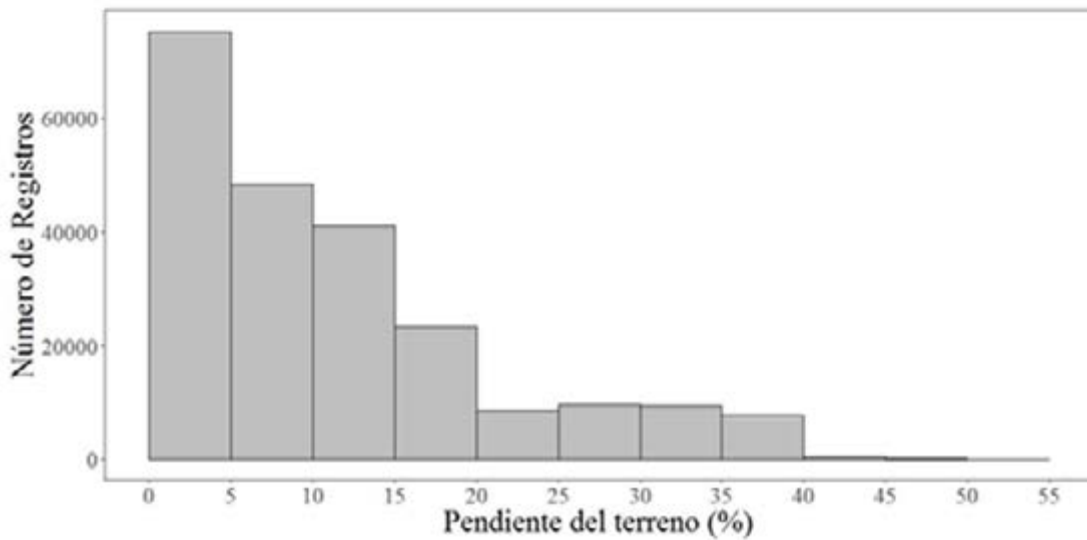


Figura 8. Influencia entre la topografía del terreno y el número de registros. Esta figura relaciona diferentes valores de pendiente (en porcentaje) en las cuales se encontraron registros

apoyo del estado (e.g. Expedición Antioquia) son necesarias para registrar información en regiones poco exploradas con alto potencial para encontrar muchas especies aún no descritas para la ciencia.

Recomendaciones

Consideraciones para realizar la recolección de datos geográficos en campo:

Descripción detallada de la ubicación de la localidad o zona de estudio

La descripción de la zona de estudio tiene como objetivo adquirir información con la cual validar las coordenadas que se determinen en campo y reducir los posibles errores que subyacen en el proceso de georreferenciación. Con el fin de realizar una buena caracterización de una localidad específica, se recomienda usar un punto de referencia claro y perdurable en el tiempo (e.g El centro poblado más cercano) y brindar indicaciones en términos de distancia a lo largo de una carretera o usando distancias ortogonales a el punto de referencia.

Registro de coordenadas

Para la asignación de una coordenada a una localidad se debe verificar la precisión del instrumento con el fin de evitar los denominados “falsos errores” que aparecen al transformar la información de un formato a otro. En términos generales, se recomienda utilizar el formato de grados decimales y tener presente el datum (preferiblemente el WGS 84) en el cual se consignó la información. Cabe aclarar



que en el sistema MAGNA-SIRGAS, Antioquia podría usar el datum correspondiente a la zona oeste o a la zona Bogotá.

Registro de la Elevación

Para la determinación de la altitud de una localidad se recomienda utilizar instrumentos como altímetros barométricos o modelos de elevación digital realizados mediante información de curvas de nivel. Estos métodos se prefieren al GPS debido a que este dispositivo estima la altitud a partir de un modelo de la forma de la tierra (elipsoides, geoides, etc) y por tanto el dato está relacionado con un punto de referencia distinto al nivel del mar.

Protocolo de georreferenciación de datos

Después de la revisión cuidadosa de la información y detectar sus principales errores, se establece un protocolo para su corrección y potencial incremento de la calidad. En esta sección se presenta un protocolo de georreferenciación de datos que podría contribuir a subsanar las imprecisiones relacionadas con la información.

Inicialmente, se debe seleccionar la información que no tiene coordenada geográfica, pero tiene referencia espacial en texto. Es decir, tiene algún grado de resolución espacial: País, departamento, municipio o descripción de la localidad. En este paso, según la resolución espacial siguen



dos alternativas. La primera es que, cuando la información espacial es de baja resolución (país, departamento, municipio) y solo se cuenta con estos datos, es necesario revisar que tenga una ortografía adecuada para que sea comparable con otras fuentes de información como mapas administrativos, lo cual es necesario para establecer el centro de cada unidad administrativa como la coordenada de los registros. Esta información, aunque no es apropiada para análisis espaciales detallados de la distribución de cada especie, es útil para descripciones del territorio y reportes divulgativos. Se requiere, entonces, definir el grado de incertidumbre (estimación del posible error en la medida) de cada uno de estos registros para informar a los usuarios de su estado actual. Este tipo de correcciones pueden ser realizadas automáticamente (mediante la comparación con los polígonos de las unidades administrativas) después de revisar cuidadosamente la ortografía de las unidades administrativas.

Sin embargo, la información que tiene mayor grado de resolución espacial, donde se describe la localidad de muestreo, debe ser ubicada a partir de gaceteros, información cartográfica detallada e información sobre la ecología de la especie relevante, por lo tanto debe ser revisada dato por dato, de manera personalizada. Los gaceteros más recomendables son el Biogeomancer de la universidad de California, Berkeley¹ y los gaceteros en físico del país. Biogeomancer entrega una lista de sitios con un nombre determinado y las coordenadas del mismo. A partir de esta ubicación se busca la coordenada en información cartográfica detallada. En algunos casos Google Earth es suficiente, para

¹ <http://earth-info.nga.mil/gns/html/>



otros casos se requiere información del IGAC sobre veredas y sitios particulares. Después de tener una coordenada establecida se ubican las elevaciones cercanas similares a la elevación del registro. Para la información que presente coordenada espacial se realiza un análisis exploratorio a partir de mapas con el fin de tener una idea preliminar acerca de la calidad de las coordenadas. Para el caso de Antioquia las coordenadas Norte son positivas y las coordenadas Oeste son negativas. Ahora bien, todos los datos no se encuentran desde su estado original en el sistema de coordenadas WGS84 grados decimales, por ende, cuando se realizan transformaciones se puede incurrir en errores, los cuales deben ser revisados desde la fuente original. Este tipo de errores son frecuentes con sistemas de coordenadas planas como MAGNA SIRGAS, donde la longitud y la latitud presentan valores similares y se pueden trasponer. Las coordenadas, por su parte, también pueden diferir de la información cartográfica, por lo que se requiere hacer una zona de amortiguación (buffer) de 10 km de diámetro, con el fin de verificar que la unidad administrativa a la que corresponde el registro realmente se encuentre en la periferia. En caso de encontrar alguna inconsistencia en las coordenadas se debe reportar el error ante los entes encargados de la colección específica para que sean quienes corrijan la información. En caso de tener sesgos en la coordenada, pero una descripción detallada de la localidad, se sigue el procedimiento anteriormente descrito.

Por último, para los registros que presentan sesgos de elevación se debe ubicar la coordenada del registro y un buffer de 250 m de radio, donde se describe el rango de elevación y las elevaciones más frecuentes dentro del mismo. Se deben ubicar las regiones dentro del buffer que son similares con la elevación del registro. En caso de existir, se desplaza la coordenada al área de bosque más cercana.



En caso de no existir, el registro queda como información equivocada. Ahora, si la localidad tiene una descripción detallada se debe revisar si esta existe dentro del buffer y usar el protocolo anterior para verificar la coordenada.

Con el fin de conocer el grado de precisión que tienen los diferentes métodos de georreferenciación se hace necesario realizar una revisión de todas las correcciones por medio de herramientas que permitan conocer la incertidumbre de los datos. Se recomienda usar la calculadora de Biogeomancer para establecer, por medio del método de punto-radio, el grado de incertidumbre asociado a la georreferenciación para ser reportada en el formato DwC.

Conclusiones y recomendaciones

Hasta la fecha existen 106.576 registros biológicos que cumplen con los estándares mínimos de calidad para ser utilizados en futuros análisis. A partir de esta eliminación se encontró que el 66,02% tiene problemas asociados a la tabulación de las bases de datos y sesgos en la ubicación geográfica del registro. Se identificó que las principales fuentes de error provienen de:

1

Registros sin información geográfica o de elevación se les asigna una coordenada 0,0 o una elevación de 0

2

Transformación entre sistemas de coordenadas hacia WGS84, debido a que algunas coordenadas no se asigna el hemisferio correcto

3

Estandarización de la información de departamento, municipio y localidad

4

Ambigüedad en la información de municipio y localidad.



Identificar dichos errores, por parte de los autores de los registros, es de vital importancia ya que un aumento en la calidad de la información ayudaría a promover el uso de bases primarias de biodiversidad. En consecuencia, portales como el SiB Colombia² tendrían aún más influencia en su rol como parte fundamental en el conocimiento de la biodiversidad del país.

Así mismo, la distribución de los registros biológicos se encuentra altamente influenciada por la accesibilidad (i.e. presencia de carreteras), además de un efecto marcado de la cercanía a Medellín donde se encuentran los centros de investigación y universidades del departamento. No obstante, los esfuerzos de muestreo y monitoreo deben incrementar en áreas como el Chocó Antioqueño, el Urabá, y el Nororiente.

Pese a los múltiples esfuerzos, y de ser el departamento con el mayor número de colecciones, la exigua calidad de la información hace necesario que se implementen algunas estrategias con el fin de promover el conocimiento profundo de la biodiversidad. Entre ellas se resaltan:

1

Las capacidades de gestión de la información

2

Promover programas para hacer curaduría a la información de las instituciones y la digitalización de bases de datos no publicadas a la fecha

3

Promover la capacidad institucional y técnica de las corporaciones y entes reguladores de planes de manejo ambiental, para fomentar el uso del formato DarwinCore y la publicación en repositorio, primordialmente en SiB Colombia

4

Se recomienda establecer programas de expedición en áreas poco conocidas.

5

Promover un sistema de monitoreo de biodiversidad de Antioquia que permita tener información estandarizada para la toma de decisiones. Como se presenta en este libro el observatorio de bosques de Antioquia

6

Buscar estrategias para integrar registros obtenidos mediante nuevas metodologías como fototrampeo o detección de sonido, a estos repositorios de biodiversidad.

2 <https://www.sibcolombia.net/>



Referencias

- Alvarez, E. y Cogollo, A. (2011). Que tanta biodiversidad se conserva en el Sistema de Áreas protegidas del departamento de Antioquia?. *Revista Eolo*, No. 16 (nov. 2011). Memorias del Proceso Institucional para la Protección de los Bosques de Antioquia.
- Anderson, R. P., Araújo, M. B., Guisan, A., Lobo, J. M., Martínez-Meyer, E., Peterson, A. T., y Soberón, J. (2016). Report of the Task Group on GBIF Data Fitness for Use in Distribution Modelling, (January 2015), p. 1–27. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.27191.93608>.
- Arbeláez, E. (2013). Knowledge of Colombian biodiversity: Published and indexed. *Biodiversity and Conservation*, 22(12), p. 2875–2906. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0560-y>.
- Feeley, K. J., y Silman, M. R. (2010). Modelling the responses of Andean and Amazonian plant species to climate change: the effects of georeferencing errors and the importance of data filtering. *Journal of Biogeography*, 37(4), p. 733-740.
- Feeley, K. J., Silman, M. R., Bush, M. B., Farfan, W., Cabrera, K. G., Malhi, Y., Saatchi, S. (2011). Upslope migration of Andean trees. *Journal of Biogeography*, 38 (4), p. 783–791. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2010.02444>.
- Idárraga, A., Ortiz, R., Callejas, R., y Merello, M. (2011). Flora de Antioquia: catálogo de las plantas vasculares. vol. II. Listado de las plantas vasculares del departamento de Antioquia. Programa Expedición Antioquia-2103. Series Biodiversidad y Recursos Naturales. Universidad de Antioquia, Missouri Botanical.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., y Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), p. 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>.
- Otegui, J., Ariño, A. H., Encinas, M. A., y Pando, F. (2013). Assessing the Primary Data Hosted by the Spanish Node of the Global Biodiversity Information Facility (GBIF). *PLoS ONE*, 8(1). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0055144>.
- Velásquez-Tibatá, J., Salaman, P., y Graham, C. H. (2013). Effects of climate change on species distribution, community structure, and conservation of birds in protected areas in Colombia. *Regional Environmental Change*, 13(2), p. 235–248. <https://doi.org/10.1007/s10113-012-0329-y>.







Observatorio de Bosques de Antioquia **(OBA)**

*Sebastián González-Caro^{1,3}; Estela Quintero-Vallejo¹; Natalia Moreno¹;
Gloria Sanclemente², Ana María Benavides¹*

¹ Jardín Botánico de Medellín; ² Programa Bosques Andinos-Helvetas Swiss Intercooperation;

³ Universidad Nacional de Colombia.



De acuerdo a los indicadores de deforestación nacional, Antioquia es uno de los departamentos más degradados de Colombia.

Introducción

Nos encontramos en uno de los países con mayor biodiversidad del mundo. El 10% de las especies de flora y fauna del mundo se encuentran en este país. Si lo pensamos detenidamente, de cada diez especies en el planeta una habita en Colombia (SiB, 2017). Esto no es solo en términos de diversidad de especies, sino también en la convergencia de ecosistemas tan diferentes entre sí, como lo son, las selvas del Amazonas y el Chocó, los bosques secos del Caribe y el Magdalena, las sabanas del Orinoco y la variedad de ecosistemas de montaña en las Cordilleras de los Andes que demuestran la riqueza natural del país, una región del mundo única. Sin embargo, la forma en que se ha usado esta riqueza tiene como consecuencia que actualmente solo exista ~45% de los ecosistemas naturales, y que los restantes tengan algún nivel de degradación (IDEAM, 2017).

En el contexto departamental, Antioquia es uno de los departamentos con mayor número de colecciones (registros) de Colombia (SiB, 2017). De igual forma, de acuerdo a los indicadores de deforestación nacional, Antioquia es uno de los departamentos más degradados de Colombia (IDEAM, 2017). Para el 2015 se catalogó entre los departamentos con mayor pérdida de cobertura natural, por tener aproximadamente 68% del territorio transformado para diferentes usos agropecuarios (IDEAM, 2017). Así mismo, solo tiene 5% de su territorio con cobertura de bosque intacto desde 1950 (Tyukavina, Hansen, Potapov, Krylov, y Goetz, 2016). La tasa de deforestación promedio en los últimos 25 años es de ~19.000 ha anuales (González-Caro y Vásquez, en este mismo libro)¹. Este panorama genera un

¹ Ver: Estado de los bosques de Antioquia entre 1990-2015

reto en el modelo de desarrollo actual del departamento e implica mejorar el conocimiento ambiental (que incluya aspectos económicos, socioculturales) del territorio y la forma en que sus recursos son utilizados y manejados. Este objetivo solo podrá alcanzarse si se genera más y mejor información para una adecuada formulación de políticas públicas para el manejo del ambiente y sus servicios ecosistémicos.

En un contexto general, este reto incluye la comprensión de los efectos de la variabilidad y el cambio climático, los requerimientos para garantizar la seguridad alimentaria y energética, la valoración y conservación de la biodiversidad y los ecosistemas, el manejo de los recursos naturales renovables y no renovables, la resiliencia del país frente a los efectos de fenómenos naturales extremos y desastres, entre otros.

En Antioquia, se gesta una estrategia que apunta a divulgar información sobre la biodiversidad y los ecosistemas del territorio que permita comprender su estado y vulnerabilidad, y que sea viable para la toma de decisiones y regulación más convenientes en el territorio, así como para plantear las medidas y acciones necesarias para propiciar la preservación de estos, sobre la base de la mejor información y análisis científico. Esta estrategia regional surge del Pacto por los Bosques de Antioquia, del cual son parte un gran número de instituciones públicas, privadas, académicas, sociales y actores comunitarios, que han acordado alinearse con los nuevos retos que enfrenta el departamento.

Importancia de la información ambiental para los territorios

Actualmente, la información es cada vez más asequible, y los centros de investigación generan síntesis de las mismas para entender





cómo funcionan y responden los ecosistemas (Hampton et al., 2013). Los registros sobre la presencia de especies depositadas en las colecciones biológicas como museos naturales y herbarios, entre otras, han sido divulgados y dispuestos mediante plataformas especializadas, que como el caso del Global Biodiversity Information Facility (GBIF) han facilitado el conocimiento sobre cómo se encuentran distribuidas las especies y cómo están cambiando en respuesta a la transformación de los ecosistemas (Yesson et al., 2007). Por otra parte, la información tomada por satélites ha permitido cuantificar y monitorear la cobertura de la tierra y diferentes atributos de la misma (Jetz et al., 2016; Kerr y Ostrovsky, 2003; Saatchi et al., 2011) como la pérdida de los bosques y la proyección de algunas de las consecuencias que pueden tener sobre el funcionamiento de los bosques (Hansen et al., 2013).

Con base a esta información se han comenzado a generar programas de síntesis a nivel de países, los cuales son necesarios para tomar decisiones (Scholes et al., 2008; ver Sierra et al., 2017 para un ejemplo en Colombia). En Colombia, el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) lidera diferentes programas de análisis de información y sistemas de monitoreo para entender cómo cambian los bosques y otros ecosistemas naturales, mientras el Instituto Alexander von Humboldt lidera diferentes programas de monitoreo y análisis de información acerca del estado de la biodiversidad en Colombia. Estas estrategias son fundamentales para el país, ya que son la base científica para la toma de decisiones de las autoridades ambientales como el Ministerio de Medio Ambiente, las Corporaciones Autónomas Regionales y el público en general. No obstante, gran parte de esta información se genera a grandes escalas de región y no llega efectivamente al público ciudadano, ni a los posibles tomadores de decisiones locales.



Un observatorio para los bosques de Antioquia

Para llegar efectivamente a las regiones y tener información a escalas menores se requiere del mejoramiento y acopio de los datos e información, el desarrollo de nuevas herramientas para analizar y procesar de manera contundente, confiable y comprensible la información, el conocimiento y el desarrollo de nuevas habilidades para el entendimiento y el uso de la nueva información, y las herramientas para el soporte de la toma de decisiones.

Estas necesidades fueron identificadas en el taller de construcción de la Estrategia de gestión para el Observatorio de los Bosques de Antioquia (2017-2022), realizado en Medellín el 7 de septiembre de 2017, con la participación de actores interesados y facilitado por Gloria Sanclemente, en el cual se conceptualizó el observatorio como una plataforma de información ambiental de libre acceso que aporta insumos para la toma de decisiones institucionales y el seguimiento a la inversión, lo que facilita el control social sobre el territorio.

De acuerdo al planteamiento de la Estrategia para el Observatorio de los Bosques de Antioquia, los beneficios que este tendrá para el departamento, son: 1) fortalecimiento y fomento del conocimiento, la información y la comunicación; 2) aumento de los mecanismos y oportunidades de participación social para la toma de decisiones; 3) articulación de la gestión interinstitucional para mejorar la efectividad y orientar la toma de decisiones hacia un desarrollo sostenible; 4) información, evaluación y seguimiento de los compromisos de los actores; 5) conocimiento de la gestión ambiental a través del seguimiento de los indicadores del desarrollo sostenible.



La misión que se propuso fue: “Somos una alianza estratégica de instituciones públicas, privadas, académicas y comunitarias interesadas en la gestión adecuada de la información y el conocimiento de los bosques de Antioquia, para facilitar la toma de decisiones y la articulación de acciones asociadas a la conservación y manejo de los bosques y el desarrollo económico, cultural y social del departamento de Antioquia”. Su posicionamiento es logrado por medio de la recolección, monitoreo, procesamiento y generación de información detallada de los bosques de Antioquia, que permitirá conocer el estado de los mismos, generar alertas y evaluar el impacto de las acciones e inversiones implementadas por diferentes organizaciones tanto públicas y privadas. Se espera que su presencia en Antioquia, sea sostenida porque cuenta con organizaciones públicas, privadas, académicas y comunitarias con alto compromiso y un equipo humano altamente cualificado, que apoya procesos de generación de conocimiento, y cuenta con una gestión administrativa y gerencial óptima.

Como visión se proyecta: “El Observatorio de los Bosques de Antioquia en el 2022, es reconocido, valorado y se constituye en referente fundamental de la generación y provisión de información confiable en la toma de decisiones relacionadas con la gestión y manejo de los bosques, sus servicios ecosistémicos y el rol que juegan en la mitigación y adaptación al cambio climático, de las instituciones públicas, privadas, académicas y comunitarias de Antioquia, pues la información generada, es incluida en políticas departamentales y regionales, planes de gobierno, y proyectos del sector privado y académico”.



Tabla 1. Líneas estratégicas y objetivos, como resultado del taller de construcción participativa.

Líneas estratégicas	Objetivos relacionados
Generación y manejo de información y conocimiento sobre bosques.	<p>Consolidar, analizar y divulgar la información de los bosques de Antioquia generada por las instituciones del nivel nacional, del monitoreo de los bosques y del resultado de las líneas de intervención del OBA.</p> <p>Identificar problemas y líneas de investigación que permitan la generación de conocimiento sobre el estado de los bosques, su rol en la mitigación y adaptación al cambio climático y el aporte de los mismos al desarrollo económico y social del departamento.</p> <p>Promover el seguimiento y monitoreo permanente de los bosques de Antioquia, incluyendo la identificación, análisis y divulgación de potenciales alertas.</p> <p>Construir a partir del análisis de la información sobre el estado de los bosques de Antioquia, una batería de indicadores.</p>
Fortalecimiento tecnológico del OBA.	<p>Diseñar e implementar una plataforma informática web como herramienta de fomento a la apropiación social del conocimiento, transparencia y el control social.</p> <p>Desarrollar herramientas de recolección y divulgación de la información (datos) que identifiquen aspectos de biodiversidad en los bosques de Antioquia.</p>
Fortalecimiento de la alianza estratégica institucional.	<p>Promover un adecuado relacionamiento interinstitucional en el marco del pacto por los bosques de Antioquia, que garantice el funcionamiento del OBA.</p> <p>Identificar los requerimientos financieros y las estrategias de gestión para la consecución de los recursos económicos que permitan la operación y mantenimiento del OBA.</p>
Divulgación de la información y conocimiento.	<p>Contribuir al conocimiento y valoración de los bosques de Antioquia por parte de los ciudadanos.</p> <p>Propiciar espacios de debate público frente al estado de los bosques de Antioquia como estrategia de generación de confianza, empoderamiento comunitario y fortalecimiento institucional de la gestión de la información.</p>

Se presenta como objetivo general: “Gestionar la información de los bosques de Antioquia, mediante la recolección, el procesamiento, la generación de información detallada y el monitoreo de los bosques, para promover el conocimiento del estado de los mismos, generar alertas y evaluar el impacto de las acciones e inversiones implementadas por diferentes organizaciones tanto públicas y privadas”. Para el OBA se plantean las siguientes líneas estratégicas y objetivos (Tabla 1).

Observatorio de los bosques de Antioquia 2016-2017

El primer paso en la construcción del Observatorio fue la búsqueda de la información ambiental disponible para el territorio en tres ejes temáticos: biodiversidad, estado de los ecosistemas y pérdida de bosque. La información de biodiversidad en su mayoría se encuentra depositada en el Sistema de Biodiversidad de Colombia² y fue evaluada para los propósitos del observatorio (Triviño et al., en este mismo libro)³. Adicionalmente, se identificaron otras fuentes como, consultoras ambientales, corporaciones regionales (Corantioquia, Comare y Corpourabá), Empresas Públicas de Medellín (EPM) e institutos de investigación como universidades y el Jardín Botánico de Medellín, quienes mantienen información actualizada sobre la distribución de especies en el departamento (ver Triviño et al., en este mismo libro)⁴.

2 SiB: <https://www.sibcolombia.net>

3 Ver: Síntesis de los registros biológicos de Antioquia a 2016

4 Ver: Síntesis de los registros biológicos de Antioquia a 2016



Esta búsqueda permitió iniciar con el planteamiento en la primera línea estratégica “Generación y manejo de información y conocimiento sobre bosques”, de la cual se adelantan acciones y se plantean algunos desarrollos a corto plazo. La información de biodiversidad está siendo depositada de manera exitosa en el Sistema de Biodiversidad de Colombia (SiB). Por lo cual, el OBA tuvo como primera acción estratégica fortalecer estos procesos mediante talleres de capacitación para las instituciones que están produciendo información con el fin de incrementar la calidad y cantidad de la misma.

Tabla 2. Síntesis de las fuentes de información disponibles usadas para la etapa inicial del Observatorio de Bosques de Antioquia (2016-2017).

Institución	Información
Sistema de Biodiversidad de Colombia (SiB)	Registros biológicos de presencia de especies
BioModelos; Instituto Alexander von Humboldt	Modelos de distribución de especies para Colombia (resolución 1 km)
Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM)	Información cartográfica de cobertura natural de Colombia 1990-2015 (resolución ~30 m)
Departamento de Ciencias geográficas, Universidad de Maryland	Información cartográfica de cobertura de bosque global 2000-2013 (resolución ~30 m)
Iniciativa EnvEarth	Información de tipos de uso del suelo global (resolución 1 km)
SoilGrids	Información global sobre contenido de carbono en el suelo y densidad aparente (resolución 1 km)
Jet Propulsion Laboratory, Instituto de tecnología de California, NASA	Información global sobre el contenido de carbono en los árboles (resolución 1 km)

Como segunda acción, se establecieron criterios de calidad a través de una revisión de la información actual (Triviño et al., en este mismo libro)⁵ mediante talleres específicos con los autores de la misma. Se plantea, a corto plazo, establecer espacios de discusión entre académicos, corporaciones y otras entidades productoras de información, como empresas privadas, para incrementar la calidad de la misma a través de protocolos y metodologías poco conocidas en diferentes medios. Por ejemplo, tener espacios de discusión entre investigadores y empresas consultoras para que lleven a cabo protocolos apropiados para la toma de información en campo (Gómez, en este mismo libro)⁶.

Por otra parte, en la búsqueda de información sobre los ecosistemas, se identificaron diferentes fuentes sobre las condiciones climáticas del departamento, las coberturas de los bosques y algunos atributos de los mismos (Tabla 2). La mayoría de esta información se encuentra en repositorios internacionales de acceso libre. Sin embargo, se requiere el manejo de Sistemas de Información Geográfica (SIG), lo cual limita, a un espectro muy reducido, el público que puede tener acceso. La información disponible describe las condiciones climáticas actuales basada en datos obtenidos entre

5 Ver: Síntesis de los registros biológicos de Antioquia a 2016

6 Ver: Análisis de la importancia de la información de los estudios ambientales para la conservación de los bosques en Antioquia



1950-2010; las coberturas naturales, basadas información satelital, que permite generar informes sobre el estado de los bosques. Dicha información es dependiente de los análisis realizados sobre esta. Por ejemplo, la temperatura es un derivado de un modelo de interpolación de algunas estaciones climáticas disponibles en el departamento. De igual forma, las interpretaciones de los productos de la información satelital.

A partir de lo anterior, la propuesta del Observatorio es invitar a espacios de discusión a investigadores, corporaciones, empresas privadas y público general, interesado para estandarizar la interpretación de la información y obtener productos a una escala apropiada para que sean útiles en la toma de decisiones a nivel del departamento (Carrascal, en este mismo libro)⁷.

A partir del análisis realizado (Tabla 2) se consolidaron 19 variables que describen el territorio de Antioquia en términos de cobertura de bosque, biodiversidad, tendencia climática actual y carbono acumulado en los bosques. Estos indicadores se encuentran disponibles a través de una plataforma virtual⁸ (Tabla 3) y están abiertos a discusión del público general para afinar la información disponible. Además, pueden ser incluidos nuevos indicadores sobre diferentes procesos en los ecosistemas para los cuales no se tiene información aún, como: 1) abundancia de especies clave (endémicas, amenazadas o importantes prestadoras de servicios ecosistémicos) a partir de modelos de distribución de densidad de individuos de especies; 2) cobertura de bosques en tiempo real mediante sensores

7 Ver: Tendencias climáticas generales en los Bosques Andinos Colombianos

8 www.observatoribosquesantioquia.org



Tabla 3. Indicadores preliminares para la plataforma del Observatorio de Bosques de Antioquia (2016-2017).

Variable	Descripción
Número de registros	Indica número de registros que han sido colectados en un área determinada de 250 m ² (SiB 2016; Triviño et al. en este mismo libro)1.
Riqueza de especies	Indica el número de especies de vertebrados y árboles andinos presentes en un área determinada de 250 m ² (Basados en SiB, 2016).
Importancia de Aves	Indica la importancia biológica de aves en un pixel* de 250 m ² . La importancia es la riqueza de especies del grupo ponderada por su importancia regional, es decir, el grado de endemismo y complementariedad (Basados en SiB, 2016).
Importancia de mamíferos	Indica la importancia biológica de mamíferos en un pixel de 250 m ² . La importancia es la riqueza de especies del grupo ponderada por su importancia regional, es decir, el grado de endemismo y complementariedad (Basados en SiB, 2016).
Importancia de anfibios	Indica la importancia biológica de anfibios en un pixel de 250 m ² . La importancia es la riqueza de especies del grupo ponderada por su importancia regional, es decir, el grado de endemismo y complementariedad (Basados en SiB, 2016).
Importancia de árboles andinos	Indica la importancia biológica de árboles en un pixel de 250 m ² . La importancia es la riqueza de especies del grupo ponderada por su importancia regional, es decir, el grado de endemismo y complementariedad (Basados en SiB, 2016).
Temperatura media anual	Indica la temperatura promedio anual de un pixel de 250 m ² . Esta información es el promedio de dos bases de datos mundiales (Hijmans et al., 2005).
Precipitación media anual	Indica la precipitación anual de un pixel de 250 m ² . Esta información es el promedio de dos bases de datos mundiales (Hijmans et al., 2005).
Nubes	Frecuencia de nubes en el año por pixel de 250 m ² (Smith y Jetz, 2016).
Variabilidad de Nubes	Variabilidad de la frecuencia de nubes (Smith y Jetz, 2016)
Disponibilidad de agua	Relación entre el agua disponible por precipitación y la evapotranspiración potencial (http://www.cgiar-csi.org/).
Carbono de suelo	Hace referencia a la acumulación de la materia orgánica potencial (https://soilgrids.org/).
Carbono en árboles	Expresa el Carbono en toda la biomasa (cantidad de masa anhidra) viva por encima del suelo, incluyendo el tronco, el tocón, las ramas, la corteza, las semillas y las hojas (Saatchi et al., 2009).
Elevación	Elevación de un sitio sobre el nivel del mar.
Cobertura de bosques promedio	Agrupar unidades de bosque dentro de un área (IDEAM 2015; Hansen et al., 2013).
Deforestación	Indica la pérdida de la cobertura del bosque entre los años 2000-2015 (IDEAM 2015; Hansen et al., 2013).
Fragmentación	Indica la degradación de la cobertura del bosque entre los años 2000-2015 (González-Caro y Vasquez en este mismo libro)2.

*Pixel: área determinada en una imagen digital, en nuestro caso son las imágenes del área de Antioquia.



Tabla 4. Actividades para 2018.

Línea Estratégica	Actividad	Entidad responsable
Generación y manejo de información y conocimiento sobre bosques	Línea de base del estado de los bosques 2018-2019 y actualización la información cada 6 meses.	Comité de Ejecución OBA
Fortalecimiento tecnológico del OBA	Desarrollo de instrumentos para la administración de la información.	Comité de Ejecución OBA
Fortalecimiento de la alianza estratégica institucional	Involucrar actores políticos y administrativos. Consolidar la articulación institucional. Diseñar una estrategia de sostenibilidad financiera.	Comité de Ejecución OBA
Divulgación de la información y conocimiento.	Mostrar valor agregado frente a otros sistemas por frecuencia de uso / feedback de usuarios. Comités ordinarios. Participación de actores interdisciplinarios para la generación de datos.	Comité de Ejecución OBA

Tabla 5. Actividades para 2019.

Línea Estratégica	Actividad	Entidad responsable
Generación y manejo de información y conocimiento sobre bosques.	Estudios: bosques, social, climáticos Establecer un programa de monitoreo de procesos de restauración / bosques. Implementación de métodos para evaluar efectos del CC en la biodiversidad.	Comité de Gestión del Conocimiento del Pacto por los Bosques y la Institución operadora del OBA.
Fortalecimiento tecnológico del OBA.	Operación de la plataforma exitosa.	Comité de Gestión del Conocimiento del Pacto por los Bosques y la Institución operadora del OBA.
Fortalecimiento de la alianza estratégica institucional.	Consolidar alianzas internacionales. Recursos asignados permanentemente.	Comité Directivo del Pacto con el apoyo del Comité de gestión de conocimiento.
Divulgación de la información y conocimiento.	Oferta de información transparente, confiable y oportuna. Presentación de indicadores de impacto y rendición pública de cuentas.	Comité de Gestión del Conocimiento del Pacto por los Bosques y la Institución operadora del OBA.



Tabla 6. Actividades para 2020.

Línea Estratégica	Actividad	Entidad responsable
Generación y manejo de información y conocimiento sobre bosques.	Identificación de predios elegibles para compensación. Monitoreo permanente.	Comité de Gestión del Conocimiento del Pacto por los Bosques y la Institución operadora del OBA
Fortalecimiento tecnológico del OBA.	Operación de la plataforma exitosa.	Institución Operadora
Fortalecimiento de la alianza estratégica institucional.	Alianzas internacionales.	Comité Directivo del Pacto con el apoyo del Comité de gestión de conocimientoA
Divulgación de la información y conocimiento.	Información del impacto de las inversiones y de la gestión institucional.	Comité de Gestión del Conocimiento del Pacto por los Bosques y la Institución operadora del OBA.

Tabla 7. Actividades para 2021.

Línea Estratégica	Actividad	Entidad responsable
Generación y manejo de información y conocimiento sobre bosques.	Monitorear en tiempo real de variables de deforestación (incendios, degradación, minería).	Comité de Gestión del Conocimiento del Pacto por los Bosques y la Institución operadora del OBA.
Fortalecimiento tecnológico del OBA.	Desarrollo de aplicaciones tecnológicas (App). Operación de la plataforma exitosa.	Comité de Gestión del Conocimiento del Pacto por los Bosques y la Institución operadora del OBA.
Fortalecimiento de la alianza estratégica institucional.	Integración completa del OBA.	Comité de Gestión del Conocimiento del Pacto por los Bosques y la Institución operadora del OBA.
Divulgación de la información y conocimiento.	Divulgación de modelos exitosos en la restauración de los bosques. Información del impacto de las inversiones y de la gestión institucional.	Comité de Gestión del Conocimiento del Pacto por los Bosques y la Institución operadora del OBA.



Tabla 8. Actividades para 2022.

Línea Estratégica	Actividad	Entidad responsable
Generación y manejo de información y conocimiento sobre bosques.	Generación de conectividad entre ecosistemas.	Comité de Gestión del Conocimiento del Pacto por los Bosques y la Institución operadora del OBA.
Fortalecimiento tecnológico del OBA.	Operación de la plataforma exitosa.	Comité de Gestión del Conocimiento del Pacto por los Bosques y la Institución operadora del OBA.
Fortalecimiento de la alianza estratégica institucional.	Alianzas internacionales Crear observatorios municipales – puntos de encuentro ciudadanos y conexión con el territorio.	Comité Directivo del Pacto por los Bosques.
Divulgación de la información y conocimiento.	Información del impacto de las inversiones y de la gestión institucional.	Comité de Gestión del Conocimiento del Pacto por los Bosques y la Institución operadora del OBA.

satelitales y verificada en campo, en sitios donde la sensibilidad de los satélites es mínima (e.g. zonas con alta frecuencia de nubes); 3) carbono acumulado a partir de modelos de la densidad de carbono por cobertura vegetal; 4) cambios en temperatura a 2030 a partir de modelos predictivos de cambios locales en temperatura basados en información regional y local, incluyendo diferentes compartimentos, entre otros. Inicialmente se espera seguir en la consolidación de indicadores más robustos a partir de investigaciones y colaboraciones conjuntas entre diferentes entidades como universidades, entes gubernamentales, centros de investigación, entre otras.

Plan de acción preliminar

A partir del taller de construcción participativa, se genera el siguiente plan de acción de corto y mediano plazo para la consolidación e institucionalización del OBA (Tablas 4, 5 y 6).

Agradecimientos

El OBA se gesta en el marco del Pacto por los Bosques de Antioquia. Agradecemos a las instituciones que participaron en el taller de planeación estratégica (2018-2022): la Gobernación de Antioquia, a través de la Secretaria de Medio Ambiente, el Municipio de Envigado, Corantioquia, AMVA, CORNARE, Empresas Públicas de Medellín, Escuela de Ingenieros de Antioquia, Universidad CES, Pro Antioquia, Corporación Cohete, Parque Explora y la Corporación Salva Montes. Esta iniciativa (2016-2017) es ejecutada por el Jardín Botánico de Medellín en el marco del convenio marco 312 de 2015 entre el Jardín Botánico de Medellín, el Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA), la Corporación para el Manejo Sostenible de los Bosques –Masbosques, y el consorcio HELVETAS Swiss Intercooperation – CONDESAN.



Referencias

- Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., da Fonseca, G. A., Gerlach, J., Hoffmann, M., Lamoreux, J. F., y Rodrigues, A. S. (2006). Global biodiversity conservation priorities. *Science*, 313(5783), p. 58-61.
- Duque, A., Stevenson, P. R., y Feeley, K. J. (2015). Thermophilization of adult and juvenile tree communities in the northern tropical Andes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(34), p. 10744-10749.
- Hampton, S. E., Strasser, C. A., Tewksbury, J. J., Gram, W. K., Budden, A. E., Batcheller, A. L., y Porter, J. H. (2013). Big data and the future of ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(3), p. 156-162.
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S., Tyukavina, A., ... y Kommareddy, A. (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *science*, 342(6160), p. 850-853.
- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., y Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International journal of climatology*, 25(15), p. 1965-1978.
- Jetz, W., Cavender-Bares, J., Pavlick, R., Schimel, D., Davis, F. W., Asner, G. P., y Schaeppman, M. E. (2016). Monitoring plant functional diversity from space. *Nature plants*, 2(3).
- Kerr, J. T., y Ostrovsky, M. (2003). From space to species: ecological applications for remote sensing. *Trends in Ecology y Evolution*, 18(6), p. 299-305.
- Saatchi, S. S., Harris, N. L., Brown, S., Lefsky, M., Mitchard, E. T., Salas, W., ... y Petrova, S. (2011). Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(24), p. 9899-9904.
- Scholes, R. J., Mace, G. M., Turner, W., Geller, G. N., Jürgens, N., Larigauderie, A., y Mooney, H. A. (2008). Toward a global biodiversity observing system.
- Sierra, C. A., Mahecha, M., Poveda, G., Álvarez-Dávila, E., Gutierrez-Velez, V. H., Reu, B., y Buendia, C. (2017). Monitoring ecological change during rapid socio-economic and political transitions: Colombian ecosystems in the post-conflict era. *Environmental Science y Policy*, (76), p. 40-49.
- Tyukavina, A., Hansen, M. C., Potapov, P. V., Krylov, A. M., y Goetz, S. J. (2016). Panitropical hinterland forests: mapping minimally disturbed forests. *Global ecology and biogeography*, 25(2), p. 151-163.
- Yesson, C., Brewer, P. W., Sutton, T., Caithness, N., Pahwa, J. S., Burgess, M., y Culham, A. (2007). How global is the global biodiversity information facility?. *PLoS One*, 2(11), p. 1124.

(Footnotes)

- 1 Ver: Síntesis de los registros biológicos de Antioquia a 2016
- 2 Ver: Estado de los bosques de Antioquia entre 1990-2015







Implicaciones que puede tener el **Observatorio**





Bosque urbano – **Caso Valle de Aburrá**

German A. Restrepo Soto

Jardín Botánico de Medellín



Los bosques urbanos son un ecosistema emergente de la transformación de un espacio natural que debe incluirse en los planes de manejo de las ciudades debido a su importancia para mantener la calidad de vida de sus habitantes. Medellín es la segunda ciudad más grande de Colombia y hace parte del área metropolitana del Valle de Aburrá. A lo largo de este artículo, expreso cómo entiendo el bosque urbano del Valle de Aburrá y cuáles son los posibles pasos a seguir para mejorar su funcionamiento.

El Valle de Aburrá se encuentra ubicado en la Cordillera Central, se conforma por diez municipios distribuidos a lo largo del río Medellín y cuenta con una extensión de 1.165,5 km², Medellín (como ciudad núcleo), Barbosa, Girardota, Copacabana, Bello, Envigado, Itagüí, La Estrella, Sabaneta y Caldas. Con elevaciones que van desde los 1.300 msnm en el municipio de Barbosa hasta los 2.800 msnm en el cerro Padre Amaya del municipio de Medellín, y evidencia la variedad climática representativa de los Andes. Según el último censo nacional, la población del área metropolitana en 2005 fue de 3.312.165 habitantes (94% urbana y 6% rural), los cuales se asientan principalmente en la zona urbana y periurbana y ocupan gran parte de las laderas, ya que su topografía hizo que el desarrollo urbanístico así se diera.

Ahora bien, la demanda de servicios ambientales es uno de los problemas que afrontan las grandes ciudades del mundo, es decir, difícilmente una ciudad tendrá la capacidad de ser “autosostenible”, pues el territorio se ocupa de manera masiva y genera altas densidades poblacionales sin destinar áreas verdes suficientes que permitan la oferta de algunos servicios ambientales. Todo lo que hoy se conoce como Valle de Aburrá fue cuna de algunas comunidades indígenas que aprovechaban la tierra y otros recursos que les proporcionaban el Río Medellín y los bosques aledaños. Sin embargo, hoy el Valle de Aburrá no es sostenible. Debido a esto, la oferta de servicios ambientales en su gran mayoría es subsidiada por otras regiones del departamento, e incluso del país.

Así, diferentes ecosistemas de montaña proveen servicios al Valle de Aburrá. Gran parte del agua para el consumo humano proviene de montañas ajenas al Área Metropolitana, los cuales surten los embalses

Río Grande II (ubicado en entre Santa Rosa y Entreríos), La Fe (en Envigado y El Retiro) y Piedras Blancas (Área rural de Medellín hacia el Valle de San Nicolás). Empresas Públicas de Medellín (EPM) suministra a los habitantes del área metropolitana del Valle de Aburrá un promedio de 9,5 m³/s de agua potable para suplir la demanda.

Existen diferentes ecosistemas de interés que, por sus características especiales, proveen diferentes bienes y servicios ambientales a los habitantes del Valle, tal es el caso del Alto de San Miguel, el Alto de La Llorona, la cuenca de la quebrada Santa Elena y el cerro del Padre Amaya. Estos dan origen al nacimiento del Río Medellín, la quebrada Ayurá, la quebrada Santa Elena y la quebrada La Iguaná, respectivamente (Vélez et al., 2000), quebradas que estuvieron al margen de la planificación y no proveen agua para el consumo, por lo que, en la mayoría de casos, los habitantes de las viviendas aledañas le dieron la espalda y han sido altamente contaminadas por vertimientos y malas prácticas, que a su vez conllevó a una degradación de la calidad del agua, que posteriormente, y a través de altos costos, es tratada en plantas para su reintegro al sistema del río Medellín.

No obstante, para garantizar el abastecimiento a largo plazo se tendrá que generar una mayor inversión para adquirir, conservar y/o mejorar los ecosistemas asociados a los embalses y así propiciar ciclos y funciones ecosistémicas, además de impulsar transformaciones culturales, pues se debe partir de un consumo responsable y de buenas prácticas que eviten vertimientos inadecuados y además de concientización a la ciudadanía de que “el agua no proviene del grifo” (Cárdenas, 2013).





Dentro del área metropolitana del Valle de Aburrá se encuentra el bosque urbano que presta directamente servicios ambientales a los ciudadanos. Este tiene varias definiciones, entre las cuales resalta que en el Manual de Silvicultura Urbana para Medellín (Secretaría de Medio Ambiente de Medellín, 2015), se incluyen los individuos solitarios como árboles aislados en el bosque urbano que hacen parte del conjunto de los espacios verdes y de las relaciones que allí se dan. Así, es la matriz que incluye todas las zonas verdes donde se generan las interacciones y funciones ecosistémicas, las cuales por tratarse de un “ecosistema artificial”, son asistidas por las prácticas silviculturales que realizan los administradores de estas zonas verdes. Los servicios ambientales que presta el bosque urbano son, entre otros, la regulación micro climática, el paisaje, la mitigación de la contaminación atmosférica, la reducción en niveles de ruido, la mitigación de la erosión del suelo, la protección de cuencas hidrográficas, además de alimento y hábitat para fauna silvestre y contribuyen directamente con la salud, la educación, la recreación y la cohesión social de los habitantes de las ciudades (Bolund y Hunhammar, 1999).

La atenuación de la temperatura es quizás uno de los servicios más tangibles del bosque urbano. Cada vez se escucha hablar más de servicios ecosistémicos: hoy los habitantes de las ciudades vienen despertando del letargo provocado por años de derroches ambientales (muchos de ellos de manera inconsciente, ausencia de conocimiento, políticas claras o intereses personales), por lo que el cuidado de la vegetación asociada a las zonas verdes urbanas ingresa al imaginario de los ciudadanos y al discurso social y ambiental.

Por su parte, el Plan Maestro de Espacios Públicos Verdes realizado por el Área Metropolitana del



Valle de Aburrá fue uno de los grandes hitos de la silvicultura urbana, pues en el año 2005 se censaron cada uno de los individuos arbóreos ubicados en la zona urbana de los municipios del Valle de Aburrá y se definieron líneas claras de manejo a partir de un diagnóstico; políticas que incluyeron a la fauna e hicieron referencia a los servicios que el bosque urbano presta a los habitantes de los municipios que lo conforman. Sin embargo, solo hizo referencia a las zonas verdes de carácter público, por lo que la información está subestimada, ya que para efectos de conectividad o prestación de servicios es indistinta la tenencia de los predios y las zonas verdes privadas no fueron censadas. Los resultados de este plan fueron divulgados ampliamente y acogidas sus propuestas. En consecuencia, algunos de los municipios aunaron esfuerzos para apalancar las políticas e iniciaron las discusiones sobre redes ecológicas, conectividad e individuo arbóreo, no solo por profesionales de la materia, sino por constructores y ciudadanos que le dieron la importancia y cambiaron la manera de ver las zonas verdes y los individuos y/o sistemas que las conformaban.

Algunos de estos individuos son identificados por los ciudadanos, pues es común ver grupos de personas alrededor de los árboles en diferentes sitios de la ciudad evitando estar expuestos al sol. Es allí donde los árboles aislados, o en grupo, pueden generar una percepción de frescura. Aunque se entienden como solo sombra, allí se encuentra absorción, emisión y transmisión de radiación infrarroja y procesos de evapotranspiración que terminan por disminuir la temperatura (Solecki et al., 2005). Por lo tanto, su capacidad de atenuar la temperatura depende de variables como el número de individuos, identidad de la especie, cobertura en la base del individuo, albedo, viento, entre otras. Es entonces, donde se concluye que los bosques urbanos juegan un papel fundamental en el microclima, de hecho, en arreglos y cantidades adecuadas, pueden modificar de manera sustancial el consumo energético de



los ciudadanos en búsqueda de un acondicionamiento ambiental en momentos climáticos extremos. Si se piensa en Medellín, por ejemplo, en áreas donde este servicio es importante, en lugares como ciclovías, senderos peatonales y espacios de encuentro (e.g. bibliotecas y centros culturales) se observa una baja densidad de árboles, lo cual puede ser un aspecto importante a tener en cuenta para incrementar la calidad de vida en la ciudad y la densidad de árboles por habitante en el Valle de Aburrá.

Otro de los servicios reconocidos, es el atributo estético de los árboles y/o grupos de individuos, sin embargo, no son asumidos como paisaje, pues en el concepto de muchos el paisaje está por fuera de las ciudades (ruralidad) y no se incluyen otras variables diferentes a las naturales, como es el caso de los asentamientos, edificaciones, amoblamientos y demás que configuran el paisaje urbano. Como lo menciona Vélez (2007), la forma de urbanizar se hace a costa de la naturaleza, de los espacios agrarios o naturales en su entorno, y no necesariamente como un continuo, sino, ante todo, a saltos, dispersando fragmentos, ejes de asentamientos, infraestructuras, servicios e industrias. Esto es, a través de la expansión en el paisaje de una matriz urbana en la cual van quedando entremezclados fragmentos verdes (ya sea que se trate de parques formales o de espacios sin construir) más o menos naturales, al interior de los cascos urbanos o en la periferia. A saber, estas áreas verdes han sido incluidas al final de la planeación urbana. En este punto existe un proyecto que la Alcaldía de Medellín comenzó en el 2006 llamado el cinturón verde de Medellín y luego se extendió hacia el resto del Valle de Aburrá. Este proyecto busca poner un límite al crecimiento de la ciudad por medio de áreas verdes que incrementan la belleza escénica del Valle.

Sobresale, además, el servicio para la recreación. Es así como los parques y zonas verdes en la ciudad se conforman como opción de disfrute natural, por lo que propician la recreación y alimento para el espíritu, dejan en evidencia la importancia que tienen estos espacios en la cultura y el bienestar colectivo. Son la admiración por el paisaje, y ahora, su conservación y respeto, conceptos nuevos que se crean y fomentan de manera cultural, donde gracias a un reciente movimiento de sensibilidad ambiental, cada vez va tomando más fuerza y las comunidades vuelven a comprender la indisoluble relación que tienen con su entorno. Es por esto que muchas de las personas en el Valle de Aburrá, que pasaron de tener casas grandes, con jardines internos y áreas verdes externas, a apartamentos de ciudad, añoren y se inclinen por la búsqueda de viviendas con características similares en las afueras de sus ciudades o se apropien de las zonas verdes de carácter público. Sin embargo, reclaman a la municipalidad ante la presencia de “malezas” y hojarasca, lo que afirma que anteponen el sentido estético a lo ecológico y funcional.

Otro servicio ambiental que presta el bosque urbano es la mitigación de la contaminación. Los bosques urbanos tienen la capacidad de retener material particulado. De hecho, siempre se ha hablado sobre el efecto barrera que tienen los árboles, palmas, jardines, enredaderas, epífitas, entre otros, especialmente en sus hojas, pues estas tienen elementos, como vellosidades y ceras, que permiten que el material particulado se suspenda (Mo et al., 2015). Son los encargados de retener las partículas y que a través de la lluvia sean removidas hacia el suelo y se incorporen nuevamente al sistema. Sin embargo, esta acumulación no solo depende de la densidad de vellos y calidad de ceras sino del



tamaño de la lámina foliar, cantidad de hojas, arquitectura de la planta, entre otras variables que permiten cuantificar el volumen de material suspendido. Ahora, las grandes cantidades de material pueden afectar seriamente los procesos fotosintéticos, ya que pueden obstruir los estomas presentes en las hojas, lo cual disminuye su capacidad para tomar el dióxido de carbono atmosférico (CO_2), el agua y la energía solar necesarias para la realización de la fotosíntesis. Adicionalmente, según Ulrichs et al. (2008) las partículas muy finas que son liberadas en los procesos de combustión afectan significativamente las plantas, ya que pueden generar necrosis en hojas y afectar la cutícula protectora producto de cambios celulares, además enfatiza en que el material particulado que regresa al suelo podrá a largo plazo generar cambios nutricionales en algunas especies.





En un estudio realizado por el Jardín Botánico de Medellín, se analizó el potencial para retener material particulado de los árboles de más de 70 cm, denominados como los Árboles Grandes y Antiguos de la ciudad (Restrepo et al., 2016). A partir de datos preliminares sobre la remoción de partículas en el aire de 39 especies arbóreas (en 24 familias botánicas) comunes en Medellín, se extrapolaron al inventario total de la ciudad. Esta estimación de remoción de partículas se realizó en laboratorio donde se pesó el material retenido por las hojas (0,029 g día⁻¹ por hoja en promedio).

Para realizar la extrapolación se tuvieron en cuenta los siguientes supuestos: primero, que la biomasa total de las hojas de un árbol corresponde a tres cuartas partes de su biomasa en el tronco (Enquist y Niklas, 2002); segundo, que en promedio las hojas pesan 280 g (Wright et al., 2004). Entonces, si una hoja captura 0,29 g día⁻¹ de material particulado, un árbol con un troco de 1.000 kg (e.g. 750 kg de hojas) potencialmente captura ~78 g día⁻¹ de material particulado. Según estos cálculos, estimamos que los Árboles Gigantes y Antiguos (de aquí en adelante AGA) capturan ~10 toneladas de material particulado en la ciudad diariamente (~365 toneladas anuales). Sin embargo, en el año 2011 se reportaron 2.830 toneladas en emisiones de material particulado (PM, PM10 y PM2.5; Toro et al., 2011), por lo tanto, los árboles AGA podrían capturar cerca del 12,89% del material particulado producido anualmente en el Valle de Aburrá.

En relación con la calidad del aire, otro servicio ecosistémico es la regulación de carbono que a su vez tiene implicaciones en el ciclo global del carbono y el calentamiento global. Desde el Jardín Botánico de Medellín se han realizado

estimaciones del carbono acumulado por los árboles del bosque urbano, con énfasis en los árboles grandes. Primero, analizamos el carbono acumulado en el bosque urbano. El incremento de carbono (CO , CO_2 entre otros), contribuye al efecto invernadero. En ese sentido, disminuir sus emisiones podría ser un servicio clave prestado por las plantas. Para esto se calculó la biomasa de cada árbol usando ecuaciones que relacionan las dimensiones del árbol y su densidad para obtener el peso, del cual ~48% corresponde a carbono orgánico. Con estos datos se estimó el carbono acumulado actualmente en la ciudad y se obtuvo la proporción de carbono retenido por los árboles grandes. El bosque urbano ha capturado 177.708 toneladas de CO_2 en Medellín, de esto, los árboles grandes han capturado el 25,51% (e.g. 45.083 toneladas de CO_2). Durante el 2011 en el área metropolitana del Valle de Aburrá se emitieron ~3,5 millones de toneladas de CO_2 , de las cuales el 39% (~1,3 millones de toneladas) fueron producidas por la industria en Medellín (fuentes fijas). A partir de esto se hace hincapié en la necesidad de establecer o sembrar individuos de gran talla dado su potencial para reducir las concentraciones de CO_2 .

La regulación hídrica es otro de los servicios que presta el bosque urbano. Como se mencionó anteriormente, las ciudades son una gran matriz del territorio donde se entrelazan diferentes elementos que, por las altas densidades poblacionales y por la necesidad de vivienda y movilidad, desarrollan una infraestructura dura y en su mayoría compuesta por viviendas y mallas viales, lo cual disminuye la percolación de agua lluvia y el aumento de escorrentía superficial, que sumadas a las altas pendientes, en eventos torrenciales provocan colapso de las redes de drenaje, quebradas y se ve altamente comprometida la capacidad del





Río Medellín. Es aquí, donde se deben generar cambios importantes en los sistemas constructivos, ya que existen otras formas de generar piso duro permeable que permita el intercambio con el suelo y diezmar fenómenos mencionados.

Hoy en día gran parte de los esfuerzos en la conservación y gestión de los bosques urbanos se basa en la conformación y/o mejoramiento de las zonas verdes que hacen parte de la estructura ecológica principal, por lo que la fauna se convierte en ese trasfondo de los procesos de rehabilitación. A pesar de que los bosques urbanos dependen de las herramientas de gestión para su permanencia, existen actores como las abejas y los murciélagos quienes son indispensables para la polinización de muchas especies; estos últimos por sus hábitos nocturnos y apariencia han sido perseguidos y rechazados por la población, sin embargo, son de especial importancia en los bosques urbanos, dado que se encargan de la dispersión de semillas y de la polinización tal y como es el caso de las especies *Artibeus lituratus* (frugívoro), *Carollia perpicillata* (frugívoro) y *Glossophaga soricina* (nectarívoro) que habitan el Valle de Aburrá principalmente en las áreas urbanas en donde contribuyen a la variabilidad genética de muchas especies de árboles y lógicamente a la regeneración natural por medio de su dispersión (Sierra, 2012). Se encuentran, además, los murciélagos que consumen insectos, como es el caso de *Molossus molossus* que se distribuye en toda el área urbana y contribuye de manera significativa a tener áreas habitables más sanas (Ayelen, 2008).

A partir de esto, se puede concluir que los bosques urbanos juegan un papel fundamental en el desarrollo de las ciudades. Sus habitantes se benefician de los múltiples servicios que prestan y los planificadores deberán avanzar en la construcción de lineamientos que permitan un crecimiento poblacional organizado, donde las zonas verdes sean incluidas desde lo funcional y no como áreas sobrantes de los procesos constructivos, tratando de aumentar las zonas verdes públicas, pues deberá mantener una relación adecuada del Espacio Público Verde por Persona (EPVP) ya que los pronósticos de crecimiento demográfico

Los bosques urbanos juegan un papel fundamental en el desarrollo de las ciudades. Sus habitantes se benefician de los múltiples servicios que prestan y los planificadores deberán avanzar en la construcción de lineamientos que permitan un crecimiento poblacional organizado, donde las zonas verdes sean incluidas desde lo funcional y no como áreas sobrantes de los procesos constructivos, tratando de aumentar las zonas verdes públicas, pues deberá mantener una relación adecuada del Espacio Público Verde por Persona (EPVP) ya que los pronósticos de crecimiento demográfico en el Valle de Aburrá así lo requiera.



en el Valle de Aburrá así lo requiera.

Por esta razón, en el Jardín Botánico de Medellín nos encontramos trabajando, en compañía de diferentes aliados en el desarrollo de protocolos para la estimación de servicios ecosistémicos del bosque urbano como la estimación de la mitigación de la contaminación, se cuantifica la cantidad de material que se deposita en las hojas de algunas especies de árboles y arbustos y su capacidad de acumular carbono. Adicionalmente, buscamos la selección apropiada de las especies de árboles según sus tolerancias climáticas y el diseño de espacios apropiados para que los árboles puedan permanecer durante largos periodos de tiempo (donde alcanzan tamaños significativos) sin intervenir con la infraestructura de la ciudad. Para esto el Jardín Botánico de Medellín se ha encargado del mantenimiento de gran parte del bosque urbano. Este es un ecosistema nuevo dentro de los Bosques Andinos y es nuestra responsabilidad manejarlo y conservarlo para el beneficio de todos.

Finalmente, surgen ciertas recomendaciones acerca del mantenimiento y mejoramiento del bosque urbano en el Valle de Aburrá:

*Las especies de árboles usadas en áreas residenciales deben ser seleccionadas por su tamaño para evitar dificultades con la infraestructura.

*Las áreas verdes en zonas residenciales pueden estar acompañadas de arbustos y plantas de jardín que incrementen la calidad ambiental. Por ejemplo, siendo una barrera más efectiva para el material particulado en el aire.

*Los corredores viales y retiros de quebradas deben ser áreas de vegetación (e.g. árboles o arbustos) más densas, ya que son sitios poco frecuentados donde los árboles pueden tener tamaño grande sin generar dificultades.

*Las áreas de frecuencia peatonal como ciclovías, paraderos de bus o zonas de tránsito pueden tener mayor cobertura de árboles para disminuir los impactos del sol en los ciudadanos.

*El mantenimiento de las zonas verdes puede estar relacionada a procesos de compensación de las empresas para asegurar su calidad a largo plazo.

Referencias

- Área Metropolitana del Valle de Aburrá. [Internet]. (2017). Área Metropolitana del Valle de Aburrá. Fecha de acceso: 23 de junio de 2017. Disponible en: <<http://www.metropol.gov.co>>.
- Ayelen M., Gamboa, S., Espósito, M., Díaz, M. y Merino, M. (2008). Estudio preliminar de una colonia de *Tadarida brasiliensis* (Molossidae, Chiroptera) en el Parque Ecológico Municipal de La Plata, Buenos Aires, Argentina. Póster. Resúmenes XXIII Jornadas Argentinas de Mastozoología realizadas en Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina.
- Bolund, P., y Hunhammar, S. (1999). Ecosystem services in urban areas. *Ecological economics*, 29(2), p. 293-301.
- Cárdenas, M. (2013). La gestión de ecosistemas estratégicos proveedores de agua el caso de las cuencas que abastecen a Medellín y Bogotá en Colombia. *Revista Gestión y Ambiente*, 16(1), p. 109 - 122. Disponible en: <<http://revistas.unal.edu.co/index.php/gestion/article/view/27774>>.



- Zorayda Restrepo, Sebastián González, Jorge Zea Camaño y Esteban Álvarez-Dávila (2016). Árboles grandes y antiguos: una mirada a los habitantes más antiguos de Medellín. *Naturaleza Urbana*.
- SMAM (Secretaría de Medio Ambiente de Medellín). (2015). Manual de silvicultura urbana para Medellín – Gestión, Planeación y manejo de la infraestructura verde. Medellín: Fondo Editorial Jardín Botánico de Medellín, p. 391.
- Sierra M. (2012). Ciudad y fauna urbana. Un estudio de caso orientado al reconocimiento de la relación hombre, fauna y hábitat urbano en Medellín. Medellín, Colombia.
- Solecki, W. D., Rosenzweig, C., Parshall, L., Pope, G., Clark, M., Cox, J., y Wiencke, M. (2005). Mitigation of the heat island effect in urban New Jersey. *Global Environmental Change Part B: Environmental Hazards*, 6(1), p. 39-49.
- Ulrichs, C., Welke, B., Muncha-Pelzer, T., Goswami, A., Mewis, I. (2008). Effect of Solid Particulate Matter Deposits on Vegetation – A Review. *Functional Plant Science and Biotechnology*. Global Science Books.
- Velez, N., Agudelo, L., Vazquez, D. (2000). Identificación, caracterización y valoración de los servicios ambientales prestados por ecosistemas localizados en el área de influencia del Valle de Aburrá. Corporación Autónoma del Centro de Antioquia. *Corantioquia*. Medellín, p. 117.
- Veléz, L. (2007). La conservación de la naturaleza urbana. Un nuevo reto en la gestión ambiental de las ciudades, para el siglo XXI. *Revista Bitácora Urbano Territorial*, vol. 11, núm. 1, p. 20-27. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia.







Afectaciones a la fauna silvestre en las áreas urbanas andinas de Antioquia

Carlos A. Delgado-V¹; Hana Londoño¹; Paula M. Saravia¹; María M. Bedoya-Viana²

¹Facultad de Ciencias y Biotecnología, Universidad CES, Medellín, Colombia; ²Escuela de Ciencias Biológicas, Universidad EAFIT, Medellín, Colombia



Las ciudades colombianas están evolucionando en complejidad arquitectónica, obras de ingeniería, número de habitantes y extensión (Bárcena, 2001), por lo tanto, es necesario que se conozcan la biodiversidad y las dinámicas ecológicas en el ambiente urbano y periurbano.

Introducción

La urbanización es uno de los principales motores de transformación global. En la actualidad, más de la mitad de la población humana mundial vive en áreas urbanas y se estima que se incremente en un 60% para 2030, especialmente en regiones donde se concentran los mayores niveles de biodiversidad, como Colombia y otros países neotropicales (Gaston, 2010).

Si bien la urbanización es considerada, en general, como una amenaza para la biodiversidad (Czech y Krausman, 1997), existen ejemplos importantes que demuestran cómo las áreas urbanas pueden contener un número importante de especies raras, endémicas y vulnerables (Ives et al., 2016). Sin embargo, los cambios abióticos del desarrollo urbano (entre ellos su infraestructura y las actividades antrópicas) son, en ocasiones, tan abruptos y persistentes que imponen presiones a algunas especies de fauna y flora, a través de mortalidad directa o indirecta. Uno de los ejemplos más populares alrededor del mundo tal vez sea la situación de colisión de aves con ventanales en casas y edificios. Loss et al. (2014) estimaron, por ejemplo, que por lo menos 16 millones de aves mueren en construcciones de Estados Unidos y Canadá anualmente.

Las ciudades colombianas están evolucionando en complejidad arquitectónica, obras de ingeniería, número de habitantes y extensión (Bárcena, 2001), por lo tanto, es necesario que se conozcan la biodiversidad y las dinámicas ecológicas en el ambiente urbano y periurbano. Particularmente, es necesario documentar cómo las actividades e infraestructura antrópica presentes en el desarrollo urbano son factores potenciales que transforman la composición y estructura original de la biodiversidad, y cuáles de ellas imponen amenazas a la fauna y flora local.

Aunque se ha nombrado que algunos problemas como la colisión de aves con edificios y el atropellamiento de fauna silvestre por automóviles está en aumento en ciudades latinoamericanas y colombianas (Delgado-V y Correa-H, 2013), también se ha sugerido adelantar investigaciones en otras áreas, como por ejemplo, en factores fisiológicos y de parasitismo e inmunidad (Delgado-V y French, 2012), las cuales pueden tener implicaciones directas en la salud y establecimiento o no de poblaciones y especies en las ciudades latinoamericanas. Sin embargo, los estudios sobre el impacto de la infraestructura asociada a los procesos de urbanización en las regiones andinas de Antioquia son desconocidos, o por lo menos, no se han sometido a un proceso de recopilación y análisis de evidencias.

La propuesta de este artículo es entender cuáles son los factores que afectan a la fauna en las áreas urbanas andinas de Antioquia. A partir de la revisión de literatura publicada, entrevistas y recopilación de datos preliminares obtenidas por los autores, se exponen evidencias conocidas de algunas afectaciones potenciales y se presentan algunos datos preliminares que sirven de introducción (y motivación), al estudio de la problemática por parte de otros investigadores.

Metodología

Revisión de literatura

Aunque la definición de lo que es ciudad puede cambiar dependiendo del contexto social, cultural, económico y administrativo (Gaston, 2010), según el DANE (2000), en Colombia un área urbana “se caracteriza por estar conformada por conjuntos de edificaciones y estructuras contiguas agrupadas en manzanas,





las cuales están delimitadas por calles, carreras o avenidas, principalmente”. Las ciudades capitales y las cabeceras municipales entran dentro de esta categoría, siendo Cabecera Municipal “el área geográfica que está definida por un perímetro urbano” (DANE, 2000).

Para la propuesta de este capítulo se considera como áreas urbanas andinas a las cabeceras municipales de los municipios del departamento de Antioquia que se ubican por encima de los 1.000 msnm. Si bien el Sistema de Ciudades de Colombia está conformado por áreas urbanas de acuerdo al tamaño de su población, donde se establecen diferencias entre ciudades mayores a 100.000 habitantes y las ciudades de menor tamaño (DNP, 2014), en esta revisión no se discriminan. Por ende, para el propósito de este trabajo, se consideraron 90 cabeceras municipales de los 125 municipios de Antioquia, como “áreas urbanas andinas”. Fue, precisamente en ellos, donde se centró la búsqueda de información sobre investigaciones que documenten afectaciones a la fauna silvestre.

Entrevistas

Usando la base de contactos de la iniciativa Aburrá Natural¹, espacio virtual que compila, publica y difunde eventos de historia natural y biodiversidad del Valle de Aburrá, se contactaron académicos que potencialmente pudieran informar sobre publicaciones realizadas sobre las afectaciones a la biodiversidad en las 90 áreas urbanas andinas identificadas.

Datos preliminares de las afectaciones

Los autores de este artículo han estado interesados en documentar la biodiversidad

¹ Aburrá Natural: www.aburranatural.org



urbana y por consiguiente sus afectaciones. Los resultados preliminares aquí presentados hacen parte de algunas observaciones no sistemáticas realizados por ellos. El objetivo al recopilar estos datos es evidenciar de manera preliminar algunos tipos de problemáticas de la fauna silvestre en las ciudades andinas antioqueñas y motivar a otros a desarrollar investigaciones futuras más detalladas.

Resultados

Revisión de literatura

La búsqueda bibliográfica arrojó resultados sobre amenazas a la fauna silvestre para solo cuatro de las 90 áreas urbanas andinas antioqueñas. Es decir, que solo un 4,4% de las ciudades andinas antioqueñas poseen investigaciones publicadas sobre las potenciales afectaciones de su fauna silvestre (Tabla 1). Adicionalmente, las investigaciones encontradas están restringidas a unas pocas ciudades del Valle de Aburrá (Tabla 1). En esta subregión, solo cuatro de las diez ciudades tienen documentación sobre las afectaciones antrópicas a la fauna silvestre (Tabla 1). Estas publicaciones están enfocadas en mayor proporción a los municipios de Medellín, Envigado, Sabaneta y Caldas (Tabla 2).

Los factores de transformación y amenaza hasta ahora estudiados para las ciudades mencionadas anteriormente incluye el atropellamiento de mamíferos y aves por automóviles (Arias-Alzate et al., 2013; Delgado-V, 2007, 2014; Santiago-Alarcón y Delgado-V en prensa), la depredación por gatos



Tabla 1. Áreas urbanas andinas de Antioquia sometidas a la búsqueda de información concerniente a factores de amenaza para la fauna silvestre local.

Subregión	Número de áreas urbanas altoandinas/ total de municipios	Ciudades altoandinas
Valle de Aburrá	10/10	Barbosa, Bello, Caldas, Copacabana, Envigado, Girardota, Itagüí, La Estrella, Medellín, Sabaneta
Suroeste	22/23	Amagá, Andes, Angelópolis, Betania, Betulia, Caramanta, Ciudad Bolívar, Concordia, Fredonia, Hispania, Jardín, Jericó, Montebello, Pueblorrico, Salgar, Santa Bárbara, Támesis, Tarso, Titiribí, Urao, Valparaiso, Venecia.
Oriente	23/23	Abejorral, Alejandría, Argelia, Carmen de Viboral, Cocorná, Concepción, El Peñol, El Retiro, El Santuario, Granada, Guarne, Guatapé, La Ceja, La Unión, Marinilla, Nariño, Rionegro, San Carlos, San Francisco, San Luis, San Rafael, San Vicente, Sonsón
Occidente	10/19	Abriaquí, Armenia, Buriticá, Caicedo, Cañasgordas, Ebéjico, Frontino, Giraldo, Heliconia, Peque
Norte	17/17	Angostura, Belmira, Briceño, Campamento, Carolina del Príncipe, Donmatías, Entrerrios, Gómez Plata, Guadalupe, Ituango, San Andrés de Cuerquia, San José de la Montaña, San Pedro de los Milagros, Santa Rosa de Osos, Toledo, Valdivia, Yarumal
Nordeste	8/10	Amalfí, Anorí, Cisneros, San Roque, Santo Domingo, Vegachí, Yalí, Yolombó



Número de investigaciones publicadas encontradas	Ciudades donde fueron publicados los estudios	Referencia
10	Medellín, Envigado, Caldas, Sabaneta	Álvarez-López (1993); Arias-Alzate et al. (2013, 2015); Delgado-V. (2007, 2014); Delgado-V. y Correa-H. (2013); Delgado-V. et al. (2011); Santiago-Alarcón y Delgado-V. (2017); Soto-Calderón et al. (2016); Vásquez-Muñoz y Castaño-Villa (2008)
0	Ninguna	Ninguna
0	Ninguna	Ninguna
0	Ninguna	Ninguna
0	Ninguna	Ninguna
-	Ninguna	Ninguna



domésticos (Santiago-Alarcón y Delgado-V en prensa; Vásquez-Muñoz y G. J. Castaño-Villa, 2008), las colisiones de aves con infraestructura en ventanales (Santiago-Alarcón y Delgado-V en prensa) y antenas de transmisión (Álvarez-López, 1993), la muerte por disposición de raticidas o envenenamiento de aves rapaces (Santiago-Alarcón y Delgado-V en prensa), la contribución de parásitos y patógenos (Soto-Calderón et al., 2016); así como, la generación y disposición de los residuos sólidos, la perturbación de hábitats, las actividades recreativas, la expansión urbana y la introducción de especies exóticas y domésticas (Vásquez-Muñoz y Castaño-Villa, 2008) (Tabla 2).

Adicionalmente, el conocimiento de las afectaciones urbanas en la fauna silvestre ha estado enfocado en solo algunos grupos taxonómicos de vertebrados. Los únicos estudios donde se ha documentado potenciales amenazas a la biodiversidad, en las áreas urbanas andinas de Antioquia han estado enfocados en mamíferos y aves con seis y cuatro estudios, respectivamente (Tabla 2).

Tabla 2. Listado de las publicaciones encontradas en la revisión de literatura realizada y detalles sobre el tipo de afectación registrada para las áreas urbanas andinas en cada referencia bibliográfica.

Referencia	Tipo de afectación	Área urbana altoandina
Álvarez-López, 1993	Colisión con infraestructuras	Medellín
Arias-Alzate et al., 2013	Atropellamiento	Envigado
Arias-Alzate et al., 2015	Atropellamiento	Envigado, Sabaneta, Caldas
Delgado-V., 2007	Atropellamiento	Envigado
Delgado-V., 2014	Atropellamiento	Envigado
Delgado-V., 2011	Perros domésticos	Envigado
Delgado-V y Correa H., 2013	Colisiones, Parásitos	Medellín y ciudades aledañas
Santiago-Alarcón y Delgado-V., en prensa	Rodenticidas, Depredación por gatos, Colisiones con infraestructura, Atropellamiento	Medellín
Soto-Calderón et al., 2016	Parásitos	Medellín
Vásquez-Muñoz y Castaño-Villa, 2008	Residuos sólidos, Perturbación de hábitats, Actividades recreativas, Expansión urbana y Especies exóticas y domésticas	Medellín



Entrevistas

Al igual que las publicaciones encontradas, el número de proyectos actualmente en curso son limitados. Existen trabajos en preparación sobre algunas problemáticas en áreas urbanas andinas de Antioquia, por ejemplo, dos trabajos de grado en realización. Una tesis de pregrado sobre el análisis de atropellamiento de fauna silvestre en áreas urbanas del Valle de Aburrá (Bedoya-Viana en prep), realizada por la Universidad EAFIT, y otra tesis de maestría en vías perirurbanas ubicadas en áreas de desarrollo urbano entre los municipios de Envigado y El Retiro (Obando en prensa), realizada por la Universidad Nacional, sede Medellín. También existen actividades de documentación ciudadana sobre afectaciones como raticidas y depredación por gatos dirigida por el programa de Ecología de la Universidad CES (M.A. Jaramillo en realización, Delgado-V. obs.).

Los proyectos mencionados están en curso y, por lo tanto, no se han publicado resultados al respecto. Sin embargo, vale la pena mencionar que las aves parecen ser, hasta el momento, uno de los grupos más afectados por atropellamientos, raticidas y depredación por gatos.

Taxon	Detalles
Aves	Se registran 123 individuos de nueve especies encontradas muertas al chocar con torres de radio.
Mamíferos	Se reporta la presencia de un felino por un atropellamiento registrado en inmediaciones a Envigado.
Mamíferos	Se menciona que el fenómeno de urbanización, la pérdida y deforestación de los hábitats circundantes, así como las actividades asociadas por el efecto del transporte motorizado, representan las mayores amenazas para el puma y otras especies de felinos y mamíferos en las zonas periurbanas de Envigado, Sabaneta y Caldas.
Mamíferos	Se describe la mortalidad de mamíferos registrada en una vía periurbana de Envigado, Antioquia en un periodo de seis años (2000-2006). Los mamíferos más observados fueron los marsupiales (34,6%), los roedores (34,5%) y los carnívoros (20,6%). Hay mención de especies desconocidas y amenazadas, como el tigrillo lanudo (<i>Leopardus trigrinus</i>).
Mamíferos	Se describe la mortalidad de mamíferos entre 2008 a 2013 en la vía El Escobero. Los mamíferos más atropellados fueron los marsupiales (54.3%), los carnívoros (25.7%) y los roedores (17.5%). Preocupa la presencia de <i>Leopardus tigrinus</i> y <i>Bassaricyon neblina</i> .
Mamíferos	Se menciona la potencial amenaza que representan los perros domésticos desatendidos para la fauna silvestre de mamíferos medianos.
Aves	Se menciona la necesidad de adelantar investigaciones sobre colisiones con infraestructura y relaciones parásito/patógeno/hospedero.
Aves	Se mencionan algunas amenazas para la avifauna urbana latinoamericana. Se cita a Medellín y Bogotá en el caso colombiano.
Mamíferos	Se compararon poblaciones de <i>Saguinus leucopus</i> en áreas urbanas y rurales. Los tities urbanos exhibieron sobrepeso, mayor masa corporal y colesterol alto. Los tities rurales mostraron mayor diversidad y prevalencia de parásitos.
Aves	Se identifican algunas amenazas antrópicas en siete localidades que hacen parte del sistema de Cerros tutelares (El Volador, El Picacho, Santo Domingo, Nutibara, Asomadera, Salvador y Pan de Azúcar) de la ciudad.



Datos preliminares de las afectaciones

Ante un panorama con pocas publicaciones, y con el fin de complementar un poco la ausencia de datos detallados sobre las posibles afectaciones a la biodiversidad en áreas urbanas andinas de Antioquia, presentamos algunos registros producto de observaciones no sistemáticas realizados por los autores en cuatro tipos de afectaciones: depredación por gatos y perros, colisiones con edificaciones, atropellamiento por automóviles y uso de trampas domésticas y comerciales para insectos.

Depredación por gatos y perros: Aunque no existen investigaciones publicadas que permitan conocer de forma cuantitativa las afectaciones a la fauna silvestre por depredación de gatos domésticos, las evidencias de depredaciones en algunas ciudades colombianas empiezan a investigarse. La Figura 1, por ejemplo, muestra la localización de algunos eventos de depredación registrados en el Valle de Aburrá, especialmente en las áreas urbanas de Bello, Caldas, Copacabana, Envigado, Itagüí, La Estrella y Medellín. Como fue mencionado por Santiago-Alarcón y Delgado-V. (en prensa), los



Figura 1. Localización de algunos eventos de prelación por gatos en el Valle de Aburrá con base en reportes de los autores.



ataques de gatos domésticos en aves pueden ser incluso más prevalentes al interior de la zona urbana del Valle de Aburrá que en su periferia o áreas naturales.

Adicionalmente, los perros también pueden amenazar la presencia de algunas aves y mamíferos en ciudades andinas. Los resultados más frecuentes de este conflicto son, tal vez, los ataques de perros domésticos a puercoespines (*Coendou rufescens*) en áreas de expansión urbana de Medellín y ciudades aledañas (Figura 2).



Figura 2. Fotografías de algunos eventos de afectación de la fauna por diferentes causas en la zona urbana del Valle de Aburrá .

Colisiones con edificaciones: Diferentes especies, tamaño y gremios de aves (desde colibríes hasta guacharacas (i.e.². *Ortalis columbiana*) han sido registradas chocando con ventanales de edificaciones (Tabla 3). En los registros destacan algunos aspectos que merecen mención. Por ejemplo, los eventos de colisión han sido obtenidos, en su mayoría, en edificaciones recientemente construidas. Adicionalmente, las colisiones parecen ser más frecuentes en las temporadas de migración, por tanto, las especies más afectadas por esta problemática parecen ser los passeriformes migratorios (Tabla 3).

En cuanto a invertebrados, hemos registrado como la chapola (*Urania fulgens*) queda encerrada dentro de los apartamentos o edificaciones, y mueren dentro. Por ejemplo, en un edificio del barrio El Poblado, en Medellín, quedaron 53 mariposas encerradas en un apartamento.

Atropellamientos: Tenemos registro que entre 2015 y 2017, por lo menos 32 atropellamientos de *Didelphis marsupialis* han sido registradas por los autores en las calles de Medellín. Las ardillas (*Notosciurus granatensis*) también parecen ser un grupo bastante frecuente en los atropellamientos.

2 i.e.: id est (that is)



Tabla 3. Número de aves muertas en colisiones con edificaciones (n), y ciudad del Valle de Aburrá donde las colisiones fueron registradas. Los datos fueron obtenidos de forma no sistemática y esporádica entre 2013 y 2016.

Especie	n	Ciudad
Guacharaca Colombiana (<i>Ortalis columbiana</i>) ^e	1	Medellín
Tucancito Esmeralda (<i>Aulacorhynchus prasinus</i>)	2	Envigado
Amazilia de Colirrufo (<i>Amazilia tzacalt</i>)	2	Medellín
Amazilia Coliazul (<i>Amazilia saucerrotter</i>)	1	Medellín
Mango Pechinegro (<i>Anthracothorax nigricollis</i>)	1	Medellín
Golondrina Azul y Blanca (<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>)	1	Envigado
Carpintero Buchipecoso (<i>Colaptes punctigula</i>)	1	Medellín
Mirla Ollera (<i>Turdus ignobilis</i>)	4	Medellín
Suelda Crestinegra (<i>Myiozetetes cayanensis</i>)	1	Medellín
Zorzalito de Swainson (<i>Catharus ustulatus</i>) ^m	19	Medellín, Envigado
Picogordo Degollado (<i>Pheucticus ludovicianus</i>) ^m	2	Medellín
Piranga Roja (<i>Piranga rubra</i>) ^m	2	Medellín
Piranga Alinegra (<i>Piranga olivacea</i>) ^m	1	Medellín, Envigado
Reinita Acuática (<i>Parkesia noveboracensis</i>) ^m	4	Medellín
Reinita Verderona (<i>Leiothlypis peregrina</i>) ^m	1	Medellín
Reinita del Canadá (<i>Cardellina canadensis</i>) ^m	2	Medellín, Sabaneta
Reinita Enlutada (<i>Geothlypis philadelphia</i>) ^m	4	Medellín, Caldas

e: Especie endémica de Colombia; m: especie migratoria boreal.

Por lo menos, cinco atropellamientos de esta ardilla se han dado en un solo barrio de Medellín en el último año (Figura 2).

En cuanto a las aves, en el último año registramos colisiones fatales de nueve individuos de mayo (*Turdus ignobilis*) en Medellín. Estas colisiones se registraron en dos barrios de Medellín, específicamente en los barrios Velódromo y Estadio.

Los datos sobre atropellamientos de artrópodos son pocos, pero destacamos que en las migraciones de la chapola (*U. fulgens*) por el norte del Valle de Aburrá es frecuente observar individuos colisionar con automóviles. En la autopista norte, en Bello, registramos en el último evento migratorio de 2016 por los menos 500 individuos inertes en tan solo un kilómetro de asfalto (Figura 2).

Raticidas: Hay registro de aves rapaces envenenadas con raticidas en ciudades de Colombia (Santiago-Alarcón y Delgado-V en prensa). Por ejemplo, algunos búhos (e.g. el currucutú *Megascops choliba* y el búho rayado *Pseudoscops clamator*) (Santiago-Alarcón y Delgado-V en prensa) figuran entre las especies que pueden ser más afectadas por envenenamiento secundario de raticidas de efecto anticoagulante. El último caso de potencial envenenamiento de *M. choliba* con raticidas se presentó en Medellín en diciembre de 2016.



Uso de trampas: En dos ocasiones han sido registrados aves y diferentes especies de lagartijas nativas (como *Gonatodes albogularis*) y geckos introducidos, adheridos al pegamento de trampas adherentes (Figura 2). Adicionalmente, passerinos pequeños, como el cucarachero (*Troglodytes aedon*), han sido registrados adheridos e inertes en este tipo de trampas para el control de invertebrados. Por ejemplo, el último caso de un ave insectívora adherido a este tipo de trampas se dio el 25 de marzo de 2015 en Envigado.

Discusión

Depredación por gatos y perros: Los efectos de especies domésticas en la biodiversidad son preocupantes. En Estados Unidos, por ejemplo, se estima que entre 1-4 billones de aves y entre 2 -22 billones de mamíferos son cazados por gatos anualmente (Loss et al., 2013).

A pesar de que sucesos de este tipo empiezan a acumularse en programas de documentación ciudadana de biodiversidad como el llevado a cabo por Aburrá Natural, los efectos locales de gatos y perros en la fauna silvestre en áreas urbanas y periurbanas aún permanecen incomprendidos (Delgado-V.

et al., 2011). Sin embargo, la popularización de este tipo de mascotas requiere que se maximice la atención a estos recursos de mortalidad, pues hasta ahora no existe ningún tipo de estimativo claro sobre cuántas y cuáles especies silvestres podría ser más afectadas por la presencia de mascotas desatendidas y animales ferales.

Colisiones con edificaciones: Aunque hay un interés creciente por estudiar el efecto de las colisiones de aves con ventanales en Latinoamérica (Cupul-Magaña, 2003; Agudelo-Álvarez et al., 2010; Menacho-Odio, 2015), el conocimiento de la problemática en Colombia es aún incipiente. Una excepción es el trabajo de Agudelo-Álvarez et al. (2010).

Si bien aproximadamente el 88% de las colisiones registradas en Bogotá (Colombia) por Agudelo-Álvarez et al. (2010) son fatales, entre los que se destacan especies migratorias boreales tales como el vireo (*Vireo olivaceus*), la mirla (*Catharus ustulatus*), y las tangaras (*Piranga olivacea* y *Piranga rubra*). No existe, hasta ahora, un estudio sistemático de la problemática en las áreas urbanas andinas antioqueñas. Actualmente, como es documentado en este artículo, los datos disponibles provienen de observaciones esporádicas obtenidas en el Valle de Aburrá y, al igual que el trabajo de Agudelo-

Depredación por gatos y perros: Los efectos de especies domésticas en la biodiversidad son preocupantes. En Estados Unidos, por ejemplo, se estima que entre 1-4 billones de aves y entre 2 -22 billones de mamíferos son cazados por gatos anualmente (Loss et al., 2013).



Álvarez et al. (2010), las colisiones de aves migratorias son frecuentes en campus universitarios (Tabla 3) pero se desconoce si este resultado es sesgado por ser uno de los espacios más estudiados por los investigadores en áreas urbanas. Estudios futuros permitirán conocer cuáles especies son más afectadas y si esta problemática, como se sugiere hasta ahora (Agudelo-Álvarez et al., 2010; Delgado-V. y Correa-H., 2013), ocurre con mayor frecuencia en edificaciones nuevas ubicadas cerca de áreas verdes.

Atropellamientos: Existen trabajos de tesis en desarrollo que permitirán documentar en más detalle cuáles especies (y dónde) están siendo más afectadas por colisiones con automóviles en las ciudades andinas de Antioquia (Bedoya-Viana en prep; Obando en prep). Por ejemplo, estas investigaciones corroborarán si la chucha común (*D. marsupialis*) es uno de los mamíferos silvestres más afectados por atropellamiento de automóviles al interior de las áreas urbanas del Valle de Aburrá como, hasta ahora, nuestros datos sugieren. En cuanto a las aves, las investigaciones en curso también ayudarán a entender la representatividad de las aves insectívoras y de vuelo bajo, como el Mayo (*T. ignobilis*) en las colisiones con automóviles. Es crucial además cuantificar la muerte de organismos migratorios (como *U. fulgens*) en las vías urbanas.

Será importante conocer dónde y cuáles especies urbanas son las más afectadas, pues si bien se ha adelantado en medidas de mitigación en áreas periurbanas andinas (por ejemplo, en inmediaciones de Envigado y El Retiro), la ecología de carreteras en ambientes urbanos ha sido ignorada, por ahora, en Colombia y Antioquia. Sin embargo, el efecto por atropellamiento en ambientes urbanos no se debe menospreciar (Santiago-Alarcón y Delgado-V en prensa).

Otros factores de mortalidad: Este artículo reporta la presencia de otras afectaciones como uso de trampas adherentes y raticidas. Si bien los registros son escasos, preocupa el potencial efecto que estas trampas (y venenos) no selectivos puedan causar en las especies de microvertebrados urbanos.

Por otro lado, aunque las alteraciones a las interacciones de hospederos y parásitos debidas a cambios antrópicos empieza a ganar atención científica en las ciudades latinoamericanas (Delgado-V y French 2012; Santiago-Alarcón y Delgado-V en prensa), el conocimiento en las ciudades andinas antioqueñas es mínimo (Soto et al., 2016). Futuras investigaciones deberían enfocarse en evaluar cómo cambios en esta interacción podría dar como resultado afectación en la salud de aves y mamíferos urbanos. Si bien, los parásitos no son tan frecuentes en típies urbanos de Medellín (Soto et al., 2016), las investigaciones actuales son muy pocas para ser extrapoladas en otros organismos y áreas urbanas.

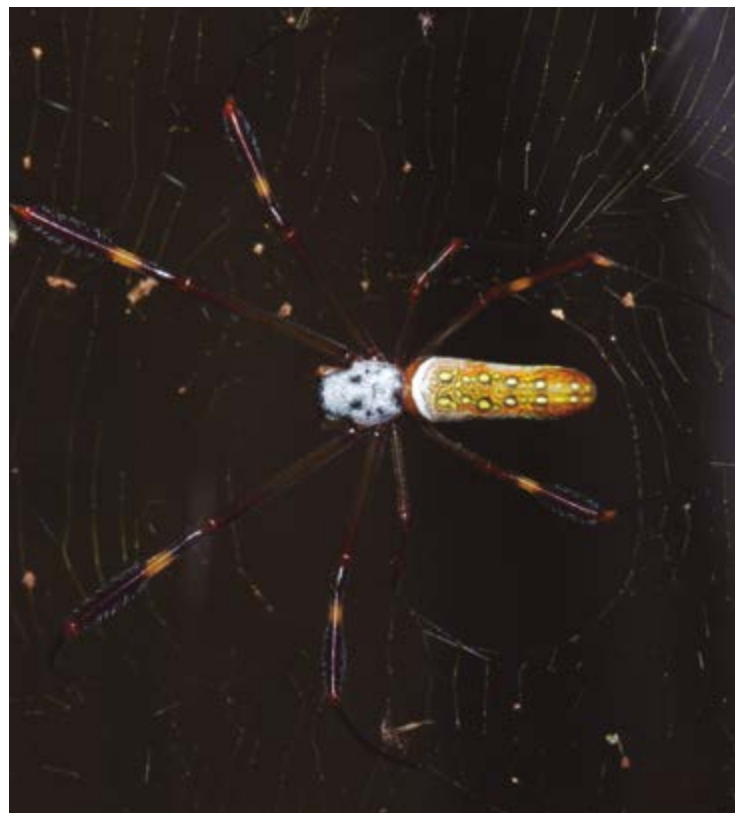
Conclusiones

Santiago-Alarcón y Delgado-V (en prensa) analizaron una lista de factores potenciales que amenazan la avifauna en ciudades latinoamericanas. Ante la ausencia de trabajos sistemáticos al respecto, ellos destacan, particularmente, reunir esfuerzos en comprender mejor la depredación por gatos, las colisiones con edificaciones y vehículos y las alteraciones en la interacción entre parásito y hospedero.



A pesar de que la cuantificación de estas problemáticas en Colombia aún es incipiente, estas afectaciones parecen impactar no solo a las aves urbanas, sino también a otros grupos de organismos, como mamíferos y algunos artrópodos. Sin embargo, hay otra serie de actividades antrópicas e infraestructura urbana las cuales deberían documentarse, como la contaminación lumínica, hídrica y atmosférica, el ruido, y la fragmentación y aislamiento causado por cercas y vallas. Nuestro trabajo de búsqueda de referencias bibliográficas y reporte de observaciones no cuenta con registros al respecto en ninguna de las áreas urbanas andinas antioqueñas.

En general, el conocimiento de las afectaciones de la fauna en áreas urbanas de los municipios andinos de Antioquia es extremadamente pobre. Taxonómicamente, la documentación





existente se ha centrado en mamíferos y aves. Como si fuera poco, solo algunas ciudades del Valle de Aburrá poseen investigaciones al respecto. Ciudades andinas antioqueñas en auge y crecimiento urbanístico, como por ejemplo las áreas urbanas del Suroeste y Oriente, no tienen estudios publicados sobre ninguna de las amenazas resumidas en este artículo. Por lo tanto, la ausencia de trabajos, el énfasis taxonómico y el enfoque geográfico de la información disponible limita nuestro entendimiento sobre la magnitud de las amenazas e impide adelantar un programa de concientización y educación sobre las amenazas urbanas a la fauna silvestre.

Agradecimientos

A Juliana Gómez por la construcción del mapa de la Figura 1. Amigos y familiares que nos enviaron los registros y fotos de las diferentes afectaciones a la fauna silvestre.

Referencias

- Agudelo-Álvarez LG, Moreno-Velásquez J, Ocampo-Peñuela N. (2010). Colisiones de aves contra ventanales en un campus universitario de Bogotá, Colombia. *Ornitología Colombiana*, (10), p. 3-10.
- Álvarez-López H, (1993). Mortandad de aves migratorias por colisión con una torre de radio. *Boletín SAO*, p. 5-6.
- Arias-Alzate A, Delgado-V CA, Ortega JC, Botero-Cañola S, Sánchez-Londoño JD. (2013). Presencia de Puma yagouaroundi (Carnivora: Felidae) para el Valle de Aburrá, Antioquia, Colombia. *Brenesia*, (79), p. 83-84.
- Arias-Alzate A, Delgado-V CA, Navarro JF, González-Maya JF. (2015). Presencia de Puma (*Puma concolor*) en un paisaje periurbano al sur del Valle de Aburrá, Antioquia, Colombia. *Mammalogy Notes*, (2), p. 24-28.
- Bárcena A. (2001). Evolución de la urbanización en América Latina y el Caribe en la década de los noventa: desafíos y oportunidades," *La Nueva*



- Agenda de América Latina (790), p. 51-61.
- Cupul-Magaña FB. (2003). Nota sobre colisiones de aves en las ventanas de edificios universitarios en Puerto Vallarta, México. *Revista Mexicana de Ornitología*, (4), p. 17-21.
- Czech B, Krausman PR. (1997). Distribution and causation of species endangerment in the United States. *Science* (22), p. 1116.
- DANE. (2000). Conceptos básicos. Departamento Administrativo Nacional de Estadística (DANE). División Política Administrativa de Colombia.
- Delgado-V. CA. (2007). Muerte de mamíferos por vehículos en la vía del escobero, Envigado (Antioquia), Colombia. *Actualidades Biológicas*, 29(87), p. 229-233.
- Delgado-V. CA. (2014). Adiciones al atropellamiento vehicular de mamíferos en la vía de El Escobero, Envigado (Antioquia), Colombia. *Revista EIA* (11), p. 147-153.
- Delgado-V CA, Arias-Alzate A, Botero S, Sánchez-Londoño JD. (2011). Registro de *Cuniculus taczanowskii* (Rodentia: Cuniculidae) y *Eira barbara* (Carnivora: Mustelidae) en una zona periurbana de Medellín, Colombia. *Brenesia* (75-76), p. 124-126.
- Delgado-V. CA, Correa-H JC. (2013). Estudios ornitológicos urbanos en Colombia: revisión de literatura. *Revista Ingeniería y Ciencia* (19), p. 216-237.
- Delgado-V CA, French K. (2012). Parasite-bird interactions in urban areas: current evidence and emerging questions. *Landscape and Urban Planning* (105), p. 5-14.
- DNP. (2014). Misión Ciudades. Departamento Nacional de Planificación (DNP).
- Gaston KJ. (2010). *Urban Ecology*. Cambridge: University Press, p. 226.
- Ives CD, Lentini PE, Threlfall CG, Ikin K, Shanahan DF, Garrad GE, Bekessy SA, Fuller RA, Mumaw L, Rayner L, Rowe R, Valentine LE, Kendal D. (2016). Cities are hotspots for threatened species. *Global Ecology and Biogeography* (25), p. 117-126.
- Loss SR, Will T, Marra PP. (2013). The impact of free-ranging domestic cats on wildlife of the United States. *Nature Communication* (4), p.1396.
- Loss SR, Will T, Loss SS et al. (2014) Bird-building collisions in the United States: estimates of annual mortality and species vulnerability. *Condor* (16), p. 8-23.
- Menacho-Odio RM. (2015). Colisión de aves contra ventanas en Costa Rica: conociendo el problema a partir de datos de museos, ciencia ciudadana y el aporte de biólogos. *Zeledonia* (19), p. 10-21.
- Santiago-Alarcón y Delgado-V. En prensa. Urban threats for birds in Latin America. En MacGregor-Fors I y Escobar-Ibáñez JF (eds) *Avian Ecology in Latin America Cityscapes*. Springer.
- Soto-Calderón ID, Acevedo-Garcés YA, Álvarez-Cardona J, Hernández-Castro C, García-Montoya GM. (2016). Physiological and parasitological implications of living in a city: the case of the white-footed tamarin (*Saguinus leucopus*). *American Journal of Primatology* (78), p. 1272-1281.
- Vásquez-Muñoz JL, Castaño-Villa GJ. (2008). Identificación de áreas prioritarias para la conservación de la avifauna en la zona urbana del municipio de Medellín, Colombia. *Boletín Científico Museo de Historia Natural* (12), p. 5.





Hacia la **consolidación** de
esquemas de **gobernanza**
para la **gestión integral de**
bosques periurbanos en el
Valle de Aburrá

*Eugenio Prieto Soto; María del Pilar Restrepo Mesa;
Claudia Helena Hoyos Estrada*

Área Metropolitana del Valle de Aburrá, Medellín, Colombia



El Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), señala que el crecimiento demográfico del mundo en los próximos 25 años tendrá lugar en las ciudades y, principalmente, en los países en vías de desarrollo. De acuerdo con la ONU el 54% de la población mundial actual reside en áreas urbanas y se estima que para el 2050 llegará al 66% (6.500 millones de personas, dos tercios de la humanidad).

Las ciudades ocupan el 3% del planeta y consumen el 78% de la energía del mundo. Producen más de la mitad de todas las emisiones de gases de efecto invernadero (75% de las emisiones de carbono) y consumen mucha más tierra de las que necesitan con consecuentes impactos ambientales, asociados no solamente a la reducción y pérdida de servicios esenciales para los ciudadanos, sino también a problemas relacionados con la salud, la prestación de servicios básicos, las formas de vida, entre otros (FAO, 2017).

El bienestar humano depende en gran medida del suministro de servicios ecosistémicos que proveen los bosques y la biodiversidad, a través de los cuales se soporta la producción de alimentos, se mantiene la fertilidad y estabilidad de los suelos, se purifican las aguas y la atmósfera. Sin embargo, los modelos actuales de ocupación del territorio en los grandes centros urbanos y periurbanos están causando la destrucción, degradación y fragmentación de los ecosistemas naturales, lo que afecta el bienestar de las comunidades.

Para su funcionamiento las ciudades realizan intercambios materiales y energéticos con un territorio más amplio (contiguo o lejano), en torno al agua, alimentos y energía para sostener sus procesos, y al mismo tiempo, generan grandes cantidades de residuos sólidos y líquidos que contaminan los suelos y las fuentes hídricas, además de contaminantes atmosféricos. El territorio necesario para la sustentación de un asentamiento urbano, de una industria o de un ciudadano, de acuerdo con su nivel de consumo, configura lo que se denomina “huella ecológica” (Agudelo, 2006). En la actualidad requerimos 1,6 planetas tierra /año para satisfacer las necesidades de toda la población¹.

¹ Fuente de la información: <https://ojoalclima.com>

Por su parte, los bosques y demás zonas o espacios verdes en áreas urbanas y periurbanas contribuyen a la mitigación del cambio climático, protegen las fuentes hídricas, reducen el riesgo de desastres; además, ofrecen espacios para actividades recreativas y de relajación al aire libre y así contribuir a la salud física y mental de las personas. Adicionalmente, son reservorios de biodiversidad, colaboran a la restauración de los suelos, son fuente directa de alimentos, crean empleo y suministran servicios ecosistémicos para las comunidades (FAO, 2017).

Tipo de bosque urbano	Importancia (escala de 1-5*)	
	Mitigación del cambio climático	Adaptación al cambio climático
Bosques y áreas boscosas periurbanas		
Parques municipales y bosques urbanos (>0,5 has)		
Parques y jardines pequeños con árboles (<0,5 ha)		
Otras áreas verdes con árboles		

Figura 1. Importancia del tipo de bosque ante el cambio climático.

Tipo de bosque urbano	Importancia (escala de 1-5*)
Bosques y áreas boscosas periurbanas	
Parques municipales y bosques urbanos (>0,5 has)	
Parques y jardines pequeños con árboles (<0,5 ha)	
Árboles en las calles o plazas públicas	
Otras áreas verdes con árboles	

* 1=importancia muy baja, 5= importancia muy alta

Figura 2. Importancia del tipo de bosque para la biodiversidad y los paisajes

Tipo de bosque urbano	Importancia (escala de 1-5*)
Bosques y áreas boscosas periurbanas	
Parques municipales y bosques urbanos (>0,5 has)	
Parques y jardines pequeños con árboles (<0,5 ha)	
Árboles en las calles o plazas públicas	
Otras áreas verdes con árboles	

* 1=importancia muy baja, 5= importancia muy alta

Figura 3. Importancia del tipo de bosque para los beneficios económicos y la economía verde

Tipo de bosque urbano	Importancia (escala de 1-5*)
Bosques y áreas boscosas periurbanas	
Parques municipales y bosques urbanos (>0,5 has)	
Parques y jardines pequeños con árboles (<0,5 ha)	
Árboles en las calles o plazas públicas	
Otras áreas verdes con árboles	

* 1=importancia muy baja, 5= importancia muy alta

Figura 4. Importancia del tipo de bosque para la degradación de la tierra y el suelo

Fuente: Adaptado de FAO (2017).



Tipo de bosque urbano	Importancia (escala de 1-5*)	
	Protección de las cuencas	Resiliencia ante inundaciones
Bosques y áreas boscosas periurbanas		
Parques municipales y bosques urbanos (>0,5 has)		
Parques y jardines pequeños con árboles (<0,5 ha)	No aplicable	
Árboles en las calles o en las plazas públicas		
Otras áreas verdes con árboles		

Figura 5. Importancia del tipo de bosque para el agua y las cuencas hidrográficas.

Tipo de bosque urbano	Importancia (escala de 1-5*)
Bosques y áreas boscosas periurbanas	
Parques municipales y bosques urbanos (>0,5 has)	
Parques y jardines pequeños con árboles (<0,5 ha)	
Árboles en las calles o plazas públicas	
Otras áreas verdes con árboles	

Figura 7. Importancia del tipo de bosque para la seguridad maderera.

Fuente: Adaptado de FAO (2017).

Tipo de bosque urbano	Importancia (escala de 1-5*)
Bosques y áreas boscosas periurbanas	
Parques municipales y bosques urbanos (>0,5 has)	
Parques y jardines pequeños con árboles (<0,5 ha)	
Árboles en las calles o plazas públicas	
Otras áreas verdes con árboles	

Figura 6. Importancia del tipo de bosque para la seguridad alimentaria y nutricional.

Tipo de bosque urbano	Importancia (escala de 1-5*)		
	Educación	Cohesión social	Seguridad y equidad social
Bosques y áreas boscosas periurbanas			
Parques municipales y bosques urbanos (>0,5 has)			
Parques y jardines pequeños con árboles (<0,5 ha)			
Árboles en las calles o en las plazas públicas			
Otras áreas verdes con árboles			

Figura 8. Importancia del tipo de bosque para los valores socioculturales.

Los bosques periurbanos son de gran importancia para la sostenibilidad de las ciudades, al ser valorados en conjunto con los bosques, parques y áreas verdes urbanas y en términos de sus aportes en bienes y servicios ambientales como: mitigación y adaptación al cambio climático, biodiversidad y paisaje, beneficios económicos, degradación del suelo, agua y cuencas hidrográficas, la seguridad alimentaria y nutricional, la seguridad maderera y los valores socioculturales (Figura 1 - 8).

Por lo tanto, la gestión integral de los bosques periurbanos es fundamental para promover la funcionalidad del paisaje, tal como lo recomiendan las Directrices ONU-Hábitat (2015) sobre la planificación urbana y territorial, en especial en el fortalecimiento de las conexiones urbano-rurales a través de un marco global que incluya políticas, planes y diseños para ciudades y territorios más compactos, socialmente inclusivos y mejor integrados, que fomenten el desarrollo urbano sostenible y que sean resilientes ante el cambio climático.

De acuerdo con FAO (2017), la planificación y gestión de los bosques periurbanos debe orientarse al cumplimiento de objetivos relacionados con la prestación de bienes y servicios ambientales para satisfacer las necesidades de las poblaciones en crecimiento y lograr un equilibrio apropiado entre el desarrollo urbano y la conservación del medio ambiente. Para ello, un aspecto fundamental tiene que ver con la tenencia de la tierra, entendida como el conjunto de normas, reglamentos y derechos que



regulan la propiedad, la posesión y el acceso de la tierra. En este sentido, resulta de gran importancia la acción del Estado a través de la cual se identifiquen tierras prioritarias en las que el derecho de propiedad está acorde con el interés público y permita su conservación eficaz a perpetuidad (Quadri, 2016).

Así mismo, será crucial la capacidad de gobernanza, entendida como las diversas formas en las que las instituciones y los individuos se organizan en torno a una gestión específica y los procesos utilizados para llevar a cabo de forma efectiva un plan de acción, a corto y a largo plazo (Mayorga et al., 2007). Una gobernanza eficaz se caracteriza por ser democrática, inclusiva, integrada, competente y consciente de las ventajas de la corresponsabilidad y la integración efectiva entre todos los actores de una sociedad, institucionalidad pública, privada, academia y ciudadanía. En consecuencia, se requiere de acordar reglas de juego que permitan la consolidación ordenada de consensos que garanticen su estabilidad (ONU HABITAT III, 2015; FAO, GFS).

El Valle de Aburrá

Tal como se registra en el mundo, Colombia pasó, en menos de 50 años, de contar con una población mayoritariamente rural a ser una sociedad predominantemente urbana. Situación similar se presentó en la Área Metropolitana del valle de Aburrá, donde se concentra el 58,5% de la población del departamento de Antioquia, en solo una extensión del 1.8% y donde se prevé un aumento de la población en 844.883 habitantes al 2030, respecto a la población actual (Universidad Eafit y et al., 2011).

El Valle de Aburrá es una subregión del departamento de Antioquia que se extiende en el territorio de diez municipios (de Norte a Sur, Barbosa, Girardota, Copacabana, Bello, Medellín, Itagüí, Envigado, La Estrella, Sabaneta y Caldas), con una extensión de 1.165,5 km² y una longitud aproximada de 60 kilómetros, donde el río Aburrá es su principal arteria fluvial y eje estructurante del territorio (figura 9). Además, contiene la segunda aglomeración urbana del país, con más de 3.731.447 habitantes, según las proyecciones de población del DANE al 2014.

Los principales problemas ambientales del valle de Aburrá están asociados a la expansión urbana hacia las partes altas de las laderas, situación que incrementa el riesgo ante los desastres naturales, máxime en un escenario de cambio y variabilidad climática como el actual. Así mismo, la alteración y reducción de los ecosistemas naturales, socava su capacidad para la prestación de bienes y servicios ambientales, esenciales para la población. La Impermeabilización de los suelos por la pavimentación de vías y construcciones, altera los patrones de drenaje natural, incrementando los riesgos por inundaciones. Las altas tasas de contaminación del aire generada por el parque automotor y la actividad industrial afectan la salud de la población. Además, las grandes superficies de asfalto y concreto generan la “isla de calor”, asociada al incremento de la temperatura del aire en áreas urbanizadas, debido a la absorción de calor que caracteriza los materiales de construcción (Barradas V.L., 1991).



En la actualidad, se evidencia que la dinámica de ocupación del Valle de Aburrá traspasó los límites ambientales. Los centros urbanos están teniendo mayor contacto con las zonas periurbanas y rurales y sus ecosistemas naturales, los cuales terminan transformándose, aislándose unos de otros y/o fusionándose al tejido urbano. El mantenimiento de la calidad visual del paisaje comienza a plantearse como una prioridad, no solo en su dimensión estética, sino también en su concepción ecológica (Velez y Hoyos, 2015).

La metrópoli del Valle de Aburrá depende en gran medida de regiones y municipios vecinos. Importa alimentos, agua, maderas, carbón, petróleo, al tiempo que exporta hacia otras regiones manufacturas, servicios, tecnología, aguas residuales contaminadas, gases de efecto invernadero y desechos sólidos. Para el 2006 la huella ecológica de la región era de 54.596 Km², equivalente a 47,4 veces el área del valle geográfico (1.152 Km²), equivalente al 86% del área total del departamento de Antioquia; en la actualidad es del 100%. Cada habitante del Valle de Aburrá emite en promedio 1,1 toneladas de CO₂ al año, el 89% de los alimentos que consumen los habitantes son producidos en otras regiones, el agua potable proviene en un 88,2% de cuencas externas y solo el 21% de las aguas residuales de los hogares es tratada. En cuanto a la huella hídrica, entendida como el impacto que sobre el agua generan los hábitos de consumo de la población, se identificó que cada persona consume 46.355 litros/año, equivalente a la capacidad de media piscina olímpica (Agudelo, 2006; Universidad Nacional de Colombia y Corantioquia, 2017).

Esta condición, la hace altamente interdependiente con regiones vecinas, toda vez que, al albergar la mayor cantidad de población en el gran centro urbano, se constituye en una oportunidad para la generación de empleo, tanto al interior de las ciudades como en las zonas rurales, de donde se proveen bienes y servicios que demandan en creciente medida los habitantes de los municipios que la conforman. Esta relación implica redefinir la relación que ha tenido el medio ambiente urbano con el rural y viceversa y propiciar un desarrollo territorial integral, donde se conecten y se dinamicen. Para ello, es fundamental promover una adecuada gestión de los sistemas naturales y humanos, mejorar la eficiencia en el uso de los recursos, conservar y proteger los ecosistemas naturales y los medios de vida rurales, de tal forma que ello se traduzca en equidad humana y territorial.

Otras acciones claves, para la incentivar la conservación de los bosques naturales en predios privados, tiene que ver con la implementación de estatutos tributarios en los entes territoriales a través de los cuales se implemente la exención de impuesto predial. Así mismo, el promover alianzas público-privadas para el fomento del turismo de aventura, el turismo de naturaleza, las actividades



Figura 9. Municipios que conforma el Valle de Aburrá.



productivas sostenibles (como la agricultura orgánica y el agroturismo), y en general de desarrollo rural, serán prioritarias para generar actividades rentables en horizontes de tiempo más amplios.

Para poder concretar estas necesidades en el territorio, es fundamental diseñar e implementar esquemas de gobernanza a través de los cuales no solamente se promueva la protección de los ecosistemas estratégicos y otras áreas de importancia ambiental, sino también la generación de acciones sinérgicas entre la institucionalidad pública, privada, academia y ciudadanía, que permitan establecer objetivos comunes, logrando apropiación social en comunidades de base, reducir los actuales índices deficitarios de espacios público verde y arbolado urbano, el mejoramiento de la calidad del aire, una adecuada gestión del recurso hídrico, la eficiencia en el manejo de residuos





sólidos, y en especial, el establecimiento de nuevos bosques (de protección y producción), incentivos a la conservación y el desarrollo de proyectos rentables y compatibles con el medio ambiente, la promoción de sistemas alimentarios inclusivos y territorializados que reivindiquen la ruralidad de la región, potencien las bases sociales existentes, en pro de un desarrollo rural que busque satisfacer en primera instancia, las necesidades de los ciudadanos metropolitanos mediante sistemas de trueque y/o alianzas productivas, que sean sostenibles y desarrolladas con un horizonte de tiempo que genere lazos de confianza y reciprocidad y que fortalezca al mismo tiempo, la cooperación interveredal, intermunicipal e interregional.

La definición de los suelos de protección en los Planes de Ordenamiento Territorial a nivel municipal resulta de gran importancia para lograr el objetivo, así como la generación de espacios públicos verdes en la implementación de instrumentos de gestión del suelo. Todo ello articulado de manera efectiva en el marco del Plan Estratégico Metropolitano de Ordenamiento territorial -PEMOT, que redundará en mejoramiento de la calidad ambiental del territorio y por tanto en la calidad de vida de los habitantes metropolitanos.

Una de las estrategias más importantes para lograrlo es la preservación de los bosques periurbanos y rurales a través de la consolidación de un Sistema Metropolitano de Áreas Protegidas, con declaratorias tanto en áreas urbanas como rurales, y un Sistema suprarregional con cerca de 50 municipios, alrededor del Valle de Aburrá (Parque Central de Antioquia). En este orden de ideas, la región cuenta con 54 redes ecológicas urbanas, 43 redes urbano-rurales y corredores regionales



asociados al Parque Central de Antioquia, cuya gestión y consolidación permitirán la funcionalidad ecológica del territorio.

En relación con la promoción de esquemas de Pago por Servicios Ambientales en la región, surge la alianza colaborativa del Programa Bosques Andinos (Helvetas-Área Metropolitana del Valle de Aburrá-Corporación Masbosques-Jardín Botánico de Medellín), mediante la cual se dio inicio a la estrategia BanCO₂ Metropolitano del Valle de Aburrá, a través de la cual se promueve la protección de los bosques por medio de la compensación económica a familias campesinas y propietarios públicos y privados, al vincular el sector privado, las instituciones y la ciudadanía (figura 10).

Así mismo, en la metrópoli del Valle de Aburrá se viene consolidando una cultura ambiental que se evidencia en la amplia participación de colectivos, mesas ambientales y ciudadanos, que definen posiciones claras en defensa del medio ambiente y buscan mejoras significativas en la calidad del aire, del agua, de las zonas verdes y el arbolado urbano. De igual manera, se cuenta en la actualidad con 102 ciudadanos científicos, se promueve una campaña para contar 100 más y se dinamizan, entre otros, proyectos para la consolidación de semilleros científicos meteorológicos. Desde los programas de Consumo Sostenible y BanCO₂ Metropolitano, 4.500 ciudadanos han calculado su huella de carbono, cuyos efectos inmediatos se verán reflejados en el incentivo económico a familias campesinas y propietarios que hoy poseen bosques naturales en cuencas hidrográficas que abastecen acueductos en áreas periurbanas y rurales.



Figura 10. Esquema de la estrategia BanCO₂ Metropolitano del Valle de Aburrá



Esto es la manifestación de un esquema específico de gobernanza que demanda la sociedad actual en la región. Así, la vinculación de empresas del sector privado, de la Gobernación de Antioquia, de las demás Autoridades ambientales y entes territoriales, demuestra que, con objetivos comunes claramente identificados, los actores se movilizan para cerrar las brechas y alcanzar las metas que de manera individual y particularizada sería más complejo y demorado en el tiempo, alcanzar.

Lo anteriormente expuesto, se consolida a través del Plan de Gestión 2016-2019: Territorios Integrados del Área Metropolitana del Valle de Aburrá, que potencia y promueve una región sostenible y resiliente, que se prepara ante escenarios de cambio y variabilidad climática a través de acciones de mitigación y adaptación asociadas a la conservación y promoción de bosques rurales, periurbanos y urbanos, interconectados, funcionales ecológicamente y gestionados eficientemente a través de esquemas de gobernanza adaptados a las condiciones biofísicas y socioeconómicas de los municipios que conforman la región (Área Metropolitana del Valle de Aburrá, 2016).

Referencias

- Agudelo, L.C. (2006). Huella ecológica del valle de Aburrá. *Revista Ambiental EOLO*. Vol.6 (fascículo 11). Medellín, p. 69-70.
- Área Metropolitana del Valle de Aburrá (2016). Plan de gestión 2016-2019: Territorios integrados. Medellín. Recuperado de <http://www.metropol.gov.co/institucional/planes/Plan%20de%20Gestion%202016-2019.pdf>.
- Barradas BL. (1991). Air temperatur and humidity and human confort index of some city parks of Mexico city. *Journal of Biometeorology* (35), p.24-28. Recuperado de <https://link.springer.com/article/10.1007/BF01040959>.
- FAO. (2017). Directrices para la silvicultura urbana y periurbana. Por Salbitano, F., Borelli, S., Conigliaro, M. y Chen, Y. Estudio FAO: Montes No.178, Roma. Recuperado de <http://www.fao.org/3/b-i6210s.pdf>.
- FAO. (2007) Conjunto de Herramientas para la Gestión Forestal Sostenible (GFS). Recuperado de <http://www.fao.org/sustainable-forest-management/toolbox/modules/urban-periurban-forestry/in-more-depth/es/>.
- Mayorga, F. y Córdova, E.) Gobernabilidad y Gobernanza en América latina. Working Paper NCCR Norte-Sur IP8, Ginebra. No publicado. Recuperado de <http://www.institut-gouvernance.org/docs/ficha-gobernabilida.pdf>.
- ONU Hábitat (2015). Directrices internacionales sobre la planificación urbana y territorial. Recuperado de <https://unhabitat.org/wp-content/uploads/2015/01/Spanish4.pdf>
- ONU Hábitat III (2015). ISSUE PAPERS 6 – URBAN GOVERNANCE. New York (not edited version 2.0). Recuperado de http://habitat3.org/wp-content/uploads/Habitat-III-Issue-Paper-6_Urban-Governance-2.0.pdf.
- Quadri Gabriel y Quadri Pablo (2016). México un estado sin tierra: hacia una propiedad pública de la tierra en Áreas Naturales Protegidas. Miguel Angel Porrúa. México, p. 322.
- Universidad Eafit, Alcaldía de Medellín, Área Metropolitana del Valle de Aburrá (2011). Plan director BIO 2030. Medellín, p. 132.
- Universidad Nacional de Colombia y Corantioquia. (2017) Resultados de la investigación de la Huella Ecológica en el Valle de Aburrá. Recuperado de <http://www.corantioquia.gov.co/sitios/extranetcorantioquia/SitePages/MostrarNoticia.aspx?Dato=623>
- Vélez L. y Hoyos C. (2015). La planificación y gestión del verde urbano: Bases conceptuales y analíticas en la perspectiva ambiental. En: Guía para el manejo del arbolado urbano en el valle de Aburrá. Área Metropolitana del Valle de Aburrá y Universidad Nacional. Medellín, p. 347. Recuperado de <http://www.metropol.gov.co:9000/ZonasVerdes/Documents/GuiaparaelmanejodelarboladourbanoenelVallededeAburraNuevo.pdf>







Avances en el estudio de Bosques Andinos en Colombia: **una mirada desde la restauración en la Cordillera Oriental**

Ana Belén Hurtado^{1,2}; Juan Camilo Muñoz³; Natalia Norden^{2,4}

¹ Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia; ² Fundación Cedrela, Bogotá, Colombia; ³ Fundación Humedales, Bogotá, Colombia; ⁴ Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, Colombia.



La zona Andina, en donde se encuentran bosques húmedos y muy húmedos, y la zona Caribe, que cuenta con bosques secos, han sufrido grandes impactos incluso desde épocas tempranas de colonización

Introducción

Colombia es un país caracterizado por su inmensa diversidad biológica (Murcia et al., 2013; Sánchez-Cuervo et al., 2012) pero a su vez presenta un alto grado de transformación de sus ecosistemas terrestres (Barrera et al., 2008). Se ha estimado que para finales del siglo XX casi el 50% de dichos ecosistemas habían sido transformados, principalmente para dar paso a actividades productivas como la ganadería y la agricultura o por procesos de expansión urbana (Etter et al., 2006a). Estudios más recientes demuestran que en la primera década del siglo XXI el país tuvo una recuperación de la cobertura boscosa de cerca del 3% (Sánchez-Cuervo et al., 2012). Sin embargo, la pérdida de ecosistemas naturales en el país aún ocurre y amenaza la biodiversidad.

La transformación del paisaje en el país ha sido heterogénea y responde a las variaciones ecológicas y políticas de las regiones (Etter et al., 2006b). La zona Andina, en donde se encuentran bosques húmedos y muy húmedos, y la zona Caribe, que cuenta con bosques secos, han sufrido grandes impactos incluso desde épocas tempranas de colonización (Sánchez-Cuervo et al., 2012). Al analizar el cambio de coberturas a gran escala en el país se ha sugerido que estas dos zonas presentan la mayor tasa de deforestación y la mayor probabilidad de conversión de bosques a sistemas productivos (Etter et al., 2006b). La pérdida neta de ecosistemas naturales también ha ocurrido en otras regiones. Por ejemplo, desde 1900 la deforestación se ha concentrado en las tierras bajas del Oriente del país



(Sánchez-Cuervo et al., 2012). La pérdida de cobertura original en Colombia ocurre en todas las regiones a medida que avanza la frontera agrícola y urbana y la extracción de recursos naturales y mineros (Murcia et al., 2013).

La amenaza sobre la zona Andina, conformada por el Macizo Colombiano y las Cordilleras Occidental, Central y Oriental, afecta de muchas formas nuestro país. Esta zona hace parte de la red de “puntos calientes” de biodiversidad (Myers et al., 2000) pues presenta altos niveles de endemismo (Antonelli et al., 2009) y una elevada tasa de ocupación humana (Etter y Van Wyngaarden, 2000) que se concentra en tres cuartas partes de la población nacional (Murcia y Guariguata, 2014). Según Etter y Villa (2000), la dinámica de transformación de los ecosistemas de la zona Andina es tan fuerte que a nivel regional, en la Cordillera Oriental, cerca del 80% de los bosques han sido intervenidos.





Afortunadamente se han realizado múltiples esfuerzos para mitigar y reparar los impactos causados, y es en este marco en el que se desenvuelve la restauración ecológica. El objetivo final de esta disciplina es recuperar los atributos que definen un ecosistema y que le dan su identidad. Con la práctica de la restauración se busca recuperar la composición y estructura de los ecosistemas originales dado que estos factores influyen en la cantidad y calidad de los servicios ecosistémicos que pueden proveer (Murcia y Guariguata, 2014).

A continuación, se realiza un recuento de los proyectos de restauración que se han realizado en la zona Andina con el fin de mitigar los impactos que amenazan su biodiversidad, compuesta por un alto número de endemismos debido a la transformación del paisaje, especialmente en la Cordillera Oriental.

Bosques Andinos y subandinos en la Cordillera Oriental

En la actualidad algunos autores reconocen la presencia de 11 ecosistemas en la Cordillera Oriental: bosques secos, matorrales xerofíticos, bosques subandinos, Bosques Andinos, páramos húmedos, páramos secos, superpáramos, zonas nivales, bosques de robles, sabanas interandinas y humedales (Armenteras et al., 2003). Las dinámicas de transformación de cada ecosistema son diferentes y dependen, tanto de sus particularidades abióticas y bióticas, de sus localizaciones y extensiones y la red de interacciones ecológicas que presentan, como de las complejas dinámicas humanas

alrededor de cada ecosistema. Todos tienen algún grado de amenaza y afectación, pero en el presente trabajo solo se discutirá sobre los bosques subandinos y andinos, y se deja como precedente que ya existen numerosos protocolos y proyectos de restauración para otros ecosistemas, tales como los bosques secos (Vargas y Ramírez, 2014) y páramos (Cabrera y Ramírez, 2014). Los bosques de robles tienen una estructura y composición tan característica que ocasionalmente son considerados como entidades bióticas diferentes a los Bosques Andinos (Armenteras et al., 2003), pero aquí serán tratados como parte de los Bosques Andinos. La Cordillera Oriental conserva buena parte de los remanentes de este ecosistema en el país, especialmente en sectores de la vertiente occidental que es notablemente más seca (e.g. Corredor Iguaque-Guanentá, flanco occidental de la Sabana de Bogotá y PNN Guacharos en el Huila).

Una forma generalizada que se ha utilizado para diferenciar los bosques de tierras bajas, bosques subandinos y Bosques Andinos es por la altitud, ya que sobre cierta elevación la diferencia estructural y florística es tan marcada que se pueden considerar ecosistemas diferentes, pero es necesario tener en cuenta otros factores como variables geomorfológicas, edáficas y climáticas. La cota altitudinal que se suele utilizar para discriminar los bosques subandinos de los bosques de tierras bajas son los 1.000 msnm (Cuatrecasas 1958; Armenteras et al., 2003), aunque esta cota puede ser ligeramente superior en la vertiente oriental de la Cordillera Oriental, contra el piedemonte amazónico (Cavelier et al., 2001).

Igualmente, la cota que separa los bosques subandinos y andinos generalmente se traza alrededor de los 2.000 msnm aunque puede





llegar a ser 2.300 – 2.400 m para ambas vertientes (Cuatrecasas 1958; Cavelier et al., 2001). Si bien la diversidad y composición de plantas leñosas no es tan rica como en los bosques de la Amazonía o del Chocó biogeográfico, las montañas andinas conforman un gran reservorio de biodiversidad vegetal y endemismos que, en la Cordillera Oriental, alcanzan sus puntos máximos en las zonas bajas de la vertiente oriental y en las zonas medias de la vertiente occidental (Van der Hammen, 2000; Cavelier et al., 2001).

No en vano la diversidad y composición florística de los Bosques Andinos y subandinos ha sido tratada en innumerables trabajos y locaciones lo que ha contribuido a generar una base de conocimiento amplia para comprenderlos. Los estudios contienen información sobre paleobotánica, diversidad vegetal y faunística, biogeografía, ecología y genética, entre muchas otras. Si a esta información se le añade la que se puede extraer de la historia y las dinámicas sociales de la transformación se puede estimar, con cierto grado de confianza, cómo era el ecosistema de referencia en una localidad específica previo a la transformación por presiones antrópicas (Vargas, 2007a) y a partir de allí diseñar un proceso de restauración.

La estructura y la productividad de los bosques también cambian con el aumento de altitud, lo que se ve reflejado en una disminución de la altura del dosel, el número de estratos, el tamaño foliar y la producción de hojas y partes leñosas (Fahey et al., 2016; Grubb, 1977). Es de gran importancia resaltar que los bosques subandinos y andinos prestan múltiples servicios ecosistémicos relacionados con la regulación de los ciclos hidrológicos, lo que incluye la interceptación de niebla, la regulación de caudales, infiltración y escorrentía, y la disminución del riesgo de erosión y avalanchas.

Historia y transformación de los ecosistemas en la Cordillera Oriental

La orogénesis de la Cordillera Oriental, al parecer, es posterior a la de la Cordillera Central. Probablemente comenzó hace unos 12 millones de años para alcanzar las altitudes que hoy ostenta hace unos 5 o 3 millones de años (Van der Hammen, 2000; Hoorn et al., 2010). A partir de entonces, los cambios climáticos del Cuaternario han transformado los patrones de diversidad florística dependiendo de los de temperatura y pluviosidad, lo que ha llevado a un movimiento altitudinal de las franjas boscosas andinas, incluso el límite superior de los bosques, el cual pudo estar unos 1.500 m por debajo de su ubicación actual durante los períodos de glaciaciones (Van der Hammen, 2000). Con el aumento de las temperaturas y el desplazamiento de las coberturas boscosas a su posición actual se dieron condiciones más propicias para el desarrollo de asentamientos humanos en las regiones montañosas. Se estima que en la franja altitudinal entre 1.500 y 3.000 msnm. se establecieron un 35% de las comunidades indígenas prehispánicas que hacían parte del territorio que hoy es Colombia y un 38% de las poblaciones criollas durante la Colonia (Castaño, 1991a). La presencia humana en el Altiplano Cundiboyacense puede rastrearse hasta hace unos 12.500 años, cuando grupos de cazadores recorrían ocasional o estacionalmente la zona. Los impactos sobre los ecosistemas solo empiezan a ser evidentes hace unos 2.500 años con el establecimiento de la agricultura, la llegada del maíz y la deforestación local para cultivos en campos elevados, lo que pudo haber recrudescido algunos eventos de inundaciones (Van der Hammen y Correal, 1978). La utilización



de los Bosques Andinos se limitaba a prácticas de “corte y cubierta” para sembrar cultivos de subsistencia en arreglos diversos, con poca intervención sobre el suelo y esquemas de rotación de cultivos y descanso de tierras de varios años, así como la cacería de la fauna propia de estos ecosistemas (Castaño, 1991a). Los cambios más impactantes en la transformación de los Bosques Andinos empezaron con la llegada de los españoles, la imposición de sistemas agrícolas y ganaderos extensivos y poco diversos que llevaron al límite los procesos de deforestación y erosión. Es probable que algunos procesos de desertificación como los que se evidencian en ciertas áreas del Altiplano Cundiboyacense (e.g. alrededores de Tunja, Villa de Leyva, Soacha y Fúquene) sean producto de la erosión causada por un uso intensivo para agricultura y ganadería (Van der Hammen y Correal, 1978). Si bien los procesos de colonización, extractivismo





y transformación de las selvas subandinas y andinas empezaron primero en la Cordillera Oriental, especialmente en el eje de los Santanderes y la región Cundiboyacense, cuando se compara con la colonización antioqueña en las laderas de la Cordillera Central, los resultados de transformación no son muy diferentes (Castaño, 1991b), lo que muestra una degradación similar en las dos cordilleras, en su mayoría impulsadas por el avance la frontera agrícola y la urbanización.

De los ecosistemas que actualmente existen en la Cordillera Oriental, los que presentan un mayor grado de fragmentación son los bosques subandinos y andinos que mantienen un 41 y 45%, respectivamente, de la cobertura original que se estima tenían en tiempos precolombinos. Si se comparan las vertientes, se observa que la historia de transformación ha sido mucho más pronunciada en la vertiente occidental, donde se estima que permanece menos de la cuarta parte de la distribución potencial de estos bosques comparada con aproximadamente un 70% en la vertiente oriental (Morales y Armenteras, 2013). Sin lugar a duda, la zona más transformada es la denominada Sabana de Bogotá, ya que ha perdido casi la totalidad de la vegetación boscosa nativa (Van der Hammen, 1998). Con más de 8 millones de habitantes y 32 municipios (ICANH, 2016) la Sabana de Bogotá es un sistema socio-ecológico altamente complejo que ha sufrido procesos de transformación profundos.

La práctica de la restauración en la Cordillera Oriental

Para lograr la recuperación de los ecosistemas a través de la práctica de la restauración se deben detener aquellos procesos responsables de la degradación al tiempo y eliminar las barreras bióticas



y abióticas existentes. Así mismo, el proceso de restauración tiene como objetivo acelerar, o si es necesario iniciar, el proceso de sucesión ecológica estableciendo propágulos de las especies del ecosistema de referencia (Murcia y Guariguata, 2014). La definición del ecosistema de referencia es fundamental aunque compleja (Vargas, 2007a). Se refiere al ideal al que se quiere llegar, puede ser recreado a partir del ecosistema que se encontraba en el sitio previo a la degradación (referencia histórica), de un ecosistema actual equivalente al que existía en ese sitio (referencia espacial) o de un ecosistema con elementos mínimos pero que recuperen uno o más servicios ecosistémicos críticos. En cualquiera de estos casos es importante tener un conocimiento de la región y su historia de transformación para poder definir el ecosistema de referencia (Vargas, 2007a; Murcia y Guariguata, 2014).

Gran parte de los esfuerzos en restauración que se han realizado en los Bosques Andinos se ha centrado en la franja altitudinal entre 2.400 y 3.600 m de elevación. Un documento reciente, “La restauración ecológica en Colombia. Tendencias, necesidades y oportunidades”, publicado en el 2014 por Murcia y Guariguata, analiza la evolución de esta práctica en el país con información de cerca de 120 proyectos en distintas fases de desarrollo. Los resultados muestran que más del 80% de los proyectos analizados hasta esa fecha están concentrados dicha franja altitudinal, y de ellos la mitad se encuentran en el altiplano Cundiboyacense. Las principales motivaciones para los proyectos de restauración en estas zonas han sido, tanto recuperar las fuentes hídricas, como reducir la fragmentación de los bosques. Para este ecosistema se diseñaron e implementaron los primeros protocolos de restauración ecológica (Salamanca y Camargo, 2002; Vargas, 2007a). En términos prácticos, los proyectos buscan revertir



el impacto de la ganadería o agricultura de larga data, y en menor grado, la deforestación reciente. Aunque estos fenómenos no son exclusivos de las partes altas de los Andes, la posibilidad de revertir el uso del suelo hacia sistemas naturales es más alta por encima del cinturón de producción agrícola (Murcia y Guariguata, 2014).

Entre las problemáticas más específicas, y a menor escala que afectan los Bosques Andinos, también se encuentran las actividades de minería, las plantaciones exóticas y la diseminación de especies invasoras. Dada la diversidad de factores responsables de la degradación de los ecosistemas se han diseñado estrategias y protocolos específicos para cada una de estos (ver Barrera et al., 2010; Manrique, 2004; Vargas et al., 2009).

La ecología de la restauración ha sido ampliamente practicada en las últimas dos décadas por iniciativa de algunas universidades, entidades estatales y organizaciones no gubernamentales (ONG) que se han dado a la tarea de comprender la ecología de sucesión de los ecosistemas andinos para diseñar estrategias para su recuperación. Sin hacer una lista exhaustiva de los actores involucrados en esta práctica para los Bosques Andinos de la Cordillera Oriental es importante mencionar las actividades de las universidades Javeriana, Nacional, Distrital, Pedagógica de Tunja, la Secretaría Distrital de Ambiente, la empresa de Acueducto y Alcantarillado y el Jardín Botánico de Bogotá, el Instituto Humboldt, Parques Nacionales y la Fundación Natura. Algunos sectores específicos que han servido de laboratorios naturales para comprender los procesos de regeneración o de proyectos piloto de restauración incluyen: los cerros orientales de Bogotá (especialmente afectados por

minería y plantaciones de coníferas, Barrera et al., 2010), los alrededores del embalse de Chisacá (Vargas, 2007b), la reserva forestal municipal de Cogua (Vargas, 2008) y la reserva forestal Cárpatos (Cantillo et al., 2009), entre otros.

Aunque las líneas de investigación de los actores son muy diversas, las estrategias más utilizadas para recuperar o rehabilitar ecosistemas alterados por actividades productivas se enmarcan en el uso de la regeneración natural para acelerar los procesos de sucesión, lo que en la práctica se ve reflejado en estrategias para aumentar la dispersión de semillas, la germinación del banco de semillas, la eliminación de competencia con gramíneas, las enmiendas para enriquecer suelos pobres y las siembras de especies nativas que catalizan los procesos de sucesión (Vargas, 2007a). Así mismo, las estrategias de siembra en los proyectos realizados siguen patrones similares y utilizan principalmente arreglos florísticos que siguen modelos de nucleación.

La Escuela de Restauración Ecológica (ERE), de la universidad Javeriana, tiene tres líneas de investigación en las que ha centrado sus proyectos: Invasión de especies, minería a cielo abierto y uso agropecuario. Muchos de los proyectos realizados en la línea de investigación de invasión de especies se han llevado a cabo en el Parque Forestal Embalse del Neusa y tienen como objetivo la restauración de áreas después de la eliminación de especies maderables introducidas como eucaliptos, pinos y acacias. También se han realizado numerosos proyectos enfocados en la eliminación del retamo espinoso. El Grupo de Restauración Ecológica (GRE), de la universidad Nacional, por su parte, ha enfocado sus esfuerzos en el estudio de la ecología de la sucesión para usar como base esta información en sus proyectos piloto de





restauración. Este grupo ha realizado la publicación de numerosos manuales y protocolos en el tema (Vargas, 2007^a; 2007b; 2008). Mientras que, dentro del grupo de investigación Uso y Conservación de la Diversidad Forestal, de la universidad Distrital, se encuentra la línea de investigación Estructura y Restauración de Ecosistemas Forestales. Este grupo ha enfocado sus esfuerzos en caracterizar la estructura de la vegetación a partir del análisis de parámetros que definen su arquitectura vertical y horizontal; se basa en esa información y busca contribuir al diseño y obtención de modelos de restauración ecológica en espacios piloto de experimentación. Finalmente, la universidad Pedagógica de Tunja ha realizado esfuerzos de restauración a nivel local.

Los proyectos a mayor escala han sido diseñados y/o implementados por varias organizaciones en distintas regiones. Cabe destacar algunos como los esfuerzos del Jardín Botánico de Bogotá en distintas localidades del Distrito Capital (un resumen corto puede encontrarse en Solorza, 2015), la iniciativa para la restauración a escala de paisaje del corredor Guantiva – La Rusia liderada por la Fundación Natura (Avella et al., 2015) y el diseño del corredor de conservación Chingaza-Sumapaz-Guerrero liderado por Conservación Internacional Colombia y la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (Sguerra et al. 2011). Una iniciativa con mayor enfoque productivo es el proyecto Ganadería Colombiana Sostenible (liderado entre otras organizaciones por Fedegan, CIPAV y The Nature Conservancy) que posee un núcleo de implementación en Boyacá-Santander para incentivar la adopción de sistemas silvopastoriles que liberen el uso extensivo del suelo en ganadería para poder proteger áreas más frágiles en términos ambientales (Chará et al., s.f.). Todos estos proyectos tienen en común la visualización a escala de paisaje de la restauración lo que implica crear esquemas



de cooperación más complejos entre las comunidades, las autoridades ambientales y administrativas, y las entidades ejecutoras. Para ello, se requiere especialmente fortalecer los procesos de planeación y gestión del territorio, para que se incluyan las relaciones entre las necesidades socio-ecológicas de los actores y los servicios ecosistémicos que puede prestar un área (Avella et al., 2015).

En cuanto al desarrollo de actividades de restauración en áreas protegidas se pueden mencionar las llevadas a cabo en áreas de la Territorial Norandina del Sistema Nacional de Parque Naturales con presencia de Bosques Andinos y subandinos: PNN Tamá, Pisba, Cocuy y Catatumbo-Barí (ver Fuentes, 2011) y más recientemente en los PNN Chingaza y Yariguíes (Caballero et al., 2016; Cogollo et al., 2016). Igualmente, existen varias iniciativas en reservas naturales de la sociedad civil (ver por ejemplo Sáenz y Ruiz, 2016; Santamaría y Hurtado, 2016). Es importante mencionar que varios de los proyectos indicados son fruto de la financiación por compensación de pérdida de biodiversidad que se reglamentó recientemente para los nuevos proyectos de infraestructura (MADS, 2012). Así, por ejemplo, la afectación por la construcción de la Hidroeléctrica Sogamoso genera recursos para restauración en el PNN Yariguíes, la construcción de la doble calzada de la vía Bogotá-Villeta genera recursos para restaurar reservas de la cuenca alta del municipio de San Francisco y la construcción de la línea de transmisión Nueva Esperanza para mejorar la conectividad de ecosistemas del área de influencia del PNN Chingaza.

Es importante resaltar que, cuando los proyectos se realizan, por medio de universidades o de ONGs, los resultados se divulgan a través de publicaciones científicas y presentaciones en congresos (Murcia y Guariguata, 2014). En la mayoría de los casos, los resultados de los proyectos quedan principalmente consignados en informes técnicos de circulación restringida. La información obtenida a través de excelentes iniciativas por fuera de esta esfera académica y que probablemente generen resultados muy positivos está desafortunadamente inaccesible (Murcia y Aronson, 2014). Prueba de ello es el trabajo de restauradores empíricos en predios privados al occidente de la Sabana de Bogotá (lo que incluye reservas de la sociedad civil) donde se han venido realizando inventarios de la biodiversidad para generar información fundamental y fácilmente accesible para iniciar estrategias de restauración en la región (ver Hernández, 2013). Los procesos de conservación y restauración que se han iniciado son reconocidos localmente como exitosos porque se adaptan a las necesidades y oportunidades de los propietarios y a las realidades ambientales de sus predios.

Conclusiones

La transformación de los ecosistemas es una de las grandes amenazas para la biodiversidad en Colombia. Particularmente, la zona andina ha sufrido procesos de intervención y modificación de sus coberturas desde tiempos precolombinos. Esta es una de las regiones que cuenta con la mayor transformación del paisaje en todo el país debido, entre otras razones, a que tres cuartos de la población nacional se encuentra asentada en esta región. Particularmente, la Cordillera Oriental ha perdido cerca del 80% de los bosques originales. Los bosques subandinos y andinos en esta cordillera son los que presentan un mayor grado de fragmentación y se requieren medidas urgentes para su conservación.



La restauración ecológica es reconocida como una herramienta fundamental para los esfuerzos y compromisos de recuperación de dichos ecosistemas degradados, así como para la conservación de la biodiversidad. Aunque esta práctica es relativamente reciente acumula casos exitosos en el mundo. En el país se están implementando proyectos desde hace más de una década, muchos de ellos concentrados en la franja altitudinal entre 2.400 y 3.600 m de elevación y en el Altiplano Cundiboyacense, justamente en la Cordillera Oriental de la región Andina.

Esta región ha servido como un laboratorio natural para comprender los procesos de regeneración natural. Se han implementado numerosos proyectos piloto en los que diferentes modelos han sido puestos a prueba. Sin hacer una lista exhaustiva de los actores involucrados en estas prácticas para los Bosques Andinos de la Cordillera Oriental, es importante mencionar a las universidades Javeriana, Nacional, Distrital, Pedagógica de Tunja; la Secretaría Distrital de Ambiente, la empresa de Acueducto y Alcantarillado y el Jardín Botánico de Bogotá, el Instituto Humboldt, Parques Nacionales y la Fundación Natura. La gran cantidad de información generada por estas experiencias ha sido explorada y, aunque existen numerosas publicaciones de protocolos de restauración ecológica en la zona, muchos de los resultados de los proyectos quedan consignados en informes técnicos de circulación restringida. En esta zona se desarrollan de manera adicional excelentes iniciativas por fuera de la esfera académica que generan resultados positivos a nivel local.

Referencias

- Antonelli A, Nylander JA, Persson C, Sanmartín I. (2009). Tracing the impact of the Andean uplift on Neotropical plant evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(24), p. 9749-9754.
- Armenteras D, Gast F, Villareal H. (2003). Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation*, 113, p. 245-256.
- Avella A, Torres S, Cárdenas LM, Royo AA. (2015). Restoration of oak forests (*Quercus humboldtii*) in the Colombian Andes: A case study of landscape-scale ecological restoration initiatives in the Guacha River watershed. En: Stanturf JA, editor. *Restoration of Boreal and Temperate Forests* (2nd ed.). Boca Ratón (U.S.A.): CRC Press, p. 429-444.
- Barrera JI, Aguilar M, Rondon DC, editores. (2008). *Experiencias de Restauración Ecológica en Colombia*. Bogotá D.C. (Colombia): Pontificia Universidad Javeriana. p. 272.
- Barrera JI, Contrera SM, Garzón NV, Moreno AC, Montoya SP. (2010). *Manual para la restauración ecológica de los ecosistemas disturbados del Distrito Capital*. Bogotá (Colombia): Secretaría Distrital de Ambiente (SDA) – Pontificia Universidad Javeriana (PUJ), p. 402.
- Brujnzeel, LA. (1999). Hydrology of Tropical Montane Cloud Forests: A Reassessment. *Land Use and Water Resources Research*, 1(March), p. 353–383.
- Brujnzeel, LA, Mulligan, M, Scatena FN. (2011). Hydrometeorology of tropical montane cloud forests: Emerging patterns. *Hydrological Processes* (25).
- Caballero M, Gómez D, Ovalle R, Galindo T. (2016). Estrategia de restauración ecológica participativa en el Parque Nacional Natural (PNN) Chingaza, Cundinamarca Colombia. En: *Red Colombiana de Restauración Ecológica, III Congreso Colombiano de Restauración Ecológica, libro de resúmenes*, p. 306.
- Cabrera M, Ramírez W, editores. (2014). *Restauración ecológica de los páramos de Colombia. Transformación y herramientas para su conservación*. Bogotá D.C.: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH), p. 296.
- Castaño-Urbe C. (1991a.) Bosque de niebla y hombre tradicional. En: Uribe C, editor. *Bosques de Niebla de Colombia*. Bogotá D.C.: Banco de Occidente, p. 171-181.
- Castaño-Urbe C. (1991b). Hombres de ladera y camino arriero. En: Uribe C, editor. *Bosques de Niebla de Colombia*. Bogotá D.C.: Banco de Occidente., p. 171-181.
- Cavelier. 1991. El ciclo del agua en bosques montanos. En: Uribe C, editor. *Bosques de Niebla de Colombia*. Bogotá D.C.: Banco de Occidente, p. 69-83.



- Cavelier J, Lizcaíno D, Pulido MT. (2001). Colombia. En: Kapelle M, Brown AD, editores. Bosques nublados del neotrópico. Santo Domingo de Heredia (Costa Rica): Editorial INBio, p. 443-496.
- Chará J, Solarte A, Giraldo C, Zuluaga A, Murgueitio E, Walschburger T, León J. s.f. Evaluación ambiental. Proyecto Ganadería Colombiana Sostenible. Mainstreaming Biodiversity in Sustainable Cattle Ranching. CIPAV –TNC, p. 82.
- Cogollo A, Forero W, Fuentes JI. (2016). Desafíos y logros de un proyecto de restauración ecológica de alto impacto en el sector centro occidente del Parque Nacional Natural Serranía de los Yariquíes. En: Red Colombiana de Restauración Ecológica, III Congreso Colombiano de Restauración Ecológica, libro de resúmenes, p. 121.
- Cuatrecasas J. (1958). Aspectos de la vegetación natural de Colombia. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales (10), p. 221-264.
- Etter A, van Wyngaarden W. (2000). Patterns of landscape transformation in Colombia, with emphasis in the Andean region. *Ambio: A journal of the Human Environment*, 29(7), p. 432-439.
- Etter A, Villa LA. (2000). Andean forests and farming systems in part of the Eastern Cordillera (Colombia). *Mountain Research and Development*, 20(3), p. 236-245.
- Etter A, McAlpine C, Pullar D, Possingham H. (2006a). Modelling the conversion of Colombian lowland ecosystems since 1940: Drivers, patterns and rates. *Journal of environmental management*, 79(1), p. 74-87.
- Etter A, McAlpine C, Wilson K, Phinn S, Possingham H. (2006b). Regional patterns of agricultural land use and deforestation in Colombia. *Agriculture, ecosystems y environment*, 114(2), p. 369-386.
- Fahey TJ, Sherman RE, Tanner EVJ. (2016). Tropical montane cloud forest: environmental drivers of vegetation structure and ecosystem function. *Journal of Tropical Ecology*, 32(5), p. 355-367.
- Fuentes A. (2011). Estrategia de restauración ecológica participativa del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia – 2009. En: Vargas O, Reyes SP, editores. La restauración ecológica en la práctica: memorias del I congreso colombiano de restauración ecológica y II simposio nacional de experiencias en restauración ecológica. Bogotá D.C. (Colombia): Universidad Nacional de Colombia, p. 403-417.
- Grubb, P.J. (1977). Control of forest growth and distribution on wet tropical mountains: with special reference to mineral nutrition. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 8(1), p. 83-107.
- Hernández M. (2013). Una guía para restaurar los ecosistemas de Colombia – La vertiente occidental de la cordillera Oriental. Fecha de acceso: 25 de mayo de 2017. Disponible en: <<http://biodiversidadyconservacion.blogspot.com.co/2013/03/una-guia-para-restaurar-los-ecosistemas.html>>.
- Hoorn C, Wesselingh FP, Ter Steege H, Bermudez MA, Mora A, Sevink J, Sanmartín I, Sánchez-Meseguer A, Anderson CL, Figueiredo JP, Jaramillo C, Riff D, Negri FR, Hooghiemstra H, Lundberg J, Stadler T, Särkinen T, Antonelli. (2010). Amazonia through time: Andean uplift, climate change, landscape evolution, and biodiversity. *Science* 330(6006), p. 927-931.
- Instituto Colombiano de Antropología e Historia. (2016). Sabana de Bogotá - INSTITUTO COLOMBIANO DE ANTROPOLOGÍA E HISTORIA - ICAANH. Fecha de acceso: 10 de agosto 2016. Disponible en: <<http://icanh.gov.co/index.php?idcategoria=4408>>.
- MADS (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible). (2012). Manual para la Asignación de Compensaciones por Pérdida de Biodiversidad. Bogotá D.C. (Colombia): Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible - The Nature Conservancy - Autoridad Nacional de Licencias Ambientales, p. 49.
- Manrique O. (2004). Guía técnica para la restauración ecológica en áreas con plantaciones forestales exóticas en el Distrito Capital. Bogotá D.C. (Colombia): Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente (DAMA), p. 92.
- Murcia C, Kattan GH, Andrade GI. (2013). Conserving biodiversity in a complex biological and social setting: The case of Colombia. En: Sodhi NS, Gibson LG, Raven, PH, editores. *Conservation biology: voices from the tropics*. New Jersey (U.S.A.): John Wiley y Sons, Ltd, p. 86-96.
- Murcia C, Aronson J. (2014). Intelligent tinkering in ecological restoration. *Restoration ecology*, 22(3), p. 279-283.
- Murcia C, Guariguata MR. (2014). La restauración ecológica en Colombia: tendencias, necesidades y oportunidades. Bogor (Indonesia): CIFOR. Documentos ocasionales Vol. 107.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Da Fonseca GA, Kent J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), p. 853-858.
- Sáenz R, Ruiz J. (2013). Alianza público-privada para la restauración de ecosistemas: experiencia de la laguna de Pedro Palo. En: Barrera JI, Garzón NV, Rubio, JA, Aguilar M, editores. Libro de resúmenes y programa III Congreso Iberoamericano y del Caribe de Restauración Ecológica. Bogotá D.C. (Colombia): RIACRE – REDCRE, p. 181.
- Salamanca B, Camargo G. (2002). Protocolo distrital de restauración ecológica 2^{da} ed. Bogotá D.C. (Colombia): Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente (DAMA), p. 288.
- Salgado-Negret B, editor. (2015). La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones. Bogotá D.C. (Colombia): Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, p. 236.
- Sánchez-Cuervo AM, Aide TM, Clark ML, Etter A. (2012). Land cover change in Colombia: surprising forest recovery trends between 2001 and 2010. *PLoS One*, 7(8).
- Santamaría M, Hurtado A. 2016. Restauración del bosque andino en reservas naturales de la sociedad civil (Cundinamarca), mediante la implementación de dos compensaciones ambientales. En: Red Colombiana de Restauración Ecológica, III Congreso Colombiano de Restauración



- Ecológica, libro de resúmenes, p. 123.
- Sguerra S, Bejarano P, Rodríguez O, Blanco J, Jaramillo O, Sanclemente G. (2011). Corredor de conservación Chingaza-Sumapaz-Guerrero. Resultados del diseño y lineamientos de acción. Bogotá (Colombia): Conservación Internacional Colombia y Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá ESP, p. 184.
- Solorza JH. (2015). La investigación en restauración ecológica en el Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis. Bogotá: Red Colombiana de Restauración Ecológica. Boletín REDCRE 9(2), p. 5-7.
- Van der Hammen, T. (1998). Plan ambiental de la cuenca alta del río Bogotá: Análisis y orientaciones para el ordenamiento territorial. Bogotá D.C. (Colombia): Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca p. 142.
- Van der Hammen T. (2000). Aspectos de historia y ecología de la biodiversidad norandina y amazónica. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, 24(91), 231-245.
- Vargas O, editor. (2007^a). Guía metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino. Bogotá D.C. (Colombia): Universidad Nacional de Colombia, p. 189.
- Vargas O, editor. (2007^b). Restauración ecológica del bosque altoandino: Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá (Localidad de Usme, Bogotá D.C.). Bogotá D.C. (Colombia): Universidad Nacional de Colombia. p. 517.
- Vargas O, editor. (2008). Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino. El caso de la Reserva Forestal Municipal de Cogua, Cundinamarca. 2^{da} ed. Bogotá D.C. (Colombia): Universidad Nacional de Colombia, p. 372.
- Vargas O, León O, Díaz A, editores. (2008). Restauración ecológica en zonas invadidas por retamo espinoso y plantaciones forestales de especies exóticas. Bogotá D.C. (Colombia): Universidad Nacional de Colombia, p. 372.
- Vargas W, Ramírez W. (2014). Lineamientos generales para la restauración del bosque seco tropical en Colombia. En: Pizano C, García H. El Bosque Seco Tropical en Colombia. Bogotá D.C.: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH), p. 252-291.







La **restauración ecológica** en los Bosques Andinos de Antioquia: El caso del **Valle de Aburrá, perspectivas y estrategias**

Claudia Hoyos¹; Carolina Rivera²; Estela Quintero-Vallejo²

¹ Área Metropolitana del Valle de Aburrá; ² Jardín Botánico de Medellín



La restauración ecológica busca garantizar que un ecosistema se asemeje en términos de la composición de especies, estructura y función, a su situación original (referente histórico) o a ecosistemas aledaños que no han sido degradados (referente espacial)

Introducción

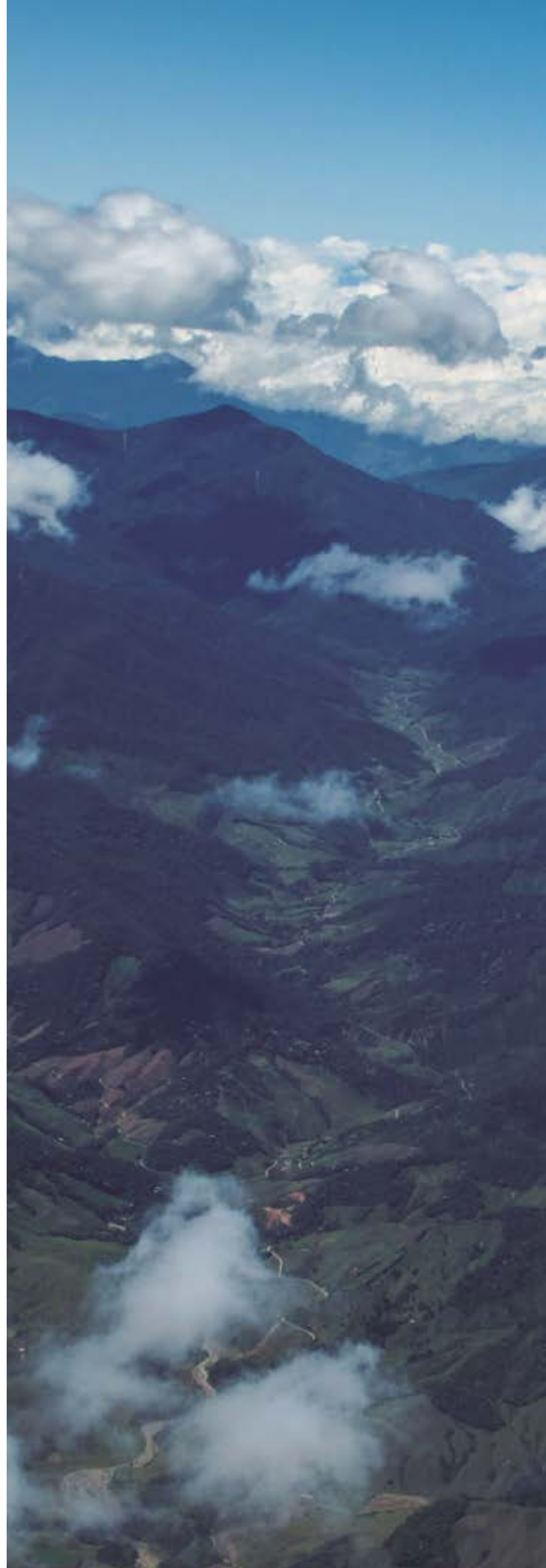
La restauración ecológica se define como el proceso de asistir en la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido (SER, 2004). En su sentido estricto, la restauración ecológica busca garantizar que un ecosistema se asemeje en términos de la composición de especies, estructura y función, a su situación original (referente histórico) o a ecosistemas aledaños que no han sido degradados (referente espacial) (Clewel y Aronson, 2013). Sin embargo, existen otras actividades que contribuyen a mejorar las condiciones de ecosistemas muy degradados, como la rehabilitación y la reclamación (tabla 1). La revegetalización de sitios altamente degradados se puede considerar una actividad de recuperación ecológica de acuerdo con el Plan Nacional de Restauración para Colombia (MADS, 2015).

Tabla 1. Acciones adicionales a la restauración ecológica, de acuerdo con los Principios de la Sociedad para la Restauración Ecológica (SER, 2004).

Proceso	Definición
Rehabilitación	La acción por medio de la cual se recuperan parcialmente los procesos ecológicos, la productividad y los servicios ambientales de un ecosistema que ha sufrido una degradación, sin que necesariamente se restablezca la biota original
Reclamación	Consiste en transformar un sistema profundamente deteriorado en un sistema que recupere algunas funciones ecosistémicas; en particular se encuentra asociado a sitios post-minería.

La restauración ecológica puede ser de dos tipos: pasiva y activa. La restauración pasiva está asociada a la eliminación de aquellos factores tensionantes o disturbios que causan la degradación y que impiden que un ecosistema se regenere por sí solo (sucesión natural) (Holl y Aide, 2011). Por su parte, la restauración activa requiere estrategias para asistir la recuperación de ecosistemas que se encuentran degradados y que, por tanto, no pueden regenerarse por sus propios medios (sucesión dirigida o asistida) (Vargas, 2007).

Un aspecto importante en los proyectos de restauración ecológica tiene que ver con el seguimiento o monitoreo, que consiste en la recolección sistemática y repetida de datos, observaciones y/o estudios sobre un área o fenómeno determinado, con el fin de caracterizar el estado actual y documentar los cambios que ocurren a lo largo del tiempo (Aguilar-Garavito y Ramírez, 2015). La restauración total de un ecosistema, que de por sí es una tarea complicada, no termina hasta que no se asegure que se ha recuperado la funcionalidad de todos o algunos (rehabilitación) de los servicios ecosistémicos, tal y como sucede en el ecosistema de referencia. Lo anterior requiere largos periodos de tiempo, que generalmente superan la duración de los proyectos formulados para tal fin. En este transcurrir puede ser necesaria la implementación de ajustes o adecuaciones metodológicas en el mediano y largo plazo (Murcia et al., 2015), los cuales se determinan precisamente a partir de los resultados obtenidos del monitoreo, que indican si los objetivos o metas propuestos se cumplieron, en qué medida y cuáles fueron los aciertos o desaciertos a corregir.





La restauración ecológica en el contexto global

Tanto la restauración ecológica como su monitoreo se consideran aspectos claves, ya que se constituyen en alternativas para contrarrestar la degradación de hábitats, la pérdida de biodiversidad y la conservación o recuperación de servicios ecosistémicos de vital importancia (Murcia y Guariguata, 2017). Por lo tanto, es considerada una prioridad en las agendas ambientales a nivel global, regional y local: se encuentra enmarcada explícitamente en las metas AICHI 14 y 15 de la Convención sobre Diversidad Biológica, con las cuales se pretende garantizar los servicios ecosistémicos del agua y las reservas de carbono para el 2020 (CBD, 2010; CBD, 2012). Así mismo, iniciativas como el Reto de Bonn, propone la restauración de 150 millones de hectáreas en el mundo y





20x20 proyecta para Latinoamérica la restauración de 20 millones de hectáreas en el 2020 (Murcia et al. 2017, WRI 2014); para esta última, Colombia fijó una meta de restauración de un millón de hectáreas.

La restauración ecológica en el contexto colombiano

La restauración ecológica no es un tema nuevo en Colombia. Hace unos 60 años se generaron planes y estrategias que incluían la restauración, recuperación y/o protección de los bosques, a través de iniciativas estatales (Murcia y Guariguata, 2014). En 1951 el Congreso de la República aprobó la Ley Cuarta, a través de la cual decretó de utilidad pública una zona aledaña al río Otún y sus afluentes en el municipio de Pereira (Risaralda) y ordenó destinarla exclusivamente a la repoblación forestal o a la formación de bosques industriales. Por otro lado, el Plan Verde o Plan Estratégico para la Restauración Ecológica y el Establecimiento de Bosques en Colombia, propuso en 1998 la destinación de áreas específicas para el manejo de los bosques. En la región andina se proyectaron 137.800 ha para el establecimiento de plantaciones comerciales y 142.000 ha con fines agroforestales y silvopastoriles, de las cuales 35.000 correspondieron al departamento de Antioquia (Ministerio del Medio Ambiente, 1998). De igual forma, la Política Nacional de Biodiversidad (1996), propuso un programa con estrategias a corto, mediano y largo plazo, con el fin de restaurar ecosistemas, recuperar especies y servicios ecosistémicos (Murcia et al., 1998).

Estas iniciativas desafortunadamente no produjeron los resultados esperados, en gran medida, por la limitada información empírica sobre experiencias previas en restauración ecológica en el país (Murcia et al., 2017). Sin embargo, recientemente el Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible – MADS e instituciones aliadas como el Instituto Alexander von Humboldt, las autoridades ambientales y algunas organizaciones no gubernamentales -ONG's, generan una serie de instrumentos y normas tendientes a la conservación de ecosistemas, especies, y a la restauración ecológica (PNGIBSE 2014; Murcia y Guariguata, 2014). Es así como el país cuenta con un Plan Nacional de Restauración Ecológica que proporciona aspectos conceptuales y establece los lineamientos generales necesarios para su implementación (MADS, 2015). Recientemente, se conformó la Red Colombiana de Restauración Ecológica -REDCRE, de la cual hacen parte 380 miembros correspondientes a personas naturales y jurídicas, ONG's, entidades educativas, y estatales, Institutos del Sistema Nacional Ambiental, entre otras, cuyos principales esfuerzos se enfocan en orientar los proyectos de restauración ecológica desde las fases de planificación e implementación, hasta el monitoreo y validación de las prácticas implementadas (REDCRE, 2017).

La restauración ecológica en el contexto de los Bosques Andinos en el departamento de Antioquia

El departamento de Antioquia cuenta con el mayor porcentaje de proyectos de restauración ecológica de la región andina del país, con cerca del 86% de una muestra de 119 proyectos (Murcia y Guariguata, 2014). Se resaltan iniciativas lideradas por la Corporación Autónoma Regional de las cuencas de



los ríos Negro y Nare -CORNARE, específicamente en el Valle de San Nicolás (en el Oriente del departamento), a partir de la identificación de zonas prioritarias para la conservación y la restauración de bosques, que cuentan con una línea base y monitoreo de los procesos de restauración ecológica (Restrepo et al., 2016; Cardona, 2016). Se registra un proyecto piloto para la evaluación de modelos de restauración en el Parque Regional Metropolitano Cerro el Volador (área urbana protegida ubicada en el municipio de Medellín), donde se han establecido una serie de parcelas con diferentes arreglos de especies, estadios sucesionales y densidades de siembra (Cifuentes et al., 2016). Se registran, también, experiencias de restauración en taludes de los proyectos viales La Ceja-Abejorral (oriente del departamento) y Concordia-Betulia (Suroeste del departamento), con Guadua (*Guadua angustifolia*) y Arboloco (*Montanoa quadrangularis*), realizados por el Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria -CIPAV (Carvajal, 2016).

En la actualidad, existen planes para implementar proyectos de restauración ecológica, en su mayoría asociados a proyectos hidroeléctricos, específicamente en el embalse Porce III (Suárez, 2016) y en el área de influencia del proyecto Hidro-Ituango (Gutiérrez et al., 2016). Por su parte, las instituciones académicas y Corporaciones Autónomas Regionales, se han encargado de implementar proyectos relacionados con aspectos técnicos de la restauración, como la calidad de la semilla, la reproducción en viveros (Toro, 2016), la evaluación y selección de especies para proyectos de restauración (Díaz y Polania, 2015) y el monitoreo de suelos (Barrientos et al., 2015), entre otros.



La restauración ecológica en el contexto en la región metropolitana del Valle de Aburrá

La región metropolitana del Valle de Aburrá abarca una extensión de 1.165 Km², correspondiente a 2% del área geográfica del departamento de Antioquia, en la cual se asienta cerca de 65% de su población (3.731.447 habitantes, DANE, 2014), cuya proyección para 2030 es de 800.000 nuevos habitantes (Universidad Eafit, Municipio de Medellín y Área Metropolitana del Valle de Aburrá, 2011). El crecimiento urbano acelerado, y débilmente planificado de la región, ha generado no solamente el fenómeno de conurbación, sino también, drásticos niveles de degradación ambiental asociados a episodios críticos de contaminación atmosférica, desastres naturales y la degradación y fragmentación de ecosistemas naturales en zonas periurbanas y rurales (Hoyos, 2010; Vélez y Hoyos, 2015).

Por tanto, en la última década, se vienen priorizando en la región áreas en las cuales es necesario el restablecimiento de coberturas vegetales con fines protectores, en especial, para la regulación hídrica. Es así como, la restauración activa, pasiva y también modelos de rehabilitación y recuperación, son necesarios para la protección de estas áreas de importancia ambiental a través de las cuales se podrá generar un modelo de región sustentable y resiliente (AMVA y Universidad de Antioquia, 2009; AMVA y Carbono y Bosques, 2011; AMVA y Universidad Nacional de Colombia, 2014).

Específicamente, el Área Metropolitana del Valle de Aburrá –AMVA inició desde el 2010 un proceso de rehabilitación o reforestación protectora (la mayoría en convenios con la Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia – Corantioquia), en predios públicos adquiridos por los municipios para la regulación hídrica. En el periodo 2010-2016 se establecieron 469,4 ha, de las cuales 234,7 corresponden a siembras con densidades entre 1.100 y 1.250 individuos/hectárea y 143,8 con densidades bajas (500 individuos/ha), asociadas a siembras de enriquecimiento de coberturas naturales (bosques secundarios y rastrojos altos). En total se sembraron 312.501 individuos de aproximadamente 150 especies nativas, las cuales fueron seleccionadas de acuerdo a las condiciones climáticas de las áreas disponibles (Tabla 2).

En algunas de las plantaciones establecidas por el AMVA se definieron arreglos de siembra de especies por grupos ecológicos y densidades específicas para lograr una mejor funcionalidad ecológica (figura 1); sin embargo, el resultado final dependió de la disponibilidad de material vegetal en viveros.

Los esfuerzos realizados para el establecimiento de coberturas forestales protectoras en el Valle de Aburrá han estado condicionados por una serie de factores asociados a un territorio con fuertes dinámicas urbano-rurales y débiles niveles de gobernabilidad, entre las cuales resaltan: la expansión urbana y suburbana, la creciente ocurrencia de incendios forestales, la presencia de semovientes en predios institucionales, los mantenimientos deficientes o tardíos, los suelos degradados y una matriz de pastos de diversas especies.



Tabla 2. Sitios de reforestación protectora establecidos en el periodo 2010-2016 por el Área Metropolitana en el valle de Aburrá - AMVA.

Cuenca	Municipio	Vereda/Sector	Reforestación protectora ¹ (hectárea)	Enriquecimiento forestal ² (hectárea)	Árboles sembrados (número)
Río Aburrá	Bello	Cerro Quitasol La Meneses	127,3	48,7	175.471
	Copacabana	Alto de la Virgen El Cabuyal	8,4	35,9	27.190
	Itagüí	Pico Manzanillo Olivares Humedal Ditaires	35	10	44.800
	Medellín	Santo Domingo	17	11,2	18.700
	Barbosa	La Herradura La Meneses	18,8	23	26.295
	Girardota	El Socorro La Holanda El Cano Potrerito	1,2	7	11.525
	Caldas	La Raya El Sesenta	2	0	3.500
	La Estrella	El Romeral	25	3	1.320
	Sabaneta	La Romera	234,7	5	3.700
			Total	469,4	143,8

¹ Siembra de árboles con altas densidades por hectárea en sitios donde los bosques han sido talados para el establecimiento de actividades agropecuarias.

² Siembra de árboles con bajas densidades por hectárea en sitios donde se presentan bosques degradados, bosques secundarios o rastrojos altos.

Fuente: Elaboración propia con base en datos suministrados por el Área Metropolitana del Valle de Aburrá.

P		P		P		P		P		P		P		P	
	S		ST		S		ST		S		ST		S		ST
P		P		P		P		P		P		P		P	
	S		ST		S		ST		S		ST		S		ST
P		P		P		P		P		P		P		P	
	S		ST		S		ST		S		ST		S		ST
P		P		P		P		P		P		P		P	

Figura 1. Diseño de siembra propuesto para plantación forestal protectora en la vereda La Herradura, del municipio de Barbosa. Convenciones: P: pionera, S: secundaria, ST: secundaria tardía. Fuente: AMVA y Jardín Botánico de Medellín, 2009.



Monitoreo de los procesos de restauración ecológica en el valle de Aburrá

Como se mencionó, el monitoreo es la herramienta fundamental para verificar el logro de los objetivos de la restauración. Si bien los proyectos de restauración representan una alternativa importante para subsanar el deterioro ambiental y planear el desarrollo sostenible de los territorios, la falta de planificación, tanto operativa como financiera, el planteamiento de objetivos a corto plazo, y sobre todo, la ausencia de metodologías de monitoreo que cuantifiquen la efectividad de los proyectos y la interdisciplinariedad, siguen siendo el común denominador en las iniciativas que se diseñan e implementan bajo el esquema de la restauración ecológica, rehabilitación o reclamación. Todas las etapas del proceso de





restauración son importantes, pero el establecimiento de una línea base y el monitoreo periódico de variables indicadoras, son la única prueba medible del éxito o fracaso de dicho proceso.

Con el propósito de incentivar la planificación y el monitoreo de la restauración ecológica se han diseñado diferentes programas en el país. Uno de estos es el Programa Bosques Andinos -PBA, que tiene entre sus objetivos, validar esquemas y prácticas de restauración existentes a través del diseño y la ejecución de un paquete metodológico para adelantar el monitoreo de variables indicadoras y la cuantificación de los beneficios ecosistémicos de los procesos de restauración (Rivera et al., 2017).

Recientemente el PBA realizó un análisis del estado actual de los procesos de rehabilitación implementados por el AMVA en cinco sitios del Valle de Aburrá, en predios afectados por ganadería, incendios forestales o minería, ubicados en zonas periurbanas (Tabla 3). La mayoría de los sitios

Tabla 3. Descripción de sitios de monitoreo del Programa Bosques Andinos –PBA, en áreas de reforestación protectora en el Valle de Aburrá.

Cuenca	Nombre del predio	Vereda-Municipio	Coordenadas	AAltitud (msnm)	Año de establecimiento
Río Aburrá	Cerro Manzanillo	Pedregal, Itagüí	N06° 11,661' W 075° 37,617'	2.080	2010
	Cerro Quitasol	Bello	N 06°21.575' W 075°32.533'	1.700-2.050	2010- 2015
	Alto de la Virgen	Alto de la Virgen, Copacabana	N 06° 19,843' W 075° 27,539'	2.350	2010
	La Romera	Sabaneta	N 06° 07.125' W 075° 35.825'	2.220	2013
	La Herradura	La Herradura, Barbosa	N 06° 25,712' W 075° 15,911'	2.260	2010-2011



monitoreados cuentan con información asociada al establecimiento de parcelas permanentes circulares de 500 m², en las cuales se marcaron y midieron los individuos plantados y aquellos de regeneración natural superiores a 2,5 cm de diámetro, (diámetro a la altura del pecho -DAP), teniendo en cuenta las particularidades de cada zona estudiada. Se realizó una remediación de dichas parcelas siguiendo la misma metodología del AMVA y se incluyeron otras variables asociadas al monitoreo de la biodiversidad, la captura de carbono y las condiciones edáficas (Aguilar-Garavito y Ramírez 2015).

Bajo la hipótesis de que los suelos son un factor que puede favorecer o desfavorecer el éxito de la restauración, se realizó el monitoreo de las condiciones edáficas en tres de los cinco sitios (La Herradura, Quitasol y Manzanillo), se hizo énfasis en las relaciones entre las variables físicas, químicas y biológicas que determinan la calidad del suelo (Karlen et al., 1997) (Tabla 4). Estos datos, y los informes parciales y finales de convenios realizados previamente por el AMVA, indican que los suelos del Cerro Quitasol presentan deterioro evidente debido altos niveles de acidez, bajos contenidos de materia orgánica, presencia de fuertes pendientes, además de ser pedregosos, factores que,

Área (hectárea)	Parcelas establecidas por el AMVA y monitoreadas por el PBA	Tipo de restauración
20	5	Reforestación protectora (rehabilitación) Siembra: Tresbolillo*, Distancia de siembra: 3x3 m Densidad de siembra: 1.250 individuos /ha
110	5	Reforestación protectora (rehabilitación) Siembra: Cuadro Densidad de siembra: 816 individuos /ha Densidad de siembra en áreas degradadas (recuperación): 1.250 árboles/ha
2,5	2	Reforestación protectora (rehabilitación) Siembra: Tresbolillo*, Densidad de siembra: 1.100 individuos /ha
1,28	2	Enriquecimiento Densidad de siembra: 500 individuos /ha
28	5	Reforestación protectora (rehabilitación) Siembra: Tresbolillo*, Densidad de siembra: 1.250 individuos /ha

Fuente: Elaboración propia con base en datos suministrados por el Área Metropolitana del Valle de Aburrá.

* Tresbolillo: Las plantas ocupan en el terreno cada uno de los vértices de un triángulo equilátero, guardando siempre la misma distancia entre plantas y filas.



Tabla 4. Monitoreo de suelos en el Cerro Quitasol, Cerro Manzanillo y La Herradura (variables físicas, químicas y biológicas).

Variable	Valores		
	Quitasol	Manzanillo	La Herradura
Nitrógeno orgánico total (%)	0,3000	0,4700	0,53
Fósforo total (%)	0,1200	0,0720	0,0035
Potasio total (%)	0,0031	0,0175	0,02553
Sodio total (%)	0,0077	0,0078	0,00340
Calcio total (%)	0,0620	0,1249	0,01027
Magnesio total (%)	0,4100	0,1074	0,07340
Zinc total (%)	0,0055	0,0036	0,00232
Carbono Orgánico oxidable (%)	3,2400	4,4080	3,72076
Cenizas (%)	88,1000	84,5800	82,7200
Relación C/N	12,0000	9,3800	8,0800
Capacidad de Retención de Agua (%)	75,3000	72,0000	91,3800
Humedad (%)	26,7000	36,7200	43,0600
pH	5,4300	5,2400	5,8400

asociados a frecuentes incendios forestales, inciden en un alto nivel de degradación, evidenciado además por la presencia de cárcavas.

En todos los casos, excepto en el Cerro Quitasol, la estructura diamétrica coincide con el comportamiento de la vegetación en bosques naturales (J invertida), donde el mayor número de individuos se encuentra en las clases inferiores (≤ 5 cm). En el Cerro Quitasol en Bello, los resultados fueron diferentes debido a la presencia de suelos ácidos (pH: 5,43), con bajos porcentajes de nitrógeno, carbono orgánico, fósforo y potasio y altos contenidos de magnesio y zinc, sumado a la dinámica de incendios forestales que año a año se presentan en este sitio. Por lo tanto, se registraron altas tasas de mortalidad y, por consiguiente, una baja cantidad de individuos.

El porcentaje de mortalidad en los cinco sitios monitoreados varió entre 2,2 % y 11,3%, siendo el Cerro Quitasol el más afectado en términos de mortalidad. Lo mismo sucede con el porcentaje de individuos que presentaron algún tipo de daño (Tabla 5). Esto indica que las condiciones edáficas anteriormente mencionadas, sumadas a la ocurrencia continua de incendios forestales, parecen ocasionar mayor estrés a los individuos sembrados, inclusive la muerte.

Desde las lecciones aprendidas durante el proceso inicial de monitoreo de las áreas de restauración en el Valle de Aburrá, a través del Programa de Bosques Andinos, se sugieren, a continuación, algunos criterios o aspectos claves que se deben tener en cuenta antes de iniciar un proceso de restauración ecológica:



Tabla 5. Porcentaje de mortalidad y deterioro (quemado, con hongos, herbivoría o defoliación), en los cinco sitios monitoreados en el valle de Aburrá.

Sitio	% Mortalidad	% individuos sanos	% individuos con algún daño
Alto de la Virgen - Copacabana	-	94,9	5,1
Cerro Manzanillo - Itagüí	2,2	95	0,7
La Herradura - Barbosa	4,9	82	7,5
La Romera - Sabaneta	10,3	67,7	8,4
Cerro Quitasol - Bello	11,3	61,8	19,6

Aspectos técnicos: Las condiciones climáticas, topográficas y edáficas determinan en gran medida las especies y tamaños del material vegetal requerido para los proyectos de restauración ecológica. El éxito de los procesos de rehabilitación se debe principalmente a la selección de especies acorde a las condiciones específicas del sitio, al diseño de arreglos de siembra, la continuidad en los mantenimientos, entre otros.

Características de los sitios: La restauración ecológica no debe considerarse como una receta, ya que no puede aplicarse bajo los mismos criterios técnicos en cada sitio. Incluso, cuando los procesos de restauración se realicen simultáneamente en diferentes lugares, se debe tener en cuenta que las condiciones son particulares para cada uno de ellos y que, aunque se hayan aplicado las mismas metodologías y técnicas de restauración, posiblemente los resultados no siempre sean iguales. Más allá de hacer comparaciones entre sitios, lo ideal es hacer análisis temporales a través de los cuales, se decida realizar o no, nuevas intervenciones (Murcia et al., 2015).

Sistematización de la información: De una buena sistematización depende en gran medida la calidad de los datos, por lo que se recomienda sea realizada, en lo posible, por personal técnico que haya participado en la toma de información en campo, con el fin de identificar posibles errores durante el proceso. La sistematización incluye también el uso de metadatos (información de los datos) que son fundamentales para posteriores análisis.

Protocolos estandarizados para el monitoreo: Se deben definir claramente las variables y aspectos a medir (variables indicadoras) tales como, distribuciones diamétricas, variabilidad entre parcelas de un mismo sitio, mortalidad y crecimiento. Se debe tener en cuenta la alta diversidad de los ecosistemas en las regiones tropicales. Se recomienda incluir en los programas de monitoreo, tanto los factores bióticos (fauna y flora) como los abióticos (características físicas y químicas del suelo) y aspectos sociales (estrategias de apropiación social e institucional). Se debe tener como meta, siempre, el ecosistema de referencia (al que queremos llegar) (Murcia et al., 2015).

Metodología documentada: Es importante documentar la metodología definida para el monitoreo. Se debe indicar cómo se van a medir cada una de las variables, qué herramientas o equipos se van a utilizar, qué colectas (de material vegetal) son necesarias, si se va a hacer marcaje de individuos, bajo cuáles condiciones, qué criterios se van a considerar para nuevos ingresos y qué

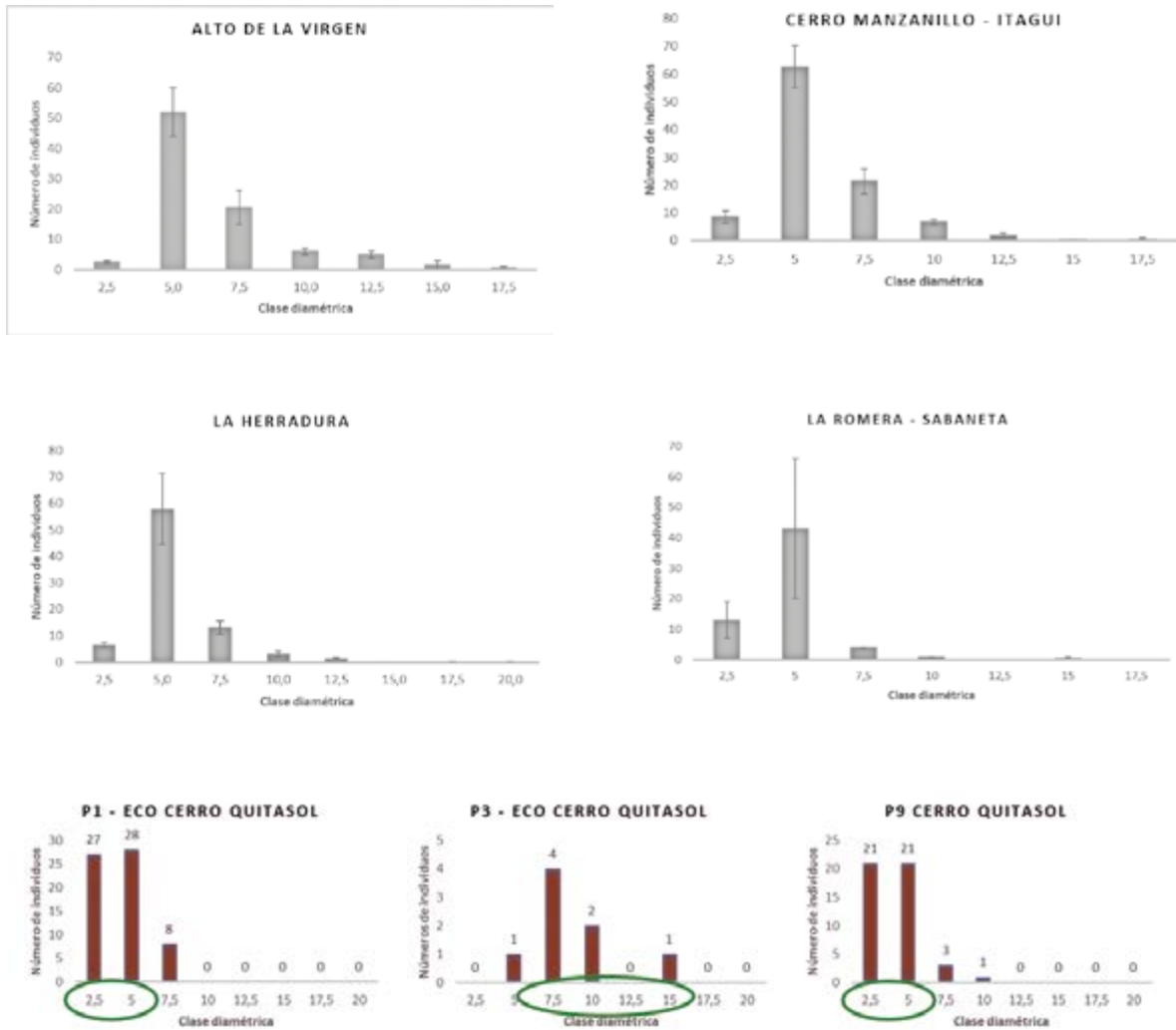


Figura 2. Distribución diamétrica promedio de los individuos de las parcelas del Alto de la Virgen, Cerro manzanillo, La Romera, La Herradura y Quitasol. Para este último no se realizó el valor promedio de las parcelas debido a que el comportamiento en cada una de ellas es muy diferente.

unidades se van a usar para cada medición. Además, se deberá considerar la periodicidad recomendada de los monitoreos y definir roles de las instituciones o personas que liderarán el proceso. Un proceso de monitoreo apropiado inicia con el establecimiento de una línea base (tiempo cero) a partir de la cual se evaluará el éxito o fracaso de las metodologías o técnicas implementadas.

Mantenimiento de las parcelas de monitoreo: En caso de que los proyectos no puedan garantizar mantenimientos periódicos de las parcelas permanentes para el monitoreo, se sugiere tomar medidas durante el establecimiento de las mismas que prolonguen al máximo la necesidad de realizarle mantenimientos, tales como: usar materiales flexibles para el marcaje que permitan el crecimiento de los individuos, no utilizar elementos tóxicos en contacto con la corteza (sobre todo en las primeras etapas de crecimiento). También es importante que se realice la verificación de los tubos que limitan las parcelas y se reemplacen en caso de ser necesarios.

Conclusiones, retos y oportunidades

El contexto mundial propone la restauración como un eje fundamental para el desarrollo sostenible de las naciones y la recuperación de sitios degradados. En Colombia se genera la necesidad de implementar acciones de restauración ecológica efectiva e integrarla en los planes de gobierno de las localidades, Planes de Ordenamiento Territorial, Planes de Manejo Ambiental de las ciudades, entre otros. Antioquia y en particular el Valle de Aburrá no son la excepción.





Las reforestaciones con fines protectores realizadas en la región metropolitana del Valle de Aburrá (rehabilitación, reclamación) han partido de la disponibilidad del material vegetal en viveros, la cual normalmente depende de la demanda y no está asociada a modelos de restauración ecológica, por lo que dicha oferta rara vez permite el establecimiento de arreglos funcionales ecológicamente adaptados a las condiciones particulares de los sitios. No obstante, la región cuenta con protocolos de propagación para aproximadamente 100 especies nativas, producto del esfuerzo de las autoridades ambientales (Corantioquia, AMVA) y de instituciones de investigación (Jardín Botánico de Medellín).

Así mismo, es necesario diseñar arreglos o diseños de siembra con especies y densidades tales, que permitan una restauración efectiva en áreas con predominancia de pastos mejorados, ya que representan un verdadero desafío para el crecimiento de especies nativas. En estos sitios es recomendable la siembra de especies de rápido crecimiento, que permitan en corto tiempo el establecimiento de un dosel que elimine la competencia de este tipo de pasturas con los árboles plantados (Área Metropolitana del Valle de Aburrá y Carbono y Bosques, 2011).

Los retos asociados a la ocurrencia de incendios forestales en la región serán la prevención y la atención inmediata, donde la participación de las comunidades cercanas a los sitios de restauración se constituye en una prioridad. La siembra de especies que sobrevivan a la acción del fuego, el diseño y construcción de cortafuegos e incluso el montaje de sistemas de riego en dichos cortafuegos en épocas secas resultan acciones prioritarias a emprender.



Otro reto importante tiene que ver con el restablecimiento y fortalecimiento de la conectividad ecológica, a través de arreglos de especies lo suficientemente diversos y funcionales que se acomoden a diferentes matrices de paisaje, no solamente de producción agropecuaria, sino también de viviendas y urbanizaciones campestres. Un aspecto crucial es la conexión de áreas rurales con zonas urbanas por medio de corredores ecológicos, en los cuales no es muy factible la restauración sensu estricto, pero sí el establecimiento de modelos de rehabilitación y/o recuperación considerados en la restauración ecológica.

Un aspecto fundamental para el éxito de las iniciativas de restauración emprendidas en el Valle de Aburrá, tiene que ver con el diseño e implementación de esquemas de gobernanza adaptados a entornos urbano-rurales que garanticen la permanencia de los árboles





plantados a través del tiempo, en los cuales se promueva la participación activa de las comunidades en estrecha articulación con las instituciones, de tal forma que se logre la gestión integral de aquellas áreas de las cuales depende la sostenibilidad ambiental regional.

Las iniciativas de restauración ecológica emprendidas en el Valle de Aburrá, han mostrado dos aspectos importantes: 1) El establecimiento de los proyectos debe estar basado en las particularidades de cada sitio, en tanto que no siempre podrá llevarse a cabo una restauración ecológica, pero si acciones alternativas como la rehabilitación, la recuperación y la reclamación de áreas degradadas; 2) La necesidad de diseñar e implementar un monitoreo sistemático y estructurado de los proyectos en ejecución como base para establecer proyectos a futuro que tengan mayores probabilidades de éxito y de eficiencia en los recursos invertidos.

Finalmente, el “Manual de Compensaciones por Pérdida de Biodiversidad” (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2012), se identifica como una oportunidad para la región, toda vez que permite atraer recursos económicos del sector privado para el desarrollo de proyectos de restauración ecológica , pues considera la restauración ecológica como una de las acciones prioritarias para compensar la pérdida de ecosistemas por causa del desarrollo de proyectos de infraestructura y minería.



Referencias

- Aguilar-Garavito M. y Ramírez W. (Eds.). (2015). Monitoreo a procesos de restauración ecológica, aplicado a ecosistemas terrestres. Bogotá D.C., Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH), p. 250.
- Área Metropolitana del Valle de Aburrá y Universidad de Antioquia. (2009). Generar los soportes conceptual y metodológico del Sistema Metropolitano de Áreas Protegidas, para avanzar en su promoción y desarrollo. Convenio No. 520 de 2006. Disponible en: http://www.metropol.gov.co/Planeacion/Paginas/Areas_Protegidas.
- Área Metropolitana del Valle de Aburrá y Carbono y Bosques. (2011). Elaboración del Documento de Diseño de Proyecto – PDD, para la implementación de un proyecto forestal bajo el Mecanismo de Desarrollo Limpio – MDL, en el Área Metropolitana del Valle de Aburrá. Contrato No. 284 de 2011.
- Área Metropolitana del Valle de Aburrá y Universidad Nacional de Colombia. (2014). Cinturón verde metropolitano del Valle de Aburrá. Contrato No.440 de 2012.
- Área Metropolitana del Valle de Aburrá y Jardín Botánico de Medellín. (2009). Manejo y recuperación de coberturas vegetales con especies nativas. Convenio de asociación No.373 de 2009.
- Barrientos I, Gómez A, Arbeláez A, Polanía J. (2016). Propiedades bióticas y abióticas de un suelo en recuperación del corregimiento San Félix, Bello, Antioquia. Memorias: 1^{er} Simposio de Restauración Ecológica Nodo REDCRE Suroccidente Cali. Santiago de Cali, 12 y 13 de noviembre de 2015.
- Cardona D. (2016). Línea base y seguimiento de los procesos de restauración ecológica en bosques del Altiplano del Oriente Antioqueño. Memorias: III Congreso Colombiano de Restauración Ecológica. La Ceja, Antioquia, 19 al 21 de octubre de 2016.
- Carvajal M. (2016) Estabilización de taludes viales con guadua y arboloco: Una alternativa eficiente y de alto impacto social. Memorias: III Congreso Colombiano de Restauración Ecológica. La Ceja, Antioquia, 19 al 21 de octubre de 2016.
- Cifuentes L, León J, Moreno F. (2016). En la búsqueda de especies para el ensamblaje de zonas verdes urbanas resilientes. Consideraciones a partir del monitoreo del desempeño de árboles tropicales en modelos de restauración. Memorias: III Congreso Colombiano de Restauración Ecológica. La Ceja Antioquia, 19 al 21 de octubre de 2016.
- CBD Convention of Biological Diversity [Internet] (2012). UNEP/CBD/COP Decision XI/16. Ecosystem Restoration. Fecha de acceso: junio 2017. Disponible en: <<http://www.cbd.int/doc/decisions/cop-11/cop-11-dec-16-en.pdf>>.
- CBD Convention of Biological Diversity [Internet] (2010). Aichi biodiversity targets of the strategic plan 2011–2020. Fecha de acceso: junio 2017. Disponible en: <<http://www.cbd.int/sp/targets/>>.
- Clewell AF, Aronson J. (2013). Ecological restoration: Principles, values and structure of an emerging profession. Second edition. The science and practice of ecological restoration series. Washington, D.C., EE. UU: Island Press, p. 303.



- Díaz S, Polanía J. (2015). Avances en restauración con nucleación de especies nativas en San Félix, Bello (Antioquia). Memorias: 1^{er} Simposio de Restauración Ecológica Nodo REDCRE Suroccidente Cali. Santiago de Cali, 12 y 13 de noviembre de 2015.
- Gutiérrez C, Rodríguez W, Vásquez J. (2016). Plan de acción para la gestión integral de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en el área de influencia del Proyecto Hidroeléctrico Ituango. Memorias: III Congreso Colombiano de Restauración Ecológica. La Ceja, Antioquia, 19 al 21 de octubre de 2016.
- Holl KD, Aide TM. (2011). When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management* (261), p. 1558-1563.
- Hoyos CH. (2010). Gestión del paisaje en el Valle de Aburrá: hacia la conservación de la naturaleza en la ciudad. Medellín. En: Hermelin M, Echeverri A, Giraldo J. (Eds.). Medio ambiente, urbanismo y sociedad. Fondo Editorial Universidad Eafit. Medellín, p. 74-94.
- Karlen DL, Mausbach MJ, Doran JW, Cline RG, Harris RF, Schuman GE. (1997). Soil Quality: A Concept, Definition, and Framework for Evaluation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* (61), p. 4-10.
- MinAmbiente Ministerio de Medio Ambiente de Colombia [Internet] (1998). Plan Estratégico para la Restauración Ecológica y el Establecimiento de Bosques en Colombia - Plan Verde. Ministerio de Medio Ambiente. Colombia. Fecha de acceso: junio 2017. Disponible en: [http://www.mamacoca.org/docs_de_base/Cifras_cuadro_mamacoca/pverde\[1\].pdf](http://www.mamacoca.org/docs_de_base/Cifras_cuadro_mamacoca/pverde[1].pdf).
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible [Internet] (2012). Manual para la asignación de compensaciones por pérdida de biodiversidad. Fecha de acceso: junio 2017. Disponible en: http://www.minambiente.gov.co/images/BosquesBiodiversidadyServiciosEcosistemicos/pdf/gestion_en_biodiversidad/180912_manual_compensaciones.pdf.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible [Internet] (2015). Plan Nacional de Restauración. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Colombia. Fecha de acceso: junio 2017. Disponible en: http://www.minambiente.gov.co/images/BosquesBiodiversidadyServiciosEcosistemicos/pdf/plan_nacional_restauracion/PLAN_NACIONAL_DE_RESTAURACION%20C3%93N_2.pdf.
- Moreno F, y Hoyos C. (Eds.). (2015). Guía para el manejo del arbolado urbano en el valle de Aburrá. (pp.15-56). Medellín. Área Metropolitana del Valle de Aburrá y Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín. Fecha de acceso: junio 2017. Disponible en: <http://www.metropol.gov.co/ZonasVerdes/Documents/GuiaparaelmanejodelarboladourbanoenelVallededeAburraNuevo.pdf>.
- Murcia C, Andrade A, Arévalo LM, Botero P, Camargo G, Franco AM, Kattan GH, Moreno F, Roda J, Salamanca B, Sánchez LE. (1998). Restauración de ecosistemas y recuperación de especies. Bogotá. En: Fandiño MC y Ferreira P. (Eds.). Colombia, Biodiversidad Siglo XXI, una propuesta técnica para la formulación de un Plan Nacional en Biodiversidad. Instituto Alexander von Humboldt, Bogotá, p. 147-163.
- Murcia C, Guariguata MR. (2014). La restauración ecológica en Colombia: Tendencias, necesidades y oportunidades. CIFOR. Documentos Ocasionales 107. Bogor, Indonesia.
- Murcia C, Guariguata MR, Montes E. (2015). Estado del monitoreo de la restauración ecológica en Colombia. En: Aguilar-Garavito M. y Ramírez W. (Eds.) 2015. Monitoreo a procesos de restauración ecológica, aplicado a ecosistemas terrestres. Bogotá D.C., Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH), p. 250.
- Murcia C, Guariguata MR, Peralvo M, Gálmez V. (2017). La restauración de Bosques Andinos tropicales: Avances, desafíos y perspectivas del futuro. CIFOR. Documentos Ocasionales 170. Bogor, Indonesia.
- Red Colombiana de Restauración Ecológica –REDCRE. (2017). Fecha de acceso: junio 2017. Disponible en: <http://redcre.com>.
- Restrepo Z, Aristizábal C, Uribe L, Tobón MP, Berrio MA, Blaser J. (2016). Corredores biológicos como estrategia para la restauración de servicios ecosistémicos en Bosques Andinos, p.181-196. Rionegro. En: Quijano M. (Ed.). Flora del Oriente Antioqueño: Biodiversidad, Ecología y Estrategias de Conservación. Rionegro (Antioquia) Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Fondo Editorial Universidad Católica de Oriente. Colección Jorge Álvarez Lleras (32).
- SER (Society for Ecological Restoration, Science and Policy Working Group) [Internet] (2004). The SER Primer on Ecological Restoration. Society for Ecological Restoration International. Fecha de acceso: junio 2017. Disponible en: <http://www.ser.org/>
- Suárez J. (2016). Plan de restauración ecológica del área de influencia del Embalse Porce III. Memorias: III Congreso Colombiano de Restauración Ecológica. La Ceja, Antioquia, 19 al 21 de octubre de 2016.
- Toro JL. (2016). Propagación y manejo de especies forestales nativas en la jurisdicción de Corantioquia, un paso a su conocimiento y domesticación. Memorias: III Congreso Colombiano de Restauración Ecológica. La Ceja Antioquia, 19 al 21 de octubre de 2016.
- Universidad Eafit, Municipio de Medellín y Área Metropolitana del Valle de Aburrá. (2011). Plan Director BIO 2030. Fecha de acceso: junio 2017. Disponible en: http://www.metropol.gov.co/Planeacion/Paginas/Plan_Director.aspx.
- Vargas O. (2007). Guía metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología. Fecha de acceso: junio 2017. Bogotá. Disponible en: http://www.ciencias.unal.edu.co/enciencias/datafile/user_46/file/Guia%20Metodologica.pdf.
- Vélez L, Hoyos C. (2015). La planificación y gestión del verde urbano: Bases conceptuales y analíticas de la perspectiva ambiental (pp.15-56). Medellín. En: Moreno F. y Hoyos C. (Eds.). Guía para el manejo del arbolado urbano en el valle de Aburrá. Área Metropolitana del Valle de Aburrá y Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín. Disponible en: <http://www.metropol.gov.co/ZonasVerdes/Documents/GuiaparaelmanejodelarboladourbanoenelVallededeAburraNuevo.pdf>.
- WRI (World Resources Institute) [Internet] (2014). Bringing 20 million hectares of degraded land in Latin America and the Caribbean into restoration by 2020. Disponible en: <http://www.wri.org/our-work/project/initiative-20x20#project-tabs>.







El **Pacto** por los **Bosques de Antioquia** y su **papel** en el **Programa de Bosques Andinos**

Adriana M. Pérez-Guzmán

Secretaria Técnica. Pacto por los Bosques de Antioquia. pactoporlosbosques@hagamosclic.org.co



El Pacto por los Bosques de Antioquia es una alianza de voluntades de la sociedad antioqueña en pro de la conservación de los bosques del departamento. Hacen parte de esta alianza personas naturales, entidades estatales, organizaciones no gubernamentales, medios de comunicación, academia, empresas privadas, organismos internacionales, gremios de la producción, entre otros agentes, que consideran la conservación de los bosques como una tarea y necesidad de todos.

Quien se hace signatario del Pacto por los Bosques adquiere una responsabilidad facultativa de ejecutar acciones como: generación de conocimiento, preservación, restauración y promoción del uso sostenible de los bosques naturales. Adicionalmente, se compromete a fomentar el establecimiento de plantaciones forestales, agroforestales y silvopastoriles en Antioquia con el fin de desarrollar una cultura forestal asociada a estos ecosistemas. Asimismo, los signatarios deben hacer un reporte de las actividades en el mes doce de cada año.

¿Por qué el Pacto por los Bosques y estas acciones? Tras un diagnóstico realizado con diferentes actores de la sociedad Antioqueña entre los años 2010 – 2011, se abordaron temas como las causas de la deforestación en Antioquia y las posibles soluciones. Se concluyó que la mejor estrategia para disminuir la deforestación era realizar un pacto de voluntades y se definieron acciones concretas que se enmarcaran en los siguientes ocho compromisos:

- 1 Con los bosques nativos y plantaciones forestales, una alianza indispensable.
- 2 Con el fortalecimiento del sistema de áreas protegidas.
- 3 Con la valoración, el conocimiento y el uso sostenible la biodiversidad.
- 4 Con la solidaridad y la generación de alianzas con los territorios campesinos y étnicos.
- 5 Con el fortalecimiento del sistema de control y vigilancia forestal.

- 6 Con los bosques y el impacto generado por las vías.
- 7 Con los bosques y el impacto generado por la minería de aluvión.
- 8 Con otras labores mineras y obras de infraestructura.

Fue así como, en octubre del 2011, nació la estrategia “Pacto por los Bosques de Antioquia”. Si se piensa en términos de trayectoria, en seis años de existencia, el Pacto ha logrado generar conciencia en actores diferentes a los relacionados con entidades estatales que tienen como misión la conservación de los bosques, por ejemplo, en la academia que trabaja en el tema y en los profesionales que viven la problemática en su quehacer diario. Se ha logrado, así, consolidar acciones importantes por parte de empresas privadas, acciones individuales por personas ajenas al mundo ambiental y silvicultural, acciones de financiación por cooperación internacional y acciones de innovación por entidades estatales, entre muchas otras.

El Pacto por los Bosques promueve iniciativas de generación de conocimiento, manejo de la información e incidencia en el cambio de conciencia de entidades y ciudadanos ajenos al mundo ambiental y agrario. Suscita, también, labores sociales y económicas que permitan mejorar las condiciones básicas de bienestar a las poblaciones vecinas de los bosques mediante la reconversión y generación de nuevas actividades económicas como el pago por servicios ambientales. Además, ha incidido en los planes de desarrollo regional e instrumentos de planificación regionales y municipales con el fin de generar mayor compromiso por parte de las entidades del estado, generar alertas y soluciones relacionadas con la problemática de la deforestación en el departamento, articula



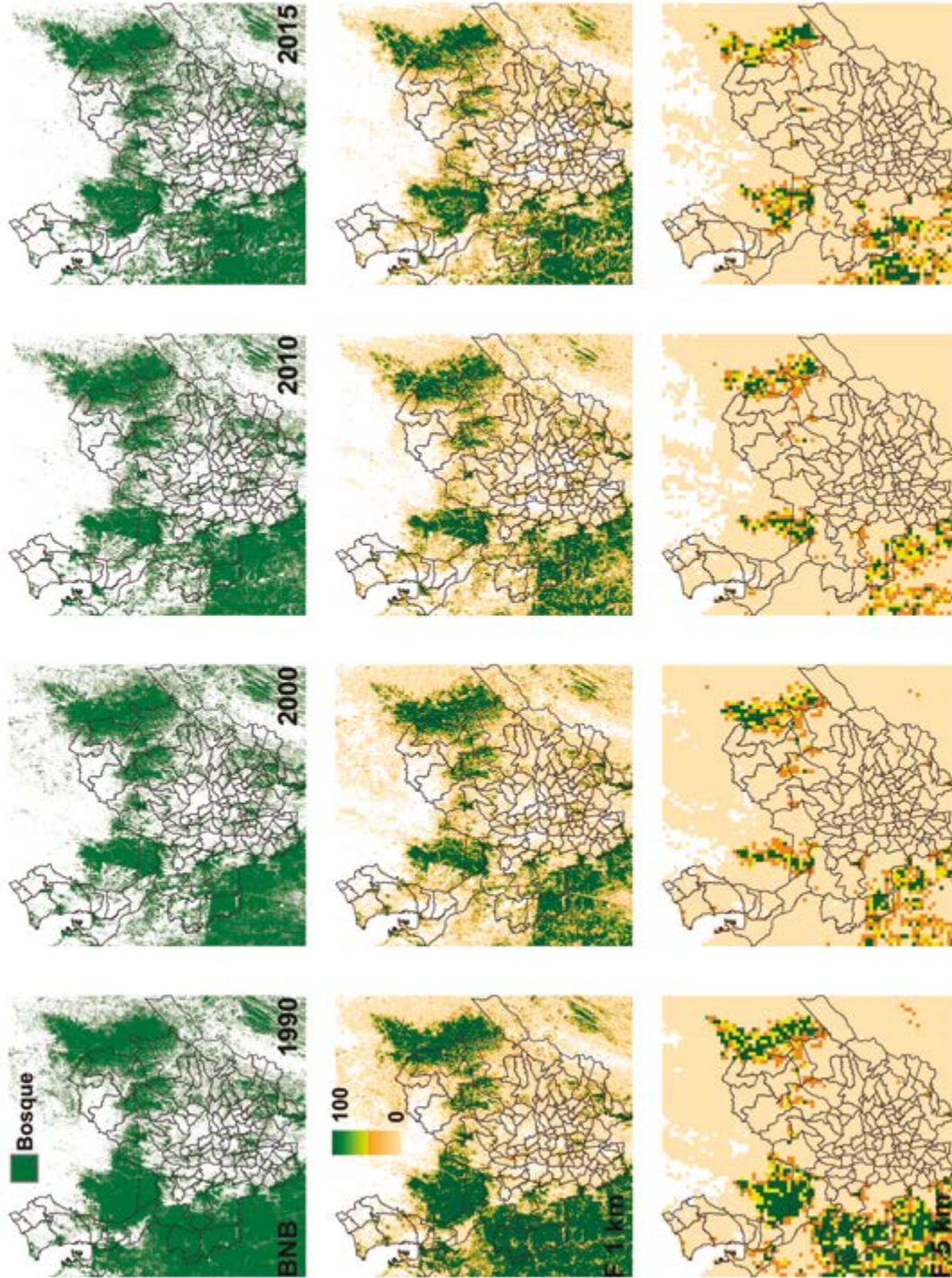


Figura 1. Cobertura de bosque en Antioquia para 1990, 2000, 2010, 2015 (paneles superiores de izquierda a derecha). Índice de fragmentación para los bosques de Antioquia usando una ventana de 1 km para cada año analizado (paneles intermedios) y usando una ventana de 5 km (paneles inferiores). Los sitios verdes en los índices de fragmentación representan los bosques más compactos. Fuente: González-Caro y Vásquez, en este libro.



actores en torno a acciones comunes de solución para la deforestación, genera empoderamiento y arraigo de las comunidades por el valor del bosque y promueve, en el sector privado, la necesidad de tener en el mundo moderno empresas con desarrollo de productos y actividades sostenibles.

Aunque se ha trabajado y se han trascendido espacios de orden privado y estatales con objetos diferentes al sector ambiental y agrario, la problemática de la deforestación en Antioquia persiste, pero hemos aprendido que la lucha contra este mal del departamento es una responsabilidad de todos, que entre todos debemos eliminarlo y que la mejor forma para hacerlo es ejecutar acciones conjuntas que logren transformaciones que perduren en el tiempo.

Hoy los Bosques en Antioquia se encuentran dispersos en todo el departamento con los rodales de mayores extensiones en la cuenca hidrográfica del Atrato Medio, La Serranía de Abibe, y en los límites de las regiones del Bajo Cauca, Norte y Nordeste, Serranía de San Lucas y el Oriente más lejano del departamento (IDEAM,2017), ver Figura 1.

En la Figura 1 se observa que en 22 de los 125 municipios del departamento de Antioquia se emplazan las mayores extensiones de bosque: Urrao, Vigía del Fuerte, Murindó, Frontino, Dabeiba, Ituango, Tarazá, Cáceres, Anorí, Amalfí, Remedios, Segovia, Zaragoza, El Bagre, Nechí, Sonsón, Nariño, Argelia, Carmen de Viboral, San Francisco, San Luis, y San Carlos, municipios que, en su mayoría, cuentan con una particularidad, y es que la zonas rurales se evidencia un índice alto de necesidades básicas insatisfechas (NBI), excepto en los municipios de Sonsón, Argelia y San Carlos



que reportan el índice de necesidades básicas insatisfechas en medio (Dane, 2012). Ahora bien, la marcada pobreza de las poblaciones vecinas a los bosques naturales, la poca presencia estatal, la falta de políticas para el manejo de la singularidad de los territorios y el aislamiento, permiten inferir que los bosques en Antioquia se encuentran en regiones con débil gobernanza y gobernabilidad que los hace vulnerables a las causas directas de deforestación como la minería ilegal, los cultivos ilícitos, el mercado inmobiliario de las tierras, el mercado ilegal de maderas, etc.

La problemática de la deforestación en Antioquia requiere ser priorizada en la agenda de las instituciones estatales con políticas y proyectos de largo plazo, además, debe ser tenida en cuenta de manera más contundente en el desarrollo económico del departamento por parte de las personas y la empresa privada, pues, no es suficiente, considerar las compensaciones por pérdida de la biodiversidad como una medida de pago. Debería primar el principio de evitar, y luego, sí y solo sí es necesario, después de explorar todas las alternativas, recurrir a intervenir parcial o totalmente un ecosistema de bosque natural. No se quiere decir con esto que se de fin a los aprovechamientos de los bosques naturales, pues, es compromiso del Pacto generar una cultura de aprovechamiento sostenible y promover un departamento sostenible que considere un equilibrio ambiental, unas poblaciones con buenas condiciones básicas de bienestar y una generación de riqueza bajo un buen modelo de desarrollo que integre la sostenibilidad ambiental, social y económica. En consecuencia, es deber de todos mirar el recurso bosque con mayor cuidado a la hora de intervenirlo y esto solo se logra con conciencia y con la generación de una política estatal y empresarial responsable, más que con la aplicación y cumplimiento de la norma.



El departamento de Antioquia, específicamente, con relación a sus bosques tiene dos problemáticas: la primera, de la degradación de esta zona poco se conoce, pues, muchos de los ejercicios para medir la tasa deforestación en Colombia, y en el departamento, se hacen con base en el Mapa de coberturas terrestres bosque no bosque, lo que no permite generar una conclusión de la degradación en la totalidad del departamento y solo se tiene conocimiento de territorios puntuales que poseen estudios de más detalle, por lo tanto, es una necesidad conocer y tener indicadores de degradación de los bosques naturales que permitan generar acciones de usos y manejo de los bosques más acertadas a dichas condiciones.

La segunda, es la deforestación de la cual se tienen diferentes fuentes de información para Antioquia de acuerdo al periodo que se esté analizando, dado que, muchos de los estudios fueron realizados para un periodo específico de tiempo. Existen dos fuentes de información que permiten observar tendencias de la deforestación en el departamento, a saber: las Alertas Tempranas por Deforestación para Colombia del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales – IDEAM – y los reportes de Global Forest Watch, ambas fuentes muestran el siguiente comportamiento de la deforestación en Antioquia en el siglo XXI.

Según (Global Forest Watch) 2017, se presentan registros desde el año 2001 hasta el año 2015 del comportamiento de las tasas de deforestación en Antioquia año a año, con una densidad de dosel mayor al 30 %. ver Figura 2.



De acuerdo a la información de Global Forest Watch, entre el año 2001 y el año 2015 se han deforestado en el departamento de Antioquia 357.811 ha, es decir, el 5,62% de la superficie del departamento. La Figura 1 muestra unos picos de deforestación superiores a las 30.000 ha/año y años cercanos a las 12.000 ha/año entre el año 2001 y el año 2013. Por falta de documentación, información y estudios que relacionen con precisión la situación socio – política del departamento versus las tasas de deforestación, se especula que este fenómeno está asociado al conflicto armado, al aumento de los cultivos ilícitos, al aumento en el precio del oro, al mercado de tierras, entre otros, pero no se tienen evidencias de los comportamientos año a año de la situación para cada territorio.

Desde el año 2009, con el apoyo financiero de la Fundación Gordon y Betty Moore, el IDEAM estableció las bases técnicas e inició la operación formal del Sistema de Monitoreo de Bosques y Carbono para Colombia, como un instrumento para realizar un seguimiento al estado, presión y respuesta de los bosques ante los diferentes fenómenos naturales y antrópicos, especialmente sobre el impacto de la deforestación y sobre los cambios en la cantidad de Carbono almacenado en los bosques naturales del país (IDEAM, 2014).

Basado en el uso de imágenes satelitales de alta resolución temporal y baja resolución espacial (MODIS TERRA/AQUA), se generan mosaicos temporales semestrales que son procesados digitalmente a través de algoritmos automatizados para la identificación de las zonas de deforestación con mayor intensidad, lo que se constituye en un sistema de alerta temprana de las dinámicas de cambio de la cobertura de bosque natural en el país.

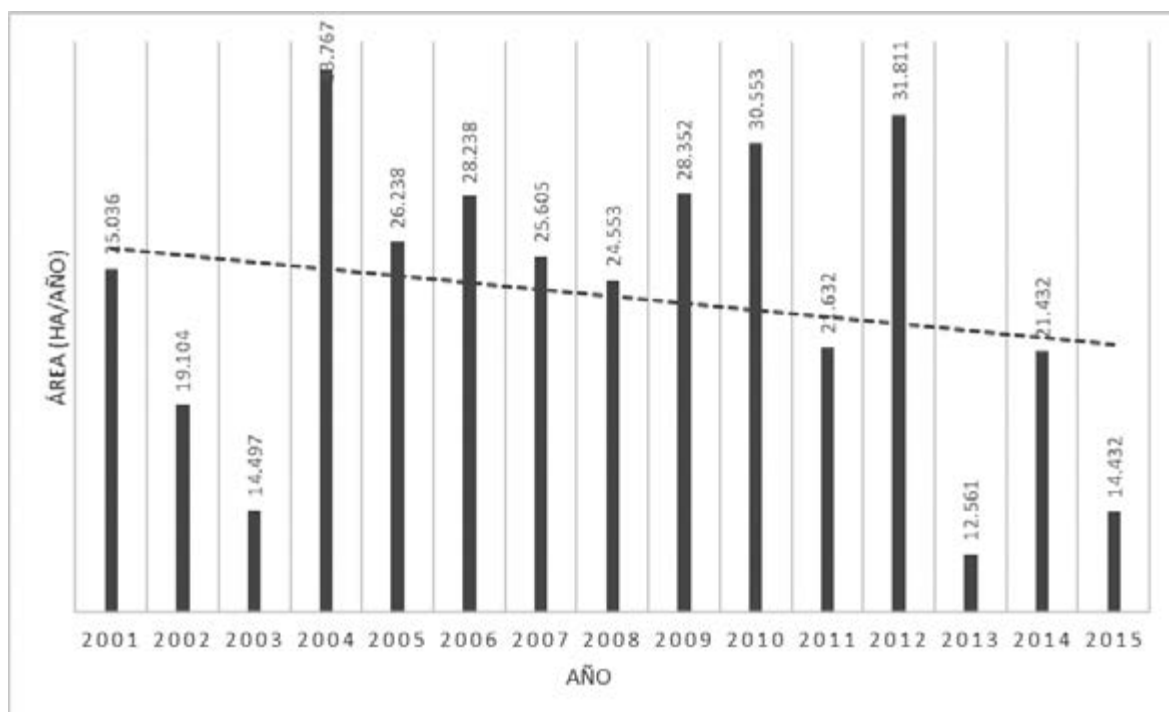


Figura 2. Tasa anual de deforestación para el departamento de Antioquia



La resolución espacial de las imágenes utilizadas no tiene el nivel de detalle necesario para efectuar una cuantificación de la deforestación. No obstante, las mediciones de áreas, obtenidas de los mapas de cambio de la superficie boscosa generados, permiten expresar de forma indicativa la localización de las principales áreas de cambio, es decir, las zonas críticas donde el fenómeno de la deforestación ocurre en mayor extensión y frecuencia (IDEAM, 2014).

El primer boletín de alerta temprana de deforestación fue publicado en el año 2014 con las alertas del primer semestre del año 2013. Este boletín tiene publicaciones semestrales cada año y trimestrales para el 2016. El último boletín corresponde a las alertas tempranas del primer semestre del año 2017. En la figura 3 se observan los aportes en porcentaje de Antioquia a la deforestación nacional.

La Figura 3 muestra los semestres cuando la deforestación ocurrió en mayor extensión y frecuencia en el departamento de Antioquia. Es importante aclarar que da cuenta de focos de deforestación en todos los sitios donde se emplaza el bosque natural, pero con mayor intensidad en la Serranía de San Lucas y La cuenca Hidrográfica del Atrato Medio donde este comportamiento es reiterativo hasta el primer semestre del año 2017, donde el foco de deforestación más intenso se presenta en el Parque Nacional Natural Paramillo en límites con el departamento de Córdoba (IDEAM, 2017). El comportamiento del porcentaje que se aporta a la deforestación nacional es irregular semestre a semestre y puede inferirse de la información que reportan los boletines como principales causas de deforestación, es decir, las actividades productivas ilegales como la minería y la tala de bosque. Ahora bien ¿Qué estimula que se incremente o disminuya estas actividades en el territorio? Para responder esta pregunta se requiere de estudios de mayor detalle para no entrar en la especulación o inadecuadas interpretaciones.

El departamento de Antioquia, como se ha venido demostrando a lo largo del documento, presenta una problemática de deforestación y degradación de sus ecosistemas de bosques naturales. Se han realizado acciones estatales y privadas que se pueden calificar como tímidas. Según Global Forest Watch, en el periodo 2001 – 2012 se perdieron 357.672 ha de bosque natural y se ganaron 41.089 ha. En este sentido, es importante hacer un llamado de atención en términos de que no se conoce ni se cuenta con fuentes de información consolidada para el departamento diferentes a este reporte, y que del tema de degradación de bosque existe poca información y dispersa. Es así como las tomas de decisiones se hacen más difíciles, con un grado de incertidumbre alto y lo que es peor, el impacto de las acciones no se conoce. Es necesario, entonces, consolidar y tener un instrumento que de respuesta al estado de los bosques en Antioquia para mejorar las medidas de control de la deforestación y degradación.

Teniendo en cuenta el contexto anterior, el Pacto por los Bosques de Antioquia emprendió la búsqueda de recursos para realizar acciones por la conservación de estos ecosistemas. En el año 2014 El Programa Bosques Andinos (que forma parte del Programa Global de Cambio Climático de la Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación Cosude, el cual es facilitado por el consorcio Helvetas, Swiss Intercooperation y Codensan) llega al país en busca de acciones que contribuya con su objetivo y se encuentra con este importante acuerdo de voluntades, el Pacto por los Bosques de Antioquia.

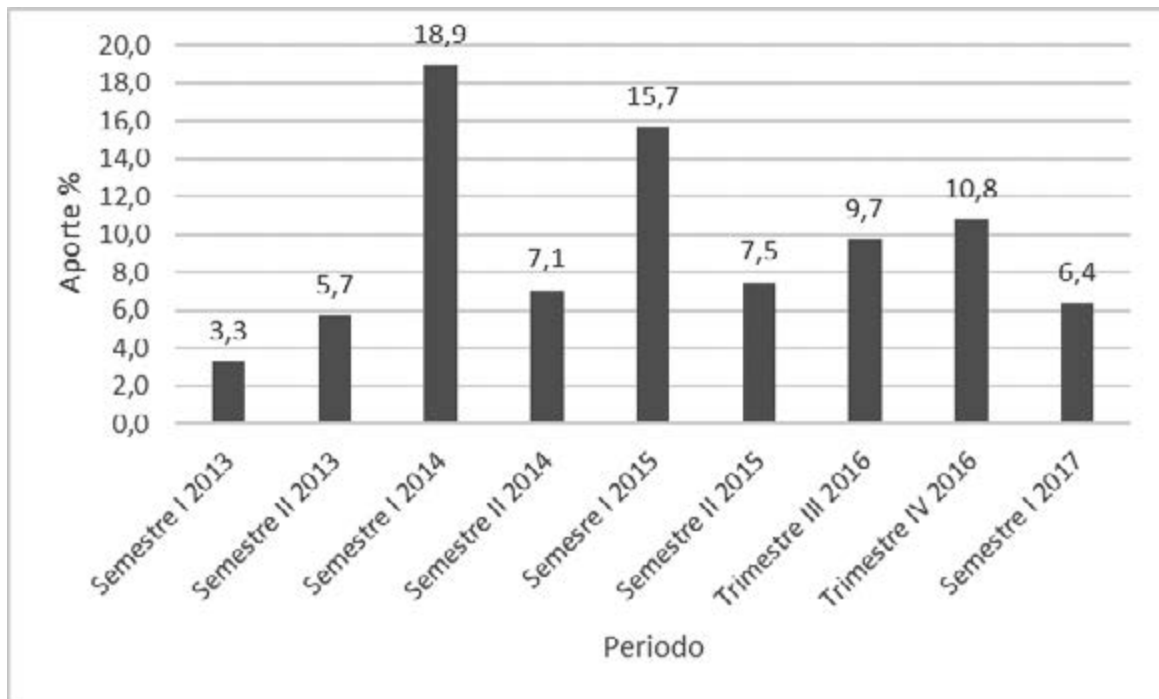


Figura 3. Aportes de las alertas tempranas de deforestación del departamento de Antioquia al total nacional.

Era importante identificar dónde se localizaban los Bosques Andinos en Antioquia de acuerdo a la definición del programa, en el cual se indica que son aquellos que están por encima de 1.000 m de altitud sobre el nivel del mar. En el departamento de Antioquia, con una extensión de 6.361.200 ha, se estima que 2.051.282 ha fue la extensión original en Bosques Andinos y a la fecha se cuenta con 800.000 ha (ver Figura 4).

En la Figura 4 se observa que los Bosques Andinos en el departamento de Antioquia se localizan en las subregiones del Suroeste, Oriente, Valle de Aburrá, Occidente y Norte. En estas subregiones es donde se concentran la mayor parte de la población del departamento

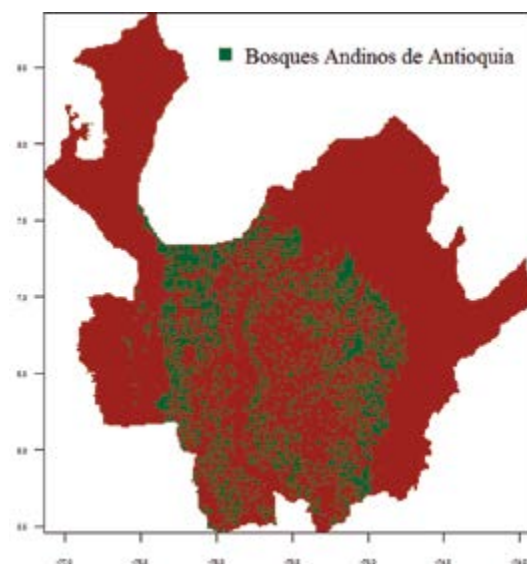


Figura 4. Mapa de cobertura de bosques de Antioquia, por encima de los 1.000 msnm, en el año 2015. Fuente: OBA 2017.

y algunas actividades económicas intensivas, como es el caso de las subregiones Norte, donde se desarrolla ganadería para la producción de leche; Occidente cercano, donde se lleva a cabo ganadería doble propósito, frutales y parcelaciones o vivienda campestre; el Valle de Aburrá donde se concentra la mayor urbe del departamento; la región del Suroeste, que cuenta con una actividad económica de producción de café; el Oriente cercano que presenta una conurbación dispersa y agricultura, las condiciones productivas y la densidad poblacional demanda mayor cantidad de bienes y servicios provenientes de los ecosistemas naturales, los cuales, como se ve en la Figura 4, son bosques que están altamente fragmentados y generan riesgo a la sostenibilidad del departamento.

Si se tiene como punto de partida el encuentro de las dos iniciativas, se observa que se proyectaron acciones concretas que apuntaban a los tres componentes del Programa Bosques Andinos y que fueron gestionadas por signatarios del pacto. Para el año 2015 se firmó el convenio interinstitucional entre Helvetas, Swiss Intercooperation, Codensan, Área Metropolitana del Valle de Aburrá, el Jardín Botánico de Medellín, la Corporación Masbosques, y Empresas Públicas de Medellín, con el objetivo de llevar a cabo las siguientes actividades:

Desarrollar Observatorio de Bosques Andinos de Antioquia

Implementar el esquema de pago por servicios ambientales BANCO₂ Metropolitano del Valle de Aburrá.

Realizar procesos de restauración ecológica y monitoreo en el Valle de Aburrá y Valle de San





Nicolás.

El Pacto por los Bosques de Antioquia continúa con la tarea de incidir en otros actores del departamento, signatarios y no signatarios, para que se vinculen con acciones y recursos que permitan la estabilidad del Programa de Bosques Andinos en Antioquia. El Observatorio de Bosques Andinos de Antioquia es el inicio de un gran Observatorio de los Bosques de Antioquia que surge como respuesta a la necesidad del departamento de consolidar y ordenar el estado de los bosques y para ser la herramienta que permita tomar adecuadas decisiones frente a la conservación de los mismos.

Referencias

- DANE. (2012). Necesidades Básicas Insatisfechas - NBI, por total, cabecera y resto, según municipio y nacional (internet). DANE: acceso: 25 de julio de 2017. Disponible en: https://www.dane.gov.co/files/censos/resultados/NBI_total_municipios_30_Jun_2012.xls.
- Tree Cover Loss (2001 - 2015) (internet). 2017. Global Forest Watch: acceso: 25 de julio de 2017. Disponible en: <http://www.globalforestwatch.org/country/COL/2>.
- IDEAM. (2017). Alertas Tempranas -Deforestación (internet). IDEAM: acceso: 25 de julio de 2017. Disponible en: <http://documentacion.ideam.gov.co/cgi-bin/koha/opac-search.pl?q=an:499>.







Análisis de la **importancia**
de la información de los
estudios ambientales para
la **conservación de los**
bosques en Antioquia

Sergio Gómez-Echeverri

Consultora Endémica S.A.S, Medellín, Colombia



Este encuentro entre continentes no fue solo entre humanos, también lo fue entre virus y bacterias letales, especialmente para los americanos que, al mantenerse aislados durante milenios, carecían de resistencia a ellas. Por el contrario, los europeos mantuvieron contactos milenarios y permanentes con Asia y África, desarrollando una relativa inmunidad.

Introducción

En el presente capítulo se realizará un análisis de la importancia de la información de los estudios ambientales para la conservación de los bosques en Colombia y específicamente en Antioquia. Así mismo, se desarrollarán temáticas encaminadas al mejoramiento de la calidad de la información florística levantada en los estudios ambientales con el propósito de lograr que sea utilizada en investigaciones científicas y en el desarrollo de estrategias de conservación a escala regional.

Acerca de los estudios ambientales

Los estudios ambientales dentro de los que se encuentran el Diagnóstico Ambiental de Alternativas (DAA), el Estudio de Impacto Ambiental (EIA) y el Plan de Manejo Ambiental (PMA), son el instrumento principal con el cual las autoridades ambientales en Colombia evalúan y hacen seguimiento y control a los proyectos, obras o actividades sujetos a licenciamiento o trámites ambientales.

Estos estudios se encuentran reglamentados en la actualidad mediante el Decreto 1076 de 2015 (Decreto Único Reglamentario del Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible). Algunas de las actividades objeto de licenciamiento son la explotación minera, construcción y operación de centrales generadoras de energía eléctrica, tendido de las líneas de transmisión del Sistema Nacional, construcción, ampliación y operación de puertos marítimos de gran calado, construcciones de carreteras, segundas calzadas y túneles, entre otros.



Se trata de estudios que comprenden los tres componentes fundamentales del ambiente (físico, biótico y socioeconómico), y buscan: 1) caracterizar cada componente con el fin de establecer cómo se encuentra el ambiente antes de dar inicio a un proyecto; 2) identificar y evaluar los impactos ambientales generados por las actividades del proyecto; 3) diseñar estrategias para prevenir, mitigar, corregir o compensar dichos impactos; y 4) diseñar estrategias para realizar seguimiento y control de los proyectos.

Los responsables de realizar la evaluación de los estudios ambientales, así como determinar la idoneidad de las estrategias de manejo y monitoreo diseñadas, para finalmente otorgar o negar una licencia ambiental, son las autoridades ambientales, dentro de las que se encuentran la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales (ANLA) y las Corporaciones Autónomas Regionales (CAR).





Solicitudes de licenciamiento ambiental

Se realizó un análisis de las solicitudes de trámite de licenciamiento ambiental con base en información de los Reportes de Gestión de la ANLA, así como de las Corporaciones Regionales del departamento de Antioquia que son la Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia – Corantioquia, la Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare – CORNARE y la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Urabá – CORPOURABA.

En un año de gestión la ANLA resuelve aproximadamente 309 solicitudes de licenciamiento ambiental, mientras que, en Antioquia, se evalúan aproximadamente 37,17 por Corantioquia, 15 por CORNARE y finalmente cinco por CORPOURABÁ.

Los datos de gestión muestran que, en promedio, el 70% de las licencias ambientales solicitadas son finalmente aprobadas, mientras que para el 30% restante, la licencia es negada, queda archivada o el usuario desiste de continuar el trámite.

De acuerdo con cifras de la ANLA, a cerca de un 50% de los trámites de licenciamiento ambiental les es solicitada información adicional. Sin embargo, desde la experiencia de las empresas de consultoría ambiental, se evidencia que dicho porcentaje en las CAR podría ser mucho mayor, incluso superior al 80% de los proyectos, los cuales terminan siendo objeto de requerimientos adicionales, bien sea de aclaración de información, falencias metodológicas, diferencias en conceptos técnicos de la evaluación de los impactos, entre otros. Muchos de estos requerimientos surgen del componente biótico, especialmente del tema de flora.

Cabe mencionar que, los estudios de impacto ambiental son desarrollados con base en Términos de Referencia emitidos por la autoridad ambiental competente, que se constituyen en una especie de lista de chequeo de aspectos mínimos a incluir en el estudio. Es entonces como, en teoría, cumpliendo a cabalidad con dichos términos de referencia, los proyectos serían objeto de licenciamiento ambiental, y, en caso de no cumplirlos, implicaría directamente la negación de la misma. Es decir, no debería presentarse la necesidad de solicitar información adicional.

Con base en una revisión de las metodologías aplicadas al desarrollo de los estudios ambientales, se busca argumentar la razón por la cual las licencias, específicamente frente al componente forestal, son objeto de requerimientos por parte de las autoridades.

Hacia una metodología estándar para los inventarios florísticos

Metodologías existentes

En el componente forestal los términos de referencia para la elaboración de estudios ambientales solicitan el desarrollo de dos aspectos: determinar la diversidad de las especies del área de influencia y estimar el volumen que será necesario aprovechar por el proyecto. Para la elaboración de un

EIA es necesario acogerse a los términos de referencia específicos para el tipo de proyecto y desarrollarlos de acuerdo con la Metodología General para la Presentación de Estudios Ambientales (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible; MADS, 2010). Adicionalmente, los permisos de aprovechamiento de recursos, inmersos en la solicitud de licencia ambiental, deben realizarse con base en el Decreto 1076 de 2015.

La Metodología General para la Presentación de Estudio Ambientales (MADS, 2010) plantea: La implementación de métodos que permitan una representatividad estadísticamente válida, reconocimiento científico, adecuado análisis de la estructura vertical y la composición de especies de las comunidades vegetales.

El tamaño de las parcelas y sub-parcelas, debe ser proporcional al tamaño de los individuos y al diámetro a la altura del pecho (DAP) ya que estos parámetros están estrechamente relacionados con la estratificación vertical. El tamaño de las parcelas también depende de las unidades de vegetación que se identifiquen, del tamaño de las mismas y del tamaño y grado de heterogeneidad del área de muestreo.

Así mismo, de acuerdo con el Decreto 1076 de 2015, para los aprovechamientos forestales únicos es necesario presentar: “Un inventario estadístico con error de muestreo no superior al quince por ciento (15%) y una probabilidad del noventa y cinco por ciento (95%)”.

Para dar cumplimiento a los estándares, el Ministerio sugiere basarse en el Manual de Métodos para el Desarrollo de Inventarios de Biodiversidad (Villareal, 2006). Allí se argumenta que se debe seguir la metodología propuesta por Gentry (1982), que consiste en





censar, en un área de 0,1 ha (10 transectos de 50x2m), todos los individuos con un DAP \geq 2,5 cm.

En el año 2012, Baraloto et al. realizó un estudio con el fin de identificar una metodología que permitiera realizar inventarios rápidos, en los cuales se obtuviera información confiable sobre diversidad de especies y estimación de biomasa en bosques tropicales. Los resultados obtenidos muestran que, las parcelas de menores tamaños (e.g Parcelas de 0,1 ha (Gentry, 1982) pueden generar errores en la estimación de biomasa, mientras que las parcelas de gran tamaño (e.g, Parcelas de 1ha (Phillips et al., 2009; Stropp et al., 2009; FAO 1981), pueden no ser adecuadas para la estimación de la diversidad, debido a que es posible pasar por alto la presencia de especies raras o sobreestimar la presencia de especies que se encuentran espacialmente agregadas. No obstante, de acuerdo con los resultados de este estudio, un tipo de parcela (Gentry modificada), generó resultados más confiables, tanto para la estimación de biomasa como para los estimativos de diversidad. Se trata de un muestreo de 0,5 ha, mediante 10 parcelas de 500 m² (10 m X 50 m), en donde se realiza la medición de todos los individuos con un tamaño igual o mayor de 2.5 cm de DAP.

A partir del año 2007 y con la participación de las entidades del Sistema Nacional Ambiental (SINA), conformado por Institutos de Investigación Ambiental, Corporaciones Autónomas Regionales y de Desarrollo Sostenible, el IGAC, el Departamento Administrativo Nacional de Estadística (DANE), las Universidades y diferentes actores regionales e investigadores, el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM), con el apoyo del hoy MADS, iniciaron el proceso de construcción del Diseño del Inventario Forestal Nacional.



La metodología de este inventario (IDEAM, 2009), inicialmente dividió el territorio nacional en cuadrantes de tamaños de 100 ha (1.000 m X 1.000 m), los cuales son posteriormente divididos en cuatro (4) cuadrantes de 25 ha (500 m X 500 m). Cada uno de estos últimos se subdivide en celdas de 5.000 m² (20 m X 250 m), resultando así un total de 50 celdas de 5.000 m² por cada cuadrante de 25 ha. De estas 50 celdas se escoge una y se realiza una parcela, en la cual se miden individuos fustales (DAP \geq 10 cm). Posteriormente, dentro de la parcela de 5.000 m², se realizan tres (3) parcelas escogidas de manera aleatoria de 200 m² (10 m X 20 m) en las cuales se miden individuos latizales (DAP < 10 cm y Ht > 1,5 m). Por último, al interior de los muestreos de 200 m², se realizan cuatro (4) parcelas de 10 m² (5 m x 2 m) en donde se realiza la medición de individuos brinzales (0,3 m \leq Ht \leq 1,5 m).

La anterior metodología fue actualizada para el año 2015, donde se plantea el establecimiento de conglomerados, cada uno conformado por cinco (5) subparcelas circulares de 15 m de radio (707 m²), separados por 80 m entre sí. Al interior de cada subparcela, a todos los individuos con porte arbóreo incluyendo palmas y helechos con altura de 1,3 m sobre el nivel del suelo, se les medirá el DAP. Los fustales serán medidos en un radio de 15 m y los latizales en uno de 3 m.

Existe, entonces, una gran heterogeneidad entre las posibles metodologías de muestreo. Por lo tanto, los inventarios forestales que se realizan en el país, que son impulsados con recursos provenientes de diferentes medios (Gobierno, Academia, Empresas Privadas), no pueden ser analizados comparativamente, por lo que no es posible integrar los datos provenientes de cada uno de estos esfuerzos.



Iniciativas para la integración de la información

Para que los datos provenientes de diferentes inventarios de biodiversidad fueran públicos, se creó con el Decreto 1603 de 1994 el Sistema de Información en Biodiversidad de Colombia (SIB), iniciativa que tiene como propósito brindar acceso a información sobre la diversidad biológica del país.

En el 2013, se expidió el Decreto 1376, por el cual se reglamentó el Permiso de Recolección de Especímenes de Especies Silvestres de la Diversidad Biológica con fines de Investigación Científica no Comercial. En este, se reglamentaron los requisitos necesarios para obtener un permiso de recolección y las obligaciones del solicitante una vez otorgado. Una de ellas consiste en la obligatoriedad de incorporar al SIB la información obtenida mediante el muestreo y posteriormente, entregar a la autoridad competente la constancia emitida por dicho sistema, so pena de ser sancionado por la autoridad ambiental. El SIB tiene a su vez a cargo la tarea de integrar los datos de los diferentes muestreos en bases de datos, generalmente georreferenciadas, de acceso público.

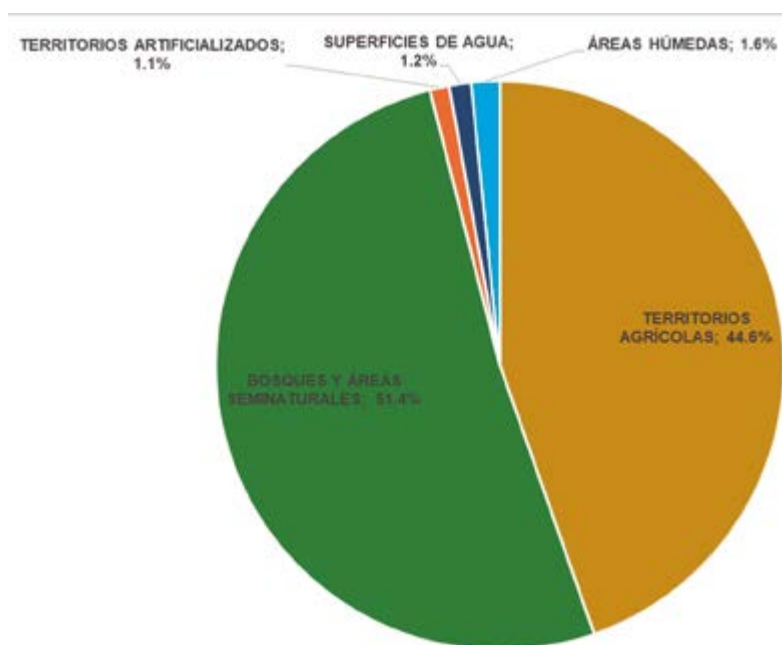


Figura 1. Coberturas de la tierra en el departamento de Antioquia. Fuente: IGAC (2007)

Colombia cuenta con un sistema legal idóneo, diseñado para integrar los esfuerzos de diferentes investigadores, permitiendo la generación de grandes bases de datos de información. Así, es posible realizar investigación científica a escala nacional y generar diseños de estrategias de conservación en las diferentes regiones del país. No obstante, se carece de información comparable, dado que, como se demostró anteriormente, no existe una metodología estándar para la realización de los estudios que permita generar información homogénea y de calidad.



Actualmente, la ANLA prepara una actualización de la Metodología General para la Presentación de Estudios Ambientales. Si se logra a través de esta establecer una metodología detallada para realizar los inventarios florísticos en Colombia, en consonancia con lo recomendado por los estudios científicos, así como por la metodología utilizada en el Inventario Nacional Forestal, permitirá generar muestreos que cumplan con patrones estadísticos y que existan menores requerimientos de información adicional, debido a que tanto solicitantes como evaluadores de parte de las autoridades estarán hablando un mismo idioma. Así mismo, es posible que se logre tener información comparable, que permita diseñar estrategias para la conservación de los bosques de Antioquia y de Colombia.

Utilización de nuevas tecnologías que permitan cumplir con los requisitos de las autoridades ambientales en los inventarios forestales.

Coberturas de la tierra en Antioquia

Según la Metodología General para la Presentación de Estudios Ambientales se deben desarrollar metodologías de muestreo para una representatividad estadísticamente válida, de la comunidad biológica para cada una de las coberturas presentes en el área de influencia del proyecto.

En la siguiente figura se puede observar un resumen de la extensión de las coberturas de la tierra, identificadas mediante el Estudio semidetallado de las coberturas terrestres para el departamento de Antioquia (IGAC, 2007). Dicha interpretación es realizada mediante la metodología Corine Landcover adaptada para Colombia (IDEAM, 2010).

Como se evidencia, Antioquia es un departamento que se encuentra dividido básicamente en dos tipos de coberturas: bosques y áreas seminaturales, así como territorios agrícolas. Por esto, cualquier actividad a realizar en el territorio, que necesite licencia ambiental va a tener dentro de su área de influencia, probabilísticamente, las dos coberturas mencionadas.

La cobertura de bosques y áreas seminaturales corresponde al mayor nivel en Corine Landcover y dentro de esta, a una menor escala, es posible encontrar coberturas como bosque denso, bosque fragmentado, vegetación secundaria o en transición, entre otras. Por otro lado, en la cobertura de territorios agrícolas es posible encontrar pastos limpios, pastos arbolados, mosaico de cultivos, entre otros.

Las coberturas que conforman los Bosques y Áreas seminaturales pueden cumplir con lo requerido por la Metodología General para la Presentación de Estudios Ambientales si se realizan muestreos de tipo estadístico con parcelas, debido a que la distribución de los individuos y las especies responde a variables bióticas (competencia, parasitismo, entre otras) y abióticas (temperatura, pluviosidad, características del suelo, entre otras). Sin embargo, para las coberturas que conforman los territorios agrícolas, no es posible realizar un muestreo estadístico. Lo anterior dado que este tipo de coberturas no presentan una distribución natural de los individuos que la conforman, debido a que dependen de variables antropogénicas, como la necesidad de cortar un árbol para ampliar la frontera agrícola o la decisión de conservar otro por razones culturales o de paisajismo.



Inconvenientes en muestreos de territorios agrícolas

En un gran porcentaje de estudios, que buscan dar cumplimiento a los términos de referencia, se pretende caracterizar todas las coberturas como si fuesen naturales. Es decir, se realizan parcelas en coberturas de pastos limpios o pastos arbolados y se aplican a su vez varios índices ecológicos (Simpson, Shannon, entre otros), a coberturas que no se comportan de una manera natural. Mientras que, cuando no se realiza de esta manera, en algunos casos de requerimientos de información adicional, se solicita por parte de la autoridad ambiental realizar la caracterización de dichas coberturas, sin tener en cuenta el error teórico en el que se incurre al realizar dicho procedimiento.

Si al realizar un estudio se pretende cumplir con lo impuesto por la autoridad ambiental en coberturas asociadas a territorios agrícolas, la única manera estadísticamente aceptable para realizarlo es mediante un inventario al 100%, censando cada uno de los árboles presentes en el área de influencia. Cuando se trata de proyectos de gran envergadura donde prevalezcan los territorios agrícolas, el inventario al 100% resulta una tarea con una relación costo-beneficio negativa. Es decir, se invierte una cantidad considerable de recursos (económicos, logísticos, entre otros), mientras que la información obtenida no resulta de mayor utilidad para la ciencia.

De acuerdo con la hipótesis del umbral de fragmentación (Fragmentation threshold hypothesis; Andrén (1994); Pardini et al., 2010), el porcentaje de cobertura vegetal es una variable que determina la diversidad de especies en un lugar. Donde el porcentaje de cobertura vegetal es alto las tasas de migración son elevadas, debido a que existe una cercanía entre los diferentes fragmentos, resultando en una recuperación rápida de especies que se han extinguido localmente (i.e. Alta resiliencia ecológica). A medida que la pérdida del porcentaje de la cobertura vegetal es mayor, la

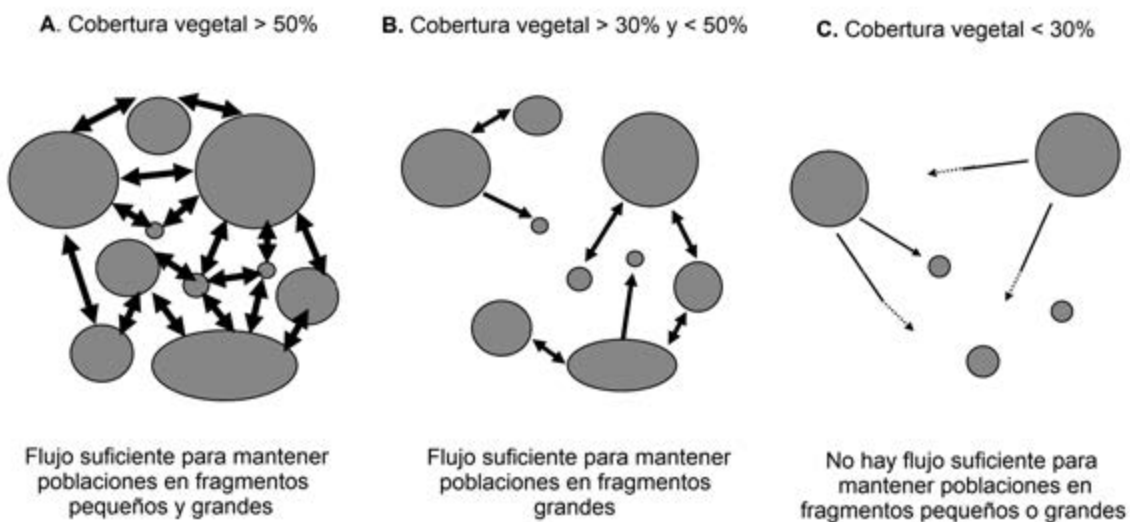


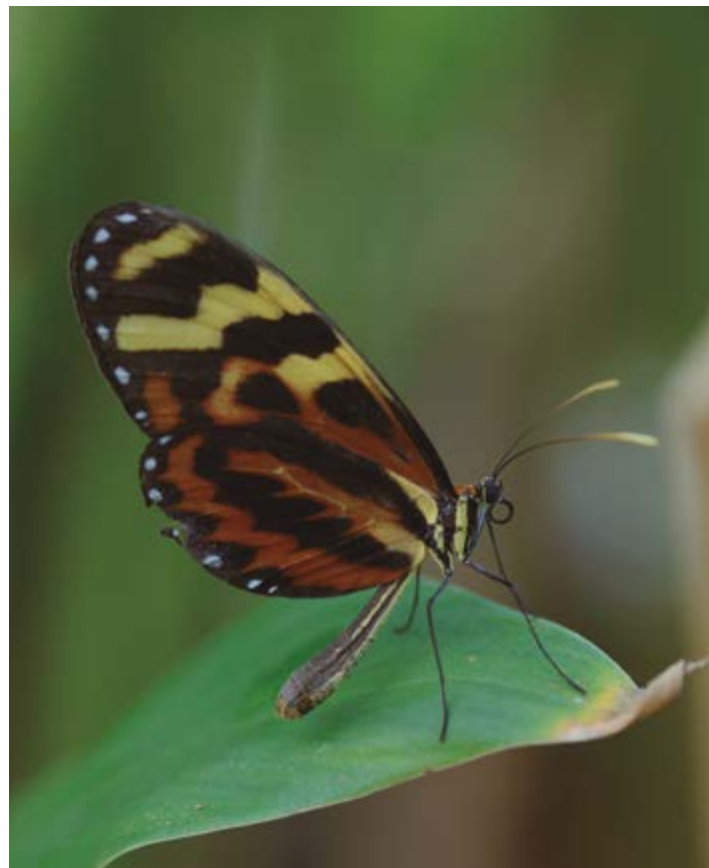
Figura 2. Cambio en la biodiversidad en un gradiente de pérdida de la cobertura vegetal (A, B, C). Adaptado de Pardini et al., 2010.




conectividad disminuye y las tasas de migración son insuficientes para mantener poblaciones viables en fragmentos más pequeños y serían propensas a sufrir extinciones locales debido a eventos estocásticos (Sensu Caughley, 1994).

Específicamente, cuando el porcentaje de cobertura vegetal es inferior al 30%, se presenta una pérdida abrupta de la diversidad, imposibilitando la resiliencia, generando comunidades sin viabilidad ecológica (Pardini et al., 2010; ver figura 2).

Por otro lado, se debe considerar el costo relacionado con los impactos ambientales asociados a las actividades de caracterización florística. En la etapa preconstructiva de los proyectos, dentro de la cual está inmersa la elaboración de los estudios ambientales, se incurre en varios impactos, como la alteración de las coberturas vegetales al abrir caminos de






ingreso a los sitios de muestreo, la generación de conflictos con la comunidad al tener que ingresar a cada uno de los predios, entre otros. Estos impactos presentan una magnitud mayor al tratarse de inventarios al 100%, dado que es necesario recorrer la totalidad del terreno, mientras que, en los muestreos por parcelas, se ingresa específicamente a los sitios de muestreo.

Consecuentemente, en el caso de los estudios ambientales, se podría argumentar que la información relevante que se debe obtener de las comunidades presentes en coberturas antropogenizadas no es precisamente su biodiversidad, sino más bien la biomasa que va a ser aprovechada por el proyecto solicitante del permiso. Los recursos que sean ahorrados en los estudios detallados de poblaciones que no son viables distribuidas en territorios agrícolas, podrían ser utilizados en estrategias de compensación que maximicen la conservación de la biodiversidad.

Inventarios forestales utilizando sensores remotos

Desde hace algún tiempo se ha venido realizando investigación con el fin de utilizar sensores remotos para calcular la biomasa forestal y otros atributos. Es posible encontrar estudios basados en datos multi-espectrales (e.g., Muukkonen y Heiskanen 2007; Altun et al., 2008), SAR (SyntheticAperture Data; e.g., Wang y Ouchi, 2008) y tecnología LIDAR (Light Detection and Ranging; e.g., Naesset, 2009; Naesset y Gobakken, 2008; Coops et al., 2007; Gobakken y Naesset, 2008). De las anteriores, se ha demostrado que la tecnología LIDAR es efectiva y precisa en la estimación de atributos vegetales (Estimación de volumen; R^2 de 0,92).



Si se tiene en cuenta lo anterior, el uso de estas tecnologías generaría al menos dos ventajas: 1) realizar inventarios forestales y calcular la biomasa que aprovecharía un proyecto en territorios agrícolas, de una manera sencilla y sin generar los impactos ambientales asociados a las labores de campo de un inventario al 100%; 2) las autoridades ambientales podrían corroborar la autenticidad de la información, sin volver a campo para realizar una verificación de cada individuo inventariado. No obstante, hay un aspecto legal que se debe tener en cuenta antes de poder realizar inventarios con el uso de sensores remotos, el Levantamiento de Veda. Aquellas especies vedadas, deben ser inventariadas al 100% y georeferenciadas.

Actualmente, se realizan investigaciones que buscan determinar la variación en la reflectancia de las especies en las imágenes tomadas a partir de sensores remotos. Es decir, se podrá determinar taxonómicamente cualquier individuo a partir de imágenes aéreas. Esta opción permitirá dar cumplimiento a lo establecido por la normativa ambiental vigente en cuanto al cálculo del volumen de los individuos y su determinación taxonómica. Por el momento, como se mostrará a continuación, es importante reevaluar si determinar la ubicación y taxonomía de un individuo en veda que se encuentra en una cobertura antropogenizada es realmente necesario para conservar las especies en peligro.

Estudio de caso: La palma de Cera del Quindío para ilustrar la decisión de optimización de recursos
El Valle del Cocora se encuentra en la mente de los colombianos como una zona fundamental para la preservación de la Palma de Cera del Quindío (*Ceroxylon quindiuense*). Este Valle se caracteriza por estar conformado por una cobertura agrícola, correspondiente a pastos limpios. Sin embargo, el hábitat natural de la Palma de Cera corresponde a los bosques altoandinos, los cuales



proveen sombra y refugio para que las plántulas logren su reclutamiento. Es decir, las poblaciones de palma en los pastos limpios del Valle del Cocora están condenadas a la desaparición, pues no logran la reproducción exitosa de sus individuos (Bernal y Sanin, 2013; Carrero y Gomez, 1992). Específicamente, de acuerdo con Bernal (2013), las palmas presentes hoy en día en este lugar se encuentran allí gracias a la gran longevidad de sus individuos adultos.

Recientemente fue identificada una zona que podría ser uno de los lugares más importantes para la conservación de la Palma de Cera. Se trata de la cuenca de Río Tohecito, ubicada en el departamento del Tolima, al otro lado de las montañas del Cocora. En esta cuenca hay actualmente conservadas aproximadamente 900 ha de bosque natural, sin embargo, se calcula que puede existir allí una población que cuenta con alrededor de 600.000 palmas adultas, una cifra 600 veces superior al total de palmas presentes en el Valle del Cocora, convirtiéndose así en el lugar con mayor presencia de Palmas de Cera a nivel mundial.

En lugar de enfocar los esfuerzos en tratar de salvar individuos con poca probabilidad de supervivencia in situ en el largo plazo, pues no hacen parte de una población en crecimiento, se podrían enfocar los mismos en generar mejores planes de compensación para que, con la ayuda de las empresas que realizan proyectos, se puedan conservar sitios tan importantes como la cuenca del Río Tohecito.



Compensación por pérdida de la biodiversidad

Durante la última década se abrió un debate de tipo científico y político entre la conservación y la agricultura, que puede ser utilizado para determinar las acciones de conservación que deben ser llevadas a cabo para compensar los impactos de los proyectos que están sujetos a licenciamiento ambiental. El debate se centra en la dicotomía entre Land sparing vs Land sharing (Green et al., 2005; Ewers et al., 2009; Phallan et al., 2011; Balmford et al., 2012). Land sparing se refiere a la idea de que la intensificación de la agricultura, para incrementar la productividad por área, permite la destinación de otras áreas específicamente para la conservación de la biodiversidad. Por el otro lado, Land sharing se refiere, también, a la idea de que la agricultura alternativa, diversa y agroecológica, si bien puede generar menor producción, aumenta la cantidad de especies que puede albergar. Mediante el análisis de un amplio rango de especies distribuidas en países en vía de desarrollo, Green et al. (2005) llegó a la conclusión que, el concepto de Land sparing, al permitir que existan áreas dedicadas exclusivamente a la conservación, permitiría la preservación de una mayor biodiversidad.

En el marco de un Convenio suscrito entre el hoy MADS, The Nature Conservancy – TNC, World Wildlife Fund – WWF y Conservación Internacional – CI; se desarrolló el Manual para la Asignación de Compensaciones por Pérdida de Biodiversidad. Se considera que los proyectos que son sujetos de licenciamiento ambiental en ocasiones generan impactos sobre ecosistemas naturales, se establece mediante el mismo la obligatoriedad de realizar compensaciones por afectación del medio ambiente y su biodiversidad.

Este manual propone: 1) cuantificar las áreas de ecosistemas naturales que fueron intervenidas por el proyecto; 2) establecer un número de hectáreas a compensar que depende de la importancia ecológica del ecosistema que está afectado; 3) determinar el sitio donde se realizará la compensación, el cual debe corresponder a un ecosistema equivalente a aquel que está siendo afectado; y 4) establecer la estrategia por la cual se conservará el lugar que haya sido determinado.

El planteamiento de la metodología del manual mencionado está en la línea del argumento de Land sparing, donde es posible la realización de actividades tendientes al desarrollo (explotación minera, construcción de centrales generadoras de energía eléctrica, entre otros) siempre y cuando de estos proyectos se obtenga el recurso para destinar áreas exclusivamente para la conservación. Actualmente, las áreas propuestas para la compensación por pérdida de la biodiversidad son escogidas bajo el criterio técnico de cada solicitante. Al igual que con la información florística colectada en cada EIA, si bien el esfuerzo es importante, se pierde la capacidad de potenciar los recursos invertidos al actuar de manera independiente.

En el año 2015, Fundepublico, con el apoyo de Terrasos y World Conservation Society (WCS), desarrollaron una propuesta que busca que las compensaciones ambientales sean pensadas a nivel nacional, mediante una estrategia llamada Bancos de Hábitat (Fundepublico, 2015). El objetivo de estos es promover e incentivar la restauración y conservación de grandes áreas que puedan ser ofrecidas como alternativas de compensación a aquellos que producen impactos ambientales. De



esta manera, los recursos de los sectores que buscan realizar un proyecto en Colombia pueden ser potenciados, mediante la protección de aquellos lugares que tienen mayor capacidad para conservar la biodiversidad.

De acuerdo con la Resolución 2182 de 2016, se debe presentar una base de datos geográfica, en la que, entre otros, deben ser incluidas las áreas que serán objeto de compensación por pérdida de la biodiversidad. Al tener esta información cartografiada y digitalizada, podría ser incluida dentro del SINAP, y su ubicación puesta al servicio del público, con el fin de que aquellas áreas entren a ser consideradas como existentes, por aquellos que se encuentran realizando la planeación de las áreas protegidas del país. De esta manera, podría generarse una estrategia que permita hacerle frente a la principal preocupación de aquellos que están en contra de la hipótesis del Land sparing (Fisher et al., 2011), que argumenta que los países subdesarrollados carecemos de los medios para proteger áreas de manera efectiva.

Conclusiones

Como parte de los EIA se realizan inventarios taxonómicos y son una de las fuentes de información más comunes y críticas sobre la distribución de la biodiversidad. Sin embargo, rara vez, los datos provenientes de cada uno de ellos han sido ensamblados, de manera que generen valor científico más allá de la obtención de una licencia para el desarrollo de una actividad.

Algunos autores (Guralnick et al., 2017) han realizado protocolos que permiten estandarizar la captura de los datos de los inventarios de biodiversidad. Es fundamental que a nivel nacional se generen este tipo de iniciativas, lideradas por los organismos gubernamentales encargados de diseñar los términos de referencia y los manuales para la elaboración de estudios ambientales, considerando los diferentes puntos de vista de la academia y otras entidades científicas.

Desde el año 2012, Organizaciones no Gubernamentales como TNC, WWF y CI, así como la ANLA y el MADS, han sugerido que, la mejor forma de utilizar los recursos provenientes de las empresas que realizan proyectos que requieren una licencia ambiental, es fomentando la generación de inversiones para realizar compensaciones de bosques naturales.

Queda claro, entonces, que la caracterización estadística que se realiza actualmente en las coberturas naturales, donde se establece la diversidad y biomasa que se perderá por la acción de un proyecto, es fundamental para la evaluación de los impactos ambientales y el diseño de las medidas de manejo. Sin embargo, debido a la alta presencia de territorios agrícolas, se invierte una gran cantidad de recursos en realizar la caracterización de coberturas compuestas por comunidades de individuos que no tienen viabilidad ecológica, cuando se podrían obtener datos relevantes (e.g. la biomasa de los individuos) con el uso de nuevas tecnologías como los sensores remotos. Es importante reflexionar si, el uso de estas tecnologías permite utilizar de una manera más eficiente los recursos y así incrementar el dinero que debe ser destinado como compensación por los impactos asociados al proyecto.



Partiendo de la premisa mencionada, sobre la necesidad de enfocarnos en las compensaciones ambientales como principal medida para generar estrategias de conservación a partir de los proyectos que requieren licenciamiento ambiental, surgen múltiples cuestionamientos e ideas como ¿Se debe seguir compensando de la manera tradicional, mediante compra de predios? ¿Es posible que exista una administración colectiva de los fondos de compensación para que dicho dinero sea bien invertido, como en el caso de la exitosa iniciativa BanCO2? ¿Podrían las Corporaciones ser quienes tengan un banco de zonas para restaurar, de acuerdo con sus evaluaciones de ecosistemas sensibles y corredores biológicos, en vez de generar fragmentos de bosques aislados como producto de compensaciones puntuales? ¿Es posible poner a disposición de los solicitantes las áreas que han sido propuestas como bancos de hábitat para que la compensación por pérdida de la biodiversidad pueda ser realizada allí? De esta manera podrían generarse recursos y estrategias que permitan conservar especies tan importantes con la Palma de Cera a partir de dineros provenientes de los proyectos.

Referencias

- Andrén H. (1994) Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: A review. *Oikos* (71), p. 355–366.
- Altun L, Baskent EZ, Bakaloglu M, Gunlu A. (2008). Comparing methods for determining forest sites: a case study in Gumushane-Karanlikdere forest. *Eur J Forest Res* (127), p.395–406
- Balmford, A., Green, R., y Phalan, B. (2012). What conservationists need to know about farming. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* (279), p. 2714-2724.
- Baraloto, C., Molto, Q., Rabaud, S., Hérault, B., Valencia, R., Blanc, L., Fine, P. V. A. and Thompson, J. (2013), Rapid Simultaneous Estimation of Aboveground Biomass and Tree Diversity Across Neotropical Forests: A Comparison of Field Inventory Methods. *Biotropica* (45), p. 288–298. doi:10.1111/btp.12006.
- Bernal, R. y M.J. Sanín. (2013). Los palmares de *Ceroxylon* quindiuense (Arecaceae) en el valle de Cocora, Quindío: perspectivas de un ícono escénico de Colombia. *Colombia Forestal*, 16(1), p. 67-79.
- Carrero, G.A. y L.E. Gómez. (1992). La palma de cera (*Ceroxylon* quindiuense H. Wendl), árbol nacional y símbolo, patrio se muere. Informe inédito, Instituto Colombiano Agropecuario, Ibagué.
- Caughley, G. (1994) Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology* (63), p. 215-44.
- Zapata P., Diana M., Londoño B Carlos A et ál. (2010) (Eds.) González H Claudia V.; Idárraga A Jorge.; Poveda G Amanda.; et ál. Colombia. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. Metodología general para la presentación de estudios ambientales. Bogotá, D.C.: Colombia. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, p. 72.
- Coops NC, Hilker T, Wulder MA, St-Onge B, Newnham G, Siggins A, Trofymow JA (2007) Estimating canopy structure of Douglas-fir forest stands from discrete-return LiDAR. *Trees* (21), p 295–310.
- Decreto 1603. (1991) Por el cual se organizan y establecen los Institutos de Investigación de Recursos Biológicos "Alexander von Humboldt", el Instituto Amazónico de Investigaciones "SINCHI" y el Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico "John von Neumann", Bogotá, Colombia, 27 de julio de 1994.
- Decreto 1376. (2013). Por el cual se reglamenta el permiso de recolección de especímenes de especies silvestres de la diversidad biológica con fines de investigación científica no comercial, Bogotá, Colombia, 27 de junio de 2013.
- Decreto 1076. (2015) Decreto Único Reglamentario del Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible, Bogotá, Colombia, 26 de mayo de 2015.
- Ewers, R.M., Scharlemann, J.P.W., Balmford, A., y Green, R.E. (2009). Do increases in agricultural yields spare land for nature? *Global Change Biology* (15), p. 1716-1726.
- FAO. (1981). Manual of forest inventory with special reference to mixed tropical forests. FAO, Rome, Italy.
- Fischer, J., Batary, P., Bawa, K.S., Brussaard, L., Chappell, M.J., Clough, Y., et al. (2011). Conservation: limits of land sparing. *Science*. p 334-593.
- Fundepublico. (2015). Hacia los bancos de hábitat como herramienta de compensación ambiental en Colombia, Santiago de Cali, Colombia.
- Gentry, A. H. (1982). Patterns of Neotropical plant diversity. *Evolutionary Biology* (15), p. 1-84.
- Gobakken T, Naesset E (2008) Assessing effects of laser point density, ground sampling intensity, and field sample plot size on biophysical stand properties derived from airborne laser scanner data. *Can J For Res* (38), p.1095–1109.



- Green, R.E., Cornell, S.J., Scharlemann, J.P.W., y Balmford, A. (2005). Farming and the fate of wild nature. *Science* (307), p. 550-555.
- Guralnick, R., Walls, R., Jetz, Walter (2017) Humboldt Core – toward a standardized capture of biological inventories for biodiversity monitoring, modeling and assessment. *Ecography*, Accepted Author Manuscript. doi:10.1111/ecog.02942.
- IDEAM, (2009). Documento marco del diseño conceptual y metodológico para la implementación del inventario forestal nacional (FN). Bogotá D. C.: Instituto de Hidrología, meteorología y estudios ambientales.
- IDEAM, (2010). Leyenda Nacional de Coberturas de la Tierra. Metodología Corine Land Cover adaptada para Colombia Escala 1:100.000. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Bogotá, D. C., p. 58.
- Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Subdirección de Agrología. (2007). Estudio semidetallado de las coberturas terrestres, Bogotá, Imprenta Nacional de Colombia, p. 250.
- Ley 99. (1993) Por la cual se crea el Ministerio del Medio Ambiente (...), Bogotá, Colombia, 22 de diciembre de 1993.
- Muukkonen P, Heiskanen J (2007) Biomass estimation over a large area based on standwise forest inventory data and ASTER and MODIS satellite data: a possibility to verify carbon inventories. *Remote Sens Environ* (107), p. 617–624.
- Naesset E (2009) Effects of different sensors, flying altitudes, and pulse repetition frequencies on forest canopy metrics and biophysical stand properties derived from small-footprint airborne laser data. *Remote Sens Environ* (113), p. 148–159.
- Naesset E, Gobakken T (2008) Estimation of above- and belowground biomass across regions of the boreal forest zone using airborne laser. *Remote Sens Environ* (112), p. 3079–3090.
- Pardini R, Bueno ADA, Gardner TA, Prado PI, Metzger JP, de Bueno AA, et al. (2010) Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PLoS One*. (5).
- Phalan, B., Balmford, A., Green, R.E., y Scharlemann, J.P.W. (2011). Minimizing the harm to biodiversity of producing more food globally. *Food Policy*, (36), p. S62-S71.
- Phillips, O. L., L. E. O. C. Aragão, S. L. Lewis, J. B. Fisher, J. Lloyd, G. Lopez Gonzalez, Y. Malhi, A. Monteagudo, J. Peacock, C. A. Quesada, G. Van Der Heijden, S. Almeida, I. Amaral, L. Arroyo, G. Aymard, T. R. Baker, O. Banki, L. Blanc, D. Bonal, P. Brando, J. Chave, A. C. Alves de Oliveira, N. Cardozo Davila, C. I. Czimczik, T. R. Felpausch, M. Aparecida Freitas, E. Gloor, N. Higuchi, E. Jiménez, G. Lloyd, P. Meir, C. Mendoza, A. Morel, D. A. Neill, D. Nepstad, S. Patinõ, M. C. Peñuela, A. Prieto, F. Ramirez, M. Schwarz, J. Silva, M. Silveira, A. S. Thomas, H. Ter Steege, J. Stropp, R. Vasquez, P. Zelazowski, E. Alvarez Davila, S. Andelman, A. Andrade, K. J. Chao, T. Erwin, A. Di Fiore, C. Euridice Honorio, H. Keeling, T. J. Killeen, W. F. Laurance, A. Peña Cruz, N. C. A. Pitman, P. Nuñez Vargas, H. Ramirez Angulo, A. Rudas, R. Salamão, N. Silva, J. Terborgh, and A. Torres Lezama. (2009). Drought Sensitivity of the Amazon Rainforest. *Science* (323), p. 1344–1347.
- Stropp, J., H. Ter Steege, Y. Malhi, Atdn y Rainfor. (2009). Disentangling regional and local tree diversity in the Amazon. *Ecography* (32), p. 46–54.
- Villarreal H., M. Álvarez, S. Córdoba, F. Escobar, G. Fagua, F. Gast, H. Mendoza, M. Ospina y A.M. Umaña. Segunda edición. (2006). Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de Inventarios de Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia, p. 236.







La **preservación** o **destrucción** del **medio ambiente** pasan por la **política**, gústenos o no

Mariana Fajardo Arboleda; Sergio Fajardo Valderrama



La primera gran oportunidad es que finalmente vamos a poder pensar, todos: ciudadanía, sector privado, academia, gobierno nacional, administraciones departamentales y municipales en nuestro medio ambiente de una manera mucho más comprometida y profunda, no en vano

Introducción

Colombia ¿En dónde estamos parados?

Durante muchos años nuestro país ha sido reconocido a nivel global por palabras como violencia, narcotráfico, guerra y pobreza. La historia de nuestra nación es una historia de lucha permanente en donde las personas más pobres generalmente han sufrido las peores consecuencias. A partir de lo anterior observamos, cómo, históricamente, la prioridad central de los gobiernos colombianos ha sido resolver el conflicto armado. Mientras que la inversión económica en capital humano y en el diseño de políticas públicas para otros aspectos cruciales para el desarrollo de cualquier sociedad, como por lo son la educación, la cultura, el medio ambiente o la innovación, ha sido supremamente limitada. En algunos casos, prácticamente nula.

Colombia hoy se encuentra en un punto de inflexión. Se está avanzando en la finalización del conflicto armado más largo de América Latina (más de 50 años) con el grupo al margen de la ley más grande de nuestra historia (FARC). Este proceso por supuesto, supone una enorme cantidad de retos y complejidades de todo tipo. Ahora bien, ¿Qué implicaciones tendrá el postconflicto a nivel de nuestros ecosistemas y de nuestro entorno natural? La primera gran oportunidad es que finalmente vamos a poder pensar, todos: ciudadanía, sector privado, academia, gobierno nacional, administraciones departamentales y municipales en nuestro medio ambiente de una manera mucho más comprometida y profunda, no en vano “El Departamento Nacional de Planeación, DANE (2016) calculó, bajo un

escenario optimista, que el país se ahorrará 7,1 trillones de pesos en degradación ambiental asociada al conflicto, por cada año de paz” (Morales, 2017). Ahora, si existe voluntad política comprometida es de esperarse que este presupuesto, en su totalidad, o al menos en un gran porcentaje, pueda ser invertido precisamente en el desarrollo de políticas públicas, proyectos y procesos de preservación y/o aprovechamiento sostenible de los recursos naturales.

Colombia goza de una biodiversidad tan alta que lo posiciona como el segundo país más biodiverso sobre todo el planeta Tierra. Esta biodiversidad hace de Colombia un país con particularidades y responsabilidades muy precisas. Adicionalmente, nos brinda un enorme número de servicios ecosistémicos. Los casi 50 millones de colombianos, hacemos uso de estos servicios diariamente. En cada una de nuestras actividades, utilizamos directa e indirectamente servicios ecosistémicos de provisión, de apoyo, de regulación e incluso de recreación. Nuestra biodiversidad es el cimiento de nuestra supervivencia y de nuestra calidad de vida, con la abundancia que puede llegar a significar vivir en medio de la abundancia característica del trópico, si se hace un uso sostenible y provechoso de esta riqueza natural.

Colombia tiene registradas alrededor de 56.343 especies. Cuenta con 22.840 plantas con flor, 1.921 especies de aves, y alrededor de 7.000 especies de escarabajos (SIB, 2017). Tenemos más de 70 ecosistemas naturales diferentes. Cada uno alberga formas de vida tan diversas como las que puede haber de un país a otro en continentes diferentes (SIAC, 2017). En cuanto a los bosques tenemos la enorme fortuna de estar atravesados por los tres ramales de la





Cordillera de los Andes. Para el año 2015 el país contaba con una superficie boscosa natural de 59.558.064 ha (52,2% superficie continental) (SIAC, 2017). En cualquier punto del planeta que nos ubiquemos, estas cifras son llamativas por la complejidad y riqueza que representan. Ahora bien, a pesar de la importancia que esto significa usualmente se quedan en cifras abstractas y de difícil apropiación social por parte de la mayoría de los colombianos. A partir de esto surge el primer gran reto como nación biodiversa: desarrollar diferentes herramientas de educación ambiental, de divulgación y de apropiación social de nuestra riqueza natural.

No obstante, la desconexión de un sector de la población colombiana (especialmente aquella que reside en las ciudades) con el patrimonio natural y sus diversas formas de vida, es un obstáculo crucial en el cuidado de los ecosistemas, en la preservación de la biodiversidad y en el compromiso de toda la ciudadanía con el medio ambiente. Sin embargo, la otra gran porción del cuidado y la correcta conservación ambiental en Colombia está y estará en manos de los políticos. Solamente si hay un compromiso decidido será posible afrontar los retos del postconflicto en términos ambientales.

Durante muchos años en Colombia han existido territorios a los cuales ni la sociedad, ni la empresa privada, incluso ni siquiera el gobierno central ha podido acceder. Todo esto de cuenta de la violencia. En el nuevo periodo que comienza el país, es probable que estos lugares presenten una apertura, es decir, que haya acceso para ser explorados, visitados y aprovechados. Por esta razón, existe un reto gigante sobre cuál el modelo de desarrollo se establecerá y de qué manera se convocará a un cuidado colectivo de los mismos. En manos de los políticos de turno estará la posibilidad de que en



estos lugares se diseñen políticas públicas de desarrollo económico precisas y bien fundamentadas que no permitan que ocurra un aumento en los niveles de deforestación, de contaminación de las fuentes hídricas, o que permita la entrada de nuevos actores económicos que estén en contravía de la preservación de nuestro patrimonio natural. Esto es solo un ejemplo entre tantos otros retos venideros (Morales, 2017).

Uno de los problemas más complejos que vive Colombia no solo en cuanto a su medio ambiente sino a su capacidad productiva, su relación con el campo, las posibilidades de empleo a largo plazo y hasta las condiciones de vida de su población, es la deforestación masiva. Peña (2016) Afirma que:

Uno de los problemas más complejos que vive Colombia no solo en cuanto a su medio ambiente sino a su capacidad productiva, su relación con el campo, las posibilidades de empleo a largo plazo y hasta las condiciones de vida de su población, es la deforestación masiva.

Pese a que se reconoce ampliamente la importancia de los bosques como áreas de alta concentración de biodiversidad natural y cultural, estableciéndose como una fuente invaluable de servicios ecosistémicos y reguladores globales del clima; a lo largo de las décadas recientes las tasas de cambio del bosque para



dar paso a otro tipo de coberturas se han multiplicado.

Las principales causas de la deforestación actualmente en Colombia son la transformación de bosques en potreros para ganadería (mayoritariamente extensiva) 50%, transformación de bosques para siembra de coca 30% y tala y degradación de bosques por minería 8% (Duque-Montoya, 2017). Para el segundo trimestre de 2016 se detectaron ocho núcleos activos de deforestación en Colombia, ubicados en los departamentos de Chocó (2 núcleos), Guaviare, Caquetá, Meta, Antioquia, Norte de Santander y Nariño (SIAC, 2017). El Sistema de Monitoreo de Bosques y Carbono (SMBYC) “estima que desde el año 1990 al 2015 se han perdido 6.527.906 ha de bosque natural en el país, equivalentes a una reducción del 9,8% de la cobertura boscosa en 25 años y una tasa promedio de deforestación de 261 mil hectáreas-año (IDEAM, 2016)” (Peña 2016). Este contexto, con sus respectivos números aparecen registrados de manera semestral como alertas tempranas gracias al trabajo del Sistema de Monitoreo de Biodiversidad y Carbono. Es un panorama que hace unos años se abordaba como un posible núcleo problemático a futuro, primero a largo plazo, luego a mediano y corto plazo. Sin embargo, actualmente es cada vez más claro que es una problemática del presente, a la cual no se le debe ni puede dar más espera.

Antioquia, departamento de contradicciones

Antioquia está ubicado en la zona Andina, región más biodiversa de Colombia, que, tal como se mencionó previamente, es a su vez es uno de los lugares más biodiversos del mundo. Debido a su posición geográfica y su

diversidad topográfica, el departamento de Antioquia presenta una gran diversidad de particularidades en cuanto a sus ecosistemas, fauna, flora, riqueza hídrica y características climáticas. La disponibilidad de agua superficial es influenciada por la variación y distribución espacio-temporal de la temperatura y la precipitación. Además, dicha variación se intensifica en magnitud y frecuencia durante los años con ocurrencia del fenómeno de El Niño.

Sin embargo, además del escenario descrito, este territorio es también uno de los departamentos con mayores tasas de deforestación de todo el país. Para comprender este contexto es clave analizar las profundas disyuntivas y fuertes presiones de urbanización, desarrollo concebido con muy pocas herramientas de sostenibilidad, una historia cultural y de colonización agresiva en términos ambientales, y por supuesto, la historia de presencia de grupos ilegales en el departamento con grandes extensiones de cultivos de coca a costa de la deforestación directa o al menos cierto grado de degradación de los bosques antioqueños. Así mismo, los procesos de ocupación en un gran número de municipios antioqueños partieron de la deforestación acelerada de áreas de cobertura forestal.

Paradójicamente, los procesos de deforestación en gran medida se justifican en la búsqueda de soluciones a requerimientos de sustento mediante el establecimiento de actividades económicas, las cuales en principio parecen convenientes; sin embargo, son evidentes los efectos contraproducentes en el mediano y largo plazo, asociados a la pérdida y deterioro de las calidades iniciales de los ecosistemas afectados,





efectos que finalmente se extienden al ser humano, a través de problemáticas que comprometen su situación de bienestar y armonía con el entorno, (Mejía 2016).

La pérdida de bosques, la fragmentación de hábitats naturales o la degradación considerable de ecosistemas tienen un gran número de repercusiones que afectan la vida de múltiples especies y el equilibrio ecológico de diferentes territorios. Adicionalmente, afecta no solo a los habitantes cercanos y dependientes de dichos recursos, sino a un enorme número de personas que pueden estar incluso a varios kilómetros del núcleo afectado. Entre los efectos asociados a los procesos de deforestación se pueden mencionar pérdida de biodiversidad (fauna y flora), afectación de los procesos de regulación de flujos de agua, que a su vez condiciona el abastecimiento a las comunidades, contaminación de fuentes asociada al establecimiento de cultivos y el uso de productos dañinos, pérdida de suelo y deslizamientos, contribución a las emisiones de CO₂ a la atmósfera, entre otros.

Esta combinación de complejas realidades hacen que hoy el departamento sea uno de los núcleos prioritarios de deforestación identificados por el IDEAM (2016). En la región Andina para el año 2015 la cobertura de bosques era de 10.587.253 ha y la deforestación histórica acumulada para dicha región entre 1990 y 2015 fue de 2.159.591 ha de las cuales un enorme número de hectáreas degradadas fueron en Antioquia, con mayor relevancia en el Noroccidente del departamento, y en el Bajo Cauca y Nordeste, en los municipios de Cáceres, Remedios y El Bagre (estribaciones de la Serranía de San Lucas), (Peña, 2016; SIAC, 2017).

De manera complementaria al reporte presentado por el IDEAM (2015), desde la Secretaría de Medio Ambiente de Antioquia la más Educada, se estimó la tasa de deforestación entre los años 2000 y 2012 en el departamento. Este estudio se hizo a partir de la información publicada por el departamento de Ciencias Geográficas de la Universidad de Maryland (Hansen, et al., 2013). Se obtuvo que la tasa de deforestación promedio anual es de 23.000 ha/año en el departamento, cifra que alarma desde cualquier perspectiva que se analice.

Políticas ambientales

Hasta este punto hemos presentado algunas cifras, datos de contexto y disyuntivas de gran importancia para comprender el significado del medio ambiente en nuestro país y las condiciones del entorno natural en nuestro departamento. A partir del escenario presentado se pueden analizar los retos que surgen a partir de la gran biodiversidad y de una nación con una deuda histórica con su medio ambiente. Ahora, presentaremos brevemente algunas evidencias de cómo la voluntad política asociada a un gobierno transparente son la clave en la generación de proyectos dedicados al cuidado del medio ambiente, al cumplimiento preciso de las normativas ambientales, al fomento de una armónica relación de los seres humanos con el entorno donde habitan, y finalmente, cómo todo esto hace posible obtener resultados a gran escala y de impacto positivo en términos sociales y ambientales. Tal como lo afirma Mejía (2015):

Con el ánimo de hacer de Antioquia la más educada un proyecto con pertinencia, conciencia

ambiental, y con el convencimiento de que la naturaleza no es solo un recurso, sino un patrimonio que debe ser valorado desde sus múltiples puntos de vista éticos, estéticos, científicos, sagrados, educativos y culturales; la secretaria de medio ambiente, dispuso sus esfuerzos en la conservación de las cuencas hidrográficas que abastecen acueductos; promoviendo y fortaleciendo el sistema departamental de áreas protegidas –SIDAP-; impulsando la educación y la cultura como pilares de la gestión ambiental para el desarrollo sostenible; articulando las múltiples iniciativas del Comité Interinstitucional de Fauna y Flora –CIFFA- para el control al tráfico ilegal de la biodiversidad. Se promovió la cultura del cuidado de los ecosistemas hídricos y la diversidad como un asunto estratégico, la educación como base fundamental del cuidado del agua y muy especialmente hacer que Antioquia recupere, proteja y conserve su enorme riqueza natural.

A continuación, mostraremos cifras y resultados de uno de los proyectos que se realizaron en la gobernación en mención y que consideramos uno de los más contundentes en cuánto a lo que significa compromiso político ambiental.

El agua es un factor abiótico fundamental en el funcionamiento de prácticamente cualquier ecosistema. Adicionalmente, en el ciclo hidrológico están cimentadas todas las condiciones necesarias para que sea posible cualquier tipo de equilibrio ecológico. Finalmente, la supervivencia misma del ser humano como especie y su calidad de vida depende completamente de la posibilidad de acceder al agua. Por este motivo uno de los



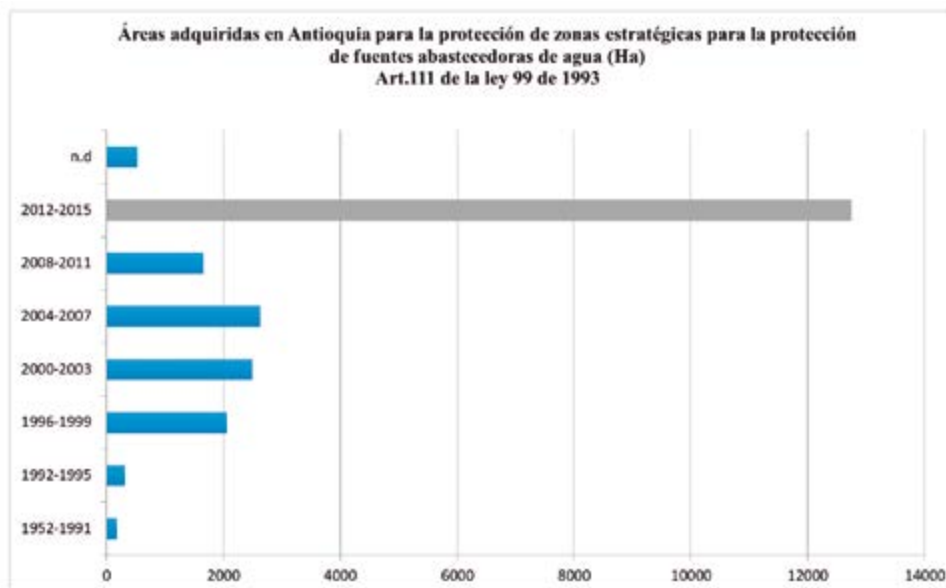


Figura 1. Registro Histórico de las áreas adquiridas para la protección de las áreas estratégicas para el suministro de agua de los acueductos de Antioquia, (Total: 22.639 ha).

proyectos prioritarios en la gestión de Antioquia la más educada fue la adquisición y el mantenimiento de predios de importancia ambiental en cuanto a la protección del recurso hídrico.

Se partió del principio que establece que, para conservar el recurso hídrico que surte de agua a los acueductos, es necesario centrar la atención no solamente en las infraestructuras físicas de captación y conducción de agua; sino en todas las áreas y procesos naturales que tienen incidencia dentro del sistema de abastecimiento para la prestación de ese servicio público.

Se dio cumplimiento a la Ley 99 de 1993, particularmente al artículo 111 en el cual está declarado de interés público todas aquellas áreas de importancia estratégica para la conservación y mantenimiento de recursos hídricos que surten de agua a los acueductos municipales, regionales y distritales. La obligación consistía en adquirir para su conservación aquellos predios en los que se encuentran las microcuencas abastecedoras, Mejía (2015), lo presenta de la siguiente manera:

La gestión realizada durante el periodo 2012 – 2015, ha posibilitado que, en la actualidad, cerca de dos millones de personas, se beneficien de forma directa con los Territorios del Agua adquiridos y protegidos por la Gobernación de Antioquia en asocio con los municipios y con las autoridades ambientales del departamento. Se logró una articulación interinstitucional con el fin de proteger las cuencas esenciales para el abastecimiento de agua de las diferentes regiones del departamento.

Los anteriores territorios se establecieron para proteger los recursos hídricos, se llegó a 12.743 nuevas ha adquiridas en el periodo 2012 – 2015, las cuales se suman a las 9.500 ha adquiridas desde 1952 hasta el 2011. Estas nuevas áreas estratégicas están distribuidas por las subregiones de



Antioquia y representan los principales ecosistemas para la provisión de agua de consumo humano desde las primeras fases del poblamiento; (Mejía, 2015) y que seguirán siendo fundamentales en el corto, mediano y largo plazo para el departamento. Según el Fondo de acción, et al., (2016).

La compra de predios en zonas de nacimiento y recarga hídrica representa un amplio potencial de concentrar estas tierras en el estado, con lo cual se obtendría el manejo de un activo estratégico para el país, como lo es el recurso hídrico. En efecto, el establecimiento de zonas de protección en el marco normativo actual protegería estas tierras de efectos negativos generados por actividades antrópicas, lo que debería asegurar la disponibilidad del recurso.

Por este motivo, y por el convencimiento de la importancia de dicha ley en cuanto a la sostenibilidad del abastecimiento de agua y también como “ley catalizadora” de otros proyectos de mitigación y adaptación al cambio climático, se dio prioridad y se cumplió ampliamente con los retos que se establecieron en el plan de desarrollo Antioquia la más educada 2012-2015. Este proyecto funcionó como punto de partida para desarrollar otros programas y procesos de educación ambiental de gran importancia como por ejemplo “Defensores del Agua”, del cual se hablará más adelante.

En estos territorios se protegen más de 1.300 km de ríos y quebradas y se conservan más de 5 millones de árboles, la mayoría de ellos nativos. Recordemos que Antioquia cuenta con cerca de 100.000 km de red hídrica, incluyendo drenajes, quebradas, ríos, afluentes, etc. que están conectados de forma compleja y de la que depende que puedan seguir existiendo los ríos Cauca, Magdalena, Atrato y



los demás ríos y todo el resto de quebradas que hacen de Antioquia un territorio de agua. Por estas razones, desde la administración se analizó que la sostenibilidad de esta estrategia de adquisición de predios estratégicos, más allá de la ineludible obligación legal, era una medida de conservación de la naturaleza primordial, ya que este proceso contribuye a la generación de riqueza, oportunidades para la biodiversidad y a la garantía y posibilidad de crecimiento económico sostenible (Mejía, 2015).

Dado que existe un decreto que dice que 32 departamentos del país y ciertas administraciones municipales, “son demandantes de áreas para conservar los servicios ecosistémicos relacionados con la provisión y aseguramiento del recurso hídrico” (Fondo de acción, et al., 2016), se podría pensar que no representa un logro único o de valor considerable de dicha administración el haber cumplido con la normativa. Sin embargo, tal como hemos mencionado a lo largo de todo el texto, el cuidado del medio ambiente y su priorización como eje de desarrollo pasa a través de un acto de voluntad política y de una gestión transparente de los recursos.

Aunque en Colombia la adquisición de dichos predios es una obligación por ley, la gran mayoría de departamentos y municipios no cumplen ni siquiera con la mitad de lo que obliga la ley. Por este motivo Antioquia la más Educada ganó un reconocimiento de la Fundación McArthur y del Fondo de Acción, al ser uno de los pocos departamentos exitosos en dar cumplimiento a cabalidad a dicha ley. A partir de este proyecto, surgió el programa “Jóvenes Defensores del Agua” que fue una estrategia de educación ambiental como motor de transformación y compromiso ciudadano ambiental. Este programa buscaba generar apropiación del conocimiento científico por parte de los jóvenes. También buscaba empoderarlos en cuanto a sus territorios para transformar la cultura desde un nuevo relacionamiento con la naturaleza. Una vez acoplado este proyecto, surgieron las “Caravanas del Agua” en las cuales se sensibilizó a la toda población en general en temáticas ambientales de gran importancia para el territorio antioqueño como: cambio climático, suelos, gestión del riesgo, ciclo hidrológico, entre otros.

Delimitar de una manera detallada las áreas protegidas, y seguidamente crear planes contundentes en la preservación, cuidado y gestión de las mismas, es un reto en Antioquia.

Es importante analizar de qué manera, por un lado, el compromiso de nuestro país nunca ha estado enfocado al medio ambiente, y por el otro, cómo, lamentablemente, la mayoría de la política ha estado manchada por diversos fenómenos de corrupción. Estos dos factores han hecho y continúan haciendo que el compromiso político con los bosques, los ríos, la fauna y flora, la preservación y cuidado de los ecosistemas sea un hecho poco frecuente en las gobernaciones, alcaldías e incluso en diferentes gobiernos nacionales. Mejía y Franco (2016) analizan las principales causas del incumplimiento de esta ley en el país entre las cuales están: el desconocimiento de la norma tanto por las autoridades como por la ciudadanía, la poca voluntad política por parte de las administraciones de los entes territoriales, el déficit presupuestal, la falta de control por parte de los entes competentes, la complejidad en los



trámites catastrales y de registro, la insuficiente capacidad de los municipios para cumplir con los requisitos y trámites para la adquisición entre otros. La gran mayoría de falencias identificadas se pueden resolver desde el liderazgo y coordinación política.

De esta realidad se desprende el hecho de que la política es y será la herramienta más poderosa en la ejecución de proyectos de gran envergadura en términos ambientales. Ahora bien, en nuestro país la realidad suele ser el caso contrario. La mayoría de los líderes no suelen tener conciencia de nuestro entorno natural y por tal motivo se realizan proyectos en contravía de la preservación de ecosistemas, incluso de algunos de importancia neurálgica como lo son los Bosques Andinos. Es usual que los planes de desarrollo de las administraciones no consideren el medio ambiente; lo que suele llevar a planes de desarrollo que no consideran la estructura ecológica principal de un municipio o departamento, pues no se priorizan aspectos determinantes como la red hídrica de los territorios o se dejan de conservar territorios estratégicos en la red compleja ecológica de nuestro país.

Aunque para este escrito únicamente mencionamos un proyecto puntual de la gobernación de Antioquia 2012-2015, estamos convencidos de que

en el marco del Plan de Desarrollo 2012-2015, más allá de haber logrado el 100% de las metas trazadas y habiendo incluso superado las metas fijadas; se construyó una idea de lo público en materia ambiental, se avanzó en la conservación del patrimonio natural de Antioquia, se crearon proyectos legales con el ambiente, se desarrollaron diferentes estrategias de optimización de la inversión, se hizo real la transparencia en la contratación, se impulsaron las veedurías



ciudadanas para cuidar las inversiones realizadas; con cada contrato y convenio realizado, se avanzó en la enseñanza de que lo público es sagrado; se fortalecieron las acciones ciudadanas y se empoderó a los jóvenes para que fueran custodios del mensaje de la educación como motor transformador de cada individuo y de la sociedad, (Mejía, 2015).

Ahora, dado el papel preponderante de la política en la toma de decisiones y de resultados de gran impacto, un punto neurálgico es la continuidad entre periodos de gobierno si se desea observar cambios positivos estructurales en el largo plazo. Es altamente probable que procesos políticos en el terreno ambiental, pero en general en cualquier aspecto, se deterioren o incluso sean borrados si los gobernantes venideros no tienen el mismo nivel de compromiso con el medio ambiente, con la educación o con la ciencia. Si bien en el gobierno departamental 2012-2015 se trazó una ruta clara en cuanto a la reducción de la deforestación del departamento, este tipo de procesos tienen que seguir un camino largo, con diferentes escalones, hasta lograr alcanzar el objetivo final a plena cabalidad. Ahí radica la importancia de la continuidad política, o al menos de gobernantes comprometidos en diferentes periodos administrativos con un mismo objetivo. Esta es una fragilidad de los procesos y proyectos públicos en nuestro país y en la enorme mayoría de naciones del mundo.

Finalmente, queremos mencionar algunos de los retos más grandes para el país durante el periodo de postconflicto. Consideramos que estos puntos deben ser tenidos en cuenta como una prioridad en la agenda nacional y a su vez, se debe propender por una correcta articulación con los niveles departamentales y municipales en su implementación. Es importante mencionar que cada reto



de escala nacional tendrá a su vez diferentes aplicaciones y procesos particulares en las escalas departamentales y municipales.

El primer punto es delimitar de una manera detallada las áreas protegidas, y seguidamente crear planes contundentes en la preservación, cuidado y gestión de las mismas. Sin duda alguna, en este punto, un gran porcentaje de áreas de bosque de Antioquia y de toda Colombia deberán ser estipuladas como áreas estratégicas para la conservación de la biodiversidad, cimientos del equilibrio ecológico y fuentes productoras de innumerables servicios ecosistémicos. Así mismo, se debe realizar un proyecto nacional de restauración ecológica de algunas áreas. A partir de políticas públicas efectivas se deberá “mapear” todo el territorio colombiano, y así poder determinar, las zonas habitables, los puntos de desarrollo económico en su relación cercana con el medio ambiente, los territorios óptimos para atravesar procesos de restauración y recuperación ecológica y, por supuesto, aquellas áreas que deben ser conservadas en su totalidad.

El segundo punto es hacer diseños en el corto, mediano y largo plazo con base en información científica precisa que contenga dos ejes rectores: el medio ambiente y el componente social. Para lograr dicho objetivo se debe generar una estrecha relación con la academia y otras instituciones productoras de conocimiento. En cuanto a los recursos que el país va a ahorrar en guerra, surge un reto muy importante que es el redireccionamiento de estos hacia proyectos enfocados en los nuevos ejes del desarrollo, que consideramos deben ser la educación, la ciencia, la innovación, el emprendimiento, la cultura y por supuesto un gran porcentaje al empoderamiento de una nación biodiversa que comprende, valora y cuida su entorno natural.

En este punto no solo basta con un acto de voluntad política, sino que requiere generar mecanismos contra la corrupción, que probablemente verá “un nicho de oportunidad” en estos nuevos recursos. También está el reto de diseñar un plan de desarrollo basado en Colombia como una nación comprometida con el desarrollo sostenible, en el cual se planteen alternativas de desarrollo y oportunidades para todos los habitantes del territorio, pero en clave de sostenibilidad (Morales, 2017). Un reto ampliamente discutido actualmente es la reintegración de los ex combatientes y qué papeles pueden jugar en el cuidado de un territorio que conocen y han vivido más que cualquier otro actor.


Por último, cabe mencionar que el mayor reto para Colombia en términos ambientales en los años venideros es comprender de qué manera el gobierno nacional logra crear una articulación entre academia, empresa privada, sociedad civil, instituciones claves como el Instituto Alexander Von Humboldt, Instituto SINCHI, CIAT, IDEAM, SYMBYC, Corporaciones autónomas regionales, Colciencias, entre otros, con gobiernos locales, municipales y departamentales en el cual se consolide un compromiso entre los diversos actores por el cuidado del medio ambiente. El trabajo cooperativo y cercano de todos estos actores será la clave en la construcción de una paz sostenible, duradera y comprometida con el reto ambiental. Solamente a través del compromiso político será posible obtener resultados de mayor envergadura, aunque la academia, la sociedad civil y el sector público hayan realizado buenos avances en materia ambiental, las decisiones más importantes y decisivas han estado, están y estarán en manos de los políticos.



Referencias

- Departamento Nacional de Planeación. (2016). Dividendos ambientales de la paz: retos y oportunidades para construir una paz sostenible. Dirección de estudios Económicos. Bogotá.
- Duque-Montoya, A, J. (2017). Conversación personal sobre temas de deforestación y retos ambientales para el país en el postconflicto.
- Fondo Acción, Fundepúblico y WCS. (2016). Mercados ambientales emergentes en Colombia, proyecto para el fortalecimiento de las estructuras legales, financieras y de gestión de recursos naturales para acuerdos recíprocos de servicios ecosistémicos. Bogotá, p. 165.
- Hansen, M.C; Potapov,P.V; Moore, R; Hancher,M; Turubanova, S.A; Tyukavina, A; Thau, D; Stehman, S.V; Goetz, S.J; Loveland, T.R; Kommareddy,A; Egorov,A; Chini,L; Justice, C.O; Townshend, J.R.G. (2013). High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*, (342) (6160), p. 850-853.
- IDEAM. (2016). Lanzamiento de cifras de deforestación anual 2015. Bogotá.
- IDEAM-SYMBYC. (2016). Reporte de alertas tempranas de deforestación para Colombia. Histórico por semestres 2013-2015. Sistema de monitoreo de bosques y carbono.
- Mejía, O. (2015). Informe de gestión Secretaría de Medio Ambiente, Antioquia la más Educada. Medellín, Colombia. (Inédito).
- Morales, L. (2017). Peace and environmental protection in Colombia, proposals for sustainable rural development. Inter-american dialogue.
- Peña, L.C. (2016). Coca y Deforestación: mensajes de acción para la planeación del desarrollo. Programa de protección de bosque y clima- REDD+ de la GIZ. Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH. Grafismo Impresores y Editores Ltda. Bogotá, Colombia.
- Sistema de información ambiental de Colombia, SIAC. [Internet] (2017). Fecha de acceso 16 de junio de 2017. Disponible en: <http://181.225.72.78/Portal-SIAC-web/faces/Dashboard/Biodiversidad2/bosques/bosquesNatural.xhtml> Sistema de Información sobre Biodiversidad, SIB Colombia. [Internet]. 2017. Fecha de acceso 10 de junio de 2017. Disponible en: <https://www.sibcolombia.net/>





En el **Valle de Aburrá** se encuentra el **58.5% de la población** del departamento de Antioquia, **en sólo una extensión del 1.8%**
(Prieto et al., en este libro)






El departamento de **Antioquia** cuenta con el **mayor porcentaje de proyectos de restauración ecológica** de la región andina del país
(Murcia y Guariguata, 2014)

Es una necesidad **conocer y tener indicadores de degradación** de los **bosques naturales** que permitan **generar unas acciones de usos y manejo** más acertadas a dichas condiciones
(Gómez, E., en este libro)











Como parte de los **Estudios de Impacto Ambiental** se realizan **comunes y críticas** sobre la distribución de la **biodiversidad ensamblados**, de manera que **generen valor científico más al**

Los beneficios de un observatorio de bosques para el departamento, son:

-  Fortalecimiento y fomento del conocimiento, la información y la comunicación.
-  Aumento de los mecanismos y oportunidades de participación social para la toma de decisiones.
-  Articulación de la gestión interinstitucional para mejorar la efectividad y orientar la toma de decisiones hacia un desarrollo sostenible.
-  Generación de información, evaluación y seguimiento de los compromisos de los actores.
-  Conocimiento de la gestión ambiental a través del seguimiento de los indicadores del desarrollo sostenible.

(González-Caro et al., en este libro)

Los servicios ambientales que presta el bosque urbano son, entre otros:

-  Regulación micro climática
-  Paisaje
-  Reducción en niveles de ruido
-  Mitigación de la contaminación atmosférica
-  Mitigación de la erosión del suelo
-  Protección de cuencas hidrográficas
-  Alimento y hábitat para fauna silvestre
-  Contribuyen directamente con la salud, la educación, la recreación y la cohesión social de los habitantes de las ciudades

(Restrepo Soto, G., en este libro)

an **inventarios taxonómicos** y son una de las **fuentes de información más** . Sin embargo, **rara vez**, los **datos** provenientes de cada uno de ellos **han sido** **allá de la obtención de una licencia** para el desarrollo de una actividad.

(Gómez, E., en este libro)





Anexos



Prioridades de conservación de la diversidad de orquídeas en Antioquia (Colombia)

Maria Judith Carmona Higueta^{1,2}, Claudia Milena Agudelo Palacio³, Daniel Zuleta³, Samuel Monsalve Correa^{1,4}, Álvaro Idárraga Piedrahíta⁴, Julio Betancur³, Esteban Domínguez Vargas^{1,4}, Paula Andrea Morales M.⁴, Gustavo Aguirre Arias^{1,5}, Sebastián Vieira Uribe^{1,5}, Ana María Benavides Duque^{1,2}

1. Grupo de Estudio de Orquídeas de Antioquia, 2. Jardín Botánico de Medellín, 3. Universidad Nacional de Colombia,

4. Universidad de Antioquia, 5. Sociedad Colombiana de Orquideología. Medellín, Colombia

Anexo 1. Riqueza de especies, área total, porcentaje de deforestación y figura de protección de los municipios de Antioquia.

Municipio	Riqueza de orquídeas	Área Total Km ²	Porcentaje de deforestación (2000-2012)	Figura de protección
Abejorral	7	506,17	1,76	Cañones de los ríos Melcocho y Santo Domingo
Abejorral	7	506,17	1,76	Yeguas
Abriaqui	12	294,58	1,20	Alto de Insoy
Abriaqui	12	294,58	1,20	De Urrao
Alejandria	9	129,94	1,73	San Lorenzo
Amaga	2	84,48	1,83	NA
Amalfi	17	1.211,77	4,39	Arenas Blancas
Andes	4	388,97	2,87	Farallones del Citará
Angelópolis	10	81,67	2,18	Divisoria Valle De Aburrá, Río Cauca
Angostura	13	337,51	8,01	NA
Anori	13	1.417,18	4,71	Cacica Noria
Anza	1	255,50	3,25	Corredor de las Alegrias
Apartado	1	545,54	5,40	Humedales entre los Ríos Leon y Suriquí
Arboletes	1	746,21	3,77	NA
Argelia	10	243,17	1,24	Cuchillas de el Tigre, el Calón y la Osa
Armenia	1	110,05	1,38	NA



Municipio	Riqueza de orquídeas	Área Total Km ²	Porcentaje de deforestación (2000-2012)	Figura de protección
Barbosa	7	204,81	2,05	NA
Bello	17	139,39	3,48	Divisoria Valle de Aburrá , Río Cauca
Belmira	22	297,45	1,46	Sistema de Paramos y Bosques Altoandinos del Noroccidente Medio de Antioqueño
Betania	5	189,09	5,20	Farallones del Citará
Betulia	7	265,46	4,24	Buena Vista
Betulia	7	265,46	4,24	Cuchilla Cerro Plateado Alto San Jose
Briceño	49	380,05	1,68	NA
Burítica	5	353,14	1,02	NA
Caceres	1	1.889,64	5,86	NA
Caicedo	1	195,83	3,58	Corredor de las Alegrias
Caicedo	1	195,83	3,58	De Urrao
Caldas	54	136,09	7,57	Alto de SanMiguel
Caldas	54	136,09	7,57	Divisoria Valle de Aburrá , Río Cauca
Caldas	54	136,09	7,57	San Miguel
Campamento	7	229,70	2,78	NA
Cañasgordas	6	372,63	3,38	Alto de Insor
Caracoli	1	277,52	7,83	NA
Caramanta	13	93,32	1,44	NA
Carepa	1	384,38	3,09	Humedales entre los Ríos Leon y Suriquí
Carolina	16	163,38	3,96	NA
Caucasia	2	1612,29	3,87	NA
Chigorodo	7	695,01	1,55	NA
Cisneros	4	48,66	2,19	NA
Ciudad Bolívar	1	260,41	8,63	Farallones del Citará
Ciudad Bolívar	1	260,41	8,63	NA
Cocorná	74	242,46	1,25	Cuchilla Los Cedros
Cocorná	74	242,46	1,25	Sistema Viaho Guayabal
Cocorná	74	242,46	1,25	Cañones de los ríos Melcocho y Santo Domingo
Concepcion	10	180,12	4,84	Embalse El Peñol y Cuenca Alta de Guatapé
Concordia	1	245,28	4,25	NA
Copacabana	1	68,25	1,19	NA
Dabeiba	30	1.949,59	3,02	Carauta
Donmatias	2	197,72	2,48	NA
Ebejico	6	239,42	9,63	NA
El Bagre	1	1.594,86	0,80	NA
El Carmen de viboral	26	429,43	1,59	Cañones de los ríos Melcocho y Santo Domingo
El Carmen de viboral	26	429,43	1,59	Cerros de San Nicolás
El Carmen de viboral	26	429,43	1,59	Sistema Viaho Guayabal
Entrerrios	1	215,24	1,02	Sistema de Paramos y Bosques Altoandinos del Noroccidente Medio de Antioqueño



Municipio	Riqueza de orquídeas	Área Total Km ²	Porcentaje de deforestación (2000-2012)	Figura de protección
Envigado	43	78,92	2,07	San Miguel
Fredonia	8	248,08	3,08	Cerro Bravo
Frontino	188	1.365,44	1,84	Carauta
Frontino	188	1.365,44	1,84	De Urrao
Frontino	188	1.365,44	1,84	Las Orquídeas (II Parque Natural Nacional)
Giraldo	2	91,90	1,30	NA
Girardota	1	83,35	1,51	NA
Gómez Plata	4	325,64	3,01	NA
Granada	9	189,48	5,10	Camelias
Granada	9	189,48	5,10	La Tebaida
Guadalupe	5	114,98	1,41	NA
Guarne	15	152,29	0,98	Montevivo
Guarne	15	152,29	0,98	Río Nare
Guatapé	56	82,02	4,24	El Potrerito
Guatapé	56	82,02	4,24	Embalse El Peñol y Cuenca Alta de Guatapé
Guatapé	56	82,02	4,24	Providencia
Heliconia	10	114,67	2,27	Divisoria Valle de Aburrá , Río Cauca
Hispania	1	58,54	2,14	NA
Itagüi	1	19,58	6,74	NA
Ituango	28	2.693,94	3,19	Paramillo (II Parque Natural Nacional)
Jardín	61	200,12	0,91	Cuchilla Jardín Tamesis
Jerico	16	215,38	2,21	Cuchilla Jardín Tamesis
Jerico	16	215,38	2,21	Nubes Trocha Capota
La Ceja	43	132,07	1,59	Cerros de San Nicolás
La Ceja	43	132,07	1,59	El Capiro
La Estrella	3	34,11	3,63	Divisoria Valle de Aburrá , Río Cauca
La Unión	44	167,57	4,67	Cañones de los ríos Melcocho y Santo Domingo
La Unión	44	167,57	4,67	Conjunto de Reservas Naturales de SumicolS.A (Lusitania)
Liborina	3	219,13	1,20	Sistema de Paramos y Bosques Altoandinos del Noroccidente Medio de Antioqueño
Maceo	1	453,25	1,69	Cañon del Río Alicante
Marinilla	2	116,48	10,75	Cuchilla Los Cedros
Medellín	220	372,68	2,03	Divisoria Valle de Aburrá , Río Cauca
Medellín	220	372,68	2,03	Metropolitano Cerro El Volador
Medellín	220	372,68	2,03	Montevivo
Medellín	220	372,68	2,03	Río Nare
Medellín	220	372,68	2,03	Parque Ecológico Cerro Nutibara
Montebello	1	90,08	3,88	NA
Murindo	1	1091,90	2,60	NA
Mutata	19	1.381,31	0,42	NA
Nariño	8	317,32	3,58	NA
Nechí	1	900,15	0,53	NA



Municipio	Riqueza de orquídeas	Área Total Km ²	Porcentaje de deforestación (2000-2012)	Figura de protección
Necocli	1	1.264,89	1,94	Ensenada de Ríonegro, Los Bajos Aledaños, Las Ciénagas De Marimonda y El Salado
Olaya	1	87,84	6,80	NA
Peñol	4	140,68	3,04	Cuchilla Los Cedros
Peñol	4	140,68	3,04	Embalse El Peñol y Cuenca Alta de Guatapé
Peque	26	436,58	2,24	NA
Pueblorrico	1	76,20	1,35	Ríos Barroso Y san Juan
Pueblorrico	1	76,20	1,35	NA
Puerto Berrio	3	1.225,43	4,73	Cañon del Río Alicante
Puerto Nare	1	564,51	11,60	NA
Puerto Triunfo	2	360,25	9,41	NA
Remedios	3	1.988,48	7,82	NA
Retiro	60	242,51	14,12	Río Nare
Retiro	60	242,51	14,12	San Miguel
Rionegro	12	193,36	11,57	El Capiro
Rionegro	12	193,36	11,57	La Selva
Sabanalarga	1	263,14	6,40	Sistema de Paramos y Bosques Altoandinos del Noroccidente Medio de Antioqueño
Sabaneta	1	16,44	1,00	NA
Salgar	6	289,53	7,11	Cuchilla Cerro Plateado Alto San Jose
Salgar	6	289,53	7,11	Ríos Barroso Y san Juan
San Andres	1	206,42	5,28	NA
San Carlos	13	733,52	2,67	Camelias
San Carlos	13	733,52	2,67	La Tebaida
San Carlos	13	733,52	2,67	La Zafra
San Carlos	13	733,52	2,67	Punchiná
San Francisco	7	396,87	3,46	Cuchillas de el Tigre, el Calón y la Osa
San Jeronimo	2	151,88	2,81	NA
San Jose De La Montaña	4	123,30	3,43	Sistema de Paramos y Bosques Altoandinos del Noroccidente Medio de Antioqueño
San Juan de Uraba	1	263,80	1,24	NA
San Luis	66	508,68	5,98	Fuenteviva
San Luis	66	508,68	5,98	La Tebaida
San Pedro	12	243,71	7,20	NA
San Pedro de Uraba	1	610,38	2,74	Reserva Natural Horizontes
San Rafael	6	347,51	6,80	Camelias
San Rafael	6	347,51	6,80	Cuervos
San Rafael	6	347,51	6,80	Embalse El Peñol y Cuenca Alta de Guatapé
San Rafael	6	347,51	6,80	La Zafra
San Rafael	6	347,51	6,80	Playas
San Roque	5	405,33	2,57	La Montaña
San Roque	5	405,33	2,57	San Lorenzo
San Vicente	2	229,18	6,05	NA
Santa Barbara	8	178,77	2,14	NA



Municipio	Riqueza de orquídeas	Área Total Km ²	Porcentaje de deforestación (2000-2012)	Figura de protección
Santa Fe de Antioquia	3	524,35	4,27	NA
Santa Rosa de Osos	52	849,85	1,54	NA
Santo Domingo	24	273,97	3,55	San Lorenzo
Santuario	9	79,16	2,29	Cuchilla Los Cedros
Santuario	9	79,16	2,29	Sistema Viaho Guayabal
Segovia	2	1.237,77	9,87	NA
Sonsón	102	1.296,69	4,29	Cuchillas de el Tigre, el Calón y la Osa
Sonsón	102	1.296,69	4,29	Cañones de los ríos Melcocho y Santo Domingo
Sopetran	1	219,15	2,88	Sistema de Paramos y Bosques Altoandinos del Noroccidente Medio de Antioqueño
Tamesis	6	254,98	1,07	Cuchilla Jardín Tamesis
Taraza	1	1.185,53	9,79	NA
Tarso	1	109,28	2,69	Nubes Trocha Capota
Titiribi	1	142,66	0,81	NA
Toledo	1	134,49	1,30	NA
Turbo	37	3.086,64	4,42	Humedales entre los Ríos Leon y Suriquí
Turbo	37	3.086,64	4,42	Los Katios
Turbo	37	3.086,64	4,42	Río León
Uramita	3	254,04	2,58	NA
Urrao	274	2416,25	1,31	Colibrí del Sol
Urrao	274	2.416,25	1,31	De Las Aves Colibrí Del Sol
Urrao	274	2.416,25	1,31	De Urrao
Urrao	274	2.416,25	1,31	Las Orquídeas (II Parque Natural Nacional)
Valdivia	52	558,06	5,49	NA
Valparaiso	2	129,39	1,05	NA
Vegachi	1	532,66	8,52	NA
Venecia	3	146,31	1,27	NA
Vigia del Fuerte	1	2.034,11	0,12	NA
Yali	1	437,15	9,94	NA
Yarumal	121	731,70	2,06	NA
Yolombo	4	941,53	6,84	NA
Yondo	1	1.881,15	9,84	NA

Nota: Para el momento de la elaboración del catálogo de donde parte esta información, La Pintada era un corregimiento del municipio de Santa Bárbara y solo en 1996 fue erigido como municipio; en consecuencia, todas las colecciones de flora realizadas en La Pintada se incluyen en el municipio de Santa Bárbara. NA: No aplica.



Anexo 2. Listado de especies registradas en el departamento de Antioquia.

No.	Especie (Nombre aceptado)	Autor	Endemica	FA
1	<i>Aa colombiana</i>	Schltr.		
2	<i>Acianthera capillaris</i>	(Lindl.) Pridgeon & M.W.Chase		
3	<i>Acianthera casapensis</i>	(Lindl.) Pridgeon & M.W.Chase		
4	<i>Acianthera chionopa</i>	(Luer) Pridgeon & M.W.Chase		X
5	<i>Acianthera decipiens</i>	(Ames & C.Schweinf.) Pridgeon & M.W.Chase		
6	<i>Acianthera decurrens</i>	(Poepp. & Endl.) Pridgeon & M.W.Chase		X
7	<i>Acianthera geminicaulina</i>	(Ames) Pridgeon & M.W.Chase		
8	<i>Acianthera gracilis</i>	(Barb.Rodr.) F.Barros & L.R.S.Guim.		
9	<i>Acianthera henrici</i>	(Schltr.) Luer		
10	<i>Acianthera lojiae</i>	(Schltr.) Luer		X
11	<i>Acianthera polystachya</i>	(Ruiz & Pav.) Pupulin		
12	<i>Acianthera pubescens</i>	(Lindl.) Pridgeon & M.W.Chase		
13	<i>Acianthera rodrigoii</i>	(Luer) Luer	x	X
14	<i>Acianthera sicaria</i>	(Lindl.) Pridgeon & M.W.Chase		
15	<i>Acineta antioquiae</i>	Schltr.		
16	<i>Acineta beyrodtiana</i>	Schltr.		
17	<i>Acineta densa</i>	Lindl.		
18	<i>Acineta hrubyana</i>	Rchb.f.		
19	<i>Acineta moorei</i>	Rolfe		
20	<i>Acineta sulcata</i>	Rchb.f.		
21	<i>Acineta superba</i>	(Kunth) Rchb.f.		
22	<i>Acronia fonnegrae</i>	Luer & R.Escobar	x	X
23	<i>Acronia hispidula</i>	Luer & R.Escobar		
24	<i>Acronia iris</i>	Luer & Endara		
25	<i>Anathallis acuminata</i>	(Kunth) Pridgeon & M.W.Chase		
26	<i>Anathallis barbulatea</i>	(Lindl.) Pridgeon & M.W.Chase		
27	<i>Anathallis obovata</i>	(Lindl.) Pridgeon & M.W.Chase		
28	<i>Anathallis sclerophylla</i>	(Lindl.) Pridgeon & M.W.Chase		
29	<i>Anathallis stenophylla</i>	(F.Lehm. & Kraenzl.) Pridgeon & M.W.Chase		
30	<i>Andinia nummularia</i>	(Rchb. f.) Karremans & S.V. Uribe		
31	<i>Andinia ortiziana</i>	(S.V. Uribe & Thoele) Karremans & S.V. Uribe		
32	<i>Andinia platysepala</i>	(Luer & R. Escobar) Karremans & S.V. Uribe		
33	<i>Andinia trimytera</i>	(Luer & R.Escobar) Pridgeon & M.W.Chase		
34	<i>Andinia vieira-pereziana</i>	(P. Ortiz) Karremans & S.V. Uribe		
35	<i>Anguloa brevilabris</i>	Rolfe		
36	<i>Anguloa cliftonii</i>	Farmer		
37	<i>Anguloa clowesii</i>	Lindl.		
38	<i>Anguloa dubia</i>	Rchb.f.		
39	<i>Anguloa x acostae</i>	Oakeley		
40	<i>Arpophyllum giganteum</i>	Hartw. ex Lindl.		



No.	Especie (Nombre aceptado)	Autor	Endemica	FA
41	<i>Aspasia epidendroides</i>	Lindl.		X
42	<i>Aspasia omissa</i>	Christenson		
43	<i>Aspasia principissa</i>	Rchb.f.		X
44	<i>Aspidogyne boliviensis</i>	(Cogn.) Garay		
45	<i>Aspidogyne foliosa</i>	(Poepp. & Endl.) Garay		X
46	<i>Aspidogyne querceticola</i>	(Lindl.) Meneguzzo		
47	<i>Barbosella cucullata</i>	(Lindl.) Schltr.		X
48	<i>Barbosella dolichorhiza</i>	Schltr.		X
49	<i>Baskervilla colombiana</i>	Garay		X
50	<i>Baskervilla venezuelana</i>	Garay & Dunst.		
51	<i>Benzingia cornuta</i>	(Garay) Dressler		X
52	<i>Bletia purpurea</i>	(Lam.) A.DC.		X
53	<i>Brachionidium brachycladum</i>	Luer & R.Escobar	x	X
54	<i>Brachionidium parvifolium</i>	(Lindl.) Lindl.		X
55	<i>Brachionidium tuberculatum</i>	Lindl.		X
56	<i>Brassavola cucullata</i>	(L.) R.Br.		
57	<i>Brassavola nodosa</i>	(L.) Lindl.		X
58	<i>Brassia andina</i>	(Rchb.f.) M.W.Chase		
59	<i>Brassia arcuigera</i>	Rchb.f.		
60	<i>Brassia brevis</i>	(Kraenzl.) M.W.Chase		
61	<i>Brassia caudata</i>	(L.) Lindl.		
62	<i>Brassia cochlearis</i>	(H.R.Sweet) M.W.Chase		
63	<i>Brassia diphylla</i>	(H.R.Sweet) M.W.Chase		
64	<i>Brassia escobariana</i>	Garay		
65	<i>Brassia euodes</i>	Rchb.f.		
66	<i>Brassia glumacea</i>	Lindl.		
67	<i>Brassia incantans</i>	(Rchb.f.) M.W.Chase		
68	<i>Brassia minutiflora</i>	(Kraenzl.) M.W. Chase		
69	<i>Broughtonia sanguinea</i>	(Sw.) R.Br.		
70	<i>Bulbophyllum antioquiense</i>	Kraenzl.		
71	<i>Bulbophyllum bracteolatum</i>	Lindl.		
72	<i>Bulbophyllum exaltatum</i>	Lindl.		
73	<i>Bulbophyllum lehmannianum</i>	Kraenzl.	x	X
74	<i>Bulbophyllum popayanense</i>	Kraenzl.		
75	<i>Caluera vulpina</i>	Dodson & Determann		
76	<i>Camaridium aurantiacum</i>	(Schltr.) M.A.Blanco		
77	<i>Camaridium bradeorum</i>	Schltr.		
78	<i>Camaridium carinulatum</i>	(Rchb.f.) M.A.Blanco		
79	<i>Camaridium dichotomum</i>	Schltr.		
80	<i>Camaridium exaltatum</i>	Kraenzl.		
81	<i>Camaridium neglectum</i>	(Schltr.) M.A.Blanco		
82	<i>Camaridium ochroleucum</i>	Lindl.		



No.	Especie (Nombre aceptado)	Autor	Endemica	FA
83	<i>Campylocentrum micranthum</i>	(Lindl.) Rolfe		X
84	<i>Catasetum integerrimum</i>	Hook.		
85	<i>Catasetum macrocarpum</i>	Rich. ex Kunth		
86	<i>Catasetum ochraceum</i>	Lindl.		
87	<i>Catasetum rectangulare</i>	G.F.Carr		
88	<i>Catasetum tabulare</i>	Lindl.		X
89	<i>Catasetum viridiflavum</i>	Hook.		
90	<i>Cattleya dowiana</i>	Bateman & Rchb.f.		X
91	<i>Cattleya dowiana var. aurea</i>	(Linden) B.S.Williams & T.Moore		
92	<i>Cattleya mendelii</i>	Dombrain		
93	<i>Cattleya trianae</i>	Linden & Rchb.f.		
94	<i>Cattleya warscewiczii</i>	Rchb.f.		
95	<i>Caucaea radiata</i>	(Lindl.) Mansf.		
96	<i>Caucaea sanguinolenta</i>	(Lindl.) N.H.Williams & M.W.Chase		
97	<i>Chaubardiella subquadrata</i>	(Schltr.) Garay		X
98	<i>Chaubardiella tigrina</i>	(Garay & Dunst.) Garay		
99	<i>Chondrorhyncha macronyx</i>	Kraenzl.		
100	<i>Chondroscaphe amabilis</i>	(Schltr.) Senghas & G.Gerlach		
101	<i>Chondroscaphe chestertonii</i>	(Rchb.f.) Senghas & G.Gerlach		
102	<i>Chondroscaphe dabeibaensis</i>	P.A.Harding		
103	<i>Chondroscaphe escobariana</i>	(Dodson & Neudecker) Rungius		
104	<i>Christensonella subulifolia</i>	(Schltr.) S. Koehler		
105	<i>Christensonella uncata</i>	(Lindl.) Szlach., Mytnik, Górnjak & Smiszek		
106	<i>Chysis bruennowiana</i>	Rchb.f. & Warsz.		X
107	<i>Cischweinfia colombiana</i>	Garay	x	X
108	<i>Cischweinfia platychlila</i>	Garay	x	X
109	<i>Cischweinfia rostrata</i>	Dressler & N.H.Williams		
110	<i>Cleistes acuminata</i>	Schltr.		
111	<i>Cleistes costaricensis</i>	Christenson		
112	<i>Cleistes rosea</i>	Lindl.		X
113	<i>Cleistes tenuis</i>	(Rchb.f.) Schltr.		X
114	<i>Coelia macrostachya</i>	Lindl.		
115	<i>Coelogyne pandurata</i>	Lindl.		
116	<i>Comparettia escobariana</i>	(Senghas) M.W.Chase & N.H.Williams		
117	<i>Comparettia falcata</i>	Poepp. & Endl.		X
118	<i>Comparettia ignea</i>	P.Ortiz	x	X
119	<i>Comparettia langlassei</i>	(Schltr.) M.W.Chase & N.H.Williams		
120	<i>Comparettia variegata</i>	(Cogn.) M.W.Chase & N.H.Williams		
121	<i>Coryanthes elegantium</i>	Linden & Rchb.f.		X
122	<i>Coryanthes leucocorys</i>	Rolfe		
123	<i>Coryanthes mastersiana</i>	F.Lehm.		X
124	<i>Coryanthes misasii</i>	G.A.Romero & G.Gerlach	x	X



No.	Especie (Nombre aceptado)	Autor	Endemica	FA
125	<i>Coryanthes panamensis</i>	G.Gerlach		X
126	<i>Coryanthes villegasiana</i>	Peláez	x	X
127	<i>Cranichis antioquiensis</i>	Schltr.		X
128	<i>Cranichis ciliata</i>	Kunth		X
129	<i>Cranichis diphylla</i>	Sw.		X
130	<i>Cranichis engelii</i>	Rchb.f.		
131	<i>Cranichis lehmanniana</i>	(Kraenzl.) L.O.Williams		
132	<i>Cranichis lehmannii</i>	Rchb.f.		X
133	<i>Cranichis muscosa</i>	Sw.		X
134	<i>Cranichis tenuis</i>	Rchb.f.		
135	<i>Cranichis wagneri</i>	Rchb.f.		X
136	<i>Cranichis zarucchii</i>	Szlach. & Kolan.		
137	<i>Crocodelanthe elegans</i>	(Kunth) Luer		X
138	<i>Crocodelanthe floribunda</i>	(Poepp. & Endl.) Luer		X
139	<i>Crossoglossa kalbreyeriana</i>	(Kraenzl.) P.Ortiz		
140	<i>Crossoglossa liparidooides</i>	(Finet) Dodson		
141	<i>Crossoglossa longissima</i>	(Kraenzl.) P.Ortiz		
142	<i>Crossoglossa tipuloides</i>	(Lindl.) Dodson		
143	<i>Cryptarrhena lunata</i>	R.Br.		X
144	<i>Cryptocentrum escobarii</i>	Carnevali		X
145	<i>Cryptocentrum gracillimum</i>	Ames & C.Schweinf.		
146	<i>Cryptocentrum hirtzii</i>	Dodson		
147	<i>Cryptocentrum inaequisepalum</i>	C.Schweinf.		
148	<i>Cryptocentrum latifolium</i>	Schltr.		
149	<i>Cryptocentrum lehmannii</i>	(Rchb.f.) Garay		X
150	<i>Cryptocentrum peruvianum</i>	(Cogn.) C.Schweinf.		X
151	<i>Cryptocentrum roseans</i>	(Schltr.) A.D.Hawkes		
152	<i>Cryptocentrum standleyi</i>	Ames		X
153	<i>Cuitlauzina pendula</i>	Lex.		
154	<i>Cyclopogon elatus</i>	(Sw.) Schltr.		X
155	<i>Cyclopogon lindleyanus</i>	(Link, Klotzsch & Otto) Schltr.		X
156	<i>Cyclopogon olivaceus</i>	(Rolfe) Schltr.		X
157	<i>Cyclopogon ovalifolius</i>	C.Presl		X
158	<i>Cyclopogon peruvianus</i>	(C.Presl) Schltr.		X
159	<i>Cycnoches chlorochilon</i>	Klotzsch		
160	<i>Cycnoches densiflorum</i>	Rolfe		
161	<i>Cycnoches egertonianum</i>	Bateman		X
162	<i>Cyrtidiorchis frontinoensis</i>	(Garay) Rauschert		X
163	<i>Cyrtidiorchis rhomboglossa</i>	(F.Lehm. & Kraenzl.) Rauschert		
164	<i>Cyrtochilum angustatum</i>	(Lindl.) Dalström		
165	<i>Cyrtochilum annulare</i>	(Rchb.f.) Kraenzl.		X
166	<i>Cyrtochilum cimiciferum</i>	(Rchb.f.) Dalström		X



No.	Especie (Nombre aceptado)	Autor	Endemica	FA
167	<i>Cyrtochilum cordatum</i>	(Lindl.) Kraenzl.		
168	<i>Cyrtochilum densiflorum</i>	(Lindl.) Kraenzl.		
169	<i>Cyrtochilum diceratum</i>	(Lindl.) Kraenzl.		X
170	<i>Cyrtochilum dipterum</i>	(Lindl.) Kraenzl.		X
171	<i>Cyrtochilum divaricatum</i>	(Lindl.) Dalström		X
172	<i>Cyrtochilum falcipetalum</i>	(Lindl.) Kraenzl.		X
173	<i>Cyrtochilum flexuosum</i>	Kunth		X
174	<i>Cyrtochilum fractum</i>	(Rchb.f.) Kraenzl.		X
175	<i>Cyrtochilum funis</i>	(F.Lehm. & Kraenzl.) Kraenzl.		X
176	<i>Cyrtochilum halteratum</i>	(Lindl.) Kraenzl.		X
177	<i>Cyrtochilum ioplocon</i>	(Rchb.f.) Dalström		X
178	<i>Cyrtochilum kraenzlinianum</i>	Szlach. & Kolan.		
179	<i>Cyrtochilum longifolium</i>	(Lindl.) Kraenzl.		X
180	<i>Cyrtochilum meirax</i>	(Rchb.f.) Dalström		X
181	<i>Cyrtochilum midas</i>	Dalström		
182	<i>Cyrtochilum murinum</i>	(Rchb.f.) Kraenzl.		X
183	<i>Cyrtochilum myanthum</i>	(Lindl.) Kraenzl.		
184	<i>Cyrtochilum pardinum</i>	Lindl.		X
185	<i>Cyrtochilum plicigerum</i>	(Rchb.f.) Kraenzl.		
186	<i>Cyrtochilum porrigens</i>	(Rchb.f.) Kraenzl.		
187	<i>Cyrtochilum ramosissimum</i>	(Lindl.) Dalström		X
188	<i>Cyrtochilum retusum</i>	(Lindl.) Kraenzl.		
189	<i>Cyrtochilum scabiosum</i>	Rchb.f. ex Kraenzl.		X
190	<i>Cyrtochilum tenense</i>	(Rchb.f. & Warsz.) Kraenzl.		
191	<i>Cyrtochilum tetracopis</i>	(Rchb.f.) Kraenzl.		
192	<i>Cyrtochilum trifurcatum</i>	(Lindl.) Kraenzl.		
193	<i>Cyrtochilum ventilabrum</i>	(Rchb.f. & Warsz.) Kraenzl.		X
194	<i>Cyrtopodium paniculatum</i>	(Ruiz & Pav.) Garay		
195	<i>Cyrtopodium punctatum</i>	(L.) Lindl.		
196	<i>Dichaea antioquiensis</i>	Kraenzl.		
197	<i>Dichaea camaridioides</i>	Schltr.		X
198	<i>Dichaea dammeriana</i>	Kraenzl.		X
199	<i>Dichaea humilis</i>	Cogn.		
200	<i>Dichaea lagotis</i>	Rchb.f.		X
201	<i>Dichaea lehmannii</i>	Schltr.		
202	<i>Dichaea morrisii</i>	Fawc. & Rendle		X
203	<i>Dichaea muricata</i>	(Sw.) Lindl.		
204	<i>Dichaea panamensis</i>	Lindl.		X
205	<i>Dichaea pendula</i>	(Aubl.) Cogn.		X
206	<i>Dichaea powellii</i>	Schltr.		
207	<i>Dichaea richii</i>	Dodson		X
208	<i>Dichaea rubroviolacea</i>	Dodson		X



No.	Especie (Nombre aceptado)	Autor	Endemica	FA
209	<i>Dichaea tenuifolia</i>	Schltr.		X
210	<i>Dichaea trulla</i>	Rchb.f.		X
211	<i>Dimerandra elegans</i>	(Focke) Siegerist		
212	<i>Dimerandra emarginata</i>	(G.Mey.) Hoehne		X
213	<i>Dimerandra stenopetala</i>	(Hook.) Schltr.		
214	<i>Diodonopsis erinacea</i>	(Rchb.f.) Pridgeon & M.W.Chase		
215	<i>Diodonopsis hoeijeri</i>	(Luer & Hirtz) Pridgeon & M.W.Chase		
216	<i>Diodonopsis pterygiophora</i>	(Luer & R.Escobar) Pridgeon & M.W.Chase		
217	<i>Diodonopsis pygmaea</i>	(Kraenzl.) Pridgeon & M.W.Chase		
218	<i>Draconanthes aberrans</i>	(Schltr.) Luer		
219	<i>Dracula andreettae</i>	(Luer) Luer		X
220	<i>Dracula anicula</i>	Luer & R. Escobar	x	X
221	<i>Dracula antonii</i>	Luer		
222	<i>Dracula bella</i>	(Rchb.f.) Luer		X
223	<i>Dracula bellerophon</i>	Luer & R.Escobar		X
224	<i>Dracula benedictii</i>	(Rchb.f.) Luer		X
225	<i>Dracula brangeri</i>	Luer		
226	<i>Dracula callithrix</i>	N.Peláez, Buit-Del. & Gary Mey.		
227	<i>Dracula chestertonii</i>	(Rchb.f.) Luer		X
228	<i>Dracula chimaera</i>	(Rchb.f.) Luer		X
229	<i>Dracula circe</i>	Luer & R.Escobar		X
230	<i>Dracula citrina</i>	Luer & R.Escobar	x	X
231	<i>Dracula cutis-bufonis</i>	Luer & R.Escobar	x	X
232	<i>Dracula diana</i>	Luer & R.Escobar		X
233	<i>Dracula gorgona</i>	(A.H.Kent) Luer & R.Escobar		
234	<i>Dracula gorgonella</i>	Luer & R.Escobar	x	X
235	<i>Dracula houtteana</i>	(Rchb.f.) Luer		X
236	<i>Dracula inaequalis</i>	(Rchb.f.) Luer & R.Escobar		X
237	<i>Dracula incognita</i>	Luer & R.Escobar	x	X
238	<i>Dracula iricolor</i>	(Rchb.f.) Luer & R.Escobar		X
239	<i>Dracula lemurella</i>	Luer & R.Escobar	x	X
240	<i>Dracula ligiae</i>	Luer & R.Escobar	x	X
241	<i>Dracula minax</i>	Luer & R.Escobar	x	X
242	<i>Dracula nosferatu</i>	Luer & R.Escobar	x	X
243	<i>Dracula nycterina</i>	(Rchb.f.) Luer	x	X
244	<i>Dracula pileus</i>	Luer & R.Escobar	x	X
245	<i>Dracula platycrater</i>	(Rchb.f.) Luer		X
246	<i>Dracula posadarum</i>	Luer & R.Escobar	x	X
247	<i>Dracula presbys</i>	Luer & R.Escobar	x	X
248	<i>Dracula psittacina</i>	(Rchb.f.) Luer & R.Escobar		X
249	<i>Dracula radiosa</i>	(Rchb.f.) Luer		X
250	<i>Dracula robledorum</i>	(P.Ortiz) Luer & R.Escobar	x	X



No.	Especie (Nombre aceptado)	Autor	Endemica	FA
251	<i>Dracula roezlii</i>	(Rchb.f.) Luer		X
252	<i>Dracula rojasii</i>	N.Peláez, Buitr.-Delg. & Gary Mey.		
253	<i>Dracula senex-furens</i>	N.Peláez, Buitr.-Delg. & Gary Mey.		
254	<i>Dracula sergioi</i>	Luer & R.Escobar	x	X
255	<i>Dracula severa</i>	(Rchb.f.) Luer	x	X
256	<i>Dracula veleziana</i>	Luer & V.N.M.Rao		
257	<i>Dracula velutina</i>	(Rchb.f.) Luer		X
258	<i>Dracula venefica</i>	Luer & R.Escobar	x	X
259	<i>Dracula vespertilio</i>	(Rchb.f.) Luer		X
260	<i>Dracula villegasii</i>	Königer	x	X
261	<i>Dracula wallisii</i>	(Rchb.f.) Luer		X
262	<i>Dresslerella stellaris</i>	Luer & R.Escobar		X
263	<i>Dryadella cristata</i>	Luer & R.Escobar		
264	<i>Dryadella dodsonii</i>	Luer		
265	<i>Dryadella guatemalensis</i>	(Schltr.) Luer		
266	<i>Dryadella meiracyllium</i>	(Rchb.f.) Luer		
267	<i>Dryadella minuscula</i>	Luer & R.Escobar		X
268	<i>Dryadella simula</i>	(Rchb.f.) Luer		X
269	<i>Dryadella verrucosa</i>	Luer & R.Escobar	x	X
270	<i>Echinosepala aspicensis</i>	(Rchb.f.) Pridgeon & M.W.Chase		
271	<i>Elleanthus ampliflorus</i>	Schltr.		
272	<i>Elleanthus aurantiacus</i>	(Lindl.) Rchb.f.		X
273	<i>Elleanthus bifarius</i>	Garay		
274	<i>Elleanthus capitatus</i>	(Poepp. & Endl.) Rchb.f.		X
275	<i>Elleanthus cinnabarinus</i>	Garay	x	X
276	<i>Elleanthus columnaris</i>	(Lindl.) Rchb.f.		X
277	<i>Elleanthus conifer</i>	(Rchb.f. & Warsz.) Rchb.f.		X
278	<i>Elleanthus ensatus</i>	(Lindl.) Rchb.f.		
279	<i>Elleanthus fractiflexus</i>	Schltr.		X
280	<i>Elleanthus glaucophyllus</i>	Schltr.		
281	<i>Elleanthus gracilis</i>	(Rchb.f.) Rchb.f.		X
282	<i>Elleanthus graminifolius</i>	(Barb.Rodr.) Løjtnant		X
283	<i>Elleanthus hirtzii</i>	Dodson		X
284	<i>Elleanthus lancifolius</i>	C.Presl		
285	<i>Elleanthus lateralis</i>	Garay		
286	<i>Elleanthus linifolius</i>	C.Presl		X
287	<i>Elleanthus longibracteatus</i>	(Lindl. ex Griseb.) Fawc.		
288	<i>Elleanthus maculatus</i>	(Lindl.) Rchb.f.		X
289	<i>Elleanthus oliganthus</i>	(Poepp. & Endl.) Rchb.f.		
290	<i>Elleanthus purpureus</i>	(Rchb.f.) Rchb.f.		X
291	<i>Elleanthus robustus</i>	(Rchb.f.) Rchb.f.		
292	<i>Elleanthus smithii</i>	Schltr.		



No.	Especie (Nombre aceptado)	Autor	Endemica	FA
293	<i>Elleanthus strobilifer</i>	(Poepp. & Endl.) Rchb.f.		X
294	<i>Elleanthus wagneri</i>	(Rchb.f.) Rchb.f.		X
295	<i>Eloyella antioquiensis</i>	(P.Ortiz) P.Ortiz	x	X
296	<i>Eloyella cundinamarcae</i>	(P.Ortiz) P.Ortiz		
297	<i>Embreea rodigasiana</i>	(Claes ex Cogn.) Dodson		X
298	<i>Encyclia aspera</i>	(Lindl.) Schltr.		
299	<i>Encyclia cordigera</i>	(Kunth) Dressler		X
300	<i>Encyclia diurna</i>	(Jacq.) Schltr.		
301	<i>Encyclia expansa</i>	(Rchb.f.) P.Ortiz		
302	<i>Encyclia maderoi</i>	Schltr.		
303	<i>Encyclia oncidioides</i>	(Lindl.) Schltr.		X
304	<i>Encyclia replicata</i>	(Lindl.) Schltr.		
305	<i>Encyclia stellata</i>	(Lindl.) Schltr.		
306	<i>Epidendrum agathosmicum</i>	Rchb.f.		
307	<i>Epidendrum aggregatum</i>	Lindl.		X
308	<i>Epidendrum aguirrei</i>	Hágsater	x	X
309	<i>Epidendrum alfaroi</i>	Ames & C.Schweinf.		X
310	<i>Epidendrum alpicolum</i>	Rchb. f.		X
311	<i>Epidendrum amayense</i>	Hágsater	x	X
312	<i>Epidendrum angaritae</i>	Hágsater	x	X
313	<i>Epidendrum arevaloi</i>	(Schltr.) Hágsater		X
314	<i>Epidendrum aura-usecheae</i>	Hágsater, Rinc.-Useche & O. Pérez		
315	<i>Epidendrum aurigineum</i>	Barringer	x	X
316	<i>Epidendrum aylacotoglossum</i>	Hágsater	x	X
317	<i>Epidendrum bangii</i>	Rolfe		
318	<i>Epidendrum blepharistes</i>	Barker ex Lindl.		
319	<i>Epidendrum brachyglossum</i>	Lindl.		X
320	<i>Epidendrum brassivoliforme</i>	F.Lehm. & Kraenzl.		
321	<i>Epidendrum brevicernuum</i>	Hágsater & Dodson		X
322	<i>Epidendrum buenaventurae</i>	F.Lehm. & Kraenzl.		
323	<i>Epidendrum cancanae</i>	(P.Ortiz) Hágsater	x	X
324	<i>Epidendrum carautaense</i>	Hágsater & L.Sánchez		
325	<i>Epidendrum carchiense</i>	Hágsater & Dodson		
326	<i>Epidendrum catillus</i>	Rchb.f. & Warsz.		X
327	<i>Epidendrum cereiflorum</i>	Garay & Dunst.		
328	<i>Epidendrum cernuum</i>	Kunth		X
329	<i>Epidendrum chaquirense</i>	Hágsater & L.Sánchez	x	X
330	<i>Epidendrum churunense</i>	Garay & Dunst.		
331	<i>Epidendrum ciliare</i>	L.		X
332	<i>Epidendrum ciliipetalum</i>	(Garay) Hágsater & E.Santiago	x	X
333	<i>Epidendrum cirrhochilum</i>	F.Lehm. & Kraenzl.		X
334	<i>Epidendrum cleistocoleum</i>	Hágsater & E.Santiago		X



No.	Especie (Nombre aceptado)	Autor	Endemica	FA
335	<i>Epidendrum cochlidium</i>	Lindl.		X
336	<i>Epidendrum cocornocturnum</i>	Hágsater		X
337	<i>Epidendrum convergens</i>	Garay & Dunst.		X
338	<i>Epidendrum coordinatum</i>	Rchb.f.		
339	<i>Epidendrum coronatum</i>	Ruiz & Pav.		X
340	<i>Epidendrum coryophorum</i>	(Kunth) Rchb.f.		
341	<i>Epidendrum cottoniiflorum</i>	(Rchb.f.) Hágsater		X
342	<i>Epidendrum cylindraceum</i>	Lindl.		
343	<i>Epidendrum cylindrostachys</i>	Rchb.f. & Warsz.		X
344	<i>Epidendrum dasyanthum</i>	Hágsater		
345	<i>Epidendrum decurviflorum</i>	Schltr.		X
346	<i>Epidendrum dendrobii</i>	Rchb.f.		
347	<i>Epidendrum dendrobioides</i>	Thunb.		X
348	<i>Epidendrum densiflorum</i>	Hook.		X
349	<i>Epidendrum difforme</i>	Jacq.		
350	<i>Epidendrum dugandianum</i>	A.D.Hawkes		
351	<i>Epidendrum elleanthoides</i>	Schltr.		X
352	<i>Epidendrum ellipsophyllum</i>	L.O.Williams		X
353	<i>Epidendrum envigadoense</i>	Hágsater	x	X
354	<i>Epidendrum erosum</i>	Ames & C.Schweinf.		X
355	<i>Epidendrum escobarianum</i>	Garay		
356	<i>Epidendrum excisum</i>	Lindl.		X
357	<i>Epidendrum festucoides</i>	Kraenzl.		
358	<i>Epidendrum fimbriatum</i>	Kunth		X
359	<i>Epidendrum flexuosissimum</i>	C.Schweinf.		X
360	<i>Epidendrum flexuosum</i>	G.Mey.		X
361	<i>Epidendrum frigidum</i>	Linden ex Lindl.		X
362	<i>Epidendrum frutex</i>	Rchb.f.		X
363	<i>Epidendrum funkii</i>	Rchb. f.		X
364	<i>Epidendrum gastropodium</i>	Rchb.f.		X
365	<i>Epidendrum geminiflorum</i>	Kunth		X
366	<i>Epidendrum gentryi</i>	Dodson		X
367	<i>Epidendrum globiflorum</i>	F.Lehm. & Kraenzl.		X
368	<i>Epidendrum gratissimum</i>	(Rchb.f.) Hágsater & Dodson		X
369	<i>Epidendrum hamatum</i>	(Garay) Dressler		
370	<i>Epidendrum herrenhusanum</i>	Hágsater		X
371	<i>Epidendrum hesperium</i>	Hágsater & E.Santiago		X
372	<i>Epidendrum heterodoxum</i>	Rchb.f.		X
373	<i>Epidendrum hymenodes</i>	Lindl.		X
374	<i>Epidendrum ibaguense</i>	Kunth		X
375	<i>Epidendrum igneum</i>	Hágsater		X
376	<i>Epidendrum imperator</i>	Hágsater	x	X



No.	Especie (Nombre aceptado)	Autor	Endemica	FA
377	<i>Epidendrum incomptum</i>	Rchb.f.		X
378	<i>Epidendrum ionodesme</i>	Schltr.		X
379	<i>Epidendrum jajense</i>	Rchb.f.		X
380	<i>Epidendrum jejunum</i>	Rchb.f.		
381	<i>Epidendrum kerryae</i>	Hágsater & L.Sánchez		
382	<i>Epidendrum klotzscheanum</i>	Rchb.f.		
383	<i>Epidendrum kolanowskiae</i>	Hágsater, O. Pérez & E. Santiago		
384	<i>Epidendrum lagenomorphum</i>	Hágsater & Dodson		X
385	<i>Epidendrum lamprochilum</i>	Hágsater	x	X
386	<i>Epidendrum lanipes</i>	Lindl.		X
387	<i>Epidendrum laterale</i>	Rolfe		
388	<i>Epidendrum latilabre</i>	Lindl.		
389	<i>Epidendrum leonoriae</i>	Hágsater, O. Pérez & E. Santiago		
390	<i>Epidendrum leucochilum</i>	Link, Klotzsch & Otto		
391	<i>Epidendrum lima</i>	Lindl.		X
392	<i>Epidendrum lindae</i>	Hágsater & Dodson		X
393	<i>Epidendrum littorale</i>	Hágsater & Dodson		X
394	<i>Epidendrum lockhartioides</i>	Schltr.		
395	<i>Epidendrum lopezii</i>	Hágsater	x	X
396	<i>Epidendrum luckei</i>	I.Bock		X
397	<i>Epidendrum maderoi</i>	Schltr.		
398	<i>Epidendrum mancum</i>	Lindl.		X
399	<i>Epidendrum marsupiale</i>	F.Lehm. & Kraenzl.		X
400	<i>Epidendrum megalospathum</i>	Rchb.f.		
401	<i>Epidendrum microphyllum</i>	Lindl.		X
402	<i>Epidendrum microtum</i>	(Lindl.) Hágsater & L.Sánchez		
403	<i>Epidendrum misasii</i>	Hágsater		
404	<i>Epidendrum miserrimum</i>	Rchb.f.		X
405	<i>Epidendrum modestissimum</i>	F.Lehm. & Kraenzl.	x	X
406	<i>Epidendrum moritzii</i>	Rchb.f.		X
407	<i>Epidendrum musciferum</i>	Lindl.		
408	<i>Epidendrum mutisii</i>	Hágsater	x	X
409	<i>Epidendrum nocturnum</i>	Jacq.		X
410	<i>Epidendrum obovatipetalum</i>	Hágsater & Dodson		
411	<i>Epidendrum oligophyllum</i>	F.Lehm. & Kraenzl.		
412	<i>Epidendrum oraion</i>	Hágsater	x	X
413	<i>Epidendrum oxycalyx</i>	Hágsater & Dodson		
414	<i>Epidendrum oxynanodes</i>	Hágsater	x	X
415	<i>Epidendrum pachoi</i>	Hágsater & L.Sánchez	x	X
416	<i>Epidendrum pachyphyton</i>	Garay		X
417	<i>Epidendrum paniculatum</i>	Ruiz & Pav.		X
418	<i>Epidendrum peraltum</i>	Schltr.		



No.	Especie (Nombre aceptado)	Autor	Endemica	FA
419	<i>Epidendrum peristerium</i>	Hágsater & E.Santiago		
420	<i>Epidendrum physodes</i>	Rchb.f.		X
421	<i>Epidendrum platyglossum</i>	Rchb.f.		
422	<i>Epidendrum platypetalum</i>	Hágsater	x	X
423	<i>Epidendrum platystachyum</i>	Hágsater	x	X
424	<i>Epidendrum podocarpophilum</i>	Schltr.		
425	<i>Epidendrum porquerense</i>	F.Lehm. & Kraenzl.		
426	<i>Epidendrum posadarum</i>	Hágsater		X
427	<i>Epidendrum prasinum</i>	Schltr.		X
428	<i>Epidendrum prostratum</i>	(Lindl.) Cogn.		X
429	<i>Epidendrum pseudomancum</i>	Hágsater & L.Sánchez		X
430	<i>Epidendrum purum</i>	Lindl.		
431	<i>Epidendrum radicans</i>	Pav. ex Lindl.		X
432	<i>Epidendrum rafael-lucasii</i>	Hágsater		
433	<i>Epidendrum ramosum</i>	Jacq.		X
434	<i>Epidendrum recurvatum</i>	Lindl.		
435	<i>Epidendrum repens</i>	Cogn.		
436	<i>Epidendrum rhodovandoides</i>	Hágsater		
437	<i>Epidendrum rigidum</i>	Jacq.		X
438	<i>Epidendrum rodrigoii</i>	Hágsater	x	X
439	<i>Epidendrum rolfeanum</i>	F.Lehm. & Kraenzl.		X
440	<i>Epidendrum rugulosum</i>	Schltr.		X
441	<i>Epidendrum ruizianum</i>	Steud.		
442	<i>Epidendrum santaclarensis</i>	Ames		
443	<i>Epidendrum schlimii</i>	Rchb.f.		X
444	<i>Epidendrum sculptum</i>	Rchb.f.		X
445	<i>Epidendrum scutella</i>	Lindl.		X
446	<i>Epidendrum scytocladium</i>	Schltr.		
447	<i>Epidendrum secundum</i>	Jacq.		X
448	<i>Epidendrum silverstonei</i>	Hágsater		X
449	<i>Epidendrum sodiroi</i>	Schltr.		
450	<i>Epidendrum sophronitoides</i>	F.Lehm. & Kraenzl.		X
451	<i>Epidendrum stamfordianum</i>	Bateman		
452	<i>Epidendrum stenopetaloides</i>	Kraenzl.		
453	<i>Epidendrum sterrophyllum</i>	Schltr.		
454	<i>Epidendrum strobiliferum</i>	Rchb.f.		X
455	<i>Epidendrum subadnatum</i>	Rchb.f.		
456	<i>Epidendrum summerhayesii</i>	Hágsater		
457	<i>Epidendrum superpositum</i>	Garay		
458	<i>Epidendrum sympetalosteale</i>	Hágsater & L.Sánchez	x	X
459	<i>Epidendrum tacarcunense</i>	Hágsater		
460	<i>Epidendrum tigriphyllum</i>	Hágsater	x	X



No.	Especie (Nombre aceptado)	Autor	Endemica	FA
461	<i>Epidendrum tipuloideum</i>	Lindl.		
462	<i>Epidendrum torquatum</i>	Lindl.		
463	<i>Epidendrum tricarinatum</i>	Rolfe		X
464	<i>Epidendrum trifidum</i>	Schltr.		
465	<i>Epidendrum tulcanense</i>	Hágsater & Dodson		
466	<i>Epidendrum umbelliferum</i>	J.F.Gmel.		
467	<i>Epidendrum uribei</i>	A.D.Hawkes		
468	<i>Epidendrum urraoense</i>	Hágsater	x	X
469	<i>Epidendrum vernixium</i>	Rchb.f. & Warsz.		X
470	<i>Epidendrum vesicicaule</i>	L.O.Williams		
471	<i>Epidendrum vieirae</i>	Hágsater		X
472	<i>Epidendrum vincentinum</i>	Lindl.		X
473	<i>Epidendrum wallisii</i>	Rchb.f.		X
474	<i>Epidendrum weerakitianum</i>	Hágsater, O. Pérez & E. Santiago		
475	<i>Epidendrum xanthinum</i>	Lindl.		X
476	<i>Epidendrum xylostachyum</i>	Lindl.		X
477	<i>Epidendrum yarumalense</i>	Hágsater & E.Santiago	x	X
478	<i>Epistephium amplexicaule</i>	(Ruiz & Pav.) Poepp. & Endl.		
479	<i>Eriopsis biloba</i>	Lindl.		X
480	<i>Eriopsis rutidobulbon</i>	Hook.		
481	<i>Erycina crista-galli</i>	(Rchb.f.) N.H.Williams & M.W.Chase		
482	<i>Erycina glossomystax</i>	(Rchb.f.) N.H.Williams & M.W.Chase		
483	<i>Erycina pumilio</i>	(Rchb.f.) N.H.Williams & M.W.Chase		
484	<i>Erycina pusilla</i>	(L.) N.H.Williams & M.W.Chase		
485	<i>Eulophia alta</i>	(L.) Fawc. & Rendle		X
486	<i>Eurystyles cotyledon</i>	Wawra		X
487	<i>Fernandezia crystallina</i>	(Lindl.) M.W.Chase		
488	<i>Fernandezia favosifolia</i>	(Kraenzl.) M.W.Chase		
489	<i>Fernandezia hartwegii</i>	(Rchb.f.) Garay & Dunst.		X
490	<i>Fernandezia hispidula</i>	(Rchb.f.) M.W.Chase		
491	<i>Fernandezia ionanthera</i>	(Rchb.f. & Warsz.) Schltr.		
492	<i>Fernandezia lanceolata</i>	(L.O.Williams) Garay & Dunst.		X
493	<i>Fernandezia micrangis</i>	(Schltr.) M.W.Chase		
494	<i>Fernandezia myrtilus</i>	(Rchb.f.) Garay & Dunst.		
495	<i>Fernandezia pastii</i>	(Rchb.f.) M.W.Chase		
496	<i>Fernandezia sanguinea</i>	(Lindl.) Garay & Dunst.		X
497	<i>Fernandezia squarrosa</i>	(Lindl.) M.W.Chase		
498	<i>Fronitaria caulescens</i>	(Lindl.) Luer		X
499	<i>Galeottia antioquiiana</i>	(Kraenzl.) Dressler & Christenson		
500	<i>Gomesa venusta</i>	(Drapiez) M.W.Chase & N.H.Williams		
501	<i>Gomphichis adnata</i>	(Ridl.) Schltr.		X
502	<i>Gomphichis alba</i>	F.Lehm. & Kraenzl.		



No.	Especie (Nombre aceptado)	Autor	Endemica	FA
503	<i>Gomphichis caucana</i>	Schltr.		X
504	<i>Gomphichis cundinamarcae</i>	Renz		X
505	<i>Gomphichis goodyeroides</i>	Lindl.		
506	<i>Gomphichis hetaeroides</i>	Schltr.		X
507	<i>Gomphichis longiscapa</i>	(Kraenzl.) Schltr.		
508	<i>Gomphichis scaposa</i>	Schltr.		X
509	<i>Gomphichis traceyae</i>	Rolfe		X
510	<i>Gongora atropurpurea</i>	Hook.		
511	<i>Gongora charontis</i>	Rchb.f.		
512	<i>Gongora escobariana</i>	Whitten		X
513	<i>Gongora gratulabunda</i>	Rchb.f.		
514	<i>Gongora hirtzii</i>	Dodson & N.H.Williams		X
515	<i>Gongora leucochila</i>	Lem.		
516	<i>Gongora quinquenervis</i>	Ruiz & Pav.		
517	<i>Gongora rufescens</i>	Jenny		
518	<i>Gongora saccata</i>	Rchb.f.		
519	<i>Gongora scaphephorus</i>	Rchb.f. & Warsz.		
520	<i>Gongora tracyana</i>	Rolfe		
521	<i>Govenia fasciata</i>	Lindl.		
522	<i>Govenia superba</i>	(Lex.) Lindl.		
523	<i>Guarianthe patinii</i>	(Cogn.) Dressler & W.E.Higgins		X
524	<i>Habenaria amalfitana</i>	F.Lehm. & Kraenzl.		
525	<i>Habenaria bractescens</i>	Lindl.		
526	<i>Habenaria caldensis</i>	Kraenzl.		X
527	<i>Habenaria entomantha</i>	(Lex.) Lindl.		
528	<i>Habenaria floribunda</i>	Lindl.		X
529	<i>Habenaria monorrhiza</i>	(Sw.) Rchb.f.		X
530	<i>Habenaria obtusa</i>	Lindl.		X
531	<i>Habenaria petalodes</i>	Lindl.		
532	<i>Habenaria trifida</i>	Kunth		X
533	<i>Hapalorchis bicornis</i>	Kolan. & Szlach.		
534	<i>Heterotaxis discolor</i>	(Lodd. ex Lindl.) Ojeda & Carnevali		
535	<i>Heterotaxis sessilis</i>	(Sw.) F.Barros		
536	<i>Heterotaxis valenzuelana</i>	(A.Rich.) Ojeda & Carnevali		
537	<i>Heterotaxis villosa</i>	(Barb.Rodr.) F.Barros		
538	<i>Houlletia lowiana</i>	Rchb.f.		
539	<i>Houlletia odoratissima</i>	Linden ex Lindl. & Paxton		
540	<i>Houlletia sanderi</i>	Rolfe		
541	<i>Houlletia unguiculata</i>	Schltr.		
542	<i>Houlletia wallisii</i>	Linden & Rchb.f.		
543	<i>Humboldtia roseopunctata</i>	(Lindl.) Kuntze		
544	<i>Huntleya burtii</i>	(Endres & Rchb.f.) Pfitzer		



No.	Especie (Nombre aceptado)	Autor	Endemica	FA
545	<i>Huntleya meleagris</i>	Lindl.		X
546	<i>Inti bicallosa</i>	(Rchb.f.) M.A.Blanco		
547	<i>Ionopsis satyrioides</i>	(Sw.) Rchb.f.		X
548	<i>Ionopsis utricularioides</i>	(Sw.) Lindl.		X
549	<i>Jacquinella globosa</i>	(Jacq.) Schltr.		X
550	<i>Jacquinella teretifolia</i>	(Sw.) Britton & P. Wilson		
551	<i>Kefersteinia auriculata</i>	Dressler		
552	<i>Kefersteinia elegans</i>	Garay		X
553	<i>Kefersteinia gemma</i>	Rchb.f.		
554	<i>Kefersteinia graminea</i>	(Lindl.) Rchb.f.		X
555	<i>Kefersteinia mystacina</i>	Rchb.f.		X
556	<i>Kefersteinia ocellata</i>	Garay		X
557	<i>Kefersteinia oscarii</i>	P.Ortiz	x	X
558	<i>Kefersteinia parvilabris</i>	Schltr.		
559	<i>Kefersteinia taurina</i>	Rchb.f.		X
560	<i>Kefersteinia tolimensis</i>	Schltr.		X
561	<i>Kefersteinia trullata</i>	Dressler		X
562	<i>Koellensteinia graminea</i>	(Lindl.) Rchb.f.		
563	<i>Koellensteinia kellneriana</i>	Rchb.f.		X
564	<i>Laelia undulata</i>	(Lindl.) L.O.Williams		
565	<i>Leochilus scriptus</i>	(Scheidw.) Rchb.f.		X
566	<i>Lepanthes acarina</i>	Luer		X
567	<i>Lepanthes aduncata</i>	Luer & R.Escobar	x	X
568	<i>Lepanthes aggeris</i>	Luer & R.Escobar	x	X
569	<i>Lepanthes agglutinata</i>	Luer		X
570	<i>Lepanthes aguirrei</i>	Luer		
571	<i>Lepanthes alcicornis</i>	Luer & R.Escobar	x	X
572	<i>Lepanthes anemica</i>	Luer & Thoele		
573	<i>Lepanthes anserina</i>	Luer & R.Escobar	x	X
574	<i>Lepanthes antioquiensis</i>	Schltr.	x	X
575	<i>Lepanthes arethusia</i>	Luer & R.Escobar	x	X
576	<i>Lepanthes atomifera</i>	Luer & R.Escobar	x	X
577	<i>Lepanthes auditor</i>	Luer & R.Escobar	x	X
578	<i>Lepanthes aures-asini</i>	Luer & R.Escobar	x	X
579	<i>Lepanthes bifurcata</i>	Luer & R.Escobar		
580	<i>Lepanthes bipinnatula</i>	Luer & R.Escobar	x	X
581	<i>Lepanthes cacique-tone</i>	Luer & R.Escobar	x	X
582	<i>Lepanthes cactoura</i>	Luer & R.Escobar	x	X
583	<i>Lepanthes calodictyon</i>	Hook.		X
584	<i>Lepanthes cardiocheila</i>	Luer & R.Escobar		
585	<i>Lepanthes cerambyx</i>	Luer & R.Escobar	x	X
586	<i>Lepanthes cercion</i>	Luer & R.Escobar		X



No.	Especie (Nombre aceptado)	Autor	Endemica	FA
587	<i>Lepanthes cingens</i>	Luer & R.Escobar		X
588	<i>Lepanthes cogolloi</i>	Luer & R.Escobar		X
589	<i>Lepanthes confusa</i>	Ames & C.Schweinf.		X
590	<i>Lepanthes cordata</i>	Luer & R.Escobar		X
591	<i>Lepanthes culex</i>	Luer & R.Escobar		X
592	<i>Lepanthes cyclochila</i>	Luer & R.Escobar ex Viveros & W.E.Higgins	x	X
593	<i>Lepanthes dactyla</i>	Garay		X
594	<i>Lepanthes darioi</i>	Luer & R.Escobar	x	X
595	<i>Lepanthes dasyura</i>	Luer & R.Escobar	x	X
596	<i>Lepanthes debilis</i>	Luer & R.Escobar	x	X
597	<i>Lepanthes declivis</i>	Luer & R.Escobar		
598	<i>Lepanthes deficiens</i>	Luer & R.Escobar		X
599	<i>Lepanthes discolor</i>	Luer & R.Escobar	x	X
600	<i>Lepanthes dodsonii</i>	Luer		X
601	<i>Lepanthes dolabrata</i>	Luer & R.Escobar	x	X
602	<i>Lepanthes dunstervilleorum</i>	Foldats		
603	<i>Lepanthes effusa</i>	Schltr.		X
604	<i>Lepanthes elata</i>	Rchb.f.		X
605	<i>Lepanthes eros</i>	Luer & R.Escobar		X
606	<i>Lepanthes escifera</i>	Luer & R.Escobar		X
607	<i>Lepanthes escobariana</i>	Garay	x	X
608	<i>Lepanthes felis</i>	Luer & R.Escobar	x	X
609	<i>Lepanthes ferax</i>	Luer & R.Escobar		X
610	<i>Lepanthes fibulifera</i>	Luer & R.Escobar	x	X
611	<i>Lepanthes fonnegrae</i>	Luer & R.Escobar	x	X
612	<i>Lepanthes forceps</i>	Luer & R.Escobar		
613	<i>Lepanthes gargantua</i>	Rchb.f.		X
614	<i>Lepanthes georgii</i>	Luer & R.Escobar	x	X
615	<i>Lepanthes golondrina</i>	Luer & R.Escobar	x	X
616	<i>Lepanthes gutula-sanguinis</i>	Luer & R.Escobar		
617	<i>Lepanthes habenifera</i>	Luer & R.Escobar		X
618	<i>Lepanthes helgae</i>	Luer & R.Escobar	x	X
619	<i>Lepanthes heptapus</i>	Luer & R.Escobar	x	X
620	<i>Lepanthes heteroloba</i>	Luer, R. Escobar & Thoerle		
621	<i>Lepanthes hippocrepica</i>	Luer & R.Escobar		X
622	<i>Lepanthes hirpex</i>	Luer & R.Escobar		X
623	<i>Lepanthes hortensis</i>	Luer & R.Escobar	x	X
624	<i>Lepanthes hyphosa</i>	Luer & R.Escobar	x	X
625	<i>Lepanthes insolita</i>	Luer & R.Escobar	x	X
626	<i>Lepanthes isochila</i>	Luer		
627	<i>Lepanthes janitor</i>	Luer & R.Escobar		X
628	<i>Lepanthes jardinensis</i>	Luer & R.Escobar	x	X



No.	Especie (Nombre aceptado)	Autor	Endemica	FA
629	<i>Lepanthes lacera</i>	Luer & Thoele		
630	<i>Lepanthes larvina</i>	Luer & R.Escobar	x	X
631	<i>Lepanthes ligiae</i>	Luer & R.Escobar	x	X
632	<i>Lepanthes lycocephala</i>	Luer & R.Escobar		X
633	<i>Lepanthes macdougalii</i>	Luer & Thoele		
634	<i>Lepanthes macrostylis</i>	Luer & R.Escobar	x	X
635	<i>Lepanthes manabina</i>	Dodson		X
636	<i>Lepanthes maria-victoriae</i>	Luer & Thoele		
637	<i>Lepanthes marthae</i>	Luer & R.Escobar	x	X
638	<i>Lepanthes medusa</i>	Luer & R.Escobar	x	X
639	<i>Lepanthes meleagris</i>	Luer & R.Escobar		X
640	<i>Lepanthes micellilabia</i>	Luer & R.Escobar	x	X
641	<i>Lepanthes micronyx</i>	Luer & R.Escobar	x	X
642	<i>Lepanthes micropetala</i>	L.O.Williams		X
643	<i>Lepanthes microscopica</i>	Luer & R.Escobar	x	X
644	<i>Lepanthes monilia</i>	Luer & R.Escobar		X
645	<i>Lepanthes monitor</i>	Luer		X
646	<i>Lepanthes mucronata</i>	Lindl.		X
647	<i>Lepanthes myoxophora</i>	Luer & R.Escobar	x	X
648	<i>Lepanthes nanegalensis</i>	Rchb.f.		X
649	<i>Lepanthes nicolasii</i>	Luer & R.Escobar	x	X
650	<i>Lepanthes niphias</i>	Luer & R.Escobar		X
651	<i>Lepanthes nummularia</i>	Rchb.f.		X
652	<i>Lepanthes obovata</i>	Luer & R.Escobar	x	X
653	<i>Lepanthes ollaris</i>	Luer & R.Escobar		X
654	<i>Lepanthes ophelma</i>	Luer & R.Escobar	x	X
655	<i>Lepanthes orion</i>	Luer & R.Escobar		
656	<i>Lepanthes oscillifera</i>	Luer & R.Escobar		X
657	<i>Lepanthes pachoi</i>	Luer & R.Escobar	x	X
658	<i>Lepanthes palaga</i>	Luer & R.Escobar		X
659	<i>Lepanthes parmata</i>	Luer & R.Escobar	x	X
660	<i>Lepanthes petalolenta</i>	Luer & R.Escobar	x	X
661	<i>Lepanthes pilosella</i>	Rchb.f.		X
662	<i>Lepanthes pilosiaures</i>	Luer & R.Escobar	x	X
663	<i>Lepanthes pinnatula</i>	Luer & R.Escobar		
664	<i>Lepanthes platysepala</i>	Luer & R.Escobar	x	X
665	<i>Lepanthes pleurorachis</i>	Luer		X
666	<i>Lepanthes praemorsa</i>	Luer & R.Escobar	x	X
667	<i>Lepanthes pterygion</i>	Luer & R.Escobar		X
668	<i>Lepanthes pyramidalis</i>	Luer & R.Escobar		X
669	<i>Lepanthes quandi</i>	Luer & R.Escobar		X
670	<i>Lepanthes reticulata</i>	Luer & R.Escobar	x	X



No.	Especie (Nombre aceptado)	Autor	Endemica	FA
671	<i>Lepanthes rhynchion</i>	Luer		X
672	<i>Lepanthes rodrigo</i>	Luer	x	X
673	<i>Lepanthes roezliana</i>	Luer & R.Escobar	x	X
674	<i>Lepanthes rotundifolia</i>	L.O.Williams		
675	<i>Lepanthes saccata</i>	Luer & R.Escobar	x	X
676	<i>Lepanthes satyrica</i>	Luer & Hirtz		
677	<i>Lepanthes scopulifera</i>	Luer & R.Escobar	x	X
678	<i>Lepanthes sericinifera</i>	Luer & R.Escobar	x	X
679	<i>Lepanthes setifera</i>	Luer & R.Escobar		X
680	<i>Lepanthes sinuosa</i>	Luer & R.Escobar		
681	<i>Lepanthes skeleton</i>	Luer & R.Escobar	x	X
682	<i>Lepanthes smaragdina</i>	Luer & R.Escobar	x	X
683	<i>Lepanthes stolidilabia</i>	Luer & R.Escobar	x	X
684	<i>Lepanthes stenoscleros</i>	Schltr.		
685	<i>Lepanthes strumosa</i>	Luer & R.Escobar		X
686	<i>Lepanthes subulata</i>	Luer & R.Escobar	x	X
687	<i>Lepanthes tachirensis</i>	Foldats		X
688	<i>Lepanthes tamaensis</i>	Foldats		X
689	<i>Lepanthes tetracola</i>	Luer & R.Escobar	x	X
690	<i>Lepanthes tibouchinicola</i>	Luer & R.Escobar	x	X
691	<i>Lepanthes tracheia</i>	Rchb.f.		
692	<i>Lepanthes trichocaulis</i>	Luer & R.Escobar	x	X
693	<i>Lepanthes trifurcata</i>	Luer & R.Escobar	x	X
694	<i>Lepanthes tritaria</i>	Luer & R.Escobar	x	X
695	<i>Lepanthes troglodytes</i>	Luer & R.Escobar		X
696	<i>Lepanthes umbonata</i>	Luer & R.Escobar	x	X
697	<i>Lepanthes uncifera</i>	Luer & R.Escobar		X
698	<i>Lepanthes valenciae</i>	Luer & R.Escobar	x	X
699	<i>Lepanthes venusta</i>	Luer & R.Escobar		
700	<i>Lepanthes viahoensis</i>	Luer & R.Escobar	x	X
701	<i>Lepanthes vibrissa</i>	Luer & Hirtz		X
702	<i>Lepanthes volvox</i>	Luer & R.Escobar	x	X
703	<i>Lepanthes wagneri</i>	Rchb.		X
704	<i>Lepanthes zapatae</i>	Luer & R.Escobar	x	X
705	<i>Lepanthopsis abbreviata</i>	Luer & Hirtz		
706	<i>Lepanthopsis acuminata</i>	Ames		X
707	<i>Lepanthopsis apoda</i>	(Garay & Dunst.) Luer		X
708	<i>Lepanthopsis astrophora</i>	(Rchb.f. ex Kraenzl.) Garay		X
709	<i>Lepanthopsis floripecten</i>	(Rchb.f.) Ames		X
710	<i>Lepanthopsis obliquipetala</i>	(Ames & C.Schweinf.) Luer		X
711	<i>Lepanthopsis pristis</i>	Luer & R.Escobar	x	X
712	<i>Ligeophila clavigera</i>	(Rchb.f.) Garay		



No.	Especie (Nombre aceptado)	Autor	Endemica	FA
713	<i>Ligeophila jamesonii</i>	Garay		
714	<i>Ligeophila rosea</i>	(Lindl.) Garay		
715	<i>Liparis nervosa</i>	(Thunb.) Lindl.		X
716	<i>Lockhartia longifolia</i>	(Lindl.) Schltr.		X
717	<i>Lockhartia parthenoglossa</i>	Rchb. f.		
718	<i>Lockhartia pittieri</i>	Schltr.		X
719	<i>Lueddemannia pescatorei</i>	(Lindl.) Linden & Rchb. f.		
720	<i>Lycaste campbellii</i>	C.Schweinf.		X
721	<i>Lycaste deppei</i>	(Lodd. ex Lindl.) Lindl.		
722	<i>Lycaste macrophylla</i>	(Poepp. & Endl.) Lindl.		
723	<i>Lycaste schilleriana</i>	Rchb.f.		
724	<i>Macradenia brassavolae</i>	Rchb.f.		
725	<i>Macroclinium exiguum</i>	Pupulin	x	X
726	<i>Macroclinium oberonia</i>	(Schltr.) Dodson		
727	<i>Macroclinium xiphophorus</i>	(Rchb.f.) Dodson		
728	<i>Malaxis alvaroi</i>	García-Cruz, R.Jiménez & L.Sánchez		
729	<i>Malaxis andicola</i>	(Ridl.) Kuntze		X
730	<i>Malaxis crispifolia</i>	(Rchb.f.) Kuntze		X
731	<i>Malaxis excavata</i>	(Lindl.) Kuntze		X
732	<i>Malaxis histioantha</i>	(Link) Garay & Dunst.		
733	<i>Malaxis moritzii</i>	(Ridl.) Kuntze		
734	<i>Malaxis quadrata</i>	L.O.Williams		
735	<i>Malaxis ventricosa</i>	(Poepp. & Endl.) Kuntze		
736	<i>Mapinguari neophyllus</i>	(Rchb.f.) Baumbach		
737	<i>Masdevallia × ligiae</i>	Luer & R. Escobar		X
738	<i>Masdevallia amanda</i>	Rchb.f. & Warsz.		X
739	<i>Masdevallia angulifera</i>	Rchb.f. ex Kraenzl.		X
740	<i>Masdevallia anisomorpha</i>	Garay	x	X
741	<i>Masdevallia apparitio</i>	Luer & R.Escobar	x	X
742	<i>Masdevallia arangoi</i>	Luer & R.Escobar	x	X
743	<i>Masdevallia bicolor</i>	Poepp. & Endl.		X
744	<i>Masdevallia cacodes</i>	Luer & R.Escobar	x	X
745	<i>Masdevallia campyloglossa</i>	Rchb.f.		X
746	<i>Masdevallia caudivolvula</i>	Kraenzl.		X
747	<i>Masdevallia civilis</i>	Rchb.f. & Warsz.		X
748	<i>Masdevallia crescenticola</i>	F.Lehm. & Kraenzl.		
749	<i>Masdevallia cucullata</i>	Rchb.f.		X
750	<i>Masdevallia dryada</i>	Luer & R.Escobar	x	X
751	<i>Masdevallia estradae</i>	Rchb.f.		X
752	<i>Masdevallia fasciata</i>	Rchb.f.		X
753	<i>Masdevallia filaria</i>	Luer & R.Escobar		
754	<i>Masdevallia foetens</i>	Luer & R.Escobar	x	X



No.	Especie (Nombre aceptado)	Autor	Endemica	FA
755	<i>Masdevallia gargantua</i>	Rchb.f.	x	X
756	<i>Masdevallia geminiflora</i>	P.Ortiz		X
757	<i>Masdevallia herradurae</i>	F.Lehm. & Kraenzl.		X
758	<i>Masdevallia heteroptera</i>	Rchb.f.		X
759	<i>Masdevallia hians</i>	Linden & Rchb.f.		
760	<i>Masdevallia hortensis</i>	Luer & R.Escobar	x	X
761	<i>Masdevallia impostor</i>	Luer & R.Escobar		X
762	<i>Masdevallia indecora</i>	Luer & R.Escobar	x	X
763	<i>Masdevallia klabochorum</i>	Rchb.f.		X
764	<i>Masdevallia laevis</i>	Lindl.		
765	<i>Masdevallia macrogenia</i>	(Arango) Luer & R.Escobar		X
766	<i>Masdevallia macrura</i>	Rchb.f.		X
767	<i>Masdevallia mandarina</i>	(Luer & R.Escobar) Luer		X
768	<i>Masdevallia marthae</i>	Luer & R.Escobar		X
769	<i>Masdevallia mejiana</i>	Garay	x	X
770	<i>Masdevallia molossoides</i>	Kraenzl.		
771	<i>Masdevallia molossus</i>	Rchb.f.		X
772	<i>Masdevallia nidifica</i>	Rchb.f.		X
773	<i>Masdevallia os-draconis</i>	Luer & R.Escobar		X
774	<i>Masdevallia parvula</i>	Schltr.		X
775	<i>Masdevallia pastinata</i>	Luer		X
776	<i>Masdevallia peristeria</i>	Rchb.f.		X
777	<i>Masdevallia pescadoensis</i>	Luer & R.Escobar	x	X
778	<i>Masdevallia picturata</i>	Rchb.f.		X
779	<i>Masdevallia platyglossa</i>	Rchb.f.		X
780	<i>Masdevallia posadae</i>	Luer & R.Escobar	x	X
781	<i>Masdevallia pteroglossa</i>	Schltr.		X
782	<i>Masdevallia saltatrix</i>	Rchb.f.	x	X
783	<i>Masdevallia sanctae-rosae</i>	Kraenzl.	x	X
784	<i>Masdevallia schmidt-mummii</i>	Luer & R.Escobar		
785	<i>Masdevallia scobina</i>	Luer & R.Escobar	x	X
786	<i>Masdevallia segurae</i>	Luer & R.Escobar	x	X
787	<i>Masdevallia siphonantha</i>	Luer		X
788	<i>Masdevallia stenorhynchos</i>	Kraenzl.	x	X
789	<i>Masdevallia strumifera</i>	Rchb.f.		X
790	<i>Masdevallia thienii</i>	Dodson		X
791	<i>Masdevallia torta</i>	Rchb.f.		X
792	<i>Masdevallia trochilus</i>	Linden & André		X
793	<i>Masdevallia tubulosa</i>	Lindl.		X
794	<i>Masdevallia velella</i>	Luer	x	X
795	<i>Masdevallia velifera</i>	Rchb.f.		X
796	<i>Masdevallia ventricularia</i>	Rchb.f.		X



No.	Especie (Nombre aceptado)	Autor	Endemica	FA
797	<i>Masdevallia vieirana</i>	Luer & R.Escobar	x	X
798	<i>Masdevallia villegasii</i>	Königer		
799	<i>Masdevallia wagneriana</i>	Linden ex Lindl.		
800	<i>Masdevallia x alvaroi</i>	Luer & R.Escobar		
801	<i>Masdevallia xanthina</i>	Rchb.f.		
802	<i>Masdevallia zahlbruckneri</i>	Kraenzl.		X
803	<i>Masdevallia zapatae</i>	Luer & R.Escobar	x	X
804	<i>Maxillaria aequiloba</i>	Schltr.		
805	<i>Maxillaria amblyantha</i>	Kraenzl.		
806	<i>Maxillaria anceschiana</i>	Molinari		
807	<i>Maxillaria angustissima</i>	Ames, F.T.Hubb. & C.Schweinf.		X
808	<i>Maxillaria antioquiensis</i>	Kraenzl.		
809	<i>Maxillaria arachnites</i>	Rchb.f.		X
810	<i>Maxillaria bolivariensis</i>	C.Schweinf.		X
811	<i>Maxillaria breviscapa</i>	Poepp. & Endl.		
812	<i>Maxillaria confusa</i>	Ames & C.Schweinf.		
813	<i>Maxillaria cryptobulbon</i>	Carnevali & J.T.Atwood		
814	<i>Maxillaria curvicutum</i>	M.A.Blanco & Neubig		
815	<i>Maxillaria ecuadorensis</i>	Schltr.		X
816	<i>Maxillaria embreei</i>	Dodson		X
817	<i>Maxillaria floribunda</i>	Lindl.		X
818	<i>Maxillaria fractiflexa</i>	Rchb.f.		X
819	<i>Maxillaria fucata</i>	Rchb.f.		
820	<i>Maxillaria grandiflora</i>	(Kunth) Lindl.		X
821	<i>Maxillaria jenischiana</i>	(Rchb.f.) C.Schweinf.		X
822	<i>Maxillaria jostii</i>	Dodson		
823	<i>Maxillaria jugata</i>	Garay	x	X
824	<i>Maxillaria lepidota</i>	Lindl.		X
825	<i>Maxillaria longipetala</i>	Ruiz & Pav.		
826	<i>Maxillaria longissima</i>	Lindl.		X
827	<i>Maxillaria luteoalba</i>	Lindl.		X
828	<i>Maxillaria macrura</i>	Rchb.f.		X
829	<i>Maxillaria melina</i>	Lindl.		X
830	<i>Maxillaria meridensis</i>	Lindl.		X
831	<i>Maxillaria microblephara</i>	Schltr.		
832	<i>Maxillaria misasii</i>	Christenson		
833	<i>Maxillaria monacensis</i>	Kraenzl.		
834	<i>Maxillaria nanegalensis</i>	Rchb.f.		
835	<i>Maxillaria olivacea</i>	(Kraenzl.) P.Ortiz		
836	<i>Maxillaria ortizii</i>	Christenson		
837	<i>Maxillaria patens</i>	Schltr.		
838	<i>Maxillaria pentura</i>	Lindl.		X



No.	Especie (Nombre aceptado)	Autor	Endemica	FA
839	<i>Maxillaria pleiantha</i>	Schltr.		
840	<i>Maxillaria pleuranthoides</i>	(Schltr.) Garay		
841	<i>Maxillaria porrecta</i>	Lindl.		X
842	<i>Maxillaria reichenheimiana</i>	Endres & Rchb.f.		
843	<i>Maxillaria ringens</i>	Rchb.f.		
844	<i>Maxillaria silvana</i>	Campacci		
845	<i>Maxillaria speciosa</i>	Rchb.f.		X
846	<i>Maxillaria splendens</i>	Poepp. & Endl.		
847	<i>Maxillaria strictifolia</i>	P.Ortiz		
848	<i>Maxillaria strictissima</i>	(Kraenzl.) P.Ortiz		
849	<i>Maxillaria subpandurata</i>	Schltr.		
850	<i>Maxillaria tocotana</i>	Schltr.		
851	<i>Maxillaria unguiculata</i>	Schltr.		
852	<i>Maxillaria virguncula</i>	Rchb.f.		
853	<i>Maxillariella alba</i>	(Hook.) M.A.Blanco & Carnevali		
854	<i>Maxillariella brevifolia</i>	(Lindl.) M.A.Blanco & Carnevali		
855	<i>Maxillariella cassapensis</i>	(Rchb.f.) M.A.Blanco & Carnevali		
856	<i>Maxillariella funicaulis</i>	(C.Schweinf.) M.A.Blanco & Carnevali		
857	<i>Maxillariella graminifolia</i>	(Kunth) M.A.Blanco & Carnevali		
858	<i>Maxillariella guareimensis</i>	(Rchb.f.) M.A.Blanco & Carnevali		
859	<i>Maxillariella procurrans</i>	(Lindl.) M.A.Blanco & Carnevali		
860	<i>Maxillariella spilotantha</i>	(Rchb.f.) M.A.Blanco & Carnevali		
861	<i>Maxillariella tenuifolia</i>	(Lindl.) M.A.Blanco & Carnevali		
862	<i>Maxillariella variabilis</i>	(Bateman ex Lindl.) M.A.Blanco & Carnevali		
863	<i>Microchilus alzatei</i>	Ormerod	x	X
864	<i>Microchilus bravocollinus</i>	Ormerod	x	X
865	<i>Microchilus callejasii</i>	Ormerod		
866	<i>Microchilus caramantae</i>	Ormerod	x	X
867	<i>Microchilus erythrodoides</i>	(Schltr.) Ormerod		X
868	<i>Microchilus frontinoensis</i>	Ormerod	x	X
869	<i>Microchilus major</i>	C.Presl		
870	<i>Microchilus marulandae</i>	Ormerod	x	X
871	<i>Microchilus microcalcar</i>	Ormerod	x	X
872	<i>Microchilus procerus</i>	(Schltr.) Ormerod		
873	<i>Microchilus scrotiformis</i>	(C.Schweinf.) Ormerod		
874	<i>Microchilus valdivianus</i>	Ormerod	x	X
875	<i>Microchilus ventosus</i>	Ormerod	x	X
876	<i>Microchilus zeuxinoides</i>	(Schltr.) Ormerod		
877	<i>Miltoniopsis roezlii</i>	(Rchb.f.) God.-Leb.		X
878	<i>Miltoniopsis vexillaria</i>	(Rchb.f.) God.-Leb.		X
879	<i>Miltoniopsis warszewiczii</i>	(Rchb.f.) Garay & Dunst.		
880	<i>Mormodes buccinator</i>	Lindl.		



No.	Especie (Nombre aceptado)	Autor	Endemica	FA
881	<i>Mormodes escobarii</i>	Pabst	x	X
882	<i>Mormodes ignea</i>	Lindl. & Paxton		
883	<i>Mormodes rolfeana</i>	L.Linden		
884	<i>Mormodes speciosa</i>	Linden ex Lindl. & Paxton		
885	<i>Mormodes tibicen</i>	Rchb.f.		
886	<i>Mormodes variabilis</i>	Rchb.f.		
887	<i>Mormolyca acutifolia</i>	(Lindl.) M.A.Blanco		
888	<i>Mormolyca hedwigiae</i>	(Hamer & Dodson) M.A.Blanco		
889	<i>Mormolyca lehmanii</i>	(Rolfe) M.A.Blanco		
890	<i>Mormolyca rufescens</i>	(Lindl.) M.A.Blanco		
891	<i>Mormolyca schlimii</i>	(Linden & Rchb.f.) M.A.Blanco		
892	<i>Mormolyca tenuibulba</i>	(Christenson) M.A.Blanco		
893	<i>Myoxanthus affinis</i>	(Lindl.) Luer		X
894	<i>Myoxanthus epibator</i>	Luer & R.Escobar	x	X
895	<i>Myoxanthus exasperatus</i>	(Lindl.) Luer		X
896	<i>Myoxanthus hirsuticaulis</i>	(Ames & C.Schweinf.) Luer		
897	<i>Myoxanthus reymondii</i>	(H.Karst.) Luer		X
898	<i>Myoxanthus uxorius</i>	(Luer) Luer		X
899	<i>Myrosmodes cochleare</i>	Garay		
900	<i>Myrosmodes nubigenum</i>	Rchb.f.		X
901	<i>Myrosmodes paludosa</i>	(Rchb.f.) P.Ortiz		
902	<i>Myrosmodes rostratum</i>	(Rchb.f.) Garay		X
903	<i>Neomoorea wallisii</i>	(Rchb.f.) Schltr.		X
904	<i>Nidema ottonis</i>	(Rchb.f.) Britton & Millsp.		X
905	<i>Notylia albida</i>	Klotzsch		
906	<i>Notylia obtusa</i>	Schltr.		
907	<i>Notylia pentachne</i>	Rchb.f.		
908	<i>Notylia sagittifera</i>	(Kunth) Link, Klotzsch & Otto		X
909	<i>Octomeria colombiana</i>	Schltr.		
910	<i>Octomeria graminifolia</i>	(L.) R.Br.		
911	<i>Octomeria grandiflora</i>	Lindl.		X
912	<i>Octomeria harantiana</i>	I.Bock		
913	<i>Octomeria parvula</i>	C.Schweinf.		X
914	<i>Octomeria tridentata</i>	Lindl.		
915	<i>Odontoglossum hunnewellianum</i>	Rolfe		X
916	<i>Odontoglossum pictum</i>	(Kunth) Dalström & W.E. Higgins		
917	<i>Oeceoclades maculata</i>	(Lindl.) Lindl.		X
918	<i>Oliveriana egregia</i>	Rchb.f.		X
919	<i>Oncidium abortivum</i>	Rchb.f.		X
920	<i>Oncidium acinaceum</i>	Lindl.		
921	<i>Oncidium anthocrene</i>	Rchb.f.		X
922	<i>Oncidium antioquiense</i>	Kraenzl.	x	X



No.	Especie (Nombre aceptado)	Autor	Endemica	FA
923	<i>Oncidium arangoi</i>	(Königer) M.W.Chase & N.H.Williams		
924	<i>Oncidium aristuliferum</i>	(Kraenzl.) M.W.Chase & N.H.Williams		
925	<i>Oncidium aspidorhinum</i>	(F.Lehm.) M.W.Chase & N.H.Williams		
926	<i>Oncidium auriculatoides</i>	M.W.Chase & N.H.Williams		
927	<i>Oncidium baueri</i>	Lindl.		
928	<i>Oncidium candelabrum</i>	Linden ex Pérot		
929	<i>Oncidium crinitum</i>	(Rchb.f.) M.W.Chase & N.H.Williams		
930	<i>Oncidium cuculligerum</i>	(Schltr.) M.W.Chase & N.H.Williams		
931	<i>Oncidium cultratum</i>	Lindl.		X
932	<i>Oncidium dactyliferum</i>	Garay & Dunst.		X
933	<i>Oncidium dilatatum</i>	(Rchb.f.) M.W.Chase & N.H.Williams		
934	<i>Oncidium eliae</i>	(Rolfe) M.W.Chase & N.H.Williams		
935	<i>Oncidium fasciferum</i>	Rchb.f. & Warsz.		
936	<i>Oncidium fuscatum</i>	Rchb.f.		X
937	<i>Oncidium gramineum</i>	(Poepp. & Endl.) M.W.Chase & N.H.Williams		
938	<i>Oncidium haplotyle</i>	Schltr.		X
939	<i>Oncidium harryanum</i>	(Rchb.f.) M.W.Chase & N.H.Williams		
940	<i>Oncidium hastilabium</i>	(Lindl.) Beer		
941	<i>Oncidium heteranthum</i>	Poepp. & Endl.		X
942	<i>Oncidium huebneri</i>	(Mansf.) M.W.Chase & N.H.Williams		
943	<i>Oncidium hymenanthum</i>	(Schltr.) M.W.Chase & N.H.Williams		
944	<i>Oncidium ibis</i>	(Schltr.) M.W.Chase & N.H.Williams		
945	<i>Oncidium lehmannii</i>	(Rchb.f.) M.W.Chase & N.H.Williams		
946	<i>Oncidium ligiae</i>	Königer		
947	<i>Oncidium lindleyoides</i>	M.W.Chase & N.H.Williams		
948	<i>Oncidium luteopurpureum</i>	(Lindl.) Beer		
949	<i>Oncidium mirandoides</i>	M.W.Chase & N.H.Williams		
950	<i>Oncidium mirandum</i>	(Rchb.f.) M.W.Chase & N.H.Williams		
951	<i>Oncidium nebulosum</i>	Lindl.		
952	<i>Oncidium obryzatum</i>	Rchb.f. & Warsz.		
953	<i>Oncidium ornithorhynchum</i>	Kunth		
954	<i>Oncidium panchrysum</i>	Lindl.		
955	<i>Oncidium panduratoides</i>	M.W.Chase & N.H.Williams		
956	<i>Oncidium panturatoides</i>	M.W.Chase & N.H.Williams		
957	<i>Oncidium perpusillum</i>	(Kraenzl.) M.W.Chase & N.H.Williams		
958	<i>Oncidium picturatissimum</i>	(Kraenzl.) M.W.Chase & N.H.Williams		
959	<i>Oncidium picturatum</i>	Rchb.f.		X
960	<i>Oncidium planilabre</i>	Lindl.		
961	<i>Oncidium poikilostalix</i>	(Kraenzl.) M.W.Chase & N.H.Williams		
962	<i>Oncidium posadaroides</i>	M.W.Chase & N.H.Williams		
963	<i>Oncidium praenitens</i>	(Rchb.f.) M.W.Chase & N.H.Williams		
964	<i>Oncidium reversoides</i>	M.W.Chase & N.H.Williams		



No.	Especie (Nombre aceptado)	Autor	Endemica	FA
965	<i>Oncidium reversum</i>	(Rchb.f.) M.W.Chase & N.H.Williams		
966	<i>Oncidium rhynchanthum</i>	(Rchb.f.) M.W.Chase & N.H.Williams		
967	<i>Oncidium rodrigoii</i>	Königer	x	X
968	<i>Oncidium roseum</i>	(Lindl.) Beer		
969	<i>Oncidium sceptrum</i>	(Rchb.f. & Warsz.) M.W.Chase & N.H.Williams		
970	<i>Oncidium sphacelatum</i>	Lindl.		
971	<i>Oncidium strictum</i>	(Cogn.) M.W.Chase & N.H.Williams		
972	<i>Oncidium tenuirostre</i>	(Kraenzl.) M.W.Chase & N.H.Williams		
973	<i>Oncidium tenuoides</i>	M.W.Chase & N.H.Williams		
974	<i>Oncidium tetrotis</i>	Rchb.f. & Warsz.		X
975	<i>Oncidium tigratum</i>	Rchb.f. & Warsz.		
976	<i>Oncidium wallisii</i>	(Linden & Rchb.f.) M.W.Chase & N.H.Williams		
977	<i>Oncidium wallisoides</i>	M.W.Chase & N.H.Williams		
978	<i>Oncidium x adrianae</i>	(L.Linden) M.W.Chase & N.H.Williams		
979	<i>Ornithidium adendrobium</i>	(Rchb.f.) M.A.Blanco & Ojeda		
980	<i>Ornithidium aggregatum</i>	(Kunth) Rchb.f.		
981	<i>Ornithidium aureum</i>	Poepp. & Endl.		
982	<i>Ornithidium fulgens</i>	Rchb.f.		
983	<i>Ornithidium lasallei</i>	(Foldats) M.A.Blanco & Ojeda		
984	<i>Ornithidium maldonadoense</i>	(J.T.Atwood) M.A.Blanco & Ojeda		
985	<i>Ornithidium miniatum</i>	Lindl.		
986	<i>Ornithidium nubigenum</i>	Rchb.f.		
987	<i>Ornithidium pastoense</i>	Schltr.		
988	<i>Ornithidium pendens</i>	(Pabst) Senghas		
989	<i>Ornithidium pseudonubigenum</i>	(J.T.Atwood) M.A.Blanco & Ojeda		
990	<i>Ornithidium ruberrimum</i>	(Lindl.) Rchb.f.		
991	<i>Ornithidium semiscabrum</i>	Lindl.		
992	<i>Ornithidium serrulatum</i>	Lindl.		
993	<i>Ornithidium sophronitis</i>	Rchb.f.		
994	<i>Ornithocephalus bicornis</i>	Lindl.		X
995	<i>Ornithocephalus dalstroemii</i>	(Dodson) Toscano & Dressler		
996	<i>Ornithocephalus escobarianus</i>	(Garay) Toscano & Dressler	x	X
997	<i>Ornithocephalus gladiatus</i>	Hook.		X
998	<i>Ornithocephalus kalbreyerianus</i>	Kraenzl.		
999	<i>Ornithocephalus lehmannii</i>	Schltr.		
1000	<i>Ornithocephalus oberonioides</i>	(Schltr.) Toscano & Dressler		
1001	<i>Otoglossum arminii</i>	(Rchb.f.) Garay & Dunst.		X
1002	<i>Otoglossum brevifolium</i>	(Lindl.) Garay & Dunst.		
1003	<i>Otoglossum candelabrum</i>	(Linden) Jenny & Garay		
1004	<i>Otoglossum chiriquense</i>	(Rchb.f.) Garay & Dunst.		
1005	<i>Otoglossum globuliferum</i>	(Kunth) N.H.Williams & M.W.Chase		
1006	<i>Otoglossum palaciosii</i>	(Dodson) M.W.Chase & N.H.Williams		



No.	Especie (Nombre aceptado)	Autor	Endemica	FA
1007	<i>Otoglossum scansor</i>	(Rchb.f.) Carnevali & I.Ramírez		
1008	<i>Otoglossum serpens</i>	(Lindl.) N.H.Williams & M.W.Chase		
1009	<i>Pabstiella aryter</i>	(Luer) F.Barros		
1010	<i>Pabstiella tripterantha</i>	(Rchb.f.) F.Barros		
1011	<i>Palmorchis puber</i>	(Cogn.) Garay		X
1012	<i>Pelexia funckiana</i>	(A.Rich. & Galeotti) Schltr.		
1013	<i>Pelexia weberbaueriana</i>	(Kraenzl. ex Schltr.) Schltr.		X
1014	<i>Peristeria elata</i>	Hook.		X
1015	<i>Pescatoria coronaria</i>	Rchb.f.		X
1016	<i>Pescatoria dayana</i>	Rchb.f.		
1017	<i>Pescatoria hemixantha</i>	(Rchb.f.) Dressler		
1018	<i>Pescatoria lalindei</i>	(Linden) Dressler		
1019	<i>Pescatoria lamellosa</i>	Rchb.f.		X
1020	<i>Pescatoria pulvinaris</i>	(Rchb.f.) Dressler		
1021	<i>Phloeophila cunabulum</i>	(Luer & R.Escobar) Pridgeon & M.W.Chase		
1022	<i>Phloeophila pleurothallopsis</i>	(Kraenzl.) Pridgeon & M.W.Chase		
1023	<i>Phragmipedium caudatum</i>	(Lindl.) Rolfe		X
1024	<i>Phragmipedium lindenii</i>	(Lindl.) Dressler & N.H.Williams		X
1025	<i>Phragmipedium longifolium</i>	(Warsz. & Rchb.f.) Rolfe		X
1026	<i>Phragmipedium schlimii</i>	(Linden ex Rchb.f.) Rolfe		X
1027	<i>Pityphyllum antioquiense</i>	Schltr.		X
1028	<i>Platystele aculeata</i>	Luer		X
1029	<i>Platystele acutilingua</i>	Kapuler & Hascall		X
1030	<i>Platystele alucitae</i>	Luer		X
1031	<i>Platystele argentosa</i>	Luer & R.Escobar	x	X
1032	<i>Platystele calantha</i>	P.Ortiz		X
1033	<i>Platystele consobrina</i>	Luer		X
1034	<i>Platystele densiflora</i>	P.Ortiz	x	X
1035	<i>Platystele dressleri</i>	Luer		
1036	<i>Platystele examen-culicum</i>	Luer		X
1037	<i>Platystele megaloglossa</i>	Luer & R.Escobar	x	X
1038	<i>Platystele microglossa</i>	P.Ortiz		X
1039	<i>Platystele misasiana</i>	P.Ortiz		X
1040	<i>Platystele misera</i>	(Lindl.) Garay		X
1041	<i>Platystele orectoglossa</i>	P.Ortiz		X
1042	<i>Platystele ovalifolia</i>	(H.Focke) Garay & Dunst.		X
1043	<i>Platystele oxyglossa</i>	(Schltr.) Garay		X
1044	<i>Platystele posadarum</i>	Luer & R.Escobar		
1045	<i>Platystele pyriformis</i>	Luer	x	X
1046	<i>Platystele schmidtchenii</i>	Schltr.		X
1047	<i>Platystele schneideri</i>	P.Ortiz		X
1048	<i>Platystele stenostachya</i>	(Rchb.f.) Garay		X



No.	Especie (Nombre aceptado)	Autor	Endemica	FA
1049	<i>Platystele umbellata</i>	P.Ortiz		X
1050	<i>Platythelys maculata</i>	(Hook.) Garay		X
1051	<i>Platythelys mayoriana</i>	(Kraenzl.) Garay	x	X
1052	<i>Platythelys querceticola</i>	(Lindl.) Garay		
1053	<i>Pleurothallis adonis</i>	Luer		
1054	<i>Pleurothallis aggeris</i>	Luer		X
1055	<i>Pleurothallis altimonile</i>	Luer & R.Escobar		X
1056	<i>Pleurothallis alvaroi</i>	Luer & R.Escobar		
1057	<i>Pleurothallis antennifera</i>	Lindl.		X
1058	<i>Pleurothallis bicornis</i>	Lindl.		X
1059	<i>Pleurothallis bivalvis</i>	Lindl.		
1060	<i>Pleurothallis bulbosa</i>	(Luer & R. Escobar) Pfahl		
1061	<i>Pleurothallis calceolaris</i>	Rchb.f.		
1062	<i>Pleurothallis calogramma</i>	Luer		
1063	<i>Pleurothallis calolalax</i>	Luer & R.Escobar		
1064	<i>Pleurothallis canaliculata</i>	Rchb. f.		
1065	<i>Pleurothallis canaligera</i>	Rchb.f.		
1066	<i>Pleurothallis canidentis</i>	Luer & R.Escobar		
1067	<i>Pleurothallis caprina</i>	Luer & R.Escobar		
1068	<i>Pleurothallis cardiostola</i>	Rchb.f.		
1069	<i>Pleurothallis cardiothallis</i>	Rchb.f.		
1070	<i>Pleurothallis cassidata</i>	Luer & R.Escobar		
1071	<i>Pleurothallis chloroleuca</i>	Lindl.		X
1072	<i>Pleurothallis chuscalica</i>	Luer	x	X
1073	<i>Pleurothallis cordata</i>	(Ruiz & Pav.) Lindl.		
1074	<i>Pleurothallis cordifolia</i>	Rchb.f. & H.Wagener		
1075	<i>Pleurothallis coriacardia</i>	Rchb.f.		
1076	<i>Pleurothallis cyanea</i>	Luer & R.Escobar		
1077	<i>Pleurothallis deflexa</i>	Luer		
1078	<i>Pleurothallis diabolica</i>	Luer & R.Escobar		
1079	<i>Pleurothallis discoidea</i>	Lindl.		
1080	<i>Pleurothallis divaricans</i>	Schltr.		X
1081	<i>Pleurothallis dunstervillei</i>	Foldats		
1082	<i>Pleurothallis fossulata</i>	Luer & R.Escobar		
1083	<i>Pleurothallis fugax</i>	Luer & R.Escobar		
1084	<i>Pleurothallis ganymedes</i>	Luer & R.Escobar		
1085	<i>Pleurothallis garayana</i>	(Ospina) Luer		
1086	<i>Pleurothallis glabra</i>	Luer & R.Escobar		
1087	<i>Pleurothallis globosa</i>	Luer & R.Escobar		
1088	<i>Pleurothallis gomezii</i>	Luer & R.Escobar		
1089	<i>Pleurothallis grandiflora</i>	Lindl.		
1090	<i>Pleurothallis hemisphaerica</i>	Luer & R.Escobar	x	X



No.	Especie (Nombre aceptado)	Autor	Endemica	FA
1091	<i>Pleurothallis hippocrepica</i>	Luer & R.Escobar		X
1092	<i>Pleurothallis inflata</i>	Rolfe		X
1093	<i>Pleurothallis jaculifera</i>	Luer & R.Escobar		X
1094	<i>Pleurothallis lamellaris</i>	Lindl.		X
1095	<i>Pleurothallis latipetala</i>	Garay		
1096	<i>Pleurothallis lehmanniana</i>	Schltr.		
1097	<i>Pleurothallis lilijae</i>	Foldats		
1098	<i>Pleurothallis lindenii</i>	Lindl.		X
1099	<i>Pleurothallis linguifera</i>	Lindl.		
1100	<i>Pleurothallis litotes</i>	Luer		
1101	<i>Pleurothallis lobata</i>	Luer		
1102	<i>Pleurothallis londonoi</i>	Luer		
1103	<i>Pleurothallis lopezii</i>	Luer & R.Escobar		
1104	<i>Pleurothallis loranthophylla</i>	Rchb.f.		X
1105	<i>Pleurothallis lunaris</i>	Luer & R.Escobar		
1106	<i>Pleurothallis matudana</i>	C.Schweinf.		
1107	<i>Pleurothallis megalorhina</i>	Luer & R.Escobar		
1108	<i>Pleurothallis microcardia</i>	Rchb.f.		
1109	<i>Pleurothallis miserrima</i>	Lindl.		
1110	<i>Pleurothallis notabilis</i>	Luer & R.Escobar	x	X
1111	<i>Pleurothallis nox-media</i>	Luer & R.Escobar		
1112	<i>Pleurothallis odobeniceps</i>	Luer		
1113	<i>Pleurothallis orthostachys</i>	Luer & R.Escobar		X
1114	<i>Pleurothallis pedunculata</i>	(Klotzsch) Rchb.f.		X
1115	<i>Pleurothallis penduliflora</i>	Kraenzl.		X
1116	<i>Pleurothallis perijaensis</i>	Dunst.		
1117	<i>Pleurothallis perijaensis</i>	Dunst.		
1118	<i>Pleurothallis phalangifera</i>	(C.Presl) Rchb.f.		X
1119	<i>Pleurothallis phyllocardioides</i>	Schltr.		X
1120	<i>Pleurothallis polysticta</i>	Luer		
1121	<i>Pleurothallis pulvinaris</i>	Luer & R.Escobar	x	X
1122	<i>Pleurothallis quadricaudata</i>	Schltr.		
1123	<i>Pleurothallis revoluta</i>	(Ruiz & Pav.) Garay		X
1124	<i>Pleurothallis rowleei</i>	Ames		
1125	<i>Pleurothallis ruscifolia</i>	(Jacq.) R.Br.		X
1126	<i>Pleurothallis saltatoria</i>	Lindl.		
1127	<i>Pleurothallis scabrilinguis</i>	Lindl.		
1128	<i>Pleurothallis secunda</i>	Poepp. & Endl.		X
1129	<i>Pleurothallis siphoglossa</i>	Luer & R.Escobar		
1130	<i>Pleurothallis sotarae</i>	Schltr.		
1131	<i>Pleurothallis stricta</i>	Luer		
1132	<i>Pleurothallis strobilifera</i>	F.Lehm. & Kraenzl.		X



No.	Especie (Nombre aceptado)	Autor	Endemica	FA
1133	<i>Pleurothallis supervacanea</i>	Rchb.f.		
1134	<i>Pleurothallis tanyrhina</i>	Luer & R.Escobar	x	X
1135	<i>Pleurothallis tetragona</i>	Luer & R.Escobar		
1136	<i>Pleurothallis tridentata</i>	Klotzsch		
1137	<i>Pleurothallis tuzae</i>	Luer	x	X
1138	<i>Pleurothallis urceolata</i>	Luer		
1139	<i>Pleurothallopsis clausa</i>	(Luer & R.Escobar) Pridgeon & M.W.Chase		
1140	<i>Pleurothallopsis inaequalis</i>	(Luer & R.Escobar) Pridgeon & M.W.Chase		
1141	<i>Pleurothallopsis microptera</i>	(Schltr.) Pridgeon & M.W.Chase		
1142	<i>Pleurothallopsis norae</i>	(Garay & Dunst.) Pridgeon & M.W.Chase		
1143	<i>Pleurothallopsis powersii</i>	(Luer) Pridgeon & M.W.Chase		
1144	<i>Pleurothallopsis tubulosa</i>	(Lindl.) Pridgeon & M.W.Chase		
1145	<i>Pleurothallopsis ujaensis</i>	(Rchb.f.) Pridgeon & M.W.Chase		
1146	<i>Polycycnis aurita</i>	Dressler		
1147	<i>Polycycnis barbata</i>	(Lindl.) Rchb.f.		X
1148	<i>Polycycnis muscifera</i>	(Lindl. & Paxton) Rchb.f.		
1149	<i>Polystachya concreta</i>	(Jacq.) Garay & H.R.Sweet		X
1150	<i>Polystachya foliosa</i>	(Hook.) Rchb.f.		X
1151	<i>Ponera graminifolia</i>	(Ruiz & Pav.) Rchb.f.		
1152	<i>Ponthieva diptera</i>	Lindl. & Rchb. f.		X
1153	<i>Ponthieva fertilis</i>	(F.Lehm. & Kraenzl.) Salazar		
1154	<i>Ponthieva maculata</i>	Lindl.		
1155	<i>Ponthieva racemosa</i>	(Walter) C.Mohr		
1156	<i>Porroglossum echidna</i>	(Rchb.f.) Garay		X
1157	<i>Porroglossum mordax</i>	(Rchb.f.) H.R.Sweet		X
1158	<i>Porroglossum muscosum</i>	(Rchb.f.) Schltr.		X
1159	<i>Porroglossum nutibara</i>	Luer & R.Escobar	x	X
1160	<i>Porroglossum rodrigo</i>	H.R.Sweet		X
1161	<i>Porroglossum sergii</i>	P.Ortiz	x	X
1162	<i>Prescottia cordifolia</i>	Rchb.f.		X
1163	<i>Prescottia oligantha</i>	(Sw.) Lindl.		
1164	<i>Prescottia petiolaris</i>	Lindl.		
1165	<i>Prescottia stachyodes</i>	(Sw.) Lindl.		X
1166	<i>Prosthechea aemula</i>	(Lindl.) W.E.Higgins		
1167	<i>Prosthechea baculus</i>	(Rchb.f.) W.E.Higgins		X
1168	<i>Prosthechea chimborazoensis</i>	(Schltr.) W.E.Higgins		
1169	<i>Prosthechea crassilabia</i>	(Poepp. & Endl.) Carnevali & I.Ramírez		
1170	<i>Prosthechea fragrans</i>	(Sw.) W.E.Higgins		
1171	<i>Prosthechea gilbertoi</i>	(Garay) W.E.Higgins		
1172	<i>Prosthechea grammatoglossa</i>	(Rchb.f.) W.E.Higgins		X
1173	<i>Prosthechea hartwegii</i>	(Lindl.) W.E.Higgins		
1174	<i>Prosthechea livida</i>	(Lindl.) W.E.Higgins		



No.	Especie (Nombre aceptado)	Autor	Endemica	FA
1175	<i>Prosthechea macrothyrsodes</i>	(Rchb.f.) Christenson		
1176	<i>Prosthechea megahybos</i>	(Schltr.) Dodson & Hágsater		
1177	<i>Prosthechea mejia</i>	(Withner & P.A.Harding) W.E.Higgins		
1178	<i>Prosthechea pygmaea</i>	(Hook.) W.E.Higgins		X
1179	<i>Prosthechea tigrina</i>	(Linden ex Lindl.) W.E.Higgins		
1180	<i>Prosthechea vespa</i>	(Vell.) W.E.Higgins		X
1181	<i>Psilochilus antioquiensis</i>	Kolan.		
1182	<i>Psilochilus maderoii</i>	Schltr.		X
1183	<i>Psilochilus vallecaucanus</i>	Kolan. & Szlach.		
1184	<i>Psychopsis krameriana</i>	(Rchb.f.) H.G.Jones		
1185	<i>Pterichis galeata</i>	Lindl.		X
1186	<i>Pterichis habenarioides</i>	(F.Lehm. & Kraenzl.) Schltr.		
1187	<i>Pterichis pauciflora</i>	Schltr.		X
1188	<i>Pterostemma antioquiense</i>	F.Lehm. & Kraenzl.	x	X
1189	<i>Pterostemma escobarii</i>	(Dodson) M.W.Chase & N.H.Williams		
1190	<i>Restrepia antennifera</i>	Kunth		X
1191	<i>Restrepia brachypus</i>	Rchb.f.		X
1192	<i>Restrepia chocoensis</i>	Garay		X
1193	<i>Restrepia contorta</i>	(Ruiz & Pav.) Luer		X
1194	<i>Restrepia cuprea</i>	Luer & R.Escobar	x	X
1195	<i>Restrepia echo</i>	Luer & R.Escobar	x	X
1196	<i>Restrepia falckenbergii</i>	Rchb.f.	x	X
1197	<i>Restrepia guttulata</i>	Lindl.		X
1198	<i>Restrepia muscifera</i>	(Lindl.) Rchb.f. ex Lindl.		X
1199	<i>Restrepia pelyx</i>	Luer & R.Escobar		X
1200	<i>Restrepia sanguinea</i>	Rolfe		X
1201	<i>Restrepia trichoglossa</i>	F.Lehm. ex Sander		X
1202	<i>Restrepia tsubotae</i>	Luer & R.Escobar	x	X
1203	<i>Restrepia vasquezii</i>	Luer		
1204	<i>Restrepiella ophiocephala</i>	(Lindl.) Garay & Dunst.		X
1205	<i>Rhetinantha acuminata</i>	(Lindl.) M.A.Blanco		
1206	<i>Rhetinantha monacensis</i>	(Kraenzl.) M.A.Blanco		
1207	<i>Rodriguezia antioquiiana</i>	Kraenzl.		
1208	<i>Rodriguezia carnea</i>	Lindl.		X
1209	<i>Rodriguezia granadensis</i>	(Lindl.) Rchb.f.		X
1210	<i>Rodriguezia lanceolata</i>	Ruiz & Pav.		X
1211	<i>Rodriguezia lehmannii</i>	Rchb.f.		
1212	<i>Rodriguezia refracta</i>	(Lindl. ex Linden) Rchb.f.		X
1213	<i>Rossioglossum ampliatum</i>	(Lindl.) M.W.Chase & N.H.Williams		
1214	<i>Rudolfiella floribunda</i>	(Schltr.) Hoehne		X
1215	<i>Sacoila lanceolata</i>	(Aubl.) Garay		
1216	<i>Sarcoglottis acaulis</i>	(Sm.) Schltr.		X



No.	Especie (Nombre aceptado)	Autor	Endemica	FA
1217	<i>Sauvetrea alpestris</i>	(Lindl.) Szlach.		
1218	<i>Sauvetrea laevilabris</i>	(Lindl.) M.A.Blanco		
1219	<i>Scaphosepalum antenniferum</i>	Rolfe		X
1220	<i>Scaphosepalum breve</i>	(Rchb.f.) Rolfe		X
1221	<i>Scaphosepalum gibberosum</i>	(Rchb.f.) Rolfe		X
1222	<i>Scaphosepalum grande</i>	Kraenzl.	x	X
1223	<i>Scaphosepalum lima</i>	(F.Lehm. & Kraenzl.) Schltr.	x	X
1224	<i>Scaphosepalum panduratum</i>	Luer & R.Escobar	x	X
1225	<i>Scaphosepalum pulvinare</i>	(Rchb.f.) Rolfe		X
1226	<i>Scaphosepalum swertiifolium</i>	(Rchb.f.) Rolfe		X
1227	<i>Scaphosepalum tiaratum</i>	Luer		X
1228	<i>Scaphyglottis aurea</i>	(Rchb.f.) Foldats		X
1229	<i>Scaphyglottis bicornis</i>	(Lindl.) Garay		
1230	<i>Scaphyglottis boliviensis</i>	(Rolfe) B.R.Adams		X
1231	<i>Scaphyglottis cuniculata</i>	(Schltr.) Dressler		
1232	<i>Scaphyglottis dunstervillei</i>	(Garay) Foldats		
1233	<i>Scaphyglottis leucantha</i>	Rchb.f.		
1234	<i>Scaphyglottis longicaulis</i>	S.Watson		X
1235	<i>Scaphyglottis modesta</i>	(Rchb.f.) Schltr.		
1236	<i>Scaphyglottis prolifera</i>	(R.Br.) Cogn.		X
1237	<i>Scaphyglottis propinqua</i>	C.Schweinf.		
1238	<i>Scaphyglottis punctulata</i>	(Rchb.f.) C.Schweinf.		X
1239	<i>Scaphyglottis summersii</i>	L.O.Williams		
1240	<i>Scaphyglottis triloba</i>	B.R.Adams		
1241	<i>Schlimmia alpina</i>	Rchb. f. & Warsz.		X
1242	<i>Schlimmia jasminodora</i>	Planch. & Linden		X
1243	<i>Scuticaria steelei</i>	(Hook.) Lindl.		
1244	<i>Sertifera colombiana</i>	Schltr.		X
1245	<i>Sertifera purpurea</i>	Lindl. & Rchb.f.		X
1246	<i>Sievekingia colombiana</i>	Garay		X
1247	<i>Sievekingia filifera</i>	Dressler	x	X
1248	<i>Sievekingia fimbriata</i>	Rchb.f.		
1249	<i>Sievekingia reichenbachiana</i>	Rolfe		
1250	<i>Sobralia antioquiensis</i>	Schltr.	x	X
1251	<i>Sobralia bimaculata</i>	Garay	x	X
1252	<i>Sobralia candida</i>	(Poepp. & Endl.) Rchb.f.		X
1253	<i>Sobralia carazoi</i>	Lank. & Ames		
1254	<i>Sobralia crocea</i>	(Poepp. & Endl.) Rchb.f.		
1255	<i>Sobralia decora</i>	Bateman		
1256	<i>Sobralia densifoliata</i>	Schltr.		
1257	<i>Sobralia fragrans</i>	Lindl.		X
1258	<i>Sobralia gloriosa</i>	Rchb.f.		



No.	Especie (Nombre aceptado)	Autor	Endemica	FA
1259	<i>Sobralia klotzschiana</i>	Rchb.f.		
1260	<i>Sobralia lancea</i>	Garay		X
1261	<i>Sobralia liliastrum</i>	Lindl.		
1262	<i>Sobralia macrophylla</i>	Rchb.f.		X
1263	<i>Sobralia pulcherrima</i>	Garay		X
1264	<i>Sobralia roezlii</i>	Rchb.f.		X
1265	<i>Sobralia rosea</i>	Poepp. & Endl.		X
1266	<i>Sobralia ruckeri</i>	Linden & Rchb.f.		
1267	<i>Sobralia valida</i>	Rolfe		X
1268	<i>Sobralia violacea</i>	Linden ex Lindl.		X
1269	<i>Sobralia virginialis</i>	Peeters & Cogn.		X
1270	<i>Sobralia wilsoniana</i>	Rolfe		
1271	<i>Specklinia alata</i>	(A.Rich. & Galeotti) Solano & Soto Arenas		
1272	<i>Specklinia aristata</i>	(Hook.) Pridgeon & M.W.Chase		
1273	<i>Specklinia calderae</i>	(Luer) Luer	x	X
1274	<i>Specklinia campylostyle</i>	(P.Ortiz) Pridgeon & M.W.Chase		
1275	<i>Specklinia cestochila</i>	(Garay) Pridgeon & M.W.Chase		
1276	<i>Specklinia colombiana</i>	(Garay) Pridgeon & M.W.Chase		
1277	<i>Specklinia corniculata</i>	(Sw.) Steud.		
1278	<i>Specklinia cycesis</i>	(Luer & R.Escobar) Luer	x	X
1279	<i>Specklinia gracillima</i>	(Lindl.) Pridgeon & M.W.Chase		
1280	<i>Specklinia grobyi</i>	(Bateman ex Lindl.) F.Barros		
1281	<i>Specklinia ichthyonekys</i>	(Luer) Pridgeon & M.W.Chase		
1282	<i>Specklinia intonsa</i>	(Luer & R.Escobar) Pridgeon & M.W.Chase		
1283	<i>Specklinia macroblepharis</i>	(Rchb.f.) Pridgeon & M.W.Chase		
1284	<i>Specklinia picta</i>	(Lindl.) Pridgeon & M.W.Chase		
1285	<i>Specklinia recula</i>	(Luer) Luer		
1286	<i>Specklinia samacensis</i>	(Ames) Pridgeon & M.W.Chase		
1287	<i>Specklinia scolopax</i>	(Luer & R.Escobar) Pridgeon & M.W.Chase		
1288	<i>Specklinia tenax</i>	(Luer & R.Escobar) Pridgeon & M.W.Chase		
1289	<i>Specklinia zephyrina</i>	(Rchb.f.) Luer		X
1290	<i>Stanhopea maculosa</i>	Knowles & Westc.		X
1291	<i>Stanhopea oculata</i>	(Lodd.) Lindl.		
1292	<i>Stanhopea platyceras</i>	Rchb.f.		
1293	<i>Stanhopea posadae</i>	Jenny & Braem		
1294	<i>Stanhopea schilleriana</i>	Rchb.f.		
1295	<i>Stanhopea tricomis</i>	Lindl.		
1296	<i>Stelis alba</i>	Kunth		X
1297	<i>Stelis anchorilabia</i>	Ó. Duque		
1298	<i>Stelis angustifolia</i>	Kunth		X
1299	<i>Stelis antioquiensis</i>	Schltr.		X
1300	<i>Stelis aprica</i>	Lindl.		X



No.	Especie (Nombre aceptado)	Autor	Endemica	FA
1301	<i>Stelis argentata</i>	Lindl.		X
1302	<i>Stelis ascendens</i>	Lindl.		
1303	<i>Stelis barbuda</i>	O.Duque	x	X
1304	<i>Stelis bicolor</i>	Luer & Hirtz		
1305	<i>Stelis bractescens</i>	Garay		X
1306	<i>Stelis calceolaris</i>	Garay		
1307	<i>Stelis cochlearis</i>	Garay	x	X
1308	<i>Stelis cocornaensis</i>	(Luer & R.Escobar) Pridgeon & M.W.Chase		
1309	<i>Stelis coelochila</i>	Luer		
1310	<i>Stelis coleata</i>	Luer & Hirtz		
1311	<i>Stelis colombiana</i>	Ames		X
1312	<i>Stelis comica</i>	O.Duque	x	X
1313	<i>Stelis concinna</i>	Lindl.		
1314	<i>Stelis convoluta</i>	(Lindl.) Pridgeon & M.W.Chase		
1315	<i>Stelis crassilabia</i>	Schltr.		X
1316	<i>Stelis crenata</i>	(Lindl.) Pridgeon & M.W.Chase		
1317	<i>Stelis crescenticola</i>	Schltr.		X
1318	<i>Stelis cucullata</i>	Ames		X
1319	<i>Stelis dapsilis</i>	Pridgeon & M.W.Chase		
1320	<i>Stelis elongata</i>	Kunth		X
1321	<i>Stelis erecta</i>	O.Duque	x	X
1322	<i>Stelis erucosa</i>	(Luer & R.Escobar) Pridgeon & M.W.Chase		
1323	<i>Stelis eublepharis</i>	Rchb.f.		X
1324	<i>Stelis eugenii</i>	Schltr.		X
1325	<i>Stelis excelsa</i>	(Garay) Pridgeon & M.W.Chase		
1326	<i>Stelis fendleri</i>	Lindl.		X
1327	<i>Stelis foetida</i>	O.Duque		X
1328	<i>Stelis franciscana</i>	O.Duque	x	X
1329	<i>Stelis frontinensis</i>	O.Duque	x	X
1330	<i>Stelis galeata</i>	(Lindl.) Pridgeon & M.W.Chase		
1331	<i>Stelis gargantua</i>	Pridgeon & M.W.Chase		
1332	<i>Stelis gelida</i>	(Lindl.) Pridgeon & M.W.Chase		
1333	<i>Stelis gemma</i>	Garay		X
1334	<i>Stelis gloriae</i>	Ó. Duque	x	X
1335	<i>Stelis glossula</i>	Rchb.f.		
1336	<i>Stelis grossilabris</i>	Rchb.f.		X
1337	<i>Stelis guatemalensis</i>	Schltr.		
1338	<i>Stelis gustavii</i>	O.Duque		
1339	<i>Stelis humilis</i>	Lindl.		
1340	<i>Stelis hylophila</i>	Rchb.f.		X
1341	<i>Stelis hymenantha</i>	Schltr.		
1342	<i>Stelis immersa</i>	(Linden & Rchb.f.) Pridgeon & M.W.Chase		



No.	Especie (Nombre aceptado)	Autor	Endemica	FA
1343	<i>Stelis imraei</i>	(Lindl.) Pridgeon & M.W.Chase		
1344	<i>Stelis inclinata</i>	O.Duque	x	X
1345	<i>Stelis kefersteiniana</i>	(Rchb.f.) Pridgeon & M.W.Chase		
1346	<i>Stelis laevigata</i>	(Lindl.) Pridgeon & M.W.Chase		
1347	<i>Stelis lamellata</i>	Lindl.		
1348	<i>Stelis lanceolata</i>	(Ruiz & Pav.) Willd.		
1349	<i>Stelis langlassei</i>	Schltr.		
1350	<i>Stelis lentiginosa</i>	Lindl.		X
1351	<i>Stelis londonnii</i>	O.Duque	x	X
1352	<i>Stelis longipetala</i>	O.Duque	x	X
1353	<i>Stelis maderoi</i>	Schltr.		X
1354	<i>Stelis magdalenae</i>	(Rchb.f.) Pridgeon & M.W.Chase		
1355	<i>Stelis microchila</i>	Schltr.		
1356	<i>Stelis muscifera</i>	Lindl.		X
1357	<i>Stelis muscosa</i>	Lindl.		X
1358	<i>Stelis nanegalensis</i>	Lindl.		X
1359	<i>Stelis nitens</i>	Rchb.f.		
1360	<i>Stelis nutans</i>	Lindl.		
1361	<i>Stelis oblonga</i>	(Ruiz & Pav.) Willd.		X
1362	<i>Stelis pachypus</i>	F.Lehm. & Kraenzl.		
1363	<i>Stelis papiliopsis</i>	O.Duque	x	X
1364	<i>Stelis pendulata</i>	Ó. Duque		
1365	<i>Stelis pilipapillosa</i>	Ó. Duque		
1366	<i>Stelis pittieri</i>	Schltr. ex Knuth		
1367	<i>Stelis platystachya</i>	Garay & Dunst.		X
1368	<i>Stelis portillae</i>	Luer & Hirtz		
1369	<i>Stelis prolata</i>	Luer & Hirtz		
1370	<i>Stelis pulchella</i>	Kunth		
1371	<i>Stelis purpurea</i>	(Ruiz & Pav.) Willd.		X
1372	<i>Stelis pusilla</i>	Kunth		X
1373	<i>Stelis pyramidalis</i>	O.Duque	x	X
1374	<i>Stelis retroversa</i>	O.Duque		X
1375	<i>Stelis rictoria</i>	(Rchb.f.) Pridgeon & M.W.Chase		
1376	<i>Stelis rodrigoii</i>	(Luer) Pridgeon & M.W.Chase		
1377	<i>Stelis rostrata</i>	Luer		
1378	<i>Stelis rubens</i>	Schltr.		X
1379	<i>Stelis ruris</i>	O.Duque		
1380	<i>Stelis santiagoensis</i>	Mansf.		X
1381	<i>Stelis scaphoides</i>	O.Duque		
1382	<i>Stelis schmidtchenii</i>	Schltr.		
1383	<i>Stelis scutella</i>	O.Duque	x	X
1384	<i>Stelis spatulata</i>	Poepp. & Endl.		X



No.	Especie (Nombre aceptado)	Autor	Endemica	FA
1385	<i>Stelis stapedia</i>	O.Duque	x	X
1386	<i>Stelis striolata</i>	Lindl.		
1387	<i>Stelis superbiens</i>	Lindl.		X
1388	<i>Stelis tarantula</i>	(Luer & Hirtz) Pridgeon & M.W.Chase		
1389	<i>Stelis taurina</i>	O.Duque	x	X
1390	<i>Stelis tenuipetala</i>	Garay		X
1391	<i>Stelis triangulisepala</i>	C.Schweinf.		
1392	<i>Stelis trichorrhachis</i>	Rchb.f.		
1393	<i>Stelis tridentata</i>	Lindl.		X
1394	<i>Stelis trilobata</i>	O.Duque		
1395	<i>Stelis truncata</i>	Lindl.		
1396	<i>Stelis velaticaulis</i>	(Rchb.f.) Pridgeon & M.W.Chase		
1397	<i>Stelis velutina</i>	Lindl.		X
1398	<i>Stelis verecunda</i>	Schltr.		X
1399	<i>Stelis villosa</i>	(Knowles & Westc.) Pridgeon & M.W.Chase		
1400	<i>Stelis violacea</i>	Garay		
1401	<i>Stelis wercklei</i>	Schltr.		X
1402	<i>Stelis yanganensis</i>	Luer & Hirtz		
1403	<i>Stenorrhynchos speciosum</i>	(Jacq.) Rich.		X
1404	<i>Sudamerlycaste cobbiana</i>	(B.S.Williams) Archila		
1405	<i>Sudamerlycaste fulvescens</i>	(Hook.) Archila		
1406	<i>Sudamerlycaste gigantea</i>	(Lindl.) Archila		
1407	<i>Teagueia phasmida</i>	(Luer & R.Escobar) O.Gruss & M.Wolff		
1408	<i>Telipogon antioquianus</i>	Rchb.f.		X
1409	<i>Telipogon chrysocrates</i>	Rchb.f.		
1410	<i>Telipogon dubius</i>	Rchb.f.		
1411	<i>Telipogon gracilis</i>	Schltr.		
1412	<i>Telipogon hemimelas</i>	Rchb.f.		X
1413	<i>Telipogon kalbreyerianus</i>	Kraenzl.		
1414	<i>Telipogon latifolius</i>	Kunth		X
1415	<i>Telipogon musaicus</i>	Rchb.f.	x	X
1416	<i>Telipogon nervosus</i>	(L.) Druce		
1417	<i>Telipogon nitens</i>	Rchb.f.		
1418	<i>Telipogon ospinae</i>	Dodson & R.Escobar	x	X
1419	<i>Telipogon patinii</i>	Rchb.f.		
1420	<i>Telipogon polymerus</i>	Rchb.f.		
1421	<i>Telipogon polyneuros</i>	Rchb.f. ex Kraenzl.	x	X
1422	<i>Telipogon pulcher</i>	Rchb.f.		
1423	<i>Telipogon schmidtchenii</i>	Rchb.f. ex Kraenzl.		
1424	<i>Telipogon vieirae</i>	Dodson & R.Escobar	x	X
1425	<i>Telipogon wallisii</i>	Rchb.f.		X
1426	<i>Telipogon williamsii</i>	P.Ortiz		



No.	Especie (Nombre aceptado)	Autor	Endemica	FA
1427	<i>Teuscheria elegans</i>	Garay	x	X
1428	<i>Trichocentrum ascendens</i>	(Lindl.) M.W.Chase & N.H.Williams		
1429	<i>Trichocentrum capistratum</i>	Linden & Rchb.f.		X
1430	<i>Trichocentrum carthagenense</i>	(Jacq.) M.W.Chase & N.H.Williams		
1431	<i>Trichocentrum cebolleta</i>	(Jacq.) M.W.Chase & N.H.Williams		
1432	<i>Trichocentrum nudum</i>	(Bateman ex Lindl.) M.W.Chase & N.H.Williams		
1433	<i>Trichopilia callichroma</i>	Rchb.f.		
1434	<i>Trichopilia conceptionis</i>	Kraenzl.	x	X
1435	<i>Trichopilia fragrans</i>	(Lindl.) Rchb.f.		
1436	<i>Trichopilia hennisiana</i>	Kraenzl.		
1437	<i>Trichopilia juninensis</i>	C.Schweinf.		X
1438	<i>Trichopilia rostrata</i>	Rchb.f.		
1439	<i>Trichosalpinx aestrochila</i>	Luer	x	X
1440	<i>Trichosalpinx acremona</i>	(Luer) Luer		X
1441	<i>Trichosalpinx alabastra</i>	(Luer & R.Escobar) Luer		X
1442	<i>Trichosalpinx arbuscula</i>	(Lindl.) Luer		X
1443	<i>Trichosalpinx ballatrix</i>	Luer & R.Escobar	x	X
1444	<i>Trichosalpinx blaisdellii</i>	(S.Watson) Luer		
1445	<i>Trichosalpinx bricenoensis</i>	Luer & R.Escobar	x	X
1446	<i>Trichosalpinx calceolaris</i>	Luer & R.Escobar	x	X
1447	<i>Trichosalpinx caudata</i>	Luer & R.Escobar	x	X
1448	<i>Trichosalpinx chamaelepanthes</i>	(Rchb.f.) Luer		X
1449	<i>Trichosalpinx dependens</i>	(Luer) Luer		X
1450	<i>Trichosalpinx dura</i>	(Lindl.) Luer		X
1451	<i>Trichosalpinx ectopa</i>	Luer		X
1452	<i>Trichosalpinx intricata</i>	(Lindl.) Luer		
1453	<i>Trichosalpinx montana</i>	(Barb.Rodr.) Luer		X
1454	<i>Trichosalpinx multicuspidata</i>	(Rchb.f.) Luer		X
1455	<i>Trichosalpinx orbicularis</i>	(Lindl.) Luer		X
1456	<i>Trichosalpinx pergrata</i>	(Ames) Luer		X
1457	<i>Trichosalpinx pseudolepanthes</i>	Luer & R.Escobar		X
1458	<i>Trichosalpinx pusilla</i>	(Kunth) Luer		X
1459	<i>Trichosalpinx quitensis</i>	(Rchb.f.) Luer		
1460	<i>Trichosalpinx robledorum</i>	(Luer & R.Escobar) Luer		X
1461	<i>Trichosalpinx semilunata</i>	(Luer) Luer		X
1462	<i>Trichosalpinx vagans</i>	(Garay & Dunst.) Luer	x	X
1463	<i>Trichosalpinx webbiae</i>	Luer & R.Escobar	x	X
1464	<i>Trichosalpinx xiphochila</i>	(Rchb.f.) Luer		
1465	<i>Trigonidium egertonianum</i>	Bateman ex Lindl.		
1466	<i>Trigonidium insigne</i>	Rchb. f. ex Benth. & Hook. f.		
1467	<i>Trisetella abbreviata</i>	Luer		



No.	Especie (Nombre aceptado)	Autor	Endemica	FA
1468	<i>Trisetella gemmata</i>	(Rchb.f.) Luer		X
1469	<i>Trisetella tenuissima</i>	(C.Schweinf.) Luer		X
1470	<i>Trisetella triaristella</i>	(Rchb.f.) Luer		
1471	<i>Trisetella triglochin</i>	(Rchb.f.) Luer		X
1472	<i>Trizeuxis falcata</i>	Lindl.		X
1473	<i>Vanilla odorata</i>	C.Presl		X
1474	<i>Vanilla planifolia</i>	Jacks. ex Andrews		X
1475	<i>Vitekorchis aurifera</i>	(Rchb.f.) J.M.H.Shaw		
1476	<i>Warczewiczella marginata</i>	Rchb.f.		
1477	<i>Warreella cyanea</i>	(Lindl.) Schltr.		
1478	<i>Warreella patula</i>	Garay	x	X
1479	<i>Wulfschlaegelia aphylla</i>	(Sw.) Rchb.f.		X
1480	<i>Xylobium chapadense</i>	(Barb.Rodr.) Cogn.		
1481	<i>Xylobium elongatum</i>	(Lindl. & Paxton) Hemsl.		
1482	<i>Xylobium foveatum</i>	(Lindl.) G.Nicholson		
1483	<i>Xylobium leontoglossum</i>	(Rchb.f.) Benth. ex Rolfe		X
1484	<i>Zootrophion alvaroi</i>	(Garay) Luer		X
1485	<i>Zootrophion argus</i>	(Kraenzl.) Luer		X
1486	<i>Zootrophion dayanum</i>	(Rchb.f.) Luer		X
1487	<i>Zootrophion trivalve</i>	(Luer & R.Escobar) Luer		
1488	<i>Zygostates apiculata</i>	(Lindl.) Toscano		



Estado del conocimiento y conservación de la familia Cyclanthaceae en los bosques montanos del departamento de Antioquia

Dino Jesús Tuberquia Muñoz

Facultad de Ciencias y Biotecnología, Universidad CES. dtuberquia@ces.edu.co Medellín, Colombia

Anexo 1: Lista de especies de Cyclanthaceae andinas en el departamento de Antioquia.

Asplundia ahlneri Harling
Asplundia domingensis Harling
Asplundia euryspatha Harling
Asplundia flavovaginata Harling
Asplundia harlingiana Galeano & R. Bernal
Asplundia platyphylla Harling
Asplundia sanctae-ritae Galeano & R. Bernal
Asplundia sarmentosa Galeano & R. Bernal
Asplundia urophylla Harling
Asplundia vagans Harling
Carludovica palmata Ruiz & Pav.
Cyclanthus bipartitus Poit. ex A. Rich.
Dicranopygium fissile Galeano & R. Bernal
Evodianthus funifer (Poit.) Lindm.

Sphaeradenia cuatrecasana Harling
Sphaeradenia danielii Harling
Sphaeradenia garciae Harling
Sphaeradenia hamata Harling
Sphaeradenia horrida (Harling) Harling
Sphaeradenia laucheana (Sander ex Mast.) Harling
Sphaeradenia oligostemon Harling
Sphaeradenia purpurea Harling
Asplundia sp. nov. 1
Asplundia sp. nov. 2
Asplundia sp. nov. 3
Dicranopygium sp. nov.
Sphaeradenia sp. nov.



Conservación de palmas de los bosques de niebla en Antioquia

María José Sanín, Lina Marcela Bolívar y Dino Tuberquia

Universidad CES. Medellín, Colombia

Anexo 1. Nombre completo de las especies de palmas del bosque de niebla en Antioquia.

Aiphanes concinna H.E. Moore

Aiphanes hirsuta Burret

Aiphanes leiostachys Burret

Aiphanes lindeniana (H. Wendl.) H. Wendl.

Aiphanes linearis Burret

Aiphanes macroloba Burret

Aiphanes parvifolia Burret

Aiphanes simplex Burret

Ceroxylon alpinum Bonpl. ex DC.

Ceroxylon quindiuense (H. Karst.) H. Wendl.

Ceroxylon sasaimae Galeano

Ceroxylon vogelianum (Engel) H. Wendl.

Ceroxylon parvifrons (Engel) H. Wendl.

Chamaedorea linearis (Ruiz & Pav.) Mart.

Chamaedorea pinnatifrons (Jacq.) Oerst.

Chamaedorea pygmaea H. Wendl.

Dictyocaryum lamarckianum (Mart.) H. Wendl.

Euterpe longevaginata Mart.

Geonoma concinna Burret

Geonoma frontinensis Burret

Geonoma interrupta (Ruiz & Pav.) Mart.

Geonoma lehmannii Dammer ex Burret

Geonoma orbignyana Mart.

Geonoma undata Klotzsch



Síntesis de los registros biológicos de Antioquia a 2016

David Triviño¹, Andrés Silva¹, Sebastián Botero^{2,3} y Sebastián González-Caro^{1,4}

¹ Universidad Nacional de Colombia - Sede Medellín, Colombia. ajvasquezp@unal.edu.co; ² Grupo Mastozoología Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia; ³ H.W. Manter Laboratory of Parasitology, Nebraska, EEUU; ⁴ Jardín Botánico de Medellín

Metodología

A partir del portal de datos de SiB Colombia¹ se descargaron todos los registros para el departamento de Antioquia hasta el año 2016. Con esta información se estudió la distribución temporal y espacial de diferentes grupos taxonómicos (Animales, plantas y hongos principalmente). Con el fin de encontrar tendencias temporales en la recolección de datos se evaluó por cada año la cantidad de registros y se construyó un chronohograma, el cual es un gráfico que permite evaluar las épocas del año en que los investigadores han colectado mayor número de información (diagrama 1).

¹ <http://datos.biodiversidad.co>

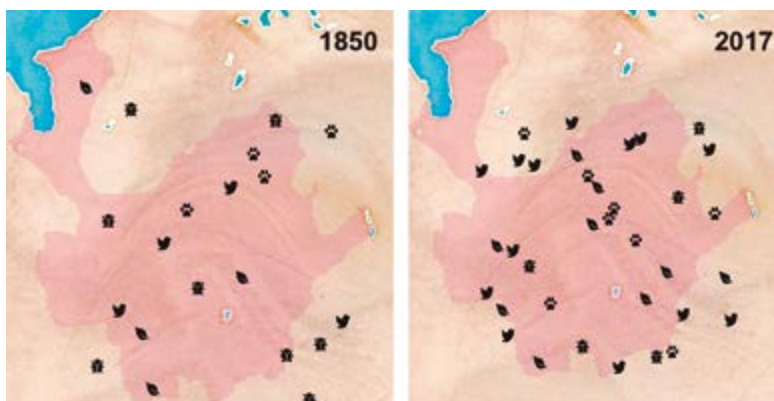


Diagrama 1. Esquematación de la evaluación temporal de la base de datos. Se cuenta la cantidad de registros de los diferentes grupos taxonómicos que hay en un año determinado y posteriormente se representa mediante un gráfico la distribución de los registros en los meses del mismo año. El análisis espacial consistió en realizar cartografía con el fin de determinar la densidad de muestreo en el departamento, mientras que el análisis de los errores en los datos de altitud se realizó siguiendo la metodología propuesta por Feeley & Silman (2010) la cual busca evaluar el efecto de los errores en la georreferenciación en el rango de elevación de las especies. Para esto se determinaron los rangos de elevación de las especies con la base de datos original y con la misma base de datos pero depurada, es decir, se eliminan algunos errores de georreferenciación (diagrama 2).



Diagrama 2. Esquematación de los errores en la coordenada estimados mediante la comparación con polígonos de información político-administrativa (izquierda) y la estimación de los errores en altitud por medio de la comparación con modelos de elevación digital (derecha).



Diagrama 3¹. La estimación de los rangos de elevación de las especies, son susceptibles a los errores de georreferenciación. Es necesario evaluar los problemas de georreferenciación de las bases de datos primarias de biodiversidad.

1 Imagen tomada de <https://methodsblog.wordpress.com/2017/07/25/climate-in-space-and-time/>



Murciélagos de Bosques Andinos de Antioquia

Danny Zurc¹, Carolina López-Castañeda² y Sergio Solari³

¹ Museo de Ciencias Naturales de La Salle, Instituto Tecnológico Metropolitano; ² Sociedad Colombiana de Mastozoología; ³ Universidad de Antioquia Medellín, Colombia

Anexo 1. Matriz de proximidad (Coeficiente de correlación Pearson) entre subregiones.

	Nordeste	Norte	Occidente	Oriente	Suroeste	Valle de Aburrá
Nordeste	1	0,970	0,666	0,975	0,876	0,804
Norte	0,970	1	0,806	0,927	0,897	0,772
Occidente	0,666	0,806	1	0,591	0,817	0,583
Oriente	0,975	0,927	0,591	1	0,894	0,816
Suroeste	0,876	0,897	0,817	0,894	1	0,782
Valle de Aburrá	0,804	0,772	0,583	0,816	0,782	1

Anexo 2. Matriz de proximidad (Coeficiente de correlación Pearson) entre Zonas de Vida.

	bh-PM	bmh-M	bmh-MB	bmh-PM	bmh-PMt	bp-M	bp-PM
bh-PM	1	0,254	0,899	0,795	0,633	0,521	0,856
bmh-M	0,254	1	0,351	0,266	0,079	-0,066	0,129
bmh-MB	0,899	0,351	1	0,949	0,835	0,652	0,938
bmh-PM	0,795	0,266	0,949	1	0,920	0,806	0,963
bmh-PMt	0,633	0,079	0,835	0,920	1	0,747	0,905
bp-M	0,521	-0,066	0,652	0,806	0,747	1	0,795
bp-PM	0,856	0,129	0,938	0,963	0,905	0,795	1



Anexo 3. Matriz de proximidad (Coeficiente de correlación Pearson) entre Coberturas Vegetales.

	Arma	Bg/ri	Bnd	Bnf	Bp	Cc	Em/caa	Fr-p	Ir	Mc	Mcp/en	Mc/en	Mpc	Mp/en	Oh	Oca/t	Pa	Pe/e	Pl	Pn/sh	Tuc	Td/d	Vps
Arma	1	0,736	0,229	0,843	0,830	0,814	0,298	0,124	0,298	0,590	0,930	0,896	0,766	0,822	0,707	-0,198	0,789	0,649	0,805	0,760	0,771	0,817	0,150
Bg/ri	0,736	1	0,536	0,813	0,732	0,575	-0,279	-0,077	-0,279	0,450	0,705	0,865	0,564	0,498	0,144	0,060	0,897	0,293	0,765	0,347	0,746	0,795	-0,198
Bnd	0,229	0,536	1	0,690	0,508	0,306	-0,229	-0,347	-0,229	0,725	0,295	0,147	0,571	0,464	-0,081	0,727	0,162	0,457	0,552	0,211	0,635	0,667	0,289
Bnf	0,843	0,813	0,690	1	0,886	0,803	0,150	-0,046	0,150	0,838	0,836	0,718	0,888	0,869	0,511	0,248	0,638	0,732	0,922	0,727	0,910	0,942	0,318
Bp	0,830	0,732	0,508	0,886	1	0,881	0,357	0,297	0,357	0,700	0,808	0,753	0,896	0,825	0,657	-0,042	0,657	0,636	0,808	0,685	0,816	0,926	0,361
Cc	0,814	0,575	0,306	0,803	0,881	1	0,417	0,252	0,417	0,580	0,715	0,706	0,782	0,770	0,707	-0,197	0,589	0,559	0,708	0,897	0,689	0,820	0,306
Em/caa	0,298	-0,279	-0,229	0,150	0,357	0,417	1	0,661	1,000	0,395	0,386	0,025	0,527	0,577	0,884	-0,184	-0,177	0,603	0,266	0,558	0,214	0,112	0,803
Fr-p	0,124	-0,077	-0,347	-0,046	0,297	0,252	0,661	1	0,661	0,060	0,292	0,205	0,308	0,218	0,535	-0,279	0,134	0,198	0,189	0,174	0,192	-0,085	0,434
Ir	0,298	-0,279	-0,229	0,150	0,357	0,417	1,000	0,661	1	0,395	0,386	0,025	0,527	0,577	0,884	-0,184	-0,177	0,603	0,266	0,558	0,214	0,112	0,803
Mc	0,590	0,450	0,725	0,838	0,700	0,580	0,395	0,060	0,395	1	0,732	0,343	0,924	0,913	0,559	0,583	0,224	0,928	0,850	0,664	0,875	0,707	0,725
Mcp/en	0,930	0,705	0,295	0,836	0,808	0,715	0,386	0,292	0,386	0,732	1	0,836	0,862	0,891	0,728	0,038	0,728	0,782	0,916	0,709	0,893	0,729	0,354
Mc/en	0,896	0,865	0,147	0,718	0,753	0,706	0,025	0,205	0,025	0,343	0,836	1	0,576	0,569	0,453	-0,291	0,975	0,346	0,724	0,530	0,701	0,705	-0,158
Mpc	0,766	0,564	0,571	0,888	0,896	0,782	0,527	0,308	0,527	0,924	0,862	0,576	1	0,968	0,745	0,268	0,440	0,894	0,901	0,761	0,911	0,814	0,670
Mp/en	0,822	0,498	0,464	0,869	0,825	0,770	0,577	0,218	0,577	0,913	0,891	0,569	0,968	1	0,816	0,213	0,408	0,938	0,884	0,834	0,867	0,775	0,662
Oh	0,707	0,144	-0,081	0,511	0,657	0,707	0,884	0,535	0,884	0,559	0,728	0,453	0,745	0,816	1	-0,261	0,250	0,741	0,575	0,789	0,510	0,474	0,649
Oca/t	-0,198	0,060	0,727	0,248	-0,042	-0,197	-0,184	-0,279	-0,184	0,583	0,038	-0,291	0,268	0,213	-0,261	1	-0,261	0,402	0,309	-0,048	0,394	0,066	0,423
Pa	0,789	0,897	0,162	0,638	0,657	0,589	-0,177	0,134	-0,177	0,224	0,728	0,975	0,440	0,408	0,250	-0,261	1	0,185	0,641	0,371	0,634	0,632	-0,324
Pe/e	0,649	0,293	0,457	0,732	0,636	0,559	0,603	0,198	0,603	0,928	0,782	0,346	0,894	0,938	0,741	0,402	0,185	1	0,783	0,716	0,805	0,586	0,782
Pl	0,805	0,765	0,552	0,922	0,808	0,708	0,266	0,189	0,266	0,850	0,916	0,724	0,901	0,884	0,575	0,309	0,641	0,783	1	0,698	0,959	0,769	0,423
Pn/sh	0,760	0,347	0,211	0,727	0,685	0,897	0,558	0,174	0,558	0,664	0,709	0,530	0,761	0,834	0,789	-0,048	0,371	0,716	0,698	1	0,655	0,646	0,482
Tuc	0,771	0,746	0,635	0,910	0,816	0,689	0,214	0,192	0,214	0,875	0,893	0,701	0,911	0,867	0,510	0,394	0,634	0,805	0,959	0,655	1	0,776	0,434
Td/d	0,817	0,795	0,667	0,942	0,926	0,820	0,112	-0,085	0,112	0,707	0,729	0,705	0,814	0,775	0,474	0,066	0,632	0,586	0,769	0,646	0,776	1	0,205
Vps	0,150	-0,198	0,289	0,318	0,361	0,306	0,803	0,434	0,803	0,725	0,354	-0,158	0,670	0,662	0,649	0,423	-0,324	0,782	0,423	0,482	0,434	0,205	1





Bosques Andinos: Estado actual y retos para su conservación en Antioquia

Autores

Adriana M Pérez-Guzmán, Adriana Paola Barbosa, Albert Bokkestajjn, Álvaro Cogollo Pacheco, Álvaro Duque, Álvaro Idárraga Piedrahíta, Álvaro Vásquez, Ana Belén Hurtado, Ana María Benavides Duque, Andres Arias-Alzate, Andrés Silva, Andrés Vélez-Bravo, Camilo Flórez-V, Carlos A. Delgado-V., Carolina López-Castañeda, Carolina Rivera, César Velásquez – Rúa, Claudia Helena Hoyos Estrada, Claudia Milena Agudelo Palacio, Cornelio A. Bota-Sierra, Daniel Ruiz Carrascal, Daniel Zuleta, Danny Zurc, David Triviño, Dino Jesús Tuberquia Muñoz, Edgar Augusto Blanco, Esteban Domínguez Vargas, Estefanía Salazar, Estela Quintero-Vallejo, Eugenio Prieto Soto, German A. Restrepo Soto, Gloria Sanclemente, Gustavo

Aguirre Arias, Hana Londoño, Jairo Rueda, Jennifer C. Girón, Jorge I. del Valle, Juan C. Benavides, Juan Camilo Muñoz, Juan David Sánchez, Juliana Cardona-Duque, Julio Betancur, Lina Marcela Bolívar, Luis Mario Moreno, Luis Toro, Marcela Serna-González, María Cecilia Cardona Ruiz, María del Pilar Restrepo Mesa, María José Sanín, Maria Judith Carmona Higuita, María M. Bedoya-Viana, Mariana Fajardo Arboleda, Marta Wolff, Miguel A. Peña, Natalia Moreno, Natalia Norden, Paula Andrea Morales M, Paula M. Saravia, Samuel Monsalve Correa, Sebastian Botero-Cañola, Sebastian González-Caro, Sebastián Vieira Uribe, Sergio Fajardo Valderrama, Sergio Gomez Echeverry, Sergio Solari, Yenny Correa-Carmona

Revisores externos

Andrés Ochoa Jaramillo (Universidad Nacional de Colombia), Carolina Castellanos (Instituto Alexander von Humboldt), Cristina López (Universidad de Antioquia), Joan Gastón Zamora (Universidad Nacional de Colombia), María Patricia Tobón H. (Helvetas).

Este libro se terminó de imprimir
en Kolors comunicación gráfica en enero de 2018



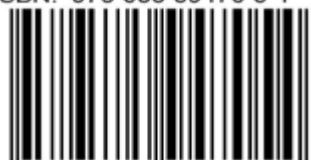








ISBN: 978-958-59470-5-4



9 789585 947054