

Mamíferos silvestres en plantaciones forestales: ¿Una oportunidad para su conservación?

Wild mammals in tree plantations: an opportunity for their conservation?

Juan David Sánchez-Londoño ^{1,2,3*}, Sebastián Botero-Cañola ^{2,3}, Tomás Villada-Cadavid ³

- Recibido: 01/Abr/2021
- Aceptado: 26/Jun/2021
- Publicación en línea: 28/Jun/2021

Citación: Sánchez-Londoño JD, Botero-Cañola S, Villada-Cadavid T. 2021. Mamíferos silvestres en plantaciones forestales: ¿Una oportunidad para su conservación? *Caldasia* 43(2):343-353. doi: <https://doi.org/10.15446/caldasia.v43n2.85471>

ABSTRACT

Forest plantations are monocultures that have been increasing worldwide. These systems are less diverse compared to original forest, but they may contribute to the conservation of local biodiversity since these are used by many species, even some of conservation concern. The relative abundance and the true diversity were measured for volant and non-volant medium and large mammals in five tree plantations projects in the Andean and Caribbean regions of Colombia, and compared with native forest. 78 % and 71 % of the mammals present in the five localities were registered inside the coniferous and teak plantations, respectively. Threatened species such as *Leopardus tigrinus* and *Saguinus Oedipus*, were found in both types of tree plantations. The diversity profiles were similar between the native forest and tree plantations in almost all groups, only terrestrial mammals in coniferous plantations had significant differences. Differences in relative abundance between both forest and plantations were found for all mammal groups. We observed lower mammalian abundance in the tree plantations, which indicates that these modified ecosystems provide lower quality habitat for mammals, but there were far from being “green deserts”, on the contrary they were diverse systems. Species richness and the presence of threatened species are attributes that must be included in plantation management plans and in regional landscape designs.

Keywords. Central Andes, tree plantations, Caribe region, true diversity.

RESUMEN

Las plantaciones forestales son monocultivos que han venido en aumento a nivel mundial. Estos sistemas son menos diversos en comparación con bosques originales, pero pueden aportar a la conservación de la biodiversidad ya que son usadas por muchas especies, incluso algunas amenazadas. Este potencial debe evaluarse en cada localidad. En este trabajo se registró la abundancia relativa y se midió la diversidad verdadera de mamíferos terrestres, arborícolas y voladores, en cinco núcleos forestales de coníferas y de teca en las regiones Andina y Caribe de Colombia, y se comparó con coberturas nativas

¹ Universidad CES, Facultad de Ciencias y Biotecnología. Medellín, Colombia. jsanchezl@ces.edu.co

² Fundación Laboratorio de Conservación Colombia. Medellín, Colombia.

³ Grupo de Mastozoología CTUA, Instituto de Biología, Universidad de Antioquia. Medellín, Colombia

* Autor para correspondencia.



aledañas. El 78 % y 71 % de los mamíferos presentes en los sitios visitados fueron registrados al interior de las plantaciones de coníferas y teca, respectivamente. Al interior de ambos tipos de plantaciones se encontraron especies amenazadas como *Leopardus tigrinus* y *Saguinus oedipus*. Los perfiles de diversidad fueron similares entre bosques y plantaciones en casi todos los grupos. Hubo diferencias significativas solo para los mamíferos terrestres en las plantaciones de coníferas. Se encontraron diferencias en la abundancia relativa entre ambas coberturas para todos los grupos con una tendencia a menor abundancia en las plantaciones, lo cual indica que estas ofrecen un hábitat de menor calidad para los mamíferos silvestres, pero las plantaciones visitadas distan de ser “desiertos verdes” y por el contrario mostraron que son sistemas diversos. La riqueza de especies y la presencia de especies amenazadas son atributos que deben ser incluidos en los planes de manejo forestal y en el diseño del paisaje regional.

Palabras clave. Andes Centrales, bosques plantados, diversidad verdadera, región Caribe.

INTRODUCCIÓN

Una plantación forestal es un área designada para la siembra de especies para la extracción comercial de la madera o como protección de servicios ambientales (FAO 2010). Cerca del 7 % de los bosques del mundo (290 millones has) corresponden a plantaciones forestales, aproximadamente la mitad establecidas exclusivamente para la producción comercial (FAO 2020). En el trópico, el 97 % de las plantaciones forestales se han establecido usando monocultivos de especies exóticas como *Cupressus lucitanica* Mill., 1768, *Tectona grandis* L.f. y especies de los géneros *Pinus* y *Eucalyptus* (FAO 2010, 2020). El establecimiento de estos monocultivos tiene efectos adversos en el funcionamiento de los ecosistemas como la disminución de la productividad del suelo, la interrupción del ciclo del agua, mayor riesgo de plagas y afectación de la biodiversidad (Hartley 2002, Bowyer 2006).

Por otro lado, se ha propuesto que las plantaciones forestales tienen el potencial de contribuir a la conservación de la biodiversidad, incluso de especies amenazadas, ya que pueden asemejar la complejidad estructural de un bosque nativo mejor que sistemas productivos como los agrícolas y ganaderos (Carnus et al. 2006, Sodhi y Ehrlich 2010, Ramírez y Simonetti 2011). Otros trabajos sugieren que las plantaciones pueden servir como una alternativa para la recuperación de la biodiversidad en zonas degradadas o servir de corredores a través del paisaje (Rusch et al. 2007, Bremer y Farley 2010, Paviolo et al. 2018).

De cualquier manera, se reconoce cada vez más a la biodiversidad como un elemento importante de la planificación y el manejo de las plantaciones, tanto al nivel de los lotes plantados, como a través de los paisajes de los cuales hacen parte (Brockerhoff et al. 2013, Begotti et al. 2018). La tendencia actual es establecer estrategias de manejo que disminuyan el efecto negativo de las plantaciones sobre los grupos biológicos presentes originalmente (Brockerhoff et al. 2013, CDB 2010), por lo que un primer paso para esto es entender cómo los grupos biológicos responden ecológicamente a estos sistemas productivos.

En general se ha encontrado una menor diversidad faunística asociada a las plantaciones cuando se compara con la de los bosques nativos de la misma región, especialmente cuando las plantaciones forestales están compuestas por especies exóticas (Brockerhoff et al. 2009, Bremer y Farley 2010, Iezzi et al. 2018). No obstante, cada grupo biológico responde de manera diferente al establecimiento de estas plantaciones exhibiendo patrones de riqueza, de abundancia y de ocupación particulares (Stephens y Wagner 2007, Felton et al. 2010, Paviolo et al. 2018). En los mamíferos se han encontrado diversos resultados dependiendo de los ecosistemas de referencia con los cuales se compare la diversidad presente en las plantaciones. Por ejemplo, en una revisión de 35 trabajos realizada por Stephens y Wagner (2007) se encontró que la riqueza de mamíferos disminuye en las plantaciones forestales cuando se compara con bosques nativos, pero puede ser mayor si es comparada con sistemas agropecuarios. Así mismo,

Felton *et al.* (2010) encontraron en 36 trabajos de varias localidades del mundo, que la abundancia general de los mamíferos fue mayor en las plantaciones que en otros sistemas productivos y pasturas. Sin embargo, los mamíferos presentan diferentes formas de vida, hábitos, dietas y restricciones ecológicas (Feldhamer *et al.* 2015) por lo cual la respuesta al establecimiento de plantaciones puede ser diferente entre grupos como murciélagos, especies arborícolas y especies depredadoras.

Con miras a conocer como el establecimiento de plantaciones forestales influencia la diversidad local, se realizó una caracterización de la diversidad de mamíferos silvestres en cinco núcleos forestales comerciales ubicados en los Andes centrales y en la región Caribe de Colombia, donde se evaluaron: i) las diferencias en diversidad entre las plantaciones y los fragmentos de bosque nativos circundantes; ii) las diferencias en las abundancias relativas entre ambos tipos de cobertura; y iii) la presencia de especies amenazadas y endémicas en las plantaciones. Este trabajo se realizó para murciélagos, mamíferos mediano-grandes terrestres (en adelante mamíferos terrestres) y mamíferos mediano-grandes arborícolas (en adelante mamíferos arborícolas).

MATERIALES Y MÉTODOS

Durante los años 2013 a 2018 se visitaron cinco núcleos forestales (mosaico de lotes plantados de diferentes edades y entremezclados con fragmentos de bosque nativo y bosques ribereños) (Fig. 1). Tres núcleos correspondían a plantaciones de coníferas, compuestas principalmente de *Pinus patula* Schiede ex Schltdl. & Cham. y algunos lotes de *Cupressus lusitanica* y *Pinus maximinoi* H.E. More, ubicados en los Andes centrales de Antioquia (Colombia) en los municipios El Retiro, Caldas-Medellín y Yarumal entre los 1800 y 3000 m. Estos núcleos abarcaban entre 3000 y 5600 ha con el 30 % del área total en coberturas nativas. Los otros dos núcleos correspondían a plantaciones de Teca (*Tectona grandis*) de diferentes edades, ubicadas en Puerto Libertador (Córdoba, Colombia) con 1650 ha y 10 % de fragmentos de bosque nativo y bosques ribereños (Bosque húmedo tropical) y el otro en San Onofre (Sucre, Colombia) con 1652 ha con 40 % de fragmentos de bosque nativo (Bosque húmedo tropical), ambos entre 50 y 190 m de altitud. Cada núcleo forestal varió en su contexto paisajístico con actividades productivas diferentes

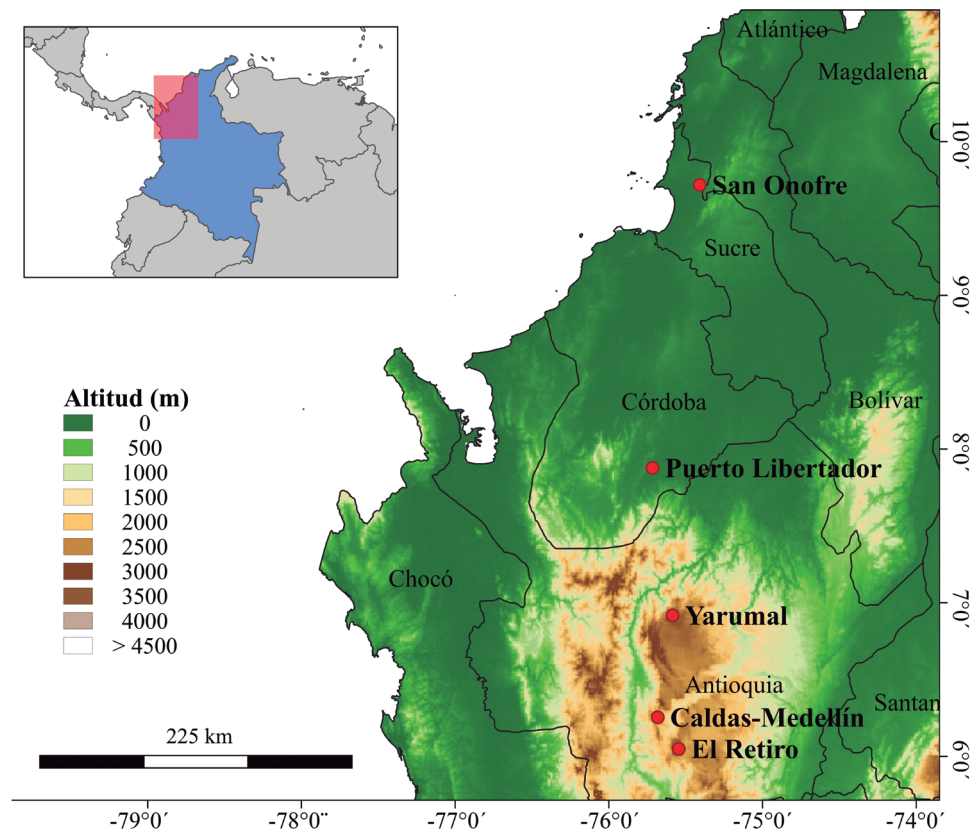


Figura 1. Ubicación de los núcleos forestales estudiados, indicados mediante puntos rojos.

en sus alrededores, y en todos los casos los lotes plantados reemplazaron potreros activos o abandonados.

Para el registro de murciélagos se seleccionaron diez a doce sitios dentro de cada núcleo forestal, cada sitio a una distancia mínima de 1 km de otro dentro del mismo tipo de cobertura vegetal (plantación o bosque nativo). La mitad de los sitios correspondieron a coberturas nativas (fragmentos y bosques ribereños) y la otra mitad a lotes plantados donde ya hubiera un dosel conformado. En cada sitio se utilizaron cinco redes de niebla de 12 m de largo, en un radio < 50m, dos de ellas elevadas en el dosel (4 a 8 m de altura), por noche durante dos noches, entre las 18:00h y las 23:00h. En total se muestrearon 85 noches en los tres núcleos forestales de coníferas (41 en plantaciones y 44 en bosques nativos) y 28 noches en los núcleos forestales de teca (quince en plantaciones y trece en bosques nativos) (Tabla 1 material suplementario). Para la identificación de las especies se siguieron como referencia a Gardner (2008) y a Díaz *et al.* (2016). Luego de ser identificados los animales fueron liberados cerca al sitio de captura dentro de la misma cobertura vegetal. Cada captura se asumió como un registro independiente. Para cada especie se calculó un índice de abundancia relativa IAR a partir del número de capturas dividido por el número de noches y de redes (12 m) usadas (#capturas/red-noche) (Wilson *et al.* 1996).

Para el registro de especies de mamíferos terrestres se utilizaron cámaras automáticas Bushnell Trophy® de 8 megapíxeles, dispuestas en caminos y carreteras forestales tanto en los diferentes lotes sembrados como en fragmentos de bosques y bosques ribereños. Las cámaras fueron ubicadas a 40-50 cm de altura desde el suelo (Díaz-Pulido y Payán Garrido 2012) y estuvieron activas entre 35 y 50 días en modo video por 24 h. Cada cámara fue instalada a una distancia mínima de 1 km una de la otra dentro del mismo tipo de cobertura vegetal (plantación o bosque nativo). Las cámaras se instalaron simultáneamente para cada tipo de cobertura en cada uno de los núcleos forestales. En total se instalaron 38 cámaras (1580 días/cámara) en los núcleos forestales de coníferas (n=17 en plantaciones, n=21 en bosques nativos) y 17 cámaras (765 días/cámara) en los núcleos forestales de teca (n=9 en plantaciones y n=8 en bosques nativos) (Tabla 1 material suplementario).

Los registros consecutivos de la misma especie con un intervalo mayor a una hora se consideraron independientes (Díaz-Pulido y Payán Garrido 2012). Para cada especie

se calculó el índice de abundancia relativa IAR a partir del número de registros dividido por el número de días y cámaras utilizadas X 100 (#registros/100 días-cámara) (Díaz-Pulido y Payán Garrido 2012).

Para el registro de mamíferos arborícolas se realizaron recorridos de observación diurnos y nocturnos de entre 1h y 1,5h, en diez a doce sitios seleccionados en cada núcleo. Estos se realizaron en senderos y carreteras forestales tanto dentro de las plantaciones como en los fragmentos y bosques ribereños. Se utilizaron binoculares y linternas para facilitar la detección de los animales. En total se realizaron 50 recorridos en los núcleos forestales de coníferas (n=25 en plantaciones, n=25 en bosques nativos) y 32 recorridos en los núcleos forestales de teca (n=16 en plantaciones, n=16 en bosques nativos) (Tabla 1 material suplementario). Para cada especie se calculó el índice de abundancia relativa IAR a partir del número de registros dividido el número de horas de observación X 10 h (#registros/10 h) (Wilson *et al.* 1996). Especies como las ardillas, zarigüeyas y tamandúas, fueron registradas tanto en cámaras como en los recorridos de manera independiente, por lo cual cada registro fue tenido en cuenta ya fuera para la categoría de terrestre o de arborícola.

Para generar las listas de especies con la taxonomía actualizada se siguió la usada en Ramírez-Chaves *et al.* (2017). Para identificar las categorías de amenaza de cada especie a nivel nacional se siguió la resolución 1912 de 2017 (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible 2017) y a nivel global la lista roja de la IUCN (www.iucnredlist.org). Para la condición de endemismo se siguieron las referencias Solari *et al.* (2013) y Ramírez-Chaves *et al.* (2017).

Para comparar la diversidad entre los tipos de coberturas (plantaciones y bosque nativo), estimamos la diversidad verdadera (H') utilizando todos los registros de cada especie. Las medidas de diversidad verdadera representan el número efectivo o equivalente de especies en una comunidad, y se calculan con base en los números de Hill (Hill 1973, Jost 2006, Moreno *et al.* 2011), donde los valores de "q" se conocen como el "orden" de la medida de diversidad: q=0 representa la riqueza de especies, q=1 el número de especies efectivas comunes (Diversidad de Shannon) y q=2 el número de especies efectivas dominantes en una comunidad (Diversidad de Simpson) (Jost 2006, Moreno *et al.* 2011). Como cada cobertura (plantaciones o bosques nativos) tuvo diferencias en el esfuerzo de muestreo,

comparamos qDa mediante rarefacción al esfuerzo de la cobertura menos muestreada, y estimamos la diversidad esperada mediante extrapolación (se extrapoló al máximo posible que es dos veces el tamaño de la muestra menor) (Chao *et al.* 2014, Cultid-Medina y Escobar 2019) (Figs. 1 y 2 material suplementario). Comparamos los valores de qDa entre las coberturas utilizando los intervalos de confianza del 95 % en cada orden de la diversidad. Con los valores de diversidad en cada orden se construyó el perfil de diversidad para cada cobertura, representando de la estructura (riqueza y distribución de abundancias) de cada ensamblaje de especies (Moreno *et al.* 2011). Estos análisis se realizaron con el paquete “iNEXT” (Hsieh *et al.* 2016) para R.

Para comparar la distribución de las abundancias de las especies entre plantaciones y bosque nativo, se realizó una prueba χ^2 de homogeneidad (Zar 2010) entre el conjunto de abundancias relativas (IAR), para cada uno de los tres grupos de mamíferos. Para correr la prueba se escalaron los IAR a frecuencias absolutas (# de registros proporcionales de cada especie) teniendo en cuenta que los IAR ya incluían una estandarización por el esfuerzo de muestreo para cada tipo de cobertura, y se obtuvo el valor P mediante 1000 simulaciones de Montecarlo. Esto debe aplicarse cuando puede haber frecuencias esperadas bajas (< 5) (Bilder y Loughin 2014). Estos análisis se realizaron en la plataforma RStudio para R (R Core Team 2020).

RESULTADOS

Dentro de los núcleos forestales de coníferas se registraron 46 especies de mamíferos silvestres, de los cuales 36 (78 %) (murciélagos 17 (81 %), terrestres 15 (75 %) y arborícolas ocho (89 %) fueron registrados al interior de los lotes forestales plantados (Tabla 2 material suplementario). De estas, *A. lemurinus* y *L. tigrinus* están en alguna categoría de amenaza (Carretero *et al.* 2020, Ramírez-Chaves *et al.* 2016) y *N. pucheranni* es endémica del país (Solari *et al.* 2013). Del total de especies, 18 tuvieron mayores IAR al interior de los lotes plantados y 24 tuvieron IAR mayores en bosque nativo (Tabla 2 material suplementario).

La diversidad observada de los murciélagos en ambas coberturas fue similar (Fig. 2a), aunque la riqueza esperada de murciélagos de las plantaciones de coníferas fue de 23 especies y para bosques nativos de 26 especies. Cuando se compararon los conjuntos de IAR de murciélagos para am-

bas coberturas, se encontraron diferencias significativas ($\chi^2 = 88,7$, $P < 0,01$). La diversidad observada fue mayor para mamíferos terrestres en bosques nativos (Fig. 2a) y la riqueza esperada de especies terrestres en plantaciones de coníferas fue de 21 especies y para bosques nativos de 31 especies. Cuando se compararon los conjuntos de IAR de especies terrestres en ambas coberturas, se encontraron diferencias significativas ($\chi^2 = 73,2$, $P < 0,01$). La diversidad observada para especies arborícolas fue similar en ambas coberturas (Fig. 2a) y la riqueza esperada de especies arborícolas en plantaciones de coníferas y para bosques nativos fue igual con doce especies. Cuando se compararon los conjuntos de IAR de especies arborícolas para ambas coberturas (Tabla 2 material suplementario), se encontraron diferencias significativas ($\chi^2 = 83,5$, $P < 0,01$).

Para los núcleos forestales de teca se encontraron 49 especies de mamíferos silvestres, de los cuales 35 (71 %) (murciélagos 17 (74 %), terrestres doce (75 %) y arborícolas siete (58 %)) fueron registrados al interior de los lotes forestales (Tabla 3 material suplementario). De estas, *C. capucinus*, *A. griseimembra*, *S. oedipus* y *O. cf. cariacou* están en alguna categoría de amenaza (Ramírez-Chaves *et al.* 2016, Link *et al.* 2019, Mittermeier *et al.* 2020, Rodríguez *et al.* 2020), además, *S. oedipus* es endémica de la región Caribe (Solari *et al.* 2013). Del total de especies, trece tuvieron mayores IAR al interior de los lotes plantados y 36 tuvieron IAR mayores en bosque nativo (Tabla 3 material suplementario).

La diversidad observada de los murciélagos en ambas coberturas fue similar (Fig. 2b), aunque la riqueza esperada de murciélagos para las plantaciones de teca fue de 20 especies y para bosques nativos de 22 especies. Cuando se compararon los conjuntos de IAR de murciélagos para ambas coberturas, se encontraron diferencias significativas ($\chi^2 = 110,5$, $P < 0,01$). La diversidad observada de especies terrestres fue similar en ambas coberturas (Fig. 2b), pero la riqueza esperada de especies terrestres en plantaciones de teca fue de catorce especies y para bosques nativos de 18 especies. Cuando se compararon los conjuntos de IAR de especies terrestres para ambas coberturas, se encontraron diferencias significativas ($\chi^2 = 50,8$, $P < 0,01$). La diversidad observada para especies arborícolas fue similar en ambas coberturas (Fig. 2b), aunque la riqueza esperada para especies arborícolas en plantaciones de teca fue de nueve especies mientras que para bosques nativos no se esperaban especies adicionales a las siete registradas. Cuando se

compararon los conjuntos de IAR de especies arbóricolas para ambas coberturas, no se encontraron diferencias significativas ($\chi^2 = 37,6$, $P < 0,99$).

DISCUSIÓN

La mayoría de las especies de mamíferos registradas tanto para los núcleos muestreados en la zona Andina como en la región Caribe (71 y 78 % respectivamente) fueron encontradas dentro de los monocultivos forestales. Adicionalmente, la diversidad observada ($q=0$, $q=1$, $q=2$) fue similar entre las plantaciones y los bosques nativos, y tanto en plantaciones de coníferas como de teca se registraron especies amenazadas de extinción. Esto sugiere que estos sistemas productivos tienen el potencial de ser diversos, es decir que son usados por un número considerable de especies y pueden presentar una diversidad aproximada a la observada para las coberturas nativas de referencia, y aunque la riqueza esperada fue mayor en los bosques nativos, las plantaciones distan de ser percibidos como “desiertos verdes” (Potton 1994, Hartley 2002, Bremer y Farley 2010). Patrones similares de riqueza ($q=0$) han sido observados para aves en los mismos sitios de estudio, donde se han registrado hasta el 76 % de las especies totales dentro de los lotes plantados (Saravia Ruiz y Sánchez-Londoño 2016, Sánchez-Londoño *obs pers*). No obstante, es posible que patrones de diversidad diferentes se presenten para mamíferos y otros grupos

biológicos en otras regiones geográficas y con otros esquemas de manejo forestal (Iezzi *et al.* 2018).

No existen muchos trabajos donde se haya evaluado como responde cada ensamblaje de mamíferos al establecimiento de plantaciones (Loyn *et al.* 2007, Felton *et al.* 2010) lo cual consideramos debe ser la aproximación más adecuada debido a la amplia variedad de formas de vida y hábitos que muestran los mamíferos en los ecosistemas tropicales (Fergnani y Ruggiero 2015, González-Maya *et al.* 2016). Nuestros resultados mostraron que los diferentes grupos de mamíferos analizados respondieron de manera diferente ya que los perfiles de diversidad para los murciélagos fueron muy similares entre las plantaciones forestales y los bosques nativos tanto en coníferas como en teca, mientras que para los mamíferos arbóricolas y los mamíferos terrestres los perfiles de diversidad fueron más heterogéneos entre los tipos de coberturas.

La riqueza observada de especies efectivas ($q=0$) solo mostró diferencias significativas en algunos de los grupos como las especies terrestres y los murciélagos en teca, y el número de especies efectivas comunes ($q=1$) y dominantes ($q=2$) solo mostró diferencias para los mamíferos terrestres en los núcleos forestales de coníferas, mientras que para todos los demás mamíferos fue el mismo entre bosques nativos y plantaciones para los dos núcleos forestales. Esa similitud en la diversidad entre ambas coberturas puede deberse a la

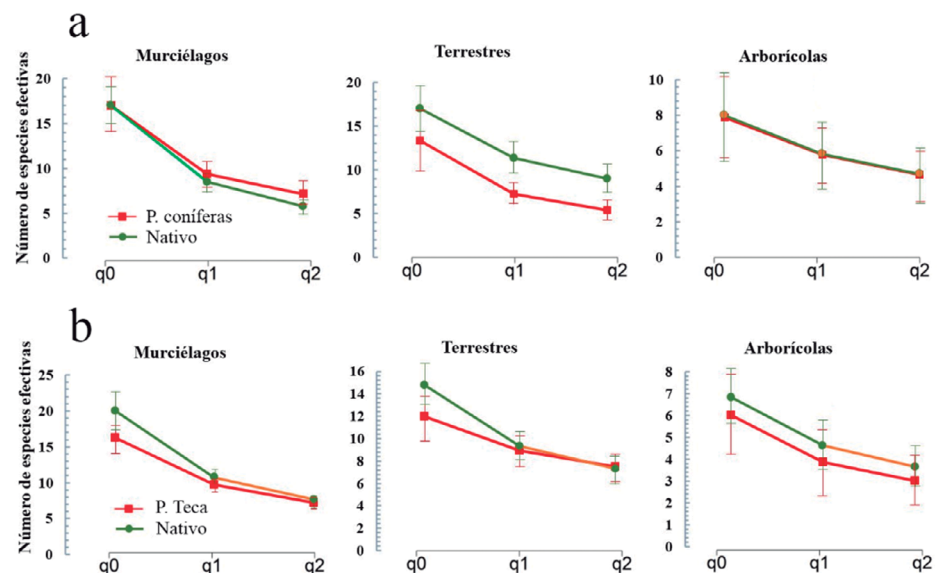


Figura 2. Perfiles de diversidad para los diferentes grupos de mamíferos en los diferentes tipos de núcleos forestales obtenidos a partir de la rarefacción. Las barras verticales representan los intervalos de confianza del 95 %. **a.** Plantaciones de coníferas vs. Bosques nativos. **b.** Plantaciones de Teca vs. Bosques nativos

conformación de paisajes homogéneamente usados por la gran mayoría de especies (ver más adelante), y también a una posible pérdida de algunas especies especialistas o raras en las áreas como *Panthera onca* (L., 1758) en zonas de teca o *Mazama rufina* Bourcier & Pucheran, 1852 en zonas de coníferas, que ya había ocurrido debido a la transformación y fragmentación histórica sobre los bosques nativos previo al establecimiento de los proyectos forestales (Debinski y Holdt 2000, Michalski y Peres 2005).

Es claro que para la mayoría de las especies de los tres grupos de mamíferos muestreados hubo IAR mayores en las coberturas nativas respecto a las plantaciones (Tablas 2 y 3 del material suplementario) y de ahí consideramos que provienen las diferencias halladas. Iezzi *et al.* (2018) y Ramírez y Simonetti (2011) encontraron en bosques subtropicales, que tanto mamíferos como aves muestran abundancias considerablemente más bajas al interior de plantaciones forestales, lo cual parece ser un patrón general. Los bosques plantados son sistemas simplificados en términos de su estructura y composición y por lo tanto se esperaría encontrar ensamblajes de especies más empobrecidos puesto que ofrecen hábitat de menor calidad (Pawson *et al.* 2010, Simonetti *et al.* 2013, Begotti *et al.* 2018, Iezzi *et al.* 2018). No obstante, algunas especies mostraron lo contrario, por ejemplo, especies de murciélagos como *A. lituratus*, *S. erythromos*, *S. lilium* y *Glossophaga soricina*, así como algunas de las especies terrestres como *C. thous*, y *L. tigrinus*, y la especie semi-arbórea *D. pernigra*, fueron más frecuentes al interior de las plantaciones. Esto sugiere que el hábitat ofrecido por las plantaciones favorece bien sea su abundancia o su frecuencia de uso, teniendo en cuenta que estas especies tienen capacidad de adaptarse a ambientes intervenidos (Emmons y Feer 1999, Wainwright 2002). Los murciélagos podrían encontrar menos depredadores (serpientes, búhos, etc.) y gastar menos energía en su desplazamiento ya que el dosel y subdosel son menos complejos en las plantaciones, lo cual ya ha sido evaluado en otras localidades (Heer *et al.* 2010). Para el caso de algunos depredadores y omnívoros medianos terrestres, en las plantaciones disminuyen sus competidores y depredadores potenciales, como *P. concolor* Linneo, 1771 y *L. pardalis* Linneo, 1758, lo cual favorece su permanencia o uso en esos espacios (Sánchez-Londoño 2017, Cruz *et al.* 2018, Paviolo *et al.* 2018).

La diversidad registrada al interior de las plantaciones forestales puede ser influenciada por factores internos y externos. La proporción de plantaciones y coberturas nativas,

la presencia de sotobosque al interior de los rodales plantados, la edad de los rodales, su periodo de rotación (tiempo de cultivo y cosecha), y el contexto paisajístico son aspectos que se han identificado afectan en mayor medida a la riqueza y abundancia de las especies al interior de las plantaciones (Ogden *et al.* 1997, Brockerhoff *et al.* 2003, Durán y Kattan 2005, Aubin *et al.* 2008). Por ejemplo, Simonetti *et al.* (2013) encontraron que la presencia del sotobosque, que en ocasiones depende de la edad y del manejo de los lotes plantados, afecta positivamente la abundancia de especies de mamíferos terrestres. De tal manera que especies de murciélagos frugívoros y nectarívoros (p.e. *Artibeus* sp., *Glossophaga* sp) así como especies terrestres y arbóreas herbívoras y frugívoras (*Sylvilagus* sp., *Mazama* sp., *Aotus* sp.) que fueron frecuentes en las plantaciones estudiadas por nosotros, seguramente se benefician de los recursos ofrecidos por el sotobosque al interior de los lotes, especialmente a los que ya se han hecho entresaca y los claros formados son colonizados por especies nativas de géneros como *Cecropia*, *Piper*, *Vismia*, *Solanum*, *Ficus* y *Miconia* entre otras (*Obs. pers.*).

Por otro lado, aunque el contexto paisajístico afecta la diversidad de mamíferos al interior de los núcleos forestales, esto dependerá de los requerimientos de cada especie, por ejemplo, del tamaño mínimo de área de hábitat (Loyn *et al.* 2007). Para plantaciones de palma de aceite Pardo *et al.* (2018) encontraron que la diversidad de mamíferos medianos y grandes como agutíes, zorros, venados, se ve afectada por un umbral en las proporciones del área ocupada por los remanentes nativos y el área plantada, mientras que Paviolo *et al.* (2018) encontraron que especies medianas y pequeñas como agutíes, zarigüeyas y pecarís, fueron afectadas negativamente en su abundancia a mayor proporción de plantaciones de coníferas en relación al bosque nativo. Especies más grandes como el puma no mostraron un efecto. Campos *et al.* (2018) encontraron como patrón general que las especies medianas y grandes usan la heterogeneidad del paisaje conformada en los núcleos forestales como un todo, por lo que no registraron diferencias en la diversidad de las coberturas vegetales. Si bien en nuestro trabajo tuvo un enfoque a escala de fragmentos, aproximaciones como estas a mayor escala y especie-específicas como modelos de ocupación, podrían explicar el efecto de la proporción de área cubierta por cada tipo de vegetación y la disposición de los lotes plantados sobre diferentes especies focales, y así tener

un diseño más apropiado (mayor diversidad asociada) en la conformación de cada núcleo forestal.

Dos de los núcleos muestreados, (“Yarumal” de coníferas y “Puerto Libertador” de teca) se encontraban embebidos en una matriz de potreros para ganadería, lo cual los convertía en la única cobertura boscosa continua (> 3000 ha) en el paisaje. Tanto al interior de los lotes plantados como de los fragmentos nativos y bosques ribereños se registraron especies como *P. concolor*, *L. tigrinus*, *B. neblina*, *O. cf. cariacou*, y *S. oedipus*, entre otras, lo que sugiere que estas poblaciones dependen localmente, al menos de manera temporal, de la presencia de estos núcleos forestales. Por el alto grado de eliminación de cobertura boscosa regional las plantaciones forestales pueden actuar como refugio para muchas especies donde el contexto paisajístico así lo facilita, pueden ser sitios de paso entre grandes áreas de hábitat natural, o pueden proveer hábitat temporal (Wijesinghe y de Silva 2012). Este es un atributo que se debe considerar en los ejercicios de planeación del territorio y de conservación a escala del paisaje ya que existe el potencial de ofrecer hábitat o conectividad a determinadas especies (Paviolo et al. 2018), especialmente en regiones altamente transformadas como las regiones Andina y Caribe de Colombia (Morales y Armenteras 2013, Castaño-Urbe et al. 2013).

Cuatro de los cinco núcleos forestales estudiados (dos de coníferas en la zona Andina: “Caldas-Medellín” y “Yarumal” y los dos de teca en la zona del Caribe) se encontraban bajo el esquema de certificación FSC® (Forest Stewardship Council™) al momento de realizar este trabajo. Estos certificados forestales se crearon en respuesta a la preocupación general sobre cómo estos agroecosistemas pudieran ser uno de los impulsores de la pérdida de biodiversidad (van Kujik et al. 2009). En estos esquemas se acreditan los diferentes núcleos por adherirse a medidas de manejo más estrictas que intentan tener un mayor beneficio sobre la biodiversidad (Gullison 2003, van Kujik et al. 2009). En estos esquemas se solicita tener identificados dentro de cada núcleo forestal, altos valores objeto de conservación (AVOCs) dentro de los planes de manejo, en los cuales pueden estar las especies amenazadas o sus hábitats específicos (Stewart 2010).

Independientemente de la certificación forestal, proyectos forestales de este tipo cuentan con algunos atributos que los convierten en candidatos para ser aliados en la investigación y conservación de los mamíferos a nivel local o

regional. Esto debido a que en algunos casos los núcleos forestales se han establecido en zonas previamente transformadas como los potreros, se suelen controlar la cacería y los incendios en sus predios, poseen infraestructura que facilita los desplazamientos y suelen contar con trabajadores conocedores de la diversidad local (*obs. pers.*). No obstante, como son sistemas productivos mediados por intereses económicos, es necesario incluir en sus planes de manejo medidas que faciliten su diseño espacial y su conectividad en el paisaje; las medidas de enriquecimiento ambiental de los lotes plantados pueden facilitar la presencia de especies silvestres, y las medidas de cosecha pueden tener menor impacto para la fauna.

■ AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue posible gracias al apoyo de Cipreses de Colombia S.A., Fundación Argos y Tekia S.A. Agradecemos a Giovanny Valencia, Sara Carvalho, Laura Betancourt, Alejandro Ángel, Esteban Restrepo y a Ana I. Villamizar por su ayuda en campo. Agradecemos a tres evaluadores anónimos que enriquecieron el manuscrito y al profesor Pablo Guzmán por sus asesorías estadísticas.

■ PARTICIPACIÓN DE AUTORES

JDSL concepción, diseño, toma y análisis de datos, escritura del documento. SBC toma y análisis de datos, escritura del documento. TVC toma y análisis de datos.

■ CONFLICTO DE INTERÉS

Los autores declaran que no tienen conflicto de interés.

■ LITERATURA CITADA

- Aubin I, Messier C, Bouchard A. 2008. Can plantations develop understory biological and physical attributes of naturally regenerated forests? *Biol. Conserv.* 141(10):2461–2476. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.07.007>
- Begotti RA, dos Santos Pacífico E, de Barros Ferraz SF, Galetti M. 2018. Landscape context of plantation forests in the conservation of tropical mammals. *J. Nat. Conserv.* 41: 97–105. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2017.11.009>
- Bilder CR, Loughin TM. 2014. Analysis of categorical data with R. USA: CRC Press

- Bowyer JL. 2006. Forest plantations, threatening or saving natural forest? *Arborvitae* 31:8–9.
- Bremer LL, Farley KA. 2010. Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts? A synthesis of the effects of land-use transitions on plant species richness. *Biodivers. Conserv.* 19(14):3893–3915. doi: <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9936-4>
- Brockerhoff EG, Ecroyd CE, Leckie AC, Kimberley MO. 2003. Diversity and succession of adventive and indigenous vascular understorey plants in *Pinus radiata* plantation forests in New Zealand. *For. Ecol. Manag.* 185(3):307–326. doi: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00227-5](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00227-5)
- Brockerhoff EG, Jactel H, Parrotta JA, Ferraz SFB. 2013. Role of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services. *For. Ecol. Manag.* 301:43–50. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.09.018>
- Campos BM, Charters JD, Verdade LM. 2018. Diversity and distribution patterns of medium to large mammals in a silvicultural landscape in south-eastern Brazil. *iForest* 11(6): 802–808. doi: <https://doi.org/10.3832/ifor2721-011>
- Carnus JM, Parrotta J, Brockerhoff EG, Arbez M, Jactel H, Kremer A, Lamb D, O'Hara K, Walters B. 2006. Planted forests and biodiversity. *J. For.* 104(2):65–77.
- Carretero X, Guzman-Caro D, Stevenson PR. c2020. *Aotus brumbacki*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T39915A17923405. [Revisada en: 04 mar 2021]. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-2.RLTS.T39915A17923405.en>
- Castaño-Urbe C, González-Maya JF, Zárrate-Charry D, Ange-Jaramillo C, Vela-Vargas IM. 2013. Plan de Conservación de Felinos del Caribe colombiano: Los felinos y su papel en la planificación regional integral basada en especies clave. Santa Marta: Fundación Herencia Ambiental Caribe, ProCAT Colombia, The Sierra to Sea Institute.
- [CDB] Convention on Biological Diversity. 2010. Strategic plan for biodiversity 2011–2020 and the Aichi targets “Living in Harmony with Nature”. , Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity..
- Chao A, Gotelli NJ, Hsieh TC, Sander EL, Ma KH, Colwell RK, Ellison AM. 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecol. Monogr.* 84(1):45–67. doi: <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Cruz P, Iezzi ME, De Angelo C, Varela D, Di Bitetti MS, Paviolo A. 2018. Effects of human impacts on habitat use, activity patterns and ecological relationships among medium and small felids of the Atlantic Forest. *PLoS ONE* 13(8):eo200806. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200806>
- Cultid-Medina C, Escobar F. 2019. Pautas para la estimación y comparación estadística de la diversidad biológica (qD). En: Moreno CE, editor. *La biodiversidad en un mundo cambiante: Fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio*. Estado de Hidalgo/Libermex, Ciudad de México: Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.
- Debinski DM, Holdt RD. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conserv. Biol.* 14(2):342–355. doi: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98081>
- Díaz MM, Solari S, Aguirre LF, Aguiar L, Barquez RM. 2016. Clave de identificación de los murciélagos de Sudamérica. 2nd ed. Tucumán, Argentina: Yerba Buena.
- Díaz-Pulido A, Payán Garrido CE. 2012. Manual de fototrampeo: una herramienta de investigación para la conservación de la biodiversidad en Colombia. Bogotá: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt: Panthera Colombia.
- Durán SM, Kattan GH. 2005. A Test of the Utility of Exotic Tree Plantations for Understory Birds and Food Resources in the Colombian Andes: Tree Plantations as Wildlife Habitat. *Biotropica* 37(1):129–135. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2005.03207.x>
- Emmons L, Feer F. 1999. Mamíferos de los bosques húmedos de América tropical: una guía de campo. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia: Editorial F.A.N.
- [FAO] Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2020. Global forest resources assessment 2020. Key findings. Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO forestry paper).
- [FAO] Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2010. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010. Roma, Italia: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Feldhamer G, Drickamer L, Vessey S, Merritt J, Krajewski C. 2015. Mammalogy. Adaptation, Diversity, Ecology. Fourth edition. Baltimore: Johns Hopkins University Press.
- Felton A, Knight E, Wood J, Zammit C, Lindenmayer D. 2010. A meta-analysis of fauna and flora species richness and abundance in plantations and pasture lands. *Biol. Conserv.* 143(3):545–554. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.11.030>
- Fernani PN, Ruggiero A. 2015. Ecological Diversity in South American Mammals: Their Geographical Distribution Shows Variable Associations with Phylogenetic Diversity and Does Not Follow the Latitudinal Richness Gradient. *PLoS ONE*. 10(6): eo134651. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0128264>
- Gardner AL, editor. 2008. Mammals of South America. Chicago: University of Chicago Press.
- González-Maya JF, Viquez-R LR, Arias-Alzate A, Belant JL, Ceballos G. 2016. Spatial patterns of species richness and functional diversity in Costa Rican terrestrial mammals: implications for conservation. *Jeschke J, editor. Divers. Distrib.* 22(1):43–56. doi: <https://doi.org/10.1111/ddi.12373>

- Gullison RE. 2003. Does forest certification conserve biodiversity? *Oryx*. 37(2):153–165. doi: <https://doi.org/10.1017/S00306053030000346>
- Hartley MJ. 2002. Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. *For. Ecol. Manag.* 155(1–3):81–95. doi: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00549-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00549-7)
- Heer K, Albrecht L, Kalko EKV. 2010. Effects of ingestion by neotropical bats on germination parameters of native free-standing and strangler figs (*Ficus* sp., Moraceae). *Oecologia* 163(2):425–435. doi: <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1600-x>
- Hill MO. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* 54(2):427–432. doi: <https://doi.org/10.2307/1934352>
- Hsieh TC, Ma KH, Chao A. 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods Ecol. Evol.* 7(12): 1451–1456. doi: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- Iezzi ME, Cruz P, Varela D, De Angelo C, Di Bitetti MS. 2018. Tree monocultures in a biodiversity hotspot: impact of pine plantations on mammal and bird assemblages in the Atlantic Forest. *For. Ecol. Manag.* 424: 216–227. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.04.049>
- Jost L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113(2): 363–375. doi: <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Link A, Mittermeier RA, Urbani B. c2019. *Aotus griseimembra*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T1807A17922228. [Revisada en: 05 mar 2021]. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-2.RLTS.T1807A17922228.en>
- Loyn RH, McNabb EG, Macak P, Noble P. 2007. Eucalypt plantations as habitat for birds on previously cleared farmland in south-eastern Australia. *Biol. Conserv.* 137(4):533–548. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.03.012>
- Michalski F, Peres C. 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biol. Conserv.* 124(3): 383–396. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.045>
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. 2017. Resolución 1912. República de Colombia.
- Mittermeier RA, Link A, Rosales-Meda M, Moscoso P, de la Torre S, Méndez-Carvajal P, Palacios E, Lynch AJ. c2020. *Cebus capucinus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T81257277A17938441. [Revisada en: 15 feb 2021]. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T81257277A17938441.en>
- Morales RM, Armenteras PD. 2013. Estado de conservación de los bosques de niebla de los Andes colombianos, un análisis multiescalar. *Bol. Cient. Mus. His. Nat.* 17(1):64–72.
- Moreno CE, Barragán F, Pineda E, Pavón NP. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Rev. Mex. Biodivers.* 82(4):1249–1261. doi: <http://dx.doi.org/10.22201/ib.20078706e.2011.4.745>
- Ogden J, Braggins J, Stretton K, Anderson S. 1997. Plant species richness under *Pinus radiata* stands on the Central North Island Volcanic Plateau, New Zealand. *New Zeal. J. Ecol.* 21(1):17–29.
- Pardo LE, Roque FO, Campbell MJ, Younes N, Edwards W, Laurance WF. 2018. Identifying critical limits in oil palm cover for the conservation of terrestrial mammals in Colombia. *Biol. Conserv.* 227:65–73. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.08.026>
- Paviolo A, Cruz P, Iezzi ME, Pardo JM, Varela D, De Angelo C, Benito S, Vanderhoeven E, Palacio L, Quiroga V, Arrabal JP, Costa S, Di Bitetti MS. 2018. Barriers, corridors or suitable habitat? Effect of monoculture tree plantations on the habitat use and prey availability for jaguars and pumas in the Atlantic Forest. *Forest. Ecol. Manag.* 430(2018):576–586. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.08.029>
- Pawson SM, Ecroyd CE, Seaton R, Shaw WB, Brockerhoff EG. 2010. New Zealand's exotic plantation forests as habitat for threatened indigenous species. *New Zeal J. Ecol.* 34:342–355.
- Potton C. 1994. A public perception of plantation forestry. *N. Z. J. For. Sci.* 39(2): 2–3.
- R Core Team. 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.
- Ramírez PA, Simonetti JA. 2011. Conservation opportunities in commercial plantations: The case of mammals. *J. Nat. Conserv.* 19(6):351–355. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2011.06.003>
- Ramírez-Chaves HE, Suárez-Castro AF, González-Maya JF. 2016. Cambios recientes a la lista de los mamíferos de Colombia. *Mammal. Notes* 3(1-2):1–9. doi: <https://doi.org/10.47603/manovol3n1.1-9>
- Ramírez-Chaves HE, Castro AFS. 2017. Mamíferos de Colombia. Bogotá: Sociedad Colombiana De Mastozoología.
- Rodríguez V, Defler TR, Guzman-Caro D, Link A, Mittermeier RA, Palacios E, Stevenson PR. c2020. *Saguinus oedipus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T19823A115573819. [Revisada en: 15 feb 2021]. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-2.RLTS.T19823A115573819.en>
- Rusch V, Vila A, Lantshner MV. 2007. La conservación de la biodiversidad en ambientes bajo uso forestal. *Rev. Asoc. For. Arg.* 4–18.
- Sánchez-Londoño JD. 2017. Diversidad y uso de hábitat de carnívoros (Carnivora) en un paisaje periurbano en la cordillera central de Colombia [Tesis de Maestría]. [Bogotá D.C., Colombia]: Universidad Nacional de Colombia.
- Saravia-Ruiz P, Sánchez-Londoño JD. 2016. Efectos del establecimiento de plantaciones forestales sobre aves y mamíferos en los Andes Centrales de Colombia [Tesis de pregrado]. [Medellín, Colombia]: Universidad CES.
- Simonetti JA, Grez AA, Estades CF. 2013. Providing Habitat for Native Mammals through Understory Enhancement in Forestry Plantations: Plantation Understory as Habitat. *Conserv. Biol.* 27(5):1117–1121. doi: <https://doi.org/10.1111/cobi.12129>

- Sodhi NS, Ehrlich PR, editors. 2010. Conservation biology for all. Oxford. New York: Oxford University Press (Oxford biology).
- Solari S, Muñoz-Saba Y, Rodríguez-Macheda J, Defler T, Ramírez-Chaves H, Trujillo F. 2013. Riqueza, endemismo y conservación de los mamíferos de Colombia. *Mastozool. Neotropica*. 20(2):301–365.
- Stephens SS, Wagner MR. 2007. Forest Plantations and Biodiversity: A Fresh Perspective. *J. Forest*. 105(6):307–313.
- Stewart C. 2010. The HCV approach. En: Sheil D, Douglas, Francis EP, Roderick J, editors. Biodiversity conservation in certified forests. Wageningen, The Netherlands: Tropenbos International. p. 144–147.
- van Kujik M, Zagt RJ, Putz FE. 2009. Effects of certification on forest biodiversity. Report commissioned by Netherlands Environmental Assessment Agency (PBL). Wageningen, The Netherlands: Tropenbos International.
- Wainwright M. 2002. The natural history of Costa Rican mammals. Miami, USA: A Zona Tropical Publication.
- Wijesinghe MR, de Silva VR. 2012. Conservation value of forest plantations: A study of four timber species in Sri Lanka. *JTFE*. 2(1):36–47. doi: <https://doi.org/10.31357/jtfe.v2i1.566>
- Wilson DE, Cole RF, Nichols JD, Foster MS. 1996. Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for mammals. Washington: Smithsonian Institution Press.
- Zar J H. 2010. Bioestatistical analysis (5th edition). USA: Northern Illinois University.