SERIE FAUNA SILVESTRE NEOTROPICAL

I. CONSERVACIÓN DE GRANDES VERTEBRADOS
en áreas no protegidas de Colombia, Venezuela y Brasil

Esteban Payán Garrido, Carlos A. Lasso y Carlos Castaño-Uribe
(Editores)

TODOS POR UN NUEVO PAÍS
PAZ EQUIDAD EDUCACIÓN
MINAMBIENTE
PANTHERA
FUNDACIÓN HERENCIA AMBIENTAL CARIBE

SERIE FAUNA SILVESTRE NEOTROPICAL

I. CONSERVACIÓN DE GRANDES VERTEBRADOS
en áreas no protegidas de Colombia, Venezuela y Brasil

Esteban Payán Garrido, Carlos A. Lasso y Carlos Castaño-Uribe
(Editores)

© Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. 2015.

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

SERIE EDITORIAL FAUNA SILVESTRE NEOTROPICAL

Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Editor: Carlos A. Lasso.

Revisión científica: Jon Paul Rodríguez (Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas) y Roger Pérez-Hernández (Universidad Central de Venezuela).

Asistencia editorial: Diego Núñez.

Revisión de textos: Carlos A. Lasso, Esteban Payán Garrido, Carlos Castaño-Uribe, Diego Núñez y Mónica A. Morales-Betancourt.

Fotos portada: Ana Malagón y Nathalie Regnier.

Foto contraportada: Mónica A. Morales-Betancourt.

Foto portada interior: Luis Linares.

Diseño y diagramación: Proyectos Semana S. A.

Impresión: JAVEGRAF – Fundación Cultural Javeriana de Artes Gráficas.

Impreso en Bogotá, D. C., Colombia, marzo de 2016 - 1.000 ejemplares.

CITACIÓN SUGERIDA
Obra completa: Payán, E., C. A. Lasso y C. Castaño-Uribe (Editores). 2015. I. Conservación de grandes vertebrados en áreas no protegidas de Colombia, Venezuela y Brasil. Serie Editorial Fauna Silvestre Neotropical. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH), Bogotá, D. C., Colombia. 302 pp.

Capítulos: Link, A. y A. G. de Luna. 2015. Conservación del mono araña café (*Ateles hybridus*) y otros primates en áreas no protegidas de Colombia. Capítulo 15. Pp. 275-293. En: Payán, E., C. A. Lasso y C. Castaño-Uribe (Editores). 2015. I. Conservación de grandes vertebrados en áreas no protegidas de Colombia, Venezuela y Brasil. Serie Editorial Fauna Silvestre Neotropical. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH), Bogotá, D. C., Colombia.

Conservación de grandes vertebrados en áreas no protegidas de Colombia, Venezuela y Brasil / editado por Esteban Payán, Carlos A. Lasso y Carlos Castaño-Uribe; Serie Editorial Fauna Silvestre Neotropical, I -- Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2015.

302 p.: il., col.; 17 x 24 cm.
Incluye bibliografía, fotografías y tablas
ISBN obra impresa: 978-958-8889-72-6
ISBN obra digital: 978-958-8889-73-3

1. Mamíferos -- conservación. 2. Aves -- conservación. 3. Reptiles -- conservación. 4. Peces – conservación. 5. Grandes vertebrados -- conservación. 6. Áreas no protegidas. 7. Región neotropical. 8. Colombia. 9. Venezuela. 10. Brasil. I. Payán, Esteban (Ed) II. Lasso, Carlos A. (Ed) III. Castaño-Uribe, Carlos (Ed) IV. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

CDD: 639,9708 Ed. 23
Número de contribución: 35
Registro en el catálogo Humboldt: 14974

Catalogación en la publicación – Biblioteca Instituto Humboldt – Nohora Alvarado.

Responsabilidad. Las denominaciones empleadas y la presentación del material en esta publicación no implican la expresión de opinión o juicio alguno por parte del Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Así mismo, las opiniones expresadas no representan necesariamente las decisiones o políticas del Instituto, ni la citación de nombres, límites geograficos o procesos comerciales. Todos los aportes y opiniones expresadas son de la entera responsabilidad de los autores correspondientes.

Comité científico

- Andrés Link (Universidad de los Andes, Colombia)
- Carlos Castaño-Uribe (Fundación Herencia Ambiental Caribe, Colombia)
- Emiliano Ramalho (Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, Brasil)
- Esteban Payán Garrido (Panthera)
- Fernando Trujillo (Fundación Omacha, Colombia)
- Hugo López (Universidad Nacional de Colombia, Instituto de Ciencias Naturales)
- Isaac Goldstein (Wildlife Conservation Society, Andean Bear Conservation Program)
- Jhon Lynch (Universidad Nacional de Colombia, Instituto de Ciencias Naturales)
- Jon Paul Rodríguez (Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas & UICN)
- José Vicente Rodríguez (Conservación Internacional, Colombia)
- Josefa Celsa Señaris (Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas)
- Galo Zapata-Ríos (Wildlife Conservation Society, Ecuador)
- Giovanni Ulloa (Asocaimán, Colombia)
- Luis Germán Naranjo (WWF Colombia)
- Manuel Ruíz García (Departamento de Biología, Unidad de Genética, Pontificia Universidad Javeriana, Colombia)
- Mariella Superina (IUCN/SSC Anteater, Sloth & Armadillo Specialist Group & IMBECU-CCT Conicet, Mendoza, Argentina)
- Michael Valqui Haase (Centro para la Sostenibilidad Ambiental, Universidad Peruana Cayetano Heredia)
- Nathaly van Vliet (Center for International Forestry Research, CIFOR)
- Olga Montenegro (Universidad Nacional de Colombia, Instituto de Ciencias Naturales)
- Rafael Hoogesteijn (Panthera)
- Yaneth Muñoz-Saba (Universidad Nacional de Colombia, Instituto de Ciencias Naturales)
- Roger Pérez-Hernández (Universidad Central de Venezuela, Instituto de Zoología y Ecología Tropical)
- Salvador Boher (Instituto Experimental Jardín Botánico "Dr. Tobías Lasser" & Instituto de Zoología y Ecología Tropical, Universidad Central de Venezuela)
- Tula Fang (Comunidad de Manejo de Fauna Silvestre en América Latina-COMFAUNA)
- Wendy Townsend (Programa de Conservación y Desarrollo Tropical de la Universidad de Florida, Gainesville FL, USA & Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado, Santa Cruz, Bolivia)

Tabla de contenido

Presentación 8

Autores y afiliaciones 10

Agradecimientos 12

Resumen ejecutivo 14
Executive summary 18

Introducción 22
Esteban Payán Garrido, Carlos A. Lasso y C. Castaño-Uribe

CAPÍTULO 1 27
Conservación de grandes peces de agua dulce en áreas no protegidas de Colombia / Large freshwater fish conservation in non-protected areas of Colombia
Carlos A. Lasso y Paula Sánchez-Duarte

CAPÍTULO 2 53
Conservación de grandes reptiles acuáticos continentales (tortugas y crocodílidos) en Colombia / Conservation of large continental aquatic turtles and cocodrilians in Colombia
Mónica A. Morales–Betancourt y Carlos A. Lasso

CAPÍTULO 3 71
Rehabilitación y liberación de perezosos (Xenarthra: Bradypodidae y Megalonychidae) en áreas no protegidas en Colombia / Rehabilitation and reintroduction of sloths (Xenarthra: Bradypodidae and Megalonychidae) from non-protected areas of Colombia
Tinka Plese

CAPÍTULO 4 81
La conservación de los manatíes (*Trichechus inunguis* y *Trichechus manatus*) en áreas no protegidas de Colombia / Conservation of manatees (*Trichechus inunguis* and *Trichechus manatus*) in non-protected areas of Colombia
Nataly Castelblanco-Martínez, Sarita Kendall, Diana L. Orozco y Katherine Arévalo González

CAPÍTULO 5 99
Una historia de dos ciudades: cacería y conservación por fuera de áreas protegidas. El caso de la danta (*Tapirus terrestris*) en el Parque Nacional Natural Amacayacu, Colombia / A tale of two cities: lowland tapir (*Tapirus terrestris*) conservation and hunting outside Amazonian protected areas in Colombia
Jaime Cabrera

CAPÍTULO 6 115
Distribución de la danta de montaña (*Tapirus pinchaque*) en Colombia: importancia de las áreas no protegidas para la conservación en escenarios de cambio climático / Distribution of the mountain tapir (*Tapirus pinchaque*) in Colombia: importance of non-protected areas for conservation under climate change scenarios
Diego J. Lizcano, David A. Prieto-Torres y Hugo M. Ortega-Andrade

CAPÍTULO 7 133
La cacería, amenaza potencial para la dinámica poblacional de pacaranas (*Dinomys branickii*) en Colombia / Poaching and niche specificity increase extinction risk for pacaranas (*Dinomys branickii*) in unprotected lands of the Colombian Andes
Carlos A. Saavedra-Rodríguez

CAPÍTULO 8 149
El oso andino (*Tremarctos ornatus*) fuera de las áreas protegidas en Colombia / The andean bear (*Tremarctos ornatus*) out of protected areas in Colombia
Daniel Rodríguez

CAPÍTULO 9 171
La nutria gigante (*Pteronura brasiliensis*): especie en recuperación, conflictos con las pesquerías e historia genética en Colombia / Giant otters (*Pteronura brasiliensis*): recovery of the species, conflicts with fisheries and genetic history in Colombia
Fernando Trujillo, Juan R. Gómez, Susana Caballero y Andrea Caro

CAPÍTULO 10 191
Grandes vertebrados terrestres en tierras ancestrales indígenas del alto Caura: importancia de los acuerdos comunitarios para la conservación del Escudo Guayanés venezolano / Large terrestrial vertebrates of the indigenous ancestral lands from Upper Caura: the importance of community-based agreements for the Venezuelan Guiana Shield conservation
Lucy Perera-Romero, John Polisar y Leonardo Maffei

CAPÍTULO 11 209
Consideraciones particulares de los felinos en algunas zonas amortiguadoras de áreas protegidas del Caribe colombiano / Considerations about felines in supporting zones of protected areas in the Colombian Caribbean
Carlos Castaño-Uribe, Cristal Ange-Jaramillo, Natalia Ramírez Guerra y Juan F. Romero

CAPÍTULO 12 225
Densidad de jaguares (*Panthera onca*) y abundancia de grandes mamíferos terrestres en un área no protegida del Amazonas colombiano / Density of jaguars (*Panthera onca*) and abundance of large terrestrial mammals in a non-protected area of the Colombian Amazon
Esteban Payán Garrido y Sandra Escudero-Páez

CAPÍTULO 13 243
Implementación del corredor del jaguar en áreas no protegidas de Colombia / Implementation of the jaguar corridor in unprotected areas of Colombia
Angélica Díaz-Pulido, Karen E. Pérez-Albarracín, Angélica Benítez, Breiler Olarte-Ballesteros, Carolina Soto, Rafael Hoogesteijn y Esteban Payán Garrido

CAPÍTULO 14 259
Conservación de jaguares (*Panthera onca*) fuera de áreas protegidas: turismo de observación de jaguares en propiedades privadas del Pantanal, Brasil / Jaguar (*Panthera onca*) observation tourism in private properties of the Brazilian Pantanal
Rafael Hoogesteijn, Almira Hoogesteijn, Fernando R. Tortato, Lilian E. Rampim, Henrique Vilas Boas Concone, Joares Adenilson May Júnior y Leonardo Sartorello

CAPÍTULO 15 275
Conservación del mono araña café (*Ateles hybridus*) y otros primates en áreas no protegidas de Colombia / Conservation of the Brown Spider Monkey (*Ateles hybridus*) outside protected areas in Colombia
A. Gabriela de Luna y Andrés Link

EPÍLOGO 295
Esteban Payán Garrido, Carlos A. Lasso y Carlos Castaño-Uribe

Es para mí una gran satisfacción en lo personal y profesional, presentar el libro "Conservación de grandes vertebrados en áreas no protegidas de Colombia, Venezuela y Brasil", publicación que da inicio a una nueva Serie Editorial del Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH), sobre la Fauna Silvestre Neotropical. Este primer esfuerzo contó con el liderazgo de Panthera Colombia y la Fundación Herencia Ambiental Caribe, quienes junto al Instituto y 23 organizaciones más, incluyendo universidades, ONG e institutos de investigación de ocho países y una coautoría de 35 investigadores, dan a conocer los resultados de años de ardua investigación sobre la conservación de los grandes animales de nuestra fauna más carismática.

Con esta publicación inicia de manera oficial la Serie Editorial "Fauna Silvestre Neotropical", la cual abordará diferentes enfoques sobre los vertebrados del Neotrópico, sintetizando aspectos básicos de su conocimiento como la taxonomía y sistemática hasta la gestión y la toma de decisiones, pasando por la biogeografía, ecología, biología, genética, evolución, conservación *in* y *ex situ*, y uso y manejo de la fauna silvestre, entre otros.

Este libro en particular incluye 15 capítulos relativos a la conservación de cuatro grandes grupos de vertebrados: peces, reptiles, aves y mamíferos fuera de las áreas protegidas de Colombia, Brasil y Venezuela, con especial énfasis en nuestro país. Los grupos estudiados incluyeron los peces óseos y cartilaginosos (rayas) de gran tamaño; reptiles (tortugas y crocodílidos), aves (crácidos) y mamíferos (perezosos, manatíes, dantas, pacaranas, oso andino, nutrias gigantes, jaguares, otros felinos y el mono araña, entre otros). Se consideraron además otros aspectos relativos a los corredores de conservación, el papel de las zonas amortiguadoras en áreas protegidas y la cacería por parte de las comunidades indígenas.

Consideramos que la obra es un nuevo aporte al conocimiento de la fauna silvestre de Colombia, Brasil y Venezuela, pero más allá, resultados que muestran cómo las actuales áreas protegidas no son suficientes para la conservación de los grandes vertebrados a largo plazo en ninguno de nuestros países. Más aun, dados los requerimientos ecológicos de muchas de estas especies de gran tamaño, dichas áreas han dejado de ser funcionales en la mayoría de los casos, suponiendo un buen nivel de efectividad en su manejo. Los grandes vertebrados requieren áreas mucho más grandes donde vivir que las que generalmente delimitan las áreas protegidas, por lo cual las áreas no protegidas pasan a jugar un papel fundamental como zonas de

amortiguamiento, dispersión o hábitat complementario, a menudo con fuerte presencia humana y conflictos activos de convivencia. La interrelación entre áreas protegidas y su contexto territorial nos debe por tanto, conducir a un modelo de conservación basado en la comprensión de la integración de múltiples elementos en un paisaje que debe ser manejado como un espacio funcional y continuo. Un ejemplo práctico derivado de esta perspectiva es la necesidad de revisar el rol y alcance que tienen en la actualidad los planes de manejo clásicos de las áreas protegidas, así como los planes de conservación a nivel de grupos o especies en particular.

Es indispensable garantizar que la fauna silvestre pueda vivir en medio de nuestros paisajes humanizados, compartiendo el territorio y contribuyendo al redescubrimiento de nuestra biodiversidad: al fin y al cabo, hay campo para todos en este planeta.

Sin duda la supervivencia a mediano y largo plazo de estos grandes animales solo será posible si cambiamos nuestra forma de pensar, si rompemos con los paradigmas tradicionales de gestión del territorio y si todos, desde nuestra perspectiva y posición, contribuimos de manera mancomunada y generosa a ello.

Brigitte L. G. Baptiste
Directora General
Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt

Autores y afiliaciones

Fundacion AIUNAU, Colombia
Tinka Plese
f.aiunau@gmail.com

Fundación Internacional para la Naturaleza y la Sustentabilidad - FINS y CONACyT, Universidad de Quintana Roo, México
Nataly Castelblanco-Martínez
castelblanco.nataly@gmail.com

Fundación Internacional para la Naturaleza y la Sustentabilidad - FINS y Cabildo Verde Sabana de Torres, Colombia
Katherine Arévalo González
katarevalo@gmail.com

Fundación Natütama, Colombia
Sarita Kendall
saritaken@yahoo.com

Diana Luz Orozco
diluamazonas@yahoo.es

Fundación Herencia Ambiental Caribe, Colombia
Carlos Castaño-Uribe
direccioncientifica@herenciaambiental.org.

Cristal Ange Jaramillo
direccion@herenciaambiental.org.

Natalia Ramírez-Guerra
asistentecientifico@herenciaambiental.org.

Juan Felipe Romero
juanfelipe2r@gmail.com.

Fundación Wii, Colombia
Daniel Rodríguez
danielosito85@hotmail.com

Fundación Omacha, Colombia
Fernando Trujillo
fernando@omacha.org

Andrea Caro
andreacarob@gmail.com

Fundación Orinoquia Biodiversa, Colombia
Karen Pérez
karenperez@orinoquiabiodiversa.org

Breiler Olarte Ballesteros

Fundación Proyecto Primates y Universidad Complutense de Madrid, Facultad de Ciencias Biológicas
A. Gabriela de Luna Uribe
gabrieladeluna@proyectoprimates.org

Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt
Carlos A. Lasso
classo@humboldt.org.co

Paula Sánchez-Duarte
psanchez@humboldt.org.co

Mónica A. Morales-Betancourt
mmorales@humboldt.org.co

Angélica Díaz-Pulido
adiaz@humboldt.org.co

IUCN/SSC Tapir Specialist Group (TSG); Universidad Laica Eloy Alfaro de Manabí (ULEAM), Manta, Ecuador
Diego J. Lizcano
dj.lizcano@gmail.com

Laboratorio de Biogeografía, Departamento de Biología Evolutiva, Instituto de Ecología A.C. Veracruz, México
Hugo Mauricio Ortega-Andrade
biomauro@hotmail.com

David A. Prieto Torres
dprieto@cmc.org.ve
david.prieto@posgrado.inecol.edu.mx

Fundación EcoCiencia, Programa para la Conservación de Especies y Ecosistemas Amenazados en Ecuador, Quito, Ecuador;

Instituto Nacional de Biodiversidad, Sección de Vertebrados Quito, Ecuador
Hugo Mauricio Ortega-Andrade
biomauro@hotmail.com

Centro de Modelado Científico; Eje BioCiencias; Universidad del Zulia, Maracaibo, Venezuela y estudiante de doctorado - INECOL; A. C. Instituto de Ecología; A. C. Red de Biología Evolutiva, Xalapa, Veracruz, México
David A. Prieto Torres
dprieto@cmc.org.ve
david.prieto@posgrado.inecol.edu.mx

Cinvestav, México
Almira Hoogesteijn
almirahoo@mda.cinvestav.mx

Projeto Onçafari, Brasil
Lilian Elaine Rampim
lilian.rampim@gmail.com

Joares Adenilson May Júnior
brasiljoaresmay@gmail.com

Fazenda San Francisco, Brasil e Instituto Pró-Carnívoros, Brasil
Henrique Vilas Boas Concone
hvbconcone@yahoo.com.br
henrique@fazendasanfrancisco.tur.vr

Universidade do Sul de Santa Catarina
Joares Adenilson May Júnior
brasiljoaresmay@gmail.com

Panthera Brasil
Rafael Hoogesteijn
rafhoogesteijn@gmail.com

Fernando R. Tortato
ftortato@hotmail.com

Joares Adenilson May Júnior
brasiljoaresmay@gmail.com

Leonardo Sartorello
leosarto@hotmail.com

Panthera Colombia
Esteban Payán-Garrido
epayan@panthera.org

Angelica Díaz-Pulido
adiazpanthera@gmail.com

Carolina Soto
sotocarito@gmail.com

Angélica Benítez
bioangelica@gmail.com

Pontificia Universidad Javeriana, Colombia
Juan Ricardo Gómez
jrgomez@javeriana.edu.co

SELVA: Investigación para la Conservación en el Neotrópico, Colombia
Sandra Escudero
escudero.sandra@gmail.com

Universidad de los Andes, Colombia Laboratorio de Ecología Molecular de Vertebrados Acuáticos-LEMVA
Susana Caballero
sj.caballero26@uniandes.edu.co

Departamento de Ciencias Biológicas; Facultad de Administración y Fundación Proyecto Primates
Andrés Link
a.link74@uniandes.edu.co

Universidad del Valle, Grupo de Ecología Animal, Cali, Colombia
Carlos Arturo Saavedra-Rodríguez
csaavedra@wcs.org

Wildlife Conservation Society
Carlos Arturo Saavedra-Rodríguez
csaavedra@wcs.org

Lucy Perera-Romero
lperera@wcs.org

John Polisar
jpolisar@wcs.org

Leonardo Maffei
lmaffei@wcs.org

Investigador independiente
Jaime Cabrera
jaime_andresc@yahoo.com

Agradecimientos

Los editores agradecemos muy especialmente a la Directora General y al Subdirector de Investigaciones del Instituto Humboldt, Brigitte Baptiste y Germán Andrade, por el apoyo brindado a esta nueva Serie Editorial *Fauna Silvestre Neotropical*. De igual manera a todos los evaluadores anónimos de los 15 capítulos seleccionados. A Proyectos Semana S. A. y en particular a Mauricio Sojo por su apoyo en el proceso de diseño gráfico y diagramación. A Diego Núñez por su asistencia editorial. Por supuesto al Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia por haber financiado la impresión de esta publicación. A Donald Taphorn por la elaboración del resumen ejecutivo en inglés y a Mónica A. Morales-Betancourt por su colaboración en temas editoriales. A los colegas y amigos que cedieron sus fotografías.

Los autores del Capítulo 1 agradecen a Mónica A. Morales-Betancourt por sus aportes y revisión del manuscrito y a Diego A. Córdoba por la elaboración de los mapas. Los autores del Capítulo 2 agradecen a Sergio Balaguera-Reina por enviar el *shape* de los registros de *Crocodylus acutus* y a Diego Córdoba por la elaboración del mapa.

Los autores del Capítulo 6 agradecen a J. Ulloa, F. Rodríguez, R. Manosalvas, V. López, N. Ochoa, J. Camacho, S. Benalcázar e I. Gómez-Lora de la Fundación EcoCiencia; A. Castellanos, F. Nogales y A. Tapia de la UICN/SSC Tapir Specialist Group-Ecuador, X. Pazmiño y F. Carvajal de la Fundación Zoológica del Ecuador, así como a R. Cisneros de la Universidad Técnica Particular de Loja. También a E. Briones y D. Silva de ECOFONDO, por el financiamiento y la colaboración prestada para la elaboración de la base de datos de registros históricos de la danta de montaña en la región Andina. M. Ascanta, L. Arias, J. Aguirre, L. Achig y D. Domínguez colaboraron tomando datos de campo en Ecuador. Denisse Mateo y Jessica Amanzo del Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos proporcionaron datos de la especie para Perú. Los registros para Colombia fueron proporcionados por Jaime A. Suárez y Juan R. Sánchez de la Pontificia Universidad Javeriana; Abelardo Rodríguez-Bolaños de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas y Melissa Abud, Sebastián Duque, Humberto Calero y Stephanie Valderrama de la Fundación Samanea.

El autor del Capítulo 7 agradece a V. Rojas-Díaz y J. D. Corrales por sus valiosos comentarios y sugerencias a versiones preliminares del documento. La Fundación Zoológica de Cali brindó los datos de historia clínica de pacarana cautivos. Este trabajo fue apoyado por WCS-Colombia y Mohamed Bin Zayed Conservation Fund. La Fundación IdeaWild donó parte de los equipos de campo a CASR. Por su colaboración durante el trabajo de campo a F. Gaviria, B. Martínez, J. M. Martínez-Troya, C. Ríos-Franco e I. C. Estrada. CASR fue financiado por COLCIENCIAS para estudios en el país.

Los autores del Capítulo 9 expresan sus agradecimientos a la CDA y sus funcionarios en Inírida y Mitú, que apoyaron la colecta de información en su área de jurisdicción. Igualmente, a Corpoamazonía y al Instituto de Investigación Sinchi, con los que se elaboró conjuntamente la iniciativa Facuam en

los ríos Amazonas, Caquetá y Putumayo. A WWF, en especial a Saulo Usma, por su apoyo en el trabajo en la Estrella Fluvial de Inírida y en la Orinoquia. A todos los investigadores que participaron en las diferentes fases de campo: Germán Garrote, Marcela Velazco, María Cristina Carrasquilla, Paola Suárez, Santiago Cañón, entre otros.

Los autores del Capítulo 10 agradecen a las comunidades y líderes del Alto Caura que tan amablemente los acogieron: Yudiña, Ayawaña, Anadekña y Jüwütüña. A los parabiólogos participantes en los diferentes estudios: Williams Sarmiento, Elso Espinoza, Orlando Rodríguez, Nestor Rosaren Hernández, Fernando Domínguez, Narcio Rodríguez (†), Roberto Rojas, Mario Asatali, Manuel Asatali, Orlando Sarmiento, Cesar Jokomasoma, Ramón Jasatao, Jhonny Linares, Jimmy Rodríguez, Nelsis Espinoza, Argenis Gómez, Wilson Martínez (†), Florentino Velásquez, Romeo Payema y Jesús García. A los biólogos que apoyaron en campo los diferentes muestreos: Emiliana Isasi-Catalá, Antonio Belandria, Carlos Valeris, David Prieto, Isabel Villasmil, Igor Castillo y Luis Sibira. Al apoyo logístico de Dolinta Domínguez, Naileth Martínez, Walter Espinoza y Raquel Kassalian. Asimismo, a la Organización Indígenas del Caura KUYUJANI, Universidad Nacional Experimental de Guayana, Provita, así como el apoyo financiero de Liz Claiborne Art Ortenberg Foundation. Sin su valioso apoyo, este trabajo no hubiera sido posible.

Los autores del Capítulo 12 están muy agradecidos con M. C. Peñuela por permitirles trabajar en el Zafire. Los líderes indigenas y cazadores del “Km 11” y Multietnia fueron fundamentales en el desarrollo de este trabajo, particularmente Walter Florez y Josefina Teteyé. El trabajo de campo fue posible solo gracias al apoyo de Arcesio Pijache, Fidel Flórez, Alirio, Edilberto Rivera, y Eufrasia Kuyuedo. J. Guerrero, J. A. Cabrera y S. Escudero contribuyeron sustancialmente al trabajo de campo. El proyecto fue financiado por WCS, Panthera y una beca de postgrado Alban número E04M037251CO. A. Carrasquilla de Borugo Ltda contribuyo significativamente a una estadía más placentera en Leticia y gran parte de la logística. El Sinchi prestó 12 cámaras trampa y espacio de trabajo en sus oficinas.

Los investigadores de la Fundación Panthera y la Fundación Orinoquia Biodiversa, autores del Capítulo 13 e implementadores del proyecto, agradecen al equipo del programa Paisajes de Conservación de Patrimonio Natural liderado por Inés Cavelier. También la asesoría de Enrique Murgueitio, Julián Chará y su equipo en CIPAV. Muchas gracias a todas las personas de Tame que permitieron el acceso a sus predios; a los demás investigadores que aportaron para que este proyecto se hiciese realidad: Francisco Javier Mijares, Diana Abondano y Javier Ortega, y al equipo del PNN El Cocuy costado oriental por su acompañamiento.

Los autores del Capítulo 14 agradecen a las personas que facilitaron la información para la producción de este artículo, en especial (por orden alfabético) a: Roberto F. Coelho, Jamil Rodrigues da Costa, Mario Haberfeld, Ailton Lara, Charles Munn, y Andre Thuronyi. A. J. L. Febles y a Rodrigo Teribele por la producción de los mapas.

Resumen ejecutivo

En el marco del Plan Operativo Anual (2015) del Programa Ciencias de la Biodiversidad del Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, se llevó a cabo el estudio "Conservación de grandes vertebrados en áreas no protegidas de Colombia, Brasil y Venezuela", proyecto que da inicio a una nueva línea de investigación en el Instituto Humboldt (IAvH) sobre la fauna silvestre neotropical. Para liderar este proceso editorial se contó con la participación de Panthera Colombia y la Fundación Herencia Ambiental Caribe, junto al IAvH y 23 organizaciones (ONG, universidades, institutos de investigación) de ocho países. Este incluyó la participación y coautoría de 35 investigadores. Con esta publicación se inicia el primer volumen de la Serie Editorial Fauna Silvestre Neotropical.

El libro incluye 15 capítulos relativos a la conservación de cuatro grupos de grandes vertebrados (peces, reptiles, aves y mamíferos) en áreas no protegidas de tres países vecinos de la región neotropical (Colombia, Brasil y Venezuela). Los grupos en cuestión incluyeron los grandes peces óseos y cartilaginosos (rayas); reptiles (tortugas y crocodílidos), aves (crácidos y otros) y mamíferos (perezosos, manatíes, dantas, pacaranas, oso andino, nutrias gigantes, jaguares-otros felinos y el mono araña-otros primates). Se consideraron además, otros aspectos relativos a los corredores de conservación, el papel de las zonas amortiguadoras en áreas protegidas y la cacería por parte de las comunidades indígenas.

En el primer capítulo se presenta un diagnóstico del estado actual de conservación de grandes peces de agua dulce (26 especies) en áreas no protegidas (ANP) de Colombia y su relación con el papel que juegan las Áreas Protegidas (AP), siendo las grandes amenazas la sobrepesca y el deterioro del hábitat, que actúan por igual tanto en las AP como en las ANP. Se concluye que las figuras actuales de conservación no son suficientes y/o efectivas para la conservación de los peces y se requiere de otras alternativas de conservación articuladas con medidas de ordenamiento pesquero.

El segundo capítulo aborda los grandes reptiles acuáticos, incluyendo cinco tortugas: tortuga matamata, *Chelus fimbriatus*; cabezón, *Peltocephalus dumerilianus*; charapa, *Podocnemis expansa*; tortuga de río Magdalena, *Podocnemis lewyana*; terecay, *Podocnemis unifilis* y tres especies de crocodílidos: caimán aguja, *Crocodylus acutus*; caimán llanero, *Crocodylus intermedius* y el caimán negro, *Melanosuchus niger*. Se concluye que la estrategias implementadas no han sido suficientes ni efectivas para la conservación de las especies, muchas de la cuales muestran declinaciones poblacionales sostenidas.

En el tercer capítulo, se expone la importancia de la conservación de los perezosos (*Bradypus variegatus* y *Choloepus didactylus*) y se concluye que la desaparición y fragmentación del hábitat (bosques), junto con la cacería, son la principal amenaza a la supervivencia de estas especies. Se discute el papel de los programas de rehabilitación y reintroducción como estrategias de conservación de estas especies, así como la importancia de

la red de las reservas naturales de la sociedad civil y la red de re-ubicadores de fauna silvestre, que han brindado las condiciones necesarias para efectuar procesos de educación, reubicación y control y seguimiento post-liberación de los perezosos.

El cuarto capítulo analiza el estatus de conservación de las dos especies de manatíes de Colombia, el amazónico (*Trichechus inunguis*) y el antillano (*Trichechus manatus*), cuya área de distribución está en un 90 % en ANP. Se concluye como la participación comunitaria a nivel local ha sido clave para la conservación de ambas especies, observándose en los últimos años una reducción de la caza y un aparente incremento de la población de manatíes en algunos casos puntuales. Se recomienda, no obstante, continuar con el monitoreo de las amenazas y las áreas de ocupación, así como el establecimiento de índices de abundancia, incluyendo a los pobladores locales en estos procesos.

El quinto capítulo aborda la cacería de subsistencia de la danta (*Tapirus terrestris*) en zonas de traslape entre resguardos indígenas y un parque natural en la Amazonia (PNN Amacayacu), especialmente en los ambientes de "salados", demostrando que los efectos de la cacería en las poblaciones locales de dantas no han sido significativos. Se describe también el comportamiento de las dantas dentro de los salados amazónicos, su utilidad para el monitoreo de mamíferos y la factibilidad de la conservación por fuera de las AP´s.

En el sexto capítulo se evalúa la distribución de la danta de montaña (*Tapirus pinchaque*) en Colombia, con base a análisis de las áreas potenciales de distribución actual, bajo escenarios de cambio climático a futuro y considerando el efecto de la pérdida del hábitat, la disponibilidad de los ecosistemas y el papel del Sistema Nacional Áreas Protegidas (SINAP) en Colombia. Los resultados de estos ejercicios muestran una reducción por efecto de la pérdida del hábitat y por efectos del cambio climático, los cuales pueden actuar de forma sinérgica, siendo mayor aún dichas amenazas.

El séptimo capítulo analiza el impacto de la cacería coma amenaza para la conservación de la pacarana (*Dinomys branickii*) en los Andes de Colombia. Con base en simulaciones de la dinámica poblacional y escenarios de diferentes niveles de extracción, los resultados muestran que con la extracción de individuos, las poblaciones proyectadas a 100 años tienden a una reducción de hasta el 60%. Estos análisis demuestran que la especie es propensa a la extinción y que la cacería afecta negativamente las poblaciones, lo cual sumado a la reducción de hábitat por la fragmentación, acentúa el riesgo de extinción de la especie en los Andes de Colombia.

En el octavo capítulo se evalúa el estado de conservación del oso andino (*Tremarctos ornatus*). Se identifican como principales amenazas a la expansión de la frontera agrícola, la cacería por retaliación al conflicto, la infraestructura vial y la carencia de prácticas efectivas de conservación. La especie muestra un patrón de distribución en parches tanto en AP como en ANP, e incluyen hábitats que abarcan un gradiente altitudinal continuo localizado

en las vertientes andinas del Pacífico y Amazonas, amenazados además, por cultivos ilícitos y el conflicto armado. Solo un parche es mayor de 5.000 km² y ocho Parques Nacionales tienen extensiones entre 1.000 y 5.000 km².

En el capítulo noveno se discute la conservación de las nutrias o perros de agua (*Pteronura brasiliensis*) y su relación con los conflictos de las pesquerías locales. La especie ha mostrado una aparente recuperación poblacional en la Amazonia y Orinoquia en los últimos diez años, aunque en la mayoría de los casos los pescadores están matando las nutrias en retaliación y solicitan a las autoridades ambientales del gobierno acciones concretas para reducir sus poblaciones. Sin embargo, las evaluaciones de la dieta de las nutrias muestran baja superposición de ítems alimenticios con las pesquerías. El estudio es complementado con análisis genéticos que permitieron la identificación de dos unidades de manejo, una en el Orinoco y otra en el Amazonas colombiano.

En el capítulo diez se resalta la importancia de los acuerdos comunitarios para la conservación de los vertebrados terrestres medianos y grandes, con base en un estudio piloto realizado con dos etnias indígenas en el Escudo Guayanés venezolano (cuenca del río Caura). Para ello se realizaron estudios mediante técnicas de foto-trampeo en zonas con y sin (o muy bajo) impacto de cacería, concluyendo que las áreas protegidas localmente por los indígenas presentaron una mayor densidad poblacional de animales que las zonas cercanas a las comunidades que no estaban protegidas. Esto resalta la importancia y el potencial de la gestión territorial indígena en sus hábitats ancestrales, para la conservación efectiva de la fauna.

El capítulo once aborda la problemática de la conservación de los felinos en el norte de Colombia y en particular en la región Caribe. Se discute la efectividad del Plan de Conservación de Felinos del Caribe (PCFC) como estrategia interinstitucional para investigar y lograr gestión en la región. Se concluye que gracias a la implementación del PCFC se han podido conocer y entender el papel destacado de los felinos como especies bioindicadoras del estado de los ecosistemas, así como también los conflictos socio-ambientales asociados con estas especies.

En el capítulo doce se evalúa mediante foto-trampeo, la densidad y abundancia de grandes mamíferos -con especial énfasis en el jaguar (*Panthera onca*)- en un área no protegida del Amazonas colombiano. Se discute la importancia en la conservación de las áreas no protegidas para los grandes mamíferos amazónicos, y las áreas mínimas requeridas para conservar jaguares a largo plazo según la densidad estimada. Adicionalmente, se consideran las posibles razones para la conservación del área sin protección proactiva.

El capítulo trece analiza la efectividad del Corredor Jaguar en áreas no protegidas de Colombia en base a un estudio realizado en 2011, que consistió en el diseño e implementación de un corredor estructural y funcional para la conservación del jaguar por medio de una serie de incentivos a la comunidad en el municipio de Tame (Arauca), en la zona de amortiguación del Parque Nacional Natural El Cocuy. Este incluyó ejercicios de restauración participativa y división y encerramiento de potreros para separar el corredor. Se intervinieron seis fincas seleccionadas con técnicas de manejo de ganado amigables con el jaguar (cercas eléctricas antidepredatorias y arreglos

silvopastoriles) y se firmó un acuerdo de conservación por cinco años con la comunidad para mantener las cercas, no matar a los jaguares y cazar las presas del jaguar racionalmente.

El capítulo catorce muestra cómo es posible la conservación del jaguar con base en experiencias de cuatro casos de estudio en propiedades privadas de El Pantanal (Brasil), que tienen al turismo con el jaguar como especie bandera, y como una actividad económica complementaria a la ganadería extensiva, que es viable económica y ecológicamente con la conservación y otros desarrollos antrópicos. Los ingresos generados por el turismo exceden por mucho las pérdidas ocasionadas por la depredación del jaguar. Se recomienda establecer este modelo en otras zonas del Pantanal y/o de sabanas inundables de Suramérica, en donde los ganaderos se beneficiarían por la presencia de este depredador en sus tierras, y de esta manera se disminuiría la represalia y persecución de la especie, lo que favorecería su conservación.

Por último, en el capítulo quince, se plantean dos vías para la conservación del mono araña café (*Ateles hybridus*) y otros primates en Colombia. La primera asociada a la declaratoria de áreas protegidas en el área de su distribución actual, y la segunda, asociada al manejo de los hábitats en matrices productivas en común acuerdo con actores gubernamentales, económicos y sociales. Se concluye que dado que la mayor parte de su población está por fuera de áreas protegidas, la conservación de *A. hybridus* y otros primates dependen de la protección de estas poblaciones en las áreas no protegidas.

Executive summary

Within the Annual Operations Plan framework for 2015 the Biodiversity Sciences Program of the Alexander von Humboldt Institute of Biological Resource Research carried out a project titled: "Conservation of large vertebras in unprotected areas of Colombia, Brazil and Venezuela", a project that initiates a new line of research for the Humboldt Institute (IAvH) into Neotropical Wildlife. The lead for this editorial enterprise was shared by the Panthera Colombia and Herencia Ambiental Caribe foundations, along with IAvH and including the participation of 23 other organizations (NGOs, universities, and research institutes) from eight countries. The book has had the participation of 35 coauthors. With this edition as the first volume, we initiate a new publication series: Neotropical Wildlife.

The book includes 15 chapters related to the conservation of four groups of large vertebrates (fishes, reptiles, birds and mammals) in unprotected areas of three Neotropical neighboring countries (Colombia, Brazil and Venezuela). The groups in question included large bony fishes and the cartilaginous stingrays, reptiles (turtles and crocodilians), birds (cracids and others) and mammals (sloths, manatees, tapirs, pacaranas, Andean bears, giant otters, jaguars and other felines, spider monkeys and other primates). Other topics include conservation corridors, the role of buffer zones around protected areas and hunting by indigenous people communities.

The first chapter presents a diagnosis of the conservation status of large freshwater fishes (26 species) found in unprotected areas (ANP) in Colombia, and how they are affected by protected areas (AP) as they face significant threats from overfishing and habitat deterioration, that equally impact both unprotected and protected areas. It is concluded that existing conservation measures are not sufficient and/or effective for the conservation of these fishes, and that alternative conservation strategies, working in conjunction with fishery regulations are needed.

The second chapter addresses large aquatic reptiles, including five turtles: the Matamata, *Chelus fimbriatus*; the Big-headed Amazon River Turtle (Cabezón), *Peltocephalus dumerilianus*; the Arrau Turtle (Charapa), *Podocnemis expansa*; the Magdalena River Turtle, *Podocnemis lewyana*; the Yellow-spotted River Turtle (Terecay), *Podocnemis unifilis* and three species of crocodilians: the American Crocodile (Caimán aguja), *Crocodylus acutus*; the Orinoco Crocodile (Caimán llanero), *Crocodylus intermedius*, and the Black Caiman (Caimán negro), *Melanosuchus niger*. It is concluded that current conservation measures are insufficient and ineffective for the conservation of these species, and that their populations continue to show sustained decline.

Sloths are the subject of the third chapter where the conservation status of *Bradypus variegatus* and *Choloepus didactylus* are reviewed and it is concluded that the disappearance and fragmentation of their forest habitat, along with hunting are the major threats to the survival of these species. The role of rehabilitation and reintroduction programs is discussed as conservation strategies for sloths, as

well as the importance of the network of natural reserves of civil society and wildlife re-locators that have provided the necessary resources and conditions to carry out education programs, sloth relocation and post-release follow up.

The fourth chapter analyzes the conservation status of manatees in Colombia: the Amazon Manatee (*Trichechus inunguis*) and the West Indian Manatee (*Trichechus manatus*), for which 90% of their distribution ranges are located in unprotected areas. It is concluded that local community participation has been key to the survival of these species and that hunting in recent years has been reduced which has led to an apparent increase of the manatee population in some cases. Even so, it is recommended that threats continue to be monitored and that indices of abundance should be calculated, incorporation local people in the process.

The fifth chapter concerns subsistence hunting of the Tapir, *Tapirus terrestres* in overlapping areas of Indigenous People Reserves and the Amacayacu National Park, focusing on environments locally known as "salados", where it is shown that the hunting of local populations has not been significant. The behavior of tapir in the Amazonian salt lick habitat is also described, as well as their usefulness for mammal population monitoring and the feasibility of conservation outside protected areas.

The sixth chapter evaluates the distribution of the Mountain Tapir (*Tapirus pinchaque*) in Colombia, based on gap analysis of potential habitat, and projecting scenarios of future climate change that take into consideration habitat loss effects, availability of ecosystems and the role of SINAP in Colombia. The results of these exercises show a tapir population reduction from the effects of habitat loss as well as from climate change, and that there could be a synergetic combination of negative impacts worse than that of either effect considered separately.

The seventh chapter analyzes the impact of hunting on the conservation status of the Pacarana (*Dinomys branickii*) in the Colombian Andes. Based on simulations of population dynamics under scenarios with differing extraction levels, the results show that current levels of hunting will lead to a 60% reduction in the population projected for 100 years. These simulations show that the species is threatened by extinction and that hunting negatively affects its populations, and that together with other threats such as habitat reduction by fragmentation the risk of extinction from the Colombian Andes is accentuated

The eighth chapter evaluates the conservation status of the Andean (or Spectacled) Bear (*Tremarctos ornatus*). The principal threats identified were agricultural expansion, retaliatory hunting, roads and lack of effective conservation practices. The species has a patchy distribution in both protected and unprotected areas, and is found in habitats with a continuous altitudinal gradient located in Pacific Andean as well as Amazon Basin slopes that are threatened by development of illegal crops and armed conflict. Only one habitat patch is larger than 5.000 km^2, and eight national parks have areas between 1.000 and 5.000 km^2.

The ninth chapter treats the conservation of the River Otter (*Pteronura brasiliensis*) and its conflicts with local fisheries. The species' populations have apparently been recovering in the Amazon and Orinoco River Basins in the last ten years, in spite of the fact that fishermen kill them in retaliation and have requested local authorities to impose practices to reduce their numbers. However, diet studies have shown low overlap between otter diet items and the species targeted by fishermen. This study also includes genetic analyses that identify two separate management populations that require individual management plans, one in the Orinoco Basin and the other in the Amazon.

The tenth chapter analyzes the importance of community commitments for the conservation of large and medium sized terrestrial vertebrates, based on a pilot study carried out with two indigenous people communities living on the Guiana Shield of Venezuela in the Caura River drainage. Phototrap studies in areas with and without (or with very low) hunting pressures concluded that the areas that receive local protection from indigenous communities had a higher population density of animals than the areas near these communities that did not benefit from such protection. This shows the importance and potential of local indigenous people's management of their ancestral hunting areas and the effectiveness of their conservation practices.

Chapter eleven addresses the problematic conservation of felines in northern Colombia and in particular, the Caribbean coastal region. The effectiveness of the Caribbean Feline Conservation Plan is discussed as an inter-institutional strategy to research and successfully manage these animals in the region. It is concluded that thanks to the implementation of the plan, it has been possible to better know and understand the role of these felines as bioindicator species that reflect the health of the ecosystem, as well as the socio-environmental conflicts associated with them.

Chapter twelve presents the evaluation of density or abundance of large mammals using phototrap studies - with special emphasis on the Jaguar (*Panthera onca*) - in an unprotected area of the Colombian Amazon River Basin. The importance of conservation in unprotected areas is discussed for large mammals of the Amazon River Basin, and the minimum areas required for the long term conservation of jaguars, based on observed population densities. In addition, possible reasons to proactively promote jaguar conservation in unprotected areas are considered.

Chapter thirteen analyzes the effectiveness of the Jaguar Corridor in unprotected areas of Colombia based on a study carried out in 2011, that consisted in the design and implementation of a structural and functional corridor for jaguar conservation using an array of incentives for the community of Tame, located the Arauca River drainage of the Orinoco River Basin in the buffer zone around El Cocuy National Park. The effort included the participative restoration by the division and enclosure of cattle pastures to isolate the corridor. Six selected ranches were included using cattle friendly jaguar management techniques (anti-predator electric fences, and silvo-pastoral reorganizations. A five year conservation contract with the community was signed to keep

the fences in place, refrain from killing jaguars and reasonably hunt the jaguar's prey species. Chapter fourteen shows how Jaguar conservation is possible, based on experiences obtained in four case studies on private property in the El Pantanal region of Brazil where tourism based on the Jaguar as the banner species is seen as a viable economic and ecological complement to extensive cattle ranching and other human development of the region. The money generated by this Jaguar tourism greatly exceeds the losses incurred by Jaguar predation. It is recommended that this model be implemented in other regions of the Pantanal and flooding savannahs of South America, where cattlemen are benefitted by maintaining the predator on their land, and thus reduce their retaliation and persecution of the jaguar, and instead favoring its conservation.

In the last chapter, fifteen, two possible avenues for the conservation of the Brown Spider Monkey (*Ateles hybridus*) and other primates in Colombia are presented. The first is associated with the creation of protected areas within their current range, and the second concerns their management in productive matrices by forging agreements between government agencies, economic interests and local social communities. It was concluded that since the largest portion of the spider monkey population is outside of protected areas that the long term conservation of *A. hybridus* and other primates hinges on their protection in non-protected areas.

Introducción

Esteban Payán Garrido, Carlos A. Lasso y Carlos Castaño-Uribe

La conservación del ambiente y el aprovechamiento sostenible de los recursos naturales involucra una cantidad de actores, procesos, instituciones y otros organismos, que enfrentan cotidianamente diferentes retos. Los grandes vertebrados han sufrido en general procesos de disminución del tamaño de sus poblaciones y en algunos en particular, de extinción local, debido a la persecución directa y a cambios en las economías locales, principalmente por la cacería no sostenible y la transformación de sus hábitats para explotaciones agropecuarias. Actualmente el territorio colombiano es objeto de nuevas transformaciones que se inscriben en la dinámica general de cambio global: destrucción progresiva del medio y cambios en el uso tradicional de los recursos. Sumado a ello, está ocurriendo una expansión en la distribución de las especies introducidas que afectan a las especies autóctonas, la estructura y la funcionalidad de los ecosistemas cuyos efectos son desconocidos. La principal limitación para cuantificar las consecuencias de estas presiones sobre las poblaciones naturales de grandes vertebrados, es la escasez de los datos biológicos apropiados, desconocimiento del estado natural de las poblaciones y la dificultad en obtener dicha información.

En contraste, si es claro que las áreas protegidas no son suficientes para conservar poblaciones a largo plazo de grandes vertebrados (O'Brien y Kinnaird, 2000; Payán *et al.* 2013, Ripple *et al.* 2015). No obstante, es difícil determinar que es grande para una especie de alta movilidad. Para ello, es necesario obtener información detallada de las áreas de acción y el uso del hábitat de las especies, pero muchas especies con áreas de acción grandes requieren de parches extensos de hábitat o de sitios puntuales poco perturbados (Wikramanayake *et al.* 1998, Carbone *et al.* 2005). Al mismo tiempo, con base en la información existente sobre las especies, se puede argumentar la importancia del establecimiento de áreas protegidas y el tamaño mínimo requerido en función de mantener poblaciones viables

que interactúen de forma natural. Pero es necesario la realización de estudios que aumenten el conocimiento de las historias de vida, en particular sobre el movimiento de las especies y a su vez, cómo estas pueden cumplir papeles fundamentales (servicios ecosistémicos) que deben ser considerados a la hora de establecer estrategias de conservación.

En la elaboración de este libro han participado muchos autores que aportaron diferentes enfoques y experiencias diversas, respecto a las actividades e investigaciones (teóricas, prácticas y aplicadas) que han venido desarrollándose, tanto al interior de las áreas protegidas como por fuera de ellas. En el Simposio que se adelantó en el último Congreso colombiano de Zoología a finales del año 2014, quedó en evidencia que la conservación de los grandes vertebrados en áreas no protegidas, se constituía como un tema de importancia estratégica del país y de América Latina. Este fue un aspecto sobre el cual se conocía muy poco y tampoco formaba parte de las discusiones sobre la conservación de la biodiversidad.

Así, a pesar de que se ha documentado suficientemente el papel de ciertas especies indicadoras del estado del paisaje y los requerimientos que tienen las AP para conservar estas especies en función de la extensión disponible, pocos estudios en la región han abordado el papel de las zonas no protegidas y de las zonas amortiguadoras, para entender los requerimientos de las poblaciones de grandes vertebrados en zonas de borde. De igual manera, tampoco se ha considerado el contexto necesario y requerido para que estas poblaciones puedan ser viables si las áreas protegidas no garantizan suficientemente bien la autorregulación ecológica, por citar un ejemplo.

Las exposiciones y las discusiones llevadas a cabo durante el Simposio organizado por la Fundación Panthera, Fundación Herencia Ambiental Caribe y el Instituto Alexander von Humboldt, permitieron entender mejor que muchas de estas especies

- particularmente las consideradas especies paisaje - requieren de matrices de paisajes enteros, compuestos de múltiples hábitats para sobrevivir y que muchas veces las acciones de gestión y manejo en los bordes de las áreas protegidas y sus alrededores, que ejercen un efecto de sifón y son zonas de mayor probabilidad de presencia y abundancia, no son suficientemente valoradas o atendidas.

Hay que tener en cuenta que el aumento de los índices de mortalidad de grandes carnívoros o grandes vertebrados, está directamente relacionado con la presión humana y las formas de aprovechamiento que se da en las zonas periféricas a los núcleos de conservación. Esto, entre otras cosas, por la falta de medidas apropiadas de control, ordenamiento, coordinación interinstitucional o simplemente por falta de políticas apropiadas.

En opinión de los editores de esta obra, los capítulos aquí consignados permiten conocer varias experiencias exitosas documentadas de poblaciones de grandes vertebrados que coexisten con los humanos en áreas productivas, perturbadas o cerca de poblados. Muchas de estas poblaciones pueden estar cerca o no de AP, pero permiten identificar componentes claves de éxito, que documentan la supervivencia a largo plazo de poblaciones importantes en áreas no protegidas.

Por último, es evidente, por el tipo de experiencias aportadas en este documento, que el valor del conocimiento y la experiencia acumulada a través de las investigaciones han permitido contextualizar mejor las dificultades y las oportunidades para complementar los procesos de conservación y enfocar mejor los esfuerzos. Es claro entonces, que esta obra aporta elementos básicos de diagnóstico y caracterización del estado actual de las poblaciones de grandes vertebrados en el país y otras áreas del continente suramericano, cuyos planteamientos y conclusiones sirven como punto de partida para visualizar el panorama actual de muchas de las especies de grandes vertebrados que forman parte del contenido de este libro.

REFERENCIAS

Carbone, C., G. Cowlishaw, N. Isaac y J. Rowcliffe. 2005. How far do animals go? Determinants of day range in mammals. *American Naturalist* 165: 290-297.

O'Brien, T. y M. Kinnaird. 2000. Differential vulnerability of large birds and mammals to hunting in North Sulawesi, Indonesia, and the outlook for the future. Pp. 199-213. *En*: Hunting for Sustainability in Tropical Forests. Robinson, J. G. y E. L. Bennett (Eds.). Columbia University Press.

Payán, E., C. Carbone, K. Homewood, E. Paemelaere, H. B. Quigley y S. Durant. 2013. Where will jaguars roam? the importance of survival in unprotected lands. Pp. 603-628. *En*: Molecular Population genetics, phylogenetics, evolutionary biology and conservation of the Neotropical carnivores. Ruiz-García, M. y J. Shostell. (Eds.). New York: Nova Science.

Ripple, W. J., T. M. Newsome, C. Wolf, R. Dirzo, K. T. Everatt, M. Galetti, M. W. Hayward, G. I. Kerley, T. Levi y P. A. Lindsey. 2015. Collapse of the world's largest herbivores. *Science Advances* 1: e1400103.

Wikramanayake, E., E. Dinerstein, J. Robinson, U. Karanth, A. Rabinowitz, D. Olson, T. Mathew, R. Hedao, M. Conner y G. Hemley. 1998. An ecology-based method for defining priorities for large mammal conservation: The tiger as case study. *Conservation Biology* 12: 865-878.

Conservación de grandes peces de agua dulce en áreas no protegidas de Colombia

Carlos A. Lasso y Paula Sánchez-Duarte

Resumen. Se presenta un diagnóstico del estado actual de conservación de los grandes peces de agua dulce (26 especies) (> 10 kg, 0,5m LT o AD) en áreas no protegidas (ANP) de Colombia y la relación con el papel que juegan las áreas protegidas (AP). Las dos principales amenazas que incluyen la sobrepesca y el deterioro del hábitat, operan por igual tanto en las AP como en las ANP. Se concluye que las figuras actuales de conservación no son suficientes, representativas o efectivas para la conservación de dicho recurso y se requiere de alternativas de conservación novedosas en articulación con otras medidas de ordenamiento pesquero.

Palabras clave. Recursos pesqueros. Pesca comercial. Pesca deportiva. Especies amenazadas. Sobrepesca.

Abstract. A diagnostic study of the current state of conservation of large freshwater fishes (26 species) (> 10 kg, 0,5m LT or DW) was made in non-protected areas (ANP) of Colombia to determine if their conservation status is influenced by protected areas (AP). The two major threats identified are overfishing and habitat deterioration, and both impacts affect protected and non-protected areas. It was concluded that the existing conservation areas are not sufficient or representative and are not effective in conserving this resource, and that novel alternatives that incorporate other types of fishery regulatory actions are required.

Key words. Fishery resources. Commercial fishing. Sport fishing. Endagered species. Overfishing.

Introducción

Colombia cuenta con un Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP), que es el conjunto de áreas protegidas, actores sociales y estrategias e instrumentos de gestión que las articulan, para contribuir como un todo al cumplimiento de los objetivos de conservación del país[1]. Como parte del SINAP, el Sistema de Parques Nacionales Naturales (SPNN) es el encargado de administrar las categorías de Parque Nacional Natural, Santuario de Flora y Fauna, Vía Parque, Reserva Nacional Natural y Área Natural Única. Por su parte, las autoridades ambientales regionales son las encargadas de administrar las categorías de Parque Regional Natural, Distritos de Conservación de Suelos, Áreas de Recreación, Reservas Forestales Protectoras y Distritos Regionales de Manejo Integrado. Por último, los propietarios particulares y organizaciones articuladoras administran las áreas protegidas privadas. Así, el total de hectáreas protegidas inscritas en el Registro Único Nacional de Áreas Protegidas (RUNAP) corresponden a 168.913,7 km^2 y representan un 8,2%

[1] http://www.parquesnacionales.gov.co

de los 2.070.408 km^2 de superficie continental y marítima del país (Vásquez y Matallana 2014).

Colombia es el segundo país en diversidad de peces de agua dulce del mundo, luego de Brasil[2] (Maldonado-Ocampo 2006). La revisión más reciente señala un número superior a 1430 especies descritas, de las cuales cerca del 22% son endémicas (Maldonado-Ocampo *et al.* 2008). Los peces son los vertebrados más diversificados (Nelson 1994), con registros de especies desde apenas un centímetro (*Microphilypnus ternetzi*), hasta más de dos metros de longitud (*Arapaima gigas*). Si bien las amenazas a los ecosistemas acuáticos son comunes a todas las especies de peces, independientemente del tamaño o las historias de vida, hay un mayor efecto negativo sobre aquellas que tienen una extracción selectiva, por ser de interés pesquero como recurso alimenticio (Lasso *et al.* 2011a, b). Entre estas especies de interés pesquero se encuentran aquellas de mayor tamaño, que se distribuyen en los grandes ríos y planicies de inundación, y que en la mayoría de los casos no se encuentran protegidas bajo alguna figura legal. También, son estas especies las que presentan migraciones o desplazamientos (generalmente en cardúmenes) de distancias variables, con una dirección conocida, predecible, cíclica o periódica, en busca de condiciones adecuadas para completar su ciclo de vida o parte de él (Incoder y WWF 2004). Según las distancias recorridas (Usma *et al.* 2009) las especies pueden tener migraciones cortas (MC): desplazamientos de carácter local menores de 100 km; migraciones medianas (MM): desplazamientos de mediana distancia entre 100-500 km y migraciones grandes (MG): desplazamientos extensos mayores de 500 km hasta 3000 km.

Estudios realizados previamente muestran las principales amenazas que enfrentan estas especies y sus pesquerías (p. e. Lasso *et al.* 2011a, b, Mojica *et al.* 2012a), pero no se ha realizado un ejercicio exhaustivo que reflejara su estatus actual en las áreas no protegidas (ANP) y su relación con las áreas protegidas (AP). De esta manera, el objetivo de este trabajo fue hacer un diagnóstico del estado de conservación de las principales especies de peces de agua dulce de gran talla de Colombia en las ANP, analizar el porqué de dicha situación y dar las recomendaciones para su conservación y uso sostenible.

Metodología

Selección de especies

Se escogieron aquellas especies cuya talla (longitud estándar -LE-, longitud total -LT- o ancho de disco -AD-) fuera superior a 0,5 m; que pesaran en la mayoría de los casos más de 10 kg, registraran desplazamientos migratorios y que fueran de interés para la pesca comercial artesanal (consumo) y/o deportiva (Lasso *et al.* 2011a, SEPEC - Servicio Estadístico Pesquero Colombiano - CCI e INCODER 2011, AUNAP- UNIMAGDALENA 2012, 2013, 2014[3]). También, se tomaron en cuenta especies incluidas en el Libro Rojo de peces dulceacuícolas de Colombia (Mojica *et al.* 2012a) bajo alguna categoría de amenaza (CR, EN o VU) o casi amenzadas (NT).

Con base en estos criterios se seleccionaron 26 especies pertenecientes a cinco órdenes y seis familias (Anexo 1).

[2] http://www.sibcolombia.
[3] http://sepec.aunap.gov.co net/web/sib/cifras

Resultados

Análisis de las especies

Las 26 especies seleccionadas son tratadas separadamente por grupos (órdenes y familias) para un mejor análisis.

Orden Myliobatiformes

Familia Potamotrygonidae (Láminas 1a, 3a-d)

El grupo de rayas de agua dulce es utilizado básicamente como ornamental y en menor medida para consumo local y medicinal (Lasso *et al.* 2013a). Las rayas *Paratrygon aiereba, Potamotrygon motoro, Potamotrygon orbignyi y Potamotrygon schroederi* están distribuidas en las cuencas del Amazonas (Apaporis, Caquetá, cauce principal del río Amazonas, Putumayo y Guainía) y Orinoco (Arauca, Bita, cauce principal del río Orinoco, Guaviare, Inírida, Meta y Tomo). No presentan migraciones conocidas y están categorizadas, tres bajo la categoría Vulnerable (*P. aiereba, P. motoro y P. schroederi*) y una Casi Amenazada (*P. orbignyi*) (Lasso y Sánchez-Duarte 2012a, b, c, d). Las cuatro especies son objeto de presión por pesca ornamental, especialmente *P. motoro,* cuya explotación es excesiva (Lasso *et al.* 2013b). El grupo de las rayas tiene asignada una cuota de exportación de 23.000 ejemplares desde el año 2012, pero a partir del 2016 se propuso rebajar el número a 20.000 individuos. El valor comercial en los mercados europeos de la raya del Magdalena (*Potamotrygon magdalenae*), puede alcanzar valores de hasta de 49 euros por ejemplar, la raya motora (*Potamotrygon motoro*) puede costar entre 130 y 210 euros, la raya común (*Potamotrygon orbignyi*) entre 175 y 225 euros y la guacamaya (*Potamotrygon schroederi*) de 145 a 225 euros (Sánchez-Duarte *et al.* 2013).

Orden Osteoglossiformes

Incluye dos familias: Arapaimidae y Osteoglossidae.

Familia Arapaimidae (Láminas 1b, 3e)

El pirarucú (*Arapaima gigas*) es la única especie de esta familia distribuida en Colombia en la cuenca del Amazonas (Apaporis, Caquetá y Putumayo) (Sánchez *et a*l. 2011a). Es una especie de gran importancia en el consumo interno de la región amazónica, que registró un repunte en la movilización de 2014 con 1696 t, el valor más alto registrado en los últimos siete años.

No realiza migraciones sino desplazamientos cortos durante las épocas de aguas en ascenso hacia el bosque inundable y en aguas en descenso hacia los grandes lagos de inundación (Castello 2008, Hurtado 1998). La especie está catalogada como Vulnerable (Mojica *et al*. 2012b) e incluida en el Apéndice II de CITES. En la lámina 1b se muestra el área de distribución de la especie. Para esta especie hay normas relacionadas con tallas mínimas de captura, veda y comercialización de alevinos o juveniles para uso ornamental (Muñoz y Sanabria 2011).

Familia Osteoglossidae (Láminas 1b, 3f-g)

A esta familia pertenecen las arawanas (*Osteoglossum bicirrhosum y Osteoglossum ferreirai*). La arawana plateada (*O. bicirrhosum*) se distribuye en la cuenca del Amazonas (Apaporis, Caquetá, Miritíi-Paraná, Cahuinarí, Putumayo) y la arawana azul (*O. ferreirai*) está en la cuenca del río Orinoco (Bita, Tomo, Tuparro y Vichada) y en lagunas de inundación

del río Orinoco cerca de Puerto Carreño (Lasso y Morales-Betancourt obs. pers.). Las crías de ambas especies son comercializadas en el mercado ornamental. En las riberas del río Putumayo y Amazonas se capturan los adultos de *O. bicirrhosum* en la época de aguas bajas y la carne se conserva seco-salada para el consumo humano, reservada especialmente para Semana Santa (Sánchez *et al.* 2011b). Aunque los datos son puntuales, se observa una declinación importante en los desembarcos de 2000 a 2014.

En el mercado de ornamentales los alevinos o juveniles de las arawanas tienen un alto valor, mayor para la arawana azul (datos en Puerto Carreño 2009 – 20 dólares; 2012 - 40 dólares). Para estas dos especies se pasó de exportar 96 ejemplares en 1999 a 138.658 en 2008, en nueve años la exportación se incrementó en más de un 1.000%. Las exportaciones de arawana plateada en el 2009 fueron de 270.822 ejemplares y de arawana azul 20.980 ejemplares, valor que supera lo exportado en el periodo de 1999 a 2008. Para el 2010, la cuota de exportación de arawana azul ya se había cumplido al 100% en el mes de agosto, con 1.530 ejemplares. De arawana plateada se exportaron en el mismo año 487.134 ejemplares (Barreto *et al.* 2011, Ajiaco-Martínez *et al.* 2012a). Por medio de la Resolución 3704 de 2010, el Gobierno Nacional cerró la pesquería de la arawana azul y dejó condicionada la apertura a la realización de estudios biológico-pesqueros que evidencien el incremento de la población. Para el 2016 se estableció en 625.000 ejemplares la cuota de captura de la arawana plateada y la pesquería de arawana azul sigue cerrada.

La arawana plateada realiza movimientos cortos en las épocas de aguas bajas, desplazándose de los lagos y quebradas a los cursos de los ríos principales (Sánchez *et al.* 2011b). De la arawana azul no se conocen migraciones. Ambas especies están amenazadas, *Osteoglossum ferreirai* bajo la categoría de En Peligro y *Osteoglossum bicirrhosum* como Vulnerable (Álvarez-León y Escobar-Lizarazo 2012, Álvarez-León *et al.* 2012).

Orden Characiformes

Familia Serrasalmidae (Láminas 1c, 3h-i)

La cachama negra (*Colossoma macropomum*) y la cachama blanca (*Piaractus brachypomum*) están distribuidas en las cuencas de Amazonas (Apaporis, Mirití-Paraná, Caquetá, Cahuinarí, Caquetá, Putumayo y Vaupés) y Orinoco (Arauca, Bita, Guaviare, Inírida, Meta y Tomo) (Agudelo *et al.* 2011a, b) (Lámina 1c). Son recursos pesqueros de consumo en su área de distribución natural y los datos de desembarcos de estas dos especies en los puertos pesqueros de la Amazonia y Orinoquia son muy fluctuantes con tendencia a la baja. Adicionalmente, *Colossoma macropomum* y *Piaractus brachypomum* han sido trasplantadas a las cuencas del Atrato, Magdalena-Cauca, San Jorge y Sinú (Gutiérrez *et al.* 2012a, b).

Las dos especies son migradoras con un tipo de migración mediana (Usma *et al.* 2013). *Colossoma macropomum* está categorizada como Casi Amenazada (Usma *et al.* 2012).

Para *Colossoma macropomum* hay normas relacionadas con tallas mínimas de captura, artes y métodos de pesca y comercialización de alevinos o juveniles para uso ornamental (Muñoz y Sanabria 2011).

Tabla 1. Distribución por cuenca y subcuenca del género *Brachyplatystoma*. Fuente: Agudelo *et al.* (2011c, d, e), Bonilla-Castillo *et al.* (2011a, b, c), Ramírez-Gil y Ajiaco-Martínez (2011a, b), Ramírez-Gil *et al.* (2011a, b).

Cuenca	Subcuenca	*Brachyplatystoma filamentosum*	*Brachyplatystoma juruense*	*Brachyplatystoma platynemum*	*Brachyplatystoma rousseauxii*	*Brachyplatystoma tigrinum*	*Brachyplatystoma vaillantii*
Amazonas	Apaporis	X	X	X	X		X
	Caguán	X		X	X	X	
	Cahuinarí	X					X
	Caquetá	X	X	X	X	X	X
	Guainía						X
	Mesay	X					
	Mirití-Paraná	X					
	Orteguaza	X		X	X	X	
	Putumayo	X	X	X	X	X	X
	Vaupés	X					
	Yarí	X					
Orinoco	Arauca	X	X		X		X
	Guaviare	X		X	X		X
	Guayabero			X			
	Inírida	X					X
	Meta	X	X	X	X		X
	Tomo	X	X				

Orden Siluriformes

Familia Pimelodidae (Láminas 1d, 3i-s)

Es la familia de bagres más importante desde el punto de vista pesquero. Hay 14 especies de importancia comercial, entre las que destacan seis especies de bagres del género *Brachyplatystoma*, que son objeto de una fuerte presión pesquera (*B. filamentosum, B. juruense, B. platynemum, B. rousseauxii, B. tigrinum y B. vaillanti*). Están distribuidas en las cuencas del Amazonas y Orinoco (Tabla 1), contribuyendo la del Amazonas con mayor biomasa que la del Orinoco.

Los seis bagres del género *Brachyplatystoma* presentan migraciones en donde la de *B. filamentosum* está clasificada como mediana, mientras que las otras cinco especies registran migración grande. Además, son migraciones longitudinales y transfronterizas, a excepción de la que realiza *Brachyplatystoma tigrinum* (Usma *et al.* 2013). Excepto *Brachyplatystoma tigrinum*, que no está categorizada bajo ningún grado de amenaza, las otras cinco especies se encuentran bajo la categoría Vulnerable (Ajiaco-Martínez *et al.* 2012b, c, Ramírez-Gil *et al.* 2012a, b, Agudelo *et al.* 2012a).

Para las especies del género *Brachyplatystoma* hay normas relacionadas con tallas mínimas de captura, artes y métodos de pesca, épocas de veda y comercialización de alevinos o juveniles para uso ornamental (Muñoz y Sanabria 2011). Durante el último trimestre del año

2009 el dorado (*B. rousseauxi*i) tuvo un precio de venta de posta congelado en Bogotá de $ 13.990 a mayoristas, $ 21.075 a minoristas y $ 30.700 en supermercados (Perucho 2010).

Otro grupo importante de bagres comerciales es la de los bagres rayados o pintadillos: *Pseudoplatystoma magdaleniatum, Pseudoplatystoma metaense, Pseudoplatystoma orinocoense, Pseudoplatystoma punctifer y Pseudoplatystoma tigrinum*. La primera especie es endémica del país y está restringida a la cuenca del Magdalena (Magdalena, Cauca y San Jorge) (Valderrama *et al*. 2011); la segunda y tercera se distribuyen en la cuenca del Orinoco (Arauca, Atabapo, Guaviare, Inírida, Meta, Vichada) (Ramírez-Gil y Ajiaco-Martínez 2011c, d), y las dos últimas en la cuenca del Amazonas (Apaporis, Caguán, Cahuinarí, Caquetá, Mesay, Miritíi-Parana, Orteguaza, Putumayo y Yarí) (Agudelo *et al.* 2011f, Sánchez *et al.* 2011c) (Lámina 2a).

El bagre rayado del Magdalena es la especie de mayor valor comercial de la cuenca y está sometido a una fuerte presión pesquera por su alta demanda (Mojica *et al.* 2012c). En los últimos cinco años los desembarcos variaron alrededor de las 1000 t, mientras que para las especies del Amazonas y Orinoco la tendencia de desembarco se ha mantenido estable. Durante el último trimestre del año 2009, el bagre rayado, sin especificar la especie, tuvo un precio de venta de posta congelado en Bogotá de $14.030 a mayoristas, $25.500 a minoristas y $30.000 en supermercados (Perucho 2010).

Con relación a las migraciones, *Pseudoplatystoma magdaleniatum* realiza una migración mediana y longitudinal, mientras que *Pseudoplatystoma metaense, Pseudoplatystoma orinocoense, y Pseudoplatystoma tigrinum* realizan migración grande, longitudinal y transfronteriza. *Pseudoplatystoma punctifer* no está registrada como una especie que migre (Usma *et al.* 2013). El bagre rayado del Magdalena, *Pseudoplatystoma magdaleniatum*, es el pez de agua dulce del país que se encuentra en mayor grado de amenaza (En Peligro Crítico), las otras cuatro especies están categorizadas como Vulnerable (Agudelo *et al*. 2012b, Mojica *et al*. 2012c, Ramírez-Gil *et al*. 2012c, d, Sánchez *et al.* 2012). Para las especies del género *Pseudoplatystoma* hay normas para cada cuenca, relacionadas con tallas mínimas de captura, artes y métodos de pesca, épocas de veda y comercialización de alevinos o juveniles para uso ornamental (Muñoz y Sanabria 2011).

Otros bagres de importancia comercial son el cajaro (*Phractocephalus hemiliopterus*), el cabo de hacha (*Sorubimichthys planiceps*) y el amarillo (*Zungaro zungaro*), distribuidos en las cuencas del Amazonas (Apaporis, Caquetá, Caguán, Cahuinarí, Mesay, Miritíi-Paraná, Putumayo, Yarí) y Orinoco (Arauca, Atabapo, Guaviare, Inírida, Meta, Tomo, Vichada) (Acosta-Santos y Agudelo 2011, Acosta-Santos *et al.* 2011, Ramírez-Gil y Ajiaco-Martínez 2011e, f, g, Sánchez *et al.* 2011d). Las tres especies son migradoras, *Phractocephalus hemiliopterus* realiza migración mediana, las especies *Sorubimichthys planiceps* y *Zungaro zungaro* además de migración mediana, realizan migración longitudinal y tranfronteriza (Usma *et al*. 2013). *Zungaro zungaro* está categorizada como Vulnerable y *Sorubimichthys*

planiceps como Casi Amenazada (Ramírez-Gil *et al.* 2012d, e).

Para el cajaro (*P. hemiliopterus*) y el cabo de hacha (*S. planiceps*) hay normas relacionadas con tallas mínimas de captura, artes, métodos de pesca y comercialización de alevinos o juveniles para uso ornamental (Muñoz y Sanabria 2011).

Orden Perciformes

Familia Cichlidae (Lámina 2b)

El grupo de las mojarras, los tucunarés o pavones (*Cichla monoculus, Cichla orinocensis y Cichla temensis*) están distribuidas en las cuencas del Amazonas (Apaporis, Cahuinarí, Caquetá, Caucayá, Guainía, Mesay, Miritíi-Paraná, Putumayo, Vaupés y Yarí) y Orinoco (Atabapo, Arauca, Bita, Guaviare, Inírida, Meta, Tomo) (Gil-Manrique *et al.* 2011, Lasso *et al.* 2011c, d).

Estas tres especies tienen importancia comercial, principalmente en la pesca artesanal y deportiva. De estas tres especies, solo *Cichla orinocensis* registra migración mediana (Usma *et al.* 2013) y ninguna está categorizada como amenazada. Para las especies del género *Cichla* hay normas relacionadas con la prohibición de comercializar alevinos o juveniles para uso ornamental (Muñoz y Sanabria 2011).

Discusión

Con el fin de brindar protección a las especies que presentan presión pesquera (ornamental y de consumo), se cuenta con medidas regulatorias (normas) para algunas de las especies mencionadas en este capítulo. En Colombia, la norma de mayor jerarquía que constituye el marco normativo de la pesca y la acuicultura es el Estatuto General de Pesca - Ley 13 de 1990, reglamentada por el Decreto 2256 de 1991. No obstante, previo a esta Ley fueron expedidos numerosos actos administrativos como Acuerdos y Resoluciones por parte de las entidades que en su momento tuvieron a su cargo la administración de la actividad y a la fecha muchas de estas normas, si no la mayoría, siguen vigentes y es urgente su revisión y actualización. La mayoría de la normativa está relacionada con: 1) el establecimiento de períodos de veda para algunas especies; 2) la definición de tallas mínimas para las especies de mayor importancia comercial, reglamentación de la actividad pesquera; 3) el establecimiento de áreas de manejo o exclusivas para la pesca artesanal y 4) control a la comercialización y a la captura de algunas especies (Muñoz y Sanabria 2011), pero ninguna de estas medidas hace alusión expresa a alguna área protegida para su conservación.

De las 26 especies seleccionadas, 25 de ellas tienen una amplia distribución en las cuencas Amazonas y Orinoco donde se encuentran el mayor número de PNN y los de mayor extensión. Debido a esto, algunos de los ríos donde se encuentran, sirven como límites de PNN, pero apenas incluye una pequeña parte de su distribución que esté protegida. Una excepción sería el caso de la arawana azul (*O. ferreirai*) que estaría protegida en el PNN El Tuparro (río Tomo), aunque observaciones recientes indican su ausencia en la parte baja de este río (Morales-Betancourt 2014). La otra especie, *P. magdaleniatum*, se encuentra en la cuenca del Magdalena-Cauca, donde hay menor número de PNN y en los ríos de su distribución no hay contacto con ninguno de ellos.

Como se ha visto, las figuras de PNN no son las más adecuadas para la protección de grandes peces. Por un lado son insuficientes en cobertura y

por otro incluyen un área muy limitada de la distribución de las especies, que por lo general son los grandes ríos que forman parte de los límites de los parques. De igual forma, los afluentes o tributarios interiores no son suficientes – en términos de extensión – para garantizar su protección. Estas figuras podrían beneficiar a aquellas especies que no presentan comportamientos migratorios y que se encuentren al interior de (p. e. Potamotrygonidae, Arapaimidae, Osteoglossidae), pero no aquellas especies de amplia distribución y migratorias, como por ejemplo el caso del dorado (*Brachyplatystoma rousseauxii*). Esta especie registra la migración más larga conocida para una especie de peces de agua dulce, donde los adultos se reproducen en las cabeceras de los tributarios andinos de Bolivia, Colombia, Ecuador y Perú, los huevos y las larvas son transportados río abajo hasta la desembocadura del Amazonas en Brasil, allí pasan su primeros años antes de migrar río arriba para completar su ciclo (Barthem y Goulding 1997).

Llama igualmente la atención que a pesar de la enorme diversidad íctica, el país no cuenta con PNN que incluyan a los peces dulceacuícolas entre sus objetos de conservación, así como tampoco existen áreas protegidas dedicadas específicamente a su protección y aprovechamiento sostenible (Mojica *et al.* 2012a). En el contexto del SINAP, muy pocas áreas protegidas y sistemas de áreas protegidas incluyen los sistemas acuáticos como objetos de conservación. Aunque la mayoría de los parques naturales tienen sistemas fluviales como límites, estos ríos no hacen parte de sus objetivos de conservación (Hurtado *et al.* 2013).

En 2013 se publicó una investigación que tuvo por objetivo hacer el seguimiento a los proyectos adelantados por parte de las Corporaciones Autónomas y Departamentos Administrativos Ambientales que incluyeran las especies de peces amenazados publicadas en el primer Libro rojo de peces dulceacuícolas del 2002 (Mojíca *et al.* 2002). Como resultado se obtuvo que a nivel de cuencas, la del Magdalena-Cauca es donde se han realizado el mayor número de estudios, seguido por las cuencas del Orinoco y Amazonas. El bocachico del Magdalena (*Prochilodus magdalenae*) fue la especie objeto de mayor atención, con la que se desarrollaron las actividades de cría y levante de alevinos, repoblamiento y determinación de algunos aspectos biológicos. En segundo lugar se menciona al pataló (*Ichthyoelephas longirostris*) y la dorada (*Salminus affinis*), con las cuales se efectuó un estudio sobre manejo de reproductores y reproducción inducida. También se realizaron repoblamientos con el bagre rayado del Magdalena (*Pseudoplatystoma magdaleniatum*) y con el blanquillo del Magdalena (*Sorubim cuspicaudus*). En relación al pirarucú (*Arapaima gigas*), Corpoamazonia evaluó su potencial para la acuicultura y menciona la necesidad de elaborar planes de manejo para *Arapaima gigas* y *Osteoglossum bicirrhosum* (Sánchez-Duarte y Lasso 2013).

Especial atención ha recibido el bagre rayado del Magdalena por ser el pez dulceacuícola más amenazado del país (En Peligro Crítico). La Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca

[4] http://www.ecopetrol.com.co

(AUNAP) viene desarrollando, en asocio con la Fundación Humedales, el proyecto Conservación del bagre rayado, que tiene entre sus objetivos realizar la ordenación pesquera de la especie en la cuenca Magdalena-Cauca (Valderrama *et al.* s. f.). Igualmente es una especie objeto de estudio financiado por Ecopetrol como "Vida Silvestre", que se desarrolla con Wildlife Conservation Society (WCS) Colombia[4].

Hay instrumentos legales y de gestión ambiental que tienen que ver con los ríos, tales como la planificación de las cuencas hidrográficas o los instrumentos de gestión territorial (POMCAS). Sin embargo, ninguno de estos abarca de manera simultánea todos los atributos de la integridad ecológica (IE). Cuando se reconocen en el río propiedades como un todo, inspiradas en el concepto de IE, se hace evidente un vacío normativo y de gestión ambiental, en especial en relación con los objetivos de conservación de la biodiversidad. Así, con base en la identificación de atributos físicos, bióticos, ecológicos y sociales identificados como parte de la IE de los ríos, se argumenta la necesidad de enfoques, conceptos o figuras diferentes como la de Río Protegido (RP) (Andrade 2011). Según el autor del concepto, un río protegido es un sistema completo de drenaje que se maneja con el objetivo de la conservación de su IE y la condición básica es que las variables estructurantes se manejen dentro de los límites de funcionamiento normal del ecosistema (IE), tomando como referencia un estado de pre-intervención (Andrade 2011). Otra propuesta para complementar las estrategias de conservación, en especial del SINAP, son los corredores fluviales de conservación. Estos corredores permiten por un lado la migración de las especies con fines reproductivos y por otro con fines tróficos, además del intercambio genético.

Otro mecanismo de protección de especies y ecosistemas es la Convención Ramsar. Los humedales no existían en la legislación nacional antes de la Ley 357 de 1997, por medio de la cual Colombia se hizo parte contratante de dicha convención (Andrade 2011). Actualmente, el país cuenta con seis sitios Ramsar o humedales de importancia internacional que ocupan 711.525 ha del país. La inclusión de un área Ramsar conlleva para el gobierno el compromiso de tomar las medidas necesarias para asegurar el mantenimiento de sus características ecológicas[5], sin embargo, no es una categoría de manejo y por lo tanto no es vinculante ni obligante en términos legales (Hurtado *et al.* 2013). Los humedales son piezas fundamentales y muy vulnerables al depender del ciclo hidrológico, por lo que se encuentran entre los ecosistemas más amenazados globalmente.

En la Amazonia colombiana, se están llevando a cabo otro tipo de iniciativa para la protección de las especies. En ellas las comunidades indígenas han adelantado procesos de acuerdos de pesca, con acompañamiento técnico de organizaciones no gubernamentales como la Fundación Omacha, la Universidad Nacional de Colombia, Tropenbos Colombia y WWF, para manejar concertadamente complejos de humedales como los Lagos de Tarapoto y Yahuarcaca, asociados a la planicie de inundación del río Amazonas (Duque *et al.* 2009, Trujillo y Trujillo 2008, Usma 2015). Estos acuerdos han contribuido a que los pescadores manejen sus recursos, a través del establecimiento de reglas de uso que van desde la concertación de las tallas de

[5] http://www.ramsar.org

pesca, las especies y los aparejos permitidos, enmarcados en la normativa pesquera colombiana. Estas iniciativas han mostrado ser una forma efectiva de hacer conservación a través del trabajo coordinado con las comunidades locales quienes se benefician y mejoran su calidad de vida y su seguridad alimentaria (Trujillo *et al*. 2013).

Existen otras herramientas como la inversión de dinero por parte de los sectores de hidrocarburos y mineros, que una vez obtienen la licencia ambiental, deben asignar presupuesto para el estudio y conservación de la biodiversidad. Hasta el momento no se han presentado medidas de compensación por afectación al medio biótico a través de especies de peces de agua dulce, aunque sí de otros vertebrados como las tortugas (Resolución 0793 de 2011 del MAVDT).

En relación con el marco normativo, teniendo en cuenta que la ley de mayor jerarquía corresponde a los años 90 – 91, que actos administrativos anteriores aún siguen vigentes y que las poblaciones de peces explotadas han presentado grandes cambios en los últimos 25 años, se requiere actualizar dicha normativa, revisando los periodos de veda establecidos, las tallas mínimas de captura, las artes de pesca autorizadas y la captura y comercialización de algunas especies. Especial atención requiere que la reglamentación pesquera sea concertada mediante acuerdos binacionales o trinacionales, ya que se trata de especies que realizan migración y por lo tanto son recursos fronterizos comunes.

La principal amenaza que experimentan los grandes peces es la sobre-explotación (Morales-Betancourt *et al*. 2014), aunado a otros factores de índole ambiental como la minería, contaminación del agua y sobre todo la construcción de diques, taponamientos y represas que limitan en gran medida la reproducción y dispersión de los peces al impedir las rutas migratorias longitudinales y laterales. El comportamiento de la migración de peces está relacionado con la hidrogeomorfología de los ríos de flujo libre. En las últimas décadas, las represas han sometido las poblaciones de peces migratorios a presiones severas pues se convierten en trampas para sus huevos que van aguas abajo, cambian el flujo natural de los ríos e interrumpen su migración, causando la reducción de la diversidad íctica e incluso extinciones locales, principalmente de especies migratorias (Usma *et al*. 2013). Las represas o embalses pueden actuar como barreras para las migraciones de peces y aislar las poblaciones nativas aguas arriba y abajo de ellas. Igualmente, se convierten en trampas para los huevos que viajan aguas abajo y transforman humedales lóticos en lénticos (Mojica *et al.* 2012d). Por último, la proyección en el desarrollo de embalses como proveedores de energía hidroeléctrica no es un buen augurio para la conservación de la ictiofauna dulceacuícola presente en la cuenca Magdalena-Cauca. La distribución altitudinal potencial de los embalses a lo largo de este eje de los cauces en la cuenca, generará impactos acumulativos a lo largo de la cuenca que afectarán no solo a las poblaciones de especies migratorias sino a aquellas endémicas que se encuentran en cauces arriba de los 1.300 m s.n.m. (Jiménez-Segura *et al.* 2014).

Conclusiones y recomendaciones

Las amenazas más evidentes a la conservación y uso sostenible de los grandes peces son la sobreexplotación pesquera y el deterioro de su hábitat, y las AP no son una alternativa real para

su conservación bajo las premisas legales actuales. Así, para tratar de proteger dichas especies, hay que abordar estos dos puntos de manera integral. En relación con el primero se requiere analizar, actualizar y cumplir la normativa relacionada con la administración de los recursos pesqueros en Colombia, incluyendo temas como el establecimiento de períodos de veda para algunas especies (de consumo y ornamental), la definición de tallas mínimas de captura para las especies de mayor importancia comercial y las artes de pesca utilizadas. Para el segundo punto, la situación es más compleja e implica la participación de todos los sectores (privado, público, gobierno y ciudadanos en general), en pro de mejorar la calidad del agua donde se desarrollan las especies. Con la velocidad de cambio que viene registrando el país y la intención de poner en marcha en estos cuatro años (2014 – 2018), las cinco locomotoras de desarrollo (infraestructura, agricultura, vivienda, minería e innovación), se debe pensar en la velocidad de respuesta que se tiene desde el sector ambiental, para que las mismas no sean más perjudiciales para el recurso hídrico y la biota asociada.

Es obvio que las figuras de PNN no protegen los ríos que los limitan o definen geográficamente, y por lo tanto menos aún, las especies que los habitan. Se requiere de una figura más efectiva o novedosa para conservar los ríos y planicies inundables, incluyendo las especies. Las áreas o reservas privadas de la Sociedad Civil son una buena alternativa siempre y cuando puedan funcionar como corredores fluviales (incluyendo sus planicies inundables), ya que por lo general son de pequeña superficie y no cubren una parte importante del área de distribución. Otras figuras como Reservas de Biosfera, áreas Ramsar, Reservas de Pesca, etc., implementadas en otros países pudieran ser efectivas en Colombia. Por último, es fundamental involucrar a los usuarios del recurso como actores clave para su conservación. Existen alternativas para ello como los acuerdos de co-manejo u otras medidas derivadas del ordenamiento pesquero que lleven finalmente a la conservación del recurso.

Bibliografía

Acosta-Santos, A. y E. Agudelo 2011. *Sorubimichthys planiceps*, cuenca del Amazonas (Siluriformes, Pimelodidae). Capítulo 7. Pp. 527-529. *En*: Lasso, C. A., E. Agudelo Córdoba, L. F. Jiménez-Segura, H. Ramírez-Gil, M. Morales-Betancourt, R. E. Ajiaco-Martínez, F. de P. Gutiérrez, J. S. Usma, S. E. Muñoz Torres y A. I. Sanabria Ochoa (Eds.). I. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia. Serie Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D.C., Colombia.

Acosta-Santos, A., E. Agudelo, R. E. Ajiaco-Martínez, C. A. Bonilla-Castillo y H. Ramírez-Gil. 2011. *Phractocephalus hemiliopterus,* cuenca del Amazonas (*Siluriformes, Pimelodidae*). Capítulo 7. Pp. 455-457. *En*: Lasso *et al.* (Eds.). I. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia.

Agudelo, E., I. Z. Pineda-Arguello, H. Ramírez-Gil, A. Acosta-Santos, R. E.

Ajiaco-Martínez, J. S. Usma y G. González. 2011a. *Colossoma macropomum* (Characiformes, Characidae). Capítulo 7. Pp. 214-219. *En*: Lasso *et al.* (Eds.). I. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia.

Agudelo, E., I. Z. Pineda-Arguello, A. Acosta-Santos, H. Ramírez-Gil, R. Ajiaco-Martínez, E. y G. González-Cañon. 2011b. *Piaractus brachypomum* (Characiformes, Characidae). Capítulo 7. Pp. 236-242. *En*: Lasso *et al.* (Eds.). I. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia.

Agudelo, E., B. Gil-Manrique, A. Acosta-Santos, G. Gómez y C. A. Bonilla-Castillo. 2011c**.** *Brachyplatystoma filamentosum*, cuenca del Amazonas (Siluriformes, Pimelodidae). Capítulo 7. Pp. 388-392. *En:* Lasso *et al.* (Eds.). I. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia.

Agudelo, E., B. Gil-Manrique, A. Acosta-Santos y C. A. Bonilla-Castillo. 2011d**.** *Brachyplatystoma rousseauxii*, cuenca del Amazonas (Siluriformes, Pimelodidae). Capítulo 7. Pp. 412-416. *En*: Lasso *et al.* (Eds.). I. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia.

Agudelo, E., A. Acosta-Santos, C. A. Bonilla-Castillo, R. E. Ajiaco-Martínez y H. Ramírez-Gil. 2011e. *Brachyplatystoma vaillantii,* cuenca del Amazonas (Siluriformes, Pimelodidae). Capítulo 7. Pp. 424-427. *En*: Lasso *et al.* (Eds.). I. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia.

Agudelo, E., A. Acosta-Santos, G. A. Gómez-Hurtado, B. D. Gil-Manrique, R. E. Ajiaco-Martínez y H. Ramírez-Gil. 2011f. *Pseudoplatystoma punctifer* (Siluriformes, Pimelodidae). Capítulo 7. Pp. 509-512. *En*: Lasso *et al.* (Eds.). I. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia.

Agudelo, E., C. A. Bonilla-Castillo, B. Gil-Manrique, G. A. Gómez Hurtado, A. Acosta-Santos, J. C. Alonso González, H. Ramírez-Gil y R. Ajiaco-Martínez. 2012a. *Brachyplatystoma rousseauxii*. Pp. 92-95. *En*: Mojica, J. I.; J. S. Usma; R. Álvarez-León y C. A. Lasso (Eds). Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia 2012. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia, WWF Colombia y Universidad de Manizales Bogotá, D. C., Colombia. 319 pp.

Agudelo, E., C. A. Bonilla-Castillo, G. A. Gómez Hurtado, B. Gil-Manrique y J. C. Alonso. 2012b. *Pseudoplatystoma punctifer*. Pp. 171-173. *En*: Mojica *et al.* (Eds.). Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia 2012.

Ajiaco-Martínez, R. E., H. Ramírez-Gil, P. Sánchez-Duarte, C. A. Lasso y F. Trujillo. 2012a. IV. Diagnóstico de la pesca ornamental en Colombia. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C., Colombia. 152 pp.

Ajiaco-Martínez, R. E., H. Ramírez-Gil, E. Agudelo, C. A. Bonilla-Castillo y B. Gil-Manrique. 2012b. *Brachyplatystoma filamentosum*. Pp. 82-85. *En*: Mojica *et al*. (Eds). Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia 2012.

Ajiaco-Martínez, R. E., H. Ramírez-Gil, E. Agudelo y C. A. Lasso. 2012c. *Brachyplatystoma vaillantii.* Pp. 96-98. *En*: Mojica *et al*. (Eds). Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia 2012.

Álvarez-León, R. y M. D. Escobar-Lizarazo. 2012. *Osteoglossum ferreirai*. Pp. 67-68. *En*: Mojica *et al*. (Eds). 2012. Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia 2012.

Álvarez-León, R., C. L. Sánchez-Páez, M. D. Escobar-Lizarazo, J. C. Alonso-González y E. Agudelo. 2012. *Osteoglossum bicirrhosum.* Pp. 126-129. *En:* Mojica *et al*. Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia 2012.

Andrade, G. I. 2011. Río Protegido. *Revista Gestión y Ambiente* 13 (1): 65-72.

AUNAP-UNIMAGDALENA. 2012. Reporte de la actividad pesquera industrial y artesanal continental y marina de Colombia. Convenio 0005 de 2012 entre la Autoridad nacional de acuicultura y pesca y la Universidad del Magdalena. 36 pp.

AUNAP-UNIMAGDALENA. 2013. Reporte de la actividad pesquera industrial y artesanal continental y marina de Colombia. Convenio 0058 de 2013 entre la Autoridad nacional de acuicultura y pesca y La Universidad del Magdalena. 84 pp.

AUNAP-UNIMAGDALENA. 2014. Reporte de la actividad pesquera industrial y artesanal continental y marina de Colombia. Contrato no. 190 de 2014 entre la Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca y la Universidad del Magdalena. 32 pp.

Barreto, C., C. A. Borda, L. Guillot, L. F. Maldonado, C. Bustamante, C. L. Sánchez-Páez, A. I. Sanabria-Ochoa y S. Muñoz. 2011. Documento técnico de cuotas globales de pesca para la vigencia 2012. Incoder.

Barthem, R. y M. Goulding. 1997. The catfish connection. Ecology, migration and conservation of Amazon predators. Columbia University Press, New York. 144 pp.

Bonilla-Castillo, C. A., E. Agudelo, A. Acosta-Santos, R. E. Ajiaco-Martínez y H. Ramírez-Gil. 2011a. *Brachyplatystoma juruense*, cuenca del Amazonas (Siluriformes, Pimelodidae). Capítulo 7. Pp. 397-400. *En:* Lasso *et al.* (Eds.). I. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia.

Bonilla-Castillo, C. A., E. Agudelo, A. Acosta-Santos, R. E. Ajiaco-Martínez y H. Ramírez-Gil. 2011b. *Brachyplatystoma platynemum,* cuenca del Amazonas (Siluriformes, Pimelodidae). Capítulo 7. Pp. 404-408. *En*: Lasso *et al.* (Eds.). I. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia.

Bonilla-Castillo, C. A., E. Agudelo, A. Acosta-Santos y G. A. Gómez-Hurtado. 2011c**.** *Brachyplatystoma platynemum,* cuenca del Amazonas (Siluriformes, Pimelodidae). Capítulo 7. Pp. 421-423. *En*: Lasso *et al.* (Eds.). I. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia.

Castello, L. 2008. Lateral migration of *Arapaima gigas* in floodplains of the Amazon. *Ecology of Freshwater Fish* 17: 38–46.

CCI e INCODER. 2011. Volúmenes de pesca desembarcados 2011. Bogotá. 45 pp.

Duque, S., C. Trujillo, A. Huérfano, S. López-Casas y F. Trujillo. 2009. Humedales amazónicos: experiencias de concertación para el manejo sostenible en territorios indígenas. Pp. 577-588. *En:* Bernal, H., C. Sierra y M. Angulo (Eds.). Amazonia y agua: desarrollo sostenible en el siglo XXI. Servicio editorial de la Unesco Etxea. Barcelona, España.

Gil-Manrique, B. D., C. A. Rodríguez, E. Agudelo, A. Acosta-Santos, C. A. Lasso, M. A. Morales-Betancourt y M. T. Sierra. 2011. *Cichla monoculus*. (Perciformes, Cichlidae). Capítulo 7. Pp. 611-614. *En*: Lasso *et al.* (Eds.). I. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia.

Gutiérrez, F. de P., P. Sánchez-Duarte y C. A. Lasso. 2012a. *Colossoma macropomum.* Capítulo 5.4. Pp. 103-109. *En:* Gutiérrez, F. de P., C. A. Lasso, M. P. Baptiste, P. Sánchez-Duarte y A. M. Díaz. (Eds). VI. Catálogo de la biodiversidad acuática exótica y trasplantada en Colombia: moluscos, crustáceos, peces, anfibios, reptiles y aves. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de los Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, D. C., Colombia. 335 pp.

Gutiérrez, F de P, P. Sánchez-Duarte y C. A. Lasso. 2012b. *Piaractus brachypomus.* Capítulo 5.4 Pp. 110-117. *En*: Gutiérrez *et al.* (Eds). VI. Catálogo de la biodiversidad acuática exótica y trasplantada en Colombia: moluscos, crustáceos, peces, anfibios, reptiles y aves.

Hurtado, J. 1998. Aspectos biológico-pesqueros del *Arapaima gigas* (Cuvier 1817) (Pisces: Arapaimidae) en el sistema de várzea (lagos de Tarapoto, El Correo y zonas aledañas) en el Municipio de Puerto Nariño - Amazonas. Santiago de Cali. Universidad del Valle. 94 pp.

Hurtado Guerra A., M. Santamaría Gómez y C. L. Matallana. 2013. Plan de investigación y monitoreo del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP): avances construidos desde la Mesa de Investigación y Monitoreo entre 2009 y 2012. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Parques Nacionales Naturales de Colombia. Bogotá, D. C., Colombia. 200 pp.

Incoder y WWF. 2004. Memorias del I Seminario Taller Colombo-Venezolano de peces migratorios de la cuenca del Orinoco. Diversidad, manejo y conservación. CD-ROM. Bogotá, Colombia.

Jiménez-Segura, L. F., D. Restrepo-Santamaría, S. López-Casas, J. Delgado, M. Valderrama, J. Álvarez y D. Gómez. 2014. Ictiofauna y desarrollo del sector hidroeléctrico en la cuenca del río Magdalena-Cauca, Colombia. *Biota Colombiana* 15 (2): 3 – 25.

Lasso, C. A., E. Agudelo Córdoba, L. F. Jiménez-Segura, H. Ramírez-Gil, M. Morales-Betancourt, R. E. Ajiaco-Martínez, F. de P. Gutiérrez, J. S. Usma Oviedo, S. E. Muñoz Torres y A. I. Sanabria Ochoa (Eds.). 2011a. I. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de

Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, D. C., Colombia. 715 pp.

Lasso, C. A., F. de P. Gutiérrez, M. A. Morales-Betancourt, E. Agudelo, H. Ramírez -Gil y R. E. Ajiaco-Martínez (Eds.). 2011b. II. Pesquerías continentales de Colombia: cuencas del Magdalena-Cauca, Sinú, Canalete, Atrato, Orinoco, Amazonas y vertiente del Pacífico. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C., Colombia. 304 pp.

Lasso, C. A., M. A. Morales-Betancourt y M. T. Sierra-Quintero. 2011c. *Cichla orinocensis* (Perciformes, Cichlidae). Capítulo 7. Pp. 615-616. *En*: Lasso *et al.* (Eds.). I. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia.

Lasso, C. A., M. A. Morales-Betancourt y M. T. Sierra-Quintero. 2011d. *Cichla temensis* (Perciformes, Cichlidae). Capítulo 7. Pp. 617-618. *En*: Lasso *et al.* (Eds.). I. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia.

Lasso, C. A. y P. Sánchez-Duarte. 2012a. *Paratrygon aiereba*. Pp. 132-134. *En*: Mojica *et al*. (Eds.). Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia 2012.

Lasso, C. A y P. Sánchez-Duarte. 2012b. *Potamotrygon motoro.* Pp. 146-148. *En*: Mojica *et al.* (Eds). Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia 2012.

Lasso, C. A y P. Sánchez-Duarte. 2012c. *Potamotrygon schroederi.* Pp. 149-151. *En*: Mojica *et al*. (Eds). Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia 2012.

Lasso, C. A y P. Sánchez-Duarte. 2012d. *Potamotrygon orbignyi.* Pp. 243-245. *En*: Mojica *et al*. (Eds). Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia 2012.

Lasso, C. A., R. S. Rosa, P. Sánchez-Duarte, M. A. Morales-Betancourt y E. Agudelo-Córdoba (Eds.). 2013a. IX. Rayas de agua dulce (Potamotrygonidae) de Suramérica. Parte I. Colombia, Venezuela, Ecuador, Perú, Brasil, Guyana, Surinam y Guayana Francesa: diversidad, bioecología, uso y conservación. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de los Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, D. C., Colombia. 368 pp.

Lasso, C. A., P. Sánchez-Duarte, M. A. Morales-Betancourt, L. M. Ortiz-Arroyave, O. M. Lasso-Alcalá, M. T. Sierra-Quintero y J. Agudelo. 2013b. *Potamotrygon motoro.* Pp. 209-217. *En*: Lasso *et al.* (Eds.). IX. Rayas de agua dulce (Potamotrygonidae) de Suramérica. Parte I. Colombia, Venezuela, Ecuador, Perú, Brasil, Guyana, Surinam y Guayana Francesa: diversidad, bioecología, uso y conservación.

Maldonado-Ocampo, J. A. 2006. Prefacio. *Biota Colombiana* 7 (1): 55-94.

Maldonado-Ocampo, J. A., R. P. Vari y J. S. Usma. 2008. Checklist of the freshwater fishes of Colombia. *Biota Colombiana* 9 (2): 143-237.

Mojica, J. I., C. Castellanos, J. S. Usma y R. Álvarez-León (Eds.). 2002. Libro Rojo de peces dulceacícolas de Colombia. Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Ministerio del Medio Ambiente, Bogotá. 288 pp.

Mojica, J. I., J. S. Usma, R. Álvarez-León y C. A. Lasso (Eds). 2012a. Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia 2012. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia, WWF Colombia y Universidad de Manizales. Bogotá, D. C., Colombia. 319 pp.

Mojica, J. I., S. López-Casas, C. Moreno-Arias, C. Castellanos, C. A. Pinto, H. Hernán Franco Rojas, C. L. Sánchez-Páez y E. Agudelo. 2012b. *Arapaima gigas*. Pp. 76-79. *En*: Mojica *et al.* (Eds). Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia 2012.

Mojica, J. I., M. Valderrama y C. Barreto. 2012c. *Pseudoplatystoma magdaleniatum*. Pp. 57-59. *En*: Mojica *et al.* (Eds.). Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia 2012.

Mojica, J. I., J. S. Usma, C. A. Lasso, P. Sánchez-Duarte y R. Álvarez-León. 2012d. Metodología. Pp. 31-50. *En*: Mojica *et al.* (Eds.). Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia 2012.

Morales-Betancourt, M. A. 2014. Implementación de metodologías para el monitoreo de peces (arawana azul, *Osteoglossum ferreirai* y rayas, familia Potamotrygonidae) del PNN Tuparro. Wildlife Conservation Society- IAvH. Informe interno. 26 pp.

Morales-Betancourt, M., P. Sánchez-Duarte y C. A. Lasso. 2014. Recursos pesqueros continentales de Colombia un ejemplo de sobreexplotación. Pp 204-205. *En*: J. C., M. Báez, M. F. Gómez, O. Orrego y L. Nagele (Eds.). Biodiversidad 2014. Estado y tendencias de la biodiversidad continental de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C., Colombia. 102 pp.

Muñoz, S. E. y A. I. Sanabria. 2011. Normativa vigente para algunas especies pesqueras continentales de Colombia. Capítulo 3. Pp. 29-47. *En*: Lasso *et al.* (Eds.). I. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia.

Nelson, J. S. 1994. Fishes of the world. John Wiley and Sons Inc. 3rd Edition. New York. 522 pp.

Perucho, E. 2010. El mercado del pescado en la ciudad de Bogotá. Serie: El mercado del pescado en las grandes ciudades latinoamericanas. CFC, FAO, INFOPESCA. Uruguay, Montevideo. 96 pp.

Ramírez-Gil, H. y R. E. Ajiaco-Martínez. 2011a**.** *Brachyplatystoma juruense*, cuenca del Orinoco (Siluriformes, Pimelodidae). Capítulo 7. Pp. 401-403. *En*: Lasso *et al.* (Eds.). I. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia.

Ramírez-Gil, H. y R. E. Ajiaco-Martínez. 2011b. *Brachyplatystoma vaillanti,* cuenca del Orinoco (Siluriformes, Pimelodidae). Capítulo 7. Pp. 428-431. *En*: Lasso *et al.* (Eds.). I. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia.

Ramírez-Gil, H. y R. E. Ajiaco-Martínez. 2011c. *Pseudoplatystoma metaense* (Siluriformes, Pimelodidae). Capítulo 7. Pp. 497-502. *En*: Lasso *et al.* (Eds.). I. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia.

Ramírez-Gil, H. y R. E. Ajiaco-Martínez. 2011d. *Pseudoplatystoma orinocoense* (Siluriformes, Pimelodidae). Capítulo 7. Pp. 503-508. *En*: Lasso *et al.* (Eds.). I. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia.

Ramírez-Gil, H. y R. E. Ajiaco-Martínez. 2011e. *Phractocephalus hemiliopterus*, cuenca del Orinoco (Siluriformes, Pimelodidae). Capítulo 7. Pp. 458-460. *En*: Lasso *et al.* (Eds.). I. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia.

Ramírez-Gil, H. y R. E. Ajiaco-Martínez. 2011f. *Sorubimichthys planiceps*, cuenca Orinoco (Siluriformes, Pimelodidae). Capítulo 7. Pp. 529-532. *En*: Lasso *et al.* (Eds.). I. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia.

Ramírez-Gil, H. y R. E. Ajiaco-Martínez. 2011g. *Zungaro zungaro,* cuenca Orinoco (Siluriformes, Pimelodidae). Capítulo 7. Pp. 537-541. *En*: Lasso *et al.* (Eds.). I. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia.

Ramírez-Gil, H., R. E. Ajiaco-Martínez y C. A. Lasso. 2011a. *Brachyplatystoma filamentosum,* cuenca del Orinoco (Siluriformes, Pimelodidae). Capítulo 7. Pp. 393-396. *En*: Lasso *et al.* (Eds.). I. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia.

Ramírez-Gil, H., R. E. Ajiaco-Martínez y C. A. Lasso. 2011b. *Brachyplatystoma platynemum,* cuenca del Orinoco (Siluriformes, Pimelodidae). Capítulo 7. Pp. 409-411. *En*: Lasso *et al.* (Eds.). I. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia.

Ramírez-Gil, H., Ajiaco-Martínez, R. E., C. A. Bonilla-Castillo, E. Agudelo y C. A. Lasso. 2012a. *Brachyplatystoma juruense.* Pp. 86-88. *En*: Mojica *et al.* (Eds.). Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia 2012.

Ramírez-Gil, H., R. E. Ajiaco-Martínez, C. A. Bonilla-Castillo, E. Agudelo y C. A. Lasso. 2012b. *Brachyplatystoma platynemum.* Pp. 89-91. *En*: Mojica *et al.* (Eds). Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia 2012.

Ramírez-Gil, H., R. E. Ajiaco-Martínez y C. A. Lasso. 2012c. *Pseudoplatystoma metaense.* Pp. 165-167. *En*: Mojica *et al.* (Eds.). Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia 2012.

Ramírez-Gil, H., R. E. Ajiaco-Martínez y C. A. Lasso. 2012d. *Pseudoplatystoma orinocoense.* Pp. 168-170. *En*: Mojica *et al.* (Eds.). Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia 2012.

Ramírez-Gil, H., R. E. Ajiaco-Martínez, E. Agudelo, C. A. Lasso y R. Álvarez-León. 2012d. *Sorubimichthys planiceps*. Pp. 252-254. *En*: Mojica *et al.* (Eds.). 2012. Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia 2012.

Ramírez-Gil, H., R. E. Ajiaco-Martínez, E. Agudelo, C. A. Lasso y R. Álvarez-León. 2012e. *Zungaro zungaro.* Pp. 192-195. *En*: Mojica *et al.* (Eds.). Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia 2012.

Sánchez, C. L., E. Agudelo y G. A. Gómez. 2011a. *Arapaima gigas* (Osteoglossiformes, Arapaimidae). Capítulo 7. Pp. 140-144. *En*: Lasso *et al.* (Eds.). I. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia.

Sánchez, C. L., J. C. Alonso, E. Agudelo y C. M. Rodríguez. 2011b. *Osteoglussum bicirrhosum* (Osteoglossiformes, Osteoglossidae). Capítulo 7. Pp. 145-147. *En*: Lasso *et al.* (Eds.). I. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia.

Sánchez, C. L., E. Agudelo, A. Acosta-Santos, G. A. Gómez-Hurtado, C. A. Bonilla-Castillo, R. E. Ajiaco-Martínez y H. Ramírez-Gil. 2011c. *Pseudoplatystoma tigrinum* (Siluriformes, Pimelodidae). Capítulo 7. Pp. 513-516. *En*: Lasso *et al.* (Eds.). I. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia.

Sánchez, C. L., E. Agudelo, A. Acosta-Santos, G. A. Gómez-Hurtado y C. A. Bonilla-Castillo. 2011d. *Zungaro zungaro,* cuenca Amazonas (Siluriformes, Pimelodidae). Capítulo 7. Pp. 533-536. *En*: Lasso *et al.* (Eds.). I. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia.

Sánchez, C. L., E. Agudelo, C. A, Bonilla-Castillo, G. A. Gómez Hurtado y R. Álvarez-León. 2012. *Pseudoplatystoma tigrinum.* Pp. 174-176. *En*: Mojica *et al.* (Eds.). Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia 2012.

Sánchez-Duarte, P., M. P. Baptiste, C. A. Lasso, A. M. Suárez y A. Guzmán. 2013. Marco normativo y comercialización de las rayas de agua dulce (Potamotrygonidae) en el norte de América del Sur. Capítulo 7. Pp. 311-341. *En*: Lasso *et al.* (Eds.). IX. Rayas de agua dulce (Potamotrygonidae) de Suramérica. Parte I. Colombia, Venezuela, Ecuador, Perú, Brasil, Guyana, Surinam y Guayana Francesa: diversidad, bioecología, uso y conservación.

Sánchez-Duarte, P. y C. A. Lasso. 2013. Evaluación del impacto de las medidas de conservación del Libro Rojo de peces dulceacuícolas (2002-2012) en Colombia. *Biota Colombiana* 14 (2): 288 - 312.

Trujillo, C. y F. Trujillo. 2008. Acuerdos de pesca responsable para el buen uso de los lagos de Tarapoto. Fundación Omacha, WWF, Incoder, Resguardo Ticoya, Global Ocean. Editorial Unión Gráfica. Bogotá, Colombia. 40 pp.

Trujillo, F., S. Usma, L. F. Ricaurte y M. C. Diazgranados. 2013. Inclusión de ecosistemas acuáticos como objetos de conservación en áreas protegidas: Amazonia como caso de estudio. Pp. 79-88. *En:* Hurtado, A., M. Santamaría y C. L. Matallana-Tobón (Eds). Plan de investigación y monitoreo del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP): avances construidos desde la Mesa de Investigación y Monitoreo entre 2009 y 2012. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Parques Nacionales Naturales. Bogotá, D. C., Colombia.

Usma, J. S., M. Valderrama, M. D. Escobar, R. E. Ajiaco-Martínez, F. Villa-Navarro, F. Castro, H. Ramírez-Gil, A. I. Sanabria, A. Ortega-Lara, J. Maldonado-Ocampo, J. C. Alonso y C. Cipamocha. 2009. Peces dulceacuícolas migratorios en Colombia. Pp. 103 – 131. *En:* Naranjo, L. G. y J. D. Amaya Espinel (Eds). Plan Nacional de las especies migratorias. Ministro

de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial y WWF Colombia. Bogotá, D. C., Colombia.

Usma, J. S., E. Agudelo, R. Álvarez-León, A. Acosta-Santos, A. Urbano-Bonilla y L. Vásquez. 2012. *Colossoma macropomum.* Pp. 217-220. *En*: Mojica *et al.* (Eds). Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia 2012.

Usma, J. S., F. Villa-Navarro, C. A. Lasso, F. Castro, P. T. Zúñiga-Upegui, C. A. Cipamocha, A. Ortega-Lara, R. E. Ajiaco, H. Ramírez-Gil, L. F. Jiménez, J. Maldonado-Ocampo, J. A. Muñoz y J. T. Suárez. 2013. Peces dulceacuícolas migratorios de Colombia. Pp. 215-242. *En*: Zapata, L. A. y J. S. Usma (Eds.). Guía de las especies migratorias de la biodiversidad en Colombia. Peces. Vol. 2. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible y WWF-Colombia. Bogotá, D.C. Colombia.

Usma, J. S. 2015. Ordenamiento pesquero de las cuencas bajas de los ríos Putumayo (Puerto Leguízamo y Taraaca) y Amazonas (Yahuarcaca y Lagos de Tarapoto), departamento de Amazonas, Colombia. XIII Simposio Colombiano de Ictiología, IV Encuentro de Ictiólogos Suramericanos. Universidad Nacional de Colombia, Leticia, Colombia.

Valderrama, M., L. F. Jiménez-Segura, R. Álvarez-León, G. González-Cañón, F. Salas, S. Hernández y M. Zarate. 2011. *Pseudoplatystoma magdaleniatum* (Siluriformes, Pimelodidae). Capítulo 7. Pp. 491-496. *En*: Lasso *et al.* (Eds.). I. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia.

Vaderrama, M., S. Hernández, R. Pardo, C. Barreto, P. Contreras, J. C. Alonso y M. Larrahondo. Sin fecha. Propuesta hacia la ordenación pesquera del bagre rayado *Pseudoplatystoma magdaleniatum* en la cuenca Magdalena-Cauca. Ministerio de Agricultura, AUNAP, Fundación Bosques y Humedales, Fundación Humedales, Universidad Surcolombiana y Ecopetrol. Bogotá D. C. 40 pp.

Vásquez, L. y C. Matallana. 2014. Gestión de áreas protegidas. Pp. 302-303. *En*: Bello, J. C., M. Báez, M. F. Gómez, O. Orrego y L Naguele. Biodiversidad 2014. Estado y tendencia de la biodiversidad continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D. C.

Anexo 1. Lista de las especies de peces analizadas en este estudio, con su distribución por cuencas, categoría de amenaza según Mojica *et al*. (2012), pesos y tallas máximas. Nota: se excluyen las cuencas del Caribe y Pacífico ya que ninguna de las especies presentes en estas cuencas completa los criterios biológicos y de uso seleccionados.

	TAXA	NOMBRE COMÚN	CATEGORÍA DE AMENAZA	CUENCAS			MAYOR PESO REGISTRADO (kg)	MAYOR TALLA REGISTRADA (cm)
				AMAZONAS	MAGDALENA-CAUCA	ORINOCO		
	Myliobatiformes							
	Potamotrygonidae							
1	*Paratrygon aiereba* (Müller y Henle 1841)	Raya manta, raya ceja, raya manzana	VU	X		X	113,5 (♀) 24 (♂)	157 (AD - ♀) 114 (AD - ♂)
2	*Potamotrygon motoro* (Müller y Henle 1841)	Raya, raya motoro	VU	X		X	16,5 (♀) 17,8 (♂)	62,5 (AD - ♀) 52 (AD - ♂)
3	*Potamotrygon orbignyi* (Castelnau 1855)	Raya tigrita, raya pintada		X		X	26,5 (♀) 5,8 (♂)	49 (AD - ♀) 77 (AD - ♂)
4	*Potamotrygon schroederi* Fernández-Yépez 1958	Raya guacamaya	VU	X		X	10,5 (♀) 5,6 (♂)	61,2 (AD - ♀) 52,4 (AD - ♂)
	Osteoglossiformes							
	Arapaimidae							
5	*Arapaima gigas* (Schinz 1822)	Pirarucú	VU	X			200	300
	Osteoglossidae							
6	*Osteoglossum bicirrhosum* (Cuvier 1829)	Arawana, arawana plateada	VU	X			5,1	100
7	*Osteoglossum ferreirai* Kanazawa 1966	Arauana azul, arawana	EN			X	2,3	100
	Characiformes							
	Serrasalmidae							
8	*Colossoma macropomum* (Cuvier 1816)	Cachama negra, cherna, gamitana, gambitana		X		X	20	90
9	*Piaractus brachypomum* (Cuvier 1818)	Cachama, cachama blanca, morocoto		X		X	20	85
	Siluriformes							
	Pimelodidae							
10	*Brachyplatystoma filamentosum* (Lichtenstein 1819)	Valentón, plumita, lechero	VU	X		X	120	210
11	*Brachyplatystoma juruense* (Boulenger 1898)	Apuy, manta negra, camisa rayada, siete babas	VU	X		X	7	60
12	*Brachyplatystoma platynemum* Boulenger 1898	Baboso, flemoso, garbanzo	VU	X		X	5	150
13	*Brachyplatystoma rousseauxii* (Castelnau 1855)	Dorado, plateado	VU	X		X	40	150

14	*Brachyplatystoma tigrinum* Bristki 1981	Camiseto cebra, cebra, siete líneas		X			5,7	75
15	*Brachyplatystoma vaillantii* (Valenciennes 1840)	Blanco pobre, capaz, pirabutón	VU	X		X	5	75
16	*Phractocephalus hemiliopterus* (Bloch y Schneider 1801)	Cajaro, guacamayo		X		X	39	131
17	*Pseudoplatystoma magdaleniatum* Buitrago-Suárez y Burr 2007	Bagre rayado del Magdalena	CR		X		70	150
18	*Pseudoplatystoma metaense* Buitrago-Suárez y Burr 2007	Bagre rayado	VU			X	12	132
19	*Pseudoplatystoma orinocoense* Buitrago-Suárez y Burr 2007	Bagre rayado	VU			X	12	132
20	*Pseudoplatystoma punctifer* (Castelnau 1855)	Pintadillo rayado, bagre rayado	VU	X			19,5	128
21	*Pseudoplatystoma tigrinum* (Valenciennes 1840)	Pintadillo tigre, bagre rayado	VU	X			32	130
22	*Sorubimichthys planiceps* (Spix y Agassiz 1829)	Pejeleño, cabo de hacha, palo		X		X	8	130
23	*Zungaro zungaro* (Humboldt 1821)	Amarillo, toro		X		X	82	150
	Perciformes							
	Cichlidae							
24	*Cichla monoculus* Spix y Agassiz 1831	Tucunaré, pavón		X		X	9	80
25	*Cichla orinocensis* Humboldt 1821	Tucunaré, pavón		X		X	7,3	76
26	*Cichla temensis* Humboldt 1821	Tucunaré, pavón		X		X	7	75

Lámina 1. Mapa de distribución de Parques Nacionales Naturales (PNN) en Colombia y algunas especies de peces dulceacuícolas analizadas en este capítulo. No se incluye la Red de Reservas de la Sociedad Civil (RRSC) debido a la escala del mapa 1. a) Distribución de cuatro especies de rayas de agua dulce, *Paratrygon aiereba*, *Potamotrygon motoro*, *Potamotrygon orbignyi* y *Potamotrygon schroederi*, en las cuencas Amazonas y Orinoco. Se resaltan en rojo los principales ríos donde se encuentran las especies.

Lámina 1b. Distribución de las especies del orden Osteoglossiformes en las cuencas Amazonas y Orinoco en Colombia. Se resaltan en rojo los principales ríos donde se encuentra la especie *Osteoglossum ferreirai*. Se resaltan en amarillo los principales ríos donde se encuentran las especies *Arapaima gigas* y *Osteoglossum bicirrhossum*. Hay que mencionar que *Arapaima gigas* no pasa del Chorro de Córdoba en el bajo río Caquetá.

Lámina 1c. Distribución de *Colossoma macropomum* y *Piaractus brachypomum* en las cuencas del Amazonas y Orinoco.

Lámina 1d. Distribución de los bagres *Brachyplatystoma filamentosum*, *Brachyplatystoma juruense*, *Brachyplatystoma platynemum*, *Brachyplatystoma rousseauxii*, *Brachyplatystoma tigrinum* y *Brachyplatystoma vaillanti* en las cuencas del Amazonas y Orinoco en Colombia. Se resaltan en morado los principales ríos donde se encuentran las especies.

Lámina 2a. Distribución de los bagres de género *Pseudoplatystoma*. Se resaltan en amarillo los principales ríos donde se encuentra *Pseudoplatystoma magdaleniatum* en la cuenca del Magdalena-Cauca. En morado los principales ríos donde se encuentra *Pseudoplatystoma metaense* y *Pseudoplatystoma orinocoense* en la cuenca del Orinoco. En rojo los principales ríos donde se encuentran *Pseudoplatystoma punctifer* y *Pseudoplatystoma tigrinum* en la cuenca del Amazonas.

Lámina 2b. Distribución de *Cichla monoculus* y *Cichla orinocensis* en las cuencas del Amazonas y Orinoco.

Ilustraciones: Donum Studios.

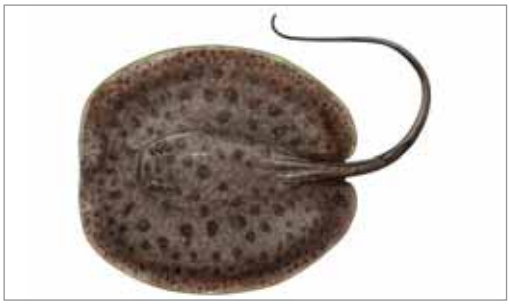


Lámina 3a. Raya manta (*Paratrygon aiereba*).

Lámina 3b. Raya motora (*Potamotrygon motoro*).

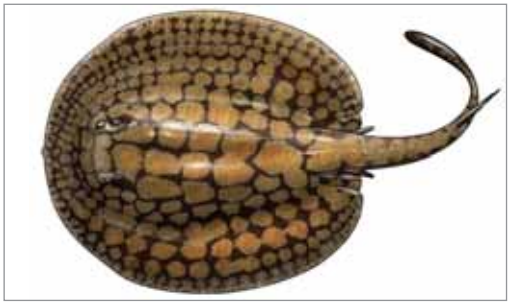


Lámina 3c. Raya tigrita (*Potamotrygon orbingnyi*).

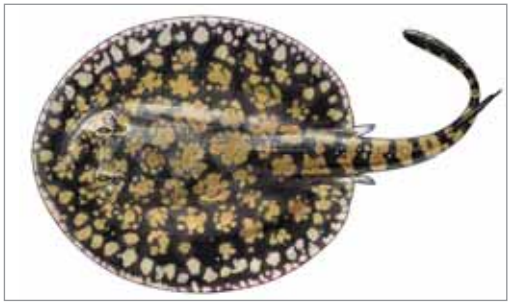


Lámina 3d. Raya guacamaya (*Potamotrygon schroederi*).

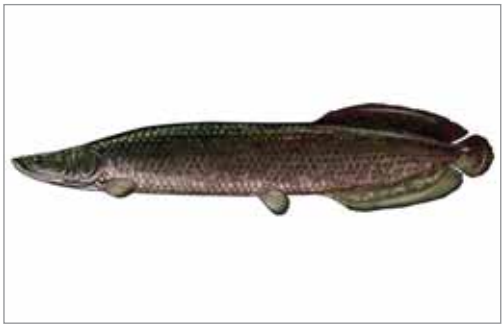


Lámina 3e. Pirarucú (*Arapaima gigas*).

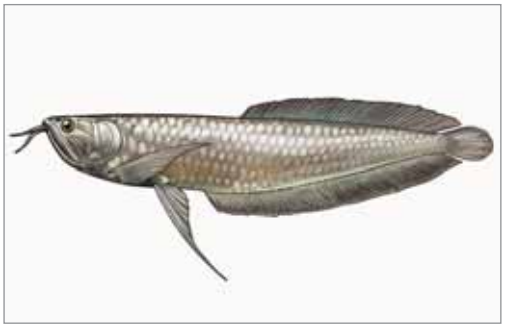


Lámina 3f. Arawana (*Osteoglossum bichirrosum*).

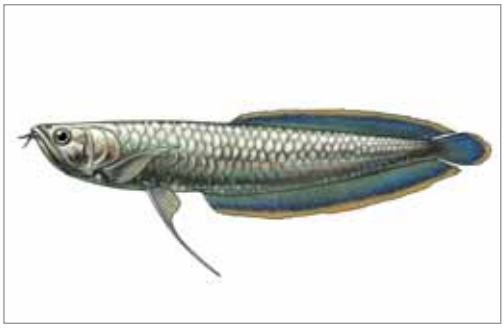


Lámina 3g. Arawuana azul (*Osteoglossum ferreirai*).

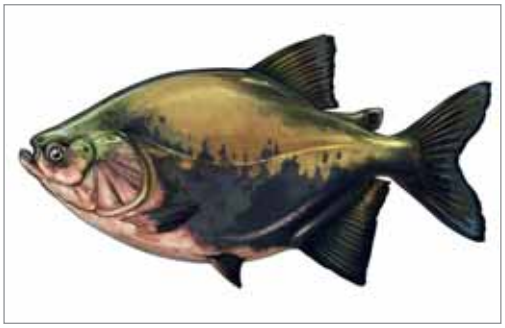


Lámina 3h. Cachama negra (*Colossoma macropomum*). .

Lámina 3i. Cachama blanca (*Piaractus brachypomus*).

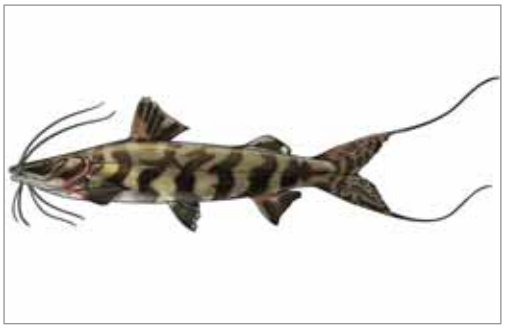


Lámina 3j. Manta negra (*Brachyplatystoma juruense*).

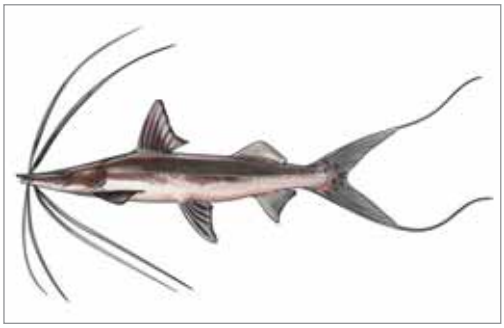


Lámina 3k. Baboso (*Brachyplatystoma platynemum*).

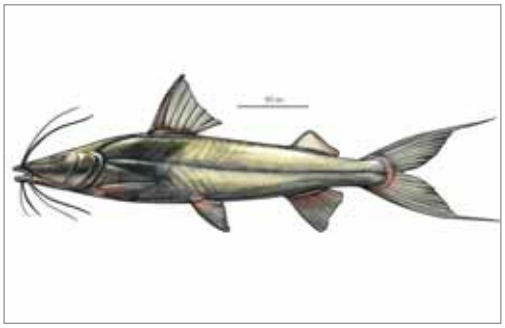


Lámina 3l. Dorado (*Brachyplatystoma rousseauxii*).

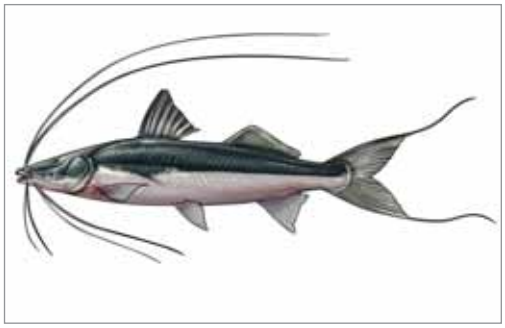


Lámina 3m. Blanco pobre (*Brachyplatystoma vaillanti*).

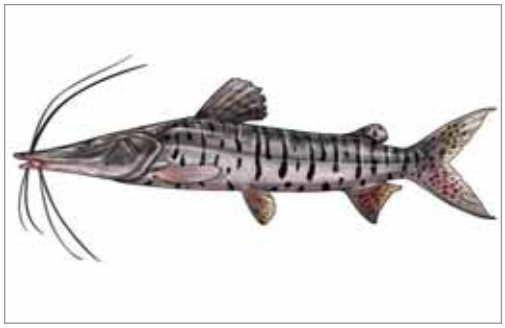


Lámina 3n. Bagre rayado del Magdalena (*Pseudoplatystoma magdaleniatum*).

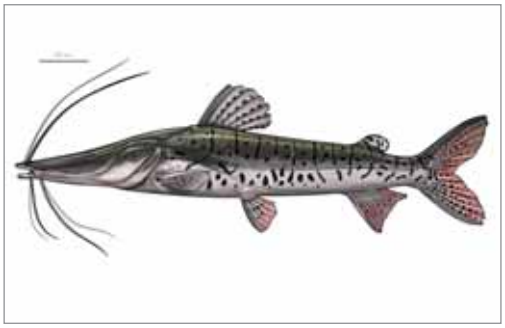


Lámina 3ñ. Bagre rayado (*Pseudoplatystoma metaense*).

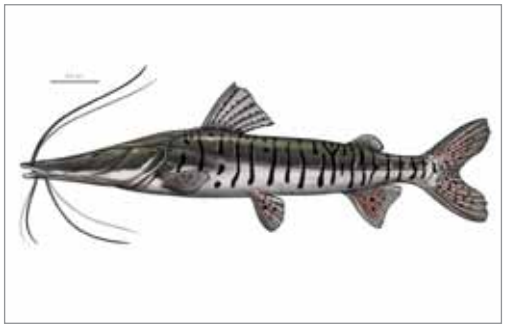


Lámina 3o. Bagre rayado (*Pseudoplatystoma orinocoense*).

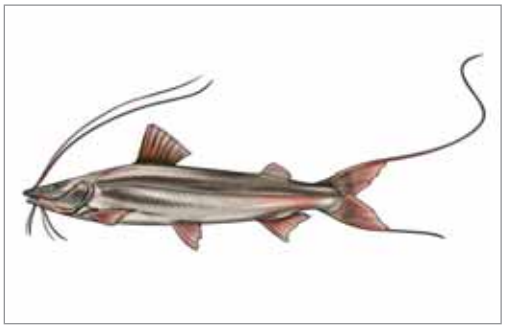


Lámina 3p. Valentón (*Brachyplatystoma filamentosum*).

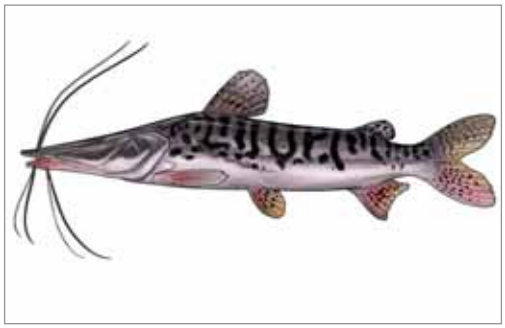


Lámina 3q. Pintadillo tigre (*Pseudoplatystoma tigrinum*).

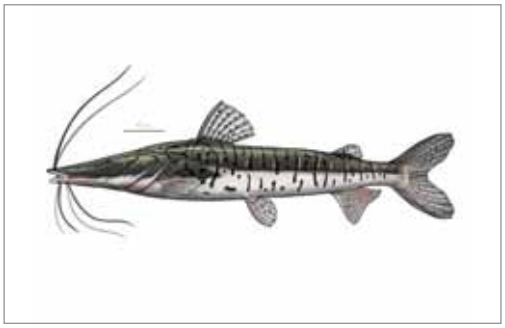


Lámina 3r. Pintadillo rayado (*Pseudoplatystoma punctifer*).

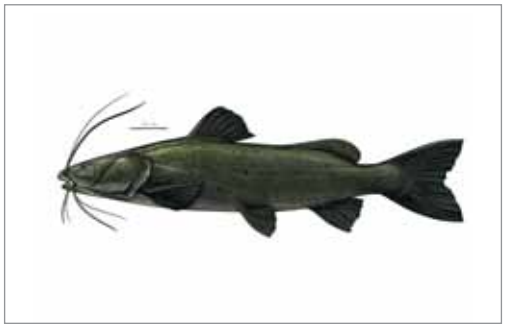


Lámina 3s. Amarillo (*Zungaro zungaro*).

Conservación de grandes reptiles acuáticos continentales (tortugas y crocodílidos) en Colombia

Mónica A. Morales-Betancourt y Carlos A. Lasso

Resumen. Los grandes reptiles acuáticos, como las tortugas matamatá (*Chelus fimbriatus*; 18 kg; LC), cabezón (*Peltocephalus dumerilianus*; 11 kg; VU), charapa (*Podocnemis expansa*; 60 kg; CR), tortuga del río Magdalena (*Podocnemis lewyana*; 8 kg; CR), terecay (*Podocnemis unifilis*; 12 kg; EN) y los crocodílidos, caimán aguja (*Crocodylis acutus*; > 200 kg; EN), caimán llanero (*Crocodylus intermedius*; > 200 kg; CR) y el caimán negro (*Melanosuchus niger*; > 200 kg; VU) enfrentan muchos retos para su conservación. Las características biológicas y ecológicas de estas especies como la longevidad y el uso diferencial del hábitat de acuerdo al ciclo hidrológico, los convierte en un grupo complejo para la conservación. En Colombia se han diseñado varias estrategias para abordar este tema, como la declaratoria de áreas protegidas, planes de conservación de especies y licencias ambientales, entre otros. Se analizaron algunas de estas acciones de conservación tanto en áreas protegidas como fuera de ellas. Se encontró que estas estrategias no han sido efectivas, ya que la implementación en la mayoría de los casos no se ha realizado de manera continua e integral. Por otro parte, se recomienda un cambio en el enfoque actual de las estrategias implementadas e incluir una visión ecosistémica moderna, con la incorporación de experiencias innovadoras de conservación.

Palabras clave. Gestión. Ecosistemas acuáticos. *Podocnemis*. *Crocodylus*. *Melanosuchus*.

Abstract. Large aquatic reptiles, turtles Matamata (*Chelus fimbriatus*, 18 kg; LC), Big-headed Amazon River Turtle (*Peltocephalus dumerilianus*, 11 kg; VU), Giant South American River Turtle (*Podocnemis expansa*, 60 kg; CR), Magdalena River Turtle (*Podocnemis lewyana*, 8 kg; CR), Yellow-Sotted River Turtle (*Podocnemis unifilis*, 12; EN) and crocodilians, American Crocodile (*Crocodylus acutus*; > 200 kg; EN), Orinoco Crocodile (*Crocodylus intermedius*; > 200 kg; CR) and Black Alligator (*Melanosuchus niger*; > 200 kg; VU) face many challenges for their conservation. The biological and ecological characteristics of these species, such as their longevity and differential habitat use related to the annual hydrological cycle make them a complex challenge for conservationists. In Colombia, various strategies have been designed for them, such as the declaration of protected areas, species conservation plans and environmental licenses, among others. Some of the conservation strategies now in force in the country were analyzed to determine their success in both protected and unprotected areas. It was found that the strategies have not been effective, mainly because their implementation in the majority of the cases studied has not been integral and continuous. In addition, a change in focus of the strategies

being implemented is necessary to include a modern ecosystemic vision with the incorporation of innovative conservation experiences.

Key words. Management. Aquatic ecosystems. *Podocnemis*. *Crocodylus*. *Melanosuchus*.

Introducción

Colombia tiene una gran riqueza de especies de tortugas y crocodílidos, y ocupa el segundo y primer lugar en riqueza en Suramérica, respectivamente. Desafortunadamente, de las 32 especies continentales, considerando ambos grupos, 12 especies y una subespecie presentan algún grado de amenaza (Morales-Betancourt *et al.* 2015a). Según Páez *et al*. (2012) y Morales Betancourt *et al*. (2013a), las amenazas actúan de forma directa, como lo es la sobre-explotación (captura de individuos y huevos) y de manera indirecta, estas últimas son difíciles de detectar, cuantificar y manejar. Entre estas amenazas se incluyen las siguientes: a) actividades productivas mal manejadas, como por ejemplo la pesca (aumento en la captura incidental); la ganadería (pisoteo del ganado en las playas de los ríos durante la época reproductiva) y la generación de energía (alteración de los ciclos hidrológicos). b) Alteración del hábitat, mediante la extracción de arena en las riberas (impacto sobre nidos), la deforestación y el cambio en la cobertura vegetal (disminuye la disponibilidad de alimento y refugio). c) Contaminación de las aguas (aunque no se conoce a nivel fisiológico cómo afecta la contaminación a estas especies, se han encontrado individuos con acumulaciones excesivas de mercurio). d) Cambio climático, a través del calentamiento global (el sexo está determinado por la temperatura en el estado embrionario).

Colombia ha desarrollado diferentes estrategias para la conservación del patrimonio natural, que incluyen un marco político y normativo, la firma de convenios de carácter internacional, la generación de planes o programas de conservación y la creación de áreas protegidas, entre otras. Sin embargo, todos estos esfuerzos no han sido suficientes, puesto que a pesar que las primeras medidas de conservación se pusieron en marcha desde los años 60, el recurso no ha mostrado señales de recuperación, sino todo lo contario, cada vez las poblaciones están más reducidas (Páez *et al.* 2012), salvo en algunos casos muy particulares (p. e. caimán aguja, *Crocodylus acutus* en la bahía de Cispata) (Ulloa y Sierra 2012).

Una de las estrategias para conservar la biodiversidad del país fue el establecimiento de un Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP). Sin embargo, la mayoría de estas áreas protegidas (AP) se encuentran en zonas de altitudes elevadas o son áreas marinas, que dejan por fuera el área de distribución natural de gran parte de las especies de tortugas y crocodílidos continentales, exepto al caimán aguja (*Crocodylus autus*), que se distribuye también en áreas marino-costeras. La mayoría de las tortugas se distribuyen por debajo de los 2.000 m s.n.m y los crocodílidos por debajo de los 1.400 m s.n.m., siendo más comunes en tierras más bajas (Páez *et al.* 2012, Morales-Betancourt *et al.* 2013a). Entonces, si las AP no

son suficientes o representativas, de tal modo que garanticen la conservación de estas especies, las interrogantes que surgen de manera inmediata son: ¿qué papel están jugando las AP?, y ¿cómo el país está conservando estas especies?

Para contestar estas preguntas se definió, en primera instancia, qué se considera como grandes reptiles acuáticos, cuál es su estado de conservación, qué acciones se han desarrollado para conservar no solo las especies sino los ecosistemas, y por último, cuáles son recomendaciones para su conservación.

Metodología

Selección de especies

Para determinar las especies que fueron objeto de análisis en este capítulo, se siguieron los siguientes criterios de selección: a) talla grande (tortugas > 50 cm longitud recta del caparazón; crocodílidos > 3 m longitud total) y b) hábitos acuáticos.

Análisis situacional

Como primera medida se analizó el panorama actual en las AP. Para esto se analizó la representatividad de los Parques Nacionales Naturales (PNN) en relación a la distribución de las especies. En el caso de las tortugas se consultó a Forero-Medina *et al.* (2014) y para los crocodílidos, se hizo un análisis general donde se sobrepusieron los puntos de distribución (registros) de las especies, con los polígonos de los PNN. La información de los registros se basó en Morales-Betancourt *et al.* (2015a) y Balaguera-Reina *et al.* (2014). También se consultó, de acuerdo a la disponibilidad, los planes de manejo de PNN para ver cuáles incluían crocodílidos y tortugas como "objetos valor de conservación"-OVC. En segunda instancia, se revisó la literatura disponible (publicada o no) que hiciera referencia a algunas de las acciones de conservación implementadas en las especies seleccionadas y sus hábitats. Como base se consultó a Páez *et al.* (2012) y Morales-Betancourt *et al.* (2013a), que muestran un panorama hasta 2012.

Resultados y discusión

Selección de especies

Se seleccionaron ocho especies correspondientes a cinco tortugas, cuatro de la familia Podocnemidae y una de la familia Chelidae; y tres crocodílidos, el caimán negro (*Melanosuchus niger*), caimán llanero (*Crocodylus intermedius*) y el caimán aguja (*Crocodylus acutus*) (Lámina 1). De las ocho especies siete tienen algún grado de amenaza (Tabla 1).

Áreas protegidas (AP)

Al analizar qué tan representadas están las especies en las AP, se concluye que estas áreas no son suficientes para mantener poblaciones viables. De acuerdo a Forero-Medina *et al.* (2014) el número de especies de tortugas registradas (presencia confirmada) en los PNN y en las Reservas Naturales de la Sociedad Civil (RNSC) es bajo, aunque analizando la distribución potencial, el número en dichas áreas sería mayor, lo que demuestra la falta de investigación y monitoreo para estas especies en los PNN y RNSC. También hacen referencia a que solo tres especies, consideradas en este capítulo, presentan algo más del 10% de su distribución en estas áreas (*C. fimbriatus* - 15,5%, *P. expansa* -10,2% y *P. unifilis* -14,4%). Sin embargo, el mayor porcentaje de su distribución está fuera de las AP. *Podocnemis*

Tabla 1. Especies de tortugas y crocodílidos incluidas en el análisis. Fuente: estado de conservación (Morales-Betancourt *et al.* 2015a); talla, peso y distribución (Páez *et al.* 2012, Morales-Betancourt *et al.* 2013). Abreviaturas: en Peligro Crítico (CR), en Peligro (EN), Vulnerable (VU), Preocupación Menor (LC). Distribución: Amazonas (Am.), Caribe (Car.), Magdalena (Mag.), Orinoco (Or.) y Pacífico (Pac.).

ORDEN	FAMILIA	ESPECIE	NOMBRE COMÚN		TALLA MÁXIMA (cm)	PESO MÁXIMO (kg)	DISTRIBUCIÓN				
							Ama.	Car.	Mag.	Or.	Pac.
Testudines	Chelidae	*Chelus fimbriatus*	Matamata	LC	53	18	x			x	
	Podocnemidae	*Peltocephalus dumerilianus*	Cabezón	VU	68	11 (52 cm)	x			x	
		Podocnemis expansa	Charapa	CR	90	60	x			x	
		Podocnemis lewyana	Tortuga del río Magdalena	CR	50	8 (46 cm)		x	x		
		Podocnemis unifilis	Terecay	EN	52	12	x			x	
Crocodylia	Crocodylidae	*Crocodylus acutus*	Caimán aguja	EN	7	-		x	x		x
		Crocodylus intermedius	Caimán llanero	CR	7	428 (420 cm)				x	
	Alligatoridae	*Melanosuchus niger*	Caimán negro	VU	5	-	x				

lewyana, especie endémica y en peligro crítico, tiene registros en el PNN Paramillo y potencialmente, en el mejor de los casos, menos del 1,5 % de su distribución estaría en PNN.

En el caso de los crocodílidos, se observa (Lámina 2) que el caimán aguja en la vertiente del Caribe tiene presencia confirmada en nueve parques y para el Pacífico en dos. El caimán llanero (endémico de cuenca del Orinoco), tiene presencia confirmada en dos parques (PNN Sierra La Macarena y Tinigua) y recientemente se ha realizado la reintroducción de 21 individuos en el PNN El Tuparro[1]. En los llanos inundables (Orinoquia llanera), una región clave para la especie no hay áreas con figuras de conservación. En esta región se encuentra uno de los dos relictos poblacionales más importantes (Lugo y Ardila-Robayo 1998, Clavijo y Anzola 2013) y de acuerdo al modelo de distribución potencial, en está área se encontraría la mayor probabilidad de condiciones adecuadas para el desarrollo de la especie (Morales-Betancourt *et al.* 2014). Por último, el caimán negro se encuentra en tres parques.

Al ser estas especies acuáticas, su conservación en las AP, además de su baja representatividad, tienen otras limitantes, ya que los PNN han sido delimitados usando como referencia los ríos y otros cuerpos de agua, pero no es claro si dichos límites naturales están incluidos dentro de los lineamientos de conservación del área (Trujillo *et al.* 2013) e incluso si forman parte de la propia AP. Por ello, es indispensable incluir los ecosistemas acuáticos en las figuras de conservación y garantizar la

[1] http://www.elespectador.com/noticias/medio-ambiente/el-rescate-del-caiman-llanero-articulo-563080

interconexión entre las AP incluyendo los ríos y planicies inundables adyacentes. Este enfoque es fundamental para estas especies acuáticas ya que utilizan el hábitat de acuerdo al ciclo hidrológico. Así, en temporada de lluvias o aguas altas se encuentran en las lagunas y zonas inundadas donde hay disponibilidad de alimento y refugio, mientras que en la época seca se desplazan al cauce principal, donde adicionalmente, utilizan las playas para la anidación (Morales-Betancourt y Lasso 2014).

Al analizar la información sobre las acciones de conservación implementadas, se observa que para las tortugas en el PNN Cahuinarí (Amazonas) se viene desarrollando desde los años 80, un trabajo de participación social para la conservación de la tortuga charapa (Bello *et al.* 1996). En total, hay tres PNN que consideran a la charapa o terecay como OVC (Tabla 2), pero no hay investigaciones al respecto, excepto los trabajos de índole comunitario que se realizan en PNN Cahuinarí.

Respecto a los crocodílidos, en cinco parques son considerados como OVC (Tabla 2) y sólo el PNN Tayrona ha realizado algunas investigaciones de monitoreo del caimán aguja (Farfán *et al.* 2014 a, b). Hay que resaltar que el PNN La Paya fue creado en 1984, con el objetivo de conservar el caimán negro, pero tras 30 años de su creación y de acuerdo a los habitantes locales, las poblaciones de esta especie siguen disminuyendo (Hernández-Rangel *et al.* 2010) y no hay proyectos de investigación que se adelanten en la actualidad.

Áreas no protegidas (ANP)

Las tortugas continentales cuentan con un plan de acción incluido en el Programa nacional de conservación de tortugas marinas y continentales en Colombia (Ministerio del Medio Ambiente-MMA 2002a). Para la implementación del plan de acción se formuló el Plan estratégico para la conservación de tortugas continentales-fase 1 (2012-2013) (ACHerpetología 2011) y la fase II (2015-2020) (Morales-Betancourt *et al.* 2015b). A nivel de especies también hay planes para las especies evaluadas. En el caso de los Crocodylia no hay un plan nacional para la conservación del grupo, sino que son tratados a nivel de especies.

Tabla 2. Tortugas y crocodílidos incluidos en los planes de conservación de áreas protegidas. Abreviaturas: PNN: Parque Nacional Natural, SFF: Santuario de Flora y Fauna.

ESPECIE	ÁREA PROTEGIDA	REFERENCIA
Podocnemis unifilis	PNN Tinigua	Arévalo y Sarmiento (2005)
Podocnemis expansa	PNN Chiriviquete	Páez (2009)
	PNN Cahuinarí	Bello *et al.* (1996)
Crocodylus acutus	PNN Paramillo	Martínez *et al.* (2009)
	SFF El Corchal "Mono Hernández"	Gamba *et al.* (2009)
Crocodylus intermedius	PNN Sierra de La Macarena	Zarate *et al.* (2005)
	PNN Tinigua	Arévalo y Sarmiento (2005)
Melanosuchus niger	PNN La Paya	PNN La Paya (2006)

Tabla 3. Planes o programas de conservación a nivel local y regional para las tortugas y crocodílidos.

ESPECIE	NIVEL DE COBERTURA		FUENTE
	REGIONAL	LOCAL	
Podocnemis expansa	x	x	von Hildebrand (1997), Monje y Martínez (2008), Trujillo *et al.* (2008 a, b), Martínez-Callejas (2014)
Podocnemis lewyana		x	CVS y CI (2006), Romero (2011), Gallego-García y Forero-Medina (2014)
Podocnemis unifilis	x	x	Trujillo *et al.* (2008 a, b), Martínez-Callejas (2014)
Crocodylus acutus		x	Asociación Desarrollo Guajiro y Corpoguajira (2006), Patiño *et al.* (2010), Ulloa y Peláez (2011), Ulloa y Sierra (2012)
Crocodylus intermedius	x		MMA *et al.* (1998b)
Melanosuchus niger	x		Alonso *et al.* (2008)

El 75% de las especies analizadas cuentan con planes para su conservación, unos a nivel local y otros a nivel regional (Tabla 3). *Chelus fumbriatus* y *Peltocephalus dumerilianus* son las que no tienen planes de conservación ya que de acuerdo a los análisis de categorización (2002), no se encontraban amenazadas.

Estos planes siguen la misma estructura de cualquier plan de especie focal, que como objetivo final tiene la conservación de las especies mediante acciones de investigación y monitoreo, educación ambiental y participación comunitaria, divulgación, gestión y fortalecimiento institucional. La ejecución de estos planes no se ha realizado de manera adecuada, ya que sólo se ha enfocado en alguno de los componentes de los planes (manejo de nidadas y participación comunitaria) y no de manera integral (Morales-Betancourt *et al.* 2012, 2013b). Este es el caso de los planes con podocnémidos, enfocados en su mayoría al rescate de nidadas y al trabajo con las comunidades y no a la protección de adultos y subadultos, las cuales tienen mayor efecto en el incremento de las poblaciones (Páez *et al.* 2015). Si se realizaran los dos tipos de actividades, el resultado sería más favorable ya que el componente educativo y de sensibilización que tienen las actividades de rescate de nidadas y liberación de individuos es invaluable.

En el caso del caimán llanero, si bien se formuló un programa nacional para su conservación hace 17 años (MMA *et al*. 2002b), su implementación ha sido poco efectiva y enfocada en la conservación *ex situ*, sin incidencia en las poblaciones naturales (Morales-Betancourt *et al*. 2013b). A pesar de que el programa tiene establecida una primera fase enfocada en la reintroducción y reforzamiento poblacional, existen otras estrategias para su conservación que se pueden desarrollar de manera simultánea y que no han

sido consideradas, como por ejemplo el manejo *in situ* en áreas donde aún hay relictos poblacionales (Morales-Betancourt *et al.* 2015c). En Venezuela se formuló hace ya 25 años, el programa de conservación para esta especie y se han liberado 9.282 ejemplares mayores de un año, de los cuales el 85% fueron en AP. Sin embargo, a pesar de los miles de animales liberados en el medio silvestre, al parecer las poblaciones más importantes de *C. intermedius* se encuentran en una fase de decrecimiento (Jiménez-Oraá 2005, Seijas 2007, Espinosa-Blanco y Seijas 2012), hecho asociado probablemente a que los eventos de caza y saqueo de nidadas no han cesado (Babarro 2014), lo que ratifica nuevamente la necesidad de implementar los programas de manera integral.

La investigación como herramienta para la toma de decisiones no ha recibido el apoyo necesario (Morales-Betancourt *et al.* 2015a) y la información es una limitante para una conservación efectiva (Páez *et al.* 2012, Morales-Betancourt *et al.* 2013a).

Para que los planes sean realmente efectivos, se requieren estrategias a largo plazo (al menos 10 años) dado que son especies longevas. Este es el caso por ejemplo de *Alligator mississippiensis* en Estados Unidos, que requirió más de 20 años para su recuperación y manejo, y un poco menos, la de *Crocodylus porosus* en Australia (MMA *et al.* 2002b). En Colombia, hay que mencionar el trabajo con caimán aguja en la bahía de Cispatá, el cual ha contado con un poco más de diez años de implementación y con el que se ha observado una recuperación con tendencia a la estabilidad de la población (Ulloa y Sierra 2012).

Por otra parte, los requisitos asociados a la adjudicación de licencias ambientales (título VIII, Ley 99 de 1993), pueden ser una buena oportunidad para la conservación, aunque esta se ha dado de manera muy incipiente. Se podría mencionar el proyecto Oleoducto Bicentenario, donde se priorizó a la tortuga morrocoy (*Chelonoidis carbonaria*) y charapa (*Podocnemis expansa*) para realizar acciones de conservación (Resolución Nº 432 de 2015 del ANLA). Inclusive, algunas empresas han ido más allá por iniciativa propia. Por ejemplo Ecopetrol, en su programa de responsabilidad social corporativa, creó el programa de Vida Silvestre, donde se incluyen el caimán llanero y la charapa, para establecer acciones concretas de conservación[2]. Igualmente, Carbones de Cerrejón (La Guajira) estableció un programa para la conservación de especies amenazadas, que incluyó al caimán aguja (Báez *et al.* 2014).

Planes de conservación de especies versus planes de conservación de áreas

Otro aspecto a discutir es la efectividad de tener planes a nivel de especies o a nivel de áreas geográficas definidas, en un contexto de conservación. Sería interesante evaluar la posibilidad de identificar áreas de especial importancia para varias especies de tortugas y crocodílidos y realizar un manejo integral de dichas áreas, en vez de tener un plan para cada especie. En los últimos años, se ha considerado el enfoque por ecosistemas como el marco primario de acción del CDB. Este enfoque es una estrategia para la gestión integrada de la tierra, el agua y los recursos vivos, que promueve la

[2] http://www.ecopetrol.com.co/wps/portal/es/ecopetrol-web/nuestra-empresa/sala-de-prensa/boletines-de-prensa/Boletines-2014/contenido/ecopetrl-y-wcs-se-cpmprometen-con-la-conservacion-dediez-

conservación y el uso sostenible de la diversidad biológica en forma equitativa[3], por lo que el país debería seguir estas directrices orientadoras del CDB.

Por otro lado, tener planes únicamente a nivel de una especie determinada, no permite aprovechar al máximo los pocos recursos disponibles. Así, en Venezuela, se han implementado estrategias de manera conjunta para el caimán llanero, la charapa y la terecay, lo que ha hecho más eficiente las acciones de conservación (Hernández *et al.* 2011). En este sentido, en Colombia, se podría vincular la conservación del caimán llanero al programa "Atsapani", cuyo objeto es la conservación de las tortugas charapa y terecay en los ríos Meta, Orinoco y Bita (Martínez-Callejas 2014), área identificada de importancia para realizar acciones de conservación para el caimán llanero (Morales-Betancourt *et al.* 2015c).

Conservación de los ecosistemas acuáticos o humedales

En Colombia los sistemas fluviales (entiéndase ríos de porte mediano y grande) no son considerados como entes naturales bajo una visión ecosistémica, sino como vías de transporte de acceso público, donde todos tienen derecho a su uso, pero nadie asume la responsabilidad de su manejo. Hay instrumentos de gestión ambiental que tienen que ver con los ríos y otros tipos de humedales, como la Política nacional para la gestión integral del recurso hídrico (MAVDT 2010) y la Política nacional de humedales interiores de Colombia (MMA 2002c), los cuales si bien incluyen algunos atributos de su integridad ecológica, ninguno los consideran o incluyen a todos de manera simultánea (Andrade 2011).

Parte de la dificultad del manejo de los ríos son sus características intrínsecas por ser sistemas longitudinales o tener un "continuo fluvial", a lo largo de una enorme heterogeneidad de ecosistemas interconectados. El hecho de que haya un continuo fluvial, determina que las jurisdicciones y competencias de manejo estén a cargo de varias autoridades ambientales y el Estado central, que en el mejor de los casos aplica figuras de manejo como los planes de ordenación y manejo de las cuencas hidrográficas (Pomcas). Estos buscan un manejo integrado de las cuencas e incluyen los bosques, aunque el seguimiento y cumplimiento de estas estrategias es limitado (Trujillo *et al.* 2013). Por otra parte, está el tema del gradiente lateral o la dinámica de los pulsos de inundación, donde hay una gran interacción entre los ecosistemas acuáticos y terrestres. Finalmente, es importante empezar a manejar e incorporar conceptos que han tenido buenos resultados en otros países como el del río protegido o figuras también innovadoras como los corredores fluviales de conservación.

Conclusiones y recomendaciones

La información referida y analizada previamente, muestra cómo la conservación de los grandes reptiles acuáticos depende no solo de las acciones específicas enfocadas hacia esas especies en particular, sino que se requiere de un manejo integral del territorio (tierra-agua-ser humano), con una visión ecosistémica. Así, deben incluirse las tres dimensiones del ecosistema acuático (longitudinal, lateral y temporal), su interacción con los ecosistemas terrestres y la

[2] http://www.cbd.int/ecosystem/

interrelación con el ser humano. Actividades productivas no amigables con el ambiente o con una regulación sin monitorear, junto con el manejo inapropiado de los ecosistemas acuáticos, son temas fundamentales a considerar para alcanzar una conservación y sostenibilidad que satisfaga ambos intereses o puntos de vista.

Es evidente que el actual SINAP no es representativo ni eficiente en la conservación, no solo de los grandes reptiles acuáticos, sino de otras especies acuáticas de mamíferos, aves y por supuesto de peces, especialmente las especies migratorias (Lasso y Sánchez-Duarte, este libro). Los nuevos paradigmas y enfoques conceptuales (p. e. río protegido y corredores fluviales) pueden aportar mucho al respecto. También es importante evaluar cómo los grandes predios o propiedades privadas (Reservas Naturales de la Sociedad Civil), ampliamente distribuidos en el país, podrían contribuir a la conservación.

De la misma forma, cada vez es más necesario tomar decisiones sobre la pertinencia de elaboración e implementación de planes de conservación a nivel de especies o grupos de especies a nivel de ecosistemas o regiones, incluyendo temas complementarios como la viabilidad e impacto de los programas de conservación *ex situ* versus *in situ*.

También hay que tomar medidas prácticas bajo escenarios de incertidumbre, por lo que es fundamental continuar con la generación de información básica de las especies en cuestión. Por último, hay un diagnóstico del estado de conocimiento de estas especies, sus amenazas, las acciones adelantadadas para su conservación e incluso estrategias a nivel nacional, por lo que las bases y condiciones están dadas para poder direccionar de manera más efectiva las acciones de conservación en el futuro.

Bibliografía

Alonso, J. C., C. A. Bonilla, L. Castellanos y R. A. Maldonado. 2008. Estado del conocimiento y perspectivas para el caimán negro (Melanosuchus niger Spix 1925) en la Amazonia colombiana. Pp. 125-130. *En*: Trujillo, F., J. C. Alonso, M. C. Diazgranados y C. Gómez (Eds.). Fauna acuática amenazada en la Amazonia colombiana. Análisis y propuestas para su conservación. Fundación Omacha, Fundación Natura, Instituto Sinchi, Coorpoamazonía. Bogotá D. C., Colombia.

Andrade, G. 2010. Río protegido. *Revista Gestión y Ambiente* 13 (1): 65-72.

Arévalo, J. y P. Sarmiento. 2009. Plan de manejo básico Parque Nacional Natural Tinigua. Parques Nacionales Naturales de Colombia, Dirección Territorial Amazonia-Orinoquia. Documento interno. La Macarena. Meta. 178 pp.

ACHerpetologia-Asociación Colombiana de Herpetología. 2011. Plan estratégico de conservación para las tortugas continentales colombianas. Medellín, Colombia. 26 pp.

Asociación Desarrollo Guajiro y Corpoguajira. 2006. Programa de conservación de *Crocodylus acutus* (caimán aguja) en Bahía Portete, departamento de La Guajira. Corpoguajira, Asociación Desarrollo Guajiro. Riohacha. 56 pp.

Báez, L., L. A. Merizalde y J. J. Gómez. 2014. Programa de especies amenazadas. Pp. 281-315. *En*: Báez, L. y F. Trujillo. Biodiversidad en Cerrejón. Carbones de Cerrejon, Fundación Omacha, Fondo para la Accion ambiental y la Niñez. Colombia, Bogotá D. C., Colombia.

Balaguera-Reina, S. A., M. Venegas-Anaya y L. D. Densmore. 2015. The biology and conservation status of the american crocodile in Colombia. *Journal of Herpetology* 49 (2): 200–206.

Babarro, R. 2014. Balance de las liberaciones de caimán del Orinoco (*Crocodylus intermedius*) en Venezuela: 25 años de esfuerzo. *Boletín de la Academia de Ciencias Físicas, Matemáticas y Naturales* 74 (2): 75-87.

Bello, J. C., E. Martínez, E. Rodríguez, A. Ortega, N. Pérez y C. Flórez. 1996. Plan charapa 1995/1996. Programa parques en peligro. Fundación Natura, USAID, TNC, UAESPNN. Informe Interno. 136 pp.

Castaño-M., O. V. (Ed.). 2002. Libro rojo de reptiles de Colombia. Serie libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Instituto de Ciencias Naturales-Universidad Nacional de Colombia, Ministerio de Medio Ambiente, Conservación Internacional-Colombia. Bogotá, Colombia. 160 pp.

Clavijo, J. M. y L. F. Anzola. 2013. Elementos claves para la conservación in situ de *Crocodylus intermedius* derivados del seguimiento de metapoblaciones y hábitats en Arauca, Colombia. *Revista Colombiana de Ciencia Animal* 5 (2): 560-573.

Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y del San Jorge – CVS y Conservación Internacional Colombia – CI. 2006. Manejo y conservación de especies amenazadas del bajo Sinú, Córdoba. Convenio de cooperación técnica Nº 034 CVS-CI. Informe interno. 53 pp.

Espinosa-Blanco, A. S. y A. E. Seijas. 2012. Declinación poblacional del caimán del Orinoco (*Crocodylus intermedius*) en dos sectores del sistema del río Cojedes, Venezuela. *Ecotrópicos* 25 (1): 22-35.

Farfán, N., D. L. Rosero, S. Medrano y S. A. Balaguera. 2014a. Ecología poblacional y relaciones etno-zoológicas de *Crocodylus acutus* (Cuvier, 1807) en el Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano. Pp. 538. *En*: Asociación Colombiana de Zoología. La biodiversidad sensible: patrimonio natural irreemplazable. IV Congreso Colombiano de Zoología. Libro de resúmenes. Asociación Colombiana de Zoología.

Farfán, N., D. A. Ortega, S. A. Balaguera y J. R. Cristancho. 2014b. Estructura poblacional, distribución espacial y estudio de hábitat de *Crocodylus acutus* (Cuvier 1807) en el Parque Nacional Natural Tayrona-PNNT Caribe colombiano. Pp. 539. *En*: Asociación Colombiana de Zoología. La biodiversidad sensible: patrimonio natural irreemplazable. IV Congreso Colombiano de Zoología. Libro de resúmenes. Asociación Colombiana de Zoología.

Forero-Medina, G., A. P. Yusti-Muñóz y O. V. Castaño-Mora. 2014. Distribución geográfica de las tortugas continentales de Colombia y su representación de áreas protegidas. *Acta Biológica Colombiana* 19 (3): 415-426.

Gallego-García, N. y Forero-Medina, G. 2014. Plan de manejo para la tortuga de río *Podocnemis lewyana* en la cuenca del río Sinú. Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y del San Jorge, Empresa Urrá S.A. E.S.P., Wildlife Conservation Society, Turtle Survival Alliance y Conservación Internacional. Montería, Colombia. 44 pp.

Gamba, N. J., I. J. Pineda, D. Maritza y L. A. Martínez. 2009. Plan básico de manejo 2006-2010. Santuario de Flora y Fauna El Corchal "El Mono Hernández". Parques Nacionales Naturales de Colombia, Dirección Territorial Caribe. Cartagena. 300 pp.

Hernández-Rangel, S., V. Piñeros, J. C. Alonso, A. L. Bermúdez, M. A. Morales-B. y S. Bustillo. 2010. Evaluación y potencialidades de las poblaciones de caimán negro (*Melanosuchus niger*). Pp. 131-161. *En*: Bermúdez-R., A. L., F. Trujillo, C. Solano, J. C. Alonso y B. L. Ceballos-Ruíz (Eds.). Retos locales y regionales para la conservación de la fauna acuática del sur de la Amazonia colombiana. Corpoamazonía, Instititutо Sinchi, Fundación Omacha, Fundación Natura. Bogotá, Colombia.

Hernández, O., A. E. Seijas, E. O. Boede, R. Espín, A. Machado-A., L. Mesa y A. Soto. 2011. FUDECI y la conservación de la tortuga del Orinoco (*Podocnemis expansa*), la terecay (*Podocnemis unifilis*) y el caimán del Orinoco (*Crocodylus intermedius*). Resultados y propuesta de acciones binacionales. Pp. 208-219. *En*: Lasso, C. A., A. Rial, C. Matallana, W. Ramírez, J. Señaris, A. Díaz-Pulido, G. Corzo y A. Machado-Allison (Eds.). Biodiversidad de la cuenca del Orinoco II. Áreas prioritarias para la conservación y uso sostenible. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Ministerio del Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, WWF Colombia, Fundación Omacha, Fundación La Salle de Ciencias Naturales e Instituto

de Estudios de la Orinoquia de la Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, D. C., Colombia.

Jiménez-Oraá, M. J. 2005. Evaluación del programa de liberación de caimán del Orinoco (*Crocodylus intermedius*) en el río Manapire, Guárico, Venezuela. Tesis de Grado, Universidad Nacional Experimental de Los Llanos Occidentales "Ezequiel Zamora". 29 pp.

Lugo, L. M y M. C. Ardila-Robayo. 1998. Programa para la conservación del caimán del Orinoco (*Crocodylus intermedius*) en Colombia. Programa Research Fellowship NYZS. The Wildlife Conservation Society, Universidad Nacional de Colombia-Facultad de Ciencias. Estación de Biología Tropical Roberto Franco. Proyecto 290. Villavicencio. Informe interno. 58 pp.

Martínez, J. A., G. Arboleda, E. Montalvo, M. Puche, L. E. Naranjo, H. Rodríguez y A. Giraldo. 2009. Parque Nacional Natural Paramillo, Plan de Manejo 2004-2011. Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia, Dirección Territorial Noroccidental, Tierralta. 171 pp.

Martínez-Callejas, S., F. Trujillo, M. Torres-Martínez, R. Antelo, J. del Río y D. Dombro. 2014. Programa de conservación de tortugas amenazadas de los humedales llaneros Atsapani. Fundación Omacha-IAvH. Informe Interno. Bogotá D. C. 49 pp.

MAVDT-Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. 2010. Política nacional para la gestión integral del recurso hídrico. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. Colombia, Bogotá D. C. 124 pp.

MMA-Ministerio del Medio Ambiente. 2002a. Programa nacional para la conservación de las tortugas marinas y continentales de Colombia. Bogotá, Colombia. 63 pp.

MMA. 2002b. Programa nacional para la conservación del caimán llanero. Ministerio del Ambiente Dirección General de Ecosistemas, Subdirección de Fauna. Bogotá D. C. 31 pp.

MMA. 2002c. Política nacional para los humedales interiores de Colombia. Ministerio del Medio Ambiente. Colombia, Bogotá D. C. 67 pp.

Monje, C. y E. Martínez. 2008. La tortuga charapa: del plan de manejo a su implementación. Pp. 91-108. *En*: Trujillo, F., J. C. Alonso, M. C. Diazgranados y C. Gómez (Eds.). Fauna Acuática amenazada en la Amazonia colombiana. Análisis y propuestas para su conservación. Fundación Omacha. Fundación Natura. Instituto Sinchi. Coorpoamazonía. Bogotá D. C., Colombia.

Morales-Betancourt, M. A., C. A. Lasso, J. De La Ossa V. y A. Fajardo-Patiño (Eds.). 2013a. VIII. Biología y conservación de los Crocodylia de Colombia. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de los Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, D. C., Colombia. 336 pp.

Morales-Betancourt, M. A., C. A. Lasso J. De La Ossa, E, Valencia, A. De La Ossa-Lacayo, F. Trujillo y R. Antelo.

2013b. Estrategias de conservación de los Crocodylia de Colombia. Pp. 299-329. *En*: Morales-Betancourt, M. A., C. A. Lasso, J. De La Ossa V. y A. Fajardo-Patiño (Eds.). VIII. Biología y conservación de los Crocodylia de Colombia. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de los Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, D. C., Colombia.

Morales-Betancourt, M. A. y C. A. Lasso. 2014. Uso de la biota acuática en la identificación, caracterización y establecimiento de límites en humedales interiores: reptiles. Pp. 143-150. *En*: Lasso, C. A., F. de P. Gutiérrez y D. Morales-B. (Eds.). X. Humedales interiores de Colombia: identificación, caracterización y establecimiento de límites según criterios biológicos y ecológicos. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicosy Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá D. C., Colombia.

Morales-Betancourt, M. A., C. A. Lasso, L. C. Bello y F. de P. Gutiérrez. 2014. Potential distribution of the Orinoco crocodile (*Crocodylus intermedius* Graves 1819) in the Orinoco basin of Colombia and Venezuela. *Biota Colombiana* 15 (Supl. 1): 124-136.

Morales-Betancourt, M. A., C. A. Lasso, V. P. Páez, O. V. Castaño-Mora y B. C. Bock. 2015a. Libro rojo de reptiles de Colombia. Serie de libros rojos de especies amenazadas de Colombia (en prensa).

Morales-Betancourt, M. A., V. P. Páez y C. A. Lasso (Eds.). 2015b. Conservación de las tortugas continentales de Colombia: evaluación 2012-2013 y propuesta 2015-2020. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Asociación Colombiana de Herpetología y Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Bogotá D. C. 28 pp.

Morales-Betancourt, M. A., C. A. Lasso, F. de P. Gutiérrez, W. Martínez-Barreto, M. C. Ardila-Robayo, R. Moreno-Arias, R. M. Suarez-Daza, J. Clavijo, L. F. Anzola, R. Antelo, M. Lugo y F. Trujillo. 2015c. Identificación de áreas y estrategias para la conservación del caimán llanero (*Crocodylus intermedius*), en la Orinoquia colombiana. Triana (en prensa).

Páez, C. A. 2009. Plan de manejo del Parque Nacional Natural Serranía de Chiribiquete. Parques Nacionales Naturales de Colombia, Parque Nacional Natural Serranía de Chiribiquete. Documento interno. 115 pp.

Páez, V. P., M. A. Morales-Betancourt, C. A. Lasso, O. V. Castaño-Mora y B. C. Bock (Eds.). 2012. V. Biología y conservación de las tortugas continentales de Colombia. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, D. C., Colombia. 528 pp.

Páez, V., A. Lipman, B. Bock y S. Heppell. 2015. A plea to redirect and evaluate conservation programs for South America´s podocnemidid river turtles conservation programs. *Chelonian Conservation and Biology* (en prensa).

Patiño, E., V. Fuentes, M. L. Guerra, M. Espinosa, J. J. Gómez, L. M. Moreno, P. Lagares, W. Borrero. 2010. Programa de conservación de caimanes y babillas con la participación y concertación comunitaria, en el sector bahía Hondita y en los humedales costeros existentes, entre los ríos Ranchería y Palomino, departamento de La Guajira, Colombia. Corpoguajira y Fundación Hidrobiológica George Dahl. Riohacha. Informe interno. 206 pp.

PNN La Paya. 2006. Plan de manejo PNN La Paya. Unidad Administrativa Del Sistema de Parques Nacionales Naturales De Colombia. 40 pp.

Romero, I. 2011. Proyecto de conservación de la tortuga de río *Podocnemis lewyana* en la cuenca baja del río Claro, Cocorna Sur. Corantioquia, Cornare, Asociación Ambietnalista Futuro Verde AAFUVER. 36 pp.

Seijas, A. E. 2007. Tendencias de las poblaciones del caimán del Orinoco (*Crocodylus intermedius*) en Venezuela: balance de las investigaciones de los últimos 30 años. Memorias del III Taller para la Conservación del Caimán del Orinoco. San Carlos. Cojedes. *Venezuela. Biollania (Edición Especial)* 8: 11-21.

Trujillo, F., M. Portocarrero y C. Gómez. 2008a. Plan de manejo y conservación de especies amenazadas en la Reserva de Bióspera El Tuparro: delfines de río, manatíes, nutrias, jaguares y tortugas del género Podocnemis. Proyecto Pijiwi Orinoco (Fundación Omacha-Fundación Horizonte Vede), Forest Conservation Agreement. Bogotá. Colombia. 143 pp.

Trujillo, F., J. C. Alonso, M. C. Diazgranados y C. Gómez (Eds.). 2008b. Fauna acuática amenazada en la Amazonia colombiana. Análisis y propuestas para su conservación. Fundación Omacha, Fundación Natura, Instituto Sinchi, Coorpoamazonía. Bogota, Colombia. 152 pp.

Trujillo, F., S. Usma, L. F. Ricaurte y M. C. Diazgranados. 2013. Inclusión de ecosistemas acuáticos como objetos de conservación en áreas protegidas: Amazonia como caso de estudio. Pp. 79-88. *En*: Hurtado A., M. Santamaría y C. L. Matallana-Tobón (Eds.). Plan de Investigación y monitoreo del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (Sinap): avances construidos desde la mesa de investigación y monitoreo entre 2009 y 2012. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Parques Nacionales Naturales. Bogotá, D. C., Colombia. 200 pp.

Ulloa, G. y J. M. Peláez. 2011. Plan de manejo preliminar para la conservación de las poblaciones del caimán aguja *Crocodylus acutus* (Cuvier, 1807) en los ríos Sardinata, San Miguel, Nuevo Presidente y Tibú departamento de Norte de Santander cuenca del Catatumbo de Colombia. Corponor, Ecopetrol. Informe interno. 36 pp.

Ulloa, G. y C. Sierra. 2012. Plan de manejo para la conservación de las poblaciones del caimán aguja *Crocodylus acutus* (Cuvier, 1807) de la bahía Cispatá departamento de Córdoba caribe de Colombia. Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinu y San Jorge-CVS. Informe interno. 79 pp.

von Hildebrand P, N. Bermudez y M. C. Peñuela. 1997. La tortuga charapa (Podocnemis expansa) en el río Caquetá, Amazonas, Colombia: aspectos de la biología reproductiva y técnicas para su manejo. Disloque Editores, Bogotá. 165 pp.

Zárate, C. A., A. Herrera, M. Duarte, W. Villaba y L. Cifuentes. 2005. Plan de manejo básico Parque Nacional Natural Sierra de La Macarena 2005-2009. Unidad Administrativa del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia, Dirección Territorial Amazonia – Orinoquia. San Juan de Arama. Meta. 176 pp.

Foto: R. Hoogesteijn.

Lámina 1a. Matamatá (*Chelus fimbriatus*).

Foto: M. A. Morales-Betancourt.

Lámina 1b. Cabezón (*Peltocephalus dumerilianus*).

Foto: E. Boede.

Lámina 1c. Charapa (*Podocnemis expansa*).

Foto: B. Rendón.

Lámina 1d. Tortuga del rio Magdalena (*Podocnemis lewyana*).

Foto: M. A. Morales-Betancourt.

Lámina 1e. Terecay (*Podocnemis unifilis*).

Foto: F. Trujillo.

Lámina 1f. Caimán aguja (*Crocodylus acutus*).

Foto: E. Boede.

Lámina 1g. Caimán llanero (*Crocodylus intermedius*).

Foto: F. Trujillo.

Lámina 1h. Caimán negro (*Melanosuchus niger*).

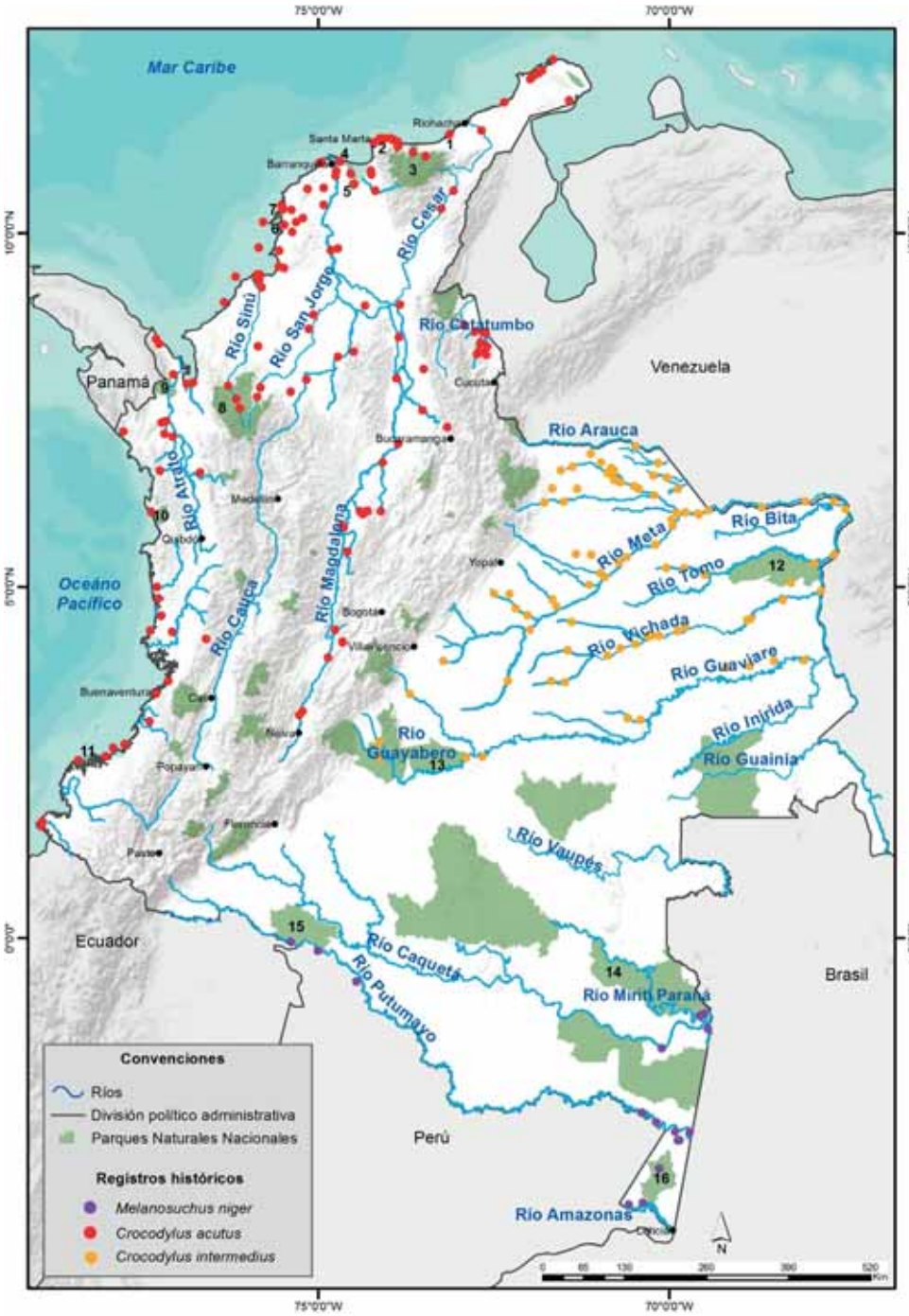


Lámina 2. Registros históricos de *Melanosuchus niger*, *Crocodylus intermedius* y *Crocodylus acutus* en relación a las áreas protegidas (Parque Nacional Natural-PNN, Santuario de Flora y Fauna-SFF, Vía parque-VP). 1. SFF Los Flamencos; 2. PNN Tayrona; 3. PNN Sierra Nevada de Santa Marta; 4. VP Isla; 5. SFF Ciénaga Grande de Santa; Marta 6. SFF El Corchal "El Mono Hernández"; 7. PNN Corales del Rosario y San Bernardo; 8. PNN Paramillo; 9. PNN Los Katios; 10. PNN Utría; 11. PNN El Tuparro; 13. PNN Sierra de la Macarena; 14. PNN Yaigojé Apaporis; 15. PNN La Paya; 16. PNN Amacayacu.

Rehabilitación y liberación de perezosos (Xenarthra: Bradypodidae y Megalonychidae) en áreas no protegidas en Colombia

Tinka Plese

Resumen. Los perezosos de tres dedos (*Bradypus variegatus*; <5,5 kg; LC) y perezosos de dos dedos (*Choloepus hoffmanni* y *Choloepus didactylus*; <9 kg; LC) son mamíferos arbóreos de gran tamaño que necesitan espacios boscosos conservados para cumplir su rol en los ecosistemas naturales. La rápida desaparición de los bosques tropicales y su fragmentación son una de las amenazas más importantes. Esto, unido a la cacería y a la expansión de las fronteras agrícolas y ganaderas, está poniendo en grave peligro de extinción a toda la fauna silvestre, en particular a los mamíferos arbóreos. En las últimas décadas ha habido un incremento de los programas de rehabilitación/reintroducción de la fauna silvestre, como estrategias de conservación de las especies en vía de extinción. El fin de un programa de rehabilitación es la liberación de los individuos y el establecimiento de poblaciones viables para asegurar su permanencia en el tiempo y el espacio. Las áreas de liberación deben contar con bosques bien desarrollados, vegetación adecuada para las especies, fuentes de agua y suficiente alimento, áreas interconectadas por corredores ecológicos a otras zonas boscosas y a distancias prudentes de obras de infraestructura humanas. También, contar con el compromiso de conservación por parte de los dueños y vecinos de los terrenos y con un sistema de protección y seguridad en la zona, ante la presencia de cazadores o extractores. Previo y durante los procesos de liberación se debe realizar un proceso de sensibilización de la comunidad. La conservación con compasión y la activa participación consciente ciudadana han tenido un impacto en la biología de la conservación. Por su parte, la red de las reservas naturales de la sociedad civil y la red de reubicadores de fauna silvestre han brindado las condiciones necesarias para efectuar procesos de educación, reubicación y control y seguimiento post liberación y han tenido un alto grado de compromiso en este tipo de procesos en el tiempo.

Palabras clave. *Bradypus variegatus*. *Choloepus didactylus*. Áreas protegidas. Conservación.

Abstract. The three toed sloths (*Bradypus variegatus*; <5, 5kg; LC), and two toed sloths (*Choloepus hoffmanni* and *Choloepus didactylus*; <9 kg; LC) are large size arboreal mammals that require significant forest areas without human intervention in order to fulfill their role in the natural ecosystems. One of the significant threats to their survival is the rapid disappearance of the tropical forest and its fragmentation. Furthermore, hunting and the expansion of the cattle farming and agriculture, places especially high survival pressure on threatened arboreal mammals. In past decades, there has been

an increase of the rehabilitation/release wild fauna programs as conservation strategies towards endangered species. The purpose of the rehabilitation program is to release the recovered animals and to establish viable populations and their conservation throughout time. Areas for the conservation of endangered species should count with adequate woodlands well developed, water sources and sufficient food supply. It is important that these areas are interconnected with other tropical forest fragments through biological corridors and far from the human influence, it is important to protect the zone from hunters or any other extractor of natural resources. Compromise of owners of the properties is as important as the educational programs in all phases of the program. Compassionate conservation and the active citizen participation in the nature conservation is taking force and leaving a strong footprint in the biology of conservation. Several networks of the civil society have been providing wild fauna release in their properties with the accompaniment of the government entities propending to the permanence of these processes through time.

Key words: *Bradypus variegatus*. *Choloepus didactylus*. Protected areas. Conservation.

Introducción

Los Xenarthra (nombre común xenartros) son uno de los grupos de mamíferos más antiguos del Nuevo Mundo. Son descendientes de antepasados gigantescos tales como los acorazados gliptodontes y los perezosos gigantes o megaterios. Este súper orden comprende tres tipos de animales muy particulares, los perezosos, los hormigueros y los armadillos (Gardner 2007). Contiene 31 especies vivientes incluidas en 13 géneros, los cuales están restringidos al Neotrópico (Wetzel 1982, Gardner 2007). Las especies actuales representan solo un pequeño fragmento de un conjunto de taxones fósiles mucho más diversos (Delsuc y Douzery 2008).

Los perezosos: distribución y datos poblacionales

Los perezosos son mamíferos arbóreos de gran tamaño que necesitan espacios boscosos sin intervención humana (Montgomery y Sunquist 1978, Chiarello 2008). Los adultos pueden llegar a pesar hasta cinco kilos y medio en perezosos de tres dedos y hasta nueve kilos en perezosos de dos dedos. Existen seis especies de perezosos de los cuales tres se encuentran en Colombia. Los perezosos de Colombia están representados por dos familias: *Bradypodidae* que incluye perezosos de tres dedos (*Bradypus variegatus*), y *Megalonychidae* con los perezosos de dos dedos (*Choloepus hoffmanni* y *Choloepus didactylus*) (Lámina 1).

La distribución geográfica del perezoso de tres dedos es amplia, se pueden encontrar desde la península de Honduras en Centroamérica, hasta el sur de Brasil (Emmons 1997). Las densidades poblacionales estimadas son de 0,6-4,5 animales por hectárea en los bosques secos tropicales de Colombia (Acevedo *et al.* 2011). En ambientes insulares, como la Isla Palma en el Chocó biogeográfico colombiano, se registra una densidad poblacional de *B. variegatus* de 0,72 ind./ha, siendo la segunda más alta reportada

para la especie. Probablemente, la ausencia de predadores naturales, de competidores directos y el acceso restringido de los seres humanos a esta localidad insular, han favorecido a las poblaciones de perezosos de tres dedos (Carvajal *et al.* 2013).

El perezoso de dos dedos, *C. hoffmanni*, comprende dos poblaciones, la población del norte y la población del sur. La población del norte se reporta en Nicaragua, Costa Rica, Colombia y Venezuela occidental. En la región andina colombiana se han encontrado densidades de 0,3 -1,5 ind./ha, mientras que en las tierras bajas del norte de Colombia se encontraron 0,2-0,83 ind./ha (Álvarez 2004, Acevedo *et* al. 2011). Aguilar-Isaza y López-Obando (2009) encontraron solo 0,079 ind./ha en bosques intervenidos en el departamento del Quindío.

Choloepus didactylus se encuentra en el sur de Venezuela, el delta del río Orinoco, las Guayanas, la cuenca amazónica de Colombia, Ecuador, Perú y Brasil. En Colombia se encuentra desde los departamentos de Meta y Guainía hacia el sur del país. En Surinam se encontraron densidades poblacionales de 0,9 individuos por hectárea (Taube *et al.* 1999), mientras que en el Amazonas de Brasil 0,13 individuos por hectárea (Manaos) y hasta 0,88 individuos por hectárea en las zonas inundadas (Queiroz 1995, Chiarello 2008). No hay reportes de estudios poblacionales en Colombia.

Las amenazas para las poblaciones de perezosos colombianos

Los perezosos son difíciles de estudiar. Su estrategia de pasar desapercibidos en el dosel del bosque mimetizándose a las hojas secas, nidos de avispas y la presencia de manchas blancuzcas en la espalda que se asimilan a los líquenes, los hace difíciles de detectar. En las listas rojas de la UICN los perezosos aparecen como “preocupación menor”(LC) dado su amplia distribución descrita en el pasado y su presencia en áreas protegidas (Superina *et al.* 2010). También se encuentra en el Apéndice II CITES. Sin embargo, la cobertura boscosa actual de Colombia muestra que no se puede generalizar la amplia distribución de estas especies porque su presencia se delimita por los factores bioclimáticos y la necesidad de disponibilidad de una cobertura boscosa continua con árboles grandes y maduros, para soportar su peso y proveer su alimentación (Moreno *et al.* 2007) (Figura 1).

La rápida desaparición de los bosques tropicales y su fragmentación, son una de las amenazas más importantes. Esto, unido a la cacería y a la expansión de las fronteras agrícolas y ganaderas, está poniendo en peligro de extinción a toda la fauna silvestre, en particular a los mamíferos arbóreos. Para el período 2005-2010, se perdieron en Colombia anualmente 238.273 ha de bosque natural con una concentración en la deforestación de las regiones amazónica y andina (Cabrera *et al.* 2011). Muchas especies de fauna silvestre mueren junto con la tala de los bosques tropicales y la fragmentación de los bosques puede reducir las probabilidades de supervivencia de una población.

Los perezosos son objeto de comercio ilegal de fauna silvestre como mascotas (Moreno y Plese 2006) y algunos animales que son rescatados y que logran sobrevivir a la malnutrición y/o cuidado inoportuno, son entregados para la rehabilitación. Los registros de la fundación AIUNAU reportan unos cien ejemplares por año atendidos en su centro de rescate y rehabilitación. Es de anotar que por cada ejemplar que llegó,

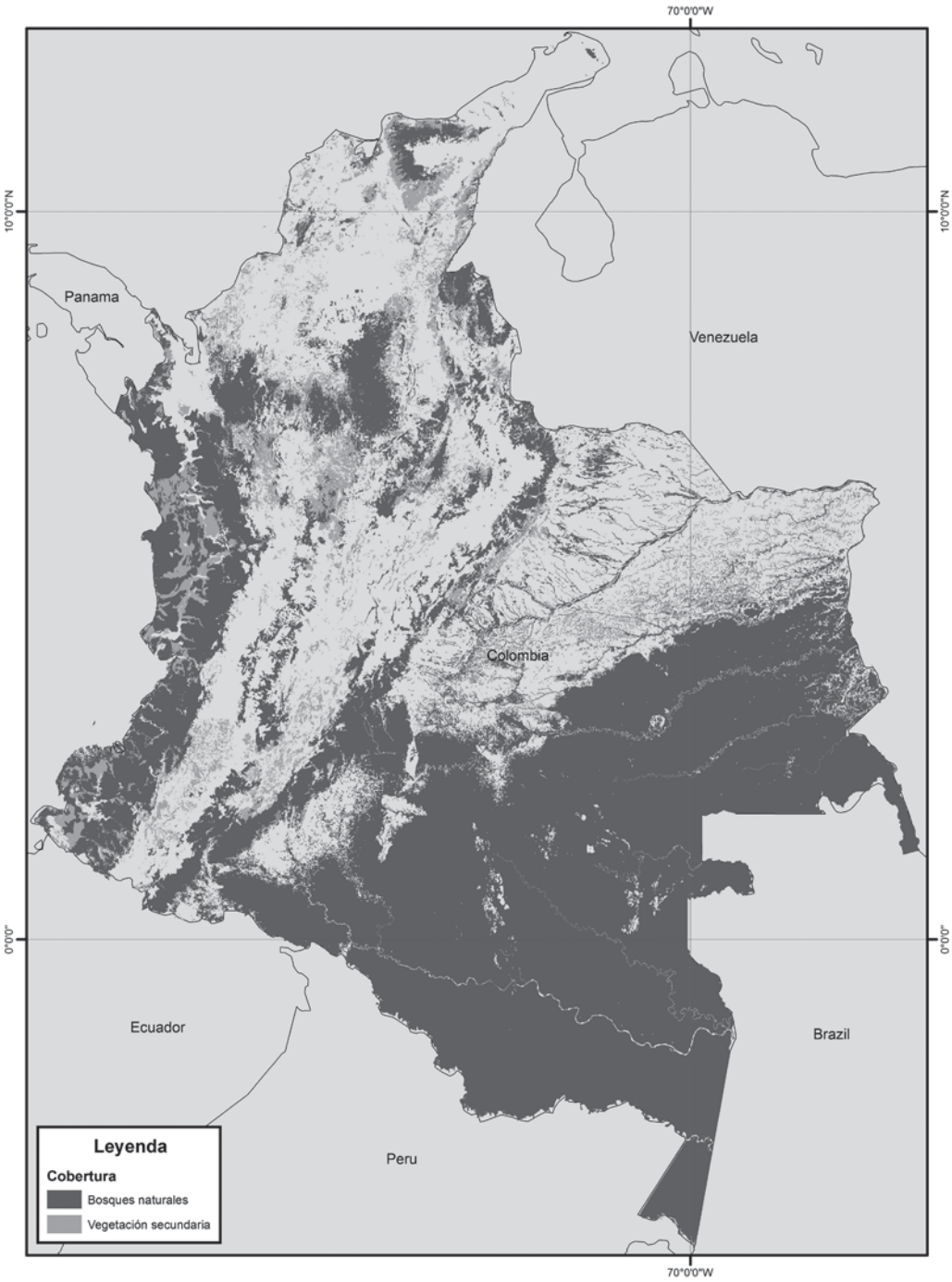


Figura 1. Distribución actual de *Bradypus variegatus*. Fuente: MADS y AIUNAU (2012).

se recibieron tres llamadas reportando otros casos de perezosos que se murieron en el Valle de Aburrá (Antioquia), sin ser atendidos. La complejidad de condiciones a las que son sometidos muchos individuos de fauna silvestre durante el proceso de extracción, comercio y cautiverio crean altos niveles de estrés y altas mortalidades. Entonces la pregunta es ¿qué hacer con los animales rescatados y rehabilitados? Actualmente la respuesta está en los programas de rehabilitación que tienen como fin la liberación de los individuos y el establecimiento de poblaciones para asegurar su permanencia en el tiempo y el espacio.

La atención a la fauna silvestre involucra múltiples actores de carácter público y privado y trasciende los límites geopolíticos de las regiones. El éxito de los programas de rehabilitación y posterior liberación con fines de conservación depende de una adecuada articulación entre los actores que conforman la red de atención a la fauna silvestre.

Supervivencia a largo plazo de poblaciones de perezosos en áreas no-protegidas

El factor espacio es de vital importancia para la permanencia de una especie en el medio natural. Las áreas de liberación deben contar con disponibilidad de bosques bien desarrollados, con vegetación adecuada para las especies, fuentes de agua y alimento suficiente, con áreas grandes, preferiblemente interconectadas por corredores ecológicos a otras zonas boscosas y a distancias prudentes de obras de infraestructura humanas (Plese y Moreno 2005).

Desde el 2004 hasta 2007, en el departamento de Antioquia se hicieron tres liberaciones de grupos de perezosos de tres dedos (*Bradypus variegatus*), producto de tráfico ilegal y que fueron recuperados. El control y seguimiento de los individuos se realizó tanto con seguimiento por telemetría, como por observación directa con el apoyo de la comunidad local. De los cuarenta individuos liberados inicialmente, solo se observó un ejemplar muerto. El resto de los ejemplares mostraron un desarrollo acorde con su edad. Después de dos años de estar en el bosque se observaron crías, lo cual muestra una adaptación y desarrollo positivo de la población establecida.

Los corredores biológicos cobran importancia en los procesos de restauración ecológica en tanto que permiten a las especies la movilidad (Gálvez 2002), facilitan la obtención de recursos disponibles en varios refugios, permiten el incremento del tamaño poblacional y mejoran las oportunidades de supervivencia, al facilitar la expansión de áreas.

Además, las áreas de liberación deben contar con protección y seguridad en la zona, ante la presencia de cazadores o extractores. El compromiso de conservación por parte de los dueños y vecinos de las áreas es de suma importancia. Por esto, la participación de los miembros de la comunidad en la escogencia de los sitios de liberación, en la liberación misma, en el control y en el seguimiento por observación directa, afianzan el proceso.

Previo y durante los procesos de liberación y seguimiento de los individuos, al igual que después de liberarlos en un área determinada, la Fundación AIUNAU realiza talleres educativos con la comunidad de trabajadores en el sitio, al igual que talleres con las comunidades aledañas al programa de conservación. De esta manera, la conservación y la participación activa

ciudadana han tenido un impacto positivo en la biología de la conservación. Personas naturales, instituciones privadas y públicas organizadas en redes, como lo son las redes de reservas naturales de la sociedad civil, las redes de reubicadores de fauna silvestre (amigos de fauna) y la Red Colombiana de Restauración Ecológica, han brindado las condiciones necesarias para efectuar los procesos de educación, reubicación, control y seguimiento post liberación de fauna silvestre. Han demostrado un alto grado de compromiso y permanencia en este tipo de procesos que perduran en el tiempo y en el espacio.

Por último, los procesos de restauración ecológica cobran gran importancia para la conservación de los perezosos. Asimismo, la formulación y establecimiento de corredores ecológicos, en diferentes zonas del país, puede afianzar la restitución de los servicios ecosistémicos para el disfrute y aprovechamiento sustentable por parte de la sociedad. De esta manera, las poblaciones de grandes vertebrados arbóreos pueden coexistir con los humanos en áreas no protegidas.

Bibliografía

Acevedo-Quintero J., D. Sánchez y T. Plese. 2011. Abundancia y preferencia de hábitat de *Bradypus variegatus* y *Choloepus hoffmanni* durante la época seca en dos fragmentos de bosque seco en Arboletes, Antioquia, Colombia. *Edentata* 12: 36–44.

Aguilar-Isaza, N. y D. C. López-Obando. 2009. Estado poblacional actual y hábitat del perezoso de dos dedos (*Choloepus hoffmanni*, Peters, 1858) en la Reserva Natural La Montaña del Ocaso, Quimbaya (Quindío), Colombia. Tesis de grado, Universidad del Quindio. Armenia, Quindío, Colombia. 85 pp.

Álvarez, S. J. 2004. Densidad y preferencia de hábitat del perezoso de dos dedos *Choloepus hoffmanni*, en un bosque andino (Boyacá, Cundinamarca). Tesis de grado, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia. 104 pp.

Cabrera E., D. M. Vargas, G. Galindo, M. C. García, M. F. Ordoñez, L. K. Vergara, A. M. Pacheco, J. C. Rubiano y P. Giraldo. 2011. Memoria técnica de la cuantificación de la deforestación histórica nacional – escalas gruesa y fina. Instituto de Hidrología, Meteorología, y Estudios Ambientales-Ideam-. Bogotá D. C., Colombia. 106 pp.

Carvajal-Nieto P., A. Giraldo y T. Plese. 2013. Densidad poblacional y algunos aspectos de uso de hábitat del perezoso de tres dedos (*Bradypus variegatus*) en un ambiente insular del Chocó biogeográfico colombiano. *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural* 17 (1): 101 - 110.

Chiarello, A. G. 2008. Sloth ecology: an overview of field studies. Pp. 269–280. *En*: Vizcaíno, S. F. y W. L. Loughry (Eds.). The biology of the *Xenarthra*. University of Florida Press, Gainesville.

Delsuc, F. e Y. E. Douzery. 2008. Recent advances and future prospects in xenarthran molecular phylogenetics. Pp. 11- 23. *En*: Vizcaíno, S. F. y W. J Loughry (Eds.). Biology of the *Xenarthra*. University of Florida Press.

Emmons, L. H. 1997. Neotropical rainforest mammals: a field guide. Segunda edición. The University of Chicago Press. Chicago. 307 pp.

Gálvez, J., 2002. La restauración ecológica: conceptos y aplicaciones. Universidad Rafael Landívar, Facultad de Ciencias Ambientales y Agrícolas, Instituto de Agricultura, Recursos Naturales y Ambiente, Guatemala. 23 pp.

Gardner, A. L. 2007. Magnorder Xenarthra. Pp. 127–176. *En*: Gardner, A. L. (Ed.). Mammals of South America. The University of Chicago Press, Chicago.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. MADS. 2014. Programa Nacional para la conservación y uso sostenible de las especies del súper orden Xenarthra en Colombia Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Fundación AIUNAU. Bogotá. D. C. Colombia. 68 pp.

Montgomery, G. G. y M. E. Sunquist. 1978. Habitat selection and use by two-toed and three-toed sloths. Pp. 329–359. *En*: Montgomery, G. G. (Ed.). The ecology of arboreal folivores. Smithsonian University Press, Washington.

Moreno, S. y T. Plese. 2006. The illegal traffic in sloths and threats to their survival in Colombia. *Edentata* 6: 10–18.

Moreno, S., T. Plese y C. Rodríguez. 2007. Estrategia Nacional para la prevención y control al tráfico ilegal de las especies silvestres de perezosos en Colombia. Fundación Unau, Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, Corantioquia. Colombia. 23 pp.

Plese, T. y S. Moreno. 2005. Protocolos de rehabilitación, reintroducción o reubicación de perezosos de tres y dos dedos en Colombia, Fundacion Unau-Corantioquia. 48 pp.

Queiroz, H. L. 1995. Preguiças e guaribas: os mamíferos folívoros arborícolos do Mamirauá. CNPq e Sociedade Civil Mamirauá, Brasília. 161 pp

Superina M., T. Plese, N. Moraes-Barros y A. Abba. 2010. The 2010 Sloth Red List Assessment. *Edentata* 11 (2): 115-134.

Taube, E., J. C. Vie, P. Fournier, C. Gentry y J. M. Duplantier. 1999. - Distribution of two sympatric species of Sloths (*Choloepues didactylus* and *Bradypus tridactylus*) along the Sinnamary River, French Guiana. *Biotropica* 31(4): 686–691.

Wetzel, R. M. 1982. Systematics, distribution, ecology, and conservation of South American Edentates. Pp. 345-375. *En*: Gardner, A. L. (Ed.). Mammalian biology in South America. University of Pittsburgh, Linesville.

Foto: T. Plese.

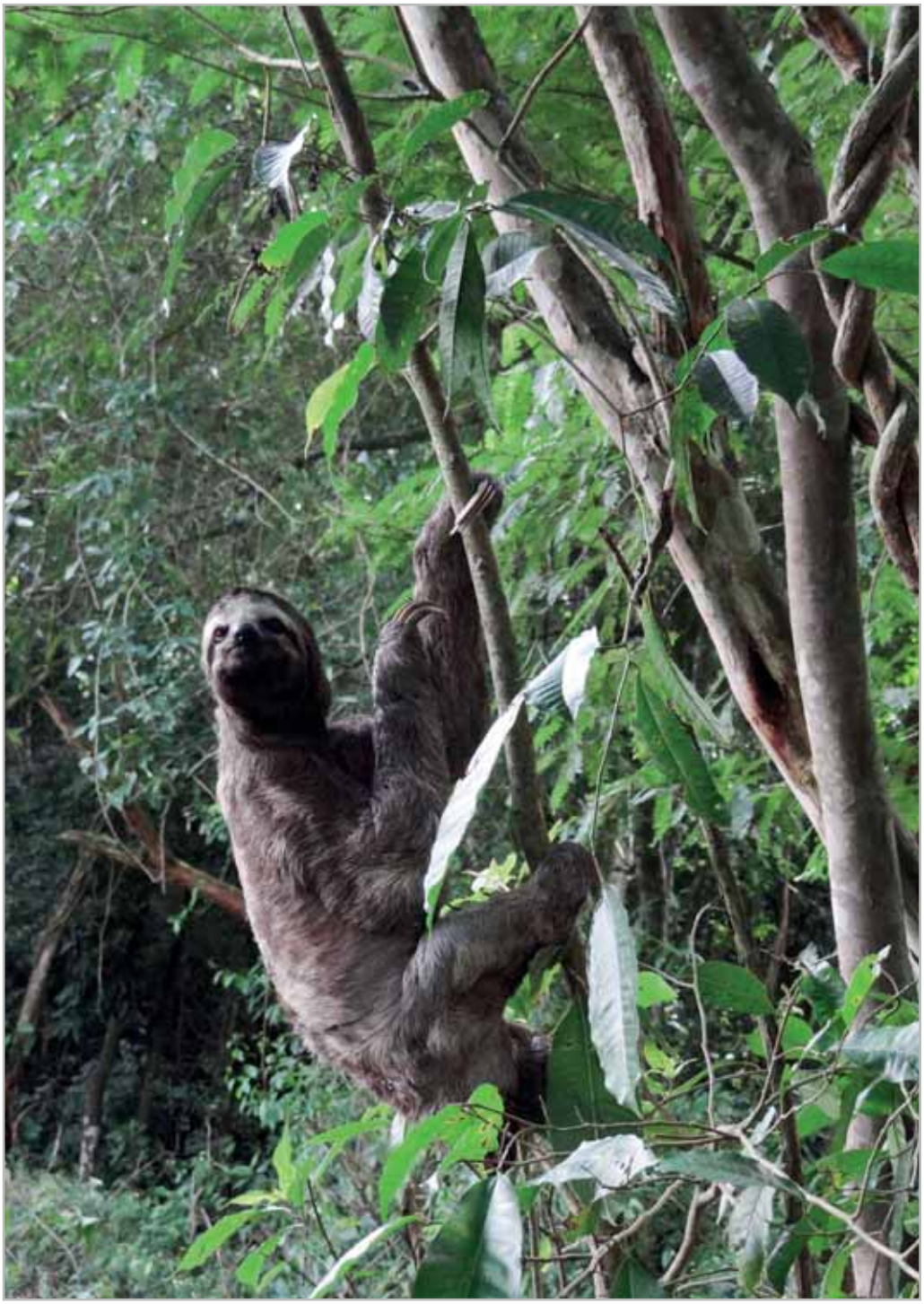


Lámina 1a. Perezoso de tres dedos (*Bradypues variegatus*).

Foto: T. Plese.

Lámina 1b. Perezoso de dos dedos de Hoffmann (*Choloepus hoffmanni*).

Foto: Fundación Maikuchiga.

Lámina 1c. Perezoso de dos dedos de Linneo (*Choloepus didactylus*).

La conservación de los manatíes (*Trichechus inunguis* y *Trichechus manatus*) en áreas no protegidas de Colombia

Nataly Castelblanco-Martínez, Sarita Kendall, Diana L. Orozco y Katherine Arévalo González

Resumen. Colombia es privilegiada al contar con dos de las tres especies de manatíes, el del Amazonas (*Trichechus inunguis*; 350-450 kg; VU) y el antillano (*Trichechus m. manatus*; 450-600 kg; EN). Estos mamíferos completamente acuáticos habitan ríos, llanuras inundables, ciénagas y áreas costeras, cubriendo una extensión aproximada de 45.000 km² de aguas continentales del país. Tan solo 10,6% de estas áreas se incluyen dentro del SINAP (Sistema Nacional de Áreas Protegidas), por lo que la conservación de los manatíes se desarrolla casi en su totalidad en áreas no protegidas. En Colombia, las labores de conservación de ambas especies han tenido como eje central a las comunidades locales, fortaleciendo así el manejo de la fauna por parte de los pobladores. Gracias a esto, en los últimos años se ha notado una reducción de la caza y un aparente incremento de la población de manatíes en algunos casos puntuales. Sin embargo, la investigación de estas especies en Colombia continúa siendo precaria. Es importante incentivar el monitoreo de las amenazas y áreas de ocupación, así como el establecimiento de índices de abundancia, información básica para la toma de decisiones de manejo y conservación. Se recomienda incluir pobladores locales en las acciones de monitoreo, conservación y manejo de los manatíes.

Palabras clave. Conservación *in situ*. Mamíferos acuáticos. Sistemas fluviales. *Trichechus* spp.

Abstract. Colombia is privileged in having two of the three species of endangered manatees: the Amazonian manatee (*Trichechus inunguis*; 350-450 kg; EN) and the Antillean manatee (*Trichechus m. manatus*; 450-600 kg; VU). These fully aquatic mammals inhabit rivers, floodplains, swamps and coastal areas covering approximately 45,000 km² of the country. Since only 10,6% of this area falls within the SINAP (National System of Protected Areas), the conservation of manatees takes place almost entirely in non-protected areas. In Colombia, long-term manatee conservation programs are centered on constant, patient work with local communities. This has not only reinforced a sense of belonging among local people, but also, in recent years, there has been a decrease in hunting activities, and apparently, an increase in the manatee population in some specific areas. However, due to the elusive behavior of manatees and habitat characteristics, as well as to local social and economic factors, research on these species in Colombia remains incipient. It is important to encourage the monitoring of threats and areas of occupation and to develop and evaluate abundance indices in order to provide basic information for decision-making. In addition, it is strongly recommended to

include local people in monitoring, conservation and management efforts adapted to the different social and ecological scenarios in the country.

Key words. *In situ* conservation. Aquatic mammals. River systems. *Trichechus* spp.

Introducción

Colombia tiene el privilegio de tener dos especies de manatí en su territorio: el manatí antillano (*Trichechus manatus)* (Lámina 1) y el manatí del Amazonas (*T. inunguis)* (Lámina 2). Los manatíes son mamíferos acuáticos que enfrentan retos complejos de conservación a lo largo de su área de distribución, por lo cual, según la UICN, *T. manatus* se ubica en la categoría de ¨en peligro de extinción¨ (Self-Sullivan y Mignucci-Giannoni 2008), mientras que *T. inunguis* es considerado "vulnerable" (Marmontel 2008). Los principales riesgos para los manatíes en el país son la caza para el consumo de la carne y productos asociados, el enmallamiento en redes de pesca, la contaminación y la pérdida del hábitat (Trujillo *et al.* 2006 a, b). Aunque en menor grado, las colisiones con embarcaciones y el vandalismo (acoso y maltrato sin razón aparente) podrían añadir varios animales muertos o heridos por año. Es por esto que la inclusión de sus zonas de ocupación en el SINAP podría ser considerada como una estrategia clave para su manejo *in situ*. Sin embargo, este recurso casi nunca es viable, como se explica más adelante, por lo que otras alternativas para facilitar la protección de estas especies se adelantan con éxito demostrado en algunas de las áreas.

Metodología

Manatíes en las áreas protegidas de Colombia

Se calculó el área de distribución de manatí para cada una de las cuencas hidrográficas del país, con base en la información presentada en mapas de distribución de la especie publicados en el Programa de manejo y conservación de manatíes en Colombia (Caicedo-Herrera *et al.* 2005), usando los softwares GoogleEarth y ArcMap. Algunas áreas costeras no fueron incluidas, pues la metodología se basó únicamente en los mapas de distribución obtenidos de la publicación mencionada. Posteriormente, mediante la herramienta Visor Geográfico del SINAP (www.parquesnacionales.gov.co/SPNN), se sobrepusieron las áreas de uso por manatí al mapa del SINAP, obteniendo así polígonos de sobrelapamiento cuya área fue calculada haciendo uso del mismo visor. En este ejercicio se incluyeron todos los espejos de agua del área potencial de distribución incluyendo ríos, lagos, caños y otros.

Resultados

Los resultados de este proceso indican que el manatí antillano *Trichechus manatus* ocupa las cuencas principales, tributarios, complejos cenagosos y planicies inundables de los ríos Orinoco, Guaviare, Meta, Atrato, Sinú y Magdalena, en un área aproximada de 33.265 km². El 9,15% de esta área se contempla dentro de alguna área protegida (AP), entre las cuales se encuentran dos PNN (Parque Natural Nacional), dos DMI (Distrito de Manejo Integrado), un DMI (Distrito Regional de Manejo

Tabla 1. Áreas de uso del manatí amazónico y manatí antillano en Colombia y su sobreposición con las áreas del SINAP. Abreviaturas: ADP= Área de distribución protegida, ADnP= Área de distribución no protegida, PNN= Parque Natural Nacional, DRMI= Distrito Regional de Manejo Integrado, SFF= Santuario de Flora y Fauna, PNR= Parque Natural Regional, VP= Vía Parque.

ESPECIE/ REGIÓN	ÁREA DE DISTRIBUCIÓN DEL MANATÍ	ÁREA PROTEGIDA	ADP	ADNP	ANPS CON PRESENCIA DE MANATÍ
Manatí amazónico	11717.36	1730.72	14.77%	85.23%	Total: 3
Amazonía	11717.36	1730.72	14.77%	85.23%	PNN Yaigojé Apaporis
					PNN Río Pure
					PNN Amacayacu
Manatí antillano	33265.35	3043.42	9.15%	90.85%	Total: 10
Caribe	26660.4	3026.31	11.35%	88.65%	DMI Bahía de Cispatá
					DMI Complejo cenagoso del Bajo Sinú
					DRMI Complejo cenagoso de Zarate, Malibu y Veladero
					VP Isla de Salamanca
					SFF Ciénaga Grande de Santa Marta
					SFF El Corchal El Mono Hernández
					PNN Los Katíos
					DRMI Lago Azul Los Manatíes
					PNR Humedales Ríos León y Suriquí
Orinoquía	6604.94	17.11	0.26%	99.74%	PNN El Tuparro
Total general	**44982.70**	**4774.14**	**10.61%**	**89.39%**	**Total General: 13**

Integrado, dos SFF (Santuario de Flora y Fauna) y una VP (Vía Parque) (Tabla 1, Lámina 3). *Trichetus inunguis* ocupa parte de los ríos Apaporis, Caquetá, Puré, Putumayo y Amazonas un área total de 11.717 km^2, que está protegida parcialmente (14,77%) por tres PNN. Según esto, el 89,4% de la posible área de distribución de los manatíes en Colombia se encuentra en áreas no protegidas (ANP).

Estrategias de protección de los manatíes en Colombia

En Colombia se han empleado diversas estrategias para facilitar los procesos de conservación de los manatíes y sus hábitats, que incluyen la creación de áreas protegidas en localidades donde estos animales son potencialmente útiles como especies emblemáticas, como por ejemplo el DRMI Lago Azul – Los manatíes (Chocó). También, la presencia del manatí en la ciénaga de Tumuradó (Chocó) ha sido uno de los argumentos listados para declarar el PNN Los Katíos como Patrimonio de la Humanidad (UNESCO 2015). Por su parte, la Fundación Biodiversa Colombia busca establecer un DRMI que abarque las ciénagas de Barbacoas, Antioquia y sus bosques aledaños como

áreas estratégicas para la conservación del manatí (Fundación Biodiversa Colombia 2014). Otra iniciativa potencial de protección es el acuerdo intersectorial de voluntades que busca declarar "Río protegido" al río Bita (Vichada), pues hace parte del área de influencia del manatí (MADS 2014). Un ejemplo adicional de esfuerzos para la protección del manatí desde la estructura de un área protegida es el caso de la Reserva de la Biósfera El Tuparro, la cual en su Plan de acción de especies amenazadas inluye al manatí como especie sombrilla y prioriza el avance en el conocimiento sobre su estado, nivel vulnerabilidad y riesgo de extinción local, en función del estudio de las amenazas que lo afectan (Trujillo *et al.* 2008).

A pesar de lo anterior, las zonas donde se distribuyen los manatíes en el país son extensas, aisladas y generalmente de difícil acceso, por lo que la creación y manutención de áreas protegidas resulta, en la mayoría de las situaciones, insuficiente. Además, intereses privados y públicos limitan o condicionan la posibilidad de la creación de áreas de protección natural. Aunque la mayoría de los parques naturales tienen sistemas fluviales como límites, no es claro si los ríos están incluidos dentro del área legal de protección (Trujillo *et al.* 2013). Lo anterior implica que los planes de manejo de las áreas protegidas han tenido un enfoque principalmente terrestre (Hurtado-Guerra *et al.* 2013) y que se ha dirigido poca atención hacia las áreas acuáticas, incluyendo las extensas áreas de inundación, tales como las planicies de los Llanos Orientales o los sistemas cenagosos del río Magdalena. Por todo esto, a pesar de los esfuerzos realizados dentro de las áreas protegidas, la mayoría de las acciones de conservación del manatí en Colombia están deslindadas del SINAP y mantienen como eje central la participación activa de las comunidades humanas locales (Kendall *et al.* 2004, Caicedo-Herrera *et al.* 2013, Mojica-Figueroa *et al.* 2014). De esta forma, Colombia se destaca como uno de los países en Latinoamérica con una larga experiencia en trabajo comunitario para la protección de los manatíes, cuyo inicio data para ambas especies de hace varias décadas, y que, en general, ha sido posible gracias a la persistencia de organizaciones no gubernamentales y grupos comunitarios (Kendall *et al.* 1999, Orozco 2001, Kendall y Orozco 2003, Aguilar-Rodriguez *et al.* 2004, Kendall *et al.* 2004, Castelblanco-Martínez *et al.* 2005a, b, Guerrero y Lugo 2007, Farías-Curtidor 2008, Góngora-Correa 2009, Aguilar y Castelblanco-Martínez 2014, Arévalo-González *et al.* 2014, Mona *et al.* 2014).

Estudios previos indican que los manatíes tienen un rango de hogar extenso (Satizábal *et al.* 2012, Castelblanco-Martínez *et al.* 2013), pues son capaces de desplazarse a varios kilómetros de distancia de sus lugares de origen, a menos que alguna barrera geográfica o antrópica lo impida. Existen evidencias que indican que los manatíes son animales migratorios (Marmontel *et al.* 2002, Kendall *et al.* 2014), es decir, efectúan desplazamientos persistentes con duración y alcance superiores a los movimientos rutinarios dentro de su ámbito hogareño (Trujillo *et al.* 2014a, b). Adicionalmente, estudios genéticos de las dos especies evidencian que el flujo genético es mediado por machos (Satizábal *et al.* 2012), por lo que se infiere que los machos adultos de manatí recorren

distancias mayores. Se ha sugerido que estas estrategias de movimiento tienen como fin facilitar el intercambio genético entre poblaciones aisladas, y en el largo plazo, evitar procesos de endogamia (Castelblanco-Martínez *et al.* 2013). Por lo anterior, ambas especies están incluidas dentro del Plan de especies migratorias de Colombia (Trujillo y Morales-B. 2009). En este contexto, las áreas no protegidas cumplen un papel relevante para la supervivencia de los manatíes, al representar no solamente áreas de uso intensivo, sino además, zonas de conectividad entre subpoblaciones. Igualmente, estás áreas actúan como reservorios de alimentación para manatí durante épocas de aguas altas, como se ha documentado en la Amazonia (Pérez y Chávez 2000, Kendall 2014) y Orinoquia (Castelblanco-Martínez *et al.* 2009).

El papel de los resguardos indígenas en la conservación del manatí

Los resguardos indígenas cubren el 27% del área continental del país y ejercen un control autónomo de los recursos naturales de sus territorios. Algunos resguardos son de grandes dimensiones, como el Predio Putumayo (6.000.000 ha) y el Gran Resguardo del Vaupés (4.000.000 ha). El ordenamiento legal vigente en Colombia confiere a los resguardos el derecho de aprovechamiento y uso exclusivo de los recursos naturales renovables y la responsabilidad compartida con el Estado de su administración y manejo. En éste, los indígenas pueden actuar de acuerdo a sus formas de uso tradicional tomando en cuenta las normativas nacionales (Roldán 2005). Estas características de los resguardos indígenas permiten, en términos generales, que dichas comunidades tengan autonomía para el cuidado de los recursos naturales, en específico de aquellas especies vulnerables como el manatí, sin que esto signifique necesariamente la ausencia absoluta de actividades de caza. No obstante, el gran potencial de la gobernanza de los recursos por parte de las comunidades indígenas debido a la naturaleza autónoma del uso de los recursos, es difícil determinar su efecto en el caso del manatí, pues el acceso a la información de los niveles de caza no es fácil, y mucho menos verificar el efecto de este tipo de manejo sobre el estado de las poblaciones de la especie.

La complejidad de las áreas acuáticas binacionales

Una parte importante de la población de los manatíes en Colombia se encuentra en áreas binacionales, específicamente en las fronteras con Perú, Brasil y Venezuela. Aunque ambas especies están protegidas por la ley en todos los países, el grado de control es diferente en cada orilla del río, por lo que su protección es aún más compleja en áreas limítrofes. En el caso del manatí amazónico, se ha visto que la caza está menos controlada en Perú que en Colombia (Casteblanco-Martínez *et al.* obs. pers.), y las acciones de conservación de la especie han tenido que contemplar actividades comunitarias en el vecino país para facilitar los procesos de educación y conservación. El estado de conservación en la frontera colombo-venezolana también parece ser desigual, hasta hace una década los pescadores comentaban que los grupos guerrilleros en el lado colombiano tenían control de la pesca y caza, así como del uso de redes chinchorreras, la cual es la principal

causante de los enmalles de manatí ocurridos en esta zona (Castelblanco-Martínez *et al.* 2009).

Los manatíes de Colombia en cautiverio

En Colombia, se estiman alrededor de 44 manatíes en cautiverio o semicautiverio (42 antillanos y dos amazónicos) (Caicedo com. pers., Kendall obs. pers.). La mayoría de estos animales fueron rescatados siendo crías como consecuencia colateral de la caza furtiva o de la captura directa como animales de compañía (Caicedo com. pers., Kendall obs. pers.). En poblaciones con baja densidad y tasa reproductiva lenta, como es el caso del manatí, cualquier individuo cuenta para la recuperación de la diversidad genética. Por ello, la rehabilitación y liberación de estos individuos representa una pieza clave en la conservación de manatíes, dándoles una segunda oportunidad de vida y de reproducción. Por otra parte, las labores de manipulación, liberación y rastreo de manatíes pueden ser excelentes plataformas de educación ambiental, donde las comunidades tienen la oportunidad de involucrarse directamente en el cuidado de la especie. En la cuenca baja y media del río Sinú, una de las áreas con mayor número de animales en semicautiverio, se han empezado a tomar medidas puntuales para solucionar este problema mediante acciones desarrolladas por la Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y San Jorge y la Fundación Omacha (Caicedo-Herrera *et al.* 2013). Un paso concreto en esta dirección ha sido la creación de protocolos para la liberación de manatíes en Colombia (Góngora-Correa 2009) y el seguimiento de diez individuos liberados hasta la fecha. El programa está acompañado por actividades de sensibilización, las cuales han colaborado en la erradicación de las actividades de caza. Igualmente, cuenta con la participación directa o indirecta de los pobladores locales en todas las etapas del proceso. Por ejemplo, las áreas de liberación se seleccionan a partir de entrevistas con los moradores y el monitoreo se lleva a cabo por co-investigadores de la zona (Caicedo-Herrera *et al.* 2013). Aunque este programa de liberación representa un gran avance en la investigación y conservación de los manatíes del país, es importante enfatizar que la liberación *per se* no soluciona los problemas de conservación de las poblaciones naturales. Es importante que estos procesos estén acompañados de estrategias claras y a largo plazo del cuidado de los manatíes silvestres y sus hábitats.

La conservación del manatí amazónico en Colombia: retos y esperanzas

En las zonas fronterizas, la presencia del estado y las autoridades ambientales es limitada y la población humana es diversa, incluyendo indígenas, colonos y personas de diferentes nacionalidades, culturas e intereses. Por ello, cuando se trata de conservación en este contexto, se debe pensar en un camino de diálogo, encuentros y acuerdos. A pesar de la creación de la ley que protege al manatí amazónico, aún existen casos de caza y comercialización de la especie. Entre 1998 y 1999 se registraron al menos diez animales muertos por año entre Zaragoza y Atacuarí y la percepción local era la disminución paulatina de las poblaciones. En 1998 se inició un proceso de educación y dialogo con la

comunidad con el propósito de lograr la conservación de esta especie (Kendall 2014). A través de entrevistas, se recopilaron los eventos de caza, se intercambió información con las personas locales y se creó una red de informantes a lo largo del río Amazonas y Loretoyacu. Mediante actividades de educación en centros educativos y comunidades, se posicionó al manatí como una especie importante para la vida del Amazonas, se reflexionó y se enraizó la conservación en la conciencia de todos. Datos como las características reproductivas de la especie, las leyes que protegen al manatí en Colombia, Perú y Brasil, y la recopilación de historias alrededor de la especie, fueron claves para que en el 2000 se lograra un acuerdo comunitario para establecer la veda de caza permanente.

En el Amazonas colombiano, a pesar de que en el 2001 se registraron seis animales cazados y en el 2002 cuatro animales, para el periodo comprendido entre 2003 y 2013 no se conoció ningún caso para la zona de los lagos Tarapoto. Sin embargo, en este mismo periodo se contabilizaron aún tres animales cazados en otras áreas de la cuenca del río Amazonas. Después de diez años de esfuerzo, los habitantes locales tienen conocimiento del estado de conservación de la especie. Igualmente, perciben que el tiempo de veda ha sido útil, ya que nuevamente se registran avistamientos de la especie, lo que lo que puede ser un indicador de aumento de la población. Hoy en día, cuatro ex-cazadores de manatí se han incorporado al equipo que monitorea y protege esta especie, de los cuales dos aún se encuentran desarrollando estas labores. La metodología de monitoreo consiste en desarrollar seis recorridos prediseñados en el área de estudio, durante los cuales se registran los avistamientos de hocicos en el río. Este procedimiento se realiza cada 15 días durante todo el año (Kendall 2014). Para 2014 se registraron 364 avistamientos en la zona de Puerto Nariño, en los cuales se observaron cinco crías. Los datos recopilados por pescadores expertos han sido manejados mediante procedimientos de triangulación y estadísticas simples (Kendall 2014), que si bien no permiten análisis matemáticos complejos, al ser obtenidos de manera consistente y bajo los mismos procedimientos, dan una idea cercana de las tendencias poblacionales de manatí para esta área en particular. Este monitoreo participativo, mediante la presencia y diálogo constante con los facilitadores, ha permitido además reforzar de manera permanente el propósito de la conservación. Así mismo, ha producido avances en el conocimiento de la especie, por ejemplo, sobre la migración anual en la zona. A lo largo de los años se ha podido documentar que los manatíes salen a los remansos del río Amazonas durante el descenso de aguas y que se desplazan hacia los lagos cuando el agua sube lo suficiente para permitir su paso (Kendall 2014). Igualmente, este proceso ha suscitado nuevas preguntas de investigación que nos permiten conocer cada día más sobre el manatí amazónico en vida silvestre.

La Ciénaga de Paredes

En la Ciénaga de Paredes (Santander), se encuentra una población de manatí antillano monitoreada desde 1995 por varias ONG como Proecomanatí, Cabildo Verde Sabana de Torres y Fundación Omacha, así como instituciones gubernamentales como el antiguo Inderena y la Corporación Autónoma de Santander (CAS). Dichas entidades han

desarrollado actividades de sensibilización ambiental (Castelblanco-Martínez *et al.* 2004) como: atención y monitoreo a manatíes durante la época de verano; estudios sobre la ecología y tamaño de la población (Arévalo-González *et al.* 2014, Castelblanco-Martínez *et al.* 2005b); rescate de animales varados o en peligro debido al derrame de hidrocarburos (Castelblanco-Martínez *et al.* 2002), y evaluación física de al menos seis individuos (Cabildo Verde Sabana de Torres, datos inéditos). Sin embargo, la comunidad de pescadores ha sido el factor clave para la conservación de esta población. Los pescadores, en parte gracias a las múltiples experiencias de educación llevadas a cabo por las ONG y la CAS, son conscientes de la vulnerabilidad de la especie y de su importancia ecológica. La Ciénaga de Paredes constituye un ejemplo excepcional de cuidado de manatí por iniciativa de las comunidades locales, quienes se han apropiado de la especie como eje clave para la conservación a nivel ecosistémico. De esta forma, se ha impulsado la conservación del manatí en un área sin categoría de protección alguna nacional o regional. Por ejemplo, los pescadores han cuidado tradicionalmente de los manatíes que quedan recluidos en las áreas más profundas del cuerpo de agua durante el verano, supliendo su alimentación y monitoreando su estado. El alto grado de conciencia de los pobladores de la Ciénaga de Paredes, la pérdida de la tradición de caza y el interés y conocimiento de la especie, son las principales ventajas para la conservación de la población de manatíes en esta zona. Sin embargo, los problemas de conservación ambiental en la Ciénaga de Paredes alcanzan dimensiones de mayor escala, y ponen en peligro la vida y sustento de los manatíes y de la comunidad humana. Entre las principales amenazas para el manatí se encuentran la pérdida del hábitat, la contaminación por agroquímicos, la invasión de especies foráneas como los búfalos, y los efectos del cambio climático, reflejado en sequías intensas. La población ha buscado aprovechar la condición emblemática del manatí para llamar la atención de la opinión pública y lograr así mejoras en su calidad de vida. Aunque las comunidades han formado figuras organizativas como la Fundación Proecomanatí y la Asociación de Pescadores de la Ciénaga de Paredes-Asopar, factores socioeconómicos y culturales han dificultado el desarrollo de alternativas para los retos cada vez mayores para la conservación de la especie, su hábitat y el recambio generacional en el liderazgo.

Discusión

Los hábitats que ocupan las dos especies de manatí en Colombia son relativamente similares, consistentes en su mayoría de sistemas fluviales de aguas tanínicas, turbias u oscuras, generalmente afectados por ciclos anuales de fluctuación hídrica. No obstante, las características sociales, culturales y étnicas de las poblaciones humanas que comparten los hábitats de los manatíes, son particulares para cada región, así como la manera en que estas comunidades conocen y perciben al manatí. Sin embargo, el común denominador a lo largo y ancho del territorio es la necesidad de la participación de la comunidad local, en principio para mejorar nuestro conocimiento sobre los manatíes, pero en últimas y más importante, para facilitar el control y conservación de los recursos naturales. El trabajo con las

comunidades debe trascender de la educación o sensibilización ambiental, en donde se realizan talleres, entrevistas y charlas, a incorporar a los habitantes locales en los programas de investigación, monitoreo y cuidado de los manatíes. Por ejemplo, en el Amazonas colombiano, en la Ciénaga de Paredes y en la cuenca media y baja del río Sinú, la cacería ha sido drásticamente disminuida o completamente erradicada, gracias a la persistencia de las ONG, grupos comunitarios y pescadores. Si bien los datos numéricos son colectados de manera simple, al menos para el caso de Amazonas, Ciénaga Paredes y Sinú, se perciben los beneficios de estos largos procesos en un aumento de la población de manatí observada, y en la presencia de nuevas crías y grupos de manatíes. Aunque no existen estudios precisos sobre el impacto positivo que esto haya tenido sobre la viabilidad poblacional, se espera que en el largo plazo los procesos sociales coadyuven en el fortalecimiento de la conectividad y resiliencia de las poblaciones silvestres de manatí. Pero quizá una de las mayores recompensas es que el mensaje de conservación de los manatíes haya permeado en todas las esferas de estas regiones con el cambio de la percepción de los moradores.

Las áreas naturales protegidas en el país son herramientas complementarias para la protección de los manatíes, por lo que se necesita reforzar las estrategias alternativas de conservación. Debido a su comportamiento huidizo, sus características morfológicas y al tipo de hábitat que ocupan, el seguimiento de los manatíes en campo es difícil y logísticamente complicado. Por ello, además de factores de orden económico y social, el conocimiento sobre las poblaciones naturales de los manatíes en el país continúa siendo bastante precario. Sin embargo, es importante reconocer que la prioridad, en el caso de especies en vía de extinción como los manatíes, no es conocer detalles elaborados de la ecología y biología de las poblaciones, sino incentivar acciones concretas para su conservación.

Recomendaciones

- Es necesario continuar la investigación de las poblaciones silvestres de manatíes en Colombia, específicamente con respecto a monitoreo de amenazas, áreas de distribución e índices de abundancia, información básica para la toma de decisiones de manejo y conservación. Aunque la implementación de tecnologías novedosas para monitorear las poblaciones libres es un enfoque interesante, es importante insistir en que los programas de monitoreo deben incorporar de manera activa a los pobladores locales, ya que son los últimos tomadores de las decisiones de manejo de los manatíes.

- Se deben extender las labores de transmisión bilateral de conocimientos entre los investigadores y las comunidades locales, pues son muchas las áreas de uso de los manatíes en Colombia que no han sido abordadas. Por ejemplo, sería interesante desarrollar programas de educación ambiental en los resguardos indígenas, que son actores claves en el control del uso de los recursos.

- Es importante también desarrollar acuerdos binacionales con organizaciones no gubernamentales, o entes del gobierno de los países vecinos (Perú, Brasil y Venezuela), para

encaminar los esfuerzos de conservación e investigación de los manatíes en una dirección común.

- Los programas de rehabilitación y liberación de manatíes en cautiverio deben continuar y hacerse extensivos a otras áreas del país, aunado a un fuerte componente social para garantizar la supervivencia de los animales liberados. Igualmente, estas campañas son estrategias útiles de sensibilización y empoderamiento.

- Las áreas protegidas son herramientas claves de conservación, pero en el caso de los manatíes la declaratoria de un área protegida resulta siendo un proceso largo y engorroso, y en últimas, insuficiente para proteger las grandes extensiones de cuerpos de agua usadas por estas especies. Es necesario generar estrategias alternativas como la creación de acuerdos intersectoriales que promuevan el desarrollo de acciones específicas de manejo y control de amenazas.

Bibliografía

Aguilar-Rodriguez, B., D. N. Castelblanco-Martínez y F. Trujillo. 2004. Factores de riesgo y estado de conservación del manatí antillano en el área de influencia de Magangue, Bolívar (Colombia). Pp. 53. *En*: Décimo primera Reunión de trabajo de especialistas en mamíferos acuáticos de América del Sur. Quito Congreso de la Sociedad Latinoamericana de Especialistas en Mamíferos Acuáticos. Quito, Ecuador.

Aguilar, B. y N. Castelblanco-Martínez. 2014. Distribución y estado de conservación de los manatíes en la cuenca baja del rio Lebrija y la ciénaga la María, Magdalena medio, Colombia. Pp. 761. *En:* 16 Reunión de trabajo de especialistas en mamíferos acuáticos de América Latina, SOLAMAC, IV Congreso Colombiano de Zoología. Cartagena, Colombia.

Arévalo-González, K., N. Castelblanco-Martínez, P. Sánchez-Palomino y H. López-Arévalo. 2014. Complementary methods to estimate population size of Antillean manatees (Sirenia:Trichechidae) at La Ciénaga de Paredes, Santander, Colombia. *Journal of Threatened Taxa* 6: 5830-5837.

Caicedo-Herrera, D., Y. Mona-Sanabria, R. Espinosa-Forero, J. Barbosa-Cabanzo, N. Farias-Curtidor, N. Gongora-Correa, C. Alvarez-Cardenas, A. C. Gonzalez-López, A. M. Giannoni y F. Trujillo. 2013. Aplicación de tecnologías VHF y satelital para seguimiento de manatíes *Trichechus manatus* como una estrategia para su manejo y conservación en la cuenca baja y media del río Sinú, departamento de Córdoba. Pp. 273-312. *En*: Trujillo, F., A. Gärtner, D. Caicedo y M. C. Diazgranados (Eds.). Diagnóstico del estado de conocimiento y conservación de los mamíferos acuáticos en Colombia. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Fundación Omacha, Conservación Internacional y WWF. Bogotá D. C., Colombia.

Caicedo-Herrera, D., F. Trujillo, C. L. Rodríguez y M. Rivera (Eds.). 2005. Programa nacional de manejo y conservación de manatíes en Colombia. Ministerio del Medio Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, Fundación Omacha. Bogotá D. C., Colombia. 176 pp.

Castelblanco-Martínez, D. N., J. P. Giraldo y S. Caballero. 2002. Efecto de un derrame de petróleo sobre una población de manatí en Ciénaga Paredes, Colombia, Fundación Omacha. Bogotá D. C. Informe interno. 9 pp.

Castelblanco-Martínez, D. N., V. E. Holguin, B. Aguilar, J. P. Giraldo-Vela, D. Caicedo y T. Trujillo-González. 2004. Manatees in Ciénaga Paredes (Santander, Colombia): Research and education for species conservation. *Sirenews* 42: 5-7.

Castelblanco-Martínez, D. N., A. L. Bermúdez-Romero e I. Gómez-Camelo. 2005a. Ecología, distribución y conservación del manatí *Trichechus manatus manatus* en la Orinoquia colombiana. Pp. 131-142. *En*: Caicedo, D., F. Trujillo, C. L. Rodriguez and M. L. Rivera (Eds.). Programa nacional de manejo y conservación de manatíes en Colombia. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial , Fundación Omacha. Bogotá D. C., Colombia.

Castelblanco-Martínez, D. N., V. E. Holguín y M. Z. Morita. 2005b. Conservación y manejo del manatí en la Ciénaga de Paredes (Santander). Pp 105-113. *En*: Caicedo, D., F. Trujillo, C. L. Rodriguez y M. L. Rivera (Eds.). Programa nacional de manejo y conservación de manatíes en Colombia. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, Fundación Omacha. Bogotá D. C., Colombia.

Castelblanco-Martínez, D. N., A. L. Bermúdez-Romero, I. V. Gómez-Camelo, F. C. W. Rosas, F. Trujillo y E. Zerda-Ordoñez. 2009. Seasonality of habitat use, mortality and reproduction of the Vulnerable Antillean manatee *Trichechus manatus manatus* in the Orinoco River, Colombia: implications for conservation. *Oryx* 43: 235-242.

Castelblanco-Martínez, D. N., J. Padilla-Sáldivar, H. A. Hernández-Arana, D. Slone, J. Reid y B. Morales-Vela. 2013. Movement patterns of Antillean manatees in Chetumal Bay (Mexico) and coastal Belize: A challenge for regional conservation. *Marine Mammal Science* 29: 166-182.

Farías-Curtidor, N. E. 2008. Distribución del manatí *Trichechus manatus manatus* y percepción de la comunidad local con respecto a la especie en la cuenca media y baja del río Atrato (Chocó, Colombia). Tesis de grado, Pontificia Universidad Javeriana. Bogota D. C., Colombia. 108 pp.

Fundación Biodiversa. 2014. Declaration of a Regional Protected Area in Barbacoas. *Biodiversa Fundation* http://www.fundacionbiodiversa.org/wordpress/?p=1276.

Góngora-Correa, N. 2009. Liberación y monitoreo de manatíes (*Trichechus manatus*) a la cuenca baja del río Sinú, Colombia, como una estrategia de conservación. Tesis de pregrado, Fundación Universidad Jorge Tadeo Lozano. Bogotá D. C., Colombia.183 pp.

Guerrero, V. y A. Lugo. 2007. Análisis del estado de la población de manatí *Trichechus manatus manatus* Linnaeus, 1758 (Mammalia: Sirenia) en la Vía Parque isla de Salamanca (Magdalena-Colombia), Universidad del Tolima, Ibagué. 167 pp.

Hurtado-Guerra, A., M. Santamaría y C. L. Matallana (Eds.). 2013. Plan de investigación y monitoreo del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP): avances construidos desde la mesa de investigación y monitoreo entre 2009 y 2012. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Parques Nacionales Naturales de Colombia. Bogotá D. C., Colombia. 200 pp.

Kendall, S., M. E. Pérez, E. Chávez, M. A. Galindo y D. N. Castelblanco-Martínez. 1999. Do manatees grow on trees? An education/conservation campaign in the Colombian Amazon. Pp. 97. *En*: 13th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals. Wailea, Maui, Hawaii.

Kendall, S. y D. L. Orozco. 2003. El árbol de los manatíes: caza, concertación y conservación en la Amazonia colombiana. Pp 215-237. *En*: Campos-Rozo, C. y A. Ulloa (Eds.). Fauna socializada - Tendencias en el manejo participativo de la fauna en América Latina. Fundación Natura. Bogotá D. C., Colombia.

Kendall, S., D. L. Orozco, C. Ahue, P. Ahue, D. Silva y F. Silva. 2004. Aprendiendo a ver hocicos: observación y abundancia del manatí *Trichechus inunguis* en la Amazonia Colombiana. Pp. 160. *En*: Décimo primera reunión de trabajo de especialistas en mamíferos acuáticos de América del Sur. Quinto Congreso de la Sociedad Latinoamericana de Especialistas en Mamíferos Acuáticos. Quito, Ecuador.

Kendall, S. 2014. Caminos para la conservación: monitoreo y manejo de la fauna acuática con la comunidad, Fundación Natütama. Informe público. 70 pp.

Kendall, S., C. Ahue, D. L. Orozco y L. Peña. 2014. Conservación y monitoreo de los manatíes (*Trichechus inunguis*) en los humedales de Tarapoto. Pp.374-397. *En*: Trujillo, F. y S. R. Duque (Eds.). Los humedales de Tarapoto. Fundación Omacha, Corpoamazonia, Universidad Nacional de Colombia. Bogotá D. C., Colombia.

MADS. 2014. Colombia tendrá primer río protegido. Ministerio del Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible. https://www.minambiente.gov.co/index.php/component/content/article?id=1676:colombia-tendra-primer-rio-protegido.

Marmontel, M. 2008. *Trichechus inunguis*. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. Accessed Date Accessed.| doi: 10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T22102A9356406.

Marmontel, M., M. G. Guterres., M. C. O. Meirelles, J. C. J. y F. C. W. Rosas. 2002. Lago Amanã: Destino estival de manatíes amazónicos en la Amazonía occidental brasileña. Pp. 40. *En*: Décima reunión de trabajo de especialistas en mamíferos acuáticos de America del Sur, Valdivia Chile.

Mojica-Figueroa, B. H., K. Arévalo-González, F. A. González y J. Murillo. 2014. Caracterización de la calidad del agua en sitios de preferencia del manatí antillano (*Trichechus manatus*) en la ciénaga de Paredes, Magdalena medio, Santander, Colombia. *Biota Colombiana* 15: 174-187.

Mona, Y., R. Espinosa y D. Caicedo-Herrera. 2014. Educación ambiental: una herramienta para la conservación del manatí *Trichechus manatus* en la cuenca baja del Sinú, Córdoba-Colombia Simposio Latinoamericano para la Investigación y Conservación de manatíes. Pp. 770. *En*: 16 Reunión de trabajo de especialistas en mamíferos acuáticos de América Latina, SOLAMAC, IV Congreso Colombiano de Zoología. Cartagena, Colombia.

Orozco, D. L. 2001. Manatí *Trichechus inunguis*: caza, percepción y conocimiento de las comunidades del municipio de Puerto Nariño, Amazonas. Trabajo de grado, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá D. C., Colombia. 110 pp.

Pérez, M. E. y E. Chávez. 2000. Evaluación del estado de conservación del manatí amazónico (*Trichechus inunguis*), e identificación de los hábitos alimenticios de la especie en la zona de influencia de Puerto Nariño. Amazonas - Colombia. Trabajo de grado, Universidad Pedagógica Nacional, Bogotá D. C., Colombia. 158 pp.

Roldan, R. 2005. Manual para la formación en derechos indígenas: territorios, recursos naturales y convenios

internacionale. COICA-InWEnt-Alianza del Clima, Quito, Ecuador. 436 pp.

Satizábal, P., A. A. Mignucci-Giannoni, S. Duchêne, D. Caicedo-Herrera, C. M. Perea-Sicchar, C. R. García-Dávila, F. Trujillo y S. J. Caballero. 2012. Phylogeography and sex-biased dispersal across riverine manatee populations (*Trichechus inunguis* and *Trichechus manatus*) in South America. *PLoS ONE* 7: e52468.

Self-Sullivan, C. y A. Mignucci-Giannoni. 2008. *Trichechus manatus* ssp *manatus*. IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. Accessed Date Accessed.| doi: 10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS. T22105A9359161.en |

Trujillo, F., D. Caicedo, D. N. Castelblanco-Martínez, S. Kendall y V. Holguin. 2006a. *Trichechus manatus*. Pp. 161. *En*: Rodriguez-M., J. V. M. Alberico, F. Trujillo y J. Joregenson (Eds.). Libro rojo de los mamíferos de Colombia. Serie libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Conservación Internacional Colombia, Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Teritorial. Bogotá D. C., Colombia.

Trujillo, F., S. Kendall, D. Orozco y D. N. Castelblanco-Martínez. 2006b. *Trichechus inunguis*. Pp. 167. *En*: Rodriguez-M., J. V. M. Alberico, F. Trujillo y J. Joregenson (Eds.). Libro Rojo de los Mamíferos de Colombia. Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Conservación Internacional Colombia, Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Teritorial. Bogotá D. C., Colombia.

Trujillo, F., M. Portocarrero y C. Gómez (Eds.). 2008. Plan de manejo y conservación de especies amenazadas en la Reserva de Biósfera El Tuparro: delfines de río, manatíes, nutrias, jaguares y tortugas del género *Podocnemis*. Proyecto Pijiwi Orinoko (Fundación Omacha - Fundación Horizonte Verde), Forest Conservation Agreement. Bogotá D. C., Colombia. 143 Pp.

Trujillo, F. y D. Morales-B. 2009. Mamíferos dulceacuícolas migratorios en Colombia. Pp 254. *En*: L. G. Naranjo y J. D. Amaya-Espinel (Eds.). Plan nacional de las especies migratorias. Diagnóstico e identificación de acciones para la conservación y el manejo sostenible de las especies migratorias de la biodiversidad de Colombia. Ministerio de Medio Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. Bogotá D. C., Colombia.

Trujillo, F., S. Usma, L. F. Ricaurte y M. C. Diazgranados. 2013**.** Inclusión de ecosistemas acuáticos como objetos de conservación en áreas protegidas: Amazonia como caso de estudio. Pp. 79-88. *En*: Hurtado-Guerra, A., M. Santamaría y C. L. Matallana (Eds.). Plan de investigación y monitoreo del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP): avances construidos desde la Mesa de Investigación y Monitoreo entre 2009 y 2012. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Parques Nacionales Naturales., Bogotá, D. C., Colombia.

Trujillo, F., D. Caicedo, A. Gartner, D. Barragán-Barrera y D. Morales-B.. 2014a**.** *Trichechus manatus*. Pp. 335-337. *En*: Amaya-Espinel, J. D. y L. A. Zapata (Eds.). Guía de las especies migratorias de la biodiversidad en Colombia. Insectos, murciélagos, tortugas marinas, mamíferos marinos

y dulceacuícolas. No. 3. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible / WWF-Colombia, Bogotá D. C., Colombia.

Trujillo, F., D. Caicedo y D. Morales-B. 2014b. *Trichechus inunguis*. Pp. 338-340. *En*: Amaya-Espinel, J. D. y L. A. Zapata (Eds.). Guía de las especies migratorias de la biodiversidad en Colombia. Insectos, murciélagos, tortugas marinas, mamíferos marinos y dulceacuícolas. No. 3. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible / WWF-Colombia, Bogotá, D. C., Colombia.

UNESCO. 2015. Los Katíos National Park. *World Heritage List* http://whc.unesco.org/en/list/711/.

Foto: F. Trujillo.

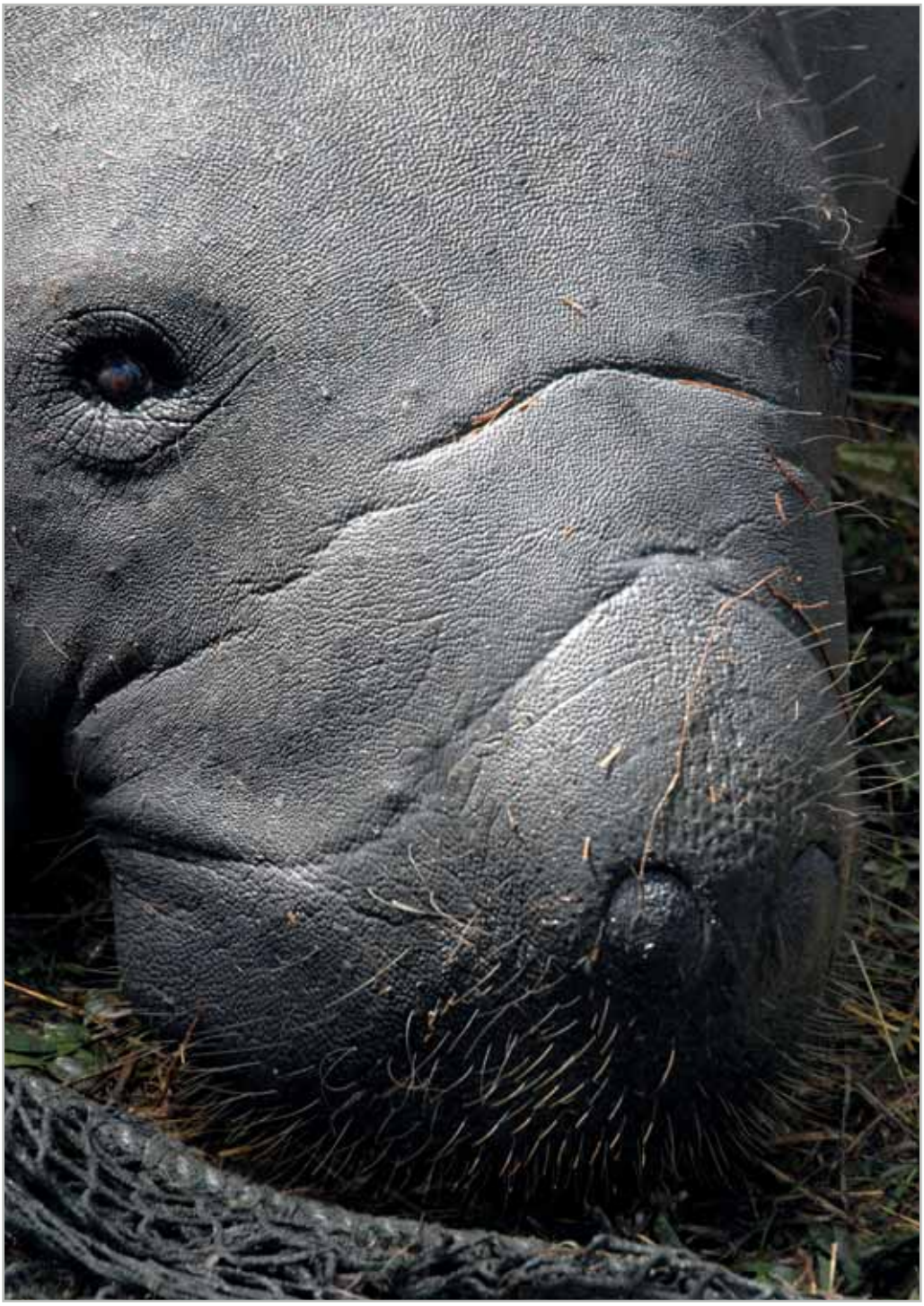


Lámina 1. Manatí antillano (*Trichechus manatus*).

Foto: S. Kendall.

Lámina 2. Manatí amazónico (*Trichechus inunguis*).

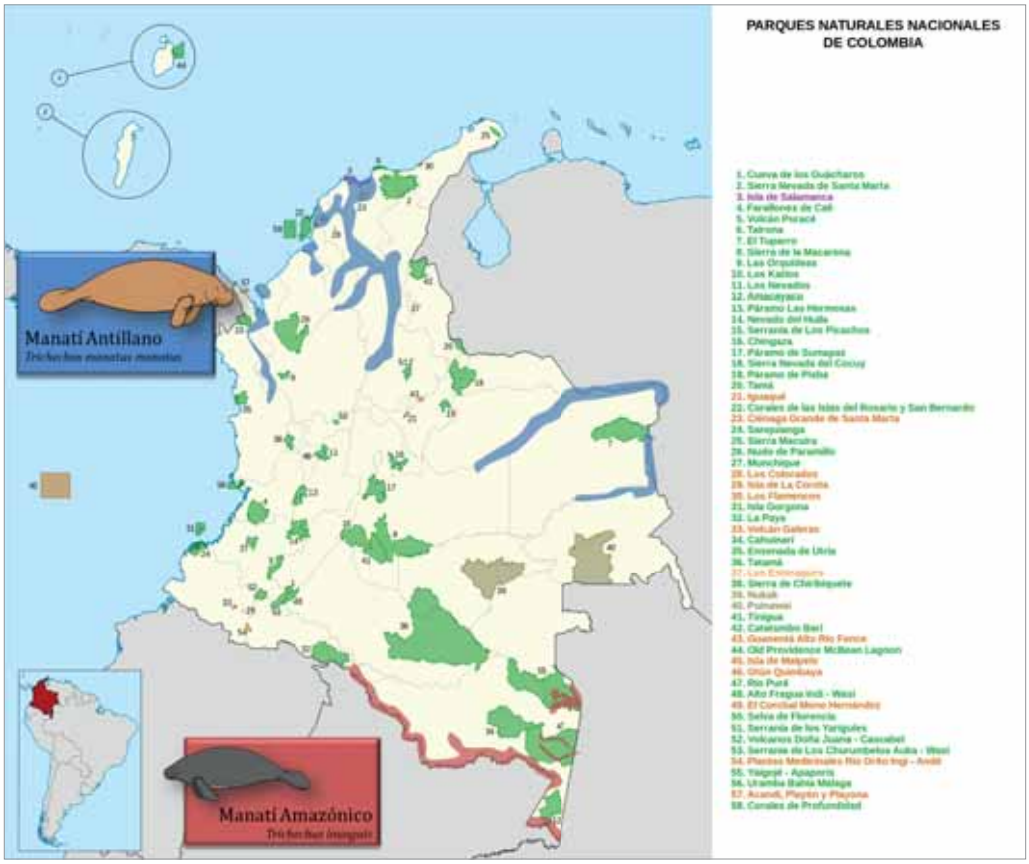


Lámina 3. Distribución del manatí amazónico (*Trichechus inunguis*) en rojo, y del manatí antillano (*T. manatus*) en azul, adaptadas de Caicedo-Herrera *et al.* (2005). No se incluyen los DRMI para facilitar la visualización.

Una historia de dos ciudades: cacería y conservación por fuera de áreas protegidas. El caso de la danta (*Tapirus terrestris*) en el Parque Nacional Natural Amacayacu, Colombia

Jaime Cabrera

Resumen. Dado que en la tarea de conservar la Amazonia los humanos son parte de la respuesta y no solo del problema, se exploró el efecto de la cacería de subsistencia en las poblaciones de danta (*Tapirus terrestris*; 225-250 kg; VU) en zonas de traslape entre resguardos indígenas y parques naturales. La cacería es una de las principales interacciones entre humanos y animales en la Amazonia. Al mismo tiempo, es uno de los temas más difíciles y controversiales con los que conservacionistas y científicos tienen que lidiar a diario en la región. Se utilizó la información recopilada durante dos años de seguimiento de la actividad de la danta en los salados del Parque Nacional Natural Amacayacu (PNA) Colombia, para demostrar que los efectos de la cacería en las poblaciones locales de dantas no son significativos. También se describe el comportamiento de las dantas dentro de los salados amazónicos, su utilidad para el monitoreo de mamíferos y la factibilidad de la conservación por fuera de las áreas protegidas.

Palabras clave. Cacería de subsistencia. Parques Nacionales. Resguardos indígenas. Salados.

Abstract. Recognizing that humans are as much part of the answer as part of the problem when conserving natural resources in the Amazonia, subsistence hunting and its effects on lowland tapir´s (*Tapirus terrestris*; 225-250 kg; VU) populations, at indigenous reserves and the overlapping zones with national parks, is explored. Hunting is one of the main interactions between humans and animals in the Amazonia, but also is one of the most difficult issues for local conservationists and scientists to deal with. The information produced working at natural saltlicks for two years in Amacayacu National Park (Colombia), demonstrate the non-significant effect of hunting on the local tapir population. At the same time, the behavior of tapirs at licks is described, the usefulness of lick for monitoring purposes explained, and the feasibility of conservation outside protected areas is considered.

Key words. Subsistence hunting. National Parks. Indigenous reserves. Salticks.

Introducción

El Amazonas colombiano comprende el 6,2% del área total de la cuenca amazónica y el 42% del territorio nacional (483.164 km^2). Cuenta con una densidad poblacional de aproximadamente 3,3 hab/km^{-2} (Franco 2006) y aproximadamente el 17% de su extensión se encuentra bajo alguna figura de protección (14 Parques Nacionales Naturales, dos reservas Naturales Nacionales y un santuario de flora y plantas medicinales). Sin embargo, ¿es la Amazonia colombiana una opción eficaz para la conservación a nivel regional y mundial?

Para responder a esta pregunta hay que entender qué pasa con el 83% "no protegido" de la región. La gran mayoría de este territorio "no protegido" está comprendido por resguardos indígenas (262.171,59 km^2), que en algunos casos se traslapan y contienen en su totalidad a los territorios "protegidos" bajo el esquema de parques nacionales (Botero y Echeverri 2002). Los resguardos indígenas son entonces la matriz donde se encuentran las áreas protegidas y por ello un elemento a tener en cuenta dentro de un plan de conservación.

Los resguardos son territorios colectivos, imprescriptibles e inalienables, donde los pueblos indígenas cuentan con total autonomía para adelantar actividades que aseguran su bienestar y supervivencia. Una de estas actividades es la cacería de subsistencia, que es considerada como una de las principales amenazas para la conservación de la biodiversidad en la Amazonia (Peres 2001, 2010). Si se acepta la premisa anterior, la conservación sería incompatible con las actividades normalmente desarrolladas dentro de los resguardos indígenas y por ello la conservación de la Amazonia colombiana un imposible.

La danta de tierras bajas (*Tapirus terrestris*) es el mamífero terrestre más grande del Neotrópico (225-250 kg) y por ello una de las especies preferidas por los cazadores indígenas (Lámina 1a-d). A partir los resultados del trabajo realizado con esta especie entre 2009 y 2010, este capítulo se propone llamar la atención acerca de los resultados del manejo tradicional que mantienen las comunidades indígenas sobre la fauna existente en sus resguardos y por extensión, en la Amazonia colombiana. De esta manera, se ilustra cómo el asocio con las comunidades indígenas representa una de las mejores apuestas de conservación por fuera del esquema de áreas protegidas.

Cacería en la región amazónica

Hallazgos arqueológicos indican que en la Amazonia, durante la época prehispánica, existieron altas densidades humanas que se mantuvieron gracias al uso de una agricultura intensiva que moldeó lo que hoy consideramos silvestre en esta zona (Denevan 2001). Estos mismos hallazgos también indican que, desde entonces, la cacería ha sido una actividad fundamental para los pueblos amazónicos (Alexiades 2008). Esta actividad ha resultado en un conocimiento detallado del bosque, su ecología y los animales que allí habitan. El conocimiento tradicional y las diferentes maneras en que los indígenas perciben y se relacionan con su medio, son la base de sus cosmologías. Estas premisas serían a su vez el marco que permitió a estos pueblos adaptarse al medio y jugar un papel importante en su conservación (Reichel-Dolmatoff 1976).

Con la incorporación de las armas de fuego dentro de las prácticas de cacería indígena y la influencia de la visión

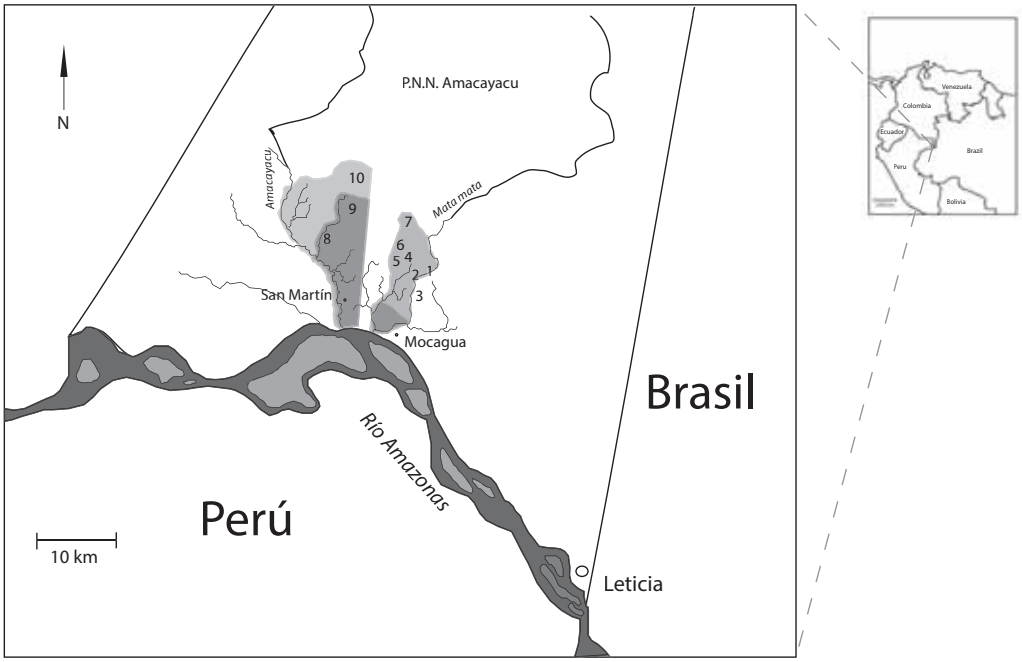


Figura 1. Área de estudio en el Parque Nacional Natural Amacayacu y traslape con resguardos indígenas. Las zonas en gris oscuro muestran la extensión del traslape de los resguardos con el parque, en gris claro se muestran las áreas utilizadas para cacería zonas. Los números indican la localización de los diferentes salados dentro del área de estudio.

occidental de mercado, parecería que estas cosmologías dejaron de ser funcionales. Como resultado, muchos conservacionistas y científicos consideran hoy en día a la cacería de subsistencia como una de las mayores amenazas para la biodiversidad amazónica (Peres 2010, Peres y Terborgh 1995, Terborgh 2000, Peres y Lake 2003).

Comparaciones entre zonas con diferentes niveles de cacería parecen mostrar una disminución significativa de las poblaciones de grandes mamíferos y aves en áreas habitadas por pueblos indígenas donde la cacería no presenta un esquema de manejo occidental (Hill *et al.* 2003, Thiollay 2005, Peres y Palacios 2007). Maldonado (2010) encontró que la presión de cacería sobre la danta (*Tapirus terrestris*) no es sostenible en la zona de influencia de San Martín y desconocida para Mocagua, y que la población estimada para Mocagua es tres veces mayor cuando se le compara con San Martín. Estos resultados han llevado a un debate acerca de la pertinencia de la prohibición de la cacería en las zonas de traslape del parque y la utilidad de las reservas indígenas como lugares a propósito para la conservación. Estos mismos trabajos indican que las especies de pequeños mamíferos con altas tasas de reproducción y periodos cortos de longevidad (p. e. borugos-*Cuniculus paca* y guatines-*Dasyprocta spp*) no se ven afectadas de manera significativa por la cacería, mientras que especies como la danta, caracterizadas por bajas tasas reproductivas y largos periodos generacionales, presentan una disminución de sus abundancias aún en zonas con baja presión de cacería (Bodmer *et al.*

1997). De esta manera, se puede ver que los efectos de la cacería no son siempre los mismos, mas bien son una compleja interacción que depende de las especies objeto, sus tasas de reclutamiento, supervivencia y capacidades de carga locales que es importante sopesar para cada caso particular (Bodmer y Robinson 2004, Milner-Gulland y Rowcliffe 2008).

Área de estudio

El PNA está ubicado en el Amazonas colombiano, comprende 2.940 km^2 de selva húmeda tropical en el trapecio amazónico. El área está sometida a un régimen unimodal de lluvias, con una estación seca entre julio y agosto y otra lluviosa entre enero y febrero. La precipitación anual promedio es 3.270 mm y la temperatura promedio es 26 °C (Ideam 2010). El área de estudio presenta tres tipos principales de vegetación (Maldonado 2010): un bosque de tierra firme no inundable, planos inundables y extensas formaciones dominadas por *Mauritia flexuosa,* conocidas localmente como "cananguchales". Los planos inundables del PNA son pequeños en comparación con otras zonas aledañas ya que el plano de inundación del Amazonas es más bajo en la orilla opuesta al parque, sobre el territorio peruano.

El 10% del área total del parque se traslapa con diferentes resguardos. En el sector sur lo hace con el resguardo indígena Ticoya (comunidades de San Martín de Amacayacu y Palmeras) y el resguardo indígena de Mocagua (comunidad de Mocagua) (Figura 1). Aunque la distancia entre los dos resguardos es menor a 10 km lineales, las diferencias existentes en las percepciones de su entorno y tradiciones son radicalmente diferentes.

San Martín de Amacayacu se localiza sobre el río Amacayacu, en el límite suroccidental del parque. Su territorio nominal se extiende por fuera del área protegida a pesar de que 128,9 km^2 son compartidos con el parque. Esta comunidad está ubicada a 10 km lineales del centro administrativo del parque y el hotel, y es considerada como una comunidad tradicional del pueblo Tikuna. Allí, la mayoría de sus miembros conservan el idioma y dependen en gran medida de la cacería y la pesca para suplir sus necesidades nutricionales diarias. Mocagua, por su parte, se encuentra sobre el río Amazonas, separada de la estación del PNA por el caño Matamata. Los miembros de esta comunidad son los trabajadores habituales del parque, lo que ha significado un importante ingreso monetario para la comunidad de Mocagua y con ello una disminución considerable de las actividades de explotación de los recursos naturales. Al mismo tiempo, la comunidad ha pasado a tener una mayor dependencia del mercado occidental para suplir sus necesidades.

Aunque la cacería es una actividad altamente apreciada en ambas comunidades, la pesca es la actividad fundamental para suplir sus necesidades alimenticias básicas, debido a que los costos son bajos y el producto es de fácil comercialización. En el 2009, Mocagua contaba con 20 cazadores reconocidos que salían de cacería una o dos veces por mes en busca de animales grandes como la danta. Los demás eventos de cacería se daban de manera oportunista durante las faenas de pesca nocturna, cuando es frecuente encontrarse con borugos y/o guatines que frecuenta las orillas de los ríos pequeños (Cabrera obs. pers.).

Durante la misma época, San Martín contaba con 27 cazadores

frecuentes que salían de cacería por lo menos una vez por semana en busca de dantas, churucos, venados y pecaríes. El producto de estas cacerías era llevado de vuelta a la comunidad donde se compartía con el grupo familiar, intercambiaba por otros productos y en algunos casos se utilizaba como parte de pago para la educación de los niños en los internados de Leticia y Puerto Nariño.

Métodos

Determinación de las áreas de cacería y localización de los salados

Las áreas de cacería fueron determinadas mediante entrevistas no estructuradas con miembros de ambas comunidades. Una vez recopilada esta información, se llevaron a cabo expediciones para corroborar en campo las apreciaciones acerca de la cacería y georeferenciar los puntos extremos de cada una de las áreas utilizadas por cada comunidad. Posteriormente, se calculó la extensión total de cada una de las áreas utilizando el programa QGis (1.6.0) (http://qgis.org/).

Las áreas fueron clasificadas como de alta o baja presión de cacería con base en la información obtenida por Maldonado (2010) y Payán (2009) acerca de la biomasa promedio cosechada por año en cada área. Al mismo tiempo, se localizaron los salados en cada una de ellas para monitorearlos por medio de fototrampeo y de esta manera documentar la presencia de la danta. Los salados son lugares particulares dentro de los bosques amazónicos donde gran cantidad de animales herbívoros van a consumir tierra, por esto han sido propuestos como lugares para el monitoreo de las especies que los visitan (Cabrera 2012).

Foto-trampeo

En el periodo entre mayo de 2009 y septiembre de 2010, un total de nueve salados, cada uno en áreas con diferentes presiones de cacería, fueron monitoreados de forma simultánea mediante cámaras trampa Apollo Buckeye. Las cámaras estaban acondicionadas con paneles solares para que tuvieran un mejor funcionamiento en campo (Buckeye Cam, Inc.).

Cada salado fue equipado con un número variable de camaras (2 a 4), con el fin de cubrir toda el área utilizada por los animales para la ingestion de tierra. Las cámaras fueron ubicadas dentro de los salados en lugares que permitieran la mayor cobertura continua del área, sin remover ninguna estructura (ramas, hojas, piedras, etc.), y que estuvieran alejadas de las entradas donde pudieran interferir en el contínuo paso de los animales.

Las cámaras se ubicaron en el tronco de un árbol a 50 cm del suelo y enfocando hacia el área principal del salado. Estuvieron activas durante las 24 horas del día, con la sensibilidad del sensor de movimiento en “alto” y un tiempo de espera de 5 minutos entre fotos. Cada estación fue revisada quincenalmente para confirmar su operación y reemplazar las memorias.

Comportamiento de las dantas en los salados

Entre mayo y diciembre de 2009, se grabaron videos de la actividad de las dantas con el fin de poder describir el comportamiento de la especie en los salados. En el 2010 solo se tomaron fotos para optimizar el tiempo de registro de la información necesaria para calcular la frecuencia total de visitas mensuales en cada salado.

La frecuencia de visitas se calculó como el número de eventos independientes (fotos/videos) que registraran las dantas. Se consideraron como eventos independientes las fotos o videos separados por lo menos por 30 minutos o cuando un nuevo individuo de la misma especie fuese registrado en el mismo encuadre.

Análisis de datos

Para el cálculo de estimadores de abundancia y densidades poblacionales es necesaria la identificación de individuos. Las dantas han sido identificadas a nivel individual en otros estudios (Maffei *et al*. 2002, Noss *et al.* 2003, Tobler *et al.* 2009). Esta baja eficiencia en la identificación ya ha sido reportada (Oliveira-Santos *et al*. 2010), llamando la atención acerca del sesgo de los resultados basados únicamente en este tipo de información.

Se prefirió entonces utilizar modelos de "ocurrencia" como estimadores de la abundancia de dantas en cada una de las zonas. Los modelos de ocurrencia han probado ser bastante útiles en casos como este, donde los números crudos de observaciones de animales en campo son indicadores sesgados de su abundancia, debido a que las probabilidades de detección en campo son diferentes de uno (Gibbs 2000), y donde la identificación individual es difícil (Mackenzie *et al*. 2006). Al mismo tiempo, el utilizar los modelos de "ocurrencia" permiten relacionar el número de fotos y la detectabilidad de las especies con la visita y uso de salados como proceso ecológico, que en última instancia fue el interes de esta investigación (Burton *et al*. 2015).

Para llevar a cabo este análisis, se construyó una historia diaria de las visitas a cada salado. En estas historias se registra como "uno" cada día en el que estuvo presente la danta (una o más visitas) y como "cero" los días en los que no hubo visitas. Posteriormente, la historia diaria de cada salado fue agrupada en periodos de cinco días, para un total de 29 muestreos repetidos para cada uno de los salados. Estas historias fueron el material de análisis de los modelos de ocurrencia con el programa PRESENCE 3.1 (http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/ presence.html).

Ya que el enfoque del trabajo fue relacionar las posibles diferencias en el uso de los salados monitoreados por parte de la danta, con las actividades de cacería local, los modelos analizados unicamente incluyeron como covariables los tiempos de muestreo y la presión de cacería. Otros posibles factores, tales como tipo de hábitat y existencia de las especies en las diferentes zonas, se mantuvieron iguales a lo largo de la zona de estudio (Maldonado 2010) y por ello no fueron incluidos en el análisis. De esta manera, el enfoque del análisis radica por entero en el entendimiento de los procesos ecológicos que ocurren la zona y su relación con la presencia de salados y la cacería de subsistencia local y no en la comparación de hipotesis estadisticas basadas en el número de visitas registradas en cada uno de los salados (Johnson y Omland 2004). Los resultados permitieron determinar el modelo que mejor explica la frecuencia de visitas a los salados al evaluarlos según el criterio de información de Akaike (AIC).

Resultados

En total se completaron 2.311 días/trampa, distribuidos de manera uniforme entre los nueve salados

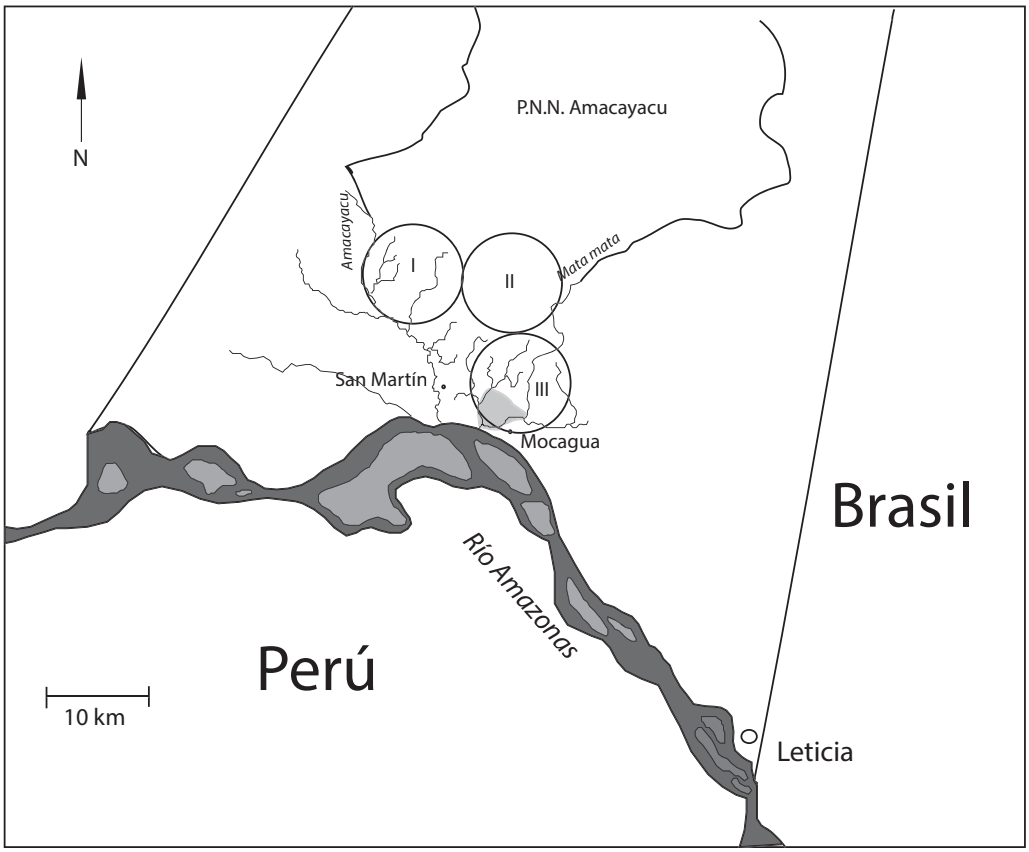


Figura 2. Delimitación de las tres diferentes áreas del tamaño de la cosecha anual. I. Agua Blanca, II. Bacaba y III. Pocacuru.

localizados en el área de estudio. Esta información fue utilizada para analizar los efectos de la cacería en las visitas a los salados, como una aproximación del estado de conservación de la especie en las diferentes zonas.

Determinación de las áreas de cacería

Se identificaron tres diferentes áreas (Figura 2). Agua Blanca, área con mayor presión que comprende 128,9 km² y donde se cosechan aproximadamente 6,1 toneladas de carne por año. Bacaba, área con baja presión que comprende 58,4 km² y en los cuales se cosecha un promedio de 2,9 toneladas por año. Por último, Pocacúru, que comprende 33 km² y presenta una cosecha anual de 3,6 toneladas. Bacaba y Pocacúru son utilizadas por la comunidad de Mocagua, mientras que Agua Blanca es utilizada por San Martín.

Maldonado (2010), señala que la extracción de dantas calculada para 2009 fue de 21,3 ind./km² para San Martín y de 4 ind./km² para Mocagua. El estimado de cosecha para San Martín es mucho mayor que los reportados en otras zonas amazónicas con fuerte presión de cacería (4-7,6

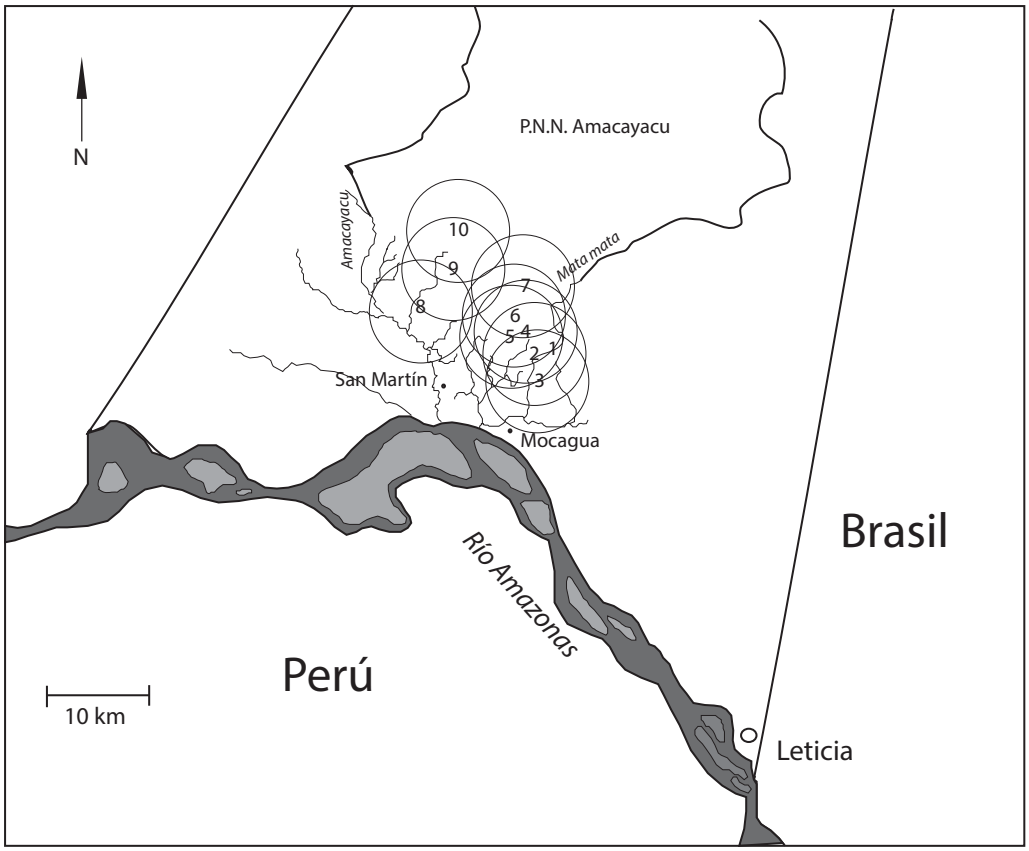


Figura 3. Áreas de influencia estimada para cada salado monitoreado en la zona de estudio. Cada circulo comprende un radio de 5 km alrededor de cada salado.

ind./km^2 (Bodmer y Lozano 2001); 18 ind./km^{-2} (Peres y Nascimento 2006)) donde las poblaciones de dantas parecen ir en declive.

Área de influencia de los salados

Las dantas se pueden desplazar hasta 10 km diarios. En promedio, la distancia que recorren diariamente no sobrepasa los 5 km (Tobler 2008). Por ello, se consideró un radio de 5 km alrededor de cada salado como su área de influencia inmediata. De esta manera, el área monitoreada durante el proyecto, comprende la totalidad de las zonas de cacería (Figura 3).

Comportamiento de las dantas en los salados

Las visitas de las dantas a los salados muestran un patrón de comportamiento regular, donde los tiempos de permanencia en cercanías a estos lugares es de uno a dos días, separados entre sí por 5 ± 6,4 días, que son seguidos por periodos de ausencia total de 20 ± 6,5 días. Usualmente estas visitas son hechas por animales en solitario (360 visitas de un solo individuo vs. 35 visitas grupales).

El análisis de los videos permitió completar un etograma para las dantas durante sus visitas a los salados, y mostró que en estos lugares se llevan a cabo

comportamientos diferentes al mero consumo de material edáfico (Anexo 1). Cada salado es utilizado por al menos cuatro individuos sin diferencias en el uso según el sexo. Además, es posible detectar un agrupamiento de las visitas durante cortos periodos cada mes, durante los cuales cada individuo utiliza un único salado de manera repetida durante un mismo periodo de 24 horas (203 una única visita diaria vs. 92 vistas repetidas durante el mismo día).

La frecuencia mensual de visitas no mostró diferencias significativas indicando que los salados son un recurso importante para las dantas ya que son visitados aun cuando son lugares donde se les caza. Las dantas también demostraron tener un alto grado de fidelidad a un único salado, durante el estudio se identificó a un solo individuo visitando dos salados diferentes.

Excluyendo del análisis a los salados Achapo y Achapo Hundido, que se encuentran separados tan solo por 100 m, la distancia media entre salados fue de 1,5 ± 0,14 km. Esta distancia esta muy por debajo del promedio de movimiento diario de la especie (Tobler 2008) indicando que la mejor explicación para el uso exclusivo de un único salado es comportamental.

Efecto de la cacería en la frecuencia de visitas a los salados

La frecuencia de visitas a los salados no varió entre las áreas con diferente presión de cacería (Kruskall-Wallis χ^2=1,32, p=0,5). De la misma manera, los resultados del análisis de "ocurrencia" muestran que el modelo que mejor se ajusta a los registros de la danta descarta el papel de la presión de cacería como variable explicativa del porcentaje de "ocurrencia" de las dantas en el área de estudio (ψ = 0,66 Tabla 1).

Discusión

Visitas de las dantas a los salados

Las dantas son mamíferos de gran tamaño con bajas tasas de reproducción (Robinson y Redford 1986, Bodmer *et al.* 1997) y largos tiempos de permanencia de las crías con sus madres (Padilla y Dowler 1994). Si la tasa de cacería de las diferentes áreas tuviera un efecto significativo sobre las poblaciones locales, es de esperar que existan diferencias significativas en la frecuencia de visitas a los salados entre y dentro de las diferentes áreas.

Aunque eventos de cacería, dentro y fuera de los salados, ocurrieron repetidas veces durante el el trabajo de campo, no se registraron cambios significativos en la frecuencia de visitas durante los dos años para un mismo salado o entre las diferentes areas de cacería. Los datos comportamentales recogidos muestran que en la zona se encontraban subadultos de los dos sexos iniciando su época de dispersión al mismo tiempo que adultos inmigrantes en busca de nuevos rangos de hogar. En consecuencia, los

Tabla 1. Modelos de "ocurrencia" para la danta en el PNN Amacayacu. Los resultados muestran que el modelo que mejor se ajusta a los datos obtenidos es el neutro, que no tiene en cuenta ni la cacería ni el día de muestreo. AIC: Criterio de información de Akaike, ΔAIC: Diferencia de los AIC; N Par: número de parámetros; -2log: log-likelihood negativo.

Modelo	AIC	ΔAIC	w	NPar	-2log
ψ (.), P (.)	199,8	0	0,95	2	195,83
ψ (cacería), P (.)	205,8	6	0,04	5	195,83
ψ (.), P (muestreo)	229,8	30	0	30	169,87
ψ (cacería), P (muestreo)	235,8	36	0	33	169,87

espacios libres resultado de la cosecha de individuos, son rápidamente ocupados, ya sea por subadultos locales, o individuos adultos que provienen de otras zonas del parque evitando que los efectos de la cacería dentro del PNN Amacayacu sean significativos. El rápido reemplazo de animales cazados sugiere entonces la existencia de una dinámica de fuente-sumidero para las dantas (Novaro *et al*. 2000), responsable de la persistencia de la especie en el área sur del parque y en los resguardos de Mocagua y Ticoya.

Es un hecho que entre las diferentes áreas delimitadas dentro del proyecto, existen importantes diferencias en las tasas de cacería. Sin embargo, los modelos analizados no muestran una influencia significativa en la ocurrencia de la especie como proxi de su abundancia dentro del Parque. La frecuencia de visitas a los salados se mantiene constante a lo largo del año, lo cual sugiere que las densidades se mantienen relativamente constantes aun cuando la caceria es una actividad común dentro de los mismos salados, lo que resulta en un constante recambio de individuos dentro de la población local.

Aunque un gran número de estudios en la Amazonia muestran cómo la presión intensa de cacería puede resultar en la disminución, en algunos casos extinción local, de las poblaciones de mamíferos de gran tamaño. En el caso específico de las zonas de traslape del PNA y los resguardos vecinos, no hay evidencias de una disminucion en la "ocurrencia" de dantas y tampoco en la frecuencia de uso de salados al ser utilizados como proxies de la condición poblacional de la especie.

¿La conservación es realmente posible por fuera de los parques?

En el caso colombiano en general y del PNA y las zonas aledañas en particular, definitivamente sí. Gracias a las condiciones especiales que la Amazonia colombiana ha logrado mantener hasta la fecha (bajas densidades poblacionales y un comparativo bajo desarrollo de actividades extractivas), es posible pensar en la existencia de una dinámica de fuente-sumidero como responsable de la permanencia de especies silvestres de gran tamaño en resguardos indígenas, donde las fuentes son las zonas protegidas o áreas lejanas y poco visitadas dentro de los mismos resguardos.

También se muestra cómo la presión de cacería aunque considerable, no alcanzó a producir diferencias significativas en la frecuencia de visitas a salados y/o en los modelos de "ocurrencia". Zonas que indudablemente tendrán densidades menores de grandes mamíferos, al ser comparadas con áreas pristinas. Investigaciones anteriores que indican un desproporcional efecto negativo de la cacería en las poblaciones locales de grandes mamíferos en el PNA, se basan en el método de transectos de observación, metodología utilizada ampliamente en la Amazonia (Peres 2000, Hurtado-Gonzales y Bodmer 2004). Sin embargo, el uso de nuevas tecnologías (foto-trampeo), en lugares propicios para el monitoreo (salados), permiten tener una nueva visión más acertada de estas áreas (O'Brien 2008, 2010).

De esta manera, se demuestra la posibilidad de mantener poblaciones saludables de dantas por fuera de las áreas protegidas, siempre y cuando se mantengan las tasas de cacería actuales y existan áreas fuente que en muchos casos pueden ser las áreas protegidas vecinas. Esta relación entre áreas protegidas y no protegidas, es la oportunidad para trabajar con las comunidades locales para que reconozcan las áreas protegidas como fuentes

que aseguren la permanencia de los animales en sus lugares tradicionales de caza, y como modelo válido de conservación y uso de la biodiversidad por fuera de las áreas protegidas colombianas.

Es necesario tener un punto de vista más pragmático, en el cual científicos y conservacionistas se reconcilien con el hecho de que las comunidades indígenas amazónicas han vivido y seguirán viviendo y haciendo uso de los mismos lugares que se intenta conservar. Por ello es más beneficioso un trabajo en conjunto que una eterna confrontación. Lo que está ocurriendo en el PNA demuestra que es posible si se implementa un monitoreo continuo de las poblaciones animales y un manejo eficaz de la cacería, ambas actividades basadas en el trabajo en conjunto con las comunidades indígenas locales. Ese es el reto al que se debe responder.

Bibliografía

Alexiades, M. 2008. Mobility and migration in indigenous Amazonia: Contemporary ethnoecological perspectives - an introduction. Pp. 1-43. *En:* Alexiades, M. (Ed.). Mobility and migration in Indigenous Amazonia: Contemporary ethnoecological perspectives. Oxford.

Bodmer, R. y J. G. Robinson. 2004. Evaluating the sustainability of hunting in the Neotropics. Pp. 299-323. *En:* Silvius, K. M., R. Bodmer y J. Fragoso (Ed.). People in nature. Columbia University Press, New York.

Bodmer, R. E., J. F. Eisenberg y K. H. Redford. 1997. Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. *Conservation Biology* 11: 460-466.

Bodmer, R. E. y P. E. Lozano. 2001. Rural development and sustainable wildlife use in Peru. *Conservation Biology* 15: 1163-1170.

Botero, R. y J. A. Echeverri. 2002. Dos 'centros de pensamiento' para el manejo y conservación del Cahuinarí. Pp. 161-184. *En*: Parques con la gente II: Política de participación social en la conservación. Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia, Mininisterio del Medio Ambiente. Bogotá.

Burton A. C., E. Neilson, D. Moreira, A. Ladle, R. Steenweg, J. T. Fisher, E. Bayne y S. Boutin. 2015. Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *Journal of Applied Ecology* 52 (3): 675-685.

Cabrera, J. A. 2012. Natural licks and people: towards an understanding of the ecological and social dimensions of licks in the Colombian Amazon. Doctoral Thesis. University of Kent, Canterbury. 153 pp.

Denevan, W. M. 2001. Pre-European forest cultivation. Cultivated landscapes of native amazonia and the andes. Oxford University Press, New York. 396 pp.

Franco, R. 2006 El Proceso del REM en el Sector Sur del Parque Amacayacu. UAESPNN, Bogotá. 38 pp.

Gibbs, J. P. 2000. Monitoring populations. Pp. 213-252. *En:* Boitani, L. y T. K. Fuller. (Eds.). Research techniques in animal ecology: controversies and consequences. Columbia University Press, New York.

Hill, K., G. McMillan y R. Fariña. 2003. Hunting-related changes in game encounter rates from 1994 to 2001 in Mbaracayu Reserve, Paraguay. *Conservation Biology* 17: 13-12-1323.

Hurtado-Gonzales, J. L. y R. E. Bodmer. 2004. Assessing the sustainability of brocket deer hunting in the Tamshiyacu-Tahuayo Communal Reserve, northeastern Peru. *Biological Conservation* 116: 1-7.

IDEAM, 2010. Estudio Nacional del Agua 2010. Instituto de Hidrología, Meteorología. y Estudios Ambientales. Bogotá D.C. 409 pp.

Johnson, J. B. y K. S. Omland. 2004. Model selection in ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution* 19: 101–8.

Mackenzie, D. I., J. D. Nichols, J. A. Royle, K. H. Pollock, L. L. Bailey y J. E. Hines. 2006. Occupancy estimation and modeling. Academic Press. 344 pp.

Maffei, L., E. Cuéllar y A. J. Noss. 2002. Uso de trampas-camara para la evaluacion de mamiferos en el ecotono Chaco-Chiqitania. *Revista Boliviana de Ecología y Conservción* 11: 55-65.

Maldonado, A. 2010. The impact of subsistence hunting by Tikunas on game species in Amacayacu National Park, Colombian Amazon. Oxford Bookes University. 300 pp.

Milner-Gulland, E. J. y J. M. Rowcliffe. 2008. Choosing management approaches. Pp. 196-238. *En*: Sutherland, W. (Ed.). Conservation and sustainable use. A handbook of techniques. Oxford University Press, Oxford.

Noss, A. J., R. L. Cuellar, L. Barrientos, L. Maffei, R. L. Cuellar, R. L. Arispe, D. Rumiz y K. Rivero. 2003. A camera trapping and radio telemetry study of lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in Bolivian Dry Forests. *Tapir Conservation* 12: 24-32.

Novaro, A. J., K. H. Redford y R. E. Bodmer. 2000. Effect of hunting in source-sink systems in the Neotropics. *Conservation Biology* 14: 713-721.

O'Brien, T. G. 2008. On the use of automated cameras to estimate species richness for large- and medium-sized rainforest mammals. *Animal Conservation* 11: 179-181.

O'Brien, T. G. 2010. Wildlife picture index: Implementation manual Version 1.0. Wildlife Conservation Society.

Oliveira-Santos, L. G. R., L. C. P. Machado, M. A. Tortato y L. Brusius. 2010. Influence of extrinsic variables on activity and habitat selection of lowland tapirs (*Tapirus terrestris*) in the coastal sand plain shrub, southern Brazil. *Mammalian Biology* 75: 219-226.

Padilla, M. y R. C. Dowler. 1994. *Tapirus terrestris*. *Mammalian Species* 481: 1-8.

Payan, E. 2009. Hunting sustainability, species richness and carnivore conservation in Colombian Amazonia. University College London & Institute of

Zoology, Zoological Society of London, London. 200 pp.

Peres, C. A. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in amazonian forests. *Conservation Biology* 14: 240-254.

Peres, C. A. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology* 15: 1490-1505.

Peres, C. A. 2010. Overexploitation. Pp. 107-130. *En:* Sodhi, N. S. y P. R. Ehrlich (Eds.). Conservation biology for all. Oxford University Press.

Peres, C. A. y I. R. Lake. 2003. Extent of nontimber resource extraction in tropical forest: Accessibility to game vertebrates by hunters in the Amazon Basin. *Conservation Biology* 17: 521-535.

Peres, C. A. y H. S. Nascimento. 2006. Impact of game hunting by the Kayapo of south-eastern Amazonia: implications for wildlife conservation in tropical forest indigenous reserves. *Biodiversity and Conservation* 15: 2627-2653.

Peres, C. A. y E. Palacios. 2007. Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian forests: Implications for animal-mediated seed dispersal. *Biotropica* 39: 304-315.

Peres, C. A. y J. W. Terborgh. 1995. Amazonian nature reserves: an analysis of the defensibility status of existing conservation units and design criteria for the future. *Conservation Biology 9*: 34-46.

Reichel-Dolmatoff, G. 1976. Cosmology as ecological analysis: A view from the rain forest. *Man* 11: 307-318.

Robinson, J. G. y K. H. Redford. 1986. Intrinsic rate of natural increase in neotropical forest mammals - relationship to phylogeny and diet. *Oecologia* 68: 516-520.

Terborgh, J. 2000. The fate of tropical forests: a matter of stewardship. *Conservation Biology* 14: 1358-1361.

Thiollay, J. M. 2005. Effects of hunting on guianan forest game birds. *Biodiversity and Conservation* 14: 1121-1135.

Tobler, M. W. 2008. The ecology of lowland tapir in Madre de Dios, Peru, using new technologies to study large rainforest mammals. Texas A & M University. 132 pp.

Tobler, M. W., S. E. Carrillo-Percastegui y G. Powell. 2009. Habitat use, activity patterns and use of mineral licks by five species of ungulate in south-eastern Peru. *Journal of Tropical Ecology* 25: 261-270.

ANEXOS

Anexo 1. Etograma de *Tapirus terrestris* en los salados. Cada una de las categorías de comportamiento se identificó y describió con base en los videos grabados durante 2009 y 2010.

Geofagía: ingestión de material edáfico o aguas con gran cantidad de sedimentos.

Caminar: movimiento directo entre dos puntos sin pausa de ningún tipo.

Exploración: movimiento con la cabeza por encima del nivel de los hombros, con la probóscide hacia arriba olfateando. El individuo se detiene constantemente y cambia de dirección.

Aspiración: olfateos que ocurren con la probóscide en cualquier posición diferente a la de la exploración.

Chequeo: manipulación del substrato u otra sustancia con la probóscide.

Flehmen: retracción de la probóscide hacia arriba con exposición de los dientes.

Examen genital: punta de la probóscide cerca o tocando los genitales de otro individuo.

Vocalización: emisión de sonidos.

Micción: evacuación de orina.

Foto: S. Winter.

Lámina 1a. Danta (*Tapirus terrestris*).

Foto: F. Trujillo.

Lámina 1b. Danta (*Tapirus terrestris*). Hembra y cría.

Foto: J. Cabrera.

Lámina 1c. Foto-trampeo de danta (*Tapirus terrestris*).

Foto: F. Trujillo.

Lámina 1d. Danta juvenil (*Tapirus terrestris*).

Distribución de la danta de montaña (*Tapirus pinchaque*) en Colombia: importancia de las áreas no protegidas para la conservación en escenarios de cambio climático

Diego J. Lizcano, David A. Prieto-Torres y Hugo M. Ortega-Andrade

Resumen. A pesar de que su presencia ha sido confirmada en varias localidades de la Cordillera Central en los Andes, la distribución de la danta de montaña (*Tapirus pinchaque;* <200 kg; EN) ha sido poco estudiada en Colombia. Por ello, se han estimado las áreas potenciales de distribución actual y bajo escenarios de cambio climático futuros, considerando el efecto de la pérdida del hábitat, la disponibilidad de los ecosistemas y el rol del actual Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas (SNANP) para la especie en Colombia. El modelo de idoneidad climática estimó una extensión de ocurrencia de ~28.000 km^2, con una reducción inferida del 38,11% por efecto de la pérdida del hábitat y del ~35–47% por efectos del cambio climático. Sin embargo, el efecto sinérgico de ambos fenómenos podría representar un riesgo mayor a corto plazo con una reducción estimada del ~55–65% de la distribución potencial. Si bien el actual SINAP incluye un 20,89% de la extensión de ocurrencia de la especie, estas áreas muestran modificaciones en la cobertura boscosa, así como tendencias de cambio en escenarios de cambio climático futuros. Esfuerzos y estrategias de conservación en las áreas no protegidas deben ser promovidos para establecer y mantener la conectividad entre las poblaciones de la especie.

Palabras clave. Andes. Modelo de nicho ecológico. Maxent. Presencia.

Abstract. Although its presence has been confirmed in several localities along the Central Cordillera in Andes, the distribution of Mountain Tapir (*Tapirus pinchaque;* <200 kg; EN) remains unclear in Colombia. We have estimated its potential areas of current distribution and under future climate change scenarios, considering the effect of habitat loss, the availability of ecosystems and the role of the current National Protected Areas System (SINAP, in spanish) on models for the species in Colombia. The model of environmental suitability estimated an extent of ~28,000 km^2 for its occurrence area, with a reduction of 38.11% inferred by the effect of habitat loss and a net reduction of ~35–47% by effect of climate change. However, the synergistic effect of both phenomena could represent a greater risk in the short-term, leading to a net reduction of ~55–65% on the potential distribution models. Despite that current SINAP included in about 20.89% of the extent of occurrence area for this species, we observed modification of forest coverture within the APs and tendencies towards to future climate change scenarios. Efforts and strategies of conservation along unprotected areas should be promoted to establish and maintain the connectivity among the species' populations.

Key words. Andes. Ecological niche model. Maxent. Presence.

Introducción

La danta de montaña (*Tapirus pinchaque*) es el mamífero más grande de los Andes tropicales, puede llegar a pesar hasta 200 kilos y tener una alzada de hasta un metro (Emmons y Feer 1997). Su pelaje es largo, de 2 a 4 cm y su color varía de marrón oscuro a negro, con una línea blanca muy característica alrededor de la boca (Lámina 1 a-b). A pesar de ser considerada como una especie bandera en términos de conservación (Downer 1996) y de encontrarse en peligro de extinción (Díaz *et al*. 2008), ha sido una especie poco estudiada en varios de sus aspectos biológicos (Rodríguez-Mahecha *et al*. 2006, Cavelier *et al*. 2011).

En Colombia, la distribución histórica de la danta de montaña está basada en registros aislados de ejemplares depositados en colecciones, entrevistas y expediciones de campo que sugieren una distribución a lo largo de las Cordilleras Central y Oriental, con límites al norte en el Parque Nacional Natural (PNN) los Nevados y el PNN Sumapaz (Diaz *et al*. 2008, Lizcano *et al*. 2002) (Lámina 2 a-b). El registro reciente de un cráneo colectado en 1911 en el Páramo de Frontino (Arias-Alzate *et al.* 2010) abre las posibilidades para pensar que la danta de montaña pudo tener una distribución histórica que incluyera la Cordillera Occidental, lo que hace necesaria una re-evaluación biogeográfica de la especie. Es importante destacar que, desde los tiempos precolombinos, áreas importantes de los Andes colombianos han sido transformadas de bosque y páramos a cultivos y potreros, incluyendo zonas en el intervalo altitudinal habitado por la danta de montaña, lo que ha ocasionado una reducción y fragmentación de su distribución original (Cavelier y Etter 1995, Etter y van Wyngaarden 2000). Además, la distribución de la especie no ha sido evaluada desde una perspectiva ecológica y geográfica considerando los efectos de cambio climático, los cuales podrían tener importantes implicaciones para su conservación a escala regional y continental (Ortega-Andrade *et al.* 2015).

Las características biológicas de la danta de montaña, tales como su comportamiento solitario, el uso de áreas extensas como territorios, la baja tasa reproductiva (nace solo un individuo en cada parto bianual) y su longevidad, hacen esta especie vulnerable a la fragmentación y pérdida del hábitat, así como al cambio climático. Esto dificulta su recuperación poblacional cuando ocurren eventos que modifican drásticamente su hábitat (Padilla *et al.* 2010). Estudios previos de la década del 2000, estiman que solo un 13% del hábitat de la danta de montaña está protegido dentro del Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas (SNANP) de Colombia (Lizcano *et al*. 2002). Dados los requerimientos biológicos y ecológicos de la especie, el hábitat de la especie incluido en las áreas protegidas (APs) podría ser considerado insuficiente para su conservación, ya que si se divide el total del hábitat de la especie que estaba protegido en la década del 2000 (43.274 ha) por su densidad (550 ha), se tendría una relación de 79 dantas de montaña bajo protección para la época. Esto resalta la importancia de promover los trabajos de investigación y conservación en las áreas que no forman parte del SINAP, especialmente en aquellas que han tenido un incremento y recuperación de la cobertura boscosa desde la década del 2000 (Lizcano *et al.* 2002,

Sánchez-Cuervo *et al.* 2012), con la idea de promover la conectividad y viabilidad entre las poblaciones.

En este contexto, el Plan Nacional para la Conservación del género *Tapirus* en Colombia, enmarca la necesidad de delimitar las áreas de distribución y la disponibilidad de los ecosistemas para la danta de montaña, con el fin de obtener una mejor evaluación de las principales amenazas e identificar unidades prioritarias de conservación (Lizcano *et al.* 2005, Montenegro 2005). Sin embargo, la delimitación de la distribución de una especie es una tarea compleja que involucra varios factores vinculantes (p. e. condiciones abióticas y bióticas, capacidad de dispersión y adaptación, etc.), que son complejas de evaluar en campo (Soberón y Peterson 2005). Con el fin de lograrlo, varios métodos computacionales han sido desarrollados para estimar áreas de distribución por medio del modelado del nicho ecológico (MNE) de las especies, basados en la correlación de las ocurrencias conocidas con los datos de variables ambientales (Elith *et al.* 2006, Guisan *et al.* 2013). Estas tecnologías son herramientas útiles en la definición de las áreas de distribución, los estudios del efecto del cambio climático, la identificación de áreas prioritarias de conservación y el desarrollo de estrategias de conservación para las especies (p.e. Pearson *et al.* 2006, Mota-Vargas y Rojas-Soto 2012, Lessmann *et al.* 2014), ya que aportan información valiosa sobre la biogeografía y ecología de los organismos.

En este capítulo se desarrolla un modelo de distribución potencial para la danta de montaña en los Andes colombianos, basados en datos ambientales y geo-referencias validadas de la especie. Dentro del modelo se ha considerado el efecto de la pérdida del hábitat, la disponibilidad de los ecosistemas y el rol del actual SINAP para la especie, teniendo en cuenta los escenarios de cambio climático futuros, con el objetivo de determinar la importancia de las áreas no protegidas en la conservación a largo plazo en Colombia.

Métodos

Registros históricos y modelo de distribución de la danta de montaña

Se generó una base de datos validada con 246 localidades únicas con registros históricos de la especie, a partir de las siguientes fuentes de información: 1) Global Biodiversity Information Facility database (GBIF; www.gbif.org). 2) Mammal Networked Information System (MaNIS, www.manisnet.org). 3) El IUCN/SSC Tapir Specialist Group. 4) Trabajos de campo en Ecuador y Colombia. 5) Literatura especializada (Lizcano *et al.* 2002, Arias-Alzate *et al.* 2010). Para este estudio, fueron incluidos únicamente los registros con evidencia referenciada y validada (p. e. fotos, huellas, cráneos, etc.), de la presencia de la especie.

La idoneidad del hábitat fue modelada usando el algoritmo de MaxEnt 3.3.3k (Elith *et al.* 2006). Este programa utiliza dos entradas de datos: las localidades donde se ha registrado la especie (datos de presencia) y las capas digitales de las condiciones ambientales de un área determinada. El algoritmo lleva a cabo un número de iteraciones que alcanza un límite de convergencia óptimo del modelado y produce un mapa que contiene los valores de idoneidad del hábitat que van desde cero (no apto) a uno (perfectamente apto) (Elith *et al.* 2010, 2011). Dado que los MNE no

contemplan los aspectos históricos relacionados a la distribución de la especie (accesibilidad o "M" según el diagrama BAM) (Soberón y Peterson 2005), se utilizó un recorte biogeográfico basado en la clasificación de las ecoregiones terrestres (Olson *et al.* 2001), las provincias biogeográficas de Suramérica (Morrone 2002) y un intervalo altitudinal superior a los 1200 m para calibrar y proyectar los modelos (Soberón y Peterson 2005, Barve *et al.* 2011, Rodda *et al.* 2011). Este recorte geográfico representa los límites de tolerancia, las barreras históricas de dispersión y las necesidades a ciertas condiciones abióticas de la especie (Downer 2001, Lizcano *et al.* 2002, Díaz *et al.* 2008, Ortega-Andrade *et al.* 2015).

Los MNE de la danta de montaña fueron desarrollados con las variables climáticas del proyecto WorldClim (Hijmans *et al.* 2005). Para cumplir el objetivo de reducir el sobreajuste de predicción en los modelos (Rojas-Soto *et al.* 2008, Royle *et al.* 2012), se seleccionaron las variables que más aportaron (prueba de Jackknife implementada en MaxEnt) y se eliminaron aquellas que presentaron una alta correlación espacial ($r > 0.8$). Los formatos logísticos obtenidos fueron convertidos a valores binarios de presencia-ausencia con un valor de umbral definido como el "Fixed Omission Value 10 (FOV10)". Este umbral minimiza los errores de comisión y ecológicamente se interpreta como el punto en el cual los píxeles predichos son al menos tan adecuados como los píxeles donde la especie ha sido registrada, rechazando solo el 10% más bajo de los valores previstos en el modelo (Pearson *et al.* 2006, Ortega-Andrade *et al.* 2015).

Modelo de nicho ecológico en escenarios globales de cambio climático

Dado que la especie se enfrenta a múltiples problemas de conservación que pueden amenazar su supervivencia a corto plazo (Diaz *et al.* 2008), se evaluó la distribución potencial de la danta de montaña para el 2050, considerando dos escenarios de concentración representativa de carbono (RCP por sus siglas en inglés). En particular, se usaron los escenarios RCP 4.5 y RCP 8.5, desarrollados por tres diferentes laboratorios de investigación: (a) Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization and Bureau of Meteorology (ACCESS 1.0); (b) Model for Interdisciplinary Research On Climate (MIROC5); y (c) Met Office Hadley Centre and Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (HadGEM2-ES). En un contexto general, el escenario RCP 8.5 ("pesimista") representa una emisión prevista de gases de efecto invernadero mayor, en ausencia de políticas de mitigación del cambio climático, en comparación con el escenario RCP 4.5 ("optimista"; IPCC 2013). Las relaciones entre las probabilidades de idoneidad del hábitat y la altitud en distintos escenarios climáticos fueron evaluadas con Modelos Lineales Generalizados (GLM por sus siglas en ingles) y Modelos Aditivos Generalizados (GAM por sus siglas en ingles), implementados en el lenguaje estadístico R y la librería mgcv (Crawley 2007, R-Core-Team 2012).

Análisis espacial de la distribución de la danta de montaña en Colombia

Los modelos obtenidos fueron acotados a escala nacional para: a) evaluar impactos de la pérdida del hábitat (deforestación), b) determinar la disponibilidad de los ecosistemas, y c) estimar la importancia del SINAP. Para evaluar el efecto de la deforestación, se utilizó

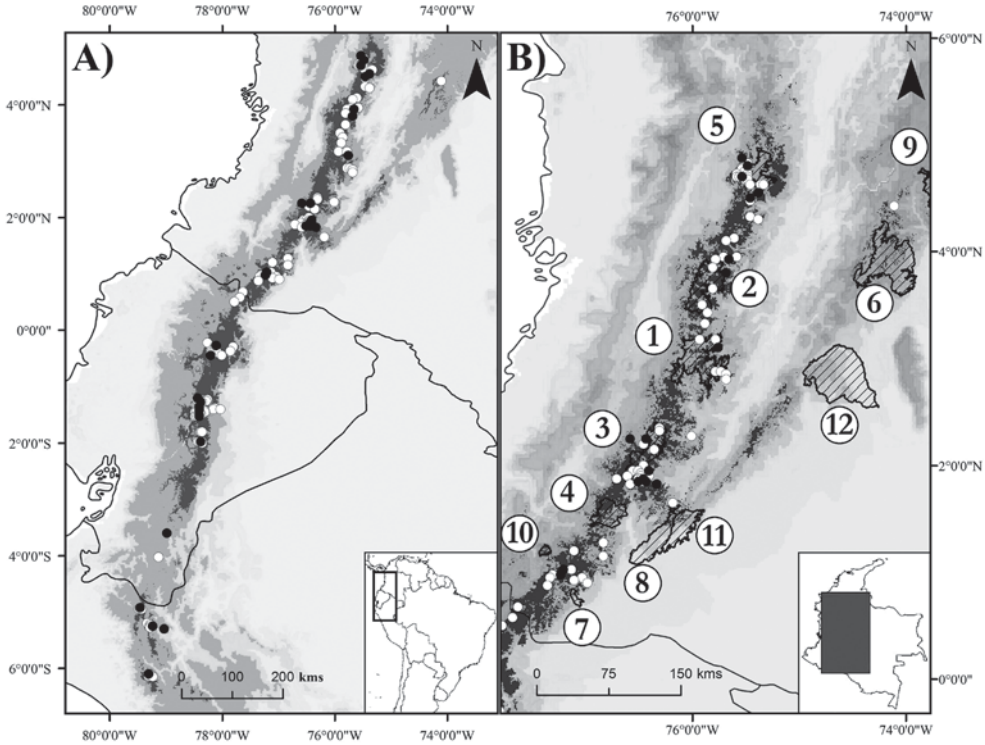


Figura 1. Modelo de distribución potencial de la danta de montaña (*Tapirus pinchaque*). A) Modelo de distribución potencial (color gris oscuro) en la región de los Andes, desde Colombia a Perú. B) Áreas potenciales y remanentes de distribución de la danta de montaña en Colombia. El gris oscuro indica la vegetación intacta y las actuales áreas protegidas (polígonos con tramas). Números corresponden al PNN Nevado del Huila (1), PNN Las Hermosas (2), PNN Puracé (3), PNN Complejo Volcánico Doña Juana Cascabel (4), PNN Los Nevados (5), PNN de Sumapaz (6), Santuario de Fauna y Flora Plantas Medicinales Orito Ingi-Andé (7), PNN Serranía de los Churumbelos Auka-Wasi (8), PNN Chingaza (9), Santuario Natural Galeras (10), PNN Alto Fragua Indiwasi (11) y PNN Serranía de Los Picachos (12). Puntos utilizados como datos para la elaboración (70%, blancos) y validación (30%, negros) de los modelos son mostrados en las figuras A y B.

un mapa de cobertura de vegetación terrestre (Hansen *et al.* 2013), el cual fue clasificado en las categorías "vegetación intacta" y "áreas perturbadas". Esta última agrupa a las zonas urbanas, los bosques secundarios, las áreas deforestadas, áreas de cultivo y los pastos para la cría de ganado.

La evaluación de la disponibilidad de los ecosistemas fue realizada siguiendo la metodología propuesta por Ortega-Andrade *et al.* (2015). 1) Se calcularon las áreas (km^2) de los ecosistemas que se incluían dentro del modelo, los cuales fueron ordenados en orden descendente por su tamaño y factor de importancia (FI=[Área del ecosistema predicha por el modelo*100]/Área total del modelo de idoneidad); y 2) se calcularon los índices de importancia relativa (IR) para cada ecosistema: IR=área del ecosistema predicha por el modelo/área total del ecosistema en Colombia. Los valores de FI son porcentuales respecto a la importancia de cada ecosistema y al modelo de idoneidad, mientras que los valores de

Tabla 1. Resumen de las variables bioclimáticas no correlacionadas seleccionadas, con sus valores de contribución relativa, para la elaboración del modelo de distribución de la danta de montaña (*Tapirus pinchaque*).

ABREVIATURA	VARIABLE BIOCLIMÁTICA	PORCENTAJE DE CONTRIBUCIÓN
Bio 08	Temperatura del trimestre más húmedo	37,7
Bio 14	Precipitación del mes más seco	17,6
Bio 19	Precipitación del trimestre más frío	15
Bio 07	Rango de temperatura anual (Bio 05 - Bio 06)	6,5
Bio 03	Isotermalidad (Bio 02/Bio 07)	5,6
Bio 02	Rango de temperatura media diurna	5
Bio 12	Pricipitación anual	4,5
Bio 04	Estacionalidad de la temperatura (desviación estándar x 100)	3,9
Bio 17	Precipitación del trimestre más seco	2,2
Bio 01	Temperatura media anual	2,1

IR tienen un intervalo entre cero y uno, tendiendo hacia uno cuando el área total disponible de un ecosistema es igual al área predicha por el modelo de distribución. El área total de los ecosistemas fue obtenida de los mapas de los ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia (IDEAM *et al.* 2007).

La importancia del SINAP de Colombia fue evaluada a partir de las capas temáticas descargadas de ProtectedPlanet.net (IUCN y UNEP-WCMC 2012), con lo que se calculó la extensión de las áreas protegidas (km^2) en cada modelo y escenario. Los análisis espaciales se realizaron con el programa ArcMap 10.2.2, con una resolución para la cuadrícula o tamaño de píxel de 0,0083 grados, equivalente a ~1 km^2.

Resultados

Modelo de nicho ecológico y distribución de la danta de montaña

El modelo de idoneidad mostró valores altos de AUC-test (0,910) y radios de AUC (1,29±0,16; p<0,05), con una omisión del 9,7% de los datos de entrenamiento, al aplicar un umbral de corte de 0,250 (FOV10). Las variables climáticas utilizadas y su porcentaje de contribución en el modelo son presentadas en la tabla 1. El área de idoneidad predicha para la danta de montaña fue de ~52.000 km^2 a lo largo de la región andina, desde Colombia a Perú (Figura 1a), con un área estimada de ~28.000 km^2 (53,41%) restringida a la cordillera central en Colombia (Figura 1b).

Las áreas potenciales y remanentes del MNE para la danta de montaña en Colombia son detalladas en las tablas 2 y 3. La pérdida de cobertura vegetal por deforestación reduce un 38,11% el área del modelo, con mayor incidencia a lo largo de la cordillera central (Figura 1b). Una reducción importante del 86,70% (24.192 km2) de la extensión de ocurrencia predicha fue observada al considerar únicamente las áreas con vegetación intacta dentro de los límites de las APs (Figura 1b, Tablas 2-3). Un total de ocho ecosistemas naturales en los Andes colombianos fueron identificados como importantes para la distribución de la danta de montaña.

Los ecosistemas más extensos en área fueron los arbustales (5.083 km^2; ~29%; RI=0, 25) y los bosques naturales (4.221 km^2; ~24%; RI=0,12) del Orobioma medio de los Andes, así como los bosques naturales (4.014 km^2; ~23%; RI=0,36) y los herbazales del Orobioma

Tabla 2. Modelos de distribución potencial para la danta de montaña (*Tapirus pinchaque*) y porcentajes de pérdida de áreas de distribución considerando tres diferentes modelos globales de cambio climático futuros (escenarios RCP 4.5/ RCP 8.5), el efecto de la pérdida de hábitat y el estimado de áreas protegidas (APs) en Colombia.

MODELO	AREA (~Km²)	%
ÁREA ACTUAL DE DISTRIBUCIÓN POTENCIAL	27,903	100
Área del modelo con vegetación intacta	17,27	61,89
Área del modelo dentro de APs	5,83	20,89
Remanentes del modelo con vegetación intacta dentro de APs.	3,711	13,3
ESCENARIO RCP 4.5		
ACCESS 1.0		
Área de distribución potencial	18,036	64,64
Área del modelo con vegetación intacta	12,433	44,56
Área del modelo dentro de APs	4,597	16,47
Remanentes del modelo con vegetación intacta dentro de APs.	2,995	10,73
MIROC 5		
Área de distribución potencial	16,557	59,34
Área del modelo con vegetación intacta	11,248	40,31
Área del modelo dentro de APs	4,59	16,45
Remanentes del modelo con vegetación intacta dentro de APs.	2,708	9,71
HadGEM2-ES		
Área de distribución potencial	15,489	55,51
Área del modelo con vegetación intacta	10,672	38,25
Área del modelo dentro de APs	4,089	14,65
Remanentes del modelo con vegetación intacta dentro de APs.	2,676	9,59
ESCENARIO RCP 8.5		
ACCESS 1.0		
Área de distribución potencial	14,736	52,81
Área del modelo con vegetación intacta	9,837	35,25
Área del modelo dentro de APs	4,193	15,03
Remanentes del modelo con vegetación intacta dentro de APs.	2,555	9,15
MIROC 5		
Área de distribución potencial	17,476	62,63
Área del modelo con vegetación intacta	11,76	42,15
Área del modelo dentro de APs	4,735	16,97
Remanentes del modelo con vegetación intacta dentro de APs.	2.884	10,34
HadGEM2-ES		
Área de distribución potencial	16,16	57,91
Área del modelo con vegetación intacta	10,975	39,33
Área del modelo dentro de APs	4,486	16,08
Remanentes del modelo con vegetación intacta dentro de APs.	2,793	10,01

alto de los Andes (2.951 km²; ~17%; RI=0,24); los cuales en conjunto cubren más del 94% del área de distribución potencial del modelo (Tabla 4).

Escenarios globales de cambio climático y las áreas protegidas de Colombia

El cambio climático es un factor influyente en la distribución de la especie, ya que su efecto representó una reducción de las áreas de extensión, que van desde ~35 al ~44% en el escenario RCP 4.5 y del ~37 al ~47% para el escenario RCP 8.5 (Tabla 2), principalmente asociada a las tierras bajas del centro y sureste de Colombia (Figura 2). En estos escenarios, las áreas idóneas predichas tienden a aumentar su altitud significativamente

Tabla 3. Distribución potencial de la danta de montaña (*Tapirus pinchaque*), en km² (porcentajes), predicha para las áreas protegidas en los andes colombianos en el presente. Los números en orden corresponden a los identificadores de la figura 1.

N°	ÁREAS PROTEGIDAS	ÁREA DEL MODELO Km² (%)	VEGETACIÓN INTACTA Km²(%)
1	Parque Nacional Natural Nevado del Huila	1.745 (6,25)	816 (2,92%)
2	Parque Nacional Natural Las Hermosas	1.382 (4,95)	1.046 (3,75%)
3	Parque Nacional Natural Puracé	1.006 (3,61)	722 (2,59%)
4	Parque Nacional Natural Complejo Volcánico Doña Juana Cascabel	569 (2,04)	387 (1,39%)
5	Parque Nacional Natural Los Nevados	420 (1,51)	84 (0,30%)
6	Parque Nacional Natural de Sumapaz	239 (0,86)	215 (0,77%)
7	Santuario de Fauna y Flora Plantas Medicinales Orito Ingi-Andé	85 (0,30)	74 (0,27%)
8	Parque Nacional Natural Serranía de los Churumbelos Auka-Wasi	81 (0,29)	70 (0,25%)
9	Parque Nacional Natural Chingaza	80 (0,29)	75 (0,27%)
10	Santuario Natural Galeras	79 (0,28)	83 (0,30%)
11	Parque Nacional Natural Alto Fragua Indiwasi	78 (0,28)	75 (0,27%)
12	Parque Nacional Natural Serranía de Los Picachos	66 (0,24)	64 (0,23%)
		5.830 (20,89)	**3.711 (13,30)**

Tabla 4. Disponibilidad de ecosistemas (km²) de acuerdo al modelo potencial de distribución (km²) de la danta de montaña (*Tapirus pinchaque*) en Colombia.

N°	ECOSISTEMAS	ÁREA DISPONIBLE EN COLOMBIA (Km²)	ÁREA DEL MODELO (Km²)	FACTOR IMPORTANCIA (%)	IMPORTANCIA ACUMULATIVA (%)	REI*
1	Arbustales del orobioma alto de los Andes	9,82	5,083	29,43	29,43	0,52
2	Bosques naturales del orobioma medio de los Andes	36,101	4,221	24,44	53,87	0,12
3	Bosques naturales del orobioma alto de los Andes	11,036	4,014	23,24	71,11	0,36
4	Herbazales del orobioma alto de los Andes	12,454	2,951	17,09	94,2	0,24
5	Arbustales del orobioma medio de los Andes	2,395	802	4,64	98,84	0,34
6	Bosques naturales del orobioma bajo de los Andes	60,827	97	0,56	99,4	0,001
7	Zonas desnudas del orobioma alto de los Andes	378	52	0,3	99,7	0,14
8	Herbazales del orobioma medio de los Andes	344	50	0,3	100	0,15
			17,27	100	100	

(p< 0,001), con un incremento promedio de 250 m entre el intervalo del escenario actual (2.952±596 m) y los escenarios futuros (ACCESS 1.0 RCP 4.5 = 3.158±495 m; RCP 8.5 = 3.288±450 m). Por su parte, una reducción significativa para los valores probabilísticos de idoneidad ambiental fue observada en los escenarios de cambio climático RCP 4.5 (ACCESS 1.0: 0,427±0,121; 0,250–0,859) y RCP 8.5 (ACCESS 1.0: 0,441±0,124; 0,250–0,829), en comparación con el escenario actual (0,473±0,149; 0,250–0,907). Los cambios en la probabilidad de idoneidad y la altitud son representados por los centroides en los gráficos de dispersión de la figura 2. En general, la desviación explicada por los GAMs varió entre 3,15 y 9,68%, con un r2 entre 0,031-0,096.

El SINAP incluye entre ~15 y 17% de las áreas de distribución potencial de la danta de montaña predichas

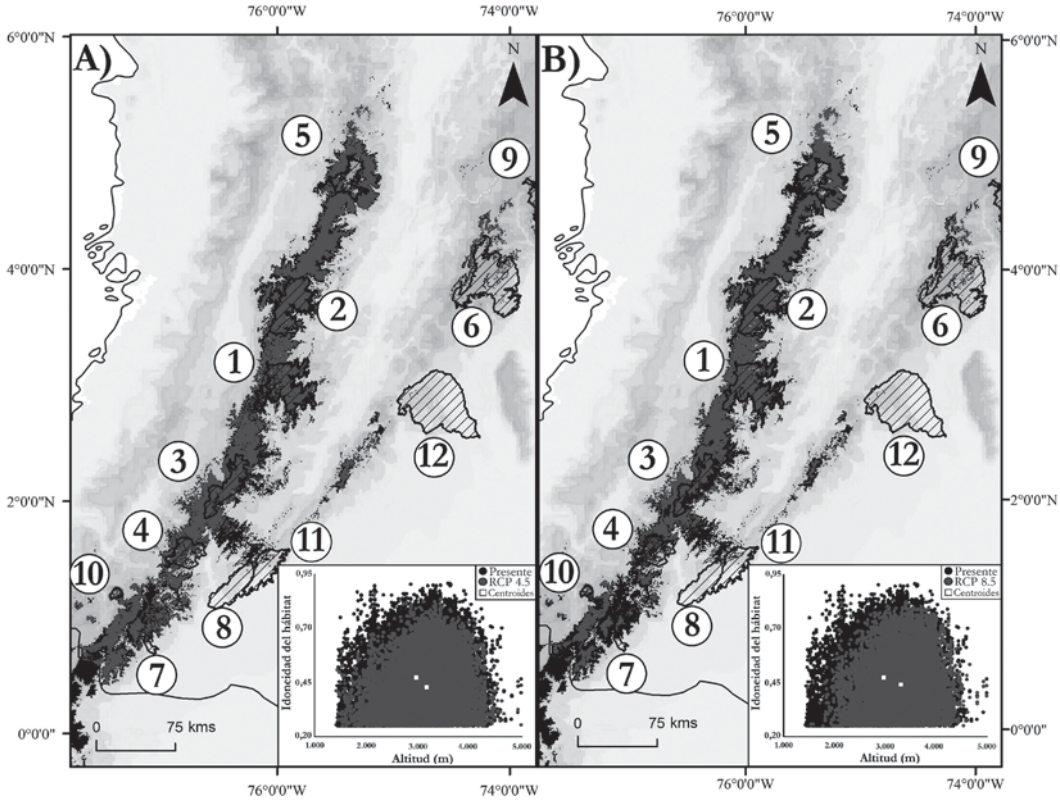


Figura 2. Modelos potenciales de distribución del nicho ecológico de la danta de montaña (*Tapirus pinchaque*) en dos escenarios de cambio climático futuro (ACCESS 1.0) para el 2050: A) RCP 4.5 (escenario optimista) y B) RCP 8.5 (escenario pesimista). Números corresponden a las áreas protegidas referidas en la figura 1 y tabla 3.

en escenarios de cambio climático. Los modelos proyectados para el año 2050, tanto en el escenario pesimista como el optimista, muestran tendencias de reducción en la extensión del área de ocurrencia predicha para la danta de montaña dentro de los límites de varias APs, principalmente en el PNN Cordillera de Los Picachos (100%), el PNN Serranía De Los Churumbelos (~96%), el PNN Alto Fragua–Indiwasi (~94%), el Santuario de Fauna y Flora Plantas Medicinales Orito Ingi Ande (~91.8%), el PNN Chingaza (~54%) y el Santuario Natural Galeras (~50%) (Figura 2).

Discusión

Impactos de la deforestación y disponibilidad de ecosistemas en Colombia

Tanto la deforestación como la expansión de la frontera agrícola son los factores más importantes que afectan el hábitat y la pérdida de biodiversidad en el Neotrópico (Lee *et al.* 2006, Lessman *et al.* 2014). En Colombia, además de una larga historia de la modificación del hábitat, que se remonta a la época precolombina (Cavelier y Etter 1995, Etter y van Wyngaarden 2000), procesos de degradación acelerada del paisaje han ocasionado una

reducción dramática y una fragmentación de más del 55% de la cubierta de vegetación natural (IDEAM *et al.* 2007, Sánchez-Cuervo *et al.* 2012). El efecto de la pérdida de hábitat (~38%), que incluye un ~13% de vegetación intacta dentro de las APs (Tablas 2-3) limita el intervalo de distribución de la danta de montaña a ocho ecosistemas en el país, todos ellos relacionados con tierras alto-andinas y amenazados por la expansión de la frontera agrícola-ganadera y los asentamientos urbanos (Lizcano *et al.* 2002, Montenegro 2005, Diaz *et al.* 2008).

Las prácticas actuales de usos del suelo inciden de manera importante en la región de los Andes, donde las actividades antropogénicas pueden crear barreras sólidas que impiden el desplazamiento de las especies (Feeley y Silman 2010) y ocasionan la fragmentación en la conectividad de las áreas de idoneidad predichas por el modelo (Figura 1b). Además, estas modificaciones particulares pueden cambiar los patrones climáticos locales en el paisaje, incluso en áreas con niveles de conservación altos, y por lo tanto afectar a las especies (Bässler *et al.* 2010), en especial a aquellas con intervalos geográficos restringidos, como la danta de montaña. Como recomendación, los esfuerzos de conservación para esta especie deben concentrarse en programas que eviten la modificación y pérdida de su hábitat en ecosistemas medios y alto-andinos, así como en su manejo y restauración natural.

Escenarios globales de cambio climático y las áreas protegidas de Colombia

Los patrones de reducción del área potencial de la distribución de la danta de montaña fueron consistentes entre los tres modelos climáticos evaluados. Esto refuerza la idea de la existencia de una alta probabilidad de que ocurran cambios significativos en los intervalos de distribución de la biota de montaña como resultado del cambio climático en el siglo XXI (Bässler *et al.* 2010, Forero-Medina *et al.* 2011), lo cual puede poner en peligro o llevar a la extinción de muchas especies andinas. Así mismo, los cambios altitudinales predichos son consistentes con otros estudios donde se predicen migraciones ascendentes de las condiciones ambientales asociadas a especies andinas en respuesta al calentamiento global (Bässler *et al.* 2010, Forero-Medina *et al.* 2011, Ortega-Andrade *et al.* 2015).

Es importante señalar que el potencial de adaptación de las especies a estos cambios está determinado por su tasa de evolución y su capacidad para responder a las modificaciones ambientales en un período de tiempo relativamente corto (Congdon *et al.* 1993, Pearson y Dawson 2003). Sin embargo, los organismos de vida longeva, que incluyen a la danta de montaña, pueden no evolucionar rápidamente debido a las restricciones demográficas y al retraso en el inicio de su madurez sexual (Congdon *et al.* 1993, Pearson y Dawson 2003). Estas características biológicas hacen que el cambio climático sea una seria amenaza para la especie, especialmente si se tiene en cuenta los efectos sinérgicos de la pérdida y exclusión del hábitat derivada de la ganadería y enfermedades potenciales (Lizcano *et al.* 2002, Díaz *et al.* 2008, Castellano 2013).

Si bien las APs forman parte de las estrategias fundamentales para reducir la pérdida de biodiversidad mundial para cumplir con los

objetivos en las políticas de conservación (Lessman *et al.* 2014), en Colombia estás áreas solo representan el ~21% de la extensión de ocurrencia predicha para la especie y muestran tendencias de modificación tanto en el presente como en escenarios de cambio climático futuros. Así, las APs actuales preservarán entre el ~14 y 17% de las áreas predichas en escenarios de cambio climático y solo un ~9-11% de las áreas intactas dadas las prácticas actuales de uso del suelo en los Andes colombianos. Por lo tanto, el desarrollo de esfuerzos para evaluar el papel de las áreas no protegidas resulta importante para la implementación de estrategias y planes de conservación de esta especie, especialmente en la zona sur del Macizo Colombiano, donde la expansión de la frontera agrícola, pastos de ganado y el desarrollo de infraestructura avanzan rápidamente (Sánchez-Cuervo *et al.* 2012, Armenteras *et al.* 2013).

Las áreas no protegidas de Colombia: implicaciones para la conservación

Considerando el extenso ámbito hogareño de la danta de montaña (Castellano 2013), su fidelidad alta a los bosques montanos, así como su tamaño poblacional pequeño (Lizcano *et al.* 2002, Díaz *et al.* 2008), la conservación de los hábitats naturales es crucial para su supervivencia. Dado que la mayor extensión de ocurrencia con vegetación intacta en Colombia (~79%; 13.559 km^2) se encuentra fuera del actual SINAP, es importante señalar la necesidad de proponer el diseño de corredores ecológicos que permitan la conectividad local y regional entre las poblaciones y las actuales APs (Ortega-Andrade *et al.* 2015). Pocos estudios se han centrado en la identificación de estos corredores para la conservación de grandes mamíferos y los ecosistemas en Colombia (Lizcano *et al.* 2002, Rodriguez-Mahecha *et al.* 2006, IDEAM *et al.* 2007), por lo que los esfuerzos de conservación futuros deberían concentrarse en estos temas. Un enfoque que integre dichos temas debe utilizarse para definir las prioridades de conservación y diseñar así corredores ecológicos eficaces a lo largo del intervalo de distribución de la danta de montaña. Solamente si se cuenta con una red de APs lo suficientemente interconectadas con corredores de hábitat intacto, más las áreas que puedan ser sometidas a restauración adicional, se podrá garantizar la conservación de la danta de montaña (Ortega-Andrade *et al.* 2015). Al igual que otras grandes especies carismáticas en América del Sur, como el jaguar, el cóndor y el oso andino, la conservación de la danta de montaña puede asegurar que muchas otras especies simpátricas también sean beneficiadas (Lessman *et al.* 2014). En este contexto, es tarea de la autoridad ambiental, gobiernos locales y las organizaciones no gubernamentales, promover a la especie como un símbolo regional clave en las campañas de conservación y en las iniciativas educativas y de investigación científica dentro y fuera de las áreas protegidas del país.

Biibliografía

Arias-Alzate, A., C. C. Downer, C. A. Delgado-V. y J. D. Sánchez-Londoño. 2010. Un registro de tapir de montaña (*Tapirus pinchaque*) en el norte de la cordillera occidental de Colombia. *Mastozoología Neotropical* 17: 111-116.

Armenteras, D., N. Rodríguez y J. Retana. 2013. Landscape dynamics in northwestern Amazonia: an assessment of pastures, fire and illicit crops as drivers of tropical deforestation. *PloS one* 8: e54310.

Barve, N., V. Barve, A. Jiménez-Valverde, A. Lira-Noriega, S. P. Maher, A.T. Peterson, J. Soberón y F. Villalobos. 2011. The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling* 222: 1810-1819.

Bässler, C., J . Müller, T . Hothorn, T. Kneib, F. Badeck y F. Dziock. 2010. Estimation of the extinction risk for high-montane species as a consequence of global warming and assessment of their suitability as cross-taxon indicators. *Ecological indicators* 10: 341-352.

Castellanos, A. 2013. First report of positive serological response to the hemoparasite, in Mountain Tapir. *Tapir Conservation* 22: 9-10.

Cavelier, J. y A. Etter. 1995. Deforestation of montane forest in Colombia as result of illegal plantations of opium (*Papaver somniferum*). Pp. 21-26 *En*: The New York Botanic Garden, Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forests Proceedings of the Neotropical Montane Forest Biodiversity and Conservation Symposium, New York, United States. June 1993.

Cavelier, J., D. J. Lizcano, E. Yerena y C. Downer. 2011. The mountain tapir (*Tapirus pinchaque*) and Andean bear (*Tremarctos ornatus*): two charismatic large mammals in South American tropical mountain cloud forest. Pp. 172-181. *En*: Bruijnzeel, L. A., F. N. Scatena y L. S. Hamilton (Eds.), Tropical Montane Cloud Forests. Cambridge University Press, New York, United States.

Congdon, J. D., A. E. Dunham y R. van Loben Sels. 1993. Delayed sexual maturity and demographics of blanding's turtles (*Emydoidea blandingii*): Implications for conservation and Management of long-lived organisms. *Conservation Biology* 7: 826-833.

Crawley, M. 2007. The R book. John Wiley y Sons Inc. The Atrium, Southern Gate, Chichester, England. 942 pp.

Díaz, A. G., A. Castellanos, C. Piñeda, C. Downer, D. J. Lizcano, E. Constantino, J. A. Suárez Mejía, J. Camancho, J. Darria, J. Amanzo, J. Sánchez, J. Sinisterra Santana, L. Ordoñez Delgado, L. A. Espino Castellanos y O. L. Montenegro. 2008. *Tapirus pinchaque*. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. IUCN.

Downer, C. C. 1996. The mountain tapir, endangered "flagship" species of the high Andes. *Oryx* 30: 45-58.

Downer, C. C. 2001. Observations on the diet and habitat of the mountain tapir (*Tapirus pinchaque*). *Journal of Zoology* 254: 279-291.

Elith, J., C. Graham, R. Anderson, M. Dudik, S. Ferrier, A. Guisan, R. J.

Hijmans, F. Huettmann, J. R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L. G. Lohmann, B. A. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J. McC. Overton, A. T. Peterson, S. J. Phillips, K. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R. E. Schapire, J. Soberón, S. Williams, M. S. Wisz y N. E. Zimmermann. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129.

Elith, J., M. Kearney y S. J. Phillips. 2010. The art of modelling range-shifting species. *Methods in Ecology and Evolution* 1: 330-342.

Elith, J., S. J. Phillips, T. Hastie, M. Dudík, Y. E. Chee y C. J. Yates. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions* 17: 43-57.

Emmons, L. H. y F. Feer. 1997. Neotropical rain forest mammals: A field guide. Chicago, United States. 396 pp.

Etter, A. y W. van Wyngaarden. 2000. Patterns of landscape transformation in Colombia, with emphasis in the Andean region. AMBIO 29:432-439.

Feeley, K. J. y M. R. Silman. 2010. Land-use and climate change effects on population size and extinction risk of Andean plants. *Global Change Biology* 16: 3215-3222.

Forero-Medina, G., L. Joppa y S. L. Pimm. 2011. Constraints to species' elevational range shifts as climate changes. *Conservation Biology* 25: 163-171.

Hansen, M. C., P. V. Potapov, R. Moore, M. Hancher, S. A. Turubanova, A. Tyukavina, D. Thau, S. V. Stehman, S. J. Goetz, T. R. Loveland, A. Kommareddy, A. Egorov, L. Chini, C. O. Justice y J. R. G. Townshend. 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science* 342: 850–53.

Hijmans, R. J., S. E. Cameron, J. L. Parra, P. G. Jones y A. Jarvis. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978.

IDEAM, IGAC, IAvH, Invemar, I. Sinchi e IIAP. 2007. Ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico Jhon von Neumann, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives De Andréis e Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas Sinchi. Bogotá, D. C. 276 pp.

IPCC. 2013. Climate Change 2013: The physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press: Cambridge, United Kingdom and New York, NY, United Stated. 1535 pp.

IUCN y UNEP-WCMC. 2012. Protected Planet - The latest initiative harnessing the World Database on Protected Areas. World Database on Protected Areas (WDPA).

Lees, A. C. y C. A. Peres. 2006. Rapid avifaunal collapse along the Amazonian deforestation frontier. *Biological Conservation* 133: 198-211.

Lessmann, J., J. Muñoz y E. Bonaccorso. 2014. Maximizing species conservation in continental Ecuador: a case of systematic conservation planning for biodiverse regions. *Ecology and Evolution* 2014: 1-13.

Lizcano, D. J., P. Medici, O. L. Montenegro, L. Carrillo, A. Camacho, P. S. Miller. 2005. Mountain Tapir (*Tapirus pinchaque*) Conservation Workshop Population and Habitat Viability Assessment (PHVA). IUCN/SSC Tapir Specialist Group (TSG) y IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group (CBSG), Apple Valley, MN, United States. 138 pp.

Lizcano, D. J., V. Pizarro, J. Cavelier y J. Carmona. 2002. Geographic distribution and population size of the mountain tapir (*Tapirus pinchaque*) in Colombia. *Journal of Biogeography* 29: 7-15.

Montenegro, O. 2005. Programa nacional para la conservación del Género *Tapirus* en Colombia. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, Bogota, Colombia. 98 pp.

Morrone, J. J. 2002. Presentación sintética de un nuevo esquema biogeográfico de América Latina y el Caribe. Pp. 267-276 *En*: Costa, C., S. A. Vanin, J. M. Lobo, A. Melic (Eds.), Proyecto de Red Iberoamericana de Biogeografía y Entomología Sistemática. Julio-2002: Monografías Tercer Milenio vol. 2. Zaragoza, España.

Mota-Vargas, C. y O. R. Rojas-Soto. 2012. The importance of defining the geographic distribution of species for conservation: The case of the Bearded Wood-Partridge. *Journal for Nature Conservation* 20: 10-17.

Olson, D. M., E. Dinerstein, E. D. Wikramanayake, N. D. Burgess, G. V. N. Powell, E. C. Underwood, J. A. D'amico, I. Itoua, H. E. Strand, J. C. Morrison, C. J. Loucks, T. F. Allnutt, T. H. Ricketts, Y. Kura, J. F. Lamoreux, W. W. Wettengel, P. Hedao y K. R. Kassem. 2001. Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on earth: a new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity. *BioScience* 51: 933-938.

Ortega-Andrade, H. M., D. A. Prieto-Torres, I. Gómez-Lora y D. J. Lizcano. 2015. Ecological and geographical analysis of the distribution of the Mountain Tapir (*Tapirus pinchaque*) in Ecuador: importance of protected areas in future scenarios of global warming. *PLoS ONE*: e0121137.

Padilla, M., R. C. Dowler, C. C. Downer. 2010. *Tapirus pinchaque* (Perissodactyla: Tapiridae). *Mammalian Species* 42: 166-182.

Pearson, R. y T. Dawson. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography* 12: 361-371.

Pearson, R. G., W. Thuiller, M. B. Araújo, E. Martinez-Meyer, L. Brotons, C. McClean, L. Miles, P. Segurado, T. P. Dawson y D. C. Lees. 2006. Model-based uncertainty in species range prediction. *Journal of Biogeography* 33: 1704-1711.

R-Core-Team. 2012. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.

Rodda, G. H, C. S. Jarnevich y R. N. Reed. 2011. Challenges in identifying sites climatically matched to the native ranges of animal invaders. *PLoS ONE* 6: e14670.

Rodriguez-Mahecha, J. V., M. Alberico, F. Trujillo y J. Jorgenson. 2006. Libro rojo de los mamíferos de Colombia. Conservación Internacional Colombia. Bogotá, Colombia. 430 pp.

Rojas-Soto, O., E. Martínez-Meyer, A. Navarro-Sigüenza, A. Oliveras de Ita, H. Gómez de Silva y A. T. Peterson. 2008. Modeling distributions of disjunct populations of the Sierra Madre sparrow. *Journal of Field Ornithology* 79: 245-253.

Royle, J. A., R. B. Chandler, C. Yackulic y J. D. Nichols. 2012. Likelihood analysis of species occurrence probability from presence-only data for modelling species distributions. *Methods in Ecology and Evolution* 3: 545-554.

Sanchez-Cuervo, A. M., T. M. Aide, M. L. Clark y A. Etter. 2012. Land cover change in Colombia: surprising forest recovery trends between 2001 and 2010. *PLoS ONE* 7: e43943.

Stohlgren, T. J., C. S. Jarnevich, E. E. Wayne y J. T. Morisette. 2001. Bounding species distribution models. *Current Zoology* 57: 642-647.

Foto: D. Lizcano.

Lámina 1a. Danta de montaña (*Tapirus pinchaque*).

Foto: D. Lizcano.

Lámina 1b. Individuo silvestre de danta de montaña (*Tapirus pinchaque*) observado en el río Otún. Parque Regional Ucumari, Colombia.

Lámina 2a. Paisajes de la danta de montaña (Tapirus pinchaque).

Lámina 2b. Paisajes de la danta de montaña (Tapirus pinchaque).

La cacería, amenaza potencial para la dinámica poblacional de pacaranas (*Dinomys branickii*) en Colombia

Carlos A. Saavedra-Rodríguez

Resumen. La cacería es una amenaza para la biodiversidad y se practica sobre algunas especies neotropicales de mamíferos amenazados. El pacarana (*Dinomys branickii;* 6-12 kg; VU) es un roedor neotropical amenazado que se caza para el consumo de carne y en algunas localidades de los Andes de Colombia, por diversión. No existe información sobre la ecología de poblaciones silvestres de la especie, por lo que no hay evaluaciones sobre el impacto de la cacería. El pacarana presenta relativamente mayor tamaño corporal, largos periodos de gestación y especificidad en el uso de hábitat comparativamente con otros roedores de tamaño mediano (6-12 kg). Estas características están asociadas al riesgo de extinción en especies, y por lo tanto, la cacería seguramente es una amenaza que puede acentuar la propensión a la extinción en el pacarana. Se simuló la dinámica de poblaciones hipotéticas de la especie con el uso del programa Vortex y con información de proporción de sexos al nacer, natalidad, mortalidad y longevidad, y se construyeron escenarios de diferentes cantidades de individuos extraídos. Los resultados muestran que con la extracción de individuos las poblaciones proyectadas a 100 años tienden a la reducción de hasta el 60%. Estos análisis demuestran que la especie es propensa a la extinción y que las poblaciones son sensibles a la extracción de individuos, por lo que la cacería afecta negativamente las poblaciones y, sumada a la reducción de hábitat por la fragmentación, acentúa el riesgo de extinción de la especie en los Andes de Colombia. La cacería afecta directa e indirectamente las poblaciones silvestres y además afecta funciones ecológicas. En el caso del pacarana la afectación de funciones asociadas a la especie en los ecosistemas andinos transformados de Colombia puede convertirlo en una presa potencial de mamíferos carnívoros medianos y grandes.

Palabras clave. Cacería. Roedores. Dinomydae. Andes. Vortex.

Abstract. Hunting is a threat to biodiversity, which is practiced on some Neotropical endangered mammals. The pacarana (*Dinomys branickii*; 6-12 kg.; VU) is a threatened Neotropical species, hunted for meat and recreation in some places in the Colombian Andes. There is little ecological information about this niche specific rodent. Pacaranas choose habitats between 1500-2800 m.a.s.l, on Andean slopes that contain natural rock refuges. They are more herbivorous than pacas (*Cuniculus sp.*) and forage around their refuges that to up to certain point define the location and area of their territory. The impact of hunting on pacaranas has not been evaluated. Due to its size the pacarana presents long gestation periods, small litters and high niche specificity compared to other medium sized rodent. The life history traits make them highly vulnerable to extinction risk and little tolerant to hunting. Population dynamic models where were carried out through hypothetical simulations in Vortex program. I used

information of births, sex ratios, deaths and longevity, with variations in different extraction rates of individuals. The simulations show that populations projected to 100 years show up to a 60% reduction in the population. These simulations support high extinction risk effects for the species driven by low tolerance of the population to hunting or individual removal. Habitat erosion and lowered pacarana populations may affect their predators, mainly jaguars (*Panthera onca*; 70 kg; NT), pumas (*Puma concolor*; 50 kg; LC) and ocelot (*Leopardus pardalis*; 10 kg; LC) with a lowered available prey base. Hunting combined with high niche specificity in the face of habitat fragmentation increases the extinction risk even more for Colombian Andean pacarana populations.

Key words. Hunting. Rodents. Dinomydae. Andes. Vortex.

Introducción

La cacería es una actividad determinante en el manejo de la conservación de la fauna silvestre, ya que es una de las principales amenazas para la biodiversidad (Milner-Gulland *et al*. 2003, Naranjo y Bodmer 2007). La sobre-caza puede llevar a la extirpación local de poblaciones e incluso a la extinción global de las especies (Peres 2001, Price y Gittleman 2007). En el Neotrópico la cacería no es sostenible sobre todas las poblaciones o especies (Milner-Gulland *et al*. 2003, Robinson y Bennett 2004, Zapata-Ríos *et al*. 2009), sin embargo, es practicada sobre una amplia variedad de vertebrados terrestres. Entre los grupos biológicos más afectados se destacan algunos mamíferos ampliamente perseguidos (p.e. *Tapirus* spp, *Saguinus* spp) y otros, como los roedores de tamaño mediano, que son bastante apetecidos (Fa *et al*. 2002, Robinson y Bennett 2004). Cabe resaltar que existen más de una docena de roedores de tamaño mediano (6-12 kg) y al menos siete están en Colombia (Solari *et al*. 2013).

Aunque la cacería es ilegal en Colombia, con consideraciones para territorios étnicos, la actividad es frecuente en algunas zonas y algunas de las especies cazadas son precisamente roedores de tamaño mediano como las borugas o guaguas (*Cuniculus* spp), el pacarana o la guagua loba (*Dinomys branickii*) y los guatines o ñeques (*Dasyprocta* spp) (ver Parra-Colorado *et al*. 2014, Racero-Casarrubia *et al*. 2008, De La Ossa y De La Ossa-Lacayo 2011). De estas especies, en la zona andina la guagua de montaña (*C. taczanowskii*) y el pacarana están amenazados de extinción a nivel global (Tirira *et al*. 2008a; 2008b), incluida Colombia (Alberico *et al*. 2006, Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial en Resolución No.383 de 2010) y algunas de sus regiones (p.e. Castillo-Crespo y González-Anaya 2007).

El pacarana pertenece al grupo de los roedores caviomorfos suramericanos, animales con un par de mamas (tetinas), cuatro dígitos en la parte delantera del pie y tres dígitos en la pata trasera, así como características óseas y musculares en la cabeza y mandíbulas que les permiten una fuerte mordedura hacia delante. Comparativamente con otros roedores, los caviomorfos tienen cabeza grande, el cuerpo es rechoncho, sus patas y rabo son cortos y sus camadas son poco numerosas (Lámina 1a). El pacarana es de tamaño mediano, un macho adulto puede alcanzar hasta los 15 kg, se alimenta de vegetales y posee hábitos gregarios. White y Alberico (1992)

mencionan que los grupos pueden alcanzar hasta los ocho individuos.

El área de distribución del pacarana abarca la región andina y algunas localidades de la Amazonia peruana y brasileña, estando presente en Brasil, Bolivia, Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela (White y Alberico 1992) (Lámina 1 b-d). No obstante, su presencia es discontinua y asociada principalmente a los Andes y al piedemonte de las cordilleras. Aunque hay más de un centenar de registros de presencia en localidades a lo largo de la extensión de su distribución en elevaciones entre 300 y 3400 m. s. n. m (GBIF; www.gbif.org), en Colombia (Sánchez *et al.* 2004, Escobar-Lasso *et al.* 2013, Saavedra-Rodríguez *et al*. 2012a, 2012b, 2014, Arias-Alzate *et al*. 2014) sus patrones de distribución y abundancia son poco conocidos y muchos autores mencionan su baja frecuencia en las muestras (p. e. Gómez *et al*. 2001, Tobler *et al.* 2008). La estimación más reciente establece que en una localidad de los Andes de Colombia se pueden encontrar hasta ocho grupos por km^{-2} (promedio = 4,3 individuos por grupo) y que un grupo puede usar hasta dos hectáreas como área de actividad (Saavedra-Rodríguez *et al.* 2012b).

El pacarana presenta adaptaciones anatómicas que le permiten vivir en zonas escarpadas con cobertura boscosa, en donde encuentra refugio en espacios entre rocas para los grupos familiares. En el análisis sobre el uso del hábitat de la especie en los Andes de Colombia, Saavedra-Rodríguez y *et al*. (2012b) encontraron evidencia de la importancia de la disponibilidad de refugios naturales cerca a cursos de agua para los individuos y del tamaño de parches de bosques para la presencia de la especie en localidades andinas. Estudios recientes han identificado que factores ambientales, como la topografía y el clima, son determinantes para su presencia (Saavedra-Rodríguez *et al*. 2014, en prep.).

Pese a que el sistema nacional de áreas protegidas de Colombia parece garantizar la presencia y persistencia de los hábitats del pacarana en los Andes, la especie habita territorios fuera de áreas protegidas, donde usa parches y tiras de bosque asociadas a cursos de agua, pues allí encuentra refugio y alimento. La posibilidad de usar estos hábitats relictuales de los paisajes con matrices de uso antrópico andinos, sugiere que las poblaciones posiblemente no estén aisladas y que las tiras de hábitat son elementos conectores que facilitarían el intercambio de individuos (Saavedra-Rodríguez *et al*. 2012b). En estos paisajes, los hábitats están reducidos a parches, la presencia humana es mayor y la cacería es una amenaza potencial para la dinámica de sus poblaciones. No obstante, aún se desconoce el estado de las poblaciones, ya que no hay datos ni mucho menos estudios que evalúen el impacto de la pérdida de hábitat o de la cacería.

El pacarana es cazado por comunidades indígenas de la Amazonia, aunque no es una especie apetecida (Sánchez y Vásquez 2007, Lima *et al*. 2008), y la extracción de individuos por estas comunidades no excede el 5% de la biomasa consumida por año. En los Andes de Colombia, el pacarana enfrenta presión de cacería (Saavedra-Rodríguez *et al*. 2012a, 2012b, Sierra-Giraldo y Escobar-Lasso 2014) y la actividad no siempre se hace para el consumo de proteína (Saavedra-Rodríguez obs. pers.). En algunas localidades, los pacaranas son perseguidos y capturados para la diversión de los cazadores (Saavedra-Rodríguez obs. pers.). Este tipo de motivación tiene el agravante de concebir la persecución de

la especie como una actividad recreativa y que los individuos capturados sean vistos como trofeos.

Para conocer el impacto de la cacería sobre poblaciones de especies, habitualmente se usa la información proveniente de incautaciones y de mercados de carnes de monte (p. e. Fa *et al*. 2002). También se realizan estimaciones de tendencias poblacionales (p.e. Peres 2001. Milner *et al*. 2007) y de aprovechamiento por comunidades (p.e. Ohl-Schacherer *et al.* 2007, Zapata-Ríos *et al*. 2009). Este tipo de aproximaciones son limitadas para los Andes de Colombia, pues no se cuenta con un conocimiento detallado acerca de la ecología reproductiva o abundancia de las especies objeto de caza. Además, las incautaciones realizadas por las autoridades son esporádicas y las comunidades son renuentes a brindar información.

El problema que da origen a esta nota es justamente el desconocimiento sobre el potencial impacto de la cacería sobre las poblaciones de pacaranas en los Andes de Colombia. Para tener una aproximación al respecto, se emplea una aproximación simulada de una población hipotética empleando los datos disponibles y proponiendo supuestos sobre reproducción para evaluar el efecto relativo de la extracción de individuos sobre la dinámica poblacional.

Métodos

Se usó el modelo de simulación estocástico incluido en el software Vortex 9.9 (Lacy 1993, Lacy y Pollak 2013), por medio del cual se analizaron los procesos que influyen en la dinámica de una población hipotética de pacaranas. Aunque estos análisis se hacen sobre una población, el objetivo fue aproximarse a la comprensión relativa de los mecanismos que influyen en la variación numérica de la población y determinar el impacto de la extracción de individuos. Este modelo considera datos de historia de vida, tasas de mortalidad y tasas reproductivas. La opción del uso de Vortex se consideró porque es un programa de acceso público y brinda resultados relativos (no absolutos) comparables entre diferentes escenarios.

El Vortex simula comenzando con una matriz-Lesslie computacional, con subprogramas que controlan inmigración y un ajuste en las tasas de supervivencia y fertilidad para dependencia de la densidad, estocasticidad demográfica y ambiental, y un efecto Allee. Para cada combinación de condiciones de entrada, la dinámica poblacional fue simulada en 1000 iteraciones y cada simulación se hizo para 100 años de duración, tiempo en el que se visualizan las respuestas relativas de la población y en que se pueden proyectar acciones de manejo para la conservación. El número inicial de adultos (≥ 2 años de edad) de la población hipotética fue de 500 individuos y se estimó el porcentaje promedio de reducción del tamaño poblacional de las simulaciones como indicador de la presión selectiva, el cual señala la respuesta relativa respecto a las diferentes cantidades de individuos adultos extraídos de la población.

Para usar Vortex es necesario conocer el sistema de reproducción, edad de la primera reproducción, tamaño de camada, edad máxima de reproducción, proporción de sexos al nacer, porcentaje de hembras que no producen crías, porcentaje de hembras que producen crías y mortalidades por edades (Miller y Lacy 2005). Como muchos de estos datos no están disponibles, se recopiló información publicada obtenida de individuos en cautiverio (Collins y Eisenberg 1972,

Weir 1974, Millar y 1983, Merrit 1984, White y Alberico 1992, Ernest 2003) y datos sobre proporción de sexos al nacer, fecha de nacimiento y de muerte de las historias clínicas sobre la colonia de pacaranas cautivas en la Fundación Zoológica de Cali (donde desde los años ochenta se tuvo el grupo más grande y en reproducción de pacaranas cautivas), con lo cual se obtuvo la edad en que las hembras tienen el primer parto viable y la edad de muerte (Tabla 1). Esto, con el fin de simular escenarios de dinámica poblacional para obtener una primera aproximación con los datos disponibles. No se empleó información de otras especies de caviomorfos afines en tamaño porque las relaciones filogenéticas son distantes y, por tanto, se consideraron ecológica o evolutivamente no relevantes para sopesar la ausencia de datos disponible sobre pacaranas.

Tamaño de camada. De acuerdo a los datos disponibles acerca de la biología de pacaranas, luego de 260 días dan a luz de uno a, excepcionalmente, cuatro individuos (Germán Corredor y Carlos A. Galvis - Fundación Zoológica de Cali, com. pers). Se consideró 12 meses como el intervalo entre nacimientos, asumiendo que la especie tuviese un estro postparto y entrase en preñez. Teniendo en cuenta los datos de cautiverio, se estableció un promedio de 1,51 individuos por parto.

Tasas de supervivencia para juveniles y adultos. No hay estimaciones de supervivencia de individuos de *Dinomys* en estado silvestre, por tanto, se consideraron las de la población cautiva de la Fundación Zoológica de Cali. Para la estimación, a cada individuo se le asignó un intervalo de edad y se calculó la expectativa de vida, mortalidad y supervivencia por edades (Ricklefs 1998). Las clases de edad corresponden a (1) 0 años-5 meses para neonatos (hasta el destete), (2) de 5 meses a 22 meses para juveniles

Tabla 1. Parámetros poblacionales de *Dinomys* usados en la simulación de la dinámica de una población hipotética.

VARIABLE	VALOR
Número de iteraciones	1000
Número de años	100
Definición de extinción	Sólo un sexo sobrevive
Número de poblaciones	1
Equivalentes letales*	3,14
% Necesivos letales	50
Sistema reproductivo	Poligamia a largo plazo
Edad de la primera reproducción de hembras	1,8
Edad de la primera reproducción de machos	2,25
Máxima edad de reproducción	12,24
Máximo número de camadas por año	1
Máximo número de crías por camada	3
Relación de los sexos al nacer	54,35
% Hembras adultas reproductivas	28,6
Número de crías por hembra por camada	1,51
Desviación estándar	0,57
Mortalidad de hembras de 0 a 1 año.	24,29
Mortalidad anual de hembras mayores a un año.	24,77
Mortalidad de machos de 0 a 1 año.	38,64
Mortalidad de machos de 1 a 2 años.	25,93
Mortalidad anual de machos mayores a dos años.	22,64
% Machos reproductivos	50
Tamaño poblacional inicial	500
Capacidad de carga (k)	700

.* Datos del Vortex©

(hasta la madurez reproductiva) y (3) 22 a 144 meses para adultos. Se estimaron tres posibles valores para la supervivencia: para hembras entre 0 y 1 año y adultas 0,75; para machos de 0 a 1 años 0,6, de 1 a 2 años 0,75 y para adultos 0,78).

Longevidad. Aunque la mayor edad de vida registrada para pacaranas es 15 años en un individuo senil (Moraes-Santos *et al*. 1998), se asumió un máximo de 12 años en todas las simulaciones con base a los datos de los individuos de la Fundación Zoológica de Cali.

Capacidad de carga (K). Está dada por el número de adultos por unidad de área (km^2). Aunque la especie presenta comportamiento social que permite suponer que la densidad de hembras se regula principalmente por los recursos de alimentos, mientras que la densidad de machos se diera por las interacciones territoriales, en el modelo se asumió una sola capacidad de carga (K) para adultos de ambos sexos y que la proporción de sexos es de 1:1.

El tamaño inicial de la población base del análisis se estableció bajo el concepto de tamaños mínimos para poblaciones viables (PMV) (Soulé 1987). Es decir, el número de individuos que asegurarían que una población persista en un ambiente natural y un periodo de tiempo determinado, siempre y cuando las condiciones se mantengan (Shaffer 1981, Reed *et al*. 2003). Traill y *et al*. (2007, 2010) proponen, cuando no existe información demográfica, se emplee un tamaño de ~ 5000 individuos para que las especies (o taxa) mantengan su potencial evolutivo. No obstante, se trabajó con 500 individuos como el tamaño inicial de una población y se trabajó con una capacidad de carga de 700 individuos (K = 700). Aunque este número es menor al 10% de las propuestas recientes de PMV, se acerca al cálculo obtenido con el único estimativo de abundancias de una población silvestre en los Andes de Colombia, en las mejores condiciones de hábitat, donde se tiene una abundancia de 5 a 10 grupos / km^2 y los grupos están conformados por entre 4 y 5 individuos (Saavedra-Rodríguez *et al*. 2012). A la vez, el análisis se realizó para establecer valores relativos y no absolutos respecto al tamaño de la población inicial.

Catástrofes que reducen la capacidad de carga. En las corridas no se consideró reducción de capacidad de carga (K) por catástrofes.

Reproducción. Se usó como máxima edad de reproducción los 12 años de edad y 2 años como la edad en que alcanzan la madurez sexual (Figura 1). En todas las simulaciones se modeló la estocasticidad demográfica y no se consideró el efecto del ambiente.

Sistema reproductivo. Se consideró la opción poligamia a largo plazo, que establece que la especie usa parches de recursos dispersos en un área y que forma grupos reproductivos que, al parecer, permanecen estables. El modelo clásico de la poligamia potencial propuesto por Emlen y Oring (1977) es el que más se ajusta a las observaciones sobre *Dinomys*. Este modelo enlaza la ecología de los sistemas de apareamiento y postula que las limitaciones ecológicas limitan el grado en que la selección sexual puede funcionar. La hipótesis afirma que cuando los recursos críticos se distribuyen homogéneamente en el medio, hay pocas oportunidades para su monopolización. Por tanto, los individuos de una población tienden a dispersarse uniformemente y rara vez se encontrarán con múltiples compañeros. Por el contrario, si los recursos están heterogéneamente distribuidos, estos llegan a algunos individuos (en mamíferos, por lo general a los machos) que tienen la capacidad de

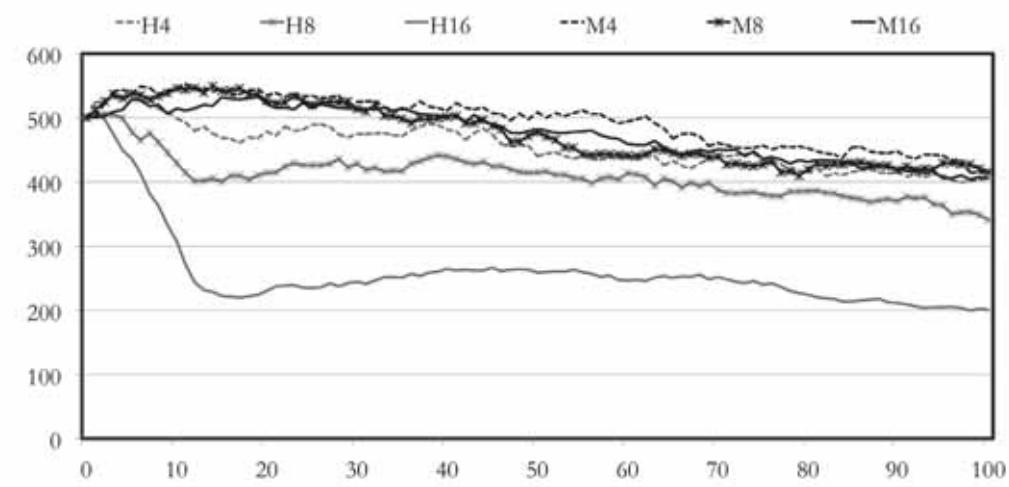


Figura 1. Abundancia simulada en Vortex de una población hipotética de pacaranas (*Dinomys branickii*) con tamaño inicial de 500 individuos y con tasas de extracción de 4, 8 y 16 individuos por año. Hembras (H4, H8 y H16) y de machos (M4, M8 y M16).

defender los parches de recursos y, finalmente, a monopolizar grupos de hembras (Orians 1969).

El modelo de la poligamia predice que la distribución uniforme de recursos conduce a una vida solitaria a la monogamia, mientras que los recursos distribuidos irregularmente conducen a la formación de grupos a la poligamia (Emlen y Oring 1977, Maher y Burger 2011). Por último, se consideró que el porcentaje de machos en el "pool" genético es de 50% y que el porcentaje de machos que producen descendencia es de 22,5%.

Denso-dependencia. En las simulaciones con tasas de supervivencia sin denso-dependencia, el número de adultos en 100 años excede la capacidad de carga (K) porque la denso-independencia produce un tamaño poblacional poco realista (Beier 1993). Vortex puede modelar la dependencia de densidad como una función del tamaño de la población, pero no hay datos específicos que soporten la existencia de un modo o intensidad de dependencia de la densidad sobre el éxito reproductivo en la especie. Por lo anterior la denso-dependencia no se incluyó en los análisis.

Extracción de individuos. El pacarana es cazado a lo largo de su distribución (Sánchez y Vásquez 2007, Lima *et al.* 2008) y en los Andes de Colombia se hace extracción dirigida de individuos con fines de entretenimiento o para consumo por algunos individuos de comunidades en algunas localidades (Saavedra-Rodríguez obs. pers). Entre junio 2005 a junio de 2006 y de enero 2009 a diciembre de 2010, con la ayuda de los habitantes, se estimó la cantidad de individuos cazados para la localidad. Los habitantes registraron los eventos de caza ocurridos con base en disparos de armas y observaciones directas sobre individuos capturados por cazadores. El cálculo de individuos extraídos fue 8 a 32 individuos / año y la caza anual es de 1 a 8 individuos / km para un área de 80 km.

En los escenarios de la extracción de individuos se consideraron las estimaciones sobre extracción de adultos y se estableció que pueden ocurrir en una localidad con hábitats óptimos, es

decir, con las mejores condiciones de hábitat (n_0 = 500, K = 700). Por tanto, se realizaron análisis con datos de extracción anual de individuos, desde el año 0 al 100, para evaluar si la población podría tener capacidad de recuperarse en caso de tener la misma tasa de extracción anual. Los valores de extracción de individuos usados fueron: a) 4, b) 8 y c) 16 machos cazados, d) 4, e) 8, f) y 16 hembras cazados.

Resultados y discusión

Los seis escenarios con cacería predicen diferentes porcentajes de reducción del tamaño de las poblaciones. Los escenarios con extracción de machos disminuyen en cerca del 20% de la población inicial y la extracción de hembras muestra valores del 20 al 60%, siendo el escenario con extracción de 16 hembras al año el que muestran disminución más pronunciada.

Las simulaciones de dinámica poblacional, aunque preliminar por la limitación en los datos existentes, permite visualizar que el pacarana tiene las características necesarias para que se considere que las poblaciones de especie son propensas a disminuir el tamaño si se enfrenta a presiones. En todos los casos analizados de una población de 500 individuos, la tendencia es a la reducción de hasta del 60%. Por tanto, si los datos y los supuestos planteados se cumplen, las poblaciones no toleran la extracción de individuos en las tasas simuladas.

El resultado obtenido muestra la mayor influencia de la disponibilidad de hembras adultas para la persistencia de poblaciones de pacarana ya que las hembras son la fuente productora de progenie. Esto, sumado al comportamiento social de formar grupos, permite que haya un número de animales disponibles para la reproducción y, por tanto, las posibilidades de crecimiento de la población mejoran y disminuye la probabilidad de extinción. Esta condición reproductiva seguramente se ve favorecida por la disminución del riesgo de depredación como factor de mortalidad, que en el pacarana se asocia con el uso de refugios en sitios de difícil acceso para depredadores y de usar los refugios como centro de actividad de los individuos. Pero, la dificultad de acceder a los refugios es precisamente el atractivo para la persecución de la especie en algunas localidades de los Andes de Colombia.

El pacarana hace parte de la biodiversidad de los paisajes andinos de Colombia y vive en los elementos relictuales del hábitat natural. En estos paisajes la fragmentación ha dejado porciones de hábitats de diferente dimensión y calidad que usan varias especies, incluido el pacarana. Así que aún persisten hábitats usados por jaguares (*Panthera onca*), pumas (*Puma concolor*), osos (*Tremarctos ornatus*), tigrillos (*Leopardus* sp.), entre otros carnívoros, de los cuales el pacarana es presa (White y Alberico 1992). La presencia del pacarana contribuye en la buena calidad de los hábitats para estos carnívoros en los paisajes andinos fragmentados de Colombia.

Para los hábitats andinos, la cacería es una fuerte amenaza que se suma al detrimento de las poblaciones (Parra-Colorado *et al*. 2014) y que no solo afecta a las especies perseguidas sino a las funciones ecológicas que estas cumplen. Los bosques tropicales agotados por defaunación experimentan reducciones drásticas de la dispersión de semillas, patrones alterados del reclutamiento de árboles y cambios en la abundancia relativa de especies (Cordeiro y Howe

2001, Wang *et al.* 2006, Andresen y Laurance 2007, Forget *et al.* 2007, Wright *et al.* 2007). En adición, la ausencia de presas para grandes carnívoros seguramente limitará su ocurrencia y recrudecerá el conflicto con el ganado.

En comparación con otros roedores de tamaño mediano, *Dinomys* presenta un relativo tamaño mayor corporal, largos periodos de gestación (ver Jones *et al.* 2009), pequeño tamaño de camada, rareza ecológica (bajas densidades y especificidad de hábitat) y dieta herbívora (González y Osbahr 2013). En adición, la especie tiene una singularidad filogenética por ser el único representante viviente de la familia Dinomyidae. Estas características intrínsecas de la biología del pacarana pueden dar idea de la relativa propensión a la extinción, ya que algunas de estas se encuentran asociadas al riesgo de extinción en los miembros de un taxón (Purvis *et al.* 2000, Cardillo *et al.* 2005, Flather y Sieg 2007). A la vez, en el nivel poblacional, estas mismas características permiten sugerir que las poblaciones de pacarana, en caso de enfrentarse a situaciones adversas que reduzcan la cantidad de individuos (p.e. desastres naturales, o sobreexplotación por caza), tendrían baja capacidad para recuperarse (Heppell *et al.* 2000, Oli 2004). De hecho, Peres (2001) documentó la extinción de poblaciones por causas asociadas a la fragmentación y a la presión por cacería en una región de la Amazonia brasilera.

Si bien el análisis realizado y los argumentos planteados tienen limitaciones, estos soportan el principio base de precaución para la conservación de especies amenazadas, de las que se tiene poca información biológica y, además, son objeto de caza. Para esta aproximación teórica básica no es necesaria información demográfica detallada, inexistente en gran parte del Neotrópico y que requeriría grandes inversiones de tiempo y esfuerzos para obtenerse, para soportar que la cacería sea una amenaza para las poblaciones de ciertas especies.

Este análisis puede ser una base conceptual para el trabajo de especies sobre las que no exista mucha información y sobre las cuales se puedan proyectar escenarios hipotéticos para obtener tendencias poblacionales. Los resultados que se obtengan, que son relativos y tendenciales, han de ser la base para proponer acciones para la conservación y manejo de especies en paisajes transformados, donde se combina la interacción con comunidades humanas y la conservación de las especies.

Bibliografía

Alberico, M. y K. Osbarh. 2006. Guagua Loba *Dinomys branickii*. Pp. 297-301. *En*: Rodríguez-Mahecha, J.V., M. Alberico, F. Trujillo y J. Jorgenson (Eds.). 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.

Andresen, E. y S. G. W. Laurance 2007. Possible indirect effects of mammal hunting on dung beetle assemblages in Panama. *Biotropica* 39: 141-146.

Arias-Alzate, A., C. A. Delgado-V. y D. Restrepo Marín. 2014. Registros notables de la guagua loba *Dinomys branickii* (Rodentia: Dinomyidae) en Antioquia, Colombia. *Notas Mastozoológicas* 1: 9-11.

Beier, P. 1993. Determining minimum habitat areas and habitat corridors for cougars. *Conservation Biology* 7: 94-108.

Cardillo M., G. M. Mace, K. E. Jones, J. Bielby, O. R. P. Bininda-Emonds, W. Sechrest, C. D. L. Orme y A. Purvis. 2005. Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. *Science* 309:1239-1241.

Castillo-Crespo, L. S. y M. González-Anaya. 2007. Avances en la implementación del plan de acción en biodiversidad del Valle del Cauca. Dirección Técnica Ambiental, Grupo Biodiversidad. Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca CVC, Cali. 86 pp.

Collins L. R. y J. F Eisenberg 1972. Notes on the behaviour and breeding of pacaranas (*Dinomys branickii*) in captivity. *International Zoo Yearbook* 12: 108-114.

Cordeiro N. J. y H. F. Howe 2001. Low recruitment of trees dispersed by animals in African forest fragments. *Conservation Biology* 15: 1733-1741.

De La Ossa, V., J. y A. De La Ossa-Lacayo. 2011. Cacería de subsistencia en San Marcos, Sucre, Colombia. *Revista Colombiana de Ciencia Animal* 3: 203-224.

Emlen, S. T. y L. W. Oring. 1977. Ecology, sexual selection, and the evolution of mating systems. *Science* 197: 215–223.

Ernest, F. 2003. Life history characteristics of placental non-volant mammals. *Ecology* 84:3402-3402.

Escobar-Lasso, S., J. Cerón-Cardona y J. H. Castaño. 2013. Los mamíferos de la cuenca del río Chinchiná, en la región andina de Colombia. *Therya* 4; 139-155.

Fa, J. E., C. A. Peres, y J. Meeuwig. 2002. Bushmeat exploitation in tropical forests: an intercontinental comparison. *Conservation Biology* 16:232-237.

Flather, C. H. y C. H. Sieg. 2007. Species rarity: definition, classification, and causes. Pp. 40-66. *En*: Raphael M. G. y R. Molina (Eds.). Conservation of rare or little-known species: biological, social, and economic considerations. Island Press, Washington, DC.

Forget, P. M. y P. A. Jansen. 2007. Hunting Increases dispersal limitation in the tree *Carapa procera*, a nontimber forest product. *Conservation Biology* 21: 106–113.

Gómez, H., R. B Wallace y C. Veitch. 2001. Diversidad y abundancia de mamíferos medianos y grandes en el noreste del área de influencia del Parque Nacional Madidi durante la época húmeda. *Ecología en Bolivia* 36:17-29.

González, J. L. y K. Osbahr. 2013. Composición botánica y nutricional de la dieta de *Dinomys branickii* (Rodentia: Dinomyidae) en los Andes Centrales de Colombia. *Revista U.D.C.A Actualidad y Divulgación Científica* 16: 235-244.

Heppell, S. S., H. Caswell y L. B. Crowder. 2000. Life histories and elasticity patterns: perturbation analysis for species with minimal demographic data. *Ecology* 81:654-665.

Jones, K. E., J. Bielby, M. Cardillo, S. A. Fritz, J. O'Dell, C. D. L. Orme, K. Safi, W. Sechrest, E. H. Boakes, C. Carbone, C. Connolly, M. J. Cutts, J. K. Foster, R.

Grenyer, M. Habib, C. A. Plaster, S. A. Price, E. A. Rigby, J. Rist, A. Teacher, O. R. P. Bininda-Emonds, J. L. Gittleman, G. M. Mace y A. Purvis. 2009. PanTHERIA: a species-level database of life history, ecology, and geography of extant and recently extinct mammals. *Ecology* 90:2648.

Lacy, R. C. 1993. VORTEX: A computer simulation model for Population Viability Analysis. *Wildlife Research* 20:45-65.

Lacy R. C. y J. P. Pollak. 2013. Vortex: *A stochastic simulation of the extinction process*. Version 10.0. Chicago Zoological Society, Brookfield, Illinois, USA.

Lima, P. A., L. B. Fortini, F. R. S. Kaxinawa, A. M. Kaxinawa, E. S. Kaxinawa, A. P. Kaxinawa, L. S. Kaxinawa, J. M. Kaxinawa y J. P. Kaxinawa. 2008. Indigenous collaborative research for wildlife management in Amazonia: the case of the Kaxinawá, Acre, Brazil. *Biological Conservation* 141:2718–2729.

Maher, C. R. y J. R. Burger 2011. Intraspecific variation in space use, group size, and matingsystems of caviomorph rodents. *Journal of Mammalogy* 92: 54–64.

Merrit O. A. Jr 1984. *The pacarana Dinomys branickii*. Pp. 154-161 *En*: One medicine Ryder, O.A. y M.L. Byrd, Eds. Spinger Verlag, New York.

Millar J. y R. M. Zammuto 1983. Life histories of mammals: an analysis of life tables. *Ecology* 64: 631-635.

Miller, P. S y R. C. Lacy 2005. VORTEX: A stochastic simulation of the extinction process. Version 9.50 User's Manual. Apple Valley, MN: Conservation Breeding Specialist Group (SSC/IUCN).

Milner, J. M., E. B. Nilsen y H. P. Andreassen. 2007. Demographic side effects of selective hunting in ungulates and carnivores. *Conservation Biology* 21:36-47.

Milner-Gulland, E. J., E. Bennett, K. Abernethy, M. Bakarr, R. Bodmer, J. S. Brashares, G. Cowlishaw, P. Elkan, H. Eves, J. Fa, C. A. Peres, C. Roberts, J. Robinson, M. Rowcliffe, y D. Wilkie 2003. Wild meat: The big picture. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 351–57.

Ministerio del Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. 2010. Resolución No. 383, "Por la cual se declaran las especies silvestres que se encuentran amenazadas en el territorio nacional y se toman otras determinaciones". 23 de Febrero de 2010. 29 pp.

Moraes-Santos, H, J. Ferigolo y C. Marros. 1998. Artrose em um espécime senil de *Dinomys branickii* de cativeiro (Rodentia, Caviomorpha, Dinomyidae). *Biociências* 6: 175-183.

Naranjo, E. J. y R. E. Bodmer. 2007. Source-sink systems and conservation of hunted ungulates in the Lacandon forest, Mexico. *Biological Conservation* 138: 412–420.

Ohl-Schacherer, J., G. H. Shepard Jr., H. Kaplan, C. A. Peres, T. Levi y D. W. Yu. 2007. The sustainability of subsistence hunting by Matsigenka native communities in National Manu Park, Peru. *Conservation Biology* 21: 1174-1185.

Oli, M. K. 2004. The fast-slow continuum and mammalian life-history patterns: an empirical evaluation. *Basic and Applied Ecology* 5: 449-463.

Orians, G. H. 1969 On the evolution of mating systems in birds and mammals. *American Naturalist* 103: 589–603.

Parra-Colorado, J. W., A. Botero-Botero y C. A. Saavedra-Rodriguez. 2014. Percepción y uso de mamíferos silvestres por comunidades campesinas andinas de Génova, Quindío, Colombia. *Boletín Científico Museo de Historia Natural de Universidad de Caldas* 18: 78-93.

Peres, C. A. 2001. Synergetic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation in Amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology* 15: 1490-1503.

Price, S. A. y J. L. Gittleman. 2007. Hunting to extinction: biology and regional economy influence extinction risk and the impact of hunting in artiodactyls. *Proceeding of the Royal Society of Biology* 274: 1845–1851.

Purvis, A., J. L. Gittleman, G. Cowlishaw y M. G. Mace. 2000. Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings of the Royal Society B: Biology* 267: 1947–1952.

Racero-Casarrubia, J. A., C. C. Vidal, O. D. Ruiz y J. Ballesteros. 2008. Percepción y patrones de uso de fauna silvestre por las comunidades indígenas Embera Katíos en la cuenca del rio San Jorge, zona amortiguadora del PNN-Paramillo. *Revistas de Estudios Sociales* 31: 118-131.

Reed, D. H., J. J. O'Grady, B. W. Brook, J. D. Ballou y R. Frankham. 2003. Estimates of minimum viable population sizes for vertebrates and factors influencing those estimates. *Biological Conservation* 113: 23–34.

Ricklefs, R. E. 1998. *Invitación a la ecología: la economía de la naturaleza*. Cuarta edición. Editorial Médica Panamericana, Buenos Aires, Argentina. 692 pp.

Robinson, J. G. y E. L. Bennett. 2004. Having your wildlife and eating it too: an analysis of hunting sustainability across tropical ecosystems. *Animal Conservation* 7: 397-408.

Saavedra-Rodríguez, C. A., G. H. Kattan, K. Osbahr y J. G. Hoyos. 2012a. Multiscale patterns of habitat and space use by the pacarana *Dinomys branickii*: factors limiting its distribution and abundance. *Endangered Species Research* 16: 273–281.

Saavedra-Rodríguez, C. A., K. Oshbar, V. Rojas-Díaz, N. Roncancio-Duque, C. A. Ríos- Franco, C. Gutiérrez-Chacón, C. Gómez-Posada, P. A. Giraldo, J. A. Velasco y P. Franco. 2012b. Plan de conservación y manejo de la guagua loba (*Dinomys branickii*). Sistema regional de áreas protegidas del Eje cafetero Colombiano. WCS Colombia. Gráficas Buda S.A.S. Pereira, Colombia. 70 pp.

Saavedra-Rodríguez, C. A., J. D. Corrales-Escobar y A. Giraldo-López. 2014. Confirmación de la presencia y nuevos registros del pacarana (Rodentia: Dinomyidae: *Dinomys branickii)* en Colombia. *Mastozoologia Neotropical* 21:151-156.

Sánchez, F., P. Sánchez-Palomino. y A. Cadena. 2004. Inventario de mamíferos en un bosque de los andes centrales de Colombia. *Caldasia* 26: 291-309.

Sánchez, A. y P. Vásquez. 2007. Presión de caza de la comunidad nativa Mushuckllacta de Chipaota, zona de amortiguamiento del Parque Nacional Cordillera Azul, Perú. *Ecología Aplicada* 6: 131-138.

Shaffer M. L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* 31: 131–134.

Sierra-Giraldo, J. A. y S. Escobar-Lasso. 2014. Observaciones de campo sobre la cacería de *Dinomys branickii* y *Cuniculus taczanowskii* (Mammalia: Rodentia) en fragmentos de bosque sub-andino en la Cordillera Central de Colombia. *Biota* 22: 21-34.

Solari, S., Y. Muñoz-Saba, J. V. Rodríguez-Mahecha, T. R. Defler, H. E. Ramírez-Chaves y F. Trujillo. 2013. Riqueza, endemismo y conservación de los mamíferos de Colombia. *Mastozoología Neotropical* 20: 301-365.

Soulé, M. E. 1987. Viable populations for conservation. Cambridge: Cambridge Univ. Press, 189 pp.

Tirira, D., J. Vargas y J. Dunnum. 2008a. *Dinomys branickii*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <www.iucnredlist.org>. Acceso 31 Mayo 2015.

Tirira, D., C. Boada y J. Vargas. 2008b. *Cuniculus taczanowskii*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <www.iucnredlist.org>. Acceso 31 Mayo 2015.

Tobler, M. W., S. E. Carrillo-Percastegui, R. L. Pitman, R. Mares y G. Powell. 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation* 11: 169–178.

Wang, B. C., M. T Leong, T. B. Smith y V. L. Sork. 2006. Ecological repercussions of extirpating mammals: reduced seed removal and dispersal of the Afrotropical tree, *Antrocaryon klaineanum* (Anacardiaceae). *Biotropica* 38: 792-79.

Traill, L. W., C. J. A. Bradshaw y B.W. Brook 2007. Minimum viable population size: A metanalysis of 30 years of published estimates. *Biological Conservation* 139: 159–166.

Traill, L. W., B. W. Brook, R.R. Frankham y C. J. A. Bradshaw. 2010. Pragmatic population viability targets in a rapidly changing world. *Biological Conservation* 143: 28–34.

Weir, B. J. 1974. Reproductive characteristics of hystrocomorph rodents. Pp 265-301. *En*: Rowlands, I.W. y B.J.Weir, (Eds). The biology of hystrocomorph rodents. Symposia of the Zoological Society of London 34: 1-482.

Wright, S. J., A. Hernandez y R. Condit 2007. The bushmeat harvest alters seedling banks by favoring lianas, large seeds, and seeds dispersed by bats, birds, and wind. *Biotropica* 39: 363-371.

White, T. G. y M. S. Alberico. 1992. *Dinomys branickii*. *Mammalian species* 410: 1-5.

Zapata-Ríos, G., C. Urgilés y E. Suárez. 2009. Mammal hunting by the Shuar of the Ecuadorian Amazon: is it sustainable? *Oryx* 3: 375–385.

Foto: E. Payán.

Lámina 1a. Guagua loba (*Dynomis branicki*).

Foto: N. Roncancio.

Lámina 1b. Guagua loba (*Dynomis branicki*).

Foto: C. Saavedra.

Lámina 1c. Paisaje en Planes de San Rafael, vertiente oriental de la Cordillera Occidental, Risaralda.

Foto: C. Saavedra.

Lámina 1d. Paisaje en vereda La Paloma, Santa Rosa de Cabal, zona de amortiguación del Distrito de Manejo de Suelo Campoalegre, Risaralda.

El oso andino (*Tremarctos ornatus*) fuera de las áreas protegidas en Colombia

Daniel Rodríguez

Resumen. El oso andino (*Tremarctos ornatus*; 70-195 kg; VU) es el único oso verdaderamente suramericano y su hábitat son los bosques andinos. La expansión de la frontera agrícola, la cacería por retaliación al conflicto, la infraestructura vial y la carencia de prácticas efectivas de conservación son sus amenazas. La cordillera ocupa el 3l,3% del país por encima de los 400 m s.n.m y constituye la columna vertebral de su estructura fluvial; contiene 326 áreas protegidas (AP): 66 nacionales, 170 regionales y 90 locales, que ocupan 49.528,64 km^2, el 10,3% de la región andina. Los bosques naturales ocupan cerca de 166.779 km^2; el 23,6% están protegidos. El 76,4% de los hábitats del oso son responsabilidad de 27 Corporaciones Autónomas Regionales (CAR's). Los hábitats potenciales se distribuyen en 83 parches. Los parches de hábitats que abarcan un gradiente altitudinal continuo se localizan en las vertientes andinas del Pacífico y Amazonas, y están amenazadas por cultivos ilícitos, conflicto armado y desarrollo de la infraestructura vial no proyectada ambientalmente. Solo un parche tiene más de 5.000 km^2 y ocho Parques Nacionales tienen extensiones entre 1.000 y 5.000 km^2. La conservación del oso fuera de las AP es responsabilidad de las CAR's, y solo cuatro han afrontado acciones de conservación.

Palabras clave. Fauna silvestre. Desarrollo. Conservación. Interacciones fauna-gente. Agua.

Abstract. The Andean bear (*Tremarctos ornatus*; 70-195 kg; VU) is the only actual South American bear and its habitat comprises Andean forests. The expansion of the agricultural frontier, the conflict retaliation hunting, the road infrastructure, and the lack of effective preservation practices are its threats. The mountain ranges cover 31.3% of the Colombian territory over 400 m.a.s.l., and constitute the backbone of its river structure. It has 326 Protected Areas (AP's): 66 nationally, 170 regionally, and 90 locally, which take up 49,528.64 km^2, 10.3 % of the Colombian Andean region. 166,779 km^2 belong to natural forests, of which 23.63% are protected. 76.4% of the bear habitats are under the responsibility of 27 Regional Autonomous Corporations (CAR's). Potential habitats are located in 83 patches. The habitat patches that cover a continuous altitudinal gradient are located on both the Andean Pacific and Amazon watersheds, which are threatened by illegal crops, the armed conflict, and the development of road infrastructure without environmental protection planning. Only one patch is wider than 5,000 km^2, and eight National Parks have areas between 1,000 and 5,000 km^2. The preservation of the bear out of AP's is a task under the responsibility of CAR's, and only 4 of them have taken action.

Key words. Wild fauna. Development. Preservation. Human-Animal interaction. Water.

Introducción

Tremarctos ornatus, es el único úrsido actual en Suramérica y pertenece al grupo de "osos de cara corta" (Tremarctinae). Se distribuye desde la Serranía de Portuguesa en Venezuela y de Perijá en Colombia, hasta el norte de Argentina (Del Moral y Lameda 2011, Cosse *et al.* 2014) (Figura 1). Su hábitat está constituido por los biomas de la montaña, tanto húmedos como secos y zonas de chaparral desértico y espinoso (Goldstein *et al.* 2008a y 2008b).

Características

Pesa 70 a 195 kg y mide de 1,5 a 2,1 m; el macho es más grande que la hembra (Peyton 1998) y la coloración es negra o café negruzca, con pelo áspero, largo y esparcido. El hocico es café claro, blanco o crema, y la cara tiene una línea que se extiende sobre y alrededor de los ojos, la nariz, las mejillas, y baja por el cuello hasta el pecho. Esta marca es variable y no existen animales iguales; las plantas de las patas están desnudas, con pelos interdigitales que les ayudan a trepar palmeras y árboles donde encuentran alimento y construyen nidos (Mondolfi 1989); las uñas no son retráctiles (Lámina 1a-c).

Situación en Colombia

En Colombia, el oso sufre una reducción de su hábitat y de su población. Las causas son la expansión de la frontera agrícola, el desarrollo de infraestructuras, la cacería en retaliación por conflicto oso-gente en las áreas agrícolas y ganaderas (MAVDT 2001, http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T22066A9355162.en, downloaded on 06 October 2015), y en algunos casos por ocio, para proveer partes del individuo y subsistencia (Rodríguez *et al.* 2014). No se cuenta con información sobre la densidad natural, pero la extracción de por lo menos 20 hembras al año, ponen riesgo su futuro (Rodríguez *et al.* op. cit.).

Actualmente el crecimiento económico en Colombia está mediado por la minería, la infraestructura vial y la agricultura industrial, las cuales serán impulsadas en los próximos decenios en áreas no protegidas (DNP 2015). En

Tabla 1. Condiciones de las cordilleras en Colombia, con respecto al oso andino. Fuente: Vásquez y Serrano (2009) y Kattan *et al.* (2004).

SISTEMA	SUPERFICIE	ÁREAS PROTEGIDAS			
	km²	NACIONAL	REGIONAL	LOCAL	SUPERFICIE km²
Nudo de los Pastos	15.868,83	7	1	1	814,43
Cordillera Occidental	86.239,00	11	10	7	11.436,47
Cordillera Central	129.737,00	12	75	9	7.923,51
Cordillera Oriental	144.252,00	32	84	73	21.091,71
Serranía de La Macarena	6.300,00	1			6.280,52
Serranías del Baudo y Darien	17.000,00	3			1.982,00
Total	**399.396,83**	**66**	**170**	**90**	**49.528,64**

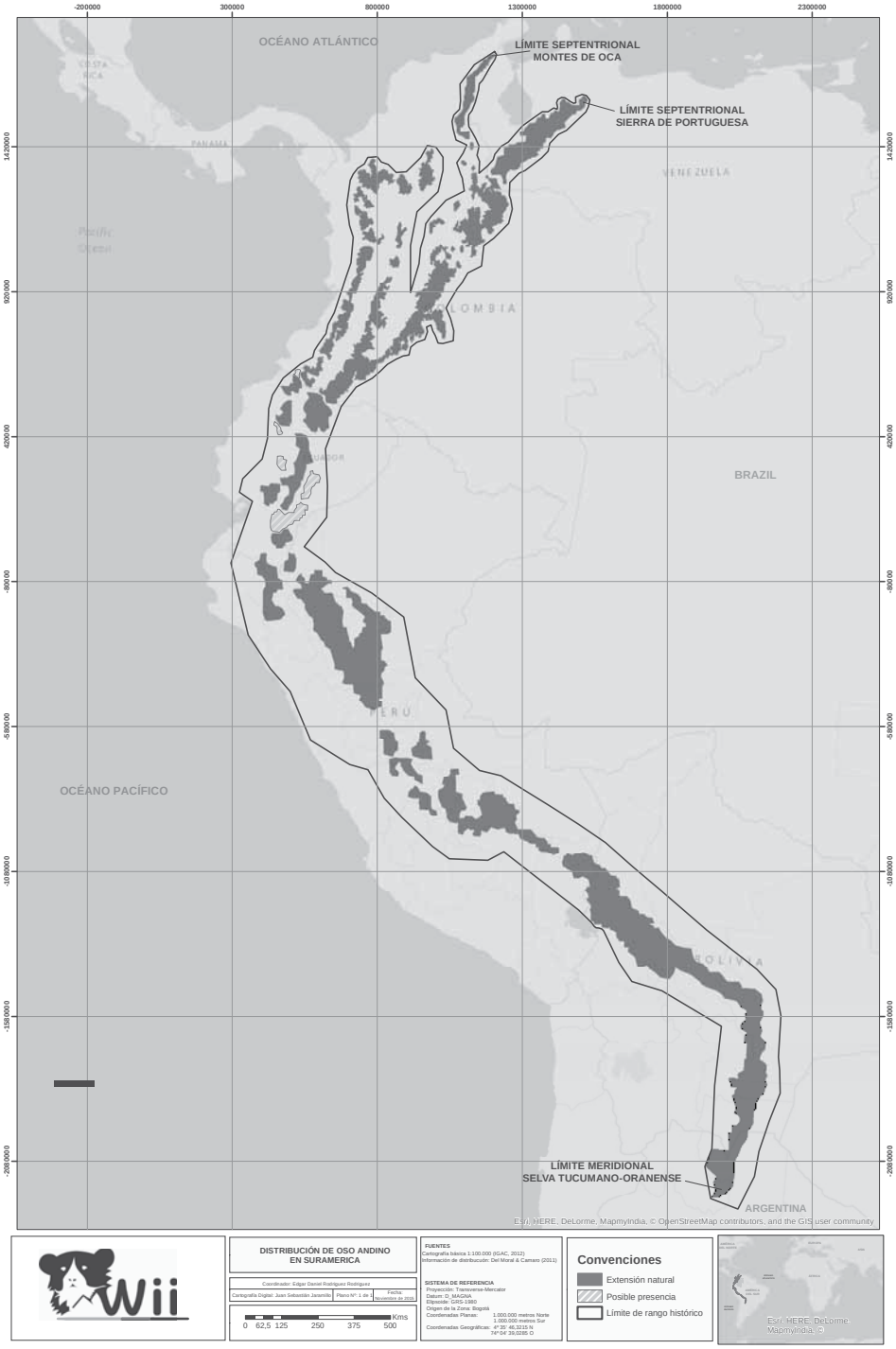


Figura 1. Distribución del oso andino en Suramérica. Tomado de Del Moral y Camaro (2011).

el 2013 se talaron 266,05 km² de bosque andino (http://institucional.ideam.gov.co/jsp/3179, 28 de enero de 2015), hábitat fundamental para el oso y es posible que haya extinciones locales en áreas no protegidas con poblaciones pequeñas y aisladas.

El oso se encuentra a lo largo de las tres cordilleras (ver Figura 4) que ocupan el 33,59% del país (Armenteras y Rodríguez 2007). En este territorio se encuentran 327 AP (Vásquez y Serrano 2009), de las cuales hay 66 del orden nacional, 170 regional y 91 local, que ocupan 43.661 km² y corresponden al 11,4 % de la región (Tabla 1).

Las AP ocupan 40.686,31 km² y corresponden al 24,4% del hábitat de oso (Tabla 2). El resto del hábitat disponible para la especie, 126.092,47 km² (75,60%), no presenta ningún

Tabla 2. Características de las áreas para la conservación del oso andino. Fuente: * Vasquez y Serrano (2009), ** Ideam *et al.* (2007), *** Kattan *et al.* (2004).

ORDEN	ÁREA PROTEGIDA CON OSOS km²
Nacional	31.401,42
Regional	7.212,08
Local	802,91
Total protegido	39.416,41
Total	**383.528,00**
* % del área protegida	10,28
** Bosques naturales y secundarios, herbazales y arbustales.	166.778,78
% de área protegida para osos	23,63
*** Parques > 1.000 km2	45.536,00
Bosques naturales y secundarios, herbazales y arbustales fuera de parques	126.092,47
% de área no protegida para osos	76,37

Tabla 3. Número de municipios por CAR's con el posible porcentaje de presencia de osos. Ver anexo 1 para abreviaturas.

CAR'S	Nº MUNICIPIOS DE LA JURISDICCIÓN	% DE PRESENCIA
CORPOURABA	20	40
CODECHOCO	21	66,7
CVS	26	11,5
CORANTIOQUIA	68	23,5
CARDER	14	28,6
CVC	42	45,2
CRC	38	65,8
CORPONARIÑO	62	43,5
CSB	23	39,1
CORNARE	26	19,2
CORPOCALDAS	24	37,5
CRQ	12	16,7
CAM	36	63,9
CORPOAMAZONIA	36	47,2
CORPOGUAJIRA	13	53,8
CORPOCESAR	24	41,7
CORPONOR	40	57,5
CDMB	13	69,2
CAS	74	29,7
CORPOBOYACA	91	28,6
CORPOGUAVIO	8	75
CORPOCHIVOR	23	34,8
CAR	102	15,7
CORPORINOQUIA	61	54,1
CORPOMACARENA	14	50
CORTOLIMA	44	31,8
TOTAL	**955**	**37,9**

Figura 2. Jurisdicciones de las CAR's de Colombia. Fuente: Cartografía IGAC (2012) y MADS. Abreviaturas en anexo 1.

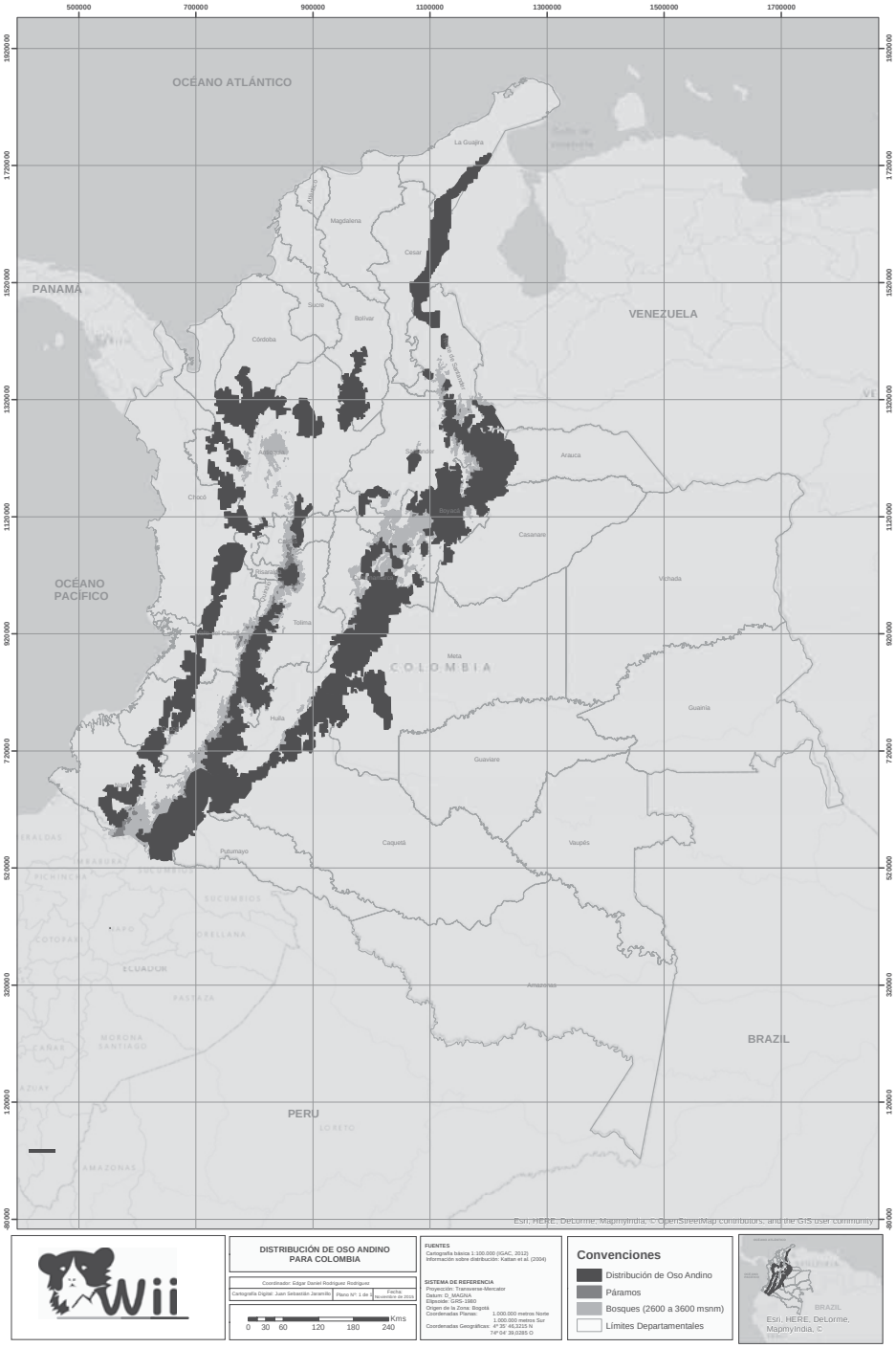


Figura 3. Distribución de los hábitats potenciales para oso andino. Fuente: tomado de Kattan *et al.* (2004).

tipo de conservación y es responsabilidad de las Corporaciones Autónomas Regionales (CAR's).

Las AP son administradas, en el caso de las Nacionales, por la UAESPNN y las CAR's, en el caso de algunas Reservas Forestales constituidas por Inderena; las regionales por las CAR's y las locales, por las CAR's, gobernaciones y alcaldías, o empresas locales de acueducto. De los 32 departamentos que conforman el país, 23 tienen osos, mientras que las 26 CAR's con osos tienen jurisdicción en 955 municipios, de los cuales el 38 % tiene osos (MAVDT 2001) (Figura 2, Tabla 3).

Los hábitat de osos con altos niveles de conectividad se localizan en las vertientes externas de las cordilleras Oriental y Occidental, con parches >900 km^2 en el primer caso y >600 km^2 en el segundo (Orejuela y Jorgenson 1998). Kattan *et al.* (2004) señalan que solo las áreas con extensiones >5.000 km^2 son adecuadas para osos y solo hay nueve en los Andes del norte. En este paisaje, los osos se distribuyen en 83 parches con tamaños entre los 100 y 500 km^2, y los parches con gradiente altitudinal continuo se localizan en las vertientes del Pacífico y amazónica. El hábitat del oso que se encuentra en las vertientes interandinas de los ríos Cauca y Magdalena se localiza en la parte más alta de las cordilleras (Figura 3) y solo uno de los parches es >5.000 km^2 (Tablas 6, 9, 10 y 11).

La condiciones de las áreas con osos se analizan por sistema montañoso. En la tabla 4 se resume la participación de las AP para cada sistema y categoría de manejo. Las serranías de Macarena, Baudó y Darién requieren investigación y no se tendrán en cuenta en este documento.

La cordillera oriental contiene el 50,8% de las AP con osos, corre por 15 departamentos y 14 CAR; la Central, el 15,9%, en 9 departamentos y 8 CAR y la Occidental en 7 departamentos y 6 CAR el 29%. El Nudo de los Pastos tiene el 4,7% de las áreas. En la tabla 5 se presenta el número de AP por sistema. De las 326 AP de la región andina, el 39% tiene osos. En la figura 4 se muestra la distribución de cada sistema montañoso andino en Colombia.

Nudo de los Pastos

Comparte osos del departamento de Nariño con las provincias ecuatorianas de Esmeraldas, Carchi y Sucumbios (Figura 4). Las áreas con osos (Tabla 6), están bajo el manejo de UAESPNN, Corponariño, y Corpoamazonia y una parte relativamente pequeña de la CRC. La problemática para el oso es la transformación de sus hábitats en cultivos y pastos y la cacería por conflicto con maíz y ganado.

En la zona del piedemonte amazónico, los animales descienden hasta 1.500 m s.n.m. y aprovechan los bosques subandinos (Marquez 2005, Kattan *et al.* 2004), afectados por cultivos ilícitos (DEP 2003). Estos bosques tienen gran extensión, conectividad y composición florística y de ellos se extraen animales, para surtir el mercado ilegal de partes, utilizadas por falsos médicos tradicionales. El uso de partes de animales silvestres por las comunidades indígenas Kamsa, Inga y Kofanes es totémico (Rodríguez *et al.* 2014), pero personas inescrupulosas utilizan estos conocimientos para engañar. La obtención y venta de partes (Tabla 7), es una gran presión para las poblaciones de oso (Figueroa y Stuchi 2014).

Los usos de las partes de oso (Tabla 7) y de un animal macho se pueden obtener hasta $ US 6.000 (Tabla 8).

Tabla 4. Porcentaje de participación de las AP con osos, por categoría y sistema montañoso. Fuente: Vasquez y Serrano (2009).

SISTEMA	km²	% NACIONALES	% REGIONALES	% LOCALES	%
Nudo de los Pastos	1.849,09	5,52	0,18	12,91	4,69
Cordillera Occidental	11.436,47	33,97	10,66	0	29,01
Cordillera Central	6.277,61	14,1	19,26	57,41	15,93
Cordillera Oriental	19.853,24	46,41	69,9	29,68	50,37
TOTAL	**39.416,41**	**79,67**	**22,97**	**11,13**	

Tabla 5. Numero de AP por sistema y porcentaje de participación por categoría. Fuente: adaptado de Vásquez y Serrano (2009).

SISTEMA	Nº AP	NACIONALES	REGIONALES	LOCALES
Nudo de los Pastos	9	14,9	1,8	3,7
Cordillera Occidental	14	19,1	8,9	0
Cordillera Central	36	12,8	42,9	22,2
Cordillera Oriental	71	53,2	46,4	74,1
TOTAL	**130**	**47**	**56**	**27**

Tabla 6. Nombre y tamaño de las áreas protegidas según categoría. Fuente: Vasquez y Serrano (2009). Abreviaturas en anexo 1.

NACIONALES		km²	REGIONALES		km²	LOCALES		km²
PNN	Doña Juana	655,44	RFP	Volcán Azufral	12,88	RN	Río El Estero	103,67
	Galeras	82,26						
RFP	Laguna la Cocha Cerro Patascoy	499,15						
	Rio Mocoa	300,34						
	Ríos Bobo y Buesaquillo	47,09						
	La Planada	41,94						
SF	Plantas medicinales Orito Inguí-Ande	106,32						
	TOTAL	**1.732,54**			**12,88**			**103,67**

Figura 4. Las cordilleras en Colombia. La zona oscura son los ecosistemas de alta montaña. Fuente: Cartografía básica IGAC (2012).

En Colombia, la especie está protegida y su comercialización o las de sus partes es delito (Resolución Nº 192 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible 2014, Código Penal Art. 328 a 329), ante el cual, el infractor tendría hasta cinco años de cárcel o multas económicas importantes.

Cordillera Occidental

En sus 86.000 km^2 de extensión (Figura 4) alberga nueve AP (Tabla 9) a cargo de la UAESPN y las CAR. El territorio restante pertenece a Corponariño, CRC, CVC, Carder, Codechoco, Corantioquia, Corpouraba y CVS.

La CRC ha desarrollado acciones para la conservación (Rodríguez-Castro *et al.* 2015) con la solución de conflictos, mientras las otras corporaciones adelantan acciones de educación ambiental como mecanismo para la protección. Corantioquia ha sido la única CAR que ha procesado legalmente a los cazadores de un oso macho (Lámina 1d), mediante multas y detención.

No hay registros actualizados sobre el estado de conservación de osos en la vertiente occidental, pero existe un hábitat extenso con buenos niveles de conectividad, el conflicto se da con cultivos de maíz (Rodríguez ob. pers.), y no se conoce su impacto en la economía familiar o en la pérdida de osos. En esta vertiente los cultivos de coca se localizan en el piedemonte

Tabla 8. Precio de las partes del oso en el mercado ilegal. Fuente: Rodríguez *et al.* (2014).

PRODUCTO	VENTA	VALOR
Grasa	15 ml	US $ 17,50
Báculo	Unidad	US $ 50,00
Vesícula biliar	Unidad	US $ 25,00
Huesos	Largos	US $ 10,00
	Planos	?
Manos	Unidad	US $ 25,00
Piel	Unidad	US $ 20,00
Colmillos	Unidad	US $ 10,00
Garras	Unidad	US $ 25,00

Tabla 7. Partes del oso y su uso. Fuente: Rodríguez *et al.* (2014).

PRODUCTO	USOS	MAGIA	RELIGIÓN	MEDICINA TRADICIONAL	ALIMENTO	ORNAMENTO
Grasa	Golpes, frío intenso, cabello, acné, reumatismo y cocina	x		x		
Garras	Amuleto de fuerza y vitalidad, totém	x	x			
Piel	Ornamento, chamarreras, monturas, descanso					x
Carne	Alimento				x	
Vesícula biliar	Cura de hernias, mordeduras de serpiente y onfalitis del recién nacido.	x		x		
Sangre	Baño de bebés	x	x			
Zarpas	Se las frotan al ganado para que engorde	x	x			
Báculo	Afrodisíaco	x				
Huesos	Suplemento alimenticio	x				
Dientes	Amuleto, totém	x				

Tabla 9. Nombre y tamaño de las áreas protegidas según categoría de manejo, Cordillera Occidental. Fuente: Vasquez y Serrano (2009). Abreviaturas en anexo 1.

NACIONALES		km²	REGIONALES		km²	LOCALES		km²
PNN	Paramillo	5.259,63	AMERC	Cuencas ríos Aguita-Mistrato	310,96			
	Farallones de Cali	2.061,28		Alto Amurrupa	108			
	Tatamá	515,86	PNR	Páramo del Duende	145,45			
	Munchique	471,3		Cuchilla de San Juan	131,95			
	Orquídeas	297,83	RFP	Serranía del Pinche	72,56			
RFP	Rio Anchicaya	1.449,31						
	Frontino	301,39						
	Páramo de Urrao	298,7						
	Yotoco	12,25						
	TOTAL	**10.667,55**			**768,92**			**0**

de los departamentos de Nariño, Cauca y Valle (Parra 2013) y reducen el hábitat bajo. La vertiente oriental muestra la mayor transformación de los hábitats de oso (Márquez 2001, FAO 2002).

Cordillera Central

El hábitat del oso ocupa 129.737 km² (Figura 4) y se encuentra protegido por seis AP nacionales (Tabla 10).

En esta cordillera se localizan los hábitats más fragmentados. La UAESPNN, la CRC, CVC, CRQ y Carder son las responsables de la vertiente occidental; Cam y Cortolima de los bosques en la oriental, y Corpocaldas Cornare, Corantioquia, se encargan de ambas vertientes. Ni Cortolima ni CVC han podido desarrollar acciones efectivas para disminuir la cacería de osos en los páramos compartidos, debido a la problemática de orden público.

Hacia el centro de la cordillera, los bosques altoandinos permiten la presencia de osos, dantas, y otras especies, pero hay producción de amapola (Parra 2013, Rodríguez obs. pers), que transforma el bosque andino, principal hábitat del oso en Colombia.

Al sur, los principales hábitats se localizan en la vertiente occidental, departamentos de Valle del Cauca y Cauca, Macizo Colombiano (Restrepo y Moreno 2011). En esta región se han implementado acciones de conservación por parte de CRC, en las que se manejó el conflicto de ganadería y maíz, implementando cercas eléctricas y compensaciones. Sin embargo, la cacería y el tráfico de oseznos continúa, pero no se conoce su magnitud.

Al norte y separada de la cordillera, está la Serranía de San Lucas que aún es un área desconocida para osos debido al conflicto armado, explotación ilegal de oro y cultivos ilícitos (Parra 2013) y hay poca información de presencia (Vela *et al.* 2014).

Tabla 10. Nombre y tamaño de las áreas protegidas según categoría de manejo, Cordillera Central. Fuente: Vásquez y Serrano (2009). Abreviaturas en anexo 1.

NACIONALES		km²	REGIONALES		km²	LOCALES		km²
PNN	Nevado del Huila	1.574,15	DMI	Cuenca Alta del Río Quindío	327,2	PNM	La Argentina	228,76
	Páramo de Las Hermosas	1.247,03	PNR	Ucumarí	39,46		Oropara	25,9
	Puracé	753,45		Nima	31,6		Saladoblanco	17,83
	Los Nevados	606,35		Cerro Banderas Ojo Blanco	249,14		Tarqui	13,29
RFP	Río Guabas	161,09		Barbas Bremen	96,53		Isnos	8,16
	Hoya hidrográfica del río Guadalajara	85,89		Páramo de Santa Teresa y región de los Cuervos	48,24	RFP	Páramo de Santa Inés y cerros aledaños	166,98
			RFP	Bosques de la Chec	47,71			
				Bellavista II	22,74			
				La Victoria	18,54			
				La Rinconada	8,19			
				El Bremen	5,09			
				El Trébol	4,79			
				Valle largo	4,69			
				Pradera	4,35			
				Cerro Bravo	3,43			
				La Gloria	2,28			
				Altamira-Maupaz	1,65			
				La Soledad-Potosi	1,25			
				El Toro	1,08			
				La Cima I y II	0,72			
				Corazón-California	0,69			
				La Palma	0,28			
			RFPP	El Palmar	13,44			
			RN	Nechí-Bajo Cauca	455,64			
	TOTAL	**4.427,96**			**1.388,73**			**460,92**

Cordillera Oriental

Ocupa 144.252 km² (Figura 4) y cuenta con 25 áreas protegidas nacionales (Tabla 11). Las áreas de distribución del oso por fuera dependen de CRC, CAM, Cortolima, CAR, Corpoboyaca, Cas, CDMB, Corpocesar y Corpoguajira, en la vertiente occidental; y Corponor, Corporinoquia, Corpochivor, Corpoguavio, Cormacarena y Corpoamazonia, en la oriental. Es la cordillera con mayor información sobre la especie y donde más acciones se han realizado para su conservación (Rodríguez-Castro *et al.*

Tabla 11. Nombre y tamaño de las áreas protegidas según categoría de manejo, Cordillera Oriental. Fuente: Vasquez y Serrano (2009).

NACIONALES		km²	REGIONALES		km²	LOCALES		km²
PNN	Alto Fragua Indi wasi	785,37	DMI	Páramo de Berlín	442,72	AFD	Alto Rio Choachal	1,59
	Catatumbo – Barí	1.606,79		Serranía de los Yariguíes	3.849,66		El Zarpazo	28,53
	Chingaza	761,67	PNR	Bosques Húmedos del Rasgón	65,96		Las Abras	3,31
	Cordillera de los Picachos	2.979,78		Cerro Páramo de Miraflores	114,08		Páramo Alto Rio Gallo	2,34
	Cueva de los Guacharos	75,05		La Siberia	283,56		Pilar y Sumapaz	46,15
	El Cocuy	3.082,75		Sisavita	122,49		San Antonio	0,1
	Pisba	357,04		Siscunsí - Ocetá	3,55		San Juan	1,86
	Serranía de los Churumbelos	970	RFD	Unidad Biogeográfica de Cerro Pintao	118,72		Subpáramo Chascales	0,38
	Serranía de los Yariguies	592,47	RFP	Alto Grande	0,5		Subpáramo Cuchilla de Las Animas	1,79
	Sumapaz	2.120,16		La Pradera	0,41		Subpáramo El Oro	0,7
	Tamá	533,04		Páramo de Rabanal	29,39		Subpáramo El Tuste	0,11
RFP	La Bolsa	26,99		Tequendama	0,42		Subpáramo Hoya Honda	0,35
	Cuchilla de Sucuncuca	17,63		Villa Emma o El Rosal	0,36		Subpáramo Quebrada Cuartas	0,47
	Páramo El Atravesado	31,87	RN	El Atico	0,4	PNM	El Cañal	1,08
	Páramo Grande	40		El Tirrayo	2,66		El Sinal	1,05
	Quebrada La Tablona	26,74		El Volcán	0,53		La Perdiz	52,84
	Río Algodonal	80,02		La Andina	0,77		Palestina	79,81
	Río Chorreras y Concepción	44,28		La Cabaña	0,08	RF	Quebrada Blanca y Grande	5,13
	Río Cravo Sur	47,6		La Corraleja I	1,4	SDFF	Pantanos Colgantes	10,73
	Río Las Ceibas	133,08		La Despensita	0,45			
	Río Rucio	6,01		La Esperanza	0,14			
	Río Tejo	24,24		Las Lajas	0,37			
	Ríos Blanco y Negro	126,85		Santa María	1,04			
SFF	Guanentá Alto Rio Fonce	103,94		Villa Nueva I	1,34			
				Villarrica	0,55			
	TOTAL	**14.573,37**			**5.041,55**			**238,32**

2015). Se han desarrollado investigaciones de campo, alternativas de manejo sostenible y reconversión del uso de suelos, además de educación ambiental (Rodríguez-Castro *et al.* 2015).

En la Serranía del Perijá, a los 11° 08' N y a 600 m s.n.m., la especie tiene su límite septentrional. En esta parte de la cordillera los bosques casi desparecen en los años 60 por cultivos

de marihuana y los osos casi se extinguieron por cacería (Rodríguez y Reyes 2009). Los osos de esta población tienen rangos de acción en Venezuela y los que llegan al lado colombiano son cazados. Rodríguez y Reyes (2011), señalan que en los últimos 20 años murieron cerca de 90 animales, debido al conflicto por amapola (DNE 2003) y aunque existe el Parque Nacional de Perijá en Venezuela, los cultivos ilegales de coca y amapola están presentes (Codhes 2005) y la deforestación es alta (Rodríguez *et al.* 2011).

Corpoguajira y Coprocesar, han desarrollado estrategias de conservación como manejo sostenible y educación ambiental y aunque se ha invertido importantes recursos económicos en los últimos cinco años, siguen muriendo osos en la cordillera.

En Santurbán, la cordillera se divide en las Serranías de Perijá y Mérida y aquí los osos han afrontado problemas de cacería y pérdida de hábitat. En el municipio de Santa Bárbara, jurisdicción CAS, murieron hasta nueve animales en 2011 (Reyes y Amaya *et al.* 2011) y no se adelantó ninguna investigación.

En la región central, CAR, Corpoguavio, Corpochivor y Corpoboyaca y los PNN de Chingaza y Pisba han desarrollado un trabajo intenso y han invertido recursos para la conservación del oso, mediante alianzas con entidades privadas como Acueducto de Bogotá, empresas mineras y energéticas; se ha manejado el conflicto oso-gente en la zona de amortiguación del PNN Chingaza (Restrepo 2012, Rodríguez y Reyes 2014). En estos hábitats fragmentados, por lo menos unos 27 osos ocupan unas 25.000 ha (Rodríguez *et al.* 2014). En la región del PNN Sumapaz y Los Picachos las condiciones de la población de osos son desconocidas. En la Serranía de La Macarena ya hace algunos años que no hay reportes de presencia y al igual que en otras partes del país como las serranías del Atrato, San Lucas, los Montes de María y la Serranía de Yariguies, se requieren investigaciones para conocer al estado de sus poblaciones. En la Serranía de las Quinchas, un sistema montañoso en el Magdalena Medio, se adelantaron exploraciones que registran al oso desde los 500 m s.n.m., en medio del conflicto de esmeraldas, coca y madera (Ojeda y Pesca 2006).

En el sur, los efectos del conflicto armado, los cultivos de coca debajo de los 1.000 m s.n.m. y los de amapola por encima de los 2.500, generan presiones a las poblaciones de oso. En estas regiones, Corpoamazonia y Cormacarena han hecho poco por la especie, pero la CAM está desarrollando propuestas de sensibilización ambiental en su jurisdiccion y adelanta anualmente el Festival anual del oso y la danta.

Antes de finalizar es oportuno señalar que en los últimos diéz años se han desarrollado alrededor de 16 tesis de grado sobre la especie (Anexo 2). Los temas abordados han sido conflicto, ecología, genética y comportamiento. Hay que resaltar los trabajos sobre el papel de dispersor de semillas, especialmente en el macizo de Mamapacha (Boyacá), donde se reconoce la importancia del oso en la dispersión de plantas de la familia Ericáceae (González y Neisa 2003).

Bibliografía

Armenteras, D. y N. Rodríguez (Eds.). 2007. Monitoreo de los ecosistemas andinos 1985-2005: síntesis y perspectivas. Instituto de Investigación Alexander von Humboldt. Bogotá, D.C. Colombia. 174 pp.

Consultoría para los derechos humanos y el desplazamiento - CODHES. 2005. La disputa de las sierras, el valle y el desierto nororiental. Informe regional Cesar – Guajira. Guajira-Cesar, Colombia. Codhes informa. Boletín de la Consultoría para los Derechos Humanos y el Desplazamiento, No. 66. 37 pp.

Cosse M., J., S. Fernando Del Moral, N. Mannise y M. Acosta. 2014. Genetic evidence confirms presence of Andean bears in Argentina. *Ursus* 25 (2): 163-171.

Del Moral, J. F. y A. E. Bracho. 2005. Evidence of Andean Bear in Northwest Argentina. *International Bear News* 14 (4): 30-32.

Del Moral S. J. F. y F. I. Lameda C. 2011. Registros de ocurrencia del oso andino (*Tremarctos ornatus* Cuvier, 1825) en sus límites de distribución nororiental y austral. *Revista Museo Argentino Ciencias Naturales N. S.* 13 (1): 7-19.

Departamento Nacional de Planeación - DNP. 2015. Plan nacional de Desarrollo, 2014 2018: Todos por un nuevo País.

Dirección Nacional de Estupefacientes (DNE). 2004. Observatorio de drogas de colombia. Acciones y resultados 2003. Subdirección estratégica y de investigaciones. Bogotá D. C., Colombia. 226 pp.

Figueroa, J. 2014. Tráfico de partes e individuos del oso andino *Tremarctos ornatus* en el Perú. *Revista Académica Colombiana Ciencias*. 38 (147): 177-90.

Goldstein I., V. Guerrero y R. Moreno. 2008a. Are there Andean bears in Panama? *Ursus* 19 (2): 185–189.

Goldstein, I., X. Velez-Liendo, S. Paisley y D. L. Garshelis. 2008b. *Tremarctos ornatus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 28 January 2015.

González, B. A. M. y C. G. Neisa. 2003. El oso andino (*Tremarctos ornatus*) como agente dispersor de semillas en la serranía de Mamapacha, (Boyacá – Colombia). Trabajo de grado para optar al título de biólogo. Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia. Facultad de ciencias. Escuela de biología. Tunja. 174 pp.

Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - IDEAM, Instituto Geográfico Agustín Codazzi - IGAC, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt - IAvH., Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico Jhon Von Neumann - IAP, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis - Invemar e Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas - Sinchi. 2007. Ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia. Bogotá, D. C, 276 pp. + 37 hojas cartográficas.

Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt - IAvH., Instituto de Hidrología,

Meteorología y Estudios Ambientales - IDEAM, Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico Jhon Von Neumann - IIAP, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis - INVEMAR e Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas - Sinchi. 2011. Informe del Estado del Medio Ambiente y de los Recursos Naturales Renovables 2010. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - IDEAM. Bogotá D.C., Colombia. 384 pp.

Kattan A. G., O. L. Hernández, I. Goldstein, V. Rojas, O. Murillo, C. Gómez, H. Restrepo y F. Cuesta. 2004. Range fragmentation of the spectacled bear *Tremarctos ornatus* in the northern. *Oryx* 38 (2): 1-10.

Márquez, G. 2001. De la abundancia a la escasez: la transformación de ecosistemas en Colombia. Pp. 325-445. *En*: Palacios, G. (ed.), 2001. *La naturaleza en disputa*. Universidad Nacional de Colombia. UNIBIBLOS. Bogotá.

Márquez, R., V. Guerrero e I. Goldstein. 2005. Andean Bear distribution in the Andean-Amazonian Piedmont: Exploration of the Cofan territories. *International Bear News* 14 (2): 24-25.

Ministerio del Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial - MAVDT. 2001. Programa nacional para la conservación en Colombia del oso andino (*Tremarctos ornatus*). Bogotá, D. C. Colombia. 28 pp.

Mondolfi, E. 1989. Notes on the distribution, habitat, food habits, status and conservation of the spectacled bear (*Tremarctos ornatus* Cuvier) in Venezuela. *Mammalia* 53 (4): 525-544.

Ojeda M. A. y A. L. Pesca. 2006. Uso del hábitat natural del oso andino (*Tremarctos ornatus*) en la serranía de Las Quinchas, Magdalena Medio (Colombia). Tesis de grado para optar el titulo de biólogo. Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia. Facultad de Ciencias. Escuela de Biología. Tunja. 81 pp.

Orejuela J. y J. P. Jorgenson. 1998. Status and management of the spectacled bear in Colombia. Pp. 168-179. *En*: Servheen, C., S. S. Herrero y B. Peyton (Comp.). Bears. Status Survey and Conservation Action Plan. IUCN/SSC Bear and Polar Bear Specialist Groups. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación - FAO. 2002. Estado de la información forestal en Colombia. Pp. 149-172. Monografía de Países. Volumen 5. Santiago de Chile.

Parra, G. J. C. 2013. Cultivos de coca estadísticas municipales censo 31 de diciembre de 2013, Proyecto SIMCI II: SIMCI 1999-2014. Oficina de las naciones unidas para la droga y el delito, UNODC – Colombia. Bogotá D. C., Colombia. 104 pp.

Peyton, B. 1998. Spectacled Bear conservation action plan. Pp. 157-198. *En*: Servheen, C., S. Herrero and B. Peyton (Comp.). *Bears. Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN/SSC. Bear and Polar Bear Specialist Groups. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Restrepo, C. H. F. 2012. Informe técnico final del contrato 200-12-5-167 24 de junio 2011, presentado a la Corporación

Autónoma Regional del Guavio, CORPOGUAVIO, sobre consolidado implementación del programa oso andino, Gachala, Cundinamarca. 34 pp.

Restrepo, H. y L. M. Moreno. 2011. Conjunto de herramientas de manejo adaptativo para la construcción del Sistema de Áreas Protegidas del Macizo en Parques Nacionales Naturales de Colombia, PNUD y GEF. Pp. 80-89. *En*: Proyecto "Conservación de los páramos y bosques montanos del Macizo Colombiano"
– Biomacizo –. Resultados, acciones y lecciones aprendidas.

Reyes-Amaya, N., A. Celis y D. Rodríguez. 2011. Evaluación de la calidad del hábitat y estado de la población de osos andinos (*Tremarctos ornatus*) en el Municipio de Santa Bárbara, Nororiente del Departamento de Santander. Memorias Primer Congreso Colombiano de Mastozoología. Sociedad Colombiana de Mastozoología. 30 pp.

Rodriguez D., H. Restrepo, E. I. Gomez y S. A. Reyes. 2014. Uso de partes de oso en magia y medicina tradicional en comunidades indígenas y campesinas del sur de Colombia. *En*: Resúmenes del IV Congreso nacional de Fauna. III Simposio Internacional para la Conservación y Manejo del oso andino. Cartagena 1 - 5 de diciembre de 2014. Colombia.

Rodríguez E. D. y S. A. Reyes. 2014. Informe técnico del convenio de cooperación no 200-12-17-258, del 04 de septiembre de 2014 suscrito entre la Corporación Autónoma Regional del Guavio, CORPOGUAVIO y la Fundación para la Investigación, Conservación y Protección del oso andino Wii, para elaborar el "Plan de acción regional para la conservación del oso andino en la región del Guavio. Gachala Cundinamarca. 232 pp.

Rodríguez, E. D., S. A. Reyes, H. Restrepo, N. Reyes, Y. Cortez y O. Salgado. 2014. Identificación de individuos, proporción de sexos y aspectos reproductivos en una metapoblación de osos en los andes de Colombia. *En*: Resúmenes del IV Congreso nacional de Fauna. III Simposio Internacional para la Conservación y Manejo del oso andino. Cartagena 1 - 5 de diciembre de 2014. Colombia.

Rodríguez, N., D. Armenteras, M. Morales y M. Romero. 2006. Ecosistemas de los Andes colombianos. Segunda edición, Instituto de Investigación de recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá Colombia. 154 pp.

Rodríguez, E. D. y S. A. Reyes. 2009. Plan de acción regional para la conservación del oso andino (*Tremarctos ornatus*) en la Ecorregión Serranía del Perijá, jurisdicción de la Corporación Autónoma Regional del Cesar -CORPOCESAR-, en el marco del Programa Nacional de Conservación del oso andino en Colombia. 199 pp.

Rodríguez, E. D., P. S. A. Reyes, Muñoz D. M. Del C., M. S. Rincón, L. I. T. Medina, L. L. J. Medina, P. M. A. Galindo, M. J. L. Camacho y P. P. Contreras. 2011. Informe final presentado a la Corporación Autónoma Regional del Cesar CORPOCESAR, para la "Implementación del plan de acción regional para la conservación del oso andino (*Tremarctos ornatus*) en la eco región Serranía del Perijá, en marco del programa nacional conservación de oso andino, en el departamento del Cesar,

en el marco del Programa Nacional de Conservación de oso andino". Valledupar, Cesar, Colombia. 156 pp.

Rodríguez-Castro D., S. Contento, D. Grajales, D. Rodríguez, S. Reyes, N. Reyes-Amaya y C. Rodríguez. 2015. Assessing the implementation of the National Conservation Program of the Andean Bear (*Tremarctos ornatus*) in Colombia. *Revista Biodiversidad Neotropical* 5 (1): 36-46.

Soibelzon, L. 2004, Revisión sistemática de los Tremarctinae (Carnivora, Ursidae) fósiles de América del Sur. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales* 6: 107-133.

Vásquez – V., V. H. y M. A., Serrano - G. 2009. Las áreas naturales protegidas de Colombia. Conservación Internacional – Colombia y Fundación Biocolombia. Bogotá, Colombia. 696 pp.

Vela-Vargas, I. M., J. F. González-Maya, A. Pineda-Guerrero y D. Zárrate-Charry. 2014. Primer registro confirmado de oso andino (*Tremarctos ornatus,* Ursidae) en la Serranía de San Lucas, Bolívar, Colombia. *Notas Mastozoológicas* 1: 11-12.

Anexo 1. Siglas usadas en este documento.

-AFD: Área Forestal Distrital
-AMERC: Área de Manejo Especial de Carácter Regional
-AP: Area Protegida
-CAM: Corporación Autónoma Regional del Alto Magdalena
-CAR: Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca
-CARDER: Corporación Autónoma Regional de Risaralda
-CARs: Corporaciones Autónomas Regionales
-CAS: Corporación Autónoma Regional de Santander
-CDMB: Corporación Autónoma Regional para la defensa de la Meseta de Bucaramanga
-CODECHOCO: Corporación Autónoma Regional del Chocó
-CORANTIOQUIA: Corporación Autónoma Regional de Antioquia
-CORMACARENA: Corporación Autónoma Regional de la Macarena
-CORNARE: Corporación Autónoma Regional del rio Nare.
-CORPOAMAZONIA: Corporación Autónoma Regional de la Amazonía
-CORPOBOYACÁ: Corporación Autónoma Regional de Boyacá
-CORPOCALDAS: Corporación Autónoma Regional de Caldas
-CORPOCESAR: Corporación Autónoma Regional del Cesar
-CORPOCHIVOR: Corporación Autónoma Regional del Chivor
-CORPOGUAJIRA: Corporación Autónoma Regional de la Guajira
-CORPOGUAVIO: Corporación Autónoma Regional del Guavio
-CORPONARIÑO: Corporación Autónoma Regional de Nariño
-CORPONOR: Corporación Autónoma Regional del Norte de Santander
-CORPORINOQUIA: Corporación Autónoma Regional de la Orinoquía
-CORPOURBA: Corporación Autónoma Regional del Urabá
-CORTOLIMA: Corporación Autónoma Regional del Tolima
-CRC: Corporación Autónoma Regional del Cauca
-CRQ: Corporación Autónoma Regional del Quindío
-CSB: Corporación Autónoma Regional del sur de Bolívar
-CVC: Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca
-CVS: Corporación Autónoma Regional del valle del Sinú y de San Jorge.
-DMI: Distrito de Manejo Integrado
-IAvH: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt;
-IDEAM: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales
-IDEAM: Instituto de hidrología, meteorología y estudios ambientales,
-IGAC: instituto geográfico Agustín Codazzi
-INVEMAR: Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives De Andreis
-IUCN: Unión internacional para la conservación de la naturaleza.
-PNM: Parque natural Municipal
-PNN: Parque Nacional Natural
-PNR: Parque Natural Regional
-RF: Reserva Forestal
-RFP: Reserva Forestal Protectora
-RFPP: Reserva Forestal Productora Protectora
-RN: Reserva Natural
-RNSC: Reservas Naturales de la Sociedad Civil
-SDFF: Santuario Distrital de Flor y Fauna
-SF: Santuario de Flora
-SFF: Santuario de Flora y Fauna
-UAESPNN: Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parque Nacionales Naturales
-UASPNN: Sistema de Parques Nacionales Naturales

Anexo 2. Tesis de grado realizadas en Colombia en los últimos diez años con el oso andino.

AÑO	AUTOR	UNIVERSIDAD	AREA
POSTGRADO			
2012	ALBA FLÓREZ	DE LOS ANDES	CONFLICTO
2005	MARIA NARVAEZ	NACIONAL COSTA RICA	ECOLOGÍA
2014	MARCIA RODRÍGUEZ	JAVERIANA	GESTIÓN
PREGRADO			
2006	DIANA ROJAS	UPTC	CAUTIVERIO
	LADY COLMENARES		
2011	ÁNGELA PARRA-ROMERO	JAVERIANA	CONFLICTO
	FRANCISCO JIMÉNEZ	LA SALLE	
2005	PATRICIA MURCIA	FUNDACION UNIVERSITARIA DE POPAYÁN	DISTRIBUCIÓN
2013	CARLOS CÁCERES	DE PAMPLONA	
	ADRIANA GONZÁLEZ	UPTC	ECOLOGÍA
	CLAUDIA NEISA		
2004	CLAUDIA RIVERA		
2006	MARÍA OJEDA		
	ANA PESCA		
2007	EDGAR GÓMEZ	POPAYÁN	
2014	SAMUEL RODRÍGUEZ	UPTC	
	JULIANA TANGARIFE	DE QUINDÍO	
	ANDREA BORBÓN	DE LOS ANDES	GENÉTICA

Foto: D. Rodríguez.

Lámina 1a. Macho de oso andino (*Tremarctos ornatus*) a los 2.900 m.s.n.m. en el municipio de Junín, Cundinamarca. 2014.

Foto: L. Linares.

Lámina 1b. Oso andino (*Tremarctos ornatus*).

Foto: D. Rodríguez.

Lámina 1c. *Tremarctos ornatus*.

Foto: Anónimo.

Lámina 1d. *Tremarctos ornatus*, macho cazado en Jardín, Antioquia, norte de la cordillera occidental.

La nutria gigante (*Pteronura brasiliensis*): especie en recuperación, conflictos con las pesquerías e historia genética en Colombia

Fernando Trujillo, Juan R. Gómez, Susana Caballero y Andrea Caro

Resumen. La aparente recuperación poblacional de la nutria gigante (*Pteronura brasiliensis*; 22-32 kg; EN) en los últimos diez años en el Amazonas y Orinoco colombiano, está creando serios conflictos entre algunas pesquerías locales y estas especies. Este capítulo presenta evidencia de estos conflictos en los ríos Orinoco, Meta, Bita, Inírida, Guaviare, Caquetá, Putumayo y Amazonas. En la mayoría de los casos los pescadores están matando nutrias en retaliación y solicitan a las autoridades ambientales del gobierno acciones concretas para reducir sus poblaciones. Evaluaciones preliminares de la dieta de las nutrias gigantes muestran baja superposición de ítems alimenticios con las pesquerías. Un resultado importante es que las áreas de mayor conflicto corresponden a aquellas con mayor presión pesquera y malas prácticas de pesca. Se concluye que la interferencia con pesquerías es relativamente pequeña, pero es necesario implementar medidas de manejo pesquero en las regiones de conflicto. Análisis genéticos realizados a partir de materia fecal permitieron la identificación de dos unidades de manejo, una en el Orinoco y otra en el Amazonas colombiano. Dichos resultados son de importancia para los programas de manejo y reintroducción que se están llevando a cabo actualmente en el país.

Palabras clave. Pesquerías. Competencia. Conservación. Amazonia. Orinoquia.

Abstract. The apparent population recovery of giant otters (*Pteronura brasiliensis*; 22-32 kg; EN) during the last ten years in the Amazon and Orinoco basins in Colombia is creating serious conflicts between local fisheries and this species in unprotected areas. This paper presents evidence of conflicts in the Orinoco, Meta and Bita Rivers in the Orinoco Basin, in the Inírida and Guaviare Rivers, and in the Caquetá, Putumayo and Amazon Rivers in the Amazon region. In most cases, fishermen are killing giant otters or are asking the government authorities to take action to reduce their numbers. Preliminary evaluations of giant-otter diets indicated little competition with local fisheries. However, areas with higher conflicts corresponded to regions with high fisheries pressure and bad management practices. We conclude that interference with fisheries by giant otters is relatively low but it is necessary to undertake management of the fisheries in the region to avoid perceived conflicts. Genetic analyses using scats allowed identification of two management units in the Amazon and Colombian Orinoco. Such results are relevant for management and reintroduction programs currently underway in the country.

Key words. Fisheries. Competition. Conservation. Amazon Basin. Orinoco Basin.

Introducción

Al igual que muchas otros grandes vertebrados que se enfrentaron a procesos de transformación y pérdida de calidad de su hábitat, las poblaciones de nutrias gigantes fueron reducidas severamente durante los años cincuenta y sesenta. Lo anterior no solo ocurrió en Colombia, sino también en todos los países donde habitaban, debido a la intensa cacería a la que fueron sometidas para comercializar sus pieles (Donadio 1978, Trujillo *et al*. 2006). Este fenómeno se extendió tanto en la cuenca del Orinoco como en la del Amazonas y generó extinciones locales, especialmente en áreas cerca a centros urbanos como Leticia, Inírida y Villavicencio. A partir de la prohibición de la cacería de esta especie en 1969, la ratificación de la Convención CITES en 1972 y la entrada en vigencia del decreto-ley 2811 de 1974, donde se describieron las normas para la administración, protección, aprovechamiento y comercio de los recursos naturales renovables del país, las poblaciones de las nutrias gigantes comenzaron a mostrar una recuperación gradual en ciertas regiones geográficas (Valbuena 1999, Botello 2000, Carrasquilla y Trujillo 2004, Valderrama *et al*. 2010). De igual forma sucedió en algunos países vecinos como Perú, Bolivia, Ecuador y Brasil (Carter y Rosas 1997, van Dame *et al.* 2001, Rechearte y Bodmer 2009). Este incremento aparente en las poblaciones y su área de distribución geográfica, al igual que el desplazamiento de muchas pesquerías hacia tributarios y otros afluentes menores, ha causado más interacciones y conflictos entre las nutrias y los pescadores (Carrera 2003, Trujillo *et al.* 2006, Carrera 2007, Rechearte *et al.* 2009, Rosas-Ribero *et al.* 201, Lima *et al*. 2014).

La distribución actual de *P. brasiliensis* en las cuencas del Amazonas y Orinoco en Colombia incluye tributarios de aguas negras y claras, ríos de aguas blancas, confluencias, lagunas, madreviejas e incluso zonas de rápidos en ríos como el Vaupés, Caquetá y Orinoco (Carrasquilla 2002, Trujillo *et al*. 2006, Botello 2009, Suárez 2010) (Lámina 1). Estas áreas de distribución natural de la especie se han visto afectadas por la presencia humana y sus sistemas productivos, principalmente por la expansión de la frontera agropecuaria y los movimientos de poblaciones humanas, consecuencia del desplazamiento por el conflicto armado o los intereses económicos. Esto también ha creado conflictos, principalmente con pescadores, ya que su limitada comprensión acerca del deterioro de los ecosistemas y el aparente aumento de población de nutrias, los ha llevado a afirmar que las abundancias de peces están disminuyendo dramáticamente en las áreas de alta presencia de esta especie. Este tipo de interacciones entre pesquerías y depredadores acuáticos se está incrementando a lo largo de la cuenca del Amazonas, no únicamente con nutrias gigantes, sino también con delfines de río y caimanes (Bonilla *et al.* 2008, Trujillo *et al*. 2010). A continuación, se presenta la información recopilada durante los últimos diez años sobre la distribución, los conflictos con pesquerías y la historia genética de las nutrias gigantes en Colombia.

Metodología

Se consolidó información sobre la presencia y distribución de la nutria gigante en Colombia a lo largo de los últimos 15 años. Adicionalmente, se

evaluaron las interacciones entre esta especie y pesquerías en siete regiones geográficas: tres en el Orinoquia y cuatro en la Amazonia (Figura 1). En la Amazonia las evaluaciones se hicieron en el río Amazonas, Putumayo, Caquetá y el Cuduyari. En el Orinoco, en la confluencia del río Meta, Bita, Orinoco y la Estrella Fluvial de Inírida, que incluye un segmento de los ríos Guaviare, Inírida y Atabapo, y finalmente en humedales y ríos del departamento de Casanare.

Los métodos para colectar la información variaron en cada región. En la Amazonia, se realizó una evaluación de investigación participativa en dos zonas del río Caquetá: en la comunidad de Peña Roja y en la de Miritíi Paraná entre febrero y agosto de 2005 (Matapi *et al*. 2008). Posteriormente, se hizo una evaluación de la fauna acuática

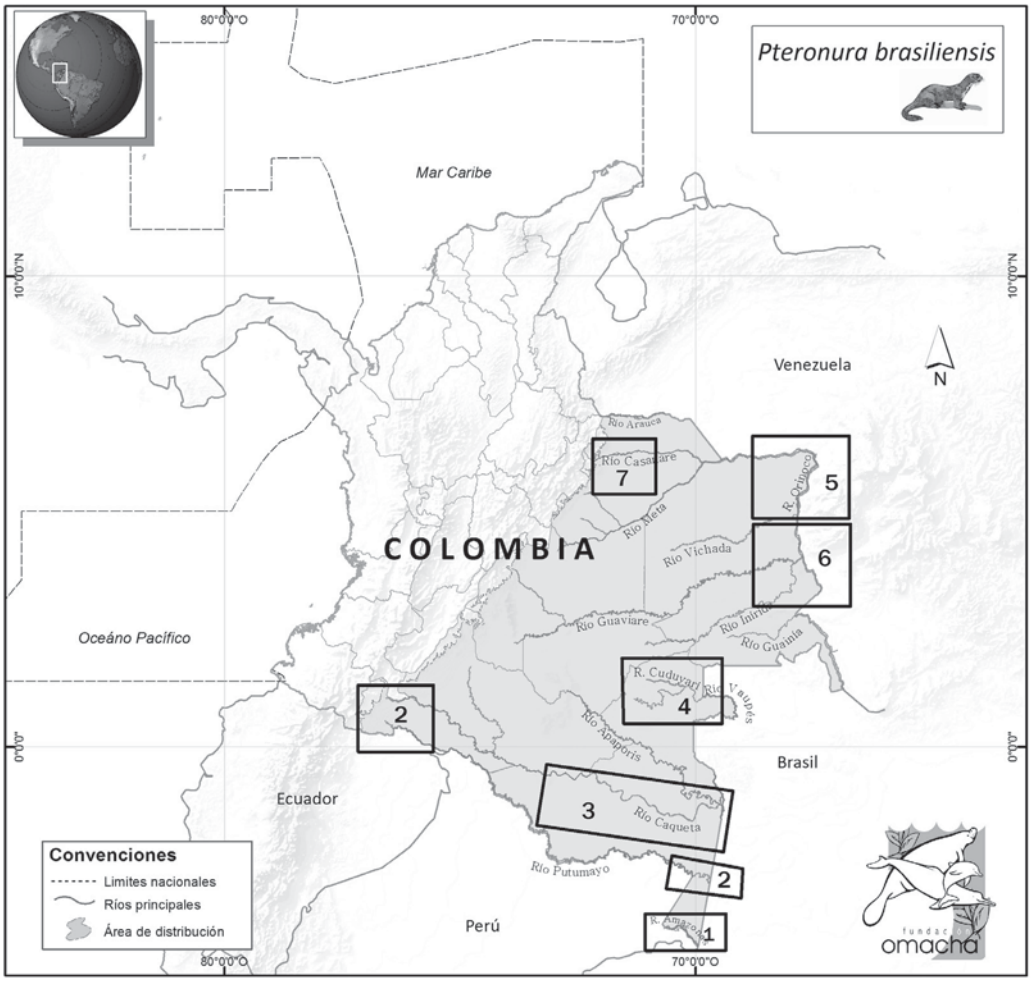


Figura 1. Ventanas v evaluadas para la nutria gigante (*Pteronura brasiliensis*). 1) Río Amazonas; 2) río Putumayo y Cotué en la zona de Tarapacá; 3) río Caquetá; 4) río Cuduyarí; 5) ríos Meta, Bita y Orinoco; 6) estrella Fluvial de Inírida y 7) Casanare.

amenazada (delfines de río, nutrias gigantes, tortugas y caimán negro.) y los conflictos con comunidades humanas entre el 2009 y 2010 durante el proyecto FACUAM (Fauna Acuática Amenazada de la Amazonia Colombiana). Esta iniciativa correspondió al esfuerzo conjunto entre Corpoamazonía, Instituto Sinchi, Fundación Omacha y Fundación Natura en tres ríos: Amazonas, Putumayo y Caquetá. Este proyecto recogió información de 4.213 personas de comunidades locales, en su mayoría indígenas, a través de varios talleres. También, se realizaron 38 entrevistas con pescadores para evaluar su percepción de las nutrias. Esta información fue usada para construir mapas sociales y árboles de problemas relacionados con fauna silvestre (Bermúdez *et al.* 2010). Adicionalmente, se realizaron setenta transectos para recoger evidencias directas e indirectas de la presencia de las nutrias gigantes a lo largo de 328,3 km en los ríos Amazonas, Caquetá y Putumayo (Valderrama *et al.* 2010). En el 2013, se realizó una evaluación de esta especie en el río Cuduyarí en el Vaupés en un convenio entre la CDA (Corporación para el Desarrollo Sostenible del Norte y Oriente Amazónico) y Fundación Omacha. Se recorrieron 139 km del río y se trabajó con 19 comunidades indígenas.

Las evaluaciones en la cuenca del Orinoco se enfocaron en dos áreas: la primera la zona de confluencia de los ríos Meta, Orinoco y Bita entre 1998 y el 2008, donde se colectó información sobre el uso del hábitat, dieta y amenazas, especialmente a través de tesis de grado patrocinadas por la Fundación Omacha (Gómez 1999, Valbuena 1999, Carrasquilla 2000, Velasco 2004, Díaz 2008, Trujillo *et al.* 2008). Además, se realizaron tres evaluaciones en la zona de la Estrella Fluvial de Inírida. La primera, entre el 2005 y el 2006, como respuesta a quejas interpuestas por comunidades indígenas sobre el incremento de las poblaciones de nutrias y las interacciones negativas con pesquerías. El segundo monitoreo fue conducido durante seis meses en el 2008 para evaluar evidencias directas e indirectas de nutrias gigantes y conflictos con pesquerías (Suárez 2010). La última evaluación en esta área fue realizada en 2011 y consolidó toda la información existente sobre su distribución, al igual que se analizaron los conflictos entre esta especie y las pesquerías mediante el trabajo con cinco comunidades indígenas (Puinaves, Kubeos, Tucanos, Kurripacos y Piaroas) y cuatro fincas (Trujillo *et al.* 2014). En la región de Casanare se colectó información ocasional entre 2009 y 2010 durante evaluaciones biológicas de mamíferos (Trujillo *et al.* 2010).

Los tipos de interacciones se definieron con base en los estudios de Northridge y Hoffman (1999). Por un lado, las interacciones biológicas incluyeron la competencia entre nutrias gigantes y pescadores por las mismas especies de peces. Por otro lado, las operacionales se presentaron cuando las nutrias interfirieron directamente con la operación pesquera, al remover o espantar peces de las redes. La información disponible sobre pesquerías fue obtenida a partir de bases de datos nacionales y regionales para identificar cambios a lo largo de los últimos diez años, tanto en las especies blanco, como en los volúmenes de comercialización en las respectivas áreas.

Debido a la amplia distribución geográfica de la nutria gigante, se ha venido promoviendo una evaluación genética en países como Brasil, Perú y

Colombia, para dilucidar la filogenia de la especie. En Colombia, los estudios genéticos de esta especie se iniciaron en el año 2009 y continuaron durante el 2010, con el propósito de conocer la estructura poblacional y la diversidad genética de los grupos identificados en regiones de la Orinoquia, alrededor de Puerto Carreño (Vichada) y Puerto Inírida (Guainía). Para esto, se colectaron 54 muestras en 22 letrinas y se analizó una muestra de piel obtenida en el río Caucayá, en Puerto Leguízamo, Putumayo. Debido a la baja calidad de muestras para analizar, se amplificó por PCR y se secuenció una región de 258 pares de bases (pb) de la región control de ADN mitocondrial. El ADN mitocondrial se hereda por línea materna, lo cual permite identificar los linajes de hembras y conocer parte de la historia poblacional de la especie. Las secuencias obtenidas se compararon con secuencias de la misma región génica obtenidas previamente de poblaciones en Brasil, Guyana, Perú y Bolivia (García *et al*. 2007, Pickles *et al*. 2011).

Resultados

Se obtuvo evidencia de las interacciones biológicas y operacionales entre nutrias gigantes y pesquerías en seis de las siete regiones geográficas evaluadas (Tabla 1).

Amazonia

Las nutrias gigantes son muy escasas en el río Amazonas y solo se encuentran en pequeños tributarios de aguas negras, como es el caso de los ríos Loreto Yacu, Atacuari, Amacayacu y Matamatá. Los números bajos podrían ser el resultado

Tabla 1. Resumen de tipos de conflictos entre pesquerías y nutrias gigantes en las cuencas del Amazonas y Orinoco en Colombia.

CUENCA	RÍO	TIPO DE CONFLICTO	DESCRIPCIÓN
Amazonas	Amazonas	Ninguno	El número de nutrias gigantes es muy bajo y no se reportan interacciones
	Caquetá, incluyendo comunidades indígenas de Peña Roja y Mirití Paraná	Biológicos y operacionales	Competición por captura de peces durante pesca con anzuelos y redes
	Putumayo en el área trifronteriza entre Ecuador, Perú y Colombia en la zona de La Paya y el Caucayá. Igualmente la zona de influencia de Tarapacá	Biológicos y operacionales	Interacciones negativas con pesquerías ornamentales (*Osteoglossum bicirrhosum*) y pesquerías comerciales
	Cuenca del río Cuduyarí (Vaupés)	Biológicas y operacionales	Conflictos con redes y depredación de peces en trampas
Orinoco	Ríos Meta, Orinoco y Bita	Biológicos y operacionales	Conflictos en tributarios y lagunas con pesca con anzuelos y redes
	Ríos Guaviare, Inírida y Atabapo (Estrella Fluvial de Inírida)	Biológicos y operacionales	Conflictos con pesquerías y retaliaciones con cacería de nutrias
	Casanare	Operacional	Interacciones negativas con acuicultura

de la gran presión de caza durante los años cincuenta y comienzos de los sesenta, ya que Leticia fue uno de los principales centros de acopio de pieles (Donadio 1978). No se reportaron interacciones negativas entre pesquerías y estas especies en la región. Por su parte, sobre el cauce principal del río Amazonas no hay evidencia de la presencia de nutrias, y en los tributarios, los reportes corresponden a las zonas altas donde hay poca presencia de comunidades humanas y no hay mucha actividad pesquera. Algunos de estos sitios son la parte alta del complejo de Lagos de Tarapoto, el lago de Socó y en Boayavazú.

En el río Caquetá se evidenciaron conflictos con nutrias en dos áreas, una aguas arriba cerca de la ciudad de Araracuara, en la comunidad indígena de Peña Roja, y la otra en el río Miritíi Paraná y varios de sus afluentes como la quebrada Aguas Negras. En los dos casos, más del 70% de los pescadores reportaron que las nutrias espantan los peces de las zonas donde pescan. Dicen que cuando están en plena faena y aparecen las nutrias ya no pueden pescar y deben desplazarse a otros sitios. El mismo porcentaje de entrevistados argumentó que las nutrias también interfieren con la pesca, al remover peces de las redes y los anzuelos. En retaliación, algunos pescadores les disparan, les lanzan flechas o capturan crías como mascotas. En la mayoría de los casos (94%), estas crías se terminan muriendo debido a la falta de cuidado y del suministro adecuado de alimentación. En algunos casos, cuando crecen y muerden a un niño o atacan algún animal doméstico, terminan matándolas. Aunque la mayoría de los pescadores (n=235, Figura 2) tienen percepciones negativas de las nutrias, las creencias tradicionales de culturas indígenas, como en el caso de los Nonuyas, Andoques y Matapíes, afirman que estas especies son muy importantes para el equilibrio del mundo acuático. Ellos incluso consideran que su origen está vinculado al control de peces enfermos (Matapi *et al*. 2008).

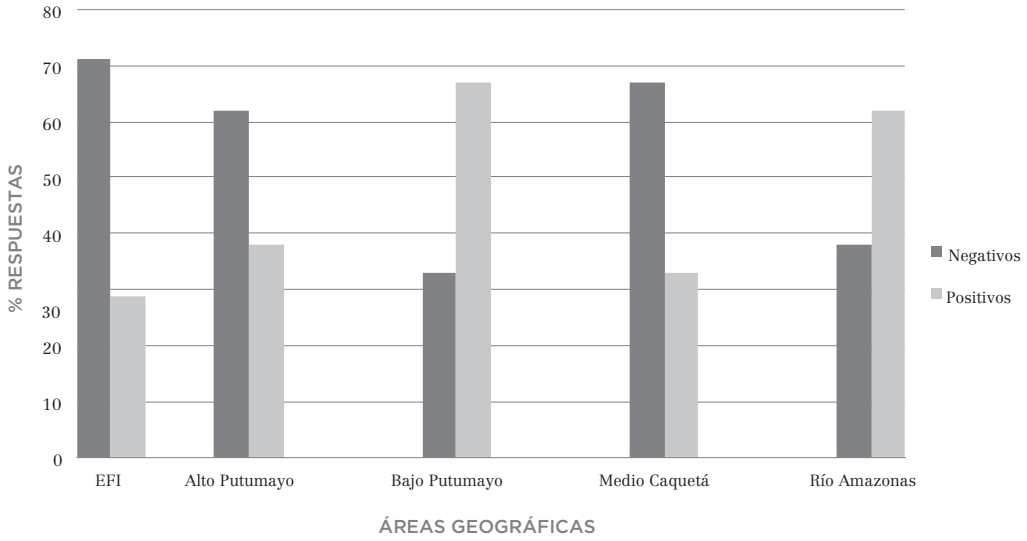


Figura 2. Nivel de percepción de las comunidades ribereñas sobre la presencia de nutria gigante en sus áreas de pesca.

En el río Putumayo, la evaluación de conflictos también se realizó en dos zonas. La primera en el río Caucayá y el área de influencia del parque Nacional Natural La Paya, en la zona fronteriza entre Colombia, Ecuador y Perú. En esta área, el conflicto se presenta entre las nutrias gigantes y las pesquerías de peces ornamentales, específicamente las que dedican a la captura de arawana plateada (*Osteoglossum bicirrhosum*), que es muy apetecida por sus altos valores en mercados internacionales. Los pescadores argumentan que las nutrias tienen como parte de su dieta a estos peces, por lo que causan importantes pérdidas económicas. El conflicto se ha reportado especialmente en Colombia y Perú. El problema ha sido abordado en varias evaluaciones como las del marco del proyecto Facuam por Corpoamazonía, Sinchi, Omacha y Natura, mediante la realización de 53 talleres con pescadores entre el 2008 y 2012 (Trujillo *et al.* 2008, Bermudez *et al.* 2010).

En el departamento del Vaupés se obtuvieron 53 registros de *Pteronura brasiliensis*, la mayoría de carácter indirecto: madrigueras (47%), campamentos (21%), huellas (11,7%) y letrinas (4,3%). Las observaciones directas correspondieron a nueve avistamientos (16%) en 139 km recorridos. La presencia de esta especie solo se reportó para la parte media y alta del río y se estableció una densidad de 0,34 ind./km^{-2}. Al evaluar los restos de peces en las letrinas, se encontraron especies correspondientes a tres familias: Anostomidae, Erythrinidae y Cichlidae, la especie más frecuente fue la mojarra del género *Aequidens* (Figura 3).

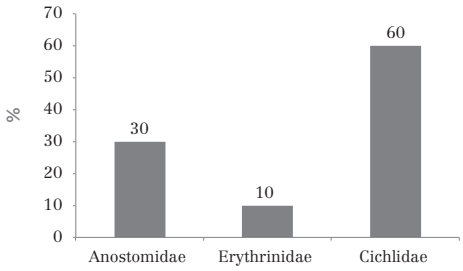


Figura 3. Familias de peces y su porcentaje de importancia en la dieta de nutrias gigantes en el río Cuduyari, Vaupés.

Así como en las otras regiones, los pescadores reportaron interferencia por parte de las nutrias en la actividad de la pesca y atribuyeron la baja densidad de peces a la presencia de esta especie. Algunos de ellos reconocieron retaliaciones y eliminación de animales adultos.

Orinoquia

Se reportaron conflictos en tres zonas de la Orinoquia. La primera en la Reserva de Biosfera El Tuparro, en el departamento de Vichada, donde pescadores (n=36) en los ríos Meta y Bita reportan un incremento en el número de nutrias gigantes. El co nflicto parece ser de tipo biológico y operacional debido a que las nutrias consumen algunos de los peces de interés para los pescadores, especialmente aquellos correspondientes a las familias Prochilodontidae (*Prochilodus mariae*), Erythrinidae (*Hoplias* sp.), Pimelodidae y Characidae (Figura 4). Seis casos de retaliación fueron documentados en Caño Juriepe y el río Bita, donde con cierta frecuencia los pescadores matan a las nutrias adultas y conservan a las crías como mascotas. Desafortunadamente, después de un tiempo las personas eliminan las crías por lo agresivas que pueden ser. Muestra de

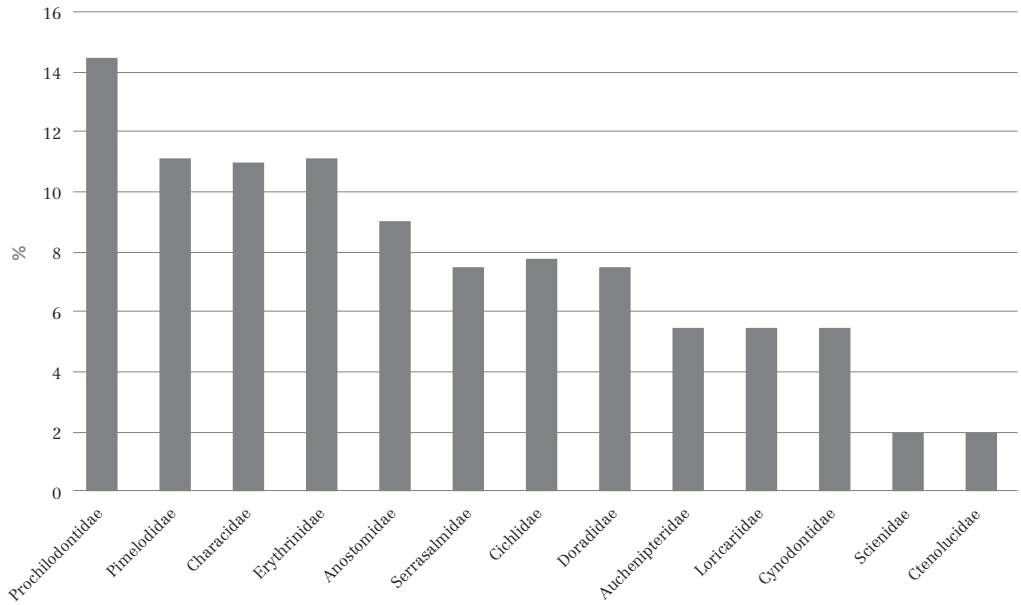


Figura 4. Familias de peces y su porcentaje de importancia en la dieta de nutrias gigantes en las letrinas evaluadas en los ríos Meta, Bita y Orinoco, Vichada.

ésta problemática es que en los últimos 15 años se han rehabilitado cinco crías en la zona que fueron decomisadas por la autoridad ambiental y entregadas a la Fundación Omacha (Gómez 1999, Trujillo *et al*. 2008).

En el Casanare, la segunda zona, no se han realizado muchos estudios sobre esta especie, pero en evaluaciones recientes se registraron conflictos asociados a iniciativas de acuicultura en el piedemonte andino (Trujillo *et al.* 2011). Al menos cinco fincas (41,6%) expresaron su disgusto en contra de la presencia de nutrias gigantes y reconocieron pagar para que les dispararan y las ahuyentaran de los estanques de los peces.

En la tercera zona, en el área correspondiente a la Estrella Fluvial de Inírida en el departamento del Guainía, comunidades de pescadores de los resguardos de Puerto Príncipe y Yuri reportaron un nivel alto de interferencia de las nutrias gigantes con la pesca, al punto de solicitar en el 2005 a la CDA la eliminación de estos animales (Garrote y Velasco 2005). El análisis sobre la dieta realizada a partir del análisis de 83 muestras de letrinas mostró un mayor consumo de peces de las familias Erythrinidae, Cichlidae y Anostomidae. Los pimelódidos y carácidos, que son el objeto de más captura de las comunidades humanas, tuvieron un bajo nivel de representación en la dieta de la nutria (Figura 5). La mayoría de los peces estuvieron por debajo de los 20 cm de longitud (estimación basada en regresiones lineares de la longitud de mandíbulas encontradas y longitud estándar de peces medidos en fresco). Entonces, esto representa un pequeño porcentaje de los mismos peces usados para el consumo de habitantes ribereños.

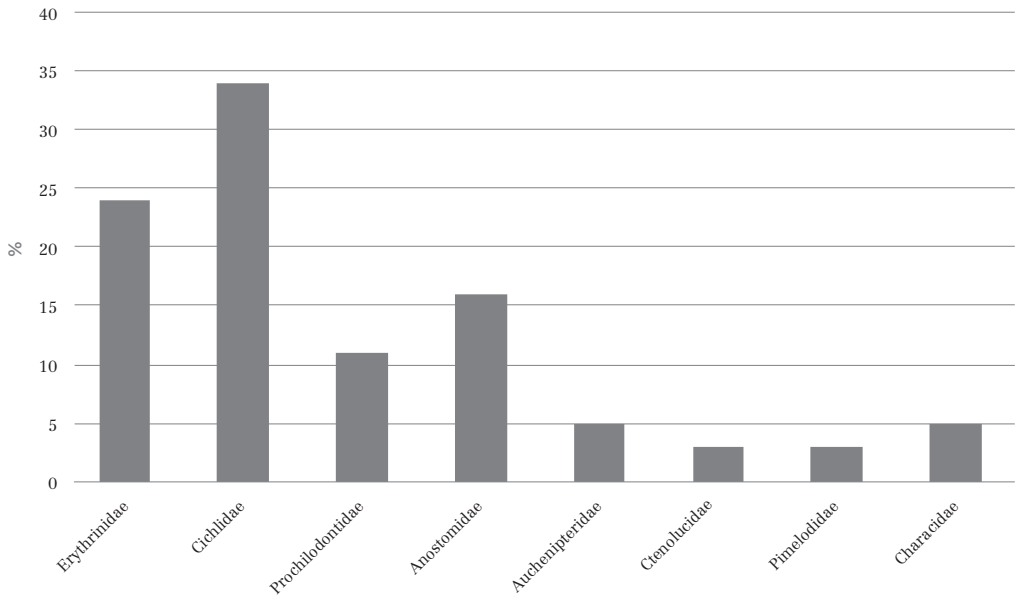


Figura 5. Familias de peces y su porcentaje de importancia en la dieta de nutrias gigantes en las letrinas evaluadas en la Estrella Fluvial de Inírida, Guainía.

Entre el 2007 y el 2008 se evaluó un tramo de 210 km de ríos y tributarios en esta zona para estudiar la abundancia de nutrias gigantes. Fueron observados 36 individuos en ocho grupos (Suárez 2010). La percepción en la mayoría de los casos sigue siendo negativa, con argumentos enfocados a la interferencia de las nutrias con la pesca y la disminución de los stocks de peces. Los pescadores afirman que estas especies dañan y remueven peces de trampas como los "cacures" y las nasas (Trujillo *et al*. 2014).

Pesquerías

En cuatro de las siete áreas donde se reportan conflictos con nutrias, la pesca es una actividad económica y las especies capturadas son similares (Fabré y Alonso 1998). Los bagres han sido el principal objeto de pesca en varias de estas regiones desde la década de los años ochenta, principalmente en ríos grandes como el Meta, Orinoco, Guaviare, Putumayo y Caquetá (Petrere *et al.* 2005). Los tributarios, caños y las lagunas son sitios donde tradicionalmente se ejerce la pesca de subsistencia con artes tradicionales, ya que en la mayoría de los casos está prohibido el uso de redes. Sin embargo, a lo largo de la última década, se reporta un descenso importante en los volúmenes de captura de bagres, especialmente en la Orinoquia (Figura 6). La consecuencia de esto ha sido una reorientación de las pesquerías en términos no solo de especies, sino también de hábitats, lo que ha ejercido más presión en cuerpos de agua que antes eran usados solo para pesca de subsistencia y ha puesto en riesgo la seguridad alimentaria de comunidades ribereñas. Esto ha causado conflictos importantes entre pescadores

comerciales y comunidades locales, con un agravante tal que involucran problemas transfronterizos con Perú y Brasil.

En la Amazonia, el patrón ha sido un poco diferente, ya que aunque se reporta un descenso en la captura de Siluriformes entre el 2002 y el 2004, se incrementa nuevamente en el 2005 con la captura masiva de la mota (*Calophysus macropterus*) (Figura 7). Allí, las principales áreas donde ocurren los conflictos con pesquerías corresponden a los ríos Caquetá y Putumayo. En estas áreas la pesca está enfocada principalmente a los grandes bagres, a pesar de que en los últimos años un importante porcentaje de las capturas ha sido representado por peces de las familias Characidae, Curimatidae, Prochilodontidae y Anostomidae, que son parte de la dieta de comunidades indígenas, y que antes no tenían un valor comercial significativo. Ante esta situación, se han realizado evaluaciones y talleres de trabajo con las autoridades pesqueras, con soluciones como la elaboración de acuerdos de pesca (Bermúdez *et al*. 2010, Palacios *et al.* 2011).

Uno de los problemas principales que se reporta en este momento es que en las épocas de migración de los peces se instalan un gran número de redes en las confluencias de los tributarios, lo que interrumpe el proceso de reproducción, ya que las redes capturan a las hembras antes de desovar. Adicionalmente, las zonas cercanas a centros urbanos han sido sobre pescadas, por lo que los pescadores deben desplazarse a zonas cada vez más remotas, que en general coinciden con las áreas donde están las nutrias gigantes.

En el caso de los ríos Meta, Bita y Orinoco, los conflictos se presentan no sólo con la pesca comercial de consumo, sino también con la pesca deportiva y de ornamentales. Todas estas pesquerías son la fuente de importantes ingresos económicos en la región. Los pescadores deportivos reclaman la falta de medidas de manejo, en áreas claves como

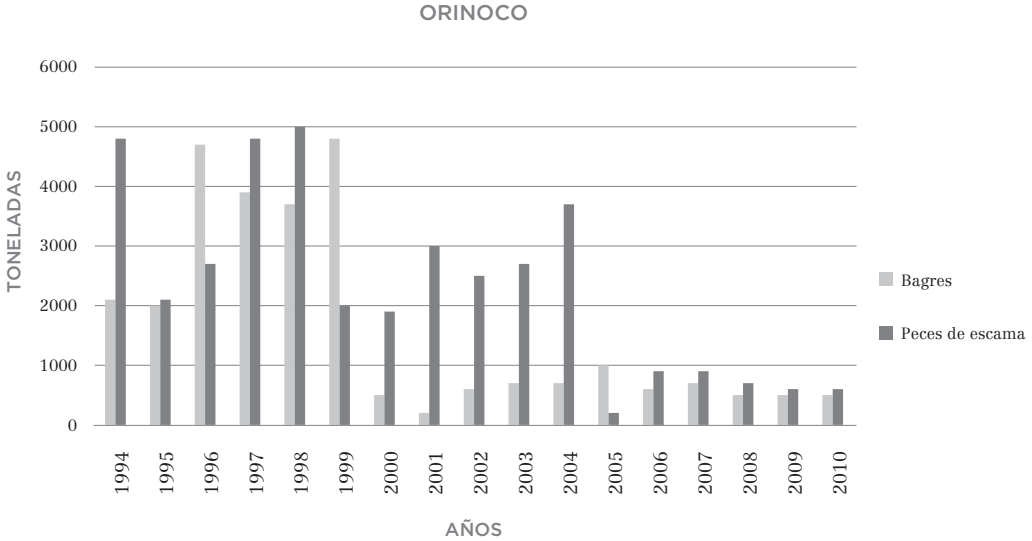


Figura 6. Datos de captura de peces (toneladas) tanto de escama como bagres en la cuenca del Orinoco entre 1994 y el 2010. Basado en estadísticas pesqueras de CCI.

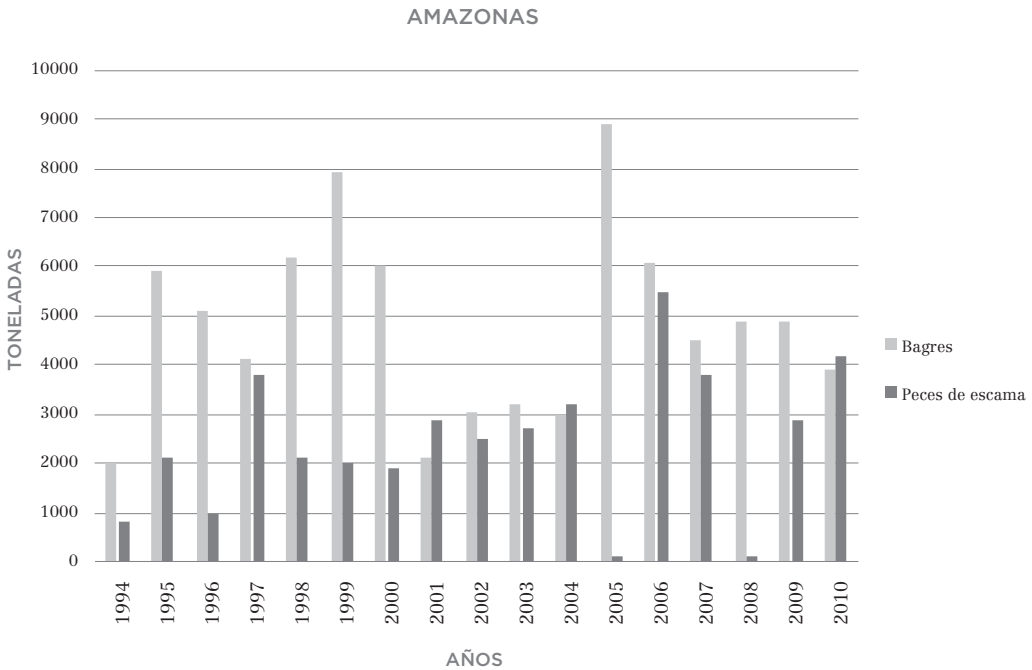


Figura 7. Datos de captura de peces (toneladas), tanto de escama como bagres en la cuenca del Amazonas, entre 1994 y el 2010. Basado en estadísticas pesqueras de CCI.

el río Bita, para prevenir la pesca ilegal con grandes redes que afecta principalmente a las poblaciones de pavones (*Cichla spp*) y otras especies. Al igual que en la Amazonia, el descenso de la captura de bagres (Agudelo *et al*. 2000), ha significado mayor presión en cíclidos y caraciformes que se venden en Venezuela. Para capturar estas especies, los pescadores han incrementado la presión en tributarios y lagos, donde por lo general se encuentran las nutrias gigantes. Desafortunadamente esta situación no ha sido bien documentada, a pesar de las quejas de los habitantes que dependen de la pesca de subsistencia.

Una situación similar ocurre en la Estrella Fluvial de Inírida, donde se presenta un incremento en la captura de cíclidos y carácidos que son vendidos principalmente en Venezuela (Trujillo *et al*. 2014). Esta situación afecta la seguridad alimentaria de las comunidades indígenas, que terminan haciendo parte de la cadena de comercialización de las especies que tradicionalmente eran para su consumo. Con lo percibido por la venta de estos peces terminan comprando latas de atún para sus familias (Trujillo *et al.* 2003).

En Colombia, las áreas de distribución original de las nutrias gigantes (Amazonia y Orinoquia), son zonas de difícil acceso y gobernabilidad (Villegas 2009, Galeano 2012). Ahí, los habitantes han tenido que relacionarse con los ecosistemas y sus componentes de forma directa, muchas veces sin un conocimiento previo, debido a que son inmigrantes de otras partes del país (Domínguez 2005) donde no existen estos ecosistemas y/o especies. Las nutrias gigantes, al ser especies diurnas, gregarias, ruidosas, curiosas

y de tamaño considerable, intimidan fácilmente a quien esté en una canoa o pequeña embarcación, así que puede parecer amenazantes, y con ello, generar una percepción de que pueden ser agresivas y peligrosas. Esto, sumado a la cantidad de peces que pueden consumir, ubican a la especie como una posible amenaza para los pescadores y sus artes de pesca, y los hace ver como fuertes competidores por un recurso cada vez más escaso.

Genética

Los análisis genéticos identificaron 15 haplotipos únicos en las muestras colectadas (Figura 8). La mayoría de estos haplotipos se agruparon separadamente de haplotipos previamente identificados en las Guayanas, Brasil, Perú y Bolivia. Solo un par de secuencias (identificadas a partir de las muestras del río Caucayá y de Puerto Inírida) se agruparon con haplotipos identificados previamente en el Amazonas de Brasil y en las Guayanas. De esta manera, se definió que las poblaciones del Orinoco colombiano representan una unidad filogenética independiente, lo que en términos de manejo constituye una unidad de manejo independiente. Por esta razón se puede concluir que en Colombia hay dos unidades de manejo (Caballero *et al*. 2015). Los niveles de diversidad genética, representados en diversidad nucleotídica y haplotípica, fueron relativamente más altos que los de las otras poblaciones estudiadas previamente en Suramérica (Caballero *et al.* 2015).

Estos resultados son relevantes para programas de manejo, reintroducción y cría en cautiverio, ya que al identificar el haplotipo mitocondrial de los individuos decomisados, se podría definir de una manera general a qué unidad de manejo corresponden y en qué zona del país se debe hacer su liberación, así como ayudar en el manejo responsable de prácticas de cría en cautiverio.

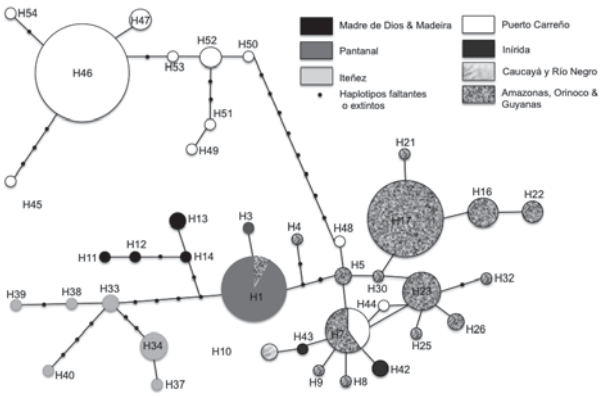


Figura 8. Red de haplotipos de región control del ADN mitocondrial de nutrias gigantes (*Pteronura brasiliensis*). Se incluyen localidades de muestreo en Colombia y los filogrupos previamente definidos por Pickles *et al.* (2011). Haplotipos nuevos identificados en Colombia corresponden a los números 42 – 54. Reimpreso con permiso de la revista Journal of Heredity.

Conclusiones

En general, es evidente que en la mayor parte de las áreas de distribución de las nutrias gigantes en Colombia se presentan conflictos con las pesquerías, principalmente de tipo biológico. Este patrón parece estar incrementándose, especialmente en áreas con centros urbanos y áreas de pesca tanto en la Amazonia como en la Orinoquia.

El cambio de especies blanco en las pesquerías, principalmente de grandes bagres a carácidos y cíclidos, ha promovido que haya mayor esfuerzo pesquero en tributarios y afluentes menores que son el hábitat principal de las nutrias, aumentando así la probabilidad de interacciones. Los conflictos reportados entre las pesquerías y nutrias gigantes se suman a los existentes con delfines y babillas, que de una u otra manera dejan ver la necesidad de promover procesos de ordenamiento pesquero en todas las regiones. Estos conflictos se acentúan con la disminución del recurso pesquero y con la movilización de pesquerías comerciales en zonas alejadas que eran refugio de estas especies. Con esto no solo se incrementan las tensiones entre la pesca y estas especies, sino que también se amenaza la seguridad alimentaria de las poblaciones ribereñas.

Los estudios realizados en varias regiones del país muestran una aparente recuperación de las poblaciones de nutrias, aunque no existen datos numéricos robustos para poder cuantificarlo. Las evidencias se basan más en presencia de estas especies en áreas donde por años no habían sido reportadas. Evaluaciones de los años ochenta anotan que el hábitat principal de las nutrias gigantes eran ríos pequeños y quebradas de aguas negras (Duplaix 1980, Laidler 1992). Sin embargo, estos fueron realizados después de la disminución poblacional severa que sufrieron, por lo que los registros recientes en ríos grandes y de aguas negras, al igual que en zonas de raudales pueden significar no tanto una expansión de hábitat, sino la recuperación del mismo.

Los métodos en este estudio resultaron apropiados para consolidar información sobre los conflictos. Por un lado las entrevistas y talleres aportaron datos clave sobre la percepción de los pescadores de las nutrias, y por otro los análisis de los restos óseos en las letrinas ayudaron a corroborar las especies y tamaños de los peces que consumen. Los registros indirectos y directos tanto de huellas, letrinas e individuos son un parámetro fundamental para establecer la densidad de estas especies en los ríos. Sin embargo, es necesario hacer mayores esfuerzos para tener datos poblacionales más sólidos.

Los conflictos reportados plantean un reto importante desde el punto de vista de la conservación, ya que muestran lo fuertemente conectado que están el manejo de los recursos pesqueros con especies de mamíferos acuáticos (Ávila *et al.,* 2013). En Colombia, los primeros son abordados por el Ministerio de Agricultura a través de la Autoridad de Pesca y Acuicultura (AUNAP) y los segundos por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS) y las Corporaciones Autónomas. En muchas ocasiones no existe un trabajo conjunto entre estas instancias y las medidas que se toman pueden resultar desarticuladas. Por esta razón, recientemente el MADS en articulación con la Fundación Omacha decidió diseñar un plan de manejo para las dos especies de nutrias en Colombia, donde se articulen aspectos de investigación, manejo, educación ambiental y fortalecimiento de la gestión de las autoridades ambientales. Lo importante en esta

iniciativa es que se aborde no solo la especie, sino también los ecosistemas donde habitan, y diferentes estrategias para reducir conflictos con actividades humanas. Los resultados genéticos sugieren la presencia de al menos dos unidades genéticas diferentes: la del Amazonas y la del Orinoco. La primera coincide en algunos haplotipos con los descritos para Brasil y otros países. En cuanto a lo encontrado en la Orinoquia se sugiere establecer comparaciones con Venezuela y aumentar el número de muestras analizadas.

Bibliografía

Agudelo, E., Y. Salinas, C. L. Sánchez, D. L. Muñoz-Sosa, J. C. Alonso, M. E. Arteaga, O. J. Rodríguez, N. R. Anzola, L. E. Acosta, M. Núñez-Avellaneda y H. Valdés-Carrillo. 2000. Bagres de la Amazonía colombiana: un recurso sin fronteras. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI. Bogotá. 252 pp.

Ávila, C., C. Gómez-Salazar, C. García y F. Trujillo. 2013. Interacciones entre mamíferos acuáticos y pesquerías en Colombia. Pp. 197-231. *En:* Trujillo, F., A. Gartner, D. Caicedo y M. Diazgranados (Eds.). Diagnóstico del estado de conocimiento y conservación de los mamíferos acuáticos en Colombia. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Fundación Omacha, Conservación Internacional, WWF. Bogotá.

Barletta, M., A. J. Jaureguizar, C. Baigun, N. F. Fontour, A. A. Agostinho, V. M. F. Almeida-Val, A. L. Val, R. A. Torres, L. F. Jimenes-Segura, T. Giarrizzo, N. N. Fabre, V. S. Batista, C. A. Lasso, C. D. Taphorn, M. F. Costa, P. T. Chaves, J. P. Vieira y M. F. M. Correa. 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *Journal of Fish Biology*. 76: 2118–2176.

Bermúdez-Romero, A. L., F. Trujillo, C. Solano, J. C. Alonso y B. L. Ceballos-Ruíz (Eds.). 2010. Retos locales y regionales para la conservación de la fauna acuática del sur de la Amazonia colombiana. Corpoamazonía, Instituto Sinchi, Fundación Omacha, Fundación Natura. Bogotá, Colombia. 189 pp.

Bonilla, C. A., E. Agudelo, C. Gomez, J. C. Alonso y F. Trujillo. 2008. Interacciones entre delfines de río (*Inia geoffrensis* y *Sotalia fluviatilis*) y pesquerías de grandes bagres en el río Amazonas. Pp. 29-38. *En:* Trujillo, F., J. C. Alonso, M. C. Diazgranados y C. Gómez (Eds.). Fauna acuática amenazada en la Amazonia colombiana: análisis y propuestas para su conservación. Fundación Omacha, Corpoamazonía, Instituto Sinchi, Fundación Natura. Bogotá.

Botello, J. C. 2000. Ecología y comportamiento del lobo de río (*Pteronura brasiliensis*) en la región del bajo río Apaporis, Amazonía colombiana. Tesis de Grado, Universidad del Valle. 116 pp.

Botello, J. C. 2009. El lobo de río *Pteronura brasiliensis* en el lago del Grillo (Mosiro Itajura): distribución y abundancia en la region del bajo río Apaporis, Amazonía Colombiana. Pp. 163-169. *En*: Alarcón-Nieto, G y E. Palacios. (Eds). Estación Biológica Mosiro Itajura-Caparú: Biodiversidad en el Territorio

del Yaigojé-Apaporis. Conservación Internacional Colombia, Bogotá.

Caballero, S., C. A. Correa-Cárdenas y F. Trujillo. 2015. Population structure and genetic diversity of the endangered South American giant otter (*Pteronura brasiliensis*) from the Orinoco Basin in Colombia: management implications and application to current conservation programs. *Journal of Heredity* 106: 469-477.

Carrasquilla, M. C. 2002. Uso de habitat, comportamiento y dieta de la nutria gigante (*Pteronura brasiliensis*) en el río Orinoco. Tesis de Pregrado, Universidad de los Andes, Bogotá. 62 pp.

Carrasquilla, M. C. y F. Trujillo. 2004. Uso del hábitat, comportamiento y dieta de la nutria gigante (*Pteronura brasiliensis*) en el río Orinoco, Vichada. Colombia. Pp. 179-202. *En:* Diazgranados, M. C. y F. Trujillo (Eds.). Fauna acuática en la Orinoquia colombiana. Pontificia Universidad Javeriana, Instituto de Estudios Ambientales para el Desarrollo-IAvH-GTZ. Vol. 6. Serie Investigación. Bogotá.

Carrera, P. 2003. Solapamiento de nicho entre el hombre y la nutria gigante (*Pteronura brasiliensis*, Carnívora: Mustelidae) en la Cuenca baja del río Yasuní, Parque Natural Yasuní, Amazonía Ecuatoriana. Tesis de Pregrado, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Quito. 185 pp.

Carrera, P. 2007. Giant otters (*Pteronura brasiliensis*) and humans in the lower Yasuni Basin, Ecuador: spacio-temporal activity patterns and their relevance for conservation. MSc. Thesis, Oregon State University. 139 pp.

Díaz, D. 2008. Uso de hábitat de nutria gigante *Pteronura brasiliensis* en segmentos de los ríos Bita y Orinoco en el área de influencia de Puerto Carreño (Colombia). Tesis de pregrado, Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. 126 pp.

Domínguez, C. A. 2005. Amazonia colombiana: economía y poblamiento. Universidad Externado de Colombia. 322 pp.

Donadio, A. 1978. Some comments on otter trade and legislation in Colombia. Pp. 34-42 *En:* Duplaix, N. (Ed.). Otters. Proceedings of IUCN Otter Specialist Group Meeting; IUCN Publication, New Series.

Fabré, N. N. y J. C. Alonso. 1998. Recursos ícticos no Alto Amazonas: sua importância para as populações ribeirinhas. *Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi, Série zoologia* 14 (1): 19-55.

Galeano, D. 2012. Las políticas patrimoniales hacia la Amazonia colombiana, eje central para el desarrollo integral. Memorias Revista Digital de Historia y Arqueología desde el Caribe [en línea] 2012, 9 (Diciembre-Sin mes): [fecha de consulta: 4 de febrero de 2015] Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=85524641010> ISSN.

García, D., M. Marmontel, F. Rosas y F. Santos. 2007 Conservation genetics of the giant otter (*Pteronura brasiliensis*

(Zimmerman, 1780) (Carnivora, Mustelidae). *Brazilian Journal of Biology* 67: 819-827.

Garrote, G. 2006. Evaluación preliminar del conflicto Nutria Gigante *(Ptrenonura brasiliensis*)–pescadores indígenas en la comunidad Puerto Principe (Puerto Inírida-Guainía). Corporación para el Desarrollo Sostenible del Norte y el Oriente Amazónico (CDA)- Fundación Omacha. Informe Técnico. 16 pp.

Gómez, J. 1999. Ecología alimentaria de la nutria gigante (*Pteronura brasiliensis*), en el bajo río Bita, Vichada–Colombia. Tesis de grado, Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia. 71 pp.

Gómez, J. y J. P. Jorgenson. 1999. An overview of Giant Otter-fishermen problem in the Orinoco basin in Colombia. IUCN *Otter Specialist Group Bulletin* 16 (2): 90-96.

Gómez, J. R., J. P. Jorgenson y R. Valbuena. 1999. Report on the rehabilitation and release of two giant river otter (*Pteronura brasiliensis*) pups in the Bita river (Vichada, Colombia). *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 16 (2): 86-89.

Lima, D., M. Marmontel y E. Bernard. 2014. Conflicts between humans and giant otters (*Pteronura brasiliensis*) in Amanã Reserve, Brazilian Amazonia. *Ambient Society* 17 (2): 127-142.

Matapi, D., A. Yucuna, J. Yucuna y F. Trujillo. 2008. Evaluación de las poblaciones de nutrias gigantes en el rio Caquetá. Pp. 73-82. *En:* Trujillo, F., J. C. Alonso, M. C. Diazgranados y C. Gomez (Eds.). Fauna acuática amenazada en la Amazonía colombiana: análisis y propuestas para su conservación. Corpoamazonía, Instititutо Sinchi, Fundación Omacha, Fundación Natura. Bogotá, Colombia.

Northridge, S. P. y R. J. Hofman. 1999. Marine mammal interactions with fisheries. Pp. 99-119. *En:* Twiss Jr. J. R. y R. R. Reeves (Eds.). Conservation and management of marine mammals. Washington and London: Smithsonian Institution Press.

Petrere, Jr., M., R. B. Barthem, E. Agudelo y B. Corrales. 2005. Review of the large catfish in the upper Amazon and the stock depletion of Piraiba (*Brachyplatystoma filamentosum*). *Reviews in the Fish Biology and Fisheries* 14: 403-414.

Pickles, R., J. Groombridge, V. Zambrana-Rojas, P. van Damme, D. Gottelli, S. Kundu, R. Bodmer, C. Ariani, A. Iyengar y W. Jordan. 2011. Evolutionary history and identification of conservation units in the giant otter, *Pteronura brasiliensis*. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 61 (3): 616.

Pinedo, D. y C. Soria, (Eds). 2008. El manejo de las pesquerías en los ríos tropicales de Sudamérica. Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo. Mayoy Ediciones S. A., Bogotá, Colombia. 327 pp.

Ramírez-Gil, H. y R. E. Ajiaco-Martínez. 2011. Diagnóstico de la pesquería en la cuenca del Orinoco. Pp. 169-198. *En:* Lasso, C. A., F. de P. Gutierrez, M. A. Morales-Betancourt, E. Agudelo, H. Ramírez-Gil y R. E. Ajiaco-Martínez (Ed.). II Pesquerías continentales de Colombia: cuencas del Magdalena-Cauca, Sinú, Canalete, Atrato, Orinoco, Amazonas y vertiente del Pacífico. Serie Recursos

Hidrobiológicos y pesqueros continentales de Colombia. Instituto de Investigacion de los Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D.C. Colombia.

Rechearte, M. y R. Bodmer. 2009. Recovery of the endangered giant otter *Pteronura brasiliensis* on the Yavarín-Mirín and Yavarín Rivers: a success story for CITES. *Oryx* 44 (1): 83-88.

Rechearte, M., M. Bowler y R. Bodmer. 2009. Potential conflict between fishermen and giant otter (*Pteronura brasiliensis*) populations by fishermen in response to declining stocks of Arowana fish (*Osteoglossum bicirhossum*) in Northeastern Peru. IUCN *Otter Specialist Group Bulletin* 25 (2): 89-93.

Rosas-Ribeiro, P. F., F. C. Rosas y J. Zuanon. 2011. Conflict between fishermen and Giant Otters *Pteronura brasiliensis* in Western Brazilian Amazon. *Biotropica* doi: 10.1111/j.1744-7429.2011.00828.x

Ruffino. M. 2005. Gestao do uso dos recursos Pesqueiros na Amazonia. ProVarzea, Ministerio do Meio Ambiente, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Manaus. 123 pp.

Suárez, J. P. 2010. Evaluación de uso de hábitat de la nutria gigante *Pteronura brasiliensis*, asociado a problemas de conservación en el río Inírida. Tesis de Pregrado, Universidad Militar Nueva Granada, Bogotá. 69 pp.

Trujillo, F. 2003. La conservación de los delfines de río: un problema con pesquerías en la Amazonía y Orinoquia. *Colombia Ciencia y Tecnología* 21 (3): 56-62.

Trujillo, F., J. C. Botello y M. C. Carrasquilla. 2006. Perro de agua *Pteronura brasiliensis*. Pp. 133-138. *En:* Rodríguez-Mahecha, J. V., M. Alberico, F. Trujillo y J. Jorgenson (Eds.). 2006. Libro Rojo de los Mamíferos de Colombia. Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Conservación Internacional Colombia, Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial. Bogotá, Colombia.

Trujillo, F., M. Portocarrero y C. Gómez (Eds.). 2008. Plan de manejo y conservación de especies amenazadas en la Reserva de Biosfera El Tuparro: delfines de río, manatíes, nutrias, jaguares y tortugas del género *Podocnemis*. Proyecto Pijiwi Orinoko (Fundación Omacha-Fundación Horizonte Verde), Forest Conservation Agreement, Bogotá, Colombia. 144 pp.

Trujillo, F, M. Portocarrero, C. Gómez-Salazar, M. C. Diazgranados, L. Castellanos-Mora, M. Ruíz-García y S. Caballero. 2010. Status and conservation of river dolphins *Inia geoffrensis* and *Sotalia fluviatilis* in the Amazon and Orinoco basins in Colombia. Pp. 29-57. *En:* Trujillo, F., E. Crespo, P. Van Damme y J. S. Usma (Eds.). The Action Plan for South American River Dolphins 2010-2020. WWF, Fundación Omacha, WCS, WDCS, Solamac.

Trujillo, F., E. Crespo, P. van Damme y J. S. Usma. 2011. Plan de Acción para la conservación de los delfines de río en Sudamérica: Resumen Ejecutivo y Avances 2010-2020. WWF, WCS, WFN, Solamac, Fundación Omacha. 104 pp.

Trujillo, F., J. Garavito-Fonseca, K. Gutiérrez, M. V. Rodríguez-Maldonado, R. Combariza, L. Solano-Perez, G.

Pantoja y J. P. Ardila. 2011. Mamíferos del Casanare. Pp. 180-205. *En:* Usma, J. S. y F. Trujillo (Eds.). 2011. Biodiversidad del Departamento del Casanare: identificación de ecosistemas Estratégicos. Gobernación del Casanare-WWF Colombia. Bogotá.

Trujillo, F., D. Cruz-Antia, A. Caro, S. Martínez y M. V. Rodríguez. 2014. Abundancia de mamíferos acuáticos y conflictos con pesquerías en la Estrella Fluvial de Inírida (Guainía-Colombia). Pp. 202-233. *En:* Trujillo, F., J. S. Usma y C. A. Lasso (Eds.). 2014. Biodiversidad de la Estrella Fluvial Inírida–WWF Colombia, CDA, Fundación Omacha, IAvH. Bogotá D.C.

Valbuena, R. 1999. Tamaño poblacional y aspectos grupales de la nutria gigante (*Pteronura brasiliensis*) en el bajo río Bita (Vichada, Colombia). Tesis de pregrado, Universidad Javeriana, Bogotá. Colombia. 76 pp.

Valderrama, E., M. Hoyos-Rodríguez, L. Correa, X. Caro, A. Bermúdez y J. Barragán-Romero. 2010. Evaluación del conflicto entre la nutria gigante (*Pteronura brasiliensis*) y las comunidades locales. Pp. 89-107. *En:* Bermúdez-Romero, A. L., F. Trujillo, C. Solano, J. C. Alonso y B. L. Ceballos-Ruíz (Eds.). Retos locales y regionales para la conservación de la fauna acuática del sur de la Amazonia colombiana. Corpoamazonía, Instititutо Sinchi, Fundación Omacha, Fundación Natura. Bogotá, Colombia.

Van Damme, P., R. Wallace, L. Painter, A. Taber, R. Gonzales, A. Fraser, D. Rumiz, C. Tapia, H. Michels, Y. Delaunoy, J. Saravia, J. Vargas y L. Torres. 2001. Distribución y estado de las poblaciones de lontra (*Pteronura brasiliensis*) en Bolivia. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental* 9: 3-13.

Velasco, D. M. 2004. Valoración biológica y cultural de la nutria gigante (*Pteronura brasiliensis*) en el area de influencia de Puerto Carreño, Vichada, Colombia (ríos Orinoco, Bita, Caños Juriepe y Negro). Tesis de Pregrado, Universidad Javeriana, Facultad de Estudios Ambientales y Rurales. Bogotá. 88 pp.

Velasco, D. M. 2005. Investigación en Guainía: Estudio preliminar sobre el estado de conservación de la nutria gigante (*Pteronura brasiliensis*) en la zona de influencia de Inírida (Bajo Río Inírida) Guainía, Colombia. CDA-Fundación Omacha, Bogotá. 16 pp.

Villegas, L. V. 2009. Desequilibrios regionales y violencia en Colombia. *Cohesión Social en Europa y Las Américas* (3): 131.

Foto: F. Trujillo.

Lámina 1a. Nutria gigante (*Pteronura brasiliensis*) en río de aguas negras.

Foto: F. Trujillo.

Lámina 1b. Nutria gigante (*Pteronura brasiliensis*).

Foto: F. Trujillo.

Lámina 1c. Nutria gigante (*Pteronura brasiliensis*). Pareja en río de la Orinoquia.

Foto: F. Trujillo.

Lámina 1d. Nutria gigante (*Pteronura brasiliensis*) alimentándose de una piraña (*Pygocentrus* sp).

Grandes vertebrados terrestres en tierras ancestrales indígenas del alto Caura: importancia de los acuerdos comunitarios para la conservación del Escudo Guayanés venezolano

Lucy Perera-Romero, John Polisar y Leonardo Maffei

Resumen. En el Escudo Guayanés, las amplias extensiones de bosques llevan a suponer la existencia de un hábitat propicio para la conservación del jaguar (*Panthera onca*) y otras especies clave como los báquiros de cachete blanco (*Tayassu pecari*) y el tapir (*Tapirus terrestris*). Estos territorios también son los hogares ancestrales de muchas etnias indígenas, quienes dependen de la cacería para su subsistencia. Su sedentarización y crecimiento poblacional ha llevado a un incremento sostenido en la presión de caza, lo que afecta a la comunidad de vertebrados de los cuales dependen. Preocupados por esta realidad, en el 2004 las comunidades Ye´kwana y Sanema del Caura (Venezuela) acordaron proteger algunas cuencas de poblaciones animales (zonas protegidas llamadas Sömajö), entre estas la del río Ka´kada, para un uso intercomunitario controlado. En este trabajo, se evalúan las poblaciones de los vertebrados terrestres grandes y medianos (>1 kg) en el bajo Ka'kada y en dos áreas de influencia de comunidades Ye'kwana y Sanema, con el objetivo de conocer el estado del Ka'kada y compararlo con el de dos zonas con impacto de cacería. Los estudios se realizaron durante las estaciones secas de los años 2011, 2013 y 2014 en las áreas de Ka´kada, Yudiña-Ayawaña y Anadekeña-Jüwütüña, respectivamente. En cada lugar se instalaron entre 52 y 58 estaciones de fototrampeo. Se encontró que las frecuencias de fotocaptura de especies clave como el tapir, báquiro de cachete blanco, oso hormiguero y crácidos (Aves: Galliformes, Cracidae) fueron mayores en bajo Ka'kada en comparación al área de influencia de las comunidades. Estos resultados indican que el Sömajö está cumpliendo su función de resguardo, ya que mantiene a las poblaciones de grandes vertebrados más numerosas que aquellas presentes en las áreas cercanas a las comunidades. Además, se resalta así la importancia y el potencial de la gestión territorial indígena en sus hábitats ancestrales, fundamentales para la conservación efectiva en el Escudo Guayanés.

Palabras clave. Cacería de subsistencia. Cámaras trampa. Mamíferos. Aves. Guayana.

Abstract. The vast forests of the Guiana Shield have high potential for long-term jaguar (*Panthera onca*), peccary (*Tayassu pecari*) and tapir (*Tapirus terrestris*) conservation. These remote areas are the ancestral lands of indigenous tribes whose livelihood depends of subsistence hunting. In recent

years increasing population growth and sedentary life styles have increased local hunting pressure of terrestrial vertebrates. Concerned about this situation, in 2004 Ye'kwana and Sanema communities in Venezuela's Caura river watershed agreed to protect the basins of some tributaries for inter-communal use and the protection of wildlife populations (Sömajö). We conducted comparative studies, evaluating medium and big sized vertebrates (>1 kg) in the Sömajö of the lower Ka'kada and in the influence areas of Ye'kwana and Sanema. The surveys were carried out in the dry seasons of 2011, 2013 and 2014 in Ka'kada, Yudiña-Ayawaña and Anadekeña-Jüwütüña, respectively. In each surveyed area between 52 and 58 camera trap stations were installed. The encounter rates of tapirs, peccaries, anteaters and cracids (Aves: Galliformes, Cracidae) were higher in lower Ka'kada than those encountered around communities. These results suggest that the Sömajö is achieving its protection functions, maintaining a higher abundance of these species than the areas around communities. This highlights the importance and the potentials of indigenous territorial management on ancestral lands as a fundamental tool for effective wildlife conservation in the Guiana Shield.

Key words. Subsistence hunting. Camera traps. Mammals. Birds. Guayana region.

Introducción

La cuenca del río Caura forma parte del bosque lluvioso del Escudo Guayanés venezolano y es un área vasta que se extiende a lo largo de 45.336 km² al sur del río Orinoco. Se encuentra dividida en su sección baja y alta por el Salto Pará, una caída de agua de 70 m de altura que impide la navegación desde su parte baja y que ha servido de protección a los bosques de la sección alta. Así, ha mantenido en relativo aislamiento a comunidades de las etnias Ye´kwana, Sanema y Höti, quienes practican la pesca y cacería de subsistencia como modos de vida tradicionales (Silva 1996).

La cuenca del río Caura es un baluarte para la biodiversidad a una escala global y se encuentra catalogada como una Unidad para la Conservación del Jaguar de la más alta prioridad (Rabinowitz y Zeller 2010). Forma parte de la Reserva Forestal del Caura, una Unidad Bajo Régimen de Administración Especial (ABRAE) destinada a la explotación maderera por parte del estado venezolano, bajo el criterio de rendimiento sostenido a través de planes de manejo (República de Venezuela 1968). Dentro de la cuenca del río Caura se encuentra el Parque Nacional Jaua-Sarisariñama (3.300 km²) (República de Venezuela 1979) y parte de los Monumentos Naturales Serranía de Maigualida (2.600 km²) e Ichún-Guanacoco (900 km²) (República de Venezuela 1990). Aunque esto representa un alto grado de protección, entra en conflicto con la designación de reserva forestal. Estas áreas protegidas existen desde 1979 y 1990, y no se encuentran bajo un manejo, vigilancia o control activo por parte del Instituto Nacional de Parques (INPARQUES).

Sectores de la sociedad civil han discutido acerca de la figura de reserva forestal desde hace más de una década, con el objetivo de lograr una mejor protección. Además, las

comunidades indígenas han venido reclamando sus títulos colectivos desde el año 2000. Sin embargo, a pesar del amplio interés sobre esta cuenca por parte de la sociedad civil y sus habitantes, no se ha logrado incrementar su protección. Hasta años recientes, la sección alta del río Caura (28.835 km^2) se mantuvo protegida por su difícil acceso y lejanía, no obstante, desde el 2009 se ha instalado la minería ilegal de oro, de modo que representa una amenaza para el ecosistema y además ha provocado cambios culturales en algunas comunidades indígenas. A pesar de los planes gubernamentales en contra de la minería ilícita (Izarra 2010[1], Rangel 2014[2]), esta sigue su curso y se estima que se ha extendido en un área aproximada de 1.461 km^2, lo que representa el 5% de los bosques del alto Caura.

A pesar de la falta de protección gubernamental efectiva (Yerena 2011), sus habitantes ancestrales han hecho uso tradicional de los suelos, bosques y fauna por varios centenares de años, y han mantenido la vasta cobertura boscosa del medio y alto Caura intacta hasta el presente (Bryant *et al*. 1997, Bevilacqua y Ochoa 2001, Colchester *et al*. 2004). Desde hace poco más de 60 años, las prácticas tradicionales que incluían un modo de vida semi-nómada cambiaron radicalmente con la llegada de misiones cristianas, las cuales introdujeron la sedentarización de las comunidades (Silva 1997, Colchester *et al*. 2004, Silva *et al*. 2012). Este cambio cultural ha traído como consecuencia comunidades en continuo crecimiento poblacional, ocasionando una mayor presión de cacería y consecuente disminución de la fauna y recursos naturales en los alrededores de sus comunidades (Silva 1997, Colchester *et al*. 2004, Castellanos *et al*. 2008). En vista del agravamiento de esta situación, especialmente en el río Erebato (sección alta de la cuenca), en el 2004 las comunidades Ye'kwana y Sanema acordaron la protección de algunas sub-cuencas denominadas "Sömajö" (en lengua Ye'kwana), áreas que no serían habitadas y que servirían para el uso intercomunal moderado y resguardo de sus recursos naturales (Colchester *et al*. 2004, Silva *et al*. 2012).

En este estudio se busca evaluar el estado de la fauna de uno de estos Sömajös (sub-cuenca del río Ka'kada) y de las áreas de influencia de dos comunidades Ye'kwana y dos comunidades Sanema. El objetivo es evidenciar el alcance de los acuerdos inter-comunitarios para la conservación de sus recursos, conocer el estado actual del Sömajö Ka'kada y entender el impacto que ha tenido la cacería en los alrededores de las comunidades.

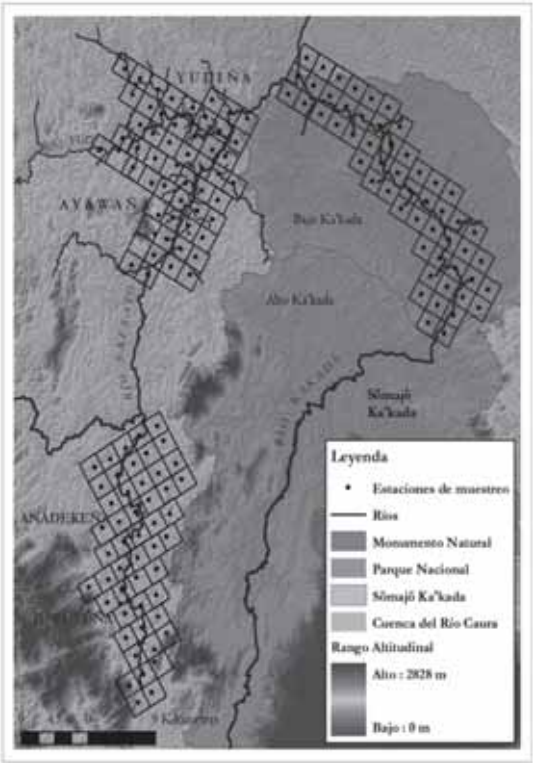
Área de estudio

Este estudio se llevó a cabo en tres localidades: 1) la sección baja de la cuenca del río Ka´kada (2011), un área no habitada y protegida por las comunidades como "Sömajö"; 2) las áreas de influencia de las comunidades de etnia Sanema: Yudiña y Ayawaña (2013), y 3) las áreas de influencia de las comunidades de etnia

[1] Izarra, S. *Plan Caura apunta hacia la protección ambiental y de los ciudadanos.* Correo del Orinoco, 8 de Junio de 2010. Acceso 25 Julio 2015. Disponible en: http://www.correodelorinoco.gob.ve/ambiente-ecologia/plan-caura-apunta-hacia-proteccion-ambiental-y-ciudadanos/

[2] Rangel, C. *Gobierno va por su quinto plan contra la minería ilegal.* Correo del Caroní, 11 de Junio de 2014. Acceso 25 Julio 2015. Disponible en: http://correodelcaroni.com/index.php/politica/item/15018-gobierno-ensaya-quinto-plan-contra-la-mineria-ilegal-en-bolivar.

a.



b.

Figura 1. a) Ubicación relativa de las diferentes áreas de estudio y b) disposición de las estaciones de fototrampeo en cada una.

Ye´kwana: Anadekeña y Jüwütüña (2014). De aquí en adelante nos referiremos a estas como Ka´kada, Yudiña y Anadekeña.

La cuenca del río Ka'kada se encuentra en el Alto Caura al norte de la meseta del Jaua, entre los ríos Caura y Erebato (Figura 1a). Abarca una superficie de 3.163 km^2 y es un área inhabitada y reservada por las comunidades indígenas para la cosecha de fauna silvestre y otros recursos naturales. El área de estudio abarcó los bosques siempre verdes de tierras bajas ubicados en el bajo Ka'kada, sección definida por el raudal Ka'sai (5°14'45.06"N; 64°26'14.38"O), ubicado a 50 km de la boca del Ka'kada en el Erebato.

Las comunidades Yudiña y Ayawaña se encuentran a 26 km aguas arriba de la desembocadura del río Ka´kada en el Erebato. Son las comunidades Sanema más pobladas y antiguas del río Erebato, fundadas entre 1987 y 1989 respectivamente, con una población aproximada de entre 250 y 300 habitantes cada una. Ayawaña se encuentra ubicada en las orillas del río Erebato, mientras que Yudiña se encuentra a las orillas del río Yudi, un afluente del Erebato. Tradicionalmente, ambas comunidades practican la cacería de

subsistencia a pie mediante caminos de cacería. El área de estudio abarcó bosques de los ríos Erebato, Yudi y Manasi a lo largo de bosques siempre verdes de tierras bajas, así como bosques siempre verdes montanos.

La comunidad de Anadekeña se encuentra a 59 km aguas arriba de Ayawaña y la de Jüwütüña a 12 km aguas arriba de Anadekeña. Estas son comunidades Ye´kwana, quienes practican la cacería de subsistencia pero, a diferencia de las comunidades Sanema, cuentan con acceso eventual a motores fuera de borda. Estas comunidades también son las Ye´kwana más pobladas del Erebato con 400 a 500 habitantes cada una. Jüwütüña fue fundada en 1958 mientras que Anadekeña fue fundada en 1986. El área de influencia de ambas se encuentra a lo largo del Erebato y abarcan bosques siempre verdes montanos.

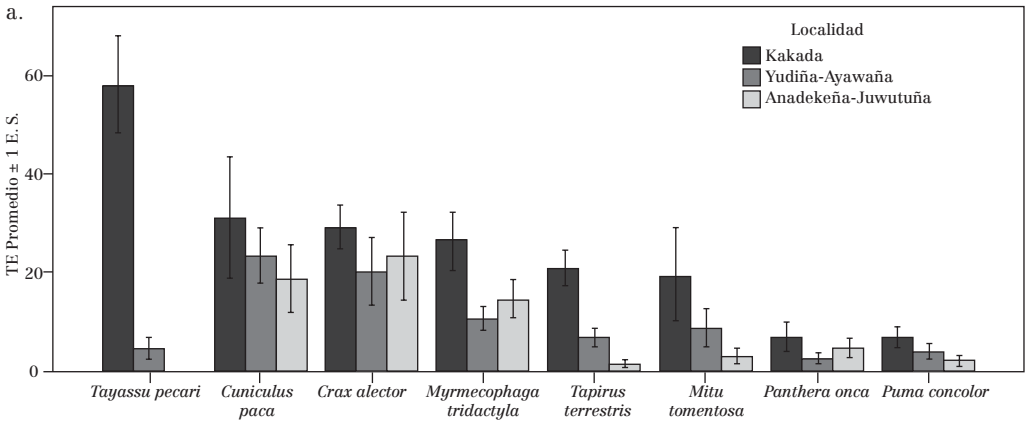
Metodología

Recolección de datos

Los estudios se realizaron en la época de aguas bajas (marzo a junio) de los años 2011, 2013 y 2014 para las áreas de Ka´kada, Yudiña-Ayawaña (comunidades Sanema) y Anadekeña-Jüwütüña (comunidades Ye'kwana), respectivamente. El muestreo por medio de estaciones de foto-trampeo fue diseñado también para estimar la densidad de jaguares, por lo que las estaciones se colocaron espaciadas entre 1,6 a 3,2 km, buscando una distancia ideal de 2,5 km. En cada estudio, se instaló 58, 53 y 52 estaciones de foto-trampeo respectivamente (Tabla 1). El área abarcada por los diferentes muestreos se calculó de acuerdo al mínimo polígono convexo. Las estaciones se colocaron a lo largo de los ríos Ka'kada, Yudi y Erebato (Figura 1b) para aprovechar la existencia de senderos de cacería o caminos de animales grandes, claramente definidos. En cada estación de muestreo, se utilizaron dispositivos pasivos de flash infrarrojo de las marcas Reconnyx HC 600, Reconnyx PC 900, Cuddeback Capture IR y Cuddeback Ambush IR. Las cámaras se programaron para permanecer operativas de modo continuo con intervalos entre fotografía de 30 segundos para las Cuddeback y 1 segundo para las Reconnyx. Cada cámara se ubicó a una altura aproximada de 45 cm, una al frente de la otra y con distancias al centro de la estación que variaron entre 2 a 6 m.

Análisis de información

Para el manejo de información fotográfica se utilizó el programa Exif Pro 2.1, el cual facilitó la identificación de especies y el posterior vaciado de metadatos fotográficos en excel. En cada estación de muestreo se consideró el número de días operativos como el número de noches-trampa (NT). Para cada cámara se calculó el número de registros independientes, los cuales se consideraron como todas aquellas fotografías consecutivas de especies diferentes, de la misma especie pero de individuos identificables y distintos, o bien, de la misma especie pero espaciadas por más de 30 minutos. Posteriormente se procedió a "parear" los registros independientes de ambas cámaras a fin de cuantificar el total de eventos independientes por estación. Para cada especie, y por cada estación de muestreo, las tasas de encuentro (TE) fueron calculadas como el número total de eventos independientes por cada



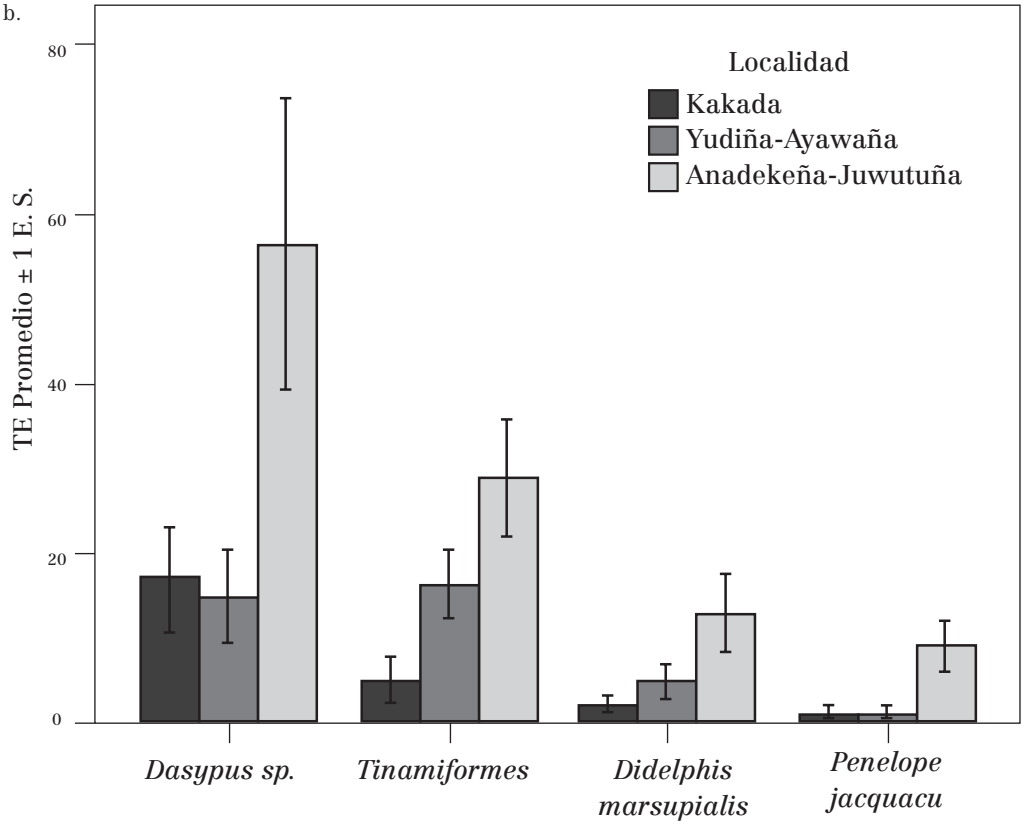


Figura 2. Tasas de encuentro promedio (eventos.1000 noches-trampa^{-1}) de algunas especies por localidad. a) Especies encontradas con mayor frecuencia en el Sömajö Ka'kada y b) especies encontradas con mayor frecuencia en las comunidades.

Tabla 1. Detalles del muestreo realizado para cada una de las localidades estudiadas.

LOCALIDAD DE ESTUDIO	AÑO	ESTACIONES DE FOTOTRAMPEO	ÁREA ABARCADA (km^2)	NOCHES-TRAMPA	EVENTOS
Ka´kada	2011	58	235	1933	972
Yudiña-Ayawaña	2013	53	331	2220	1139
Anadekeña-Jüwütüña	2014	52	255	1508	948

1000 noches-trampa (Tobler *et al.* 2008). Luego, fueron usadas para calcular por especie las TE promedio y su correspondiente error estándar. Para este estudio consideraron 26 especies de interés, entre ellos mamíferos de masa corporal superior a 1 kg, con hábitos predominantemente terrestres, y aves con hábitos terrestres arbóreos (*Tinamiformes*, *Galliformes* y *Gruiformes*) (Anexo 1, especies con*). Una vez se organizó la información, los datos fueron importados al programa SPSS (SPSS Inc. Chicago, IL., USA) para su procesamiento estadístico. Para evaluar si había diferencias significativas entre las TE promedio, se utilizó la prueba no paramétrica de Mann-Whitney U con la que se evaluaron las diferencias entre Ka'kada y cada una de las comunidades, así como entre las de Yudiña y Anadekeña. Finalmente, para visualizar mejor estas diferencias, a las TE promedio de Ka'kada se les restó el valor promedio de Yudiña y Anadekeña.

Resultados

Durante un total de 1.933, 2.220 y 1.508 noches-trampa para, en ese orden, las áreas de Ka´kada, Yudiña y Anadekeña, se obtuvieron 972, 1.139 y 948 eventos independientes. Estas fotografías correspondieron a un total de 29 especies de mamíferos y 20 especies de aves (Lámina 1a-f). El listado completo puede encontrarse en el anexo 1. De las 26 especies tomadas en cuenta en este estudio, se tiene que en Ka'kada se encontraron 23, con ausencia de mesocarnívoros como el zorro (*Cerdocyon thous*), el tigrillo (*Leopardus wiedii*) y la onza (*Herpailurus yagouaroundi*). En Anadekeña se registraron 24 especies sin observaciones para báquiros de cachete blanco (*Tayassu pecari*) ni para el tigrillo. De igual forma, en Yudiña dos especies quedaron sin registros, la cuspa montañera (*Cabassous unicinctus*) y el coatí (*Nasua nasua*). De las 26 especies de interés, la más registrada en todas las áreas de estudio fue el picure (*Dasyprocta leporina*), con tasas de encuentro promedio entre 113 y 183 eventos.1000 noches-trampa^{-1}. La gran mayoría de las especies mantuvieron tasas de encuentro menores a 15 eventos.1000 noches-trampa^{-1}. Los valores para todas las especies pueden observarse en la tabla 2, mientras que su representación gráfica para una selección puede observarse en la figura 2.

En cuanto a las diferencias registradas por especies y localidad, se observaron TE significativamente mayores (Mann-Whitney U, $p < 0,05$) en Ka'kada, en comparación con ambas comunidades, para la danta (*Tapirus terrestris)*, el báquiro de cachete blanco (*Tayassu pecari*) y la pava

Tabla 2. Eventos y tasas de encuentro promedio por especie para cada localidad. Diferencias significativas (Mann-Whitney U, p <0.05) entre tasas TE de ◆ Ka'kada-Yudiña, ● Ka'kada-Anadekeña, ❖ Yudiña-Anadekeña

E = Eventos; TE = Tasas de encuentro promedio = Eventos.1000 Noches-trampa-1; E.S. = Error estándar

ORDEN	ESPECIE	KA´KADA				YUDIÑA-AYAWAÑA				ANADEKEÑA-JÜWÜTÜÑA			
		E	TE		E.S.	E	TE	+/-	E.S.	E	TE	+/-	E.S.
MAMÍFEROS													
Didelphimorphia	*Didelphis marsupialis*	4	2,17	±	1,05	10	4,92	±	2,08	18	12,86	±	4,77
Cingulata	*Cabassous unicinctus*	2	1,02	±	1,02	0	0	±	0	1	0,74	±	0,74
	Dasypus spp. ●	32	17,19	±	6,12	43	14,95	±	5,49	79	56,64	±	17,07
	Priodontes maximus	5	2,76	±	1,19	12	6,04	±	1,99	3	1,96	±	1,11
Pilosa	*Myrmecophaga tridactyla*	50	26,48	±	5,74	25	10,68	±	2,49	20	14,41	±	4,1
Carnivora	*Nasua nasua* ❖	1	0,47	±	0,47	0	0	±	0	5	3,28	±	1,7
	Eira barbara	7	3,89	±	1,39	4	1,91	±	0,94	4	2,88	±	1,39
	Cerdocyon thous	0	0	±	0	1	0,63	±	0,63	5	3,72	±	3,72
	Leopardus pardalis	10	5,29	±	1,87	5	1,82	±	0,8	12	8,4	±	2,71
	Leopardus wiedii	0	0	±	0	3	1,78	±	1,01	0	0	±	0
	Herpailurus yagouaroundi	0	0	±	0	2	0,64	±	0,45	2	1,49	±	1,04
	Puma concolor	13	6,96	±	2,04	10	4,06	±	1,58	3	2,16	±	1,22
	Panthera onca	13	6,99	±	3,14	7	2,46	±	1,02	7	4,77	±	1,93
Perissodactyla	*Tapirus terrestris* ◆ ● ❖	39	20,89	±	3,74	17	7,04	±	1,89	2	1,44	±	1,01
Artiodactyla	*Tayassu pecari* ◆ ● ❖	110	58,06	±	9,88	9	4,67	±	2,04	0	0	±	0
	Pecari tajacu ❖	30	16,09	±	3,89	25	11,46	±	3,21	12	8,56	±	3,6
	Mazama spp.	54	28,87	±	4,8	62	25,86	±	4,57	29	19,85	±	5,43
Rodentia	*Cuniculus paca*	57	30,88	±	12,38	45	23,56	±	5,65	27	18,86	±	6,87
	Dasyprocta leporina ◆	214	113,74	±	18,04	423	183,62	±	28,58	205	144,35	±	30,47
	Myoprocta pratti	51	27,02	±	9,48	58	21,79	±	9,56	25	18,22	±	12,93
AVES													
Tinamiformes	*Tinamiformes* ◆ ●	9	4,87	±	2,97	34	16,08	±	3,83	41	29,04	±	6,92
Galliformes	*Penelope jacquacu* ● ❖	3	1,08	±	1,08	3	1,17	±	0,68	13	9,23	±	3,19
	Pipile pipile	0	0	±	0	1	0,52	±	0,52	0	0	±	0
	Mitu tomentosum	35	19,19	±	9,76	17	8,64	±	4,05	4	2,98	±	1,44
	Crax alector ◆ ●	54	29,1	±	4,76	38	20,2	±	6,82	33	23,47	±	9,12
Gruiformes	*Psophia crepitans*	87	46,38	±	10,53	73	30,41	±	6,72	67	46,47	±	12,61
Total			18,05	±	1,39		15,57	±	1,6		16,76	±	1,84

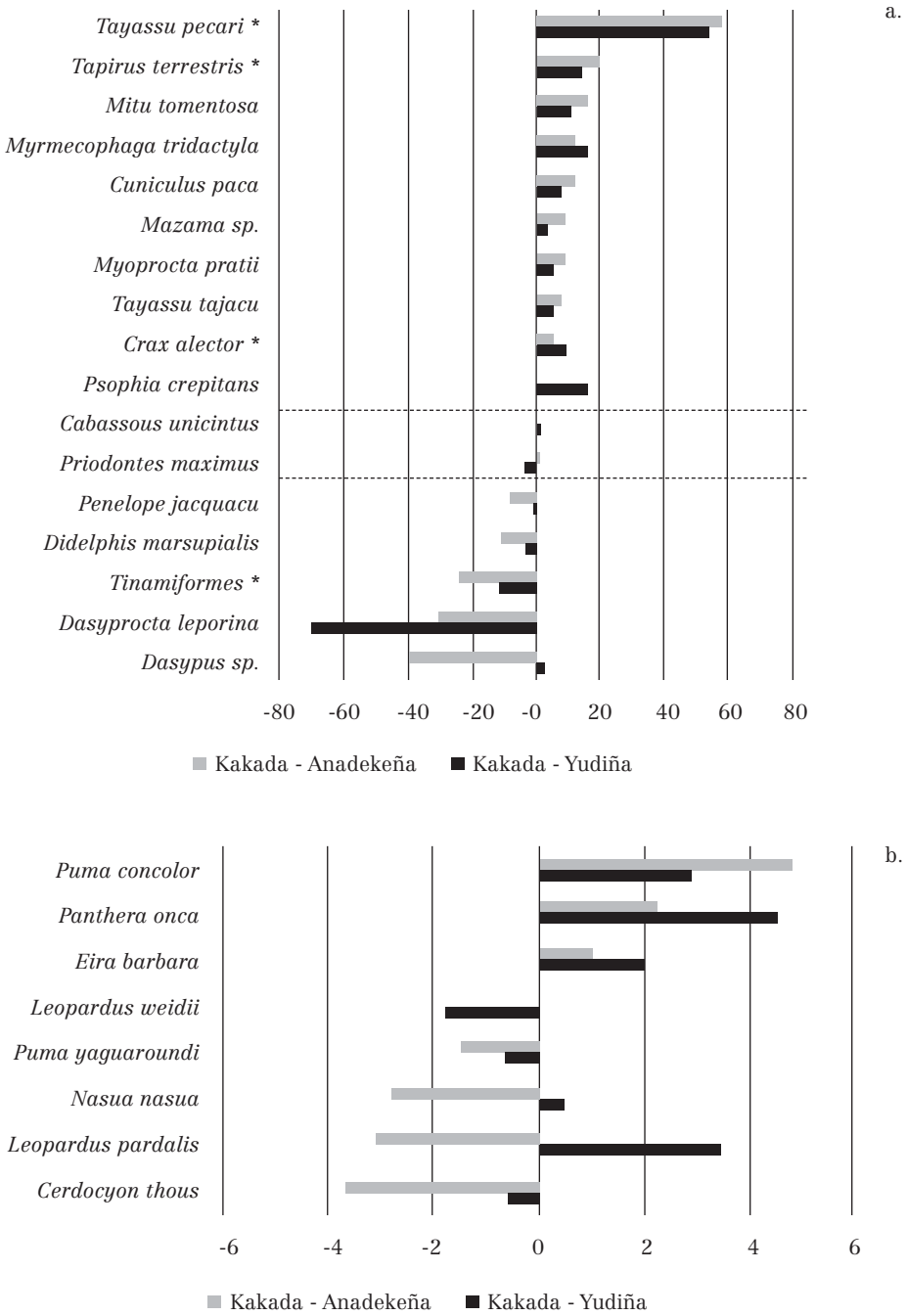


Figura 3. Diferencias en tasas de encuentro promedio entre Ka'kada y las comunidades. a) Especies no carnívoras y b) especies carnívoras. Los valores positivos muestran que las TE son mayores en Ka'kada, mientras que los valores negativos indican TE mayores en las comunidades. Las líneas punteadas agrupan especies con diferencias en valor absoluto menor a dos unidades.

Tabla 3. Especies organizadas por las diferencias en Tasas de Encuentro (TE) entre Ka'kada y comunidades. * Indica diferencias significativas entre Ka'kada y ambas comunidades. Se muestran aquellas especies cuyas TE promedio fueron mayores en el área sometida a una menor presión de cacería (Sömajö Ka'kada), aquellas con TE mayores en las comunidades, y aquellas que no mostraron grandes diferencias. Para esto se consideraron valores absolutos menores a 2 unidades.

GREMIO	MAYORES TE EN KA'KADA	MAYORES TE EN COMUNIDADES	SIN GRANDES DIFERENCIAS
Omnívoros		*Didelphis marsupialis*	
Insectívoros	*Myrmecophaga tridactyla*	*Dasypus* sp.	*Priodontes maximus*
			Cabassous unicinctus
Carnívoros	*Eira barbara*	*Cerdocyon thous*	*Leopardus pardalis*
	Panthera onca		*Nasua nasua*
	Puma concolor		*Herpailurus yagouaroundi*
			Leopardus wiedii
Herbívoros	*Tapirus terrestris* *	*Dasyprocta leporina*	
	Tayassu pecari *		
	Pecari tajacu		
	Myoprocta pratti		
	Mazama sp.		
	Cuniculus paca		
	Mitu tomentosum	*Tinamiformes* *	
	Crax alector *	*Penelope jacquacu*	
	Psophia crepitans		

de cola blanca (*Crax alector*) (Figura 3, Tabla 3). De igual modo se registraron mayores TE en Ka'kada (aunque no significativas), para la pava de cola colorada (*Mitu tomentosum),* el oso hormiguero (*Myrmecophaga tridactyla),* la lapa (*Cuniculus paca),* los venados *(Mazama spp.),* el picurito rabudo *(Myoprocta pratti),* el báquiro de collar *(Pecari tajacu)* y las grullas (*Psophia crepitans),* así como para grandes carnívoros como el jaguar *(Panthera onca),* el puma (*Puma concolor*) y el hurón (*Eira barbara*).

Discusión

Los resultados obtenidos representan el primer punto de información para grandes vertebrados del alto Caura. Las diferencias en las tasas de encuentro entre comunidades y Ka'kada dejan ver que la mayoría de los grandes vertebrados se encuentran con más frecuencia en el Sömajö. Los registros del tapir, báquiro de cachete blanco y el paují de cola blanca fueron significativamente mayores en Ka'kada en comparación con las demás áreas. Esto concuerda con la percepción comunitaria documentada en entrevistas y talleres sobre el estado de la fauna alrededor de sus comunidades (Perera-Romero y Palma 2012 a, b, c, Perera-Romero *et al.* 2012), donde se reportó que estas especies junto con el paují de cola colorada, la pava rajadora (*Aburria cumanensis*), las grullas, la lapa, el báquiro de collar (*Pecari tajacu*) y el mono araña de vientre amarillo (*Ateles belzebuth*), se encontraban antes con mucha facilidad en los bosques de Anadekeña,

Jüwütüña y Ayawaña, pero que en la actualidad, son muy difíciles de conseguir. Esto significa que los cazadores deben recorrer mayores distancias y que las jornadas exitosas son cada vez menos frecuentes. De igual modo, los resultados obtenidos concuerdan con las observaciones de censos en trayectos lineales realizados en las tres áreas de estudio entre el 2008 y 2014 donde se registran mayores tasas de encuentro para Ka'kada (Perera-Romero *et al*. datos no publicados 2014).

Además de coincidir con la percepción de las comunidades, el patrón observado coincide con el patrón de preferencia ampliamente reportado en la Amazonia. En la figura 2 se observa que aquellas especies con mayores tasas de encuentro en Ka'kada (y menores registros para las comunidades), se dan para especies de gran biomasa que ampliamente han sido reportadas como vulnerables a la cacería tanto por la preferencia de los cazadores así como por su longevidad y bajas tasas de reproducción. Estas especies corresponden a crácidos (pavas y paujíes), grullas, artiodáctilos (báquiros, venados, tapir) y atelinos (mono araña) (Bodmer 1995, Peres, 2000, Peres y Nascimento, 2006, Peres y Palacios 2007). El patrón inverso, especies registradas más frecuentemente en zonas con mayor presión de cacería, se observa en Tinamiformes, picures, cachicamos y rabipelados (*Didelphis marsupialis*), especies de menor biomasa, relativamente mayores tasas reproductivas y menor preferencia de parte de las comunidades, tal como reportado por los mismos autores.

Las tasas de encuentro, en este caso frecuencias de foto capturas, tienen sus limitaciones como índices de abundancia relativa a la hora de comparar las poblaciones de vertebrados terrestres. Además, se pueden tener inconvenientes al momento de caracterizar la estructura comunitaria, pues especies con rangos de acción pequeños, cuyos centros de acción se encuentren ubicados cercanos a la estación de muestreo, tienen una alta probabilidad de presentar tasas de encuentro altas, pero provenientes de un mismo individuo o grupo de individuos (O'Brien 2011). Este puede ser el caso de las grullas (*Psophia crepitans*), picures, lapas y cachicamos (*Dasypus spp*). Sin embargo, el presente estudio buscó destacar las diferencias entre el Sömajö Ka'kada y las comunidades estudiadas, por lo tanto hay que tener en cuenta que las tasas de encuentro se obtuvieron bajo diseño, protocolos de instalación, dispositivos y equipo humano iguales para las tres áreas de estudio.

Para la sección alta del Caura, este estudio representa la primera descripción del impacto de la cacería en poblaciones animales alrededor de las comunidades. De igual modo, evidencia el rol importante rol que cumplen los Sömajös como áreas para la conservación de grandes vertebrados. Estas áreas de descanso o recuperación, se vienen designando tradicionalmente dentro de las áreas de influencia de algunas comunidades Ye'kwana (Silva *et al*. 2012), aunque su desempeño no ha sido hasta ahora documentado. La creación del Sömajö Ka'kada en 2004, así como su resguardo y seguimiento de uso por parte de "parabiólogos" formados para el manejo territorial, se acordó intercomunitariamente en Asamblea General (Colchester 2004). El éxito de esta iniciativa, es un ejemplo

nacional y debe servir de incentivo entre las comunidades, así como ayudar a fomentar el respeto por los acuerdos, pues en algunas ocasiones se ha reportado un uso "excesivo" del Sömajö (Castellanos *et al.* 2009, Perera-Romero *et al.* 2010). Esto es especialmente importante ahora, pues en momentos de importantes cambios culturales, como los derivados de la presencia de minería ilegal, la presión sobre los recursos aumenta así como el desarraigo y la omisión de prácticas tradicionales de uso.

Esta medida de manejo consuetudinaria, puede compararse con una diversidad de ejemplos de áreas de conservación comunales existentes entre comunidades indígenas de Suramérica (Oviedo 2006). Sin embargo, en el caso del Caura se carece de la titularidad de los territorios ancestrales o bien alguna designación que permita su reconocimiento jurídico más allá del consuetudinario. Aun así, la voluntad de las comunidades, deja ver una efectividad de manejo en contraste con la carencia de medidas de ordenación, zonificación, manejo o monitoreo implementada para alguna de las áreas protegidas existentes en el medio y alto Caura. Se resalta así la importancia y el potencial de la gestión territorial indígena en sus hábitats ancestrales, como instrumentos fundamentales para la conservación efectiva en el Escudo Guayanés.

Bibliografía

Bevilacqua, M. y J. Ochoa. 2001. Conservación de las últimas fronteras de la Guayana Venezolana: propuesta de lineamientos para la cuenca del río Caura. *Interciencia* 26 (10): 491-497.

Bodmer, R. 1995. Managing Amazonian wildlife: biological correlates of game choice by detribalized hunters. *Ecological Applications* 5: 872-877.

Bryant, D., Nielsen y L. Tangley. 1997. The last frontier forests: ecosystems and economies on the edge. World Resource Institute. Washington DC. USA. 25 pp.

Castellanos, H., C. Bertsch, A. Veit, C. Valeris, W. Sarmiento y F. Rodríguez. 2009. Cosecha de fauna silvestre y acuática por comunidades Ye'kwana y Sanema del alto río Caura. Pp. 131-146. *En*: Memorias del Simposio investigación y manejo de Fauna Silvestre en Venezuela, en homenaje al Dr. Juhani Ojasti. Caracas, Venezuela. 16 al 17 de octubre de 2008.

Colchester, M., N. Silva y R. Tomedes. 2004. Protegiendo y fomentando el uso consuetudinario de los recursos biológicos: Alto Caura, Venezuela. Forest Peoples Programme. 56 pp.

O'Brien, T. G. 2011. Abundance, density and relative abundance: a conceptual framework. Pp. 71-96. *En:* A. F. O'Connell, Jr., J. D. Nichols y K. U. Karanth. (Eds.), Camera Traps in Animal Ecology. Springer Japan.

Oviedo, G. 2006. Community conserved areas in South America. *Parks* 16 (1): 49-55.

Perera-Romero, L., C. Valeris, A. Veit, C. Bertsch, H. Castellanos y W. Sarmiento. 2010. Aproximaciones a la

sostenibilidad de la cosecha de fauna silvestre por comunidades indígenas Ye'kwana y Sanema en el río Ka'kada, Alto Caura, Venezuela. Pp. 132. *En*: Memorias del IX Congreso Internacional de Manejo de Fauna Silvestre de la Amazonía y Latinoamérica. Santa Cruz, Bolivia. 10 al 15 de mayo 2010.

Perera-Romero, L. C. Bertsch, E. Espinoza, W. Sarmiento, R. Rodríguez. 2012. Estado actual de la fauna silvestre de consumo en el área de influencia de comunidades indígenas de la cuenca del Erebato, Alto Caura, Venezuela. Pp. 213 *En*: Libro de Resúmenes del X Congreso Internacional de Manejo de Fauna Silvestre de la Amazonía y Latinoamérica. Salta, Argentina. 14 al 8 de mayo 2012.

Perera-Romero, L. y Z. Palma. 2012a. Construcción colectiva de medidas de manejo de la caa y la pesca en la comunidad Asakositö uli (Ayawaña), Alto Caura. Relatoría de taller comunitario. Programa de Conservación de la cuenca del río Caura, Wildlife Conservation Society. 22 pp.

Perera-Romero, L. y Z. Palma. 2012b. Construcción colectiva de medidas de manejo de la caza y la pesca en la comunidad Anadekeña, Alto Caura. Relatoría de taller comunitario. Programa de Conservación de la cuenca del río Caura, Wildlife Conservation Society. 17 pp.

Perera-Romero, L. y Z. Palma. 2012c. Construcción colectiva de medidas de manejo de la caza y la pesca en la comunidad Jüwütüña, Alto Caura. Relatoría de taller comunitario. Programa de Conservación de la Cuenca del Río Caura, Wildlife Conservation Society. 24 pp.

Perera-Romero, L., I. Villasmil, D. Prieto, W. Samiento, E. Espinoza y O. Rodríguez. 2014. Estudio comparativo del Jaguar (*Panthera onca*) y la comunidad de vertebrados terrestres en zonas con diferentes presiones de cacería de subsistencia en el Alto Caura, Venezuela. Pp. 34 *En:* Libro de Resúmenes del XI International Congress on Management of Amazonian and Latin American Wildlife. St. Augustine, Trinidad y Tobago. 17 - 22 August 2014.

Peres, C. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conservation Biology* 14 (1): 240-253.

Peres, C. y H. Nascimento. 2006. Impact of game hunting by the Kayapó of south-eastern Amazonia: implications for wildlife conservation in tropical forests indigenous reserves. *Biodiversity and Conservation* 15: 2627-2653.

Peres, C. y E. Palacios. 2007. Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian forests: Implications for animal-mediated seed dispersal. *Biotropica* 39 (3): 304-315.

Rabinowitz, A. y K. A. Zeller. 2010. A range-wide model of landscape connectivity and conservation for the jaguar, *Panthera onca*. *Biological Conservation* 143 (4): 939–945.

Silva, N. 1996. Etnografía de la cuenca del Caura. Pp. 98-105. *En*: Rosales J. y O. Huber. (Eds.). Ecología de la

cuenca del río Caura, Venezuela. I. Caracterización general. Scientia Guaianae 6.

Silva, N. 1997. Utilización alimentaria de los recursos naturales entre los Ye'kwana. Pp. 85-109. *En*: Rosales J. y O. Huber. (Eds.). Ecología de la cuenca del río Caura, Venezuela. II. Estudios especiales. Scientia Guaianae 7.

Silva, N., A. Rodríguez y H. Castellanos. 2012. Pautas para el manejo de los hábitats Ye'kwana y Sanema en la cuenca del Caura. Forest People Programme. 126 pp.

Tobler, M., S. Carrillo-Percastegui, R. Leite Pitman, R. Mares y G. Powell. 2008**.** An evaluation of camera traps for inventorying large-and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation* 11 (3): 169-178.

República de Venezuela. 1968. Gaceta Oficial N° 28,541. Decreto N° 1.045.

República de Venezuela. 1979. Gaceta Oficial N° 2,417. Decreto N° 2.978.

República de Venezuela. 1990. Gaceta Oficial N° 4,250. Decreto N° 1.233.

Yerena, E. 2011. La Guayana venezolana: sostenibilidad ambiental incierta. *Mundo Nuevo. Año III.* 1 (6): 339-357.

Anexo 1. Listado de especies registradas por foto-trampeo en las diferentes áreas de estudio.

ORDEN	GENERO	ESPECIE	KA´KADA	YUDIÑA-AYAWAÑA	ANADEKEÑA-JÜWÜTÜÑA
MAMÍFEROS					
Didelphimorphia	Didelphidae	*Didelphis marsupialis*	x	x	x
		*Metachirus nudicudatus**		x	x
Cingulata	Dasypodidae	*Cabassous unicinctus*	x		x
		Dasypus spp.	x	x	x
		Priodontes maximus	x	x	x
Pilosa	Mymecophagidae	*Myrmecophaga tridactyla*	x	x	x
		*Tamandua tetradactyla**	x		x
Primates	Cebidae	*Cebus olivaceus**	x		
Carnivora	Procyionidae	*Nasua nasua*	x		x
	Mustelidae	*Eira barbara*	x	x	x
	Canidae	*Cerdocyon thous*		x	x
	Felidae	*Leopardus pardalis*	x	x	x
		Leopardus wiedii		x	
		Herpailurus yagouaroundi		x	x
		Puma concolor	x	x	x
		Panthera onca	x	x	x
Perissodactyla	Tapiridae	*Tapirus terrestris*	x	x	x
Artiodactyla	Tayassuidae	*Tayassu pecari*	x	x	
		Pecari tajacu	x	x	x
	Cervidae	*Mazama americana*	x	x	x
		Mazama gouazoubira	x	x	x
Rodentia	Sciuridae	*Sciurus spp.**	x	x	x
				x	x
	Cuniculidae	*Cuniculus paca*	x	x	x
	Dasyproctidae	*Dasyprocta leporina*	x	x	x
		Myoprocta pratti	x	x	x
AVES					
Falconiformes	Accipitiridae	*Buteogallus urubitinga**		x	
		*Daptrius ater**			
Phoenicopteriformes	Ciconiformes	*Tigrisoma lineatum**		x	x
		*Cochlearius cochlearius**		x	
		*Mesembrinis cayannensis**			x
Tinamiformes	Tinamidae	*Tinamus major major*	x	x	x
		Crypturellus variegatus		x	x
		Crypturellus soui		x	x
	Columbidae	*Leptotila rufaxilla**		x	x
		*Geotrygon montana**		x	x

Anexo 1. Continuación.

Galliformes	Cracidae	*Penelope jacquacu*	x	x	x
		*Pipile pipile**		x	
		Mitu tomentosum	x	x	x
		Crax alector	x	x	x
Gruiformes	Psophiidae	*Psophia crepitans*	x	x	x
Piciformes	Ramphastidae	*Pteroglossus torquatus**			x
		*Ramphastos tucanus**		x	
Cuculiformes	Cuculidae	*Neomorphus rufipennis**			X

Fotos: Programa Caura-Wildlife Conservation Society.

Lámina 1a. Jaguar (*Panthera onca*).

Lámina 1b. Pecarí de labio blanco (*Tayassu pecari*).

Fotos: Programa Caura-Wildlife Conservation Society.

Lámina 1c. Danta amazónica (*Tapirus terrestris*).

Foto: Programa Caura-Wildlife Conservation Society / John Polisar.

Lámina 1d. Puma (*Puma concolor*).

Consideraciones particulares de los felinos en algunas zonas amortiguadoras de áreas protegidas del Caribe colombiano

Carlos Castaño-Uribe, Cristal Ange-Jaramillo, Natalia Ramírez-Guerra y Juan F. Romero

Resumen. La fragmentación y la pérdida de hábitat se han catalogado como dos de las amenazas más importantes para la biodiversidad y la sostenibilidad del desarrollo territorial y la disminución progresiva de bienes y servicios del país. Es evidente, que las áreas protegidas son una estrategia muy efectiva para conservar espacios naturales y especies silvestres, no obstante, resulta indudable que en muchas regiones del país, independientemente de su nivel de representatividad, estas son insuficientes o su tamaño no permite que muchas especies cumplan con funciones de autorregulación. La Fundación Herencia Ambiental Caribe (FHAC) en asocio con Conservación Internacional Colombia, decidió iniciar en año 2007 un trabajo amplio y de largo alcance para poder caracterizar y gestionar adecuadamente el problema de los felinos en la región norte de Colombia. Como parte de este esfuerzo se cuenta hoy con un Plan de Conservación de Felinos del Caribe (PCFC), el cual es una estrategia interinstitucional para investigar y lograr gestión en la región, considerando que esta es una de las áreas con mayores dificultades para la conservación de grandes felinos y quizás una de las que presenta mayor incidencia en la mortalidad de individuos a manos de campesinos, hacendados y comunidades. Gracias a la implementación del PCFC se han podido conocer y entender, con mayor precisión, el papel destacado de los felinos como especies bioindicadoras del estado de los ecosistemas, así como también los conflictos socio-ambientales asociados con estas especies.

Palabras clave. Conflicto. Hábitat. Conservación. Caracterización. Corredores biológicos.

Abstract. Fragmentation and loss of habitat have been catalogued as two of the most important threats to biodiversity and to the sustainability of territorial development and the progressive decrease in the environmental goods and services of the country. It is evident that protected areas are a very effective strategy to conserve natural spaces and wildlife, however, doubtlessly, various regions of the country, regardless of the level of representativeness, have protected areas that are insufficient or their size does not allow various species to carry out their self-regulating function. The Fundación Herencia Ambiental Caribe (FHAC), along with Conservation International Colombia, began in the year 2007, a broad and far-reaching work to characterize and properly manage the problem of felines in the northern region of Colombia. As part of this effort, today there is a Conservation Plan for Felines in the Colombian Caribbean (PCFC), which is an inter-instititutional strategy to investigate and bring about adequate management for felines in the region, considering that this is one of the areas with the greatest difficulties for the conservation of

large felines and perhaps one that has the greatest impact on mortality of individuals at the hands of farmers, ranchers and communities. Thanks to the implementation of PCFC it has been possible to know and understand, with greater precision, the prominent role of felines as bioindicator species, as well as the socio-environmental conflicts associated with these species.

Key words. Conflict. Habitat. Conservation. Characterization. Biological corridors.

Introducción

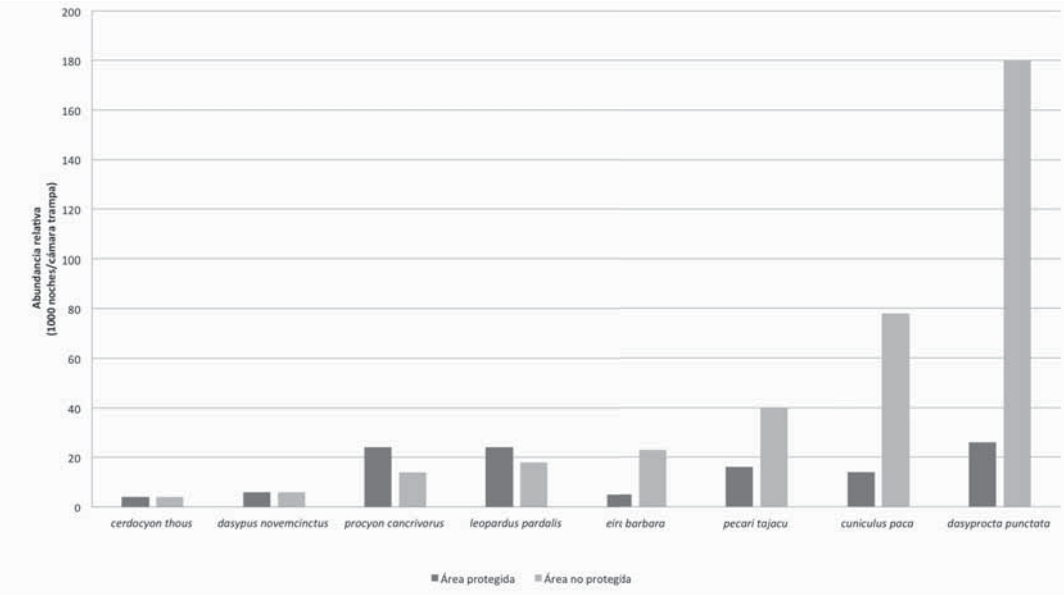
Durante los últimos años las investigaciones realizadas en la región del Caribe demuestran que existen numerosos problemas de conservación del patrimonio biodiverso y silvestre de nuestro país, especialmente en las áreas de transición entre paisajes protegidos y zonas de uso agropecuario o urbano. La fragmentación y la pérdida de hábitat se han catalogado como una de las amenazas más importantes para la biodiversidad y la sostenibilidad del desarrollo territorial y la disminución progresiva de bienes y servicios del país (Payán y Castaño-Uribe 2013).

Los estudios adelantados conjuntamente entre autoridades ambientales regionales, el Sistema de Parques Nacionales y algunas organizaciones no gubernamentales, que avanzan en la implementación del Plan de Conservación de Felinos del Caribe, han podido conocer y entender, con mayor precisión, el papel destacado de los felinos como especies bioindicadoras del estado de los ecosistemas, señalando los desajustes que pueden observarse cuando hay desarreglos en sus requerimientos de movilidad y distribución, así como también los conflictos entre los entornos, ya que generalmente estos se encuentran en medio de una cobertura boscosa y una matriz del paisaje intervenido por causas antrópicas con irrupción de especies domésticas, especialmente cuando también se hace uso de franjas ecotonales (Castaño-Uribe y González Maya 2012).

Es evidente, que las áreas protegidas son una estrategia muy efectiva para conservar espacios naturales y especies silvestres, así como asegurar los servicios ecológicos que estos prestan, no obstante, resulta indudable que en muchas regiones del país, independientemente de su nivel de representatividad, estas son insuficientes o su tamaño no permite que muchas especies cumplan con funciones de autorregulación. Por ejemplo, conservación Internacional y FHAC (2010) obtuvieron mayores valores de riqueza de especies de mamíferos medianos y grandes, fuera de las áreas protegidas que dentro de las mismas (Figura 1), sobretodo en la zona relacionada con los Montes de María (sectores de Guáimaro y Perico, Cerro Toro y Cerro Maco).

En el caso de los felinos, los mayores problemas que se presentan para su sobrevivencia están asociados al estrangulamiento que viven hoy las áreas protegidas por la afectación en sus áreas circunvecinas (zonas amortiguadoras), las cuales escasamente cumplen el factor regulador que demanda la ley como atenuadoras de impactos en áreas núcleo de conservación, debido entre otros

a.



b.

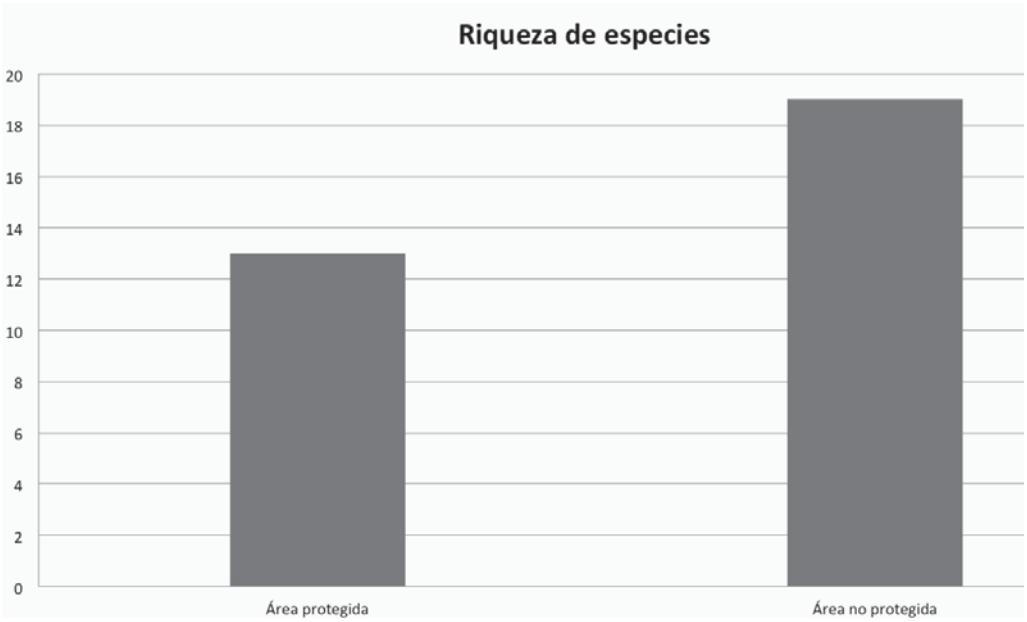


Figura 1. a) Abundancia relativa por especie y b) riqueza de especies en áreas protegidas y no protegidas. Fuente: Castaño-Uribe *et al.* (2010).

Tabla 1. Relación de casos de muertes de jaguares (*Panthera onca*) documentados entre el 2010 y 2015. Fuente: FHAC.

DEPARTAMENTO	MUNICIPIO	CORREGIMIENTO	AÑO	SEXO		MOTIVO
				MACHO	HEMBRA	
Guajira	Fonseca	Corralejas	2010	x		Retaliación
Guajira	Fonseca	Puerto López	2010	x		Retaliación
Guajira	Riohacha	Barbacoas	2011	x		Retaliación
Guajira	Fonseca	Conejo	2012			Retaliación
Guajira	Fonseca	Conejo	2012			Retaliación
Guajira	Dibulla	Pénjamo	2014	x		Retaliación
Magdalena	Ciénaga	Siberia	2014			Miedo
Magdalena	Ciénaga	Siberia	2014			Retaliación
Cesar	Mariangola	Mariangola	2014	x		Retaliación
Magdalena	Ciénaga	San Pedro de la Sierra	2015	x		Retaliación
Magdalena	Ciénaga	La Isabel	2015	x		Atropella-miento
Guajira	La Jagua del Pilar	El Plan	2015		x	Retaliación
Guajira	La Jagua del Pilar	El Plan	2015	x		Retaliación

aspectos, a que no existe aún un marco regulatorio eficaz para estas áreas que están en proceso de transformación antrópica y presentan un alto nivel de fraccionamiento, el cual es acelerado por las diferentes formas de uso del suelo (Payán y Borrego 2005).

FHAC en asocio con Conservación Internacional, decidió iniciar en año 2007 un trabajo amplio y de largo alcance para poder caracterizar y gestionar adecuadamente el problema de los felinos en la región norte de Colombia, en asocio con las autoridades ambientales nacionales y regionales (Parques Nacionales y Corporaciones autónomas regionales). Como parte de este esfuerzo se cuenta hoy con un Plan de Conservación de Felinos del Caribe (PCFC) el cual es una estrategia inter-institucional para investigar y lograr gestión en la región, considerando que esta es una de las áreas con mayores dificultades para la conservación de grandes felinos y quizás una de las que presenta mayor incidencia en la mortalidad de animales a manos de campesinos, hacendados y comunidades, como resultado del conflicto generado entre las muy pocas áreas de transición de hábitat permanente. Casi todas ellas son áreas del sistema de Parques Nacionales y zonas de expansión de actividades agropecuarias o urbanas en algunos casos (PNN Katios, PNN Paramillo, PNN Sierra Nevada de Santa Marta,) así como otras áreas que están en proceso actual de declaratoria como la Serranía de San Lucas y La Mojana.

Las áreas núcleo, sus zonas amortiguadoras y los débiles corredores que eventualmente las conectan en la actualidad, cada vez presentan mayores problemas de fragmentación. En los últimos años (2007-2015) los conflictos entre humanos y grandes felinos han ido en aumento hasta niveles que podrían demostrar que es una de las áreas del país con mayor cantidad de muertes de grandes carnívoros por causa de la retaliación, o por lo menos donde se está haciendo un monitoreo más amplio de estas circunstancias. Gracias a la estrategia interinstitucional relacionada con el PCFC, en hechos verificables se han recuperado desde el 2010 no menos de 27 casos de muertes de jaguares y pumas (Tabla 1).

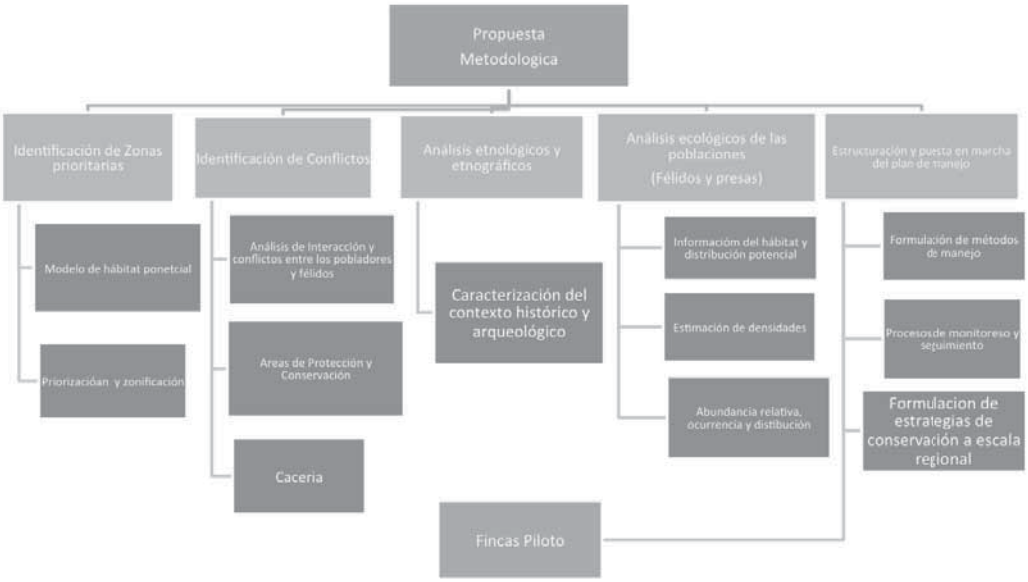


Figura 2. Esquema metodológico del plan de Conservación de Felinos del Caribe que ha venido aplicándose en diferentes regiones del Caribe. Fuente: FHAC-ProCAT (2013).

Tabla 2. Especies por familia y orden de mamíferos registrados para la media y baja Guajira.

ORDEN	FAMILIA	ESPECIE	NOMBRE COMÚN
Rodentia	Dasyproctidae	*Dasyprocta punctata*	Ñeque
	Cuniculidae	*Cuniculus paca*	Guartinaja
	Sciuridae	*Sciurus granatensis*	Ardilla
	Hidrochaeridae	*Hidrochoerus isthmius*	Ponche
Carnivora	Canidae	*Cerdocyon thous*	Zorro perro
	Felidae	*Puma yaguaroundi*	Leoncillo
		Puma concolor	Puma
		Leopardus pardalis	Tigrillo
		Panthera onca	Tigre
		Leopardus wiedii	Tigrillo lanudo
	Procyonidae	*Procyon cancrivorus*	Zorro cangrejero
	Mustelidae	*Conepatus semistriatus*	Mapurito
		Eira barbara	Zorro viejo
Marsupialia	Didelphidae	*Didelphis marsupialis*	Chucha
Lagomorpha	Leporidae	*Sylvilagus floridanus*	Conejo
Cingulata	Dasypodidae	*Dasypus novemcinctus*	Armadillo
Artiodactyla	Tayassuidae	*Tayassu tajacu*	Saíno
	Cervidae	*Mazama americana*	Cauquero

El esquema metodológico general con el que se ha ido abordando y ejecutando el PCFC, desde el 2007 hasta la fecha (Figura 2), incluye una gran cantidad de actividades estratégicas que se han ido implementando con las autoridades ambientales, el Ministerio de Ambiente, la Unidad del Sistema de

Parques Nacionales y una serie de instituciones y organizaciones no gubernamentales entre las cuales se encuentra ProCAT y Panthera, entre otros.

En total se han realizado muestreos con cámaras-trampa correspondientes a 5.034 noches-trampa en 41 localidades de los seis departamentos. Hasta el momento se han registrado 28 especies de mamíferos terrestres medianos y grandes y las cinco especies de felinos esperadas para el Caribe (2008-2013) (Tabla 2).

Estudios de caso

Para propósitos de este análisis, se consideraran dos estudios de caso, donde más se han desarrollado las diferentes acciones en estos últimos cinco años y donde se han aplicado las múltiples estrategias del PCFC, gracias a los esfuerzos institucionales de Parques Nacionales y las Corporaciones Autónomas Regionales, tal como se presenta a continuación.

A. Montes de Maria (Bolívar/Sucre). Incluyendo parte de las estribaciones hacia el rio Magdalena, por el costado oriental y el Canal del Dique hasta su Delta en el costado noroccidental. El PCFC inicia en el 2007 un proceso de caracterización y diseño de un Corredor de Conservación entre el de Santuario de Flora y Fauna (SFF) Montes de Colorados y SFF Corchal, considerando los requerimientos de profundizar y conocer mejor las condiciones y elementos biológicos y ecológicos presentes en particular, relacionados con la información que se había tenido oportunidad de adelantar y obtener en relación con la presencia del jaguar en los últimos años, que desde Montes de Maria bajaba hasta el Delta del Canal del Dique. Dicha presencia, en determinadas épocas del año, se mantuvo constante durante los años 50 a 90 hasta que declinó totalmente en el 2006 debido a la cacería furtiva y deportiva por retaliación de los ganaderos, quienes pusieron precio a su cabeza, tal como se logró documentar en el Plan de Ordenamiento de la Cuenca Hidrográfica del Canal del Dique (CI-Cardique 2006).

Desde 2008 hasta la fecha, se avanzó con Parques Nacionales, en una gran cantidad de iniciativas, primero de caracterización y definición de presencia-ausencia y abundancia relativa de felinos, y luego definiendo estrategias de trabajo educativo y cultural con la población local, focalizando en San Juan Nepomuceno, el Santuario de Colorados y su zona amortiguadora una gran cantidad de acciones que lograron consolidar la definición del Corredor de Conservación del Tigre Malibú. Dichas acciones incluyeron: análisis ecológicos de las poblaciones de felinos; abundancia relativa, ocurrencia y distribución; modelos de hábitat potencial; tipología de conflictos; identificación y rescate de sitios arqueológicos asociados a la figura del jaguar en la zona amortiguadora del SFF de Colorados; formulación de estrategias de conservación de la biodiversidad a través de establecimiento de áreas protegidas locales y regionales, ampliación de los PNN existentes, establecimiento de corredores de conectividad y micro-ordenamiento predial con campesinos y grandes finqueros, entre otras acciones.

En este contexto se ha trabajado ininterrumpidamente con muchas instituciones, empresas y autoridades, así como con la comunidad y los actores locales con la idea de ampliar las oportunidades de conservación de los grandes felinos en Montes de Maria y de las Áreas Protegidas (AP), que de alguna manera no están pudiendo cumplir con

la función de autorregulación ecológica por tamaño e insularidad, tal como resulta ser el caso de SFF Colorados y SFF Corchal, de acuerdo con los mismos resultado arrojados por la investigación adelantada (Castaño-Uribe y Gonzalez-Maya 2012).

En total se realizaron muestreos con cámaras-trampa correspondientes a 1.564 noches-trampa en varias localidades donde se pudo registrar especies de felinos (2008-2013), tanto dentro de las AP como fuera de ellas y dentro del Corredor. Se documentó que las poblaciones de grandes felinos habían sido prácticamente erradicadas y la imposibilidad de utilizar el corredor por factores asociados a la deforestación y a la depredación desde el 2006, ya que en el año anterior se registraron las últimas muertes comprobadas de jaguar y puma (Municipios de San Onofre y Maria la Baja).

Ante la ausencia de los grandes felinos, la especie de felino más común en la región es el tigrillo o ocelote (*Leopardus pardalis*), en todas las localidades evaluadas. Este hace uso extensivo incluso de zonas de mayor fragmentación, aprovechándose de unidades de paisaje intervenidas, pero que aún contienen un buen contingente de presas medianas y pequeñas y donde no existe otro felino que pueda regular las poblaciones. Además, se observó en mayor abundancia por fuera de las áreas protegidas que por dentro de ellas, aparentemente con un inusual crecimiento corporal observado en imágenes de foto trampeo entre el año 2008 - 2010. Fue evidente que el ocelote puede ser especialmente útil para la definición y establecimiento de corredores biológicos a escalas pequeñas, como el proceso que se ha ido desarrollando en el Canal del Dique y como elemento de planificación de partida para la restauración de paisajes fragmentados. Los estudios demostraron que esta especie puede ser usada idealmente como EC o EI (indicadora monitoreo) (González-Maya *et al.* 2010, Haines *et al.* 2006.).

B. Serranía de Perijá y Sierra Nevada de Santa Marta (Guajira). En el departamento de la Guajira todas las investigaciones se han realizado fuera de áreas protegidas, tanto en la Sierra Nevada de Santa Marta como en la Serranía de Perijá, las dos ubicadas en zona amortiguadora de Parques Nacionales tanto en Colombia (Sierra Nevada) como en Venezuela (caso concreto del flanco Occidental de Perijá que colinda con un Parque Nacional en Venezuela). El esfuerzo realizado por la FHAC en conjunto con CORPOGUAJIRA se inició en 2009, tratando de caracterizar las poblaciones de grandes felinos que estaban siendo motivo de ataques permanentes en zonas de transición en las estribaciones de estos dos macizos. El trabajo logró adelantarse identificando actores y poblaciones con conflictos de grandes felinos-campesinos y problemas de ataques a animales domésticos (CORPOGUAJIRA y FHAC 2010).

Se realizaron más de un centenar de entrevistas a dueños y administradores de fincas, muchos de los cuales habían reportado problemas de depredación ante la corporación, y se pudo constatar que en el Perijá colombiano (que no contaba en ese momento con áreas protegidas) se estaban presentando ataques inusuales en áreas que hacía más de 25 o 30 años no habían sido objetos de conflicto. Las investigaciones identificaron posibles desplazamientos desde el Perijá venezolano, de forma inusual por parte de *Panthera onca* aprovechando

Tabla 3. Registro de información fotográfica para *Panthera onca*. Fuente: FHACC (2013).

LOCALIDAD	MUNICIPIO	N	W	FECHA	ESPECIE	HORA CAPTURA (24H)	OBSERVACIONES
Barbacoa	Riohacha	11°13.746	72°57.367	7/5/2012	Jaguar	6:36	Camino pedregoso en loma. Bosque seco secundario en regeneración de 30 años.
Barbacoa	Riohacha	11°13.266	72°57.349	7/2/2012	Jaguar	5:29:45	Remanente de agua (pozo), en una microcuenca en la finca La Soledad. Horas antes había llovido, viéndose cambios en la cantidad de agua.
Barbacoa	Riohacha	11°13.266	72°57.349	7/4/2012	Jaguar	19:15:28	Remanente de agua (pozo), en una microcuenca en la finca La Soledad. Horas antes había llovido, viéndose cambios en la cantidad de agua disponible.
El Molino	El Molino	10°40.233	72°49.694	5/31/2012	Jaguar	22:48	Bosque en ladera de montaña en buen estado de conservación. A 200 m hay afloramiento de agua. Este sitio corresponde a uno de los "sesteaderos" del ganado en esta finca.

los registros más lluviosos de muchos años en el lado colombiano (Fenómeno de La Niña 2010-2011) (Tabla 3).

Se hizo, en su momento, un listado y una caracterización inicial de fincas que presentaron eventos depredatorios y se identificaron las problemáticas que potencializaban el conflicto. Se obtuvieron 47 registros de ataques ocurridos entre los años 2000 al 2015 en 37 fincas. De estas 37 fincas, seis fincas presentaron eventos recurrentes de ataques en diferentes años, de las cuales, a su vez, se seleccionaron tres fincas para implementar el plan piloto de monitoreo. Se evidenció el porcentaje de eventos de depredación por especie de animales domésticos (Figura 3) y se realizó un examen de las especies de mamíferos registrados a través del foto-trampeo y huellas en el área de estudio que estaban sirviendo como presas. Así mismo, se realizó un análisis multitemporal en la provincia biogeográfica Serranía de Perijá y se hizo un análisis de referencia de tipos de cobertura entre Colombia y Venezuela, entre las décadas de los 80´s hasta el 2010. Adicionalmente se avanzó en la definición de variables para un modelo de análisis multicriterio y se logró definir disponibilidad y calidad de hábitat para el jaguar, hábitat prioritario para la conectividad, considerando los niveles de conectividad funcional PC.

Con base en lo anterior, se evaluaron los criterios para la identificación y selección de fincas piloto y se realizó la identificaron y escogencia en tres lugares diferentes entre la Sierra Nevada y la Serranía de Perijá, las cuales debían cumplir una serie de criterios ecológicos y sociales, que permitieran llevar a cabo el ensayo de fincas pilotos y la aproximación al tema del conflicto por depredación. Los siguientes fueron los criterios contemplados para tal escogencia: a) existencia de distinciones geográficas y ecológicas que incluyera la Serranía de Perijá, la Sierra Nevada de Santa Marta y el corredor de conexión entre estos dos biomas estratégicos del departamento. b) Fincas donde se hayan producido ataques de depredación recientemente y donde la presencia de felinos sea constante, lo cual fue verificado durante las visitas de campo a través de búsquedas de registros

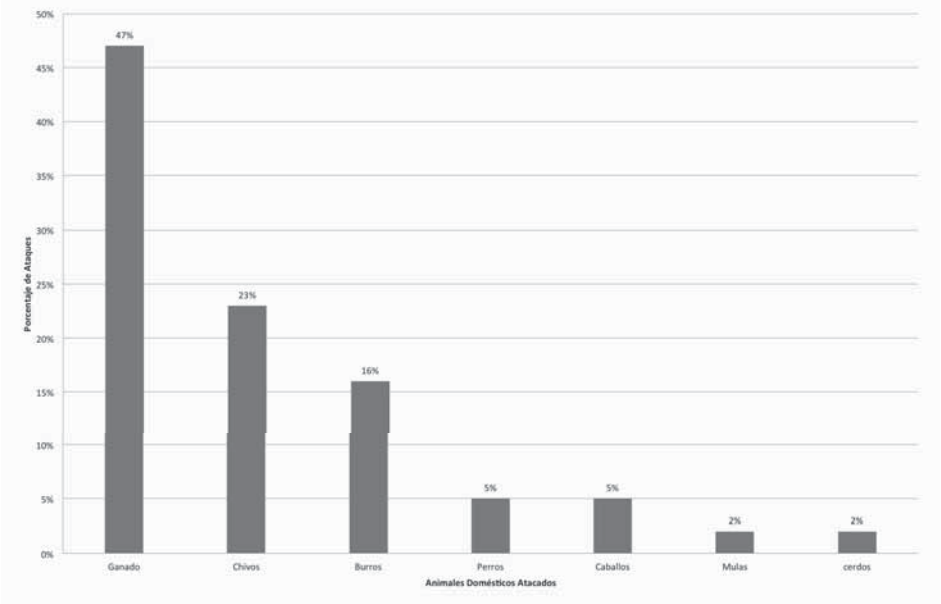


Figura 3. Porcentaje de eventos de depredación por especie de animales domésticos. Fuente: FHAC (2013).

indirectos como huellas, arañones sobre árboles, heces y registros directos usando foto-trampeo. c) Disposición de los propietarios a ser parte del programa piloto por medio de un compromiso (acuerdo formal) en los que se establece las medidas de manejo y el tipo de responsabilidades reciprocas entre las partes (CORPOGUAJIRA y FHAC 2012).

Durante el 2012 y 2013 se establecieron tres fincas piloto en diferentes sistemas ecológicos del departamento (Figura 4). 1) Finca El Arhuaco ubicada en la zona rural del corregimiento de Cuestesita, entre el municipio de Albania y Riohacha. Los eventos depredatorios a animales domésticos datan desde hace más de 20 años. 2) Finca Nueva Vida, situada en la zona rural del corregimiento de Corralejas, municipio de San Juan del Cesar, sobre la cuenca del rio Cañaverales. Esta finca se halla en áreas de bosque húmedo. 3) Finca Pedregal, ubicada en las estribaciones de la Sierra Nevada de Santa Marta en el flanco norte, haciendo parte de la cuenca del rio Tapias y la microcuenca del rio Naranjal, donde la vegetación riparía y de ladera son predominantes. En estas se establecieron una gran cantidad de medidas antidepredatorias (Hoogesteijn y Hoogesteijn 2010) de animales domésticos que involucraron corrales electrificados, banco de ganado del jaguar para responder por ataques, construcción de reservorios de agua para las poblaciones silvestres, cultivos pan-coger para presas del jaguar y programas de educación ambiental, entre otros. (CORPOGUAJIRA y FHAC 2012). En la lámina 1 se ilustran tres especies de felinos consideradas y en la lámina 2 algunos de los paisajes representativos.

Conclusiones generales

Entre los problemas más evidentes de las especies silvestres dentro y fuera de las áreas protegidas del Caribe, se

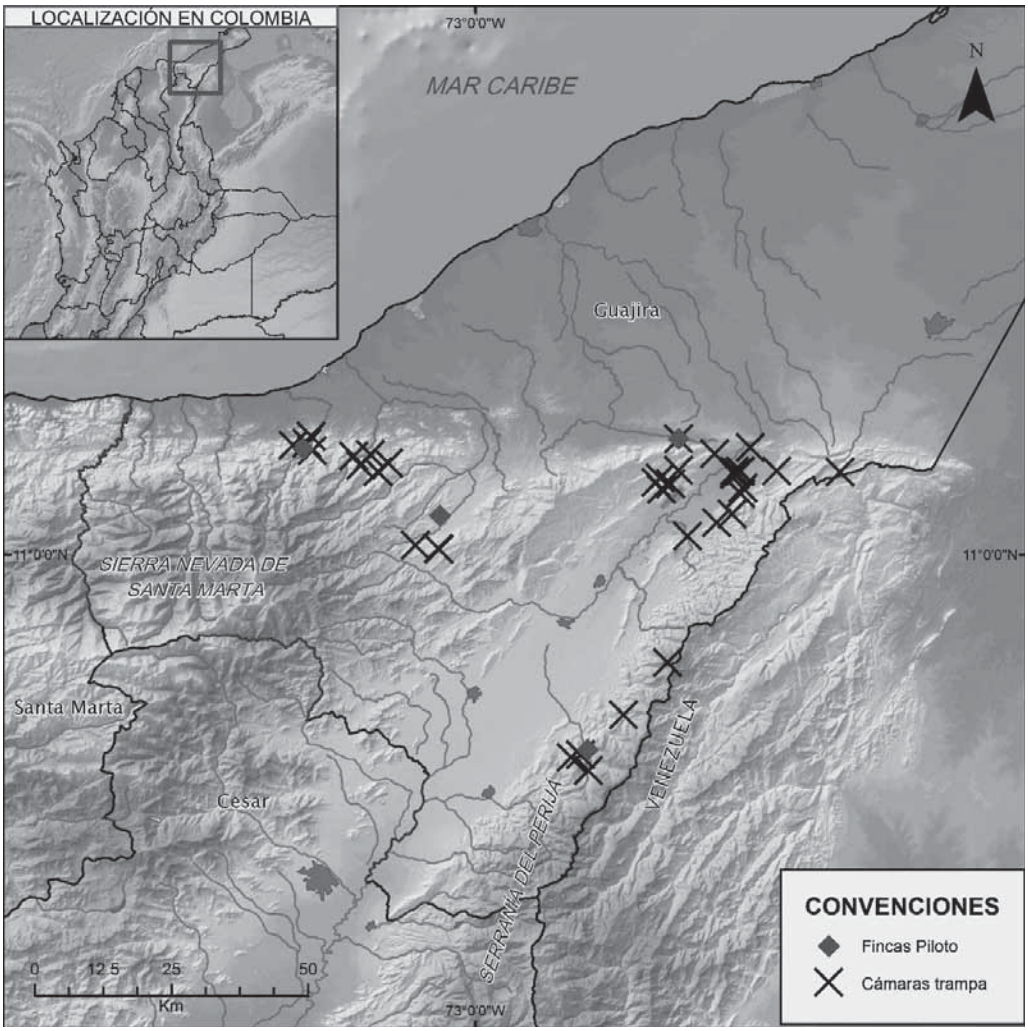


Figura 4a. Ubicación de las fincas pilotos.

observó la pérdida de conectividad de los hábitats que empiezan a dejar aislados los remanentes de coberturas naturales, protegidos o no, dentro de las matrices del paisaje cada vez más impactadas por las poblaciones humanas en el Caribe. Debido a la tradición y uso de la fauna silvestre, la expansión de fronteras agrícolas aumenta la probabilidad de conflicto. Es evidente que la disminución de coberturas naturales y presas, incrementa la competencia entre poblaciones humanas y grandes felinos (Gonzales Maya *et al.* 2011, 2013).

Se observó que la cercanía a cuerpos de agua (zonas de hidratación del ganado) puede potencializar los ataques en los periodos secos. La distribución de los felinos en la región está fuertemente determinada por la presencia de las principales unidades de bosque de la región, donde algunas de estas, al parecer, se encuentran en mejor estado de conservación dado su aislamiento e

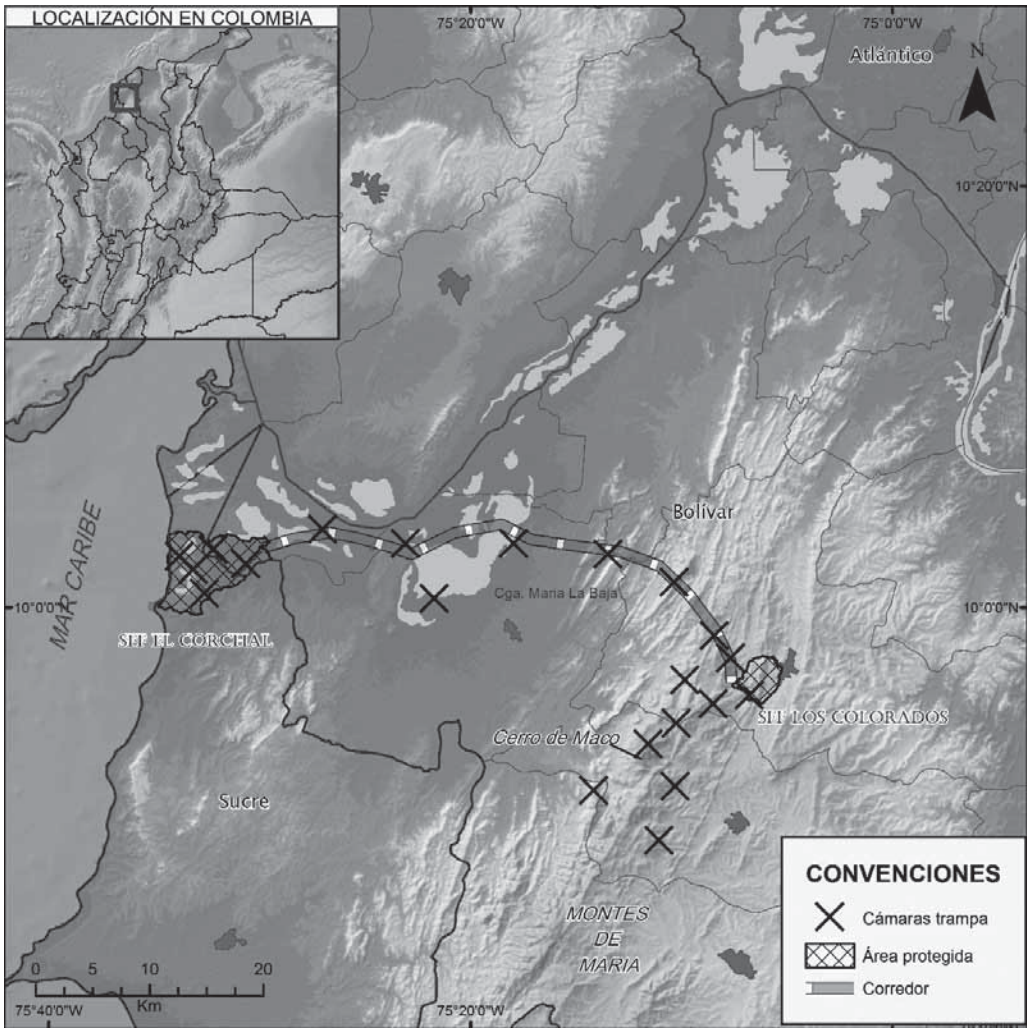


Figura 4b. Lugares de instalación de las cámaras trampa durante el estudio.

inaccesibilidad. Se encontró una relación significativa entre la abundancia y la presencia de todas las especies de mamíferos y los cinco felinos, con el estado del paisaje y si se encontraba dentro de un área protegida o no.

Los Parques Nacionales y otras áreas protegidas se pueden considerar relictos de bosques aislados con un gran nivel de insularidad en medio de matrices agropecuarias hostiles que dependen en muchos casos para lograr medidas de autorregulación, de su ampliación significativa y así lograr estrategias complementarias de conectividad funcional, tanto de sistemas boscosos como de cuerpos de agua o humedales, a fin de garantizar el mantenimiento de objetos de conservación e incluso de especies paisaje como los grandes felinos.

Los procesos humanos relacionados con la fragmentación y la pérdida de hábitat en el Caribe están generando cambios en la composición de las

poblaciones de animales y cambios en los procesos ecológicos que involucran a especies. La identificación de algunos de estos aspectos relacionados con las poblaciones de felinos, pone de relieve los requerimientos urgentes de medidas importantes de manejo y la reorientación de estrategias de ordenamiento, para lograr unas medidas eficaces de conectividad e indicadores que logren determinar las tendencias en el tiempo y diseñar estrategias que respondan a las necesidades puntuales de cada comunidad y de cada región que se involucre. Estudios de caso en Montes de María y los Macizos Montañosos de la Guajira dan algunas ideas eficaces para orientar el trabajo en zonas amortiguadoras.

Bibliografía

Castaño-Uribe, C. C. Ange. 2007. Fundamentos para la aproximación a los requerimientos de conservación del jaguar y otros felinos del Caribe colombiano para la definición de prioridades y acciones de conservación. Memorias Taller para cazadores locales y taller de expertos nacionales e internacionales para la formulación del Plan de Conservación de Felinos del Caribe. Conservación Internacional, Septiembre 6 y 7. Cartagena de Indias. 20 pp.

Castaño-Uribe, C., J. F. González-Maya, D. A. Zárrate-Charry, A. M. Botero, A. A. Cepeda, S. A. Balaguera-Reina, C. A. Jaramillo, A. Benítez, M. M. Manjarrés, y R. Granados. 2009. Estrategia regional de conservación de bosque seco y manglar, hábitat del jaguar y el puma en la cuenca del Canal del Dique y el Caribe. Informe final del componente científico-ecológico y comunitario. Plan de Conservación de Félidos para el Caribe Colombiano. Cartagena de Indias, Colombia. 185 pp.

Castaño-Uribe, C., J. F. González-Maya, S. A. Balaguera-Reina, D. A. Zárrate-Charry, A. Cepeda y C. Ange. 2010. Lineamientos metodológicos, estado de conservación, amenazas y alternativas de conservación con enfoque comunitario e interinstitucional para los felinos del Caribe colombiano. Informe técnico final. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, Conservación Internacional Colombia. Bogotá, Colombia. 157 pp.

Conservación Internacional Colombia y Fundación Herencia Ambiental Caribe (IHAC). 2010. Estrategia regional de conservación de bosque seco y manglar, hábitat del jaguar y el puma en la cuenca del Canal del Dique y el Caribe. Informe final del componente científico-ecológico y comunitario. Plan de Conservación de Félidos para el Caribe colombiano. Cartagena de Indias, Colombia. 233 pp.

CORPOGUAJIRA y FHAC. 2010. Caracterización y diagnóstico de las poblaciones de félidos y otros mamíferos medianos y grandes en el departamento de La Guajira: estrategias de conservación a escala regional. CORPOGUAJIRA y Fundación Herencia Ambiental Caribe. Riohacha. 145 pp.

CORPOGUAJIRA y FHAC. 2009. Monitoreo comunitario para la planificación de la conservación:

un enfoque de especies bandera como herramientas culturales de conservación. Informe técnico. Documento técnico. Santa Marta, Colombia. 92 pp.

CORPOGUAJIRA y FHAC. 2010. Caracterización y diagnóstico de las poblaciones de félidos y otros mamíferos medianos y grandes en el departamento de la Guajira: estrategias de conservación a escala regional. Informe final. Santa Marta, Magdalena, Colombia. 51 pp.

CORPOGUAJIRA y FHAC. 2013. Caracterización, diagnóstico y manejo de conflictos humanos – grandes felinos en el departamento de La Guajira - Región Caribe, Colombia. Informe final. Riohacha, Colombia.

González-Maya, J. F., D. A. Zarrate-Charry, A. A. Cepeda, S. A. Balaguera-Reina, A. M. Benítez-Gutiérrez, R. Granados-Pena, y M. González. 2010. Diagnóstico, evaluación y propuestas de solución a la problemática de conflictos ocasionados por jaguar (*Panthera onca*) y puma (*Puma concolor*) a actividades pecuarias en jurisdicción de la Corporación Autónoma Regional del Cesar CORPOCESAR, Departamento del Cesar, Colombia. Informe Técnico Final ProCAT Colombia, CORPOCESAR. Valledupar, Cesar, Colombia. 100 pp.

González-Maya, J. F, Zárrate-Charry, D. Castaño-Uribe, C. Ange-Jaramillo, C. Balaguera-Reina, S. Cepeda A. y A. Botero 2012. Plan de conservación de felinos para el Caribe colombiano: ecología y conservación de felinos y biodiversidad en paisajes tropicales. Memorias Simposio Felinos 2010. III Congreso de Zoología, Medellín.

Haines, A. M., M. E. Tewes, L. L. Laack, J. S. Horne y J. H. Young. 2006. A habitat-based population viability analysis for ocelots (*Leopardus pardalis*) in the United States. *Biological Conservation* 132: 424-436.

Hoogesteijn, R. y A. Hoogesteijn. 2010. Estrategias anti-depredación para fincas ganaderas en Latinoamerica: una guía. Panthera, Campo Alegre. 32 pp.

Payán, C. E. y S. Borrego. 2005. Selección, tipificación y diseño de estrategias de manejo con fines antipredatorios y su sistema de seguimiento en predios pilotos de la región diagnosticada con ataques de felinos a sistemas ganaderos en el Eje Cafetero, Colombia. Instituto Alexander von Humboldt, Bogota D. C., Colombia. 56 pp.

Fotos: FHAC.

Lámina 1a. Jaguar (*Panthera onca*), finca piloto Cuestecita.

Lámina 1b. Piel de jaguar, Dibulla, febrero 2014.

Lámina 1c. Ocelote (*Leopardus pardalis*) en el Corredor Jaguar Colorados.

Fotos: FHAC.

Lámina 2a. Bosques secos tropicales del Atlántico-Canal Dique.

Lámina 2b. Serranía de Perijá.

Lámina 2c. Proceso colonización en Perija.

Lámina 2d. Manglares San Onofre-Canal del Dique.

Densidad de jaguares (*Panthera onca*) y abundancia de grandes mamíferos terrestres en un área no protegida del Amazonas colombiano

Esteban Payán Garrido y Sandra Escudero-Páez

Resumen. Dada la degradación y conversión de ecosistemas, es urgente conocer el estado de conservación de los grandes mamíferos neotropicales y en particular en áreas no protegidas, dentro de una cuenca de interés mundial como es el Amazonas. La Amazonia es el hábitat más importante para la supervivencia a largo plazo del jaguar (*Panthera onca*; 70 kg; NT) y la mayoría de mamíferos grandes que dependen de los bosques bajos tropicales de Suramérica. En este capítulo se reportan datos de densidad de jaguar y abundancias relativas de ocho especies de mamíferos terrestres mayores a 10 kg, en un área no protegida del centro y sur de la Amazonia en Colombia. Se realizó un muestreo de foto-trampeo de 1.132 trampas noches con 27 estaciones dobles en senderos del bosque amazónico, abarcando un área entre cámaras de 75 km^2. Se discute la importancia en la conservación de las áreas no protegidas para los grandes mamíferos amazónicos y las áreas mínimas requeridas para conservar jaguares a largo plazo según la densidad estimada. Adicionalmente, se consideran las posibles razones para la conservación del área sin protección proactiva.

Palabras clave. Amazonas. Colombia. Densidad. Cámaras trampa. Mamíferos neotropicales.

Summary. Given the continuous degradation and transformation of natural ecosystems it is urgent to understand the population status of large terrestrial Neotropical mammals, in particular in large forested areas of global interest as the Amazon basin. The Amazon plays a vital role in the long-term conservation of jaguars (*Panthera onca*; 70 kg; NT) and the majority of large mammals that live in the lowland rain forest of South America. Here, we report the population density of the jaguar and the abundance of eight large mammal species (>10 kg) in an unprotected area of the Central Amazon Basin. A camera-trapping survey was carried out for more than 1.132 traps/night with 27 double stations located on Amazonian forest trails, covering an area between cameras of 75 km^2. We discuss the importance of non-protected areas for jaguars and large terrestrial mammals, as well as the minimum areas required for long-term conservation for jaguars. Additionally, we consider potential reasons for the conservation of this unprotected area without pro-active conservation.

Key words. Amazon. Colombia. Density. Camera traps. Neotropical Mammals.

Introducción

En la Amazonia los procesos de destrucción y transformación están creciendo a grandes pasos (Laurance *et al.* 2001, Soares-Filho *et al.* 2006) y con una red de áreas protegidas insuficiente (Bruner *et al.* 2001, Peres y Terborgh 1995, Rodrigues *et al.* 2004), el papel en conservación de las áreas no protegidas toma gran relevancia (Schwartzman y Zimmerman 2005, Soares-Filho *et al.* 2006). Por lo tanto, para poder desarrollar acciones de conservación a nivel de paisaje es necesario evaluar la contribución de las áreas no protegidas en cuanto a la protección de la biodiversidad regional (Gardner *et al.* 2007a, Nepstad *et al.* 2006). Ignorar el valor de las áreas no protegidas causaría un abandono de estas en medio de un incremento de la presión humana y niveles mayores de explotación, lo cual podría llevar a que las áreas protegidas queden como islas en un paisaje de aprovechamiento humano (Gardner *et al.* 2007a, Wells *et al.* 2007).

Los datos básicos sobre la abundancia de los animales son necesarios para tomar decisiones acertadas, basadas en información y que sean relevantes para acciones de manejo y conservación (Gardner et al. 2007c, Olifiers *et al.* 2005). La ausencia de datos robustos de poblaciones de grandes mamíferos selváticos están asociados a las dificultades de seguimiento de las especies por sus hábitos crípticos y lo inadecuado de las técnicas de muestreo existentes (Mills 1996, Silveira *et al.* 2009). Los conteos de rastros difícilmente pueden ir más allá de detectar presencia y ausencia (Karanth *et al.* 2003), y los avistamientos directos con modelos de distancia requieren de enormes esfuerzos de muestreo (Carrillo *et al.* 2000) y son poco viables con animales donde la visibilidad no supera el par de metros. Pero el ajuste de un modelo estadístico robusto a los datos de cámaras trampa cambió este panorama (Karanth 1995, Otis *et al.* 1978).

El uso de cámaras trampa ha permitido detectar especies crípticas a cualquier hora de la noche, reconocer animales marcados naturalmente (puntos, rallas y rosetas) y por lo tanto, realizar inventarios de especies, así como estimaciones de abundancia y densidad (Kelly 2008, Rowcliffe y Carbone 2008, Tobler *et al.* 2008). Hoy en día, el foto-trampeo es posiblemente la técnica más efectiva para estimar parámetros poblacionales de felinos manchados y rayados en bosques tropicales (O'Connell *et al.* 2011, Rowcliffe y Carbone 2008).

El Amazonas es el ecosistema más importante para la supervivencia de los grandes mamíferos de bosques bajos neotropicales (Sanderson *et al.* 2002), pero increíblemente no hay muchos datos sobre el estado de poblaciones más allá de datos asociados al impacto del consumo de carne de monte (Payán 2009, Peres 1996b, Peres y Palacios 2007). El conocimiento sobre la presencia y el estado poblacional de estas especies es clave, ya que son las especies focales por excelencia (Boutin 2005, Ray 2005, Ripple *et al.* 2015). Los cambios en presencia y abundancia de carnívoros repercute en el incremento de presas, generalmente herbívoros y meso-depredadores (Terborgh y Estes 2010, Terborgh *et al.* 2001) y los grandes herbívoros influyen en la diversidad, estructura y funcionamiento de los ecosistemas (Gordon *et al.* 2004).

El trapecio amazónico colombiano ha sido identificado como una prioridad de investigación a nivel nacional (Fandiño-Lozano y Wyngaarden

2005) y como clave para muestreos de mamíferos a nivel de la cuenca amazónica (Oliveira *et al.* 2002). El presente capítulo utiliza la técnica del foto-trampeo para estimar densidad de jaguares y conocer las tasas de abundancia relativa de ocho especies de mamíferos grandes (> 10 kg) en un sitio de estudio no protegido en la cuenca amazónica central: el valle del río Calderón en Colombia.

Material y métodos

Área de estudio

La Amazonia colombiana se extiende por 403.000 km^2, y representa el 35,4% de la extensión del país (ORAM 1999), de los cuales 109.665 km^2 corresponden al departamento del Amazonas, con una densidad de 1,6 personas/ km^2 (DANE 1993). El trabajo de campo se llevó a cabo en el valle del río Calderón, entre marzo y mayo del 2007 en el sur de Trapecio Amazónico en la época de lluvias. Esta zona hace parte de la ecorregión de Várzea de Iquitos y los bosques húmedos del Solimoes-Japura, por lo que se consideran zonas prioritarias de biodiversidad (Mittermeier *et al.* 1998, Myers *et al.* 2000) y se encuentra entre los interfluvios de los ríos Tacana y Calderón. Se usó como base de operaciones la Estación Biológica El Zafire, de la Universidad Nacional de Colombia. Los datos presentados aquí son parte de un estudio mayor que comparó cacería, riqueza de especies y densidad de jaguares y ocelotes entre el Parque Nacional Natural Amacayacu y el valle del río Calderón (Payán 2009).

El área ha sido talada selectivamente por indígenas y colonos por décadas en busca de cedro (*Cedrela odorata*) y otras maderas valiosas. La cacería es ejercida por las etnias y colonos que habitan la zona a intensidades bajas comparadas con tasa de extracción de otras áreas amazónicas. Estas tasas bajas se deben a una fuerte dependencia de los peces en los ríos circundantes y a que la cacería es manejada por zonificación de los resguardos, los cuales restringen la actividad a extraños. Los pueblos al sur del río Calderon y al norte de Leticia hacen parte de tres resguardos con un total de 1,029 personas (Colombo-Brasilera 1989) (Figura 1).

Muestreo con cámaras trampa

La zona de foto-trampeo se hizo en la jurisdicción del resguardo llamado "km 11" (área = 75.5 km^2, creado en 1982) y en las zonas de investigación de la Estación Biológica El Zafire (Figura 1). El diseño de la puesta de las cámaras trampa siguió el modelo de Karanth y Nichols (2002) y fue dirigido a detectar abundancia de jaguares y ocelotes (Maffei y Noss 2008, Silver *et al.* 2004). Las cámaras fueron puestas en pares sobre senderos escogidos luego de un recorrido en busca de huellas de felinos y presas (Wallace *et al.* 2003), a una distancia de 2 km entre estaciones.

La localización de cada estación fue registrada con GPS (datum: WGS 84) para luego ser ubicada en un mapa (Figura 1). Se registraron datos de cobertura y hábitat para cada estación. La mayoría de las estaciones fueron colocadas en tierra firme (74%), y las demás en *igapo* (15%) y en un enclave de *caatinga* (11%). Dado que el muestreo se hizo en la época de lluvias, la cantidad de área de *igapo* es marginal. Las inundaciones limitan el uso de este hábitat por la fauna gran parte del año (Haugaasen y Peres 2005a) y esta es tal vez la razón más sencilla para considerar los datos en un mismo conjunto.

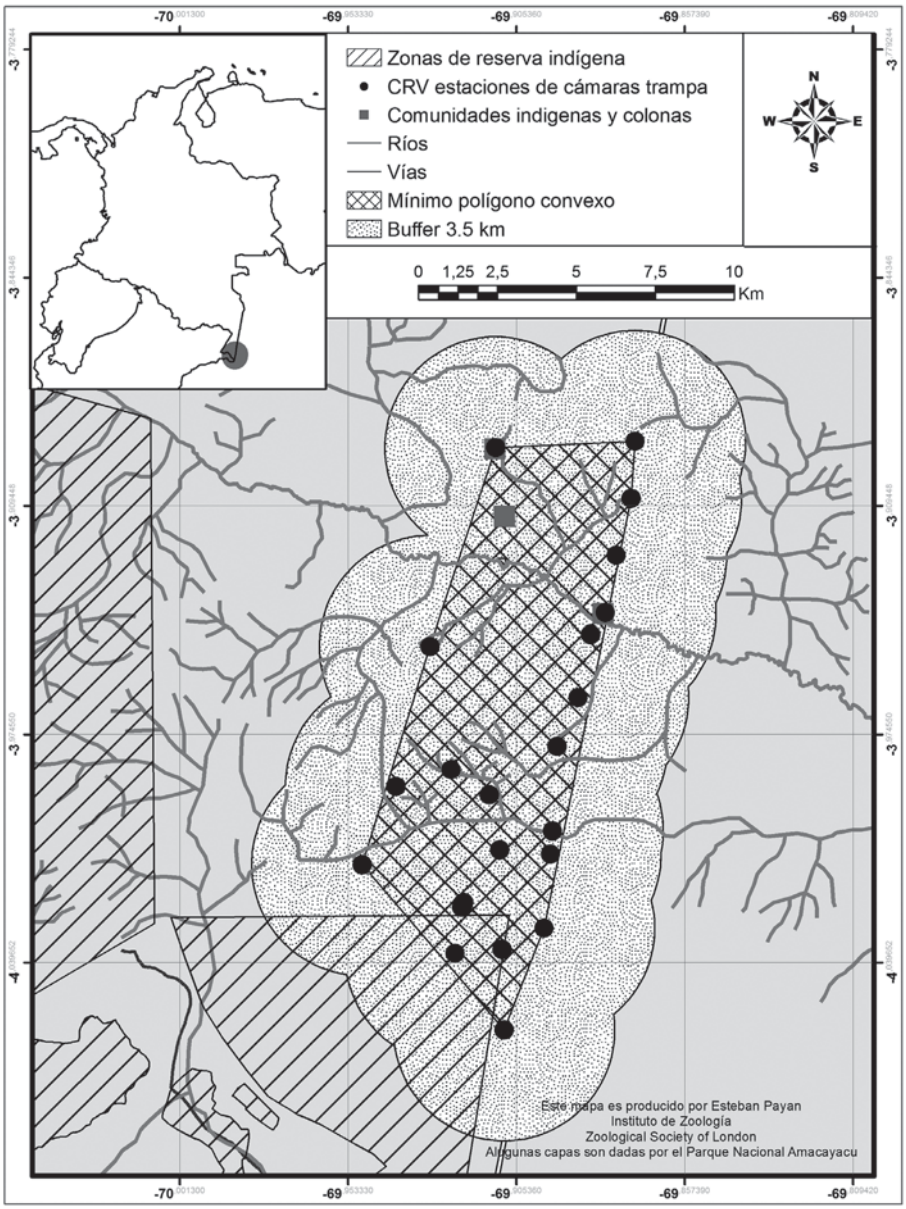


Figura 1. Zona de estudio.

Análisis de captura-recaptura

Cada foto se identificó a nivel de especie y en caso de felinos manchados a nivel de individuos por su patrón de manchas. Los análisis se hicieron con fotos independientes (O'Brien *et al.* 2003). El modelo de captura-recaptura tiene dos supuestos: todos los individuos en el área de muestreo tienen una probabilidad de captura mayor a cero y el sistema

evaluado es cerrado, implicando que no hay emigración, inmigración, muertes o nacimientos (Karanth y Nichols 2002).

El análisis se hizo con el software CAPTURE (Burnham y Overton 1979, Otis *et al*. 1978) siguiendo la metodología de Díaz-Pulido y Payán (2012), Payán (2009). El resultado incluye una abundancia estimada $\overline{N}$, un ajuste de cada modelo y una prueba para evaluar si la población es cerrada (Rexstad y Burnham 1991). Detalles analíticos y teóricos pueden ser encontrados en Otis (1978), White *et al*. (1978) y Rexstad y Burnham (1991). La expectativa a *priori* es que el modelo M_h es el más apropiado para felinos, dados su territorialidad, diferencias en rangos hogareños entre sexos y la localización de estaciones en referencia a su movimientos (Dillon y Kelly 2008, White *et al*. 1982).

Para estimar la densidad (N/área) de jaguares en el área es necesario calcular el área efectiva muestreada por medio de la mitad de la Media de la Máxima ½(MMDM) (Karanth y Nichols 2002). Aquí se usó 1/2 MMDM siguiendo las recomendaciones para ocelotes de Dillon y Kelly (2008) (ver Maffei y Noss 2008). La densidad se estimó como D = N /A, donde N es la abundancia estimada y A el área.

Presencia y abundancia relativa de grandes mamíferos terrestres

Las fotografías de grandes mamíferos se cotejaron contra una lista de especies potenciales (Tobler *et al*. 2008) del área, elaborada a partir de especies cazadas por los indígenas locales (Payán 2009) y presentes en guías de la zona (Alberico *et al*. 2000, Eisenberg 1989, Emmons y Feer 1997). Se estimó un índice de abundancia relativa (IAR) basado en el número de fotos independientes o capturas, por cada 100 trampas-noche (Carbone *et al*. 2001). Se asume que los IAR no reflejan densidad dada la ecología de la especies, su comportamiento, tamaño y rango hogareño (Tobler *et al*. 2008).

Resultados

Las 27 estaciones incluyeron un esfuerzo de 1.132 trampas-noche durante el muestreo que transcurrió de marzo a mayo de 2007. El esfuerzo de muestreo promedio por estación fue de 85 trampas/noche en un periodo de 42 días (DE=21,13), el esfuerzo promedio por mes fue de 377 trampas/noche (DE= 193,35) y la media de trampas/noche/mes por estación fue de 13,5 (DE 6,97).

El foto-trampeo detectó cuatro individuos de jaguares adultos: dos machos (M1, M2), una hembra preñada (H1) y un individuo negro (J1) de sexo desconocido. Estos animales fueron fotografiados en siete fotos independientes; las primeras fotos fueron registradas dos en un mismo día, el 8 de marzo, y la última foto fue tomada el 2 de mayo. Los dos adultos fotografiados el mismo día (M1 y J1) se encontraban en senderos diferentes a 2,7 km entre sí. El macho M1 fue fotografiado a lo largo de los tres meses de muestreo, J1 durante dos meses, y M2 y H1 únicamente en una ocasión. La distancia máxima entre capturas de un mismo individuo fue de 12,7 km por parte de M1 el cual además, cruzó el río Calderón. Los jaguares fueron fotografiados en seis estaciones diferentes. La matriz del historial de captura se elaboró para este número de días.

Los modelos M_h y M_o fueron los mejor ajustados a los datos según el programa, con un ajuste de 0,9 y de 1, respectivamente. Aunque el modelo M_o produjo el mejor ajuste, White *et al*. (1982) recomiendan no usarlo

cuando las muestras son pequeñas, como es este caso, o cuando la heterogeneidad individual está presente, como es el caso para felinos (Karanth 1995). El modelo Mh produjo una probabilidad de captura de jaguar de $\overline{P}$ de 0,19 y una abundancia de 6 (± 1,82) con intervalo de confianza de 5-13 individuos, y confirmo que no hay violación del sistema cerrado ($\overline{P}$ = 0,97, Z = 1,96). La probabilidad de detectar un jaguar en la zona de estudio fue 0,67 y la probabilidad de no detectar un animal fue de (1-N/ $\overline{P}$) 0.33.

La densidad estimada para jaguares en la zona de estudio fue de 2,7 (DE = 0,8) individuos en 100 km² (C. I. 2,2 - 5,8). Usando 1/2MMDM de tamaño de la franja de amortiguamiento, estimada de las recapturas totales, incluyendo las de Amacayacu (datos ver Payán 2009), el área efectiva para la zona de estudio fue de 224 km² con una franja de amortiguación de un radio de 3,3 km.

Presencia y abundancia relativa de grandes mamíferos

El estudio detectó ocho de las diez especies potencialmente presentes de mamíferos mayores a 10 kg (Lámina 1a-f). Las especies potenciales que no fueron fotografiadas fueron el tapir (*Tapirus terrestris*) y el pecarí de labio blanco (*Tayassu pecari*). Al comparar el IAR (Figura 2) no se evidencia una clara relación entre abundancia relativa y el tamaño, los animales más grandes no son los más abundantes. Las especies consideradas vulnerables por la UICN están en su mayoría ausentes en el muestreo a excepción del armadillo gigante. No obstante, se observaron huellas de tapir en los senderos. Cabe resaltar que este trabajo produjo las primeras fotografías del perro de orejas cortas (*Atelocynus microtis*) en libertad para Colombia y por lo tanto la confirmación de presencia para la zona basada en evidencia. (Tabla 1 y Figura 2).

Discusión

Densidad de jaguares

En este trabajo se reportan por vez primera datos valiosos para la cuenca amazónica y para Colombia, en cuanto a la densidad de jaguar y abundancias de poblaciones salvajes de armadillo gigante, puma y perro de orejas cortas (Payán 2009).

La densidad reportada de jaguares adultos en el presente estudio (2,7/100 km², DE=0,8) es comparable con otras estimaciones de densidad obtenidas a partir del seguimiento con telemetría en Colombia (2,6-5,2 ind./100 km²) (Zuloaga 1995) y otras estimaciones más recientes a partir de cámaras trampa en los Llanos Orientales de Colombia (2,27/100 km², DE= 0,4). Sin embargo, tienden a ser un poco más bajas que las estimaciones para jaguares en el Magdalena Medio (4,88/100 km², DE=1,32) (Boron *et al.* datos sin publicar). Los datos de densidad encontrados son comparables con las únicas densidades estimadas para jaguares en el Amazonas boliviano (2,8 ind./100 km²) (Silver *et al.* 2004). Por lo tanto, densidades alrededor de 3 jaguares en 100 km² serían la norma y el número de trabajo que se usaría para estimaciones poblacionales.

Está claro que los jaguares necesitan de las áreas no protegidas para su conservación a largo plazo a nivel continental y nacional (Bernal-Escobar *et al.* 2015, Payán *et al.* 2013) y dependen del Amazonas en gran parte, pues es el hábitat continuo más grande para jaguares que existe (5.844.320 km²). Áreas protegidas de más de 3.000 km² han sido sugeridas como necesarias

Tabla 1. Listado de mamíferos mayores a 10 kg detectados por cámaras trampa a partir de un esfuerzo de 1.132 trampas noche en la zona de estudio.

NOMBRE COMÚN	NOMBRE CIENTÍFICO	PESO PROMEDIO ADULTOS (kg)	CATEGORÍA GLOBAL DE AMENAZA UICN	IAR	FOTOS
Jaguar	*Panthera onca*	70	NT	0,62	7
Puma	*Puma concolor*	50	LC	0,27	3
Ocarro	*Priodontes maximus*	26	LC	0,18	2
Venado colorado	*Mazama americana*	25	DD	1,41	16
Zaíno	*Pecari tajacu*	20	LC	0,53	6
Soche gris	*Mazama gouazoubira*	18	LC	0,35	4
Perro de orejas cortas	*Atelocynus microtis*	10	DD	0,44	5
Ocelote	*Leopardus pardalis*	10	Vu A2cd	0,27	3

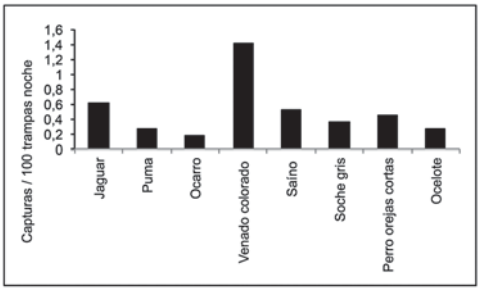


Figura 2. Índice de abundancia relativa (IAR) en 100 trampas noche a partir de fotos independientes para la zona de estudio.

para poblaciones mínimas viables de jaguares (PMV) (Quigley y Crawshaw Jr. 1992), pero Eizirik *et al.* (2002) propusieron que las PMV requeridas para sobrevivir 200 años con un 95% de probabilidad, deberían contener un mínimo de 650 individuos. A la densidad estimada, un área con 650 jaguares requiere 24.000 km^2 de bosque, un tamaño poco viable para las áreas protegidas amazónicas. Por lo tanto, es clave incluir áreas no protegidas en los acciones de conservación de jaguares en Colombia, que idealmente permitan uniones entre áreas protegidas.

Abundancia de grandes mamíferos

Los resultados presentes son una contribución que aumenta el conocimiento sobre la presencia de especies de gran tamaño para el Trapecio Amazónico colombiano, y en especial, el primer dato de población para el perro de orejas cortas y ocarros, animales de hábitos crípticos. Estos datos, al provenir de una técnica nueva, complementan otros muestreos previos para la zona hechos con primates (Haugaasen y Peres 2005c), aves (Cotton 1998, Nores 2000, Terborgh *et al.* 1990) y de avistamiento y rastreo de mamíferos (Haugaasen y Peres 2005a). Los datos presentados aquí están sujetos a variaciones de temporada, detectabilidad y diferencias de comportamiento de especies (O´Brien 2008).

Los índices de abundancia relativa estimados a partir de las tasas de captura son útiles para comparaciones intraespecíficas, pero no interespecíficas. Las tasas de captura pueden aumentar debido a pasos repetitivos frente a las cámaras del mismo individuo, diferencias territoriales entre machos y hembras y disponibilidad

de senderos (Henschel y Ray 2003, Karanth y Nichols 2002).

Todos los mamíferos de gran tamaño son preferidos y selectivamente perseguidos por los cazadores amazónicos (Jerozolimski y Peres 2003, Payán 2009). La abundancia relativa fue más alta para el venado colorado (*Mazama americana*). Aunque esta especie ha visto disminuidas sus poblaciones en zonas de mayor cacería (Cullen *et al*. 2000, Peres 2000a), son bastante resilientes a la cacería. Esta especie es conocida por ser tolerante a la perturbación humana y está frecuentemente presente en chagras, rastrojos y bosques secundarios (Hurtado-Gonzales y Bodmer 2004, Naughton-Treves *et al*. 2003). Los pecaríes de collar son las presas preferidas por los cazadores locales (Payán 2009) y en general en la cuenca amazónica (Jerozolimski y Peres 2003, Robinson y Bennett 2000), pero aquí se observa que también perduran en presencia de cacería y perturbación (Altrichter 2005, Michalski y Peres 2007, Naughton-Treves *et al*. 2003, Peres 1996a).

Entre los ungulados, la ausencia de registros de tapir y del pecarí de labio blanco pueden deberse a que son las especies más sensibles a la cacería (Bodmer 1995, Parry *et al*. 2007, Peres 2000b) y sus poblaciones decrecen con la presencia de actividades humanas (Fragoso 2004, Fragoso 1991, Hill *et al*. 2003), por lo que están categorizadas como especies amenazadas (IUCN 2008)[1]. Estas especies son preferidas a lo largo y ancho del Amazonas (Jerozolimski y Peres 2003), siendo entonces la cacería la explicación más probable para su escasez en la zona (Fragoso 1991). El esfuerzo de muestreo fue suficiente para detectar estos ungulados, si se compara con el esfuerzo necesario para fotografiar tapires y pecaríes de labio blanco en el PNN Amacayacu (Payán 2009), en el Chaco (Noss *et al*. 2003) y en Bolivia (Wallace *et al*. 2002).

Los carnívoros estuvieron presentes en los muestreos, con una abundancia relativa mayor que el jaguar. La presencia de pumas y ocelotes es de esperarse en un bosque con suficiente cobertura vegetal y en ausencia de persecución directa, ya que estas especies son altamente adaptables a la coexistencia con humanos (Heydon y Bulloh 1996, Novack *et al*. 2005, Sunquist *et al*. 1989). Zonas fragmentadas, taladas y con cacería intensa y persistente, han mostrado diferencias significativas en abundancia y presencia de vertebrados, particularmente ausencias de grandes carnívoros y ungulados en la Amazonia (Bodmer 1995, Peres 2000b, 2001), floresta atlántica (Cullen *et al*. 2000), bosques mejicanos (Estrada *et al*. 1994) y en otros bosques alrededor del mundo (Kinnaird *et al*. 2003, Laidlaw 2000, Morrison *et al*. 2007).

Consideraciones de manejo y legislación

El papel de áreas no protegidas en conservación, que frecuentemente son consideradas sumideros para los grandes mamíferos (Laurance *et al*. 2011, Woodroffe y Ginsberg 1998), puede ser otro diferente al de conservación con un régimen de usos de bajo impacto en la biodiversidad. Aquí se observa cómo una cacería hecha por pueblos con bajas densidades humanas, ausencia de carreteras (Espinosa *et al*. 2014, Peres y Lake 2003), muy poca ganadería

[1] IUCN. 2008. 2007 IUCN Red List of Threatened Species www.iucnredlist.org. Downloaded on the 31 August 2008.

y grandes áreas protegidas colindantes (casi 19.000 km^2 de Parques Nacionales Naturales (Cahuinari-Rio Puré-Amacayacu), sin o con poca gente (0,7 personas por km^2) (DANE 1993), pueden jugar un papel fundamental en la supervivencia de estos grandes mamíferos.

El área muestreada está relativamente bien conservada, pero ya presenta signos de pérdidas de especies, y este proceso continuará de forma gradual (Cuaron 2000), a menos que se proteja de forma proactiva y de la mano con la comunidad. El reto es entonces, no permitir la degradación por deforestación (Etter *et al*. 2006), colonización ilegal (PNNA 2006) y practicas productivas no-sostenibles (Koh y Wilcove 2008, Michalski *et al*. 2006), de estas zonas no protegidas y claves en la matriz del paisaje de conservación. En definitiva, la supervivencia de grandes vertebrados va a depender tanto de nuestra habilidad para saber manejar las áreas protegidas de manera efectiva, con una base a largo plazo contra la ameneza de aislamiento creciente, como de dirigir áreas no protegidas en la dirección de coexistencia entre personas y carnívoros.

Bibliografía

Alberico, M., A. Cadena, J. Hernández-Camacho e Y. Muñoz-Saba. 2000. Mamíferos (Synapsida: Theria) de Colombia. *Biota Colombiana* 1: 43-75.

Altrichter, M. 2005. The sustainability of subsistence hunting of peccaries in the Argentine Chaco. *Biological Conservation* 126: 351-362.

Bernal-Escobar, A., E. Payán y J. M. Cordovez. 2015. Sex dependent spatially explicit stochastic dispersal modeling as a framework for the study of jaguar conservation and management in South America. *Ecological Modelling* 299: 40-50.

Bodmer, R. E. 1995. Managing amazonian wildlife: biological correlates of game choice by detribalized hunters. *Ecological Applications* 5: 872-877.

Boutin, S. 2005. Top carnivores and biodiversity conservation in the Boreal forest. Pp. 362-371. *En*: D. Ray, K. H. Redford, R. Steneck, y J. Berger (Eds.) Large Carnivores and the Conservation of Biodiversity. Island Press.

Bruner, A. G., R. E. Gullison, R. E. Rice y G. A. B. da Fonseca. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* 291:125-128.

Burnham, K. P. y W. S. Overton. 1979. Robust estimation of population size when capture probabilities vary among animals. *Ecology* 60: 927-936.

Carbone, C., S. Christie, K. Conforti, T. Coulson, N. Franklin, J. R. Ginsberg, M. Griffiths, J. Holden, K. Kawanishi y M. Kinnaird. 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation* 4: 75-79.

Carrillo, E., G. Wong y A. Cuaron. 2000. Monitoring mammal populations in costa rican protected areas under different hunting restrictions. *Conservation Biology* 14: 1580-1591.

Colombo-Brasilera, C. 1989. Plan modelo para el desarrollo integrado del eje Tabatinga-Apaporis. Secretaria Ejecutiva para Asuntos Economicos y Sociales, Washington. 136 pp.

Cotton, P. A. 1998. The hummingbird community of a lowland Amazonian rainforest. *Ibis* 140: 512-521.

Cuaron, A. D. 2000. A global perspective on habitat disturbance and tropical rainforest mammals. *Conservation Biology* 14: 1574-1579.

Cullen, L., R. Bodmer y C. Valladares-Pádua. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation* 95: 49-56.

DANE. 1993. Censo Nacional de Población y Vivienda 1993. Dirección de Censos y Demografía-DCD, Departamento Administrativo Nacional de Estadística -DANE-. Bogotá. 80 pp.

Díaz-Pulido A. y E. Payán 2012. Manual de fototrampeo. Instituto de investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Panthera Colombia, Bogotá. 32 pp.

Dillon, A. y M. Kelly. 2008. Ocelot home range, overlap and density: comparing radio telemetry with camera trapping. *Journal of Zoology* 275: 391-398.

Eisenberg, J. F. 1989. Mammals of the Neotropics: Panamá, Colombia, Venezuela, Guyana, Suriname, French Guiana. The University of Chicago Press. 550 pp.

Eizirik, E., C. Indrusiak y W. Johnson. 2002. Análisis de la viabilidad de las poblaciones de jaguar: evaluación de parámetros y estudios de caso en tres poblaciones remanentes del sur de Sudamérica. Pp. 501-518. *En*: R. A. Medellin, M. Equihua, C. Chetkiewicz, P. G. Crawshaw Jr, A. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Robinson, E. Sanderson, y A. Taber (Eds.). El jaguar en el nuevo milenio. Fondo de Cultura Económica, México.

Emmons, L. H. y F. Feer 1997. Neotropical rainforest mammals: a field guide. The University of Chicago Press, Chicago and London. 396 pp.

Espinosa, S., L. C. Branch y R. Cueva. 2014. Road development and the geography of hunting by an Amazonian indigenous group: consequences for wildlife conservation. *PloS one* 9: e114916.

Estrada, A., R. Coates-Estrada y D. Meritt. 1994. Non flying mammals and landscape changes in the tropical rain forest region of Los Tuxtlas, Mexico. *Ecography* 17: 229-241.

Etter, A., C. McAlpine, S. Phinn, D. Pullar y H. Possingham. 2006. Characterizing a tropical deforestation wave: a dynamic spatial analysis of a deforestation hotspot in the Colombian Amazon. *Global Change Biology* 12: 1409-1420.

Fandiño-Lozano, M. y W. Wyngaarden. 2005. Prioridades de conservación biológica para Colombia. Grupo ARCO, Bogota. 188 pp.

Fragoso, J. M. 1991. The effect of selective logging on Baird´s tapir. Pp. 295-304. *En*: M. A. Mares, y D. J. Schmidly (Eds). Latin American Mammology. University of Oklahoma Press.

Fragoso, J. 2004. A long-term study of white-lipped peccary population

fluctuation in Northern Amazonia: anthropogenic vs "natural" causes. Pp. 286-296. *En*: K. M. Silvius, R. E. Bodmer, y J. M. V. Fragoso, (Eds.). People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America. Columbia University Press, NY.

Gardner, T. A., T. I. M. Caro, E. B. Fitzherbert, T. Banda y P. Lalbhai. 2007a. Conservation Value of Multiple-Use Areas in East Africa. *Conservation Biology* 21: 1516-1525.

Gardner, T. A., E. B. Fitzherbert, R. C. Drewes, K. M. Howell y T. Caro. 2007c. Spatial and temporal patterns of abundance and diversity of an east african leaf litter amphibian fauna. *Biotropica* 39: 105-113.

Gordon, I. J., A. J. Hester y F. B. Marco. 2004. Review: the management of wild large herbivores to meet economic, conservation and environmental objectives. *Journal of Applied Ecology* 41: 1021-1031.

Haugaasen, T. y C. A. Peres. 2005a. Mammal assemblage structure in Amazonian flooded and unflooded forests. *Journal of Tropical Ecology* 21: 133-145.

Haugaasen, T. y C. A. Peres. 2005c. Primate assemblage structure in Amazonian flooded and unflooded forests. *American Journal of Primatology* 67: 243-258.

Henschel, P. y J. Ray. 2003. Leopards in African rainforests: survey and monitoring techniques. WCS Global Carnivore Program website.

Heydon, M. y P. Bulloh. 1996. The impact of selective logging on sympatric civet species in Borneo. *Oryx* 30: 31-36.

Hill, K., G. McMillan y R. Farina. 2003. Hunting-related changes in game encounter rates from 1994 to 2001 in the Mbaracayu Reserve, Paraguay. *Conservation Biology* 17:1312-1323.

Hurtado-Gonzales, J. L. y R. E. Bodmer. 2004. Assessing the sustainability of brocket deer hunting in the Tamshiyacu-Tahuayo Communal Reserve, northeastern Peru. *Biological Conservation* 116: 1-7.

Jerozolimski, A. y C. A. Peres. 2003. Bringing home the biggest bacon: a cross-site analysis of the structure of hunter-kill profiles in Neotropical forests. *Biological Conservation* 111: 415-425.

Karanth, U. K. 1995. Estimating tiger Panthera tigris populations from camera-trap data using capture recapture models. *Biological Conservation* 71: 333-338.

Karanth, U. K. y J. D. Nichols. 2002. Monitoring tigers and their prey. Centre for Wildlife Studies, Bangalore, India. 193 pp.

Karanth, K., J. Nichols, J. Seidenstricker, E. Dinerstein, J. Smith, C. McDougal, A. Johnsingh, R. Chundawat y V. Thapar. 2003. Science deficiency in conservation practice: the monitoring of tiger populations in India. *Animal Conservation* 6: 141-146.

Kelly, M. J. 2008. Design, evaluate, refine: camera trap studies for elusive species. *Animal Conservation* 11: 182-184.

Kinnaird, M., E. Sanderson, T. O'Brien, H. Wibisono y G. Woolmer. 2003. Deforestation trends in a tropical landscape and implications for

endangered large mammals. *Conservation Biology* 17: 245-257.

Koh, L. P. y D. S. Wilcove. 2008. Is oil palm agriculture really destroying tropical biodiversity? *Conservation Letters* 2: 60-64.

Laidlaw, R. 2000. Effects of habitat disturbance and protected areas on mammals of Peninsular Malaysia. *Conservation Biology* 14: 1639-1648.

Laurance, W. F., M. A. Cochrane, S. Bergen, P. M. Fearnside, P. Delamonica, C. Barber, S. D'Angelo y T. Fernandes. 2001. The future of the Brazilian Amazon. *Science* 291:438.

Laurance, W. F., J. L. Camargo, R. C. Luizão, S. G. Laurance, S. L. Pimm, E. M. Bruna, P. C. Stouffer, G. B. Williamson, J. Benítez-Malvido y H. L. Vasconcelos. 2011. The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. *Biological Conservation* 144: 56-67.

Maffei, L. y A. J. Noss. 2008. How small is too small? Camera trap survey areas and density estimates for ocelots in the Bolivian Chaco. *Biotropica* 40: 71-75.

Michalski, F., R. Boulhosa, A. Faria y C. Peres. 2006. Human wildlife conflicts in a fragmented Amazonian forest landscape: determinants of large felid depredation on livestock. *Animal Conservation* 9: 179-188.

Michalski, F. y C. A. Peres. 2007. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. *Conservation Biology* 21: 1626-1640.

Mills, M. 1996. Methodological advances in capture, census, and food-habits studies of large African carnivores. Pp. 223-242 *En*: J. L. Gittleman (Ed.). Carnivore behavior, ecology, and evolution. Cornell University Press, NY.

Mittermeier, R. A., N. Myers, J. B. Thomsen, G. A. B. da Fonseca y S. Olivieri. 1998. Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities. *Conservation Biology* 12: 516-520.

Morrison, J., W. Sechrest, E. Dinerstein, D. Wilcove, y J. Lamoreux. 2007. Peristence of large mammal faunas as indicators of global human impacts. *Journal of Mammalogy* 88: 1363-1380.

Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca, y J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.

Naughton-Treves, L., J. L. Mena, A. Treves, N. Alvarez y V. C. Radeloff. 2003. Wildlife survival beyond park boundaries: the impact of slash-and-burn agriculture and hunting on mammals in Tambopata, Perú. *Conservation Biology* 17: 1106-1117.

Nepstad, D., S. Schwartzman, B. Bamberger, M. Santilli, D. Ray, P. Schlesinger, P. Lefebvre, A. Alencar, E. Prinz y G. Fiske. 2006. Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. *Conservation Biology* 20: 65-73.

Nores, M. 2000. Species richness in the Amazonian bird fauna from an evolutionary perspective. *Emu* 100: 419-430.

Noss, A. J., R. L. Cuellar, J. Barrientos, L. Maffei, E. Cuellar, R. Arispe, D. Rumiz, y K. Rivero. 2003. A camera trapping and radio telemetry study of lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in Bolivian dry forests. *Tapir Conservation* 12: 24-32.

Novack, A. J., M. B. Main, M. E. Sunquist y R. F. Labisky. 2005. Foraging ecology of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in hunted and non-hunted sites within the Maya Biosphere Reserve, Guatemala. *Journal of Zoology* 267: 167-178.

O'Brien, T. G., M. F. Kinnaird y H. T. Wibisono. 2003. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation* 6: 131-139.

O'Connell, A. F., J. D. Nichols y K. U. Karanth 2011. Camera traps in animal ecology: methods and analyses. Springer, London. 271 pp.

Olifiers, N., R. Gentile y J. T. Fiszon. 2005. Relation between small-mammal species composition and anthropic variables in the Brazilian Atlantic Forest. *Brazilian Journal of Biology* 65: 495-501.

Oliveira, D., D. Pisani, D. F. Q. Menezes, E. Silva, F. Oliveira, J. A. Seyffarth, M. Costa, M. Azeredo, N. Silva, R. C. Conde, R. Abreu, S. R. Andrade y U. Piovezan 2002. Biodiversidade Brasileira, avaliacao e identificacao de areas e acoes prioritarias para conservacao, utilizacao sustentavel e reparticao de beneficios da biodiversidade Brasileira. MMA/SBF, Brasilia. 404 pp.

ORAM 1999. Paisajes fisiográficos de Orinoquia-Amazonia (ORAM) Colombia. Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Bogotá, D. C. 373 pp.

Otis, D. L., K. P. Burnham, G. C. White y D. R. Anderson. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monographs* 62: 135.

Parry, L., J. Barlow y C. A. Peres. 2007. Large-vertebrate assemblages of primary and secondary forests in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 23: 653-662.

Payán, E. 2009. Hunting sustainability, species richness and carnivore conservation in Colombian Amazonia. Department of Biology and Department of Anthropology. PhD thesis, University College London & Institute of Zooloy, ZSL, London. 188 pp.

Payán, E., C. Carbone, K. Homewood, E. Paemelaere, H. B. Quigley y S. Durant. 2013. Where will jaguars roam? the importance of survival in unprotected lands. Pp. 603-628. *En*: M. Ruiz-Garcia, y J. Shostell (Eds.). Molecular population genetics, phylogenetics, evolutionary biology and conservation of the Neotropical carnivores. Nova Science, New York.

Peres, C. A. y J. Terborgh. 1995. Amazonian nature reserves: an analysis of the defensibility status of existing conservation units and design criteria for the future. *Conservation Biology* 9: 34-96.

Peres, C. A. 1996a. Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries T. tajacu in hunted and unhunted Amazonian forests. *Biological Conservation* 77:115-123.

Peres, C. A. 1996b. Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries T. tajacu in hunted and unhunted Amazonian forests. *Biological Conservation* 77:115-123.

Peres, C. A. 2000a. Evaluating the impact and sustainability of subsistence hunting at multiple Amazonian forest sites. Pp. 31-56 *En*: J. G. Robinson, y E. L. Bennett (Eds.). Hunting for sustainability in tropical forests. Columbia University Press, NY.

Peres, C. A. 2000b. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conservation Biology* 14: 240-253.

Peres, C. A. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology* 15: 1490-1505.

Peres, C. A. y I. R. Lake. 2003. Extent of Nontimber Resource Extraction in Tropical Forests: Accessibility to Game Vertebrates by Hunters in the Amazon Basin. *Conservation Biology* 17: 521-535.

Peres, C. A. y E. Palacios. 2007. Basin-Wide Effects of Game Harvest on Vertebrate Population Densities in Amazonian Forests: Implications for Animal-Mediated Seed Dispersal. *Biotropica* 39: 304-315.

Peres, C. A. y J. W. Terborgh. 1995. Amazonian Nature Reserves: An Analysis of the Defensibility Status of Existing Conservation Units and Design Criteria for the Future. *Conservation Biology* 9: 34-46.

PNNA. 2006. Plan de Manejo Parque Nacional Natural Amacayacu, Leticia. 33 pp.

Quigley, H. B. y P. G. Crawshaw Jr. 1992. A conservation plan for the jaguar Panthera onca in the Pantanal region of Brazil. *Biological Conservation* 61: 149-157.

Ray, J. 2005. Large Carnivores and the Conservation of Biodiversity. Island Press. 526 pp.

Rexstad, E. y K. Burnham. 1991. User's guide for interactive program CAPTURE. Colorado Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, Fort Collins. 69 pp.

Ripple, W. J., T. M. Newsome, C. Wolf, R. Dirzo, K. T. Everatt, M. Galetti, M. W. Hayward, G. I. Kerley, T. Levi y P. A. Lindsey. 2015. Collapse of the world's largest herbivores. *Science Advances* 1: e1400103.

Robinson, J. G. y E. L. Bennett. 2000. Carrying capacity limits to sustainable hunting in tropical forests. Pp. 13-30. *En*: J. G. Robinson, y E. L. Bennett (Eds.). Hunting for Sustainability in Tropical Forests. New York: Columbia University Press, New York.

Rodrigues, A. S. L., S. J. Andelman, M. I. Bakarr, L. Boitani, T. M. Brooks, R. M. Cowling, L. D. C. Fishpool, G. A. B. da Fonseca, K. J. Gaston y M. Hoffmann. 2004. Effectiveness of the global

protected area network in representing species diversity. *Nature* 428:640-643.

Rowcliffe, J. M. y C. Carbone. 2008. Surveys using camera traps: are we looking to a brighter future? *Animal Conservation* 11:185-186.

Sanderson, E. W., K. H. Redford, C. L. B. Chetkiewicz, R. A. Medellin, A. R. Rabinowitz, J. G. Robinson y A. B. Taber. 2002. Planning to Save a Species: the Jaguar as a Model. *Conservation Biolog*y 16: 58-72.

Schaller, G. 1996. Carnivores and conservation biology. Pp 1–10 *En*: J. L. Gittleman (Ed.). Carnivore behavior, ecology and evolution. Cornell University Press, NY.

Schwartzman, S. y B. Zimmerman. 2005. Conservation Alliances with Indigenous Peoples of the Amazon. *Conservation Biology* 19:721-727.

Silveira, L., A. T. de Almeida Jácomo, M. M. Furtado, N. M. Torres, R. Sollmann y C. Vynne. 2009. Ecology of the giant armadillo (Priodontes maximus) in the grasslands of central Brazil. *Edentata* 8: 25-34.

Silver, S., L. Ostro, L. Marsh, L. Maffei, A. Noss, M. Kelly, R. Wallace, H. Gómez y G. Ayala. 2004. The use of camera traps for estimating jaguar Panthera onca abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx* 38: 148-154.

Soares-Filho, B. S., D. C. Nepstad, L. M. Curran, G. C. Cerqueira, R. A. García, C. A. Ramos, E. Voll, A. McDonald, P. Lefebvre y P. Schlesinger. 2006. Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature* 440:520-523.

Sunquist, M., F. Sunquist y D. Daneke. 1989. Ecological separation in a Venezuelan llanos carnivore community. Pp. 197-232. *En*: J. F. Eisenberg, y K. Redford (Eds.). Advances in Neotropical Mammalogy. Sandhill Crane Press, Gainesville.

Terborgh, J., S. Robinson, T. Parker III, C. Munn y N. Pierpont. 1990. Structure and organization of an Amazonian forest bird community. *Ecological Monographs* 60: 213-238.

Terborgh, J., L. Lopez, P. Núñez, M. Rao, G. Shahabuddin, G. Orihuela, M. Riveros, R. Ascanio, G. H. Adler y T. D. Lambert. 2001. Ecological Meltdown in Predator-Free Forest Fragments. *Science* 294: 1923-1926.

Terborgh, J. y J. Estes 2010. Trophic cascades: predators, prey and changing dynamics of nature. Island Press, Washington. 464 pp.

Tobler, M., S. Carrillo-Percastegui, R. Leite Pitman, R. Mares y G. Powell. 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large-and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation* 11(3): 169-178.

Wallace, R., G. Ayala y H. Gómez. 2002. Lowland Tapir Activity Patterns and Capture Frequencies in Lowland Moist Tropical Forest. *Tapir Conservation* 11: 14.

Wallace, R. B., H. Gómez, G. Ayala y F. Espinoza. 2003. Camera trapping for jaguar (*Panthera onca*) in the Tuichi Valley, Bolivia. *Journal of Neotropical Mammology* 10: 133-139.

Wells, K., E. Kalko, M. Lakim y M. Pfeiffer. 2007. Effects of rain forest logging on species richness and assemblage composition of small mammals in Southeast Asia. *Journal of Biogeography* 34: 1087-1099.

White, G., K. Burnham, D. Otis y D. Anderson. 1978. User's Manual for Program capture.

Woodroffe, R. y J. Ginsberg. 1998. Edge Effects and the Extinction of Populations Inside Protected Areas. *Science* 280: 2126.

White, G., D. Anderson, K. Burnham y D. Otis. 1982. Capture-Recapture and Removal Methods for Sampling Closed Populations. 235 pp.

Zuloaga, G. 1995. Densidad de población, hábitos alimenticios y anotaciones sobre hábitat natural del jaguar (*Panthera onca L.*) en la depresión inundable del bajo San Jorge, Colombia. Departamento de Biologia. Universidad Nacional, Bogota. 117 pp.

Foto: E. Payán.

Lámina 1a. Jaguar (*Panthera onca*).

Foto: E. Payán.

Lámina 1b. Puma (*Puma concolor*). Nótese la condición del revelado de la foto por la humedad.

Foto: N. Regnier.

Lámina 1c. Venado colorado (*Mazama americana*).

Foto: E. Payán.

Lámina 1d. Perro de orejas cortas (*Atelocynus microtis*).

Foto: A. Devlin y F.Tortato.

Lámina 1e. Armadillo gigante (*Priodontes maximus*).

Foto: E. Payán.

Lámina 1f. Pecari de collar (*Pecari tajacu*).

Implementación del corredor del jaguar en áreas no protegidas de Colombia

Angélica Díaz-Pulido, Karen E. Pérez-Albarracín, Angélica Benítez, Breiler Olarte-Ballesteros, Carolina Soto, Rafael Hoogesteijn y Esteban Payán Garrido.

Resumen. La conservación del jaguar (*Panthera onca*; 90 kg; NT) en áreas no protegidas requiere de la implementación de estrategias que favorezcan las comunidades locales. En 2011 se diseñó e implementó un corredor estructural y funcional para la conservación del jaguar por medio de una serie de incentivos a la comunidad en el municipio de Tame (Arauca), zona de amortiguación del Parque Nacional Natural El Cocuy. Se usaron modelos de ocupación para identificar sitios claves para la conservación del jaguar en el área de estudio (76 celdas, 25 km^2; 360 entrevistas). Los jaguares fueron detectados en 35,32% de las celdas y las especies presa en un intervalo de 76,32% al 78,95%. La probabilidad de uso de hábitat ψ fue calculada para jaguar y pecarí de collar (*Pecari tajacu*) usando modelos de estado simple con siete covariables: proporción de bosque, proporción de cultivos, proporción de pastizales, distancia a ríos, distancia a vías, distancia a áreas protegidas y elevación. La proporción de bosque y la distancia a áreas protegidas fueron las covariables más relevantes para el modelo del jaguar. El coeficiente β de la proporción de bosque estuvo relacionado positivamente con ψ mientras que el coeficiente β de la distancia a áreas protegidas estuvo correlacionado negativamente. La distancia a vías fue la única covariable incluida en el modelo de pecarí de collar, su coeficiente β estuvo correlacionado negativamente con ψ. A partir de 825 km^2 de corredor modelado, se seleccionaron 8,3 km en la cuenca del río Purare para implementar restauración participativa (21,294 plántulas de 44 especies nativas) y hacer división y encerramiento de potreros para separar el corredor. Se intervinieron seis fincas seleccionadas con técnicas de manejo de ganado amigables con el jaguar (cercas eléctricas antidepredatorias y arreglos silvopastoriles) y se firmó un acuerdo de conservación por cinco años con la comunidad para mantener las cercas, no matar a los jaguares y cazar las presas del jaguar racionalmente.

Palabras clave. Modelo de ocupancia. Estrategias antidepredatorias. Restauración participativa. Arreglos silvopastoriles. PNN El Cocuy.

Abstract. Conservation of jaguars (*Panthera onca*; 90 kg; NT), the largest wildcats in the Americas, in unprotected lands requires implementation of strategies to favor local communities and jaguar conservation. In 2011 we designed and implemented a functional and structural corridor for jaguar conservation through a series of incentives to the local community in the Municipality of Tame in the Department of Arauca, bordering the Cocuy National Park (CNP). We used occupancy modeling to identify key jaguar conservation sites in the study area (76 cells; 25 km^2) and conducted 360 interviews with local people. Jaguars were detected in 56,57% of the sampling units. Prey species were detected in 76,32% - 78,95% of the sampling units. Probability of habitat use ψ was modeled for jaguar and collared peccary (*Pecari tajacu*) using a single state model with seven covariates: proportion of forest, proportion of crops/plantations, proportion of grasslands, distance to

rivers, distance to roads, distance to protected areas and elevation. Proportion of forest and distance to protected areas had highest explanatory value for jaguars. β coefficient of proportion of forest was positively correlated with ψ while the β coefficient distance to protected areas was negatively correlated with ψ. Distance to roads was the only covariate included in the collared peccary model, its β coefficient was negatively correlated with ψ. We selected the most functional modelled corridor (825 km^2) and selected an 8.3 km stretch along the Purare river to implement participatory restoration (21,294 plantules from 44 native sp.) and fencing the divide between corridor and livestock paddocks. Additionally, six farms were intervened to apply jaguar friendly cattle ranching techniques (predator-proof electrical fencing and silvopastural practices). A five year conservation agreement whereby the community agrees to not kill jaguars, maintain fencing, and hunting prey rationally sealed the implementation of the jaguar corridor.

Key words. Occupancy modeling. Anti-predator strategies. Participatory restoration. Silvopastoral practices. PNN El Cocuy.

Introducción

La conservación del jaguar en áreas no protegidas requiere de la investigación e implementación de estrategias que favorezcan la calidad de vida de las comunidades locales y la conservación del jaguar *in situ*. Con este objetivo se diseñó una estrategia de implementación de un corredor estructural y funcional para la conservación del jaguar a través de una serie de incentivos para la comunidad local en el área de amortiguación del Parque Nacional Natural El Cocuy (PNN El Cocuy), en el municipio de Tame, Departamento de Arauca en Colombia. El diseño del corredor biológico busca contribuir al flujo de especies de flora y fauna entre el ecosistema de bosque subandino y los ecosistemas de bosque basal de tierras bajas y sabana de piedemonte, asegurando el hábitat y la disponibilidad de presas para el jaguar (Lámina 1a).

Material y métodos

Identificación de zonas estratégicas para la conservación del jaguar

En las veredas localizadas en el sector oriental de la zona de amortiguación del PNN El Cocuy, ubicado en jurisdicción del municipio de Tame, departamento de Arauca (Figura 1), se realizó un proceso de identificación de zonas estratégicas para la conservación del jaguar siguiendo un diseño sistemático de entrevistas que incluyeron preguntas relacionadas con la presencia del jaguar y sus principales presas, la percepción de la comunidad local hacía el jaguar y las principales amenazas para su conservación.

El área de estudio fue divida en 76 grillas de 5 x 5 km teniendo en cuenta el rango de hogar de la especie (Zeller *et al.* 2011). Se entrevistaron 261 personas que representaron 360 entrevistas netas en 57 cuadrículas (75%), 26 veredas, dos municipios y dos departamentos. El rango de residencia de los entrevistados en el área de estudio varió entre los 2 meses y 71 años, y el intervalo de edad entre los 16 y 87 años.

Resultados y discusión

Distribución histórica del jaguar

En total se obtuvieron 145 registros de presencia de jaguar, distribuidos en 44 cuadrículas (73,33%). Particularmente, para el periodo 2010-2011 hubo 43

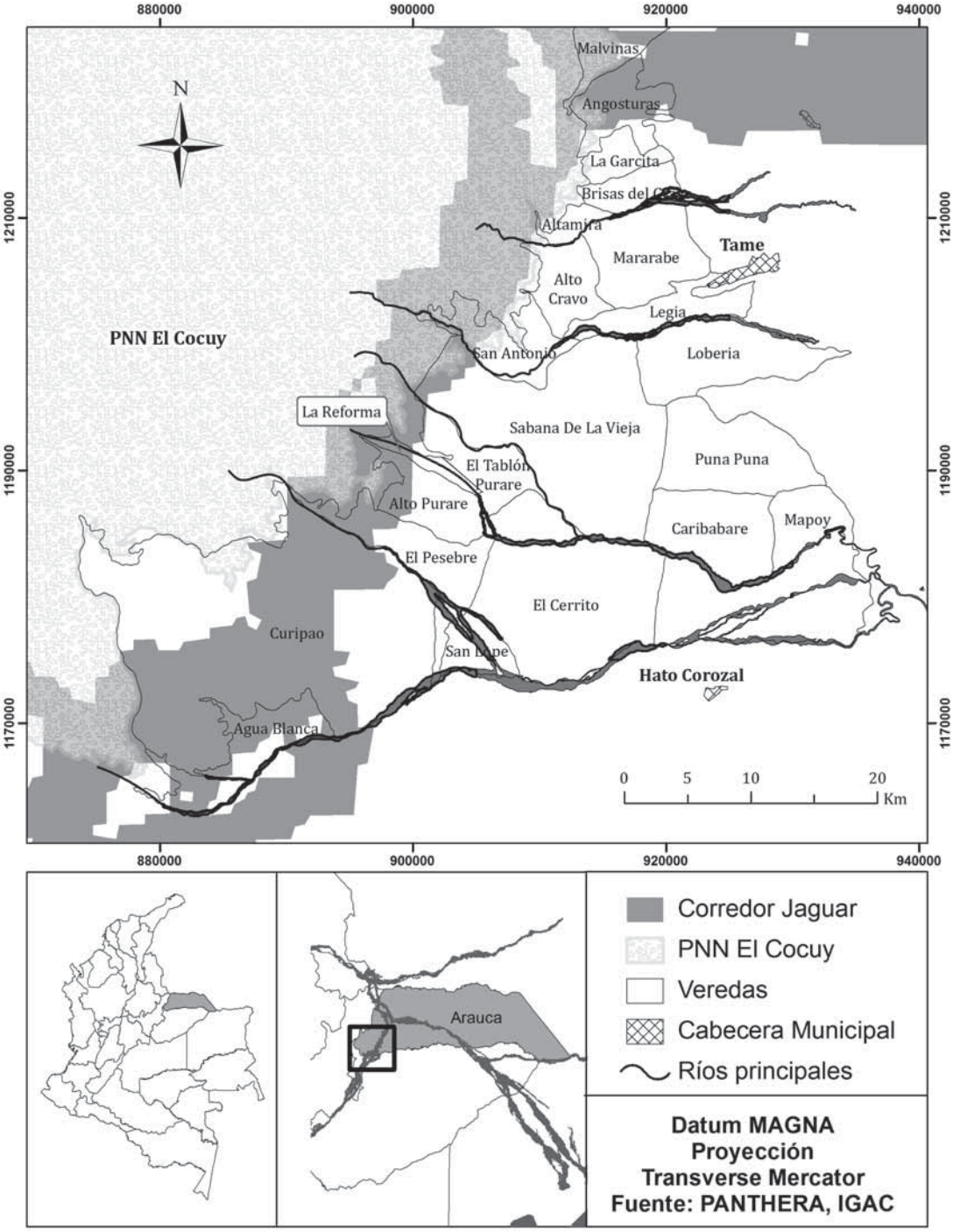


Figura 1. Mapa de la zona de estudio con cuencas relevantes.

registros de jaguar (29,66%, respecto al total de registros); para el periodo 2009 se identificaron 26 registros (17,93%) y para el periodo anterior al 2009 se obtuvo la mayor cantidad y el mayor porcentaje de registros (n=76, 52,41%). Históricamente, las personas registraron la presencia del jaguar en todas las veredas que componen la zona de amortiguación del PNN El Cocuy, especialmente La Garcita, Brisas del Cravo, Altamira, Alto Cravo, El Tablón Purare, Alto Purare, La Reforma, El Pesebre y la zona de piedemonte de la Sabana de la Vieja. Adicionalmente, en las veredas Puna Puna y Caribabare también se evidenció una distribución histórica, que permite considerarlas como una zona de interés dentro del corredor para el jaguar, a pesar de no ser parte de la zona de amortiguación del parque (Figura 2).

Por otra parte, se identificaron asociaciones entre los registros de presencia del jaguar y algunas condiciones biofísicas que ya han sido documentadas en otros estudios. En primer lugar, en los tres periodos de tiempo evaluados se encontró que entre el 48% y 56% de las cuadrículas con registros de jaguar presentaron una mayor proporción de bosque (0,75 – 1,0). Además, el 100% de las cuadrículas se caracterizaron por presentar una muy baja proporción de sabana y zonas intervenidas (0 – 0,25), y alrededor del 50% una proporción similar a esta de pastos y/o cultivos.

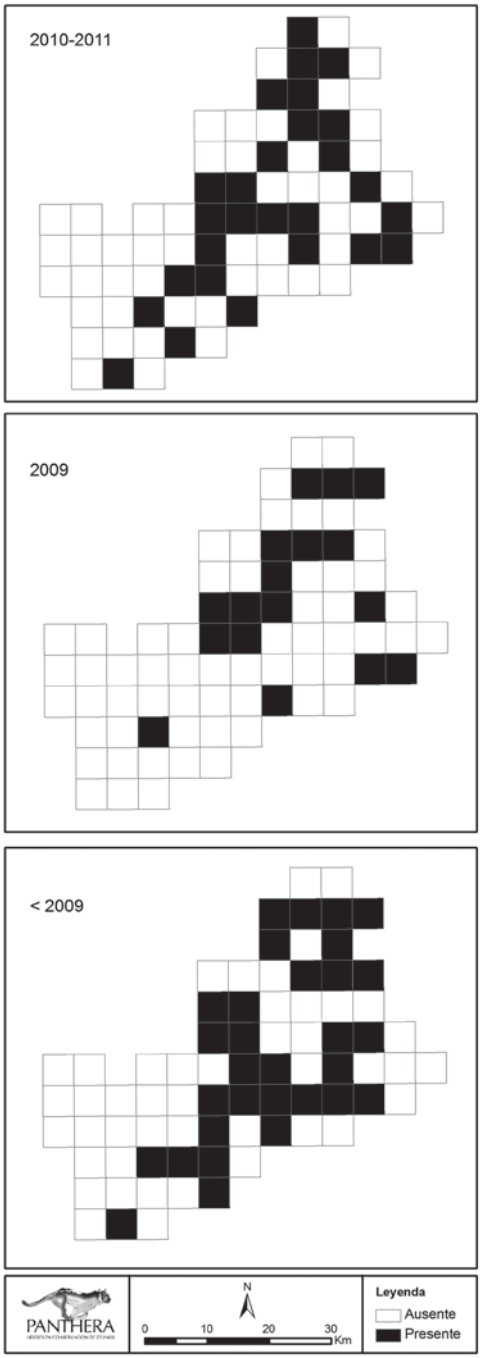


Figura 2. Veredas de la zona de amortiguación del PNN El Cocuy donde se ha distribuido históricamente el jaguar (*Panthera onca*), municipio de Tame, Arauca.

Distribución actual de las principales presas de jaguar

Se evaluó la presencia de especies presa de jaguar previamente reportadas (Foster *et al.* 2010, Novack *et al.* 2005) y se seleccionaron cuatro presas pequeñas (picure -*Dasyprocta punctata*-, armadillo -*Dasypus novemcinctus*-, lapa -*Cuniculus paca*-,

chigüiro -*Hydrochoerus hydrochaeris*-) y tres grandes (cajuche -*Tayassu pecari*-, pecarí -*Pecari tajacu*-, venado locho -*Mazama americana*-). Se observó que las presas con mayor distribución en el área de estudio fueron el armadillo, venado locho, lapa y picure (intervalo del 76,32% al 78,95% de las cuadrículas); y las de menor distribución el cajuche (25%) y el chigüiro (44,74%) (Figura 3) (Lámina 1c-1f).

Amenazas a la conservación del jaguar

La mitad de los entrevistados (42,5%) reconocieron que las poblaciones del jaguar y las presas naturales han disminuido en el área de estudio debido principalmente a la cacería del jaguar y sus presas naturales (66% de los entrevistados) y a la pérdida de hábitat (16% de los entrevistados). También, mencionaron otros factores como el aumento de la población humana en la región y la presencia de carreteras (3% de los entrevistados) (Lámina 1b).

Percepción y tolerancia frente al jaguar

En general, los entrevistados del área de estudio tienen una mala percepción

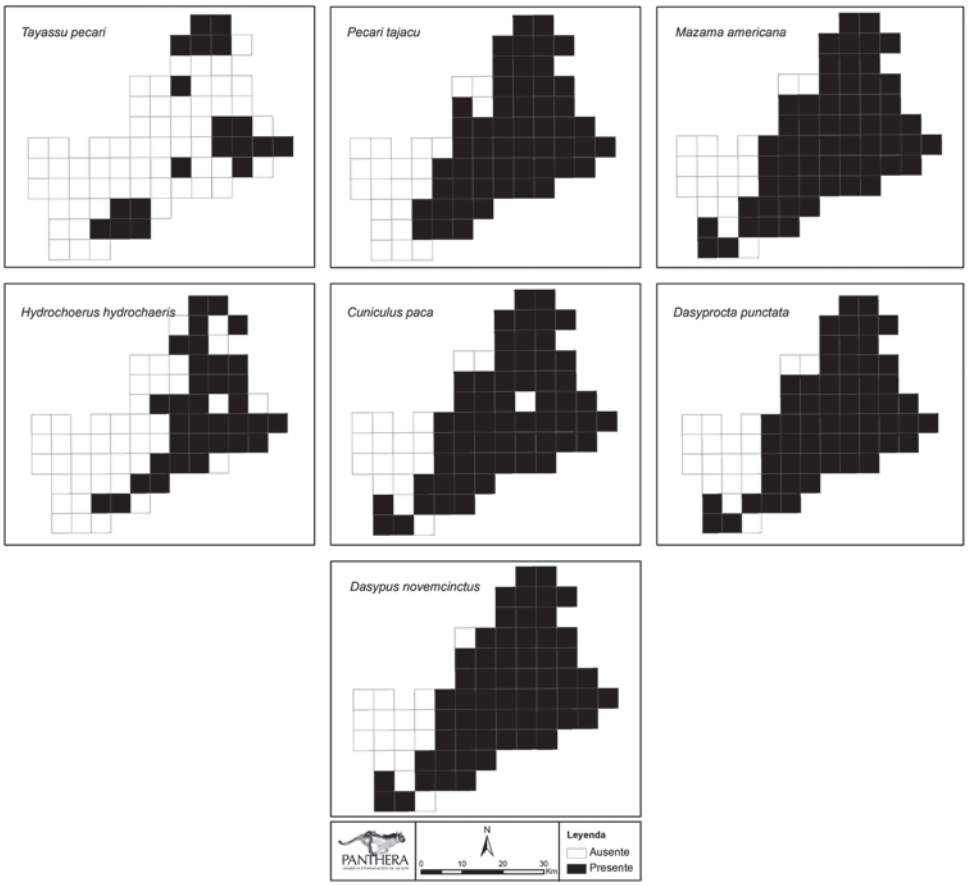


Figura 3. Distribución actual de las principales presas naturales del jaguar (*Panthera onca*) en la zona de amortiguación del PNN El Cocuy, municipio de Tame, Arauca.

del jaguar (67,8%) y son renuentes a la idea de conservarlos en sus fincas. Entre los sentimientos mencionaron el miedo, que es un animal peligroso y dañino al que hay que matar porque se come los animales de la gente. Los entrevistados más intolerantes fueron los que han tenido en sus fincas eventos de depredación y coinciden con la zona del piedemonte. Los entrevistados en la zona de la sabana se mostraron más abiertos al diálogo sobre la conservación del jaguar. Adicionalmente, el 5,7% de los entrevistados se muestran algo tolerantes frente a la presencia del jaguar en sus zonas, siempre y cuando el animal no les haga daño y se establezcan estrategias que mitiguen los eventos de depredación en sus fincas.

Definición del área de implementación del Corredor Jaguar

La información actual e histórica sobre el jaguar y sus presas en la región permitió realizar el siguiente paso para la definición del Corredor Jaguar a escala local. Se utilizaron los programas Presence 3.1 (Hines 2006) y ArcGIS 9.3 (ESRI 2008) para validar la presencia del jaguar en el corredor diseñado por Rabinowitz y Zeller (2010). Se calculó la probabilidad de uso de hábitat (ψ) a partir de los datos de presencia/ausencia obtenidos para el jaguar en el último periodo de tiempo evaluado (2010-2011), y la frecuencia de observación de la especie *Pecari tajacu*, considerada uno de los ítems dietarios más importantes en la dieta del jaguar (Núñez *et al.* 2000, Garla *et al.* 2001, Polisar *et al.* 2003, Novack *et al.* 2005, Weckel *et al.* 2006). En el caso del pecarí, se definieron cuatro categorías de frecuencia de observación: ausente (no observada), rara (observada una vez al año), común (observado dos veces al año a una vez al mes/12 veces al año) y muy frecuente (observada más de una vez por mes/13 veces al año o más). Teniendo en cuenta que una frecuencia alta de esta especie representa una alta disponibilidad de alimento para el jaguar y por lo tanto, un hábitat más apropiado para la especie, la probabilidad de uso de hábitat se calculó teniendo en cuenta la categoría "muy frecuente".

Las covariables que influyeron en el uso de hábitat del jaguar y el pecarí en el modelo desarrollado fueron: proporción de bosque, proporción de cultivos, proporción de pastizales, distancia a ríos, distancia a vías, distancia a áreas protegidas y elevación. Las siete covariables fueron utilizadas para generar modelos de estado simple para cada una de las especies.

$$\text{Modelo: Logit } \psi = a1 + a2 \text{ x variable i}$$

Posteriormente, se seleccionaron los modelos cuyos coeficientes β fueron significativos (95% de confianza) y su relación concordara con el conocimiento ecológico de la especie. En el caso del jaguar, se seleccionaron dos covariables relevantes (proporción de bosque y la distancia a áreas protegidas) y se promediaron ambos modelos. El β estimado en el modelo de la proporción de bosque estuvo correlacionado positivamente con ψ; lo contrario sucedió con el modelo de la distancia a áreas protegidas, donde se observó una correlación negativa (Tabla 1). Para el caso del pecarí, la covariable de proporción de cultivos no fue tenida en cuenta porque, de acuerdo con los entrevistados en el área de estudio, los individuos de esta especie se encuentran muy frecuentemente cuando hay cosechas de maíz o yuca, siendo estas épocas del año el tiempo en que más los ven. A partir de esto, la distancia a

vías fue la única covariable considerada, su β estimado estuvo correlacionado negativamente con ψ (Tabla 1).

Las probabilidades de uso de hábitat condicionales (ψ cond) obtenidas para el jaguar (ψ condjaguar) y el pecarí (ψ condpecarí) se multiplicaron teniendo en cuenta que las cuadrículas seleccionadas deben incluir ambas especies.

Finalmente, las cuadrículas incluidas dentro del corredor jaguar fueron aquellas en las cuales la ψ condjaguar*pecarí fue mayor o igual a 0,80, ya que es en este umbral donde la distribución geográfica de las cuadrículas mantiene la continuidad del corredor. El 80% de las cuadrículas tienen una probabilidad de ser usadas por el pecarí, mientras que para el jaguar fueron el 60% de ellas.

a. Diferencia entre el mejor modelo (AIC pequeño) y cada modelo.
b. AIC peso.
c. Proporción de unidades de muestreo donde la especie fue detectada.
d. Coeficientes ß son para la frecuencia de observación clasificada como "muy frecuente".

El corredor final identificado incluyó 33 cuadrículas que representan el 47% del diseño de muestreo, totalizan 825 km² e incluyen 14 km² del corredor diseñado por la Fundación Panthera inicialmente. El 22% (180 km²) del corredor está localizado dentro del área protegida y aproximadamente el 45% (375 km²) está bajo la figura de dos reservas indígenas: Curipao y Angosturas. Finalmente, se identificaron nueve cuadrículas que fortalecen el corredor al mantener su continuidad en sentido norte-sur y occidente-oriente en las subcuencas del río Tame, Tocoragua y Purare (Figura 4).

En las áreas priorizadas para fortalecer el corredor jaguar se realizaron actividades de socialización del proyecto y viabilidad (disposición de la comunidad y percepción) para la implementación inmediata de acciones de conservación y el desarrollo de proyectos productivos con buenas prácticas de manejo que garanticen la prestación de servicios ecosistémicos y, por ende, la calidad de vida humana. Como resultado de este proceso se seleccionó un segmento del río Purare, correspondiente a 12 predios distribuidos en los dos márgenes del río. Allí se diseñó el corredor estructural y funcional, que tiene como fundamentos la estrategia de restauración y los incentivos para la comunidad local.

Se realizaron jornadas de capacitación y se produjo una cartilla titulada

Tabla 1. Modelos de uso de hábitat seleccionados para jaguar (*Panthera onca*) y pecarí (*Pecari tajacu*) en la zona de amortiguación del PNN El Cocuy, municipio de Tame, Arauca.

ESPECIE	MODELOS	Δ AICC[a]	AIC[b]	COEFICIENTES DE COVARIABLES NO TRANSFORMADAS[d] (ERRORES ESTÁNDAR)				
				INTERCEPTO	BOSQUE	ÁREAS PROTEGIDAS	VÍAS	CULTIVOS
Jaguar	Estimado Naive[c]. 0.43							
	ψ(proporción bosque),p(.)	0	0,657	0,10 (0,68)	3,22 (5,60)	-	-	-
	ψ(distancia áreas protegidas),p(.)	1,3	0,343	1,44 (0,89)	-	-0,62 (0,58)	-	-
Pecarí	Estimado Naivec. 0.70							
	ψ(distancia a vías),p(.)	0	0,531	1,13 (0,88)	-	-	1,58 (1,54)	-
	ψ(proporción cultivos),p(.)	0,25	0,468	2,50 (0,87)	-	-	-	-3,12 (2,48)

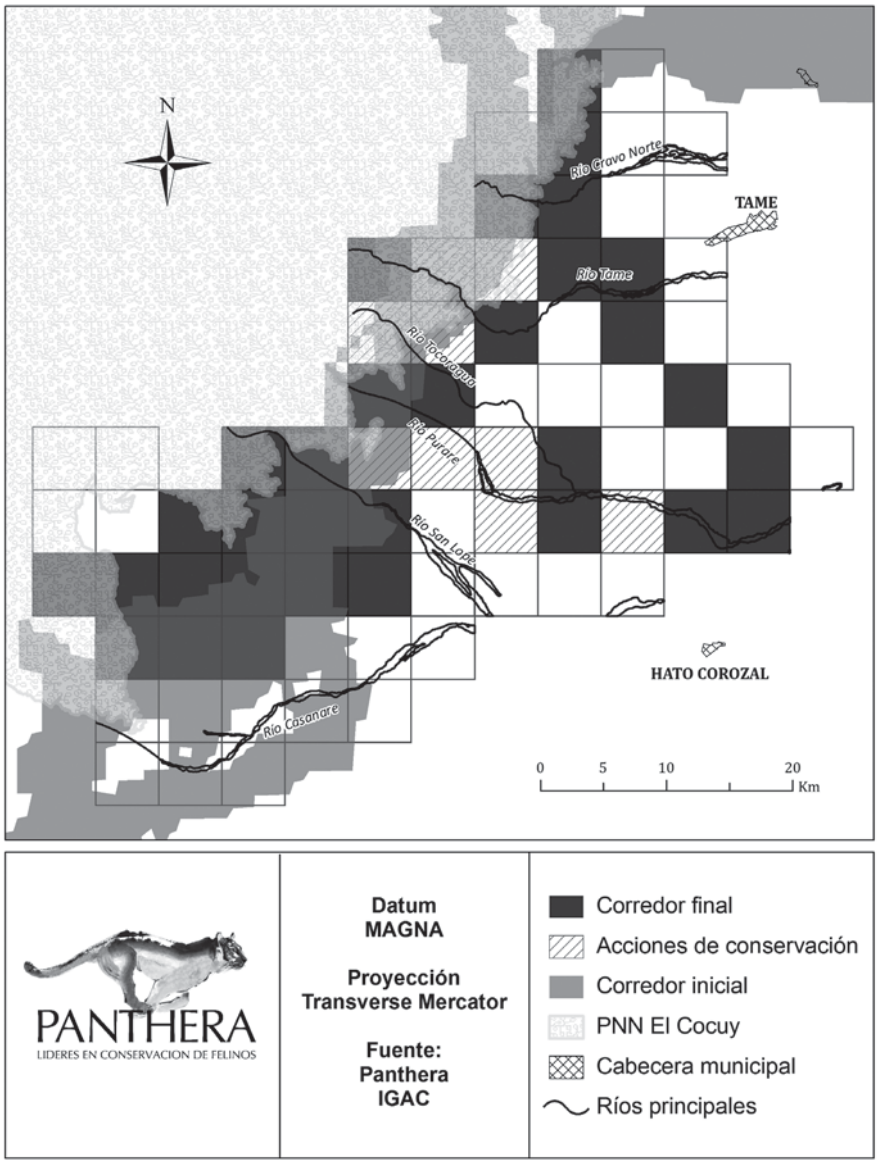


Figura 4. Cuadrículas seleccionadas para fortalecer la continuidad del Corredor Jaguar identificado en el Municipio de Tame, Arauca.

"Buenas practicas ganaderas para aumentar la producción y conservar la biodiversidad" (Díaz-Pulido *et al.* 2011). Los talleres fueron una herramienta fundamental para el manejo apropiado de las intervenciones y para fomentar el empoderamiento hacia el proyecto por parte de las comunidades locales y todas ellas giraron alrededor de cuatro grande temas: 1) valores objeto de conservación para la zona amortiguadora del PNN El Cocuy; 2) restauración

ecológica participativa; 3) conservación y aprovechamiento sostenible de la biodiversidad; 4) buenas prácticas ganaderas y manejo antidepredatorio.

Estrategias de restauración

En las áreas aledañas al río Purare se evidenció una gran intervención y fragmentación de coberturas boscosas originadas por la tala de bosque natural, principalmente para la construcción de potreros, con pastos introducidos para la cría y ceba de ganado bovino. En gran parte del área intervenida no se ha respetado la cobertura boscosa protectora de las fuentes hídricas y en las áreas deforestadas es común observar afloramientos rocosos que resultan poco productivos para actividades ganaderas o agrícolas.

En los 12 predios, y bajo la concertación con cada propietario, se decidió liberar por lo menos 30 metros de ancho sobre el río Purare (finalmente se liberaron 65 metros en promedio), priorizando aquellas áreas que han sido fuertemente intervenidas con el fin de lograr la conectividad entre fragmentos. Aquí se implementó la restauración participativa, enmarcada en un proceso de construcción colectiva en el que participaron propietarios, y trabajadores de las fincas de los predios de la zona.

El establecimiento del corredor biológico estructural consistió en realizar una *restauración* de la cobertura vegetal en áreas que no contaban con cobertura y presentaban problemas de erosión. Estos sectores contaban con la presencia de individuos arbustivos y arbóreos, pero tenían factores tensionantes que evitaron que se conformara una cobertura protectora con características estructurales y funcionales como la del bosque natural que cubría estos lugares originalmente. Así, es necesaria una ampliación de la franja de protección hídrica en sitios en los cuales actualmente existe una franja protectora muy angosta y enriquecimiento en sectores en los cuales actualmente hay una cobertura arbórea y arbustiva poco densa y que requiere un mayor número de individuos para reconstruir la cobertura boscosa.

La liberación y restauración de las áreas de ronda del río Purare se aseguraron con la instalación de una cerca con alambre de púas de tres cuerdas y postes de plástico separados uno del otro cada tres metros. Los aislamientos fueron concertados con la comunidad y realizados por cada propietario de predio con ayuda de la comunidad de la zona. La cerca limita los factores tensionantes tales como el pastoreo y pisoteo prolongado de ganado bovino que evitan que se regenere la cobertura boscosa.

El corredor biológico estructural se implementó en un tramo de 8,3 km en la zona de influencia del río Purare en el área de amortiguación del PNN El Cocuy. Se intervinieron 53,95 ha en donde se realizó la restauración ecológica con 44 especies nativas que de acuerdo con la agrupación en gremios ecológicos, 12 corresponden a heliófitas efímeras, 15 a heliófitas durables y 17 a esciófitas (Figura 4). Las especies seleccionadas poseen características apropiadas para la recuperación de terrenos deforestados y la reconformación de la estructura y composición florística de los bosques naturales que cubrían este territorio y que han sido destruidos y fuertemente intervenidos por la potrerización y por la extracción selectiva de especies maderables. El material vegetal se reprodujo en un vivero transitorio que fue construido con el apoyo de la comunidad de la zona

la cual se encargó de la infraestructura. El vivero se localizó en la finca La Bienvenida, vereda la Reforma (Tame), y se le destinó un área de 450 m², con capacidad para mantener 40.000 plántulas distribuidas en seis eras. Se establecieron 21.294 plántulas dentro de los arreglos de restauración ecológica participativa.

Incentivos para la comunidad local

La comunidad local fue favorecida y participó activamente en todo el proceso. Su trabajo fue remunerado económicamente desde el proyecto y en favor de la construcción del corredor estructural. Adicionalmente, las familias habitantes de seis predios en los que se realizó la liberación de áreas para la conservación del jaguar, recibieron como incentivos capacitaciones y adecuaciones en sus predios: establecimiento de arreglos silvopastoriles, división y encerramiento de potreros con cercas eléctricas antidepredatorias, y el establecimiento de servicio eléctrico ausente en esta zona. El sistema eléctrico solar permitió acceso limitado a las casas por primera vez, mejorando así su calidad de vida. Para formalizar este compromiso se firmaron acuerdos de conservación voluntarios en los que se comprometían a mantener por lo menos durante cinco años todos los esfuerzos de este proyecto.

Arreglos silvopastoriles y división de potreros

Los arreglos silvopastoriles, asesorados por el Centro para la Investigación en sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria (CIPAV), fueron implementados para aumentar la eficiencia del uso del suelo, aportar sombrío y alimento para el ganado, y así evitar la tala del bosque natural para incrementar las áreas destinadas al pastoreo. Se sembraron 15.600 árboles en cercas mixtas vivas de matarratón (*Gliricidia sepium*), samán (*Samanea saman*), guácimo (*Guazuma ulmifolia*) y Leucaena (*Leucaena leucocephala*). Estas cercas vivas no solo aportan a la división de potreros, la producción de sombrío y alimento, sino que además podrían convertirse a largo plazo en corredores de conexión entre áreas fragmentadas de bosque natural y el corredor biológico estructural del jaguar.

Asimismo, se sembraron árboles dispersos en potreros, para generar sombra y forraje a partir de los frutos. La especie empleada fue *Samanea saman* en un número promedio de cinco árboles por hectárea para cada predio, cada árbol plantado fue provisto de un cerco protector para impedir que el ganado lo dañase mientras crece. Adicionalmente, se establecieron bancos de forraje en un terreno próximo a las instalaciones donde se alimentan los animales para facilitar la fertilización con abono orgánico. Se realizaron plantaciones a alta densidad de matarratón (*Gliricidia sepium*) y Cratylias (*Cratylia argéntea*) las cuales serían podadas transcurridos seis meses y cuyo forraje serían empleado como complemento proteico del alimento del ganado.

En los predios beneficiarios se realizó un diagnóstico del sistema de producción (Payán y Borrego 2005) y se generaron una serie de recomendaciones técnicas para mejorar la producción de acuerdo a las condiciones particulares de cada uno de ellos (Hoogesteijn y Hoogesteijn 2011, 2013). La topografía de la zona impide la germinación del pasto en las zonas con grandes cantidades de rocas y dificulta el desplazamiento del ganado, siendo la

causa de lesiones en pezuñas, fracturas y la muerte cuando se presenta el desplome del ganado. En general los potreros son de gran tamaño, cuya característica dificulta y retrasa las labores de mantenimiento y exige mayores desplazamientos del ganado para la búsqueda de forrajes. Estos efectos retrasan la recuperación de las praderas, implican un mayor gasto energético del ganado y un mayor impacto del suelo por el pisoteo adicional.

En cada uno de los predios se acordaron una serie de intervenciones dentro del marco de las Buenas Prácticas Ganaderas (capacitaciones), una de ellas la división de potreros para mejorar el sistema de rotación del ganado y un manejo adecuado de las praderas (Tabla 2). En el corto plazo los beneficiarios del proyecto observaron una mejora sustancial en la recuperación de forrajes y el aprovechamiento adecuado de estos.

Encerramiento anti-depredatorio

La zona cuenta con áreas de ganado bovino y ovino, y se han presentado algunos casos de depredación por grandes felinos, razón por la cual se implementó en el área destinada para la producción ovina un encerramiento anti-depredatorio para evitar conflictos entre los felinos y el ser humano. Se implementó un diseño de cerca eléctrica que limita perdidas por depredación (Quigley *et al.* 2015).

La energía solar además de ser un mecanismo alternativo importante para mantener el encerramiento anti-depredatorio, mejora el sistema de rotación de potreros y mejora la calidad de vida de las comunidades locales. En la zona no se cuenta con servicio eléctrico por lo cual se implementó un sistema de energía alternativa (paneles solares) para el abastecimiento energético de las cercas eléctricas. Esto también permitió acceder a cierta capacidad eléctrica para sus casas.

Conclusiones

Se logró la implementación del corredor jaguar por primera vez en Colombia en áreas no protegidas. Vale la pena resaltar la importancia de la cooperación de los campesinos y su entendimiento de las dinámicas naturales necesarias para su bienestar. Se evidencia cómo la coexistencia entre los sistemas productivos humanos de bajo impacto y los jaguares son posibles. También, se evidenció cómo tener jaguares en su tierra representó para los campesinos mayor producción pecuaria y acceso a electricidad en sus casas. Algunos académicos han llamado esto los mecanismos donde la biodiversidad paga su camino (Adams y Hulme 2001). Por lo tanto, se concluye que la coexistencia entre humanos y carnívoros debe tenger beneficios para ambos, pues solo así es sostenible un sistema de tolerancia a largo plazo.

Tabla 2. Número de potreros actuales y proyectados para cada una de las fincas piloto.

	LA PALMA	LA ESMERALDA	SAN CRISTÓBAL	LA BIENVENIDA	LAS PALMAS	SAN PEDRO
Área (ha)	76	60	120	150	40	90
nº de potreros actuales	5	4	6	8	< 2	2
nº de potreros a establecer	9	8	9	16	5	4

Bibliografía

Adams, W. M. y D. Hulme. 2001. If community conservation is the answer in Africa, what is the question? *Oryx* 35: 193-200.

Díaz-Pulido, A., K. E. Pérez-Albarracín, B. Olarte, F. Mijares, A. Benitez, R. Hoogesteijn y E. Payán. 2011. Buenas prácticas para aumentar la producción ganadera y conservar la biodiversidad. Patrimonio Natural, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Unidad de Parques Nacionales Naturales, Panthera y Fundacion Orinoquia Biodiversa, Bogota. 30 pp.

ESRI. 2008. ArcGIS 9.3 –Software.

Foster, R. J., B. J. Harmsen, B. Valdés, C. Pomilla y C. Doncaster. 2010. Food habits of sympatric jaguars and pumas across a gradient of human disturbance. *Journal of Zoology* 280: 309-318.

Garla, R., E. Setz y N. Gobbi. 2001. Jaguar (*Panthera onca*) food habits in Atlantic rain forest of Southeastern Brazil. *Biotropica* 33: 691-695.

Hines, J. E. 2006. PRESENCE2 - Software to estimate patch occupancy and related parameters. USGS-PWRC.

Hoogesteijn, A. y R. Hoogesteijn. 2013. Conservación de jaguares en espacios humanizados, estrategias para reducir conflictos. Pp. 104-113. *En*: E. Payán, C. Castaño-Uribe (Eds.). Grandes Felinos de Colombia. Panthera Colombia, Conservación Internacional Colombia, Fundación Herencia Ambiental Caribe y Cat Specialist Group UICN/SSC, Bogotá, Colombia.

Hoogesteijn, R. y A. Hoogesteijn. 2011. Estrategias anti-depredación para fincas ganaderas en Latinoamérica una guía. Fundación Panthera. Campo Grande, Brasil. 56 pp.

Novak, A. J., M. B. Main, M. E. Sunquist y R. F. Labisky. 2005. Foraging ecology of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in hunted and non-hunted sites within the Maya Biosphere Reserve, Guatemala. *Journal of Zoology* 267: 167-178.

Núñez, R., B. Miller y F. Lindzey. 2000. Food habits of jaguars and pumas in Jalisco, Mexico. *Journal of Zoology* 252: 373-379.

Payán, E. y S. Borrego. 2005. Selección, tipificación y diseño de estrategias de manejo con fines antipredatorios y su sistema de seguimiento en predios pilotos experimentales de la región diagnosticada con ataques de felinos a sistemas ganaderos en el Eje Cafetero, Colombia. Instituto Alexander von Humboldt, Bogota. 56 pp.

Polisar, J., I. Maxit, D. Scognamillo, L. Farrell, M. E. Sunquist y J. F. Eisenberg. 2003. Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: ecological interpretations of a management problem. *Biological Conservation* 109: 297-310.

Quigley, H., R. Hoogesteijn, A. Hoogesteijn, R. Foster, E. Payán, D. Corrales, R. Salom-Pérez e Y. Urbina. 2015. Observations and preliminary testing of jaguar depredation reduction techniques in and between core jaguar populations. Parks 21: 63-72.

Rabinowitz, A. y K. A. Zeller. 2010. A range-wide model of landscape connectivity and conservation for the jaguar, *Panthera onca*. *Biological Conservation* 143: 949-945.

Weckel, M., W. Giuliano y S. Silver. 2006. Cockscomb revisited: Jaguar diet in the Cockscomb Basin Wildlife Sanctuary, Belize. *Biotropica* 38: 687-690.

Zeller, K. A., S. Nijhawan, R. Salom-Pérez, S. H. Potosme y J. E. Hines. 2011. Integrating occupancy modeling and interview data for corridor identification: a case study for jaguars in Nicaragua. *Biological Conservation* 144: 892-901.

Foto: A. Benítez.

Lámina 1a. Alambrado aislando el corredor.

Foto: A. Benítez.

Lámina 1b. Mandíbulas de pecaríes (*Tayassu pecari*) cazados.

Foto: N. Regnier.

Lámina 1c. Jaguar (*Panthera onca*).

Foto: S. Winter.

Lámina 1d. Pecarí labio blanco (*Tayassu pecari*).

Foto: Panthera Colombia.

Lámina 1e. Pecarí de collar (*Pecari tajacu*).

Foto: Panthera Colombia.

Lámina 1f. Venado colorado (*Mazama americana*).

Conservación de jaguares (*Panthera onca*) fuera de áreas protegidas: turismo de observación de jaguares en propiedades privadas del Pantanal, Brasil

Rafael Hoogesteijn, Almira Hoogesteijn, Fernando R. Tortato, Lilian Elaine Rampim, Henrique Vilas Boas Concone, Joares Adenilson May Júnior y Leonardo Sartorello

Resumen. La ganadería extensiva de carne es probablemente una de las pocas actividades económicas agropecuarias que puede apoyar la conservación de fauna. Existen aproximadamente 950.000 km^2 de sabanas inundables en Bolivia, Brasil, Colombia, Paraguay y Venezuela con régimen de tenencia privado que se dedican a la ganadería de carne, en los que se pudieran desarrollar modelos de conservación. El turismo constituye un importante sector de la economía mundial y puede llegar a ser la solución de algunos problemas ambientales como la cacería retaliativa y el problema de la depredación de animales domésticos. Se presenta el estudio de cuatro casos (Fazenda San Francisco, Refugio Ecológico Caimán, Fazendas Jofre Velho y São Bento) de haciendas ganaderas en donde coexiste la ganadería con el turismo, el cual usa como especie bandera al jaguar (*Panthera onca*; 70-148 kg; NT). Dos haciendas poseen explotaciones turísticas activas (Pantanal de Miranda al sur) y dos funcionan como centros de protección de jaguares (Pantanal de Poconé al norte). Las haciendas presentan diferentes esquemas de turismo y de manejo ganadero. Los resultados indican que las pérdidas ocasionadas por la depredación de felinos no llegan al 4,11% de las ganancias brutas generadas por el turismo en la zona norte y al 3,7% en Fazenda San Francisco. Los ingresos generados por el turismo exceden por mucho las pérdidas ocasionadas por depredación. Este modelo podría establecerse en otras zonas del Pantanal o de sabanas inundables, donde los ganaderos se beneficiarían por la presencia de este depredador en sus tierras, y de esta manera se disminuiría la represalia y persecución de la especie y favorecería por ende su conservación. Además del aumento en el ingreso monetario para los propietarios y pobladores locales, se lograría el aumento en las poblaciones de jaguares y sus presas naturales y de un cambio importante de actitud, porque dejarían de temer y odiar al jaguar por los problemas de depredación y pasaría a ser un benefactor respetado de su nivel de vida y de educación.

Palabras clave. Jaguares. Depredación. Turismo de fauna. Sabanas inundables. Ganadería extensiva.

Abstract. Ranching represents one of the few land uses in which conservation goals can be advanced. The approximately 950.000 km^2 of Bolivian, Brazilian, Colombian, Paraguayan and Venezuelan savannas that are privately owned and dedicated to meat production could provide models for wildlife conservation. Tourism is an important sector of today´s economy and can be the solution to

some environmental problems like the retaliatory hunting and the fear and losses that are generated by the domestic animals predation. We present four case studies (Fazenda San Francisco, Refugio Ecológico Caimán, Fazendas Jofre Velho and São Bento) of cattle ranches in which tourism co-exists with cattle husbandry, using the jaguar (*Panthera onca*; 70 kg; NT) as a flag species. Two ranches have active tourism facilities (Miranda Pantanal in the south) and the two functions as jaguar protection centers (Poconé Pantanal in the north). Ranches have different husbandry and tourism systems. Our results show that losses caused by large felid predation on cattle do not exceed 4,11% in the northern areas of the study and 3,7% at Fazenda San Francisco. Revenues produced by tourism largely exceed losses produced by predation. This model could be replicated in other areas of Pantanal or flooded savannas, in which ranchers could profit from the presence of jaguars in their land, favoring conservation by decreasing retaliation hunting due to predation. Besides the income increase generated for owners and local residents, an increase in jaguar and natural prey populations, and a change in their attitude would be achieved, because the cease of fear and hate of the jaguar due to the domestic animals predation problems, with the jaguar becoming a respected benefactor of their standard of living and education.

Key words. Jaguars. Depredation. Wildlife tourism. Foodplains. Ranching.

Introducción

El Pantanal es un área prioritaria para la conservación del jaguar (*Panthera onca*) (Quigley y Crawshaw 1992, Sanderson *et al.* 2002) y uno de los ecosistemas menos impactados por factores antrópicos (Cavalcanti *et al.* 2012). Así mismo, las densidades poblacionales del felino son superiores a otras áreas de su distribución (Soisalo y Cavalcanti 2006), dada la gran abundancia de especies presa que presenta (Desbiez *et al.* 2010) (Lámina 1c-1f).

Con una superficie de 190.000 km², es una planicie de inundación periódica ubicada en la región centro-oeste de Brasil (Swarts 2000). El relieve es plano a ondulado con alturas que no exceden los 100 m. Contiene mosaicos de sabanas con palmares, bosques abiertos, selvas de galería e islas de bosques semideciduos. Su clima es estacional, caliente (40°C) y húmedo, y de junio a agosto los vientos del sur pueden bajar las temperaturas a 0°C. La temporada de lluvia va de noviembre a mayo con precipitaciones anuales de 1.200 mm y fuertes inundaciones de enero a marzo (Crawshaw 1991).

El 2,5% de su superficie se conforma por áreas naturales protegidas (Harris *et al.* 2005), el régimen de tenencia es privado (95%) y un 80% de las haciendas desarrollan la ganadería extensiva como principal actividad económica (Seidl *et al.* 2001). Los parques nacionales y reservas estatales no han sido creadas para la protección de la especie, por lo cual es vital, la inclusión de propiedades privadas en los programas de conservación de esta especie.

Debido a que el ganado comparte el ambiente con animales silvestres, es un elemento importante en la alimentación del jaguar en mayor o menor grado (Dalponte 2002, Cavalcanti 2008). La depredación depende de la abundancia y disponibilidad de presas silvestres (Azevedo y Murray 2007) y también desencadena represalias por parte de los ganaderos (Conforti y Azevedo 2003, Zimmerman *et al.* 2005). La cacería es la

principal amenaza para los jaguares en este bioma (Crawshaw y Quigley 2002, Cavalcanti *et al.* 2012).

Otra actividad económica es el turismo de observación de fauna, el cual puede ser utilizado como una herramienta para la conservación, ya que agrega valor económico a las especies animales (Hoogesteijn y Chapman 1997, Gossling 1999). Además, puede prestar apoyo financiero a los programas de compensación de pérdidas causadas por animales silvestres, lo que atenúa el conflicto actual (Dickman *et al.* 2011). En el Pantanal esta actividad se desarrolla en las haciendas, o en hoteles y posadas asociadas (Greve 2014) y en muchas de estas utilizan como especie bandera al jaguar. Del Pantanal se destaca su situación privilegiada, ya que la observación de jaguares es relativamente común y puede ser explotada comercialmente. En el presente estudio se presentan cuatro ejemplos de haciendas ganaderas con facilidades turísticas, cuya generación de divisas, apoyada en la presencia del jaguar, sobrepasa las pérdidas producidas por la depredación de ganado. Estas ganancias incentivan la protección de la especie fuera de las áreas naturales protegidas y promueven su conservación.

Métodos

El estudio sigue un diseño de estudio de caso (Yin 1994). Se seleccionaron haciendas que tuvieran tres criterios: (1) una explotación ganadera, (2) presencia y observación de jaguares y (3) explotaciones turísticas. Los datos fueron obtenidos mediante entrevistas abiertas parcialmente estructuradas con asociados, dueños o administradores durante el trabajo profesional y visitas veterinarias, administrativas y/o de supervisión por dos de los autores (RH, FT), y a través de observación directa.

Resultados y discusión

Se escogieron cuatro haciendas que representaran los diferentes sistemas de explotación turística en la zona, diferentes tamaños, sistemas de ganadería y manejo de fauna. Dos se ubican en la zona norte de Pantanal y las otras dos en el sur (Figura 1). A continuación, se realiza una descripción de cada hacienda y se expone un resumen de los datos de la producción turística y ganadera (Tablas 1 y 2).

Figura 1. Mapa correspondiente al perímetro del Pantanal brasilero, en el que se destaca la ubicación de los cuatro propiedades: A - Fazenda Jofre Velho; B - Fazenda São Bento; C – Refugio Ecológico Caimán; D - Fazenda San Francisco.

Tabla 1. Características físicas y ganaderas de las haciendas estudiadas. Datos de 2014.

FAZENDA	TAMAÑO	ACTIVIDADES ECONÓMICAS	INFRAESTRUCTURA	CABEZAS DE GANADO	PÉRDIDAS
COORDENADAS GEOGRÁFICAS	(km²)				DEPREDACIÓN
San Francisco	142	Arroz	Carreteras	2.400 – 2.500	0,6%[a]
20°05'10"S		Ganadería	Hotel		
56°36'57"O		Turismo	Infraestructura riego		
			Infraestructura ganadera		
Caiman	530	Ganadería (levante)		20.000 a	1,5%
19°57'S			Dos hoteles de lujo	25	
56°18'O			Infraestructura ganadera		
Jofre Velho	100	Estación experimental	Casa sede	<200	2,5%
17°17'43.59"S			Infraestructura ganadera		
56°46'44.58"O					
Sao Bento	267	Ganadería	Infraestructura ganadera	4.000	1,5-2%
17°25'46.02"S		Estación experimental	Terraplenes		
56°40'7.67"O			Carreteras		

Tabla 2. Características de la explotación turística para las haciendas estudiadas. En todas las fazendas la cacería está estrictamente prohibida y no hay presencia de perros.

FAZENDA[a]	CAMAS	VISITANTES / AÑO	TARIFA DIARIA	ATRACCIONES	PROYECTOS CONSERVACIÓN
		(APROX.)	US$		
San Francisco	42	8000	150	Observación fauna	Gadonça, Arara azul
				Fareo nocturno	
				Paseo bote, kayak, caballo	
				Bicicleta, vehículo	
				Carne a la brasa	
				Pesca	
Caimán	22	600	715 - 856	Observación de fauna	Onçafari
				Fareo nocturno	Arara azul
				Paseos bote, caballo, kayak	Papagaio verdadeiro
				vehículo	Caimán recicla
Jofre Velho	Hostales (10)	6000	300	Paseo en bote, observación jaguar / fauna	Estación Experimental – Estrategias anti-depredación
São Bento	Hostales (10)	6000	300	Paseo en bote, observación jaguar / fauna	Conservación jaguar – Estrategias anti-depredación

Fazenda San Francisco

La Fazenda San Francisco (FSF) tiene una parte ganadera separada de la reserva forestal en parte por la producción arrocera (Figura 2). Dado que la actividad turística produce excelentes dividendos, la sucesión que administra la hacienda no ha deforestado más áreas para el uso agrícola y pecuario. La caza y la tenencia de perros están prohibidas desde 1996 y allí se desarrollan tres actividades económicas:

Arroz. Se producen semillas de arroz certificadas y de consumo con un promedio de producción de 5.000 kg.ha^{-1}, mediante el sistema de arrendamiento a otros productores. Las pérdidas causadas por la fauna ascienden a un 4% (*Dendrocygna spp* y *Hidrochaerus hidrochaeris*), y deben ser aceptadas contractualmente por los arrendatarios. La fauna en los arrozales no es molestada ni ahuyentada.

Ganadería. Está constituida por animales de raza Senepol y rebaños comerciales con absorción de esta misma raza. Tiene un centro de ceba con alimento y ensilaje producido en sitio. Los animales reproductivos pastorean en potreros de pasto

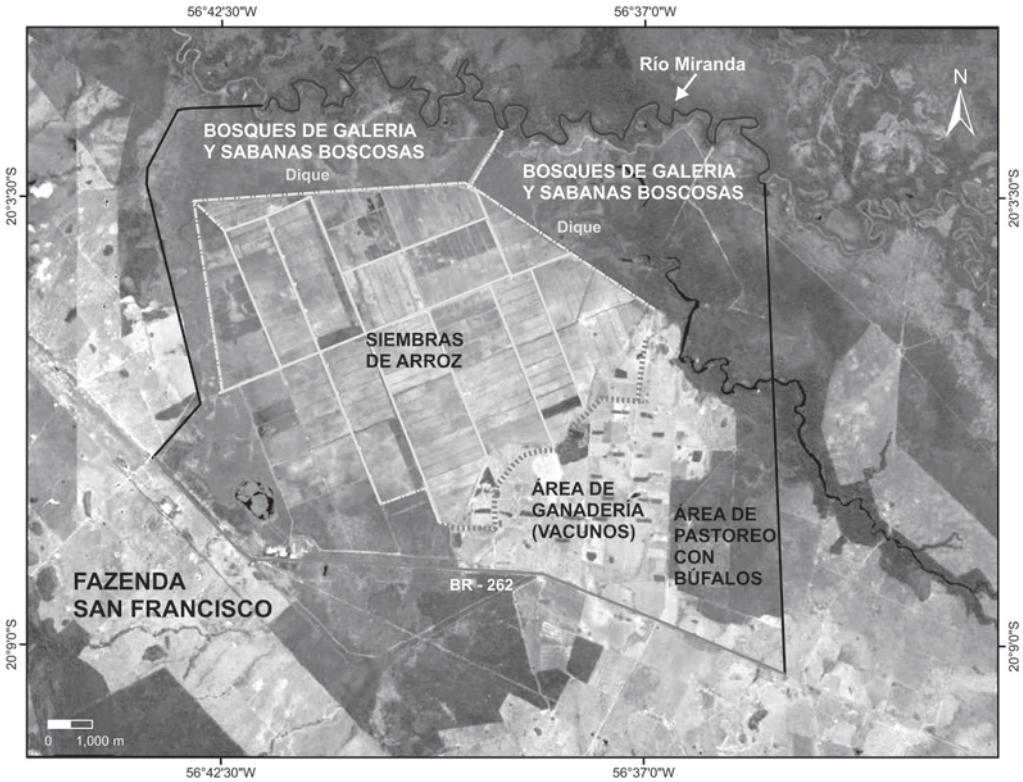


Figura 2. Mapa perimetral de la hacienda Fazenda San Francisco. La línea negra presenta los bordes de la hacienda. La línea blanca corrida presenta la delimitación de los arrozales, la línea blanca punteada presenta la delimitación de la reserva forestal, la línea punteada gris delimita la zona ganadera. Nótese que la zona ganadera está separada de la reserva forestal por la zona dedicada al arroz.

introducido y durante la época seca también pastorean en sabanas naturales. El rebaño recibe atención sanitaria intensiva, programas reproductivos con temporadas de monta (3-4 meses), inseminación artificial (tiempo fijo y transferencia de embriones) y selección del rebaño de cría por eficiencia reproductiva y habilidad materna, con registros de producción detallados. En el 2003 se sugirió la introducción de un rebaño de búfalos de agua (*Bubalus bubalis*) para ser ubicados en los potreros con más problemas de depredación por felinos, con un resultado de cero depredación por felinos sobre los búfalos, lo cual permite la posibilidad de utilizar estas áreas en pastoreo y una disminución de aproximadamente el 50% de problemas de depredación sobre los rebaños de diversas categorías de vacunos en los potreros o pastos circundantes. Los subproductos bubalinos se consumen por turistas y las pérdidas ganaderas por depredación son bajas (Tabla 1), dadas las varias estrategias que se aplican para controlarlas (Hoogesteijn y Hoogesteijn 2014). La zona arrocera provee gran cantidad de biomasa para la alimentación de los depredadores (chigüiros, aves y babillas) (Lámina 1b).

Turismo. La tarifa completa cobrada engloba dos actividades diurnas y un avistamiento de animales en paseos nocturnos. Reciben grupos de hasta 80 personas por día. Se recorren los caminos de gravilla de la faena arrocera en camiones abiertos y acondicionados con bancos y techos, especialmente diseñados para el avistamiento de fauna y se realizan paseos a pie en trillas de madera tipo puente sobre las sabanas boscosas inundadas, acompañados de un guía especializado. Hay torres de observación para descansar o pernoctar y a veces se llaman a los jaguares por medio del rugido de un jaguar (coroteo o esturro). Los visitantes pueden escoger alguna de las dos actividades diurnas que se ofrecen (Tabla 2).

Los turistas que participan en el "avistamiento nocturno" pueden alojarse en habitaciones y salen de noche en vehículos acondicionados (hasta 30 personas). Los jaguares son observados de día y de noche pero con mayor frecuencia durante los avistamientos nocturnos (Concone y Azevedo, 2012). De enero a mayo se observan de uno a dos jaguares por semana, entre junio y octubre de cuatro a cinco, y en noviembre y diciembre es difícil verlos. La información más detallada sobre el turismo de fauna en San Francisco puede consultarse en Hoogesteijn *et al*. (2005) y en www.sanfrancisco.com.br.

Se determinó que, durante un período de cinco años, el ingreso producido por la participación de 12.000 turistas y el avistamiento nocturno generó US$ 497.000,00. Ahora, la pérdida ganadera ocurrida durante el mismo período, causada por depredaciones de jaguar y puma, fue de US$18.444,00[1], que equivale al 3,7% de las ganancias brutas colectadas en la actividad de avistamiento. San Francisco desarrolla varios proyectos de investigación (Gadonça) y un programa intensivo de conferencias para los turistas y estudiantes visitantes sobre temas de conservación e investigación de fauna. La diferencia de precio con otras explotaciones turísticas (Tabla 2) yace en que en San Francisco no se garantiza la observación de jaguares.

Refugio Ecológico Caimán y el Proyecto Onçafari

El Refugio Ecológico Caimán (REC) es una de las haciendas de la región con

mayor área que se dedica a la conservación de fauna sin fragmentación. Desarrolla el proyecto Onçafari iniciado en octubre 2011, cuyo objetivo es la conservación de la fauna del bioma pantaneiro, la evaluación de la dinámica poblacional de los jaguares dentro de la propiedad y la depredación (fauna y ganado).

Ganadería. Se dedica al levante de animales machos de destete que se mantienen a pastoreo hasta que llegan a aproximadamente 300 kg para engordarlos en otra explotación. La hacienda mantiene un promedio anual de 20.000 a 25.000 cabezas de las cuales puede perder hasta aproximadamente un 2% por depredación (Tabla 1).

Turismo. El programa implementa la técnica de la habituación desarrollada para felinos africanos (Hayward y Hayward 2009). Se les pone a los jaguares (hembras) radio-collares satelitales (sistemas GPS y VHF), y cuando se ubican, se lleva a los turistas al sitio. El vehículo se aproxima al felino, siempre respetando la distancia de "lucha-huida" del animal, a un mínimo de 30 metros de los mismos. El acercamiento del vehículo va aumentando en la medida que el jaguar se va habituando. En el proceso, se llevan registros. Si el animal no desarrolla el reflejo de "lucha-huida" en presencia del vehículo, se considera que el animal está habituado y que la intervención fue exitosa. La habituación de hembras es la más redituable, ya que las crías emulan el comportamiento de la madre y aprenden que los vehículos no son peligrosos.

Las capturas fotográficas siguen los lineamientos establecidos por el gobierno, teniendo como objetivo el monitoreo de los ejemplares provistos de radio-collar, para tener informaciones de identificación de jaguares individuales, áreas de ocupación y su ubicación y la generación de datos interesantes para la investigación de la especie, tales como: nacimiento de cachorros, mortalidad y destino (reclutamiento), que ayuden a esclarecer la dinámica poblacional de esta población local. El proyecto está reglamentado en el Plan de Acción Nacional del Jaguar (N° 132 del 14 de Diciembre del 2010, Brasil). Además, tiene la autorización, apoyo técnico y evaluación de profesionales del Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Carnívoros (CENAP), del Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio[2]) y del Instituto Pró-Carnívoros.

Los jaguares se monitorean con frecuencias programadas. Los collares vienen adicionados con un dispositivo "desenganche automático", así que no hay necesidad de recapturar al jaguar para quitarle el collar. Este proceso no solo ha permitido maximizar la localización de los felinos con fines turísticos, sino que además se ha producido información científica relacionada con la dinámica poblacional y la ecología en general.

Esta actividad viene reforzada por un control estricto de la cacería, ya que un animal que permite que los humanos se acerquen se hace vulnerable. El proyecto también se apoya en la información que presentan los vaqueros que trabajan con el ganado, porque ellos reportan avistamientos de ejemplares, huellas o restos de presas durante las labores de ganadería. Adicionalmente, se instalan cámaras trampa en sitios

[1] (http://news.mongabay.com/2012/0619-atbc-jaguar-ranch.html)
[2] www.icmbio.gov.br

estratégicos como carreteras, trillas, orillas de lagunas o presas abatidas. Como los jaguares pueden ser identificados individualmente, esta colección de imágenes y videos ha permitido educar al público sobre la "vida secreta" de esta especie.

Desde el inicio del proyecto Onçafari, el número de visitantes ha aumentado en un 40%, con un total de 621 huéspedes en el año 2013 y 362 visitantes durante la temporada alta en 2013, y 499 en el año 2014 (junio a octubre), de los cuales en ambos años un 30% avistaron jaguares. También, en el 2014 se atendieron 11 paquetes de paseos privados de los cuales el 82% avistaron al felino. Paseos de por más de cuatro días avistaron un 100%. No se ha reportado la cacería de ningún jaguar hasta el momento de la producción de este manuscrito (Projeto Onçafari Relatório Anual 2013 y 2014).

Este programa ha despertado la curiosidad de vecinos interesados en replicar el modelo, esto podría llevar a que se desarrollara un refugio para jaguares con un área que incluyera muchas propiedades, que es el próximo objetivo del programa. Este proyecto empezó hace cuatro años y se han habituado más de diez jaguares, pero su éxito depende que la cacería de jaguares por retaliación o deporte cese completamente. Además de impartir numerosas charlas y conferencias a turistas y estudiantes, y lograr una amplia divulgación de los logros en los medios de comunicación, este proyecto genera empleo local, valorización de tierra, y conservación de una especie paraguas con su cadena de efectos sobre el ambiente y otras especies[3].

Fazendas Jofre Velho y São Bento (FSB)

Ganadería. Con una extensión original de 800 km² y grandes rebaños en la década de los 70, la Fazenda de Jofre Velho (FJV) (separada de la anterior Fazenda Porto Jofre) desarrolla la ganadería en menor escala y fue dividida por las sucesiones de dueños. Actualmente la sede y áreas colindantes es propiedad de la ONG Panthera Brasil. Tiene como objetivo el desarrollo de un centro de visitantes y una estación de investigaciones de fauna en la que también se desarrollan estrategias antidepredatorias. Para tal fin conserva un pequeño rebaño de bovinos. La Fazenda São Bento (FSB) mantiene rebaños de ganado vacuno y un pequeño rebaño de búfalos de agua (Tabla 1). Al igual que la FJV, esta explotación pecuaria todavía no ha aprovechado el turismo como un mecanismo de indemnización de pérdidas producidas por la depredación de felinos (Tortato y Hoogesteijn 2014).

Turismo. FJV y FSB se encuentran rodeadas por ríos (Cuiabá, São Lourenço y Piquirí) (Figura 3) y son vecinas a un área de administración especial, el Parque Estatal "Encontro das Aguas" (1.080 km²). No poseen instalaciones para recibir turistas, pero los ríos circundantes son ampliamente utilizados por operadores turísticos para la observación de fauna, con alta probabilidad de avistamientos. Estas haciendas tienen una importancia seminal dentro de esta actividad turística de la zona, ya que constituyen un santuario de jaguares en donde se les estudia y donde la cacería y la presencia de perros no están permitidas.

Los turistas pernoctan en los hoteles y posadas ubicados cerca de la Rodovía Transpantaneira MT 060 (Figura 3), y en algunas Balsas-Hotel. La mayor

[3] Más información puede obtenerse en https://www.facebook.com/OncafariJaguarProject?fref=nf.

afluencia se observa en la temporada seca (julio a noviembre). Durante los meses de agosto y septiembre del 2012 se contabilizó un flujo de diez turistas por hora (Tortato, datos no publicados). Esta actividad se ha venido desarrollando desde hace más de diez años y ha aumentado en los últimos cinco. En el año 2011 un único guía de turismo contabilizó 67 observaciones de jaguares y, debido a que los felinos no huyeron de las embarcaciones ni de los humanos, se podría decir que están habituados (Lámina 1a). De las 67 observaciones, el 70% (47) de los felinos permanecieron menos de 60 minutos, sin embargo hubo un récord de observación en donde el felino permaneció en un sitio por un período de 610 minutos (desde 07:10 hasta 17:50). Puede que diferentes barcos observen el mismo jaguar, en casos extremos hasta 15 embarcaciones. En el 2014 se contabilizaron diez posadas y hoteles que ofrecían esta actividad en la zona con un total de 60 embarcaciones (Tortato *et al*. 2012). La actividad está regulada por la Resolução Consema – 85/11, del estado de Mato

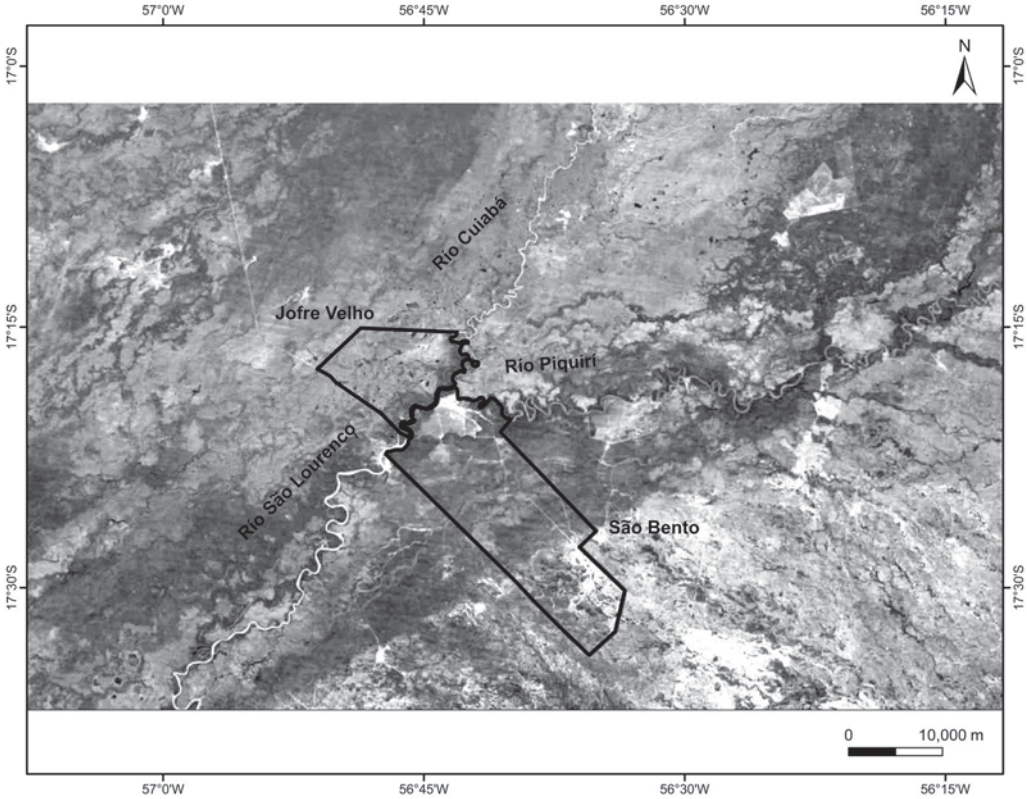


Figura 3: Ubicación de las haciendas Fazendas Jofre Velho y São Bento en relación a los ríos Cuiabá, Piquirí y São Lourenço. La actividad turística de observación de jaguares se realiza desde botes en dichos ríos. Las haciendas están ubicadas en sitios estratégicos para esta actividad y además presentan una oportunidad optima de protección de jaguares ya que se dedican a la conservación de la especie y colindan con una reserva estadal de fauna.

Grosso, en donde se definen las conductas adecuadas para la observación de jaguares (distancia mínima entre barranca y embarcación, tiempo máximo de observación, número máximo de embarcaciones por jaguar). Los autores (RHR, FRT) han podido constatar que las normas son respetadas por la mayoría de los operadores.

Ambas haciendas presentan un potencial turístico excepcional y tienen como proyecto el desarrollo de una promotora turística en donde se espera poder ofrecer las siguientes actividades: observación de fauna a través de paseos diurnos y nocturnos en camión o caminando, paseos a caballo, observación de aves, paseos en canoas y kayak y avistamiento nocturno o "fareo" de fauna. Para ello hará uso de la estructura de terraplenes y carreteras internas (Tabla 2). Además, la ONG Panthera organiza y financia una escuela para los hijos de los empleados y pobladores locales, como un incentivo para la gente local por la conservación del jaguar, esto permite que niños locales tengan un mejor nivel de educación sin tener que vivir alejados de sus familias y a un costo adicional. Seis mil turistas visitan la región anualmente (Tortato *et al.* 2012), gracias al turismo de avistamiento de jaguares y fauna asociado. Un gasto diario por persona asciende a unos US$ 300.00 por día. Se estima que cada visitante paga un mínimo de US$ 900.00 por visita, pues la duración de su estadía es de tres días en promedio, lo que permite estimar un influjo bruto mínimo de US$ 5.400.000,00 por año.

En la FSB, el nivel de pérdidas anuales de ganado ocasionadas por la depredación ascienden a 1,5–2% del total del rebaño, entre 60 y 80 bovinos por año, lo que produce pérdidas de US$ 22.000,00 por año. Al extrapolar estos valores de FSB a unas diez haciendas circundantes de la zona, las pérdidas ascienden a US$ 222.000,00 por año, equivalente al 4,1% del ingreso bruto del turismo de observación de jaguares. Un operador de la zona calculó que para el año 2014 recibió 1.100 turistas en su hostal, los turistas pagaban un promedio de US$ 1.000,00 por día (incluye todos los servicios), lo que generó un ingreso bruto de 1 millón de dólares por año.

Las ganancias provenientes de la observación de jaguares pueden cubrir ampliamente las pérdidas ocasionadas por la depredación. Los datos de la FSB no son extrapolables a todas las haciendas de Pantanal y las condiciones de todo Pantanal no son idóneas para la observación de jaguares. Sin embargo, los datos indican que las ganancias por turismo podrían exceder considerablemente las pérdidas que ocasiona la depredación. Aquí se propone aplicar estrategias anti-depredatorias ya probadas y la futura solicitación de un recargo a los turistas para compensar a los ganaderos circundantes de la zona de observación de jaguares las pérdidas económicas causadas por los mismos (minimizando la consecuente cacería por retaliación sobre los jaguares de la zona). La indemnización podría tener otras formas además de la líquida (hospitales, escuelas, servicios odontológicos).

Conclusiones

Las áreas protegidas de El Pantanal en los estados de Mato Grosso y Mato Grosso de Sul son insuficientes en tamaño y número, ya que sólo ocupan el 2,5% de su área total. La conservación de fauna en las áreas privadas es vital para el mantenimiento de la industria del turismo basada en la

observación de fauna en general y del jaguar en particular. Los ingresos originados en la actividad turística que se apoya en la presencia del jaguar exceden las pérdidas ocasionadas por la depredación del ganado. Esta situación podría facilitar un cambio en la percepción de los ganaderos y por ende de la conservación de la especie.

Las promotoras turísticas que garantizan la observación de jaguares cobran tarifas diarias mayores, aproximadamente US$ 350, en comparación a aquellas explotaciones que no pueden dar la garantía de avistamiento US$ 150. En la zona del Pantanal Norte, el turismo está asociado al sistema barcos-ríos. Esta actividad, que incluye pilotos y guías, también genera empleo en la industria del transporte y servicio en las posadas ubicadas a lo largo de la ruta MT 060. Esta industria depende de la conservación del jaguar en el área.

Las ganancias generadas por el turismo han producido un cambio en la mentalidad de las comunidades locales hacia los grandes felinos. Ahora, la actitud de represalia por parte de los ganaderos es menor en Pantanal norte y esta podría cambiar aún más si parte de los ingresos generados por la observación de jaguares llegara al sector ganadero, o si más ganaderos se incorporaran a la actividad turística. Resultados similares fueron encontrados en África, donde actitudes negativas en relación al león (*Panthera leo*), son menos frecuentes en personas involucradas con el turismo o que habitan en áreas cercanas a donde éste es desarrollado en Botswana (Hemson *et al*. 2009). Además del aumento en las poblaciones de jaguares y sus presas naturales y de un mejor ingreso monetario generado para propietarios y pobladores locales, se logró un importante cambio de su actitud, que dejaron de temer al jaguar (por su potencial peligrosidad) y de odiarlo por los problemas de depredación, pasando a ser un benefactor respetado de su nivel de vida y de educación.

Bibliografía

Azevedo, F. C. C. y D. L. Murray. 2007. Spatial organization and food habitats of jaguars (*Panthera onca*) in floodplain forest. *Biological Conservation* 137: 391-402.

Cavalcanti, S. M. C. 2008. Predator-prey relationships and spatial ecology of Jaguars in the Southern Pantanal, Brazil: Implications for conservation and management. PhD Thesis, Utah State University, Logan, UT. 112 pp.

Cavalcanti, S. M. C., F. C. C. Azevedo, W. M. Tomas, R. L. P. Boulhosa y P. G. Crawshaw Jr. 2012. The status of the jaguar in the Pantanal. *Cat News Special Issue* **7**:29-34.

Concone, H. V. B. y F. C. C. Azevedo. 2012. How much worth is a jaguar alive? Alternatives to conflicts between livestock and large cats in the Brazilian Pantanal. *En:* Annual Meeting of Association for Tropical Biology and Conservation, 2012, Bonito. Preceedings of the 49th Annual Meeting of ATBC.

Conforti, V. A. y F. C. C. Azevedo. 2003. Local perceptions of jaguars (*Panthera*

onca) and pumas (*Puma concolor*) in the Iguaçu National Park area, south Brazil. *Biological Conservation* 111: 215–221.

Crawshaw Jr, P. G. y H.B. Quigley. 1991. Jaguar spacing activity and habitat use in a seasonally flooded environment in Brazil. *Journal of Zoology (London)* 223:357–370.

Crawshaw Jr, P. G. y H. B. Quigley. 2002. Hábitos alimentarios del jaguar y el puma en el Pantanal, Brasil, con implicaciones para su manejo y conservación. Pp. 223-235. *En:* R. Medellin, C. Equihua, C. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw Jr, A. Rabinowitz, K.F. Redford, J. Robinson, E. Sanderson y A. Taber (Eds.), El jaguar en el nuevo milenio. Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México , Wildlfie Conservation Society, Mexico City, D.F.

Dalponte, J. C. 2002. Dieta del jaguar y depredación de ganado en el norte del Pantanal, Brasil. Pp. 201-214. *En*: R. Medellin, C. Equihua, C. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw Jr, A. Rabinowitz, K.F. Redford, J. Robinson, E. Sanderson y A. Taber (Eds.), El jaguar en el nuevo milenio. Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México, Wildlfie Conservation Society, Mexico City, D.F.

Desbiez, A. L., J. R. E. Bodmer y W. M. Tomas. 2010. Mammalian Densities in a Neotropical Wetland Subject to Extreme Climatic Events. *Biotrópica* 42: 372-378.

Dickman, A. J., E. A. Macdonald y D. W. MacDonald. 2011. A review of financial instruments to pay for predator conservation and encourage human-carnivore coexistence. *Proceedings of the National Academy of Science* 108:13937-13944.

Gossling, S. 1999. Ecotourism: a means to safeguard biodiversity and ecosystem functions? *Ecological Economics* 29:303-320.

Greve, S. 2014. Ecotourism: An opportunity for Jaguar conservation at Fazenda Barranco Alto Lodge. Pp 191-202. *En*: R. Egger, y C. Maurer (Ed.), Tourism Research Perspectives: Proceedings of the International Student Conference in Tourism Research. ISCONTOUR 2014, Porvoo, Finlandia.

Harris, M. B., W. M. Tomas, G. Mourão, C.J. Da Silva, E. Guimarães, F. Sonoda y E. Fachim. 2005. Desafios para proteger o Pantanal brasileiro: ameaças e iniciativas em conservação. *Megadiversidade* 1:156-164.

Hayward, M. W. y G. J. Hayward. 2009. The impact of tourists on lion *Panthera leo* behaviour, stress and energetics. *Acta Theriologica* 54: 219–224.

Hemson, G., S. Maclennan, G. Mills, G. P. Johnson y D. W. Macdonald. 2009. Community, lions, livestock and money: a spatial and social analysis of attitudes to wildlife and the conservation value of tourism in a human-carnivore conflict in Botswana. *Biological Conservation*, 142: 2718–2725

Hoogesteijn, R. y C. Chapman. 1997. Large ranches as conservation tools in the Venezuelan Llanos. *Oryx* 31: 274-284.

Hoogesteijn, R., A. Hoogesteijn y A. González F. 2005. Ganadería y ecoturismo, dos actividades productivas, compatibles y sustentables en hatos de sabana

inundable. Pp. 23-77 *En*: R. Romero, J. Salomón y J. De Venanzi (Eds.). XX Cursillo sobre Bovinos de carne. Universidad Central de Venezuela. Facultad de Ciencias Veterinarias. Maracay, Venezuela.

Hoogesteijn, R. y A. Hoogesteijn. 2014. Anti-predation strategies for cattle ranches in Latin America: A Guide. PANTHERA, Campo Grande, Brazil. 64 pp.

Quigley, H. B. y P. G. Crawshaw Jr. 1992. A conservation plan for the jaguar (*Panthera onca*) in the Pantanal region of Brazil. *Biological Conservation* 61:149–157.

Sanderson, E. W., K. H. Redford, C. B. Chetkiewicz, R. A. Medellin, A. Rabinowitz, J. G. Robinson y A. B. Taber. 2002. Planning to save a species: the jaguar as a model. *Conservation Biology* 16:58–72.

Soisalo, M. K. y S. M. C. Cavalcanti. 2006. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture-recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. *Biological Conservation* 129: 487-496.

Swarts, F. A. 2000. The Pantanal in the 21st century – for the Planet´s largest wetland, an uncertain future. Pp. 1-24. *En*: F. A. Swartz (Ed.). The Pantanal of Brazil, Paraguay and Bolivia. Hudson MacArthur Publishers, Gouldsboro, Estados Unidos.

Seidl, A. F., J. S. V. Silva y A. S. Moraes. 2001. Cattle ranching and deforestation in the Brazilian Pantanal. *Ecological Economics*. 36:413–425.

Tortato, F. R., R. Hoogesteijn, A. Lara y H. B. Quigley. 2012. Caracterização da observação de onça-pintada (*Panthera onca*) por turistas embarcados na região do porto Jofre, Poconé, Mato Grosso. P. 56 *En*: Anais do 6° Congresso Brasileiro de Mastozoologia, Corumbá, Brasil. 25 de junio – 29 de junio de 2012.

Tortato, F. R. y Hoogesteijn, R. 2014. Pecuária, Turismo e as Onças-Pintadas na Região do Porto Jofre, Pantanal, Brasil. Pp. 77-78 *En*: Anais do 7º Congresso Brasileiro de Mastozoologia, Gramado, Brasil. 22 de septiembre – 26 de septiembre de 2014.

Yin, R. K. 1994. Case study research: Design and methods. Sage Publications, Thousand Oaks, CA. 312 pp.

Zimmerman, A., M. J. Walpole y N. Leader-Williams. 2005. Cattle ranchers' attitudes to conflicts with jaguar *Panthera onca* in the Pantanal of Brazil. *Oryx* 39:406–412

Foto: R. Hoogesteijn.

Lámina 1a. Turismo de jaguares (*Panthera onca*).

Foto: R. Hoogesteijn.

Lámina 1b. Jaguar (*Panthera onca*) cazando.

Foto: R. Hoogesteijn.

Lámina 1c. Jaguar (*Panthera onca*).

Foto: A. Bustamante.

Lámina 1d. Puma (*Puma concolor*) cazando.

Foto: R. Hoogesteijn.

Lámina 1e. Cunaguaro (*Leopardus pardalis*).

Foto: R. Hoogesteijn.

Lámina 1f. Pecarí de labio blanco (*Tayassu pecari*).

Conservación del mono araña café (*Ateles hybridus*) y otros primates en áreas no protegidas de Colombia

A. Gabriela de Luna y Andrés Link

Resumen. El mono araña café (*Ateles hybridus*; 9-10 kg; CR) es uno de los primates más amenazados de extinción en el mundo. Endémico de Colombia y Venezuela, ha enfrentado una reducción del 80% de su hábitat histórico y una transformación acelerada de sus hábitats naturales. En Colombia, solo el 3% del área de distribución del mono araña café se encuentra bajo protección del sistema de áreas protegidas. Los monos araña son: 1) indicadores de la calidad de los bosques húmedos tropicales; 2) cumplen una función clave en el mantenimiento de la dinámica de estos ecosistemas y 3) se encuentran en una de las regiones más intervenidas del Neotrópico y su conservación debería ser priorizada en Colombia y Venezuela. Se describen dos estrategias para la conservación de *A. hybridus*: la primera asociada a la declaratoria de áreas protegidas en el área de su distribución actual, y la segunda asociada al manejo de los hábitats en matrices productivas en común acuerdo con actores gubernamentales, económicos y sociales. Dado que la mayor parte de su población está por fuera de áreas protegidas, la conservación de *A. hybridus* depende de la protección de estas poblaciones. Su conservación garantizará la conservación de una inmensa diversidad de especies y ecosistemas.

Palabras clave. Declive poblacional. Especies amenazadas. Atelinos. Riesgo de extinción. Sistemas socio-ecológicos.

Abstract. Brown spider monkeys (*Ateles hybridus*; 9-10 kg; CR) are one of the most endangered primates in the world. Only found in northern Colombia and Venezuela, approximately 80% of its original habitat has been destroyed. In the last decades rapid transformation of its natural habitat is still ongoing. In Colombia, only 3% of its distribution area falls within protected areas and the status of its populations in protected areas is largely unknown. Taking into account that: 1) the presence of spider monkeys is an indicator of high quality habitat; 2) that spider monkeys are important species in the maintenance of tropical tree diversity and dynamics; and 3) that they inhabit one of the most intervened ecosystems in the Neotropics, conservation efforts aiming to prevent their extinction should be prioritized in Colombia and Venezuela. Here we describe two non-exclusive strategies towards the conservation of brown spider monkeys outside of protected areas: the first one, related to the declaratory of new protected areas at a National level focus in the priority areas for the conservation of *Ateles hybridus*, and the second one related to the management of natural populations and habitat in productive matrices through conservation agreements and initiatives in local government agencies, private land owners,

large economic industries and local communities. Given the imminent threat to the wild populations of brown spider monkeys and that most of their population lives outside protected areas, we emphasize that the conservation of brown spider monkeys largely depends in the successful conservation initiatives and programs that will be implemented outside from protected areas. Given it extreme vulnerability to anthropogenic disturbance on their natural habitats, the conservation of brown spider monkey will encompass de conservation of a wide diversity of species and ecosystems in Colombia.

Key words. Population decline. Endangered species. Atelines. Extinction Risk. Socioecological systems.

Introducción

En la actualidad, más de la mitad de los primates del mundo se encuentran en peligro de extinción (IUCN 2008). En la región del Neotrópico, los monos araña hacen parte de los vertebrados más vulnerables a la destrucción y fragmentación del hábitat (Michalski y Peres 2005) y la cacería (Franzen 2006). Debido a su tamaño (9 a 10 kg), son presas preferidas de las comunidades indígenas y de colonos que se alimentan de fauna silvestre (Franzen 2006). Además, la mayoría de las especies son cazadas para uso medicinal en distintas enfermedades incluyendo la anemia, paludismo, reumatismo y leishmaniasis (Alves *et al.* 2010, Link *et al.* 2013). Su dieta se compone principalmente de frutos carnosos, por lo que requieren de grandes extensiones de bosques (Di Fiore *et al.* 2008) y tienen ciclos reproductivos lentos que impiden que sus poblaciones se recuperen fácilmente (Di Fiore *et al.* 2011). En resumen, los monos araña son extremadamente vulnerables a la degradación de los ecosistemas en donde viven y a las amenazas directas como la cacería.

El mono araña café o marimonda del Magdalena (*Ateles hybridus*) es uno de los 25 primates más amenazados de extinción en el planeta (Mittermeier *et al.* 2009) (Lámina 1). Según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), el mono araña café está "Críticamente Amenazado" (CR) debido a la acelerada pérdida y fragmentación de su hábitat (Etter *et al.* 2006, Link *et al.* 2013) y a la cacería para consumo, al uso en medicina tradicional y al tráfico ilegal de especies (Link *et al.* 2013). Esta especie fue descrita hace tan solo 15 años (Collins 1999, Collins y Dunbach 2000, Morales-Jiménez *et al.* 2015). Una vez reconocida como especie, se visibilizó la falta de conocimiento sobre el estado de sus poblaciones (ver Bernstein *et al.* 1976 y Green 1978). Sin embargo, desde ese momento, el acelerado deterioro de los ecosistemas dentro de su área de distribución histórica hizo evidente que esta especie se encuentra amenazada de extinción.

La distribución histórica del mono araña café está restringida a los bosques de tierras bajas del norte de Colombia y Venezuela. Se encuentra en la cuenca del río Magdalena en Colombia, nordeste antioqueño, en la Serranía de San Lucas y en las estribaciones del norte de la cordillera oriental de Los Andes (Defler

2004, Cooper y Hernández-Camacho 1975). En Venezuela, existen registros en el noroccidente del país (Cordero-Rodríguez y Biord 2001) y en el Parque Nacional Guatopo (Figura 1). Los monos araña coinciden en la mayor parte de su distribución con otras tres especies de primates, los aulladores rojos (*Alouatta seniculus*), los monos cariblancos (*Cebus versicolor*) y las martejas o monos nocturnos (*Aotus griseimembra*). En la zona occidental además coinciden con los monos titis grises (*Saguinus leucopus*). Por último en la zona de la Serranía de San Lucas también cohabitan con los churucos (*Lagothrix lagotricha lugens*) (Defler 2004). De estas cinco especies, las últimas cuatro son endémicas de Colombia y presentan algún grado de amenaza (IUCN 2008). Es clave tener esto en cuenta, ya que a pesar de que este trabajo se enfoca principalmente al mono araña café, las amenazas y estrategias de conservación que se analizan en este capítulo están dirigidas a toda la comunidad de primates de la zona interandina y norte de Colombia.

Estado de conocimiento

Durante la última década se han hecho grandes avances en el conocimiento del mono araña café (Cordero-Rodríguez y Biord 2001, Link *et al.* 2010, 2012, 2013, Abondano y Link 2012, Rimbach *et al.* 2012, 2013, 2014, Álvarez *et al.* 2014). Sin embargo, las amenazas sobre esta

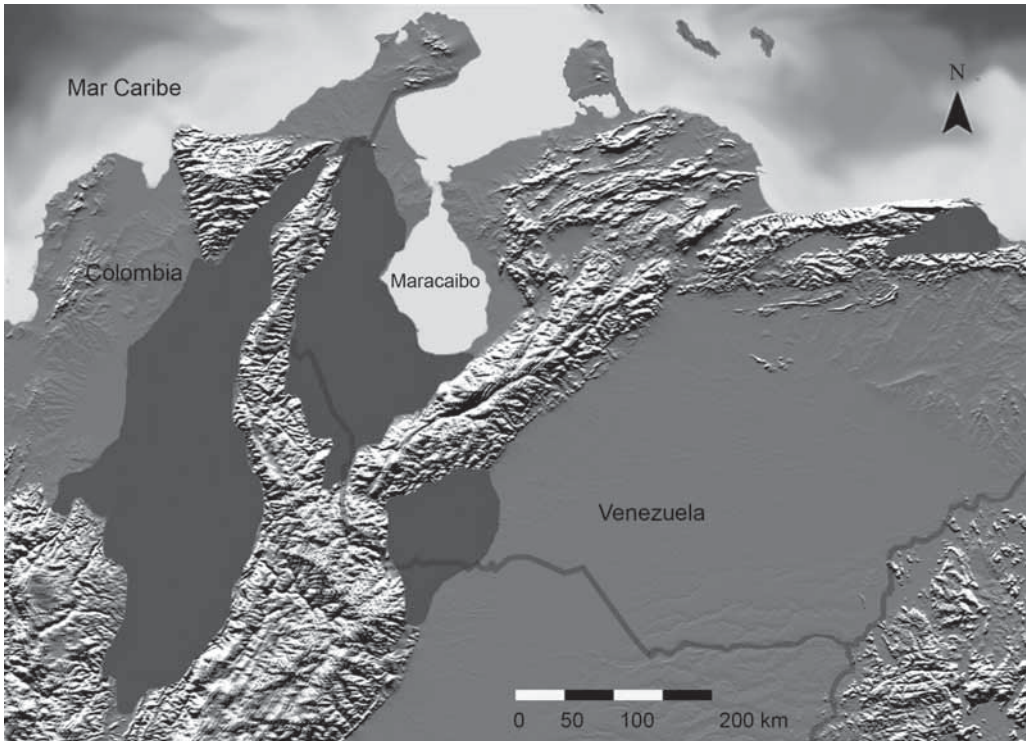


Figura 1. Área de distribución histórica del mono araña café (*Ateles hybridus*) en Colombia y Venezuela. Fuente: adaptado de IUCN (2008).

especie son cada vez más fuertes, especialmente si se tiene en cuenta que menos del 3% de su área de distribución está contenida dentro de las áreas naturales nacionales protegidas (Link *et al.* 2013). Esto hace prever que su conservación depende en gran medida de lo que ocurra con sus poblaciones naturales por fuera de las áreas protegidas.

En la última década se han registrado monos araña café en más de 60 localidades en Colombia (ver detalles en Link *et al.* 2013), principalmente en zonas altamente degradadas y en fragmentos de bosque pequeños que no garantizan la supervivencia de estas poblaciones (González 2013). Aún quedan algunas áreas prioritarias en donde se debe verificar el estado de sus poblaciones, como lo son la Serranía de San Lucas, la Serranía de Perijá, el río Catatumbo y el Parque Nacional Guatopo (este último en Venezuela). Las densidades más altas reportadas para la especie están asociadas a fragmentos de bosque pequeños en donde posiblemente se han aglomerado recientemente las poblaciones que se encontraban en áreas adyacentes y no ha habido tiempo suficiente para que factores denso-dependientes regulen la capacidad de carga de estos fragmentos (Link *et al.* 2010). Por ende, estos estimativos no son necesariamente alentadores sobre el estado de conservación de las poblaciones de *A. hybridus* en Colombia.

Dos estudios independientes estimaron que menos del 20% de la distribución histórica de la especie conserva su cobertura natural (Morales-Jiménez 2004, Link *et al.* 2013). Una de las tendencias más preocupantes que revelan estos estudios es la acelerada tasa de conversión del hábitat disponible para *A. hybridus* por la agroindustria (p. e. palma de aceite) y la ganadería extensiva. En las últimas dos décadas (1990 a 2010) se estimó una pérdida de hábitat que superó el 27% del hábitat disponible en 1990. Esto significa que de los 38.600 km² que existían en 1990, se perdieron aproximadamente 10.500 km² hasta el 2010, con una tasa acelerada de pérdida, especialmente en los últimos cinco años (Link *et al.* 2013). Además, gran parte del área natural que aún existe, está fuertemente fragmentada y expuesta a fuertes presiones económicas y sociales en el futuro inmediato.

En Colombia, tan solo un 3% del área de distribución de *Ateles hybridus* está dentro de las áreas naturales protegidas y un 1,5% de dicha área está bajo el Sistema Nacional de Parques Nacionales, específicamente en el PNN Catatumbo y el Parque Selva de Florencia (Roncancio 2012). Uno de los resultados más relevantes de los ejercicios de modelación de nicho de *A. hybridus* (Link *et al.* 2013) es que, en términos del sistema nacional de áreas protegidas (SINAP) de Colombia, la categoría que ha disminuido en menor proporción su área de distribución en los últimos años corresponde a los Parques Nacionales Naturales (Tabla 1).

Los estudios realizados sobre los efectos de la fragmentación en la ecología de los monos araña en el río San Juan en Santander, evidencian su vulnerabilidad en ecosistemas intervenidos. En pequeños fragmentos de bosque los monos araña consumen una proporción de hojas más alta que lo reportado para otras especies del género (Di Fiore *et al.* 2008, Link *et al.* 2011, Montes 2012). Al ser especialistas en frutos maduros

(Di Fiore *et al.* 2008), basar su dieta en hojas podría tener implicaciones negativas sobre su tasa de desarrollo y supervivencia. En cuanto a su comportamiento, en estos estudios se evidencian comportamientos anormales como el infanticidio sistemático de crías de monos aulladores (Rimbach *et al.* 2012), la alta competencia entre grupos sociales y la elevada mortalidad de las crías nacidas en los grupos de estudio (Álvarez *et al.* 2014). Además, se han evidenciado al menos cinco eventos en donde los monos araña café cruzan ríos o grandes fragmentos, lo cual aumenta el riesgo de ser depredados por animales silvestres, animales domésticos e incluso los humanos. Entonces, no es sorprendente que bajo estas condiciones los monos araña sean uno de los primeros vertebrados en desaparecer de los bosques húmedos neotropicales (Michalski y Peres 2005).

Amenazas directas y conservación del mono araña café en áreas no protegidas

Las dos principales amenazas sobre las poblaciones de monos araña café son la pérdida del hábitat natural y la extracción de individuos de las poblaciones silvestres.

La destrucción acelerada de los hábitats naturales dentro del área de distribución de *A. hybridus* está asociada a la intensificación desmedida de agroindustrias (p. e. palma de aceite), la ganadería extensiva y el desarrollo de grandes iniciativas de infraestructura nacional y proyectos extractivos de minerales e hidrocarburos (Etter *et al.* 2006, 2008; Restrepo y Syvitsky 2006). En la región norte y central de Colombia, que incluye toda el área de distribución de la especie para el país, en el 2011 había al menos 245.561 hectáreas sembradas de palma (124.340 ha en la zona norte y 121.221 ha en

Tabla 1. Pérdida de cobertura boscosa en el sistema de áreas protegidas de Colombia entre 1990 y 2010 según Link *et al.* (2013). Abreviaturas: Áreas Nacionales Protegidas (ANP) y Reservas Nacionales de la Sociedad Civil (RNSC).

	EXTENSIÓN 1990 (HECTÁREAS)	EXTENSIÓN 2010 (HECTÁREAS)	PORCENTAJE DE PÉRDIDA
ANP Locales	**10.647**	**7.700**	**27,70**
ANP Regionales	**209.749**	**155.247**	**26,00**
ANP Nacionales	**198.770**	**178.150**	**10,40**
RNSC	**479**	**255**	**46,80**
Reservas Especiales	**76.623**	**46.256**	**39,60**

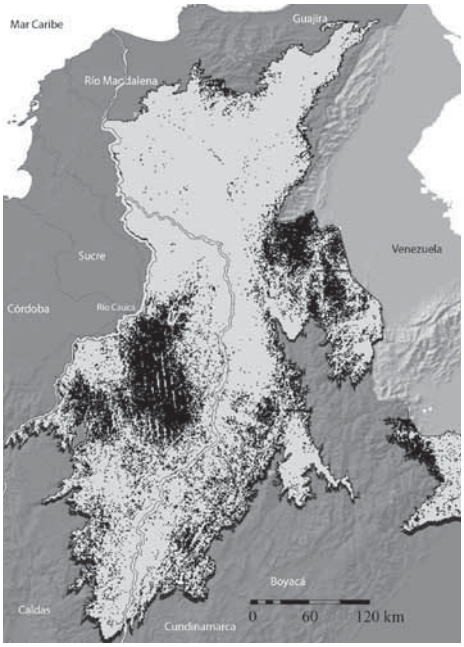
la central) (Fedepalma 2012) (Figura 2d). Así mismo, de los 75 municipios con cultivos de palma identificados por Fedepalma, 81% están dentro del área de distribución histórica de los monos araña (Figura 2d). El aumento de cultivos extensivos de palma en muchos casos tiene diferentes efectos: disminuyen el hábitat disponible por deforestación directa, promueven el drenaje y canalización extensivo de afluentes y ciénagas para el abastecimiento hídrico de la agroindustria de palma de aceite y limitan la conectividad (Fitzherbert *et al.* 2008).

En la distribución de la especie también existen grandes yacimientos de hidrocarburos y de oro que actualmente están siendo explotados (Figura 2f-g). Se ha evidenciado que la exploración y explotación de hidrocarburos tiene un efecto negativo directo sobre los ecosistemas (O'Rourke y Connolly 2003). Su exploración y posterior explotación y transporte han requerido de cierta infraestructura (p. e. carreteras, oleoductos o gaseoductos) que ha fragmentado y degradado en muchos casos los ecosistemas del valle del río Madalena y norte de Colombia (Figura 2f). Además, en el caso de los yacimientos de oro, al ser explotados inadecuadamente (p. e. uso de retroexavadoras, dragas, etc.) transforman de forma irreversible estos ecosistemas (Figura 2g). La figura 2g muestra que la distribución de los títulos mineros otorgados coincide en gran medida con los remanentes boscosos identificados en el primer mapa. Teniendo en cuenta que en el censo minero del 2010-2011 se estimó que únicamente 37% de las minas tenían títulos, se puede afirmar que más de la mitad de las minas del país no tienen ningún plan ambiental que minimice los impactos (Ministerio de Minas 2012). Muchas de estas minas sin título se encuentran en zonas prioritarias de conservación para los monos araña café, como es el caso de la Serranía de San Lucas.

Así mismo, existen grandes megaproyectos en la zona de distribución de *A. hybridus* que comprometen los ecosistemas hoy disponibles para esta especie. Por ejemplo, el dragado del río Magdalena, la construcción de hidroeléctricas y mega puertos comprometen la conectividad hídrica y ecosistémica en el Magdalena medio. Estas amenazas, junto con la rápida expansión de vías de transporte en la zona (Figura 2e), ponen en riesgo las poblaciones remanentes de estos primates, como ha sido demostrado en otras regiones neotropicales (Angelsen y Kaimowitz 1999, Batistella *et al.* 2000 Espinosa *et al.* 2014). Uno de los riesgos más grandes que conllevan los proyectos de infraestructura, extracción, energéticos y otros megaproyectos, es que proveen acceso a zonas antes inaccesibles y permiten la llegada de nuevos frentes de colonización (Ochoa-Quintero *et al.* 2015). Finalmente, ante un escenario de "post-conflicto" en Colombia, crece la amenaza directa sobre las poblaciones de monos araña café debido a que algunas de las áreas prioritarias para su conservación coinciden con iniciativas de reservas campesinas y de reforma agraria, en donde muy probablemente se transformen ecosistemas naturales para la reubicación de poblaciones humanas.

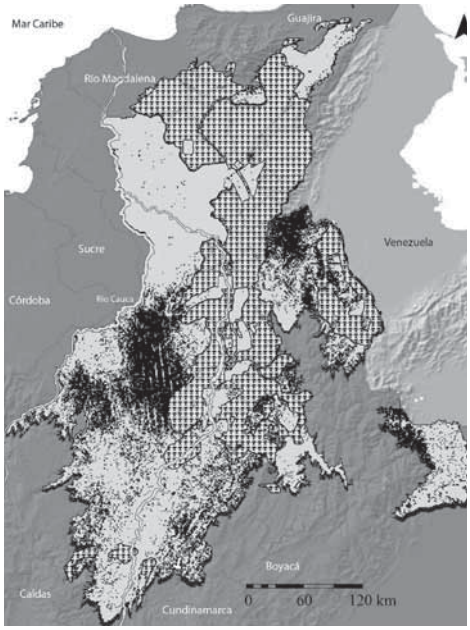
Aunque existe un vacío de información sobre la magnitud del efecto de la cacería sobre las poblaciones de los monos araña café en Colombia, estos grandes primates son cazados con frecuencia para el consumo, uso medicinal o prácticas culturales y el tráfico (Alves *et al.* 2010, Link *et al.* 2012). Teniendo en cuenta que Peres

Figura 2. a) Áreas de bosque interandino remanente y sus amenazas en Colombia.

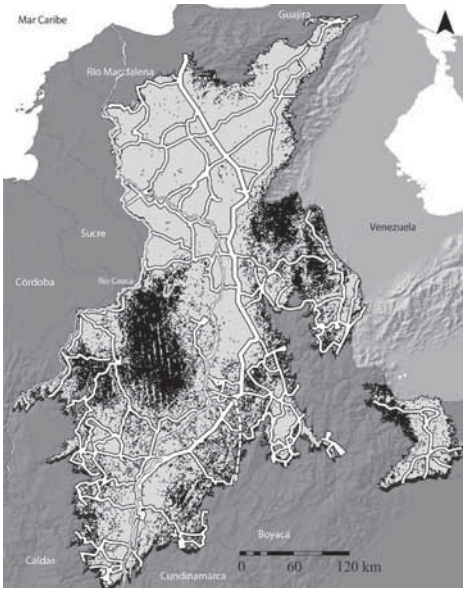


b) Hábitat disponible para A. *hybridus* en su distribución histórica. En negro se muestran las áreas con cobertura boscosa, en gris las que han sido deforestada (Link *et al.* 2013).

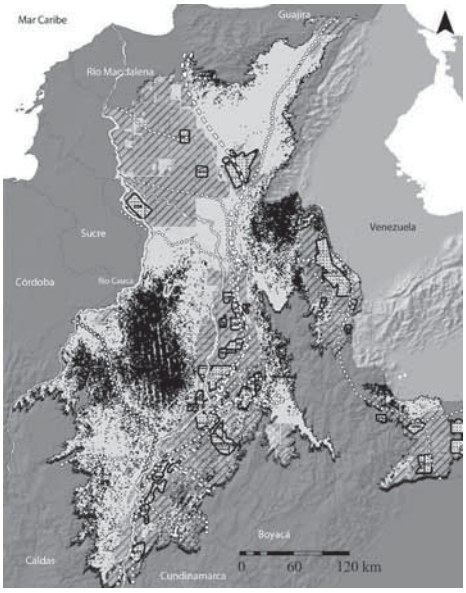
c) Mapa que agrupa todas las amenazas sobre los ecosistemas del Magdalena Medio y norte de Colombia. Cada amenaza está descrita individualmente en los mapas 2d a 2g.



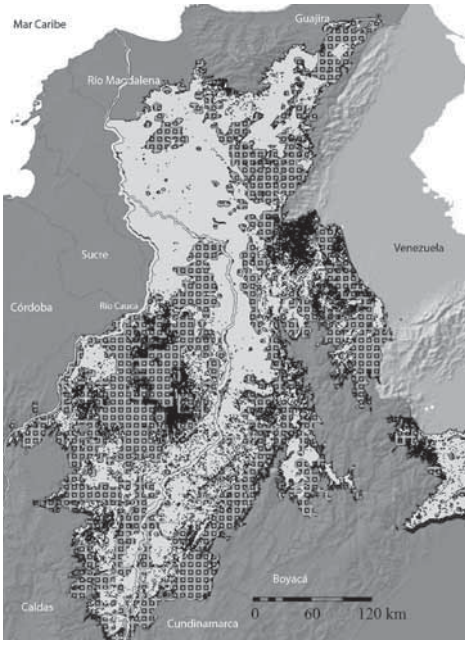
d) Principales municipios productores de palma de aceite en el área de distribución (Fedepalma, 2012).



e) Mapa de carreteras (líneas blancas con contorno negro), carreteras de doble calzada (líneas gruesas) y ferrocarriles (líneas horizontales), carreteras líneas blancas con contorno negro y carreteras de doble calzada líneas gruesas (Adaptado de mapa elaborado por Invias, 2014).



f) Proyectos en el área de distribución de gas y petróleo. Bloques de exploración (polígonos con rayas diagonales), bloques de explotación (polígonos con puntos), gaseoductos y oleoductos (líneas discontinuas) (Adaptado de mapa Agencia Nacional de hidrocarburos 2014).



g) Títulos mineros otorgados a 2012 (Adaptado de mapa elaborado por UAEGRTD, 2013, Catastro Minero Colombiano, 2012. Elaboró: Grupo Terrae).

estimó en 1990 que una sola familia de caucheros con tres cazadores cazó en 18 meses al menos 100 monos araña en un hábitat no fragmentado amazónico, se puede asegurar que la cacería es una de las amenazas directas más importantes sobre sus poblaciones naturales (Franzen 2006).

Debido a que la mayor parte de las poblaciones de *Ateles hybridus* se encuentran por fuera de áreas protegidas, su conservación depende de lo que ocurra en estas áreas. Irónicamente, a largo plazo y dadas las diferentes amenazas a las que se ven enfrentados (Figura 2c), la principal estrategia para conservar grandes extensiones de hábitat natural en el área de distribución de la especie es a través de la declaratoria de Parques Nacionales Naturales. Estas figuras de conservación han demostrado ser las áreas protegidas con menor pérdida de cobertura boscosa en las últimas décadas en Colombia (Link *et al.* 2013). La conservación de las poblaciones del mono araña café en mejor estado dependerá entonces de la declaratoria de áreas como el PNN Serranía de San Lucas, el PNN Serranía del Perijá o de otros parques nacionales naturales dentro de sus áreas prioritarias de conservación (Link *et al.* 2013).

Dada la complejidad socio-económica que enmarca la declaratoria exitosa de áreas protegidas en el corto plazo, la conservación de las poblaciones de monos araña café está fuertemente ligada a iniciativas y acuerdos locales o regionales de conservación. Sin embargo, al analizar los mapas de distribución actual de la especie, se evidencia que las zonas con mayor cobertura boscosa, y por ende prioritarias para la conservación (Figura 2b), se encuentran en áreas de difícil acceso (Figura 2f). Estas áreas también se caracterizan por una alta inestabilidad de orden público, por lo que se han realizado muy pocos estudios y se han llevado a cabo muy pocas acciones de conservación concretas. Sin embargo, en las zonas de distribución geográfica de *A. hybridus* que son más accesibles, se vienen desarrollando al menos cinco acciones que tienen un impacto sobre su conservación: 1) proyectos de investigación; 2) acuerdos privados de conservación y declaratoria de reservas privadas; 3) acuerdos privados de restauración; conservación y desarrollo de estrategias de conectividad dentro de matrices productivas; 4) proyectos de divulgación, sensibilización y apropiación ambiental; y 5) proyectos para generar alternativas económicas sostenibles. Estas acciones, aunque son muy valiosas, se han llevado a cabo de manera puntual y ahora es indispensable implementarlas a nivel de paisaje.

El papel de los proyectos de investigación a largo plazo ha demostrado ser clave en la conservación de poblaciones naturales de primates (Chapman y Peres 2010). Estos estudios a largo plazo no sólo permiten obtener información sobre las especies, sus amenazas y los recursos críticos que requieren para sobrevivir, también ejercen un efecto de conservación en la zona donde se desarrollan (Pusey *et al.* 2007, Wrangham y Ross 2008). En conjunto, se ha evidenciado que la presencia constante de investigadores en zonas de estudio disminuye la cacería y la destrucción del hábitat (Campbell *et al.* 2011), como es el caso de las poblaciones del río San Juan en Cimitarra (Santander) (Fundación Proyecto Primates).

En gran parte del área de distribución histórica de *A. hybridus*, la existencia de remanentes de bosques ha estado ligada a decisiones privadas y

voluntarias de conservación o al difícil acceso y/o uso de la tierra para actividades productivas. Estas decisiones pueden no mantenerse a largo plazo en la medida que dependan de un interés filantrópico de conservación a través de las generaciones, o que dichas decisiones primen por encima de oportunidades económicas emergentes, asociadas a la transformación de esos ecosistemas hacia sistemas productivos. A pesar de que existen algunas reservas privadas declaradas en la región del Magdalena Medio (p. e. Reserva de Funcopromas en la Serranía de San Lucas, Reserva Natural Privada El Paujil de la Fundación ProAves en la Serranía de las Quinchas, Reserva El Silencio de la Fundación Biodiversa en Yondó y la Reserva Las Marimondas de la Fundación Proyecto Primates, entre otras), la mayor parte de los remanentes de bosque son conservados por sus propietarios (Ocampo-Peñuela 2010).

Una de las actividades que tiene un impacto positivo sobre la conservación de los primates consiste en la siembra y restauración de los bosques. En la actualidad esta actividad es una de las más utilizadas por instituciones gubernamentales y no gubernamentales como parte de planes de conservación de la biodiversidad, mitigación de daños ambientales o prevención de desastres (p. e. Corantioquia, Cornare, Ecopetrol, Isagen, entre otros) (Murcia y Guariguata 2014). Muchos proyectos han identificando especies y zonas prioritarias de restauración y conservación en la zona (p. e. Proyecto de Vida Silvestre). En ciertos casos esta restauración o reforestación ha servido como una figura de compensación por proyectos de infraestuctura. Mediante estos procesos se han hecho esfuerzos encaminados a reconectar fragmentos aislados de bosque en zonas con grandes matrices productivas del Magdalena medio. Cabe destacar dos proyectos (GEF) a gran escala que están llevando a cabo en la zona "Conservación y uso sostenible de la biodiversidad en ecosistemas secos para garantizar el flujo de los servicios ecosistémicos y mitigar los procesos de deforestación y desertificación" y el proyecto llamado "Manejo sostenible y conservación de la biodiversidad en la cuenca del río Magdalena." Estos proyectos pueden tener un impacto muy importante a nivel de paisaje, ya que además de incluir restauración, incluye proyectos productivos sostenibles y declaración de áreas protegidas (www.thegef.org). En el futuro próximo, será de gran relevancia evaluar su impacto sobre la probabilidad de supervivencia de los primates para poder replicarlos.

En algunos casos estos proyectos se han desarrollado con las comunidades locales, como es el caso del proyecto Restauración Ecológica Participativa en ríos, humedales y el piedemonte cordillerano del Magdalena medio de la Fundación Guayacanal y Corporación Desarrollo y Paz del Magdalena medio (CDPMM). Otra de las acciones de restauración participativa en la zona se ha llevado a cabo por la Fundación Alma. Ellos han trabajado en el estudio y la recuperación de humedales con los pescadores artesanales en Juncal – Baquero en Gamarra, Cesar y en la ciénaga El Llanito (Garzón *et al.* 2014). Estos son ejemplos de actividades que incluyen dos estrategias de conservación combinadas cómo se describe en la figura 3. Por un lado se encuentra la acción de restaurar hábitats y su conexión y por otro la sensibilización y apropiación ambiental de la comunidad. Esta restauración de bosques

ribereños y humedales del Magdalena medio sí se encuentra dentro de la Política Nacional para Humedales Interiores de Colombia (Andrade *et al.* 2002). Su ejecución aumenta las posibilidades de supervivencia de los primates del Magdalena medio no sólo aumentando su hábitat sino también la conexión entre los remanentes de bosque. Estudios en otros países han demostrado que los corredores ribereños en matrices fragmentadas son zonas de vital importancia para sobrellevar cambios drásticos, ya que proveen conectividad ecosistémica entre los fragmentos de bosque aledaños (Hannah *et al.* 2008, Lees y Peres 2008).

Otra de las estrategias de conservación que se han utilizado en la zona de distribución del mono araña café son proyectos comunitarios que en muchos casos generan alternativas económicas que disminuyen la presión sobre los ecosistemas. Estos proyectos han sido otra estrategia común en la conservación de primates (Peres y Chapman 2001). Uno de los proyectos que se han planteado en varias localidades de su distribución en Colombia, es el cultivo de cacao (Bolívar, Santander y Cesar). Las plantaciones de cacao de sombra (y otros agro-ecosistemas similares) han demostrado ser efectivas para la conservación de varios primates en otros países neotropicales (Rice y Greenberg 2000, Raboy *et al.* 2004). Sin embargo, es necesario evaluar su efecto sobre la conservación del mono araña café para determinar si estas alternativas económicas son realmente una acción factible para su conservación. En Brasil, un estudio demostró que la siembra de cacao fue una estrategia negativa, ya que cuando subían sus precios, la tendencia era deforestar más para ampliar los cultivos, y cuando bajaban también se talaba, ya que la madera pasaba a ser la alternativa económica (Alger 1994). Otros ejemplos de alternativas económicas sostenibles son el ecoturismo (p. e. Reserva Natural Privada el Paujil) y los proyectos comunitarios (p. e. Mujeres por la conservación - Fundación Proaves). Al igual que con otras estrategias, muchas de estas acciones son locales y han sido poco evaluadas para determinar sus efectos sobre la conservación y así determinar si deben replicarse en otras zonas. Cómo propuso Seymour (1994), los proyectos de conservación comunitarios exitosos son en su mayoría locales y pequeños ya que se adaptan a la cultura y características de la comunidad y también son una estrategia muy efectiva en conservación de primates (Shanee *et al.* 2014). Es clave tener en cuenta que el éxito de estos proyectos alternativos depende de una buena capacitación, y una estrategia paralela de divulgación y sensibilización.

Por último, la iniciativa económica sostenible que se empieza a extender en el Magdalena medio es la implementación de técnicas de ganadería sostenible. La Federación Colombiana de Ganaderos (Fedegan) y sus colaboradores definen estos proyectos como una valiosa estrategia para evitar el deterioro ambiental y mejorar la producción del negocio ganadero, a través de la integración de sistemas silvopastoriles y la conservación de bosques nativos (Zuluaga *et al.* 2011). Esta puede convertirse en una estrategia efectiva para la conservación de los monos araña y muchas otras especies, si incluye la conexión de estos bosques nativos a través de corredores, bosques de borde de río o cercas vivas. Muchas de las poblaciones de los monos araña detectadas, se encuentran

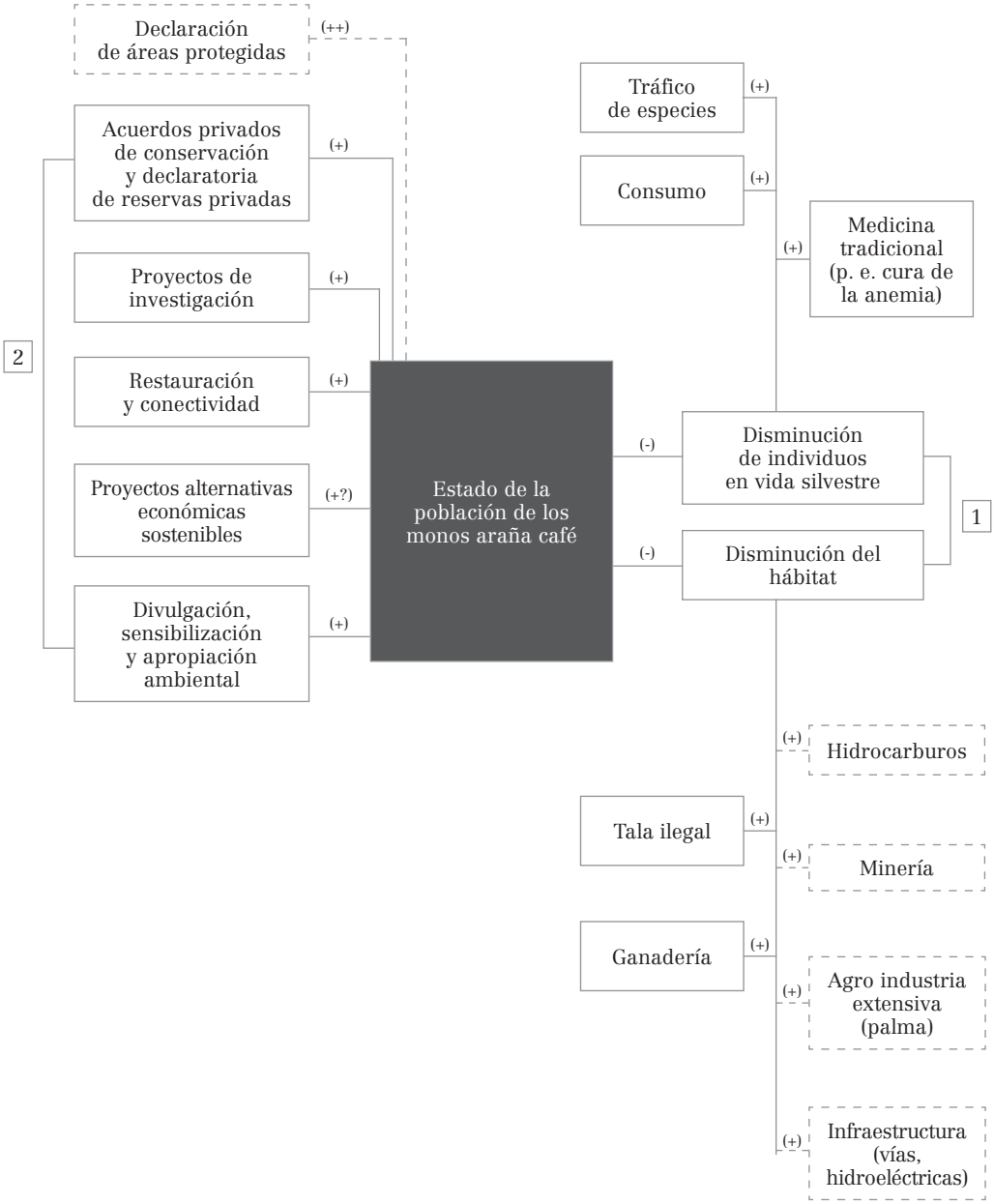


Figura 3. Esquema de amenazas y de estrategias de conservación, sus interacciones y sus efectos sobre el estado de la población de los monos araña café. (+) Si la asociación aumenta el siguiente componente al que están conectados y (-) si lo disminuye. Las amenazas con líneas discontinuas son actividades que tienen una decisión gubernamental significativa (Plan de desarrollo nacional). 1. Las dos grandes causas de disminución de las poblaciones de monos araña café están relacionadas con procesos sinérgicos, ya que la fragmentación facilita el acceso a áreas y favorece la cacería 2. Las estrategias de conservación pueden estar asociadas entre sí. Por ejemplo un proyecto de restauración puede ser un proyecto de alternativa sostenible.

en fincas ganaderas. Es clave recalcar que en estos ecosistemas tan fragmentados e intervenidos, su supervivencia está asociada a la ausencia de cacería de primates.

Eliminar la cacería del mono araña café es sin duda uno de los mayores retos para asegurar que esta especie logre sobrevivir en Colombia. Por ello, la implementación de programas de educación, sensibilización y apropiación ambiental son de gran importancia tanto a nivel local como a nivel nacional. Los programas exitosos de conservación de primates han sido en su mayoría programas multidiciplinarios y deben ir más allá de la pedagogía incluyendo disciplinas tan variadas como psicología, mercadeo y entretenimiento (Jacobson 2010). Cabe destacar que los proyectos de sensibilización y apropiación locales son de gran importancia porque pueden tener un gran impacto sobre los usos y percepciones de la población de esta especie. En Venezuela se lleva a cabo un trabajo con la comunidad cerca de la población de Caparó liderada por Diana Duque y en Colombia existen al menos dos proyectos de trabajo con las comunidades alrededor de la conservación de primates, uno en Serranía de las Quinchas y otro en Cimitarra. La presencia de poblaciones constantes de primates (Link *et al.* 2010) en estas dos zonas de Colombia, en donde hay un trabajo constante con la comunidad, evidencia tanto un efecto positivo de los programas de educación como de los proyectos de investigación a largo plazo. Sin embargo, los esfuerzos de divulgación y sensibilización sobre el estado crítico de conservación de los monos araña café han sido puntuales y poco integrados. Aun no existe una estrategia de educación a nivel nacional ni en Colombia ni en Venezuela que ayude a las poblaciones locales a conocer y apropiarse de la conservación del mono araña café.

Como se ha podido evidenciar, tanto las amenazas como las estrategias de conservación están ligadas entre sí como se resume en de la figura 3. A grandes rasgos, tanto las amenazas cómo las estrategias se pueden agrupar en dos grandes grupos: actividades que tienen una decisión gubernamental y están en el esquema encuadradas con una línea discontinua (p. e. Plan Nacional de Desarrollo) y las que se pueden basar también en decisiones privadas, enmarcadas en el esquema con una línea continua. Se han identificado a su vez dos razones principales por las cuales los monos araña café están tan amenazados. Por un lado se encuentra la disminución y fragmentación de su hábitat y por otro la disminución de individuos de las poblaciones silvestres. Es muy importante tener en cuenta que ambas causas de disminución de las poblaciones están relacionadas entre sí en al menos tres aspectos importantes con procesos sinérgicos. Por un lado, la fragmentación facilita el acceso a áreas y favorece la cacería (Peres 2001). Por otro, la fragmentación y disminución de hábitat disminuye los recursos lo que directamente tiene implicaciones en la supervivencia de los individuos. Finalmente, las poblaciones gradualmente quedan aisladas en los remanentes de bosque dentro de matrices que no favorecen en muchos casos la dispersión (Figura 2c). El aislamiento en fragmento aislados de bosque puede disminuir la variabilidad genética de estas poblaciones por porcesos asociados a la endogamia, promueve

la posible proliferación de enfermedades (p. e. parásitos) y vuelve más susceptibles las poblaciones a procesos estocásticos.

Conclusiones

Las amenazas a las que se enfrentan los monos araña café son tan fuertes e inmediatas, que resulta necesario desarrollar un Programa nacional de conservación de *Ateles hybridus* para coordinar esfuerzos que eviten su inminente extinción en las próximas décadas. Es esencial la articulación de actores privados y gubernamentales para que las acciones tengan un impacto a nivel de paisaje y contribuyan positivamente sobre la supervivencia de la especie. Es de suma importancia que el ordenamiento territorial esté ligado a los planes de manejo predial de actores locales (ganaderos, palmicultores) para maximizar la conservación de los fragmentos y la conectividad de los ecosistemas dentro de un paisaje socio-ecológico. Así mismo, es necesario sensibilizar a las comunidades locales sobre las consecuencias de la pérdida de estos ecosistemas y los bienes y servicios que estos proveen, así como encontrar alternativas económicas y sostenibles que minimicen los impactos directos (p. e. cacería) sobre las poblaciones de monos araña café. El desarrollo planeado para el Magdalena medio y el Caribe debe estar enmarcado en escenarios que permitan la supervivencia y conectividad de las poblaciones silvestres del mono araña café, dado que su conservación está directamente asociada a la conservación de una inmensa diversidad de especies y ecosistemas en esta olvidada región de Colombia.

Bibliografía

Abondano, L. A. y A. Link. 2012. The social behavior of brown spider monkeys (*Ateles hybridus*) in a fragmented forest in Colombia. *International Journal of Primatology* 33: 769-783.

Agencia Nacional de Hidrocarburos. 2014. Mapa de tierras 291214. 17 feb 2015 Web <http://www.anh.gov.co/Asignacion-de-areas/Documents/2m_tierras_291214.pdf>

Alger, K. y M. Caldas. 1994. The declining cocoa economy and the atlantic forest of Southern Bahia, Brazil: conservation attitudes of cocoa planters. *Environmentalist* 14: 107-119.

Álvarez, S., A. Di Fiore, J. Champion, M. S. Pavelka, J. Páez y A. Link. 2014. Male-directed infanticide in spider monkeys (*Ateles spp*.). *Primates* 56: 173-181.

Alves, R., W. Souto y R. R. Barboza. 2010. Primates in traditional folk medicine: a world overview. *Mammal Review* 40: 155-180.

Angelsen, A. y D. Kaimowitz. 1999. Rethinking the causes of deforestation: lessons from economic models. *The World Bank Research Observer* 14: 73-98.

Andrade, A., M. Rivera, D. Caicedo y L. F. Camargo. 2002. Política nacional para humedales interiores de Colombia. Estrategias para su conservación y uso racional. Ministerio del Medio Ambiente. 67 pp.

Batistella, M., E. S. Brondizio y E. F. Moran. 2000. Comparative analysis of landscape fragmentation in Rondônia, Brazilian Amazon. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing* 33: 148-155.

Bernstein, I. S., P. Balcaen, L. Dresdale, H. Gouzoules, M. Kavanagh, T. Patterson y P. Neyman-Warner. 1976. Differential effects of forest degradation on primate populations. *Primates* 17: 401-411.

Campbell, G., H. Kuehl, A. Diarrassouba, P. K. N'Goran y C. Boesch. 2011. Long-term research sites as refugia for threatened and over-harvested species. *Biology Letters* 7: 723-726.

Chapman, C. A. y C. A. Peres. 2001. Primate conservation in the new millennium: The role of scientists. *Evolutionary Anthropology* 10: 16–33.

Cordero-Rodríguez, G. A. y F. H. J. Biord. 2001. Distribution and conservation of the spider monkey (*Ateles hybridus*) in the coastal range of northern Venezuela. *Neotropical Primates* 9: 9-11.

Collins, A. C. 1999. Species status of the Colombian spider monkey *Ateles belzebuth hybridus*. *Neotropical Primates* 7: 39-41.

Collins, A. C. y J. M. Dunbach. 2000. Phylogenetic relationships of spider monkeys (*Ateles*) based on mitochondrial DNA variation. *International Journal of Primatology* 21: 381-420.

Cooper, R. W. y J. Hernández-Camacho. 1975. A current appraisal of Colombia's primate resources. Pp. 37-66. *En:* Primate utilization and conservation. John Wiley and sons. New York.

Defler, T. R. 2004. Primates of Colombia Conservation International Tropical

Field Guide Series. Conservation International. Bogotá. 550 pp.

Di Fiore, A., A. Link y J. L. Dew. 2008. Diets of wild spider monkeys. Pp. 81-137. *En:* Campbell, C. J. (Ed). Spider monkeys: Behavior, ecology and evolution of the genus *Ateles*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.

Di Fiore, A., A. Link y C. J. Campbell. 2011. The atelines: behavioral and socioecological diversity in a New World radiation. Pp. 155-188. *En:* Campbell, C. J., Fuentes, A., MacKinnon, K. C., Panger, M., y Bearder, S. K. (Eds). Primates in perspective. 2nd Ed. Oxford University Press, Oxford.

Etter, A., C. McAlpine, K. Wilson, S. Phinn y H. Possingham. 2006. Regional patterns of agricultural land use and deforestation in Colombia. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 114: 369-386.

Etter, A., C. McAlpine y H. Possingham. 2008. Historical patterns and drivers of landscape change in Colombia since 1500: a regionalized spatial approach. *Annals of the Association of American Geographers* 98: 2-23.

Fedepalma. 2012. Anuario estadístico 2007-2011. Pp. 170. La agroindustria de la palma aceitera en Colombia y el mundo, 2003-2007. Colombia.

Fitzherbert, E. B., M. J. Struebig, A. Morel, F. Danielsen, C. A. Brühl, P. F. Donald y B. Phalan. 2008. How will oil palm expansion affect biodiversity?. *Trends in Ecology and Evolution* 23: 538-545.

Franzen, M. 2006. Evaluating the sustainability of hunting: a comparison of harvest profiles across three Huaorani communities. *Environmental Conservation* 33: 36-45.

Garzón N.V., M. P. Córdoba M.P. y J. C. Gutierrez. 2014. Construcción participativa de estrategias de restauración ecológica en humedales del Magdalena medio, Colombia: una herramienta para el ordenamiento ambiental territorial. *Biota Colombiana* 15: 68-86.

Green, K. M. 1978. Primate censusing in northern Colombia: a comparison of two techniques. *Primates* 19: 537-550.

González, I. 2012. Modelación de la distribución y análisis de viabilidad poblacional de *Ateles hybridus* en Colombia (2012-2030). Tesis de pregrado, Facultad de Estudios Rurales y Ambietales, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá. 75 pp.

Hannah, L., R. Dave, P. P. Lowry, S. Andelman, M. Andrianarisata, L. Andriamaro, A. Cameron, R. Hijmans, C. Kremen, K. MacKinnon, H. H. Randrianasolo, S. Andriambololonera, A. Razafimpahanana, H. Randriamahazo, J. Randrianarisoa, P. Razafinjatovo, C. Raxworthy, G. E. Schatz, M. J. Tadross y L. Wilmé. 2008. Climate change adaptation for conservation in Madagascar. *Biology Letters* 4: 590-594.

IUCN-International Union for Conservation of Nature. 2008. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.2

Jacobson, S. K. 2010. Effective primate conservation education: gaps and opportunities. *American Journal of Primatology* 72: 414-419.

Lees, A. C. y C. A. Peres. 2008. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. *Conservation Biology* 22: 439-449.

Link, A., A. G. De Luna, F. Alfonso, P. Giraldo-Beltrán y F. Ramírez. 2010**.** Initial effects of fragmentation on the density of three neotropical primate species in two lowland forests of Colombia. *Endangered Species Research* 13: 41-50.

Link, A., N. Galvis, M. Márquez, J. Guerrero, C. Solano y P. R. Stevenson. 2012. Diet of the critically endangered Brown Spider Monkey (*Ateles hybridus*) in an Inter-Andean lowland rainforest in Colombia. *American Journal of Primatology* 74: 1097-1105.

Link, A., A. G. De Luna y J. Burbano. 2013. Estado de conservación de uno de los primates más amenazados con la extinción: el mono araña café *(Ateles hybridus)*. Pp. 88 – 118 *En:* Defler, T. R., P. R. Stevenson, M. L. Bueno y D. Guzmán (Eds.). Primates colombianos en Peligro de Extinción. Asociación Primatológica Colombiana. Bogotá D. C., Colombia.

Michalski, F. y C. A. Peres. 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation* 124: 383-396.

MME-Ministerio de Minas y Energía. 2012. Censo minero departamental colombiano 2010 – 2011. Bogotá D. C., Colombia.

Mittermeier, R. A., J. Wallis, A.B. Rylands, J. U. Ganzhorn, J. F. Oates, E. A. Williamson, E., Palacios, E.W., Heymann, M.C.M., Kierulff, L. Yongcheng, J. Supriatna, C. Roos, S. Walker, L., Cortes-Ortiz y C. Schwitzer. 2009. Primates in Peril: The world's 25 most endangered primates 2008-2010. *Primate Conservation* 24: 1-57.

Morales-Jiménez, A. L. 2004. Modeling distributions for Colombian Spider Monkeys (*Ateles sp*) using GARP and GIS to find priority areas for conservation. Tesis doctoral Oxford Brooks University. 275 pp.

Morales-Jiménez, A. L., T. Disotell y A. Di Fiore. 2015. Revisiting the phylogenetic relationships, biogeography, and taxonomy of spider monkeys (genus *Atele*s) in light of new molecular data. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 82: 467-483.

Murcia C. y M. R. Guariguata. 2014. La restauración ecológica en Colombia: tendencias, necesidades y oportunidades. Documentos Ocasionales 107. Indonesia: CIFOR.

Ocampo-Peñuela, N. 2010. Mecanismos de conservación privada: una opción viable en Colombia. Grupo Colombiano Interinstitucional de Herramientas de Conservación Privada. Bogotá D. C., Colombia. 112 pp.

Ochoa-Quintero, J. M., T. A. Gardner, I. Rosa, S. F. Barros Ferraz y W. J. Sutherland. 2015. Thresholds of species loss in Amazonian deforestation frontier landscapes. *Conservation Biology* 29: 440-451.

O'Rourke, D. y S. Connolly. 2003. Just oil? The distribution of environmental and social impacts of oil production and consumption. *Annual Review of Environment and Resources* 28: 587-617.

Peres, C. 1990. Effects of hunting on western Amazonian primate communities. *Biological Conservation* 54: 47-59.

Pusey, A. E., L. Pintea, M. L. Wilson, S. Kamenya y J. Goodall. 2007. The contribution of long-term research at Gombe National Park to chimpanzee conservation. *Conservation Biology* 21: 623-634.

Raboy B. E., M. C. Christman y J. M. Dietz. 2004. The use of degraded and shade cocoa forests by Endangered golden-headed lion tamarins *Leontopithecus chrysomelas*. *Oryx* 38: 75–83.

Restrepo, J. D. y J. P. Syvitski. 2006. Assessing the effect of natural controls and land use change on sediment yield in a major Andean river: the Magdalena drainage basin, Colombia. *Ambio* 35: 65-74.

Rice, R. A. y R. Greenberg. 2000. Cacao cultivation and the conservation of biological diversity. *Ambio* 3: 167-176.

Rimbach, R., A. Pardo-Martínez, A. Montes-Rojas, A. Di Fiore y A. Link. 2012. Interspecific infanticide and infant-directed aggression by spider monkeys (*Ateles hybridus*) in a fragmented forest in Colombia. *American Journal of Primatology* 74: 990-997.

Rimbach, R., A. Link, M. Heistermann, C. Gómez-Posada, N. Galvis y E. W. Heymann. 2013. Effects of logging, hunting, and forest fragment size on physiological stress levels of two sympatric ateline primates in Colombia. *Conservation Physiology* 1 (1): cot031.

Rimbach, R., A. Link, A. Montes-Rojas, A. Di Fiore, M. Heistermann y E. W. Heymann. 2014. Behavioral and physiological responses to fruit availability of spider monkeys ranging in a small forest fragment. *American Journal of Primatology* 76: 1049-1061.

Roncancio, N. 2012. A Record of the Variegated Spider Monkey (*Ateles hybridus brunneus*) in Selva de Florencia National Park, Colombia. *Neotropical Primates* 19: 46-47.

Seymour, F. J. 1994. Are successful community based conservation projects designed or discovered?. Pp. 472-498. *En:* Western, D., R. M. Wright y S. C. Strum. (Eds.). Natural connections: Perspectives in community-based conservation. Island Press. Washington D. C.

Shanee, N., S. Shanee y R. H. Horwich. 2014. Effectiveness of locally run conservation initiatives in north-east Peru. *Oryx* 49: 239-247.

Wrangham, R. y E. Ross. 2008. Science and conservation in African Forests: the benefits of long-term research. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. 254 pp.

Zuluaga, A. F., C. Giraldo y J. Chará. 2011. Servicios ambientales que proveen los sistemas silvopastoriles y los beneficios para la biodiversidad. Manual 4, Proyecto Ganadería Colombiana Sostenible. GEF, Banco Mundial, FEDEGAN, CIPAV, Fondo Accion, TNC. Bogotá D. C., Colombia. 36 pp.

Foto: A. Malagón

Lámina 1a. Mono araña café (*Ateles hybridus*) hembra.

Foto: A. Link

Lámina 1b. Grupo de mono araña (*Ateles hybridus*).

Foto: A.Malagón.

Lámina 1c. Hembra mono araña con cría (*Atelus hybridus*).

Foto: A. Link.

Lámina 1d. Hembra juvenil (*Atelus hybridus*).

Epílogo

Esteban Payán, Carlos A. Lasso y Carlos Castaño-Uribe

A un año del Simposio sobre *Conservación de grandes vertebrados en áreas no protegidas*, llevado a cabo en diciembre de 2014 en Cartagena en el marco del Congreso Colombiano de Zoología, y tras un arduo proceso de evaluación y edición de los diferentes capítulos del presente volumen inspirados por el mismo Simposio, trataremos de resumir a continuación las necesidades, problemáticas y oportunidades más importantes para los grandes vertebrados en el Neotrópico, con especial énfasis en Colombia.

El desconocimiento de la vida de los grandes animales

Un elemento transversal en el libro y perenne en nuestros países es el desconocimiento de la biología, ecología y necesidades de conservación de las especies de grandes vertebrados, tanto terrestres como acuáticos. La ausencia de conocimiento de nuestras especies implica que tampoco hay un manejo activo, ni un plan de contingencia frente a las amenazas. La sinergia entre la falta de conocimiento, la apropiación de nuestras especies emblemáticas y la falta de capacidad del recurso humano e incluso la indolencia administrativa, lleva a que el manejo de las grandes especies de vertebrados esté ausente y a merced de reacciones primarias de los habitantes rurales.

Los animales grandes son nuestros animales emblemáticos, carismáticos y fácilmente reconocibles por el público, tanto que son símbolos presentes en nuestros escudos, heráldica e himnos. Pero aun así, nuestra cultura de guerra y de pobreza como única necesidad, ha atropellado los intereses de muchos por temas de la vida natural. Creemos que con el presente volumen inaugural de la Serie "Fauna Silvestre Neotropical", estamos contribuyendo a cambiar esta tendencia y fomentando un interés por los animales de nuestros países. Es urgente entonces, promover el conocimiento en una sociedad como Colombia, que ha sufrido tanto sus décadas de guerra. Una sociedad basada en el conocimiento es ideal, pues solo con conocimiento se podrá manejar el mundo de forma sostenible.

Grandes animales, grandes consideraciones

La totalidad del presente volumen resuena con un mensaje principal: el tamaño de las especies importa. Atañe en sus historias de vida, al tamaño de área que necesitan sobre el planeta y a las amenazas a las que se ven expuestos, lo cual es evidente, ya que todo lo anterior está conjugado y asociado. Los grandes mamíferos requieren gestaciones más

largas, tienen camadas más pequeñas y una crianza más larga (Gittleman y Harvey 1982). Los crocodrílidos, tortugas y otros peces grandes, tienen estrategias de vida diferentes que implican poner muchos huevos, pero pagando el costo energético en una ausencia de crianza en algunos casos y unas probabilidades muy bajas, de que muchas de sus crías lleguen a estado adulto y mucho menos alcancen una gran talla (Townsend *et al.* 2003).

El uso del espacio es clave para las especies, pues este se incrementa en función del tamaño del cuerpo (Jetz *et al*. 2004) y en el espacio (o territorio) está distribuido el recurso alimenticio que requiere el consumidor para asegurar su alimentación. Así, en el orden Carnivora por ejemplo, hay un gran cambio en las estrategias de vida a partir de los 22 kg de peso promedio. Los carnívoros menores a ese peso pueden comer presas de menos de la mitad de su peso e incluso muchos pueden vivir alimentándose de invertebrados, pero las especies mayores a este peso deben ser depredadores y comer animales más parecidos a su tamaño corporal (Carbone y Gittleman 2002).

Las investigaciones más recientes demuestran que lo anterior está sustentado en el hecho de que por cada 10.000 kg de biomasa de presas, se sostiene en promedio 90 kg de biomasa de un carnívoro (Carbone y Gittleman 2002). Es decir, que en el caso de un jaguar (*Panthera onca*) de 75 kgs se requerirían unos 8,300 kg de biomasa de presas en su territorio para mantenerlo. Por lo tanto, la densidad y territorialidad operan en función del tamaño de la especie, y todos los criterios anteriores son un reflejo de los costos energéticos vitales (Carbone et al. 2005, Carbone y Gittleman 2002, Carbone *et al.* 1999). Esto conlleva a mantener territorios silvestres en un estado de funcionamiento adecuado para asegurar cierta soberanía sobre los recursos frente a la competencia de los vecinos inter e intra específicos (Durant 1998). Es evidente, en tal sentido, que la vulnerabilidad de las grandes especies de carnívoros se acrecienta frente a una eventual reducción de sus presas, pues ellas, a su vez por su tamaño, están amenazadas no solo por la persecución de otros depredadores -incluido el hombre-, sino también por la pérdida de hábitat (Hernandez-Guzman *et al.* 2011).

En consideración de lo anterior, las restricciones energéticas definen la estrategia de vida para especies grandes y hacen que estas entren en conflicto con los humanos y experimenten las amenazas derivadas de la perdida de la calidad del hábitat. Este libro muestra, en casi todos los capítulos, cómo la cacería retaliativa derivada del conflicto que se genera por la competencia de recursos se constituye en una amenaza. Tanto nosotros como los grandes vertebrados, competimos por recursos vegetales, animales y por el hábitat natural (Kruuk 2002, Woodroffe *et al.* 2005). Esto implica que la conservación de las especies en cuestión, requiere de la regulación de uno de los comportamientos básicos humanos: producir comida. Por lo tanto, no es sorprendente que los grandes vertebrados estén enfrentados a amenazas mucho más críticas que las demás especies animales, pues requieren de una modificación significativa de la conducta humana, tanto de orígenes instintivos como culturales, para su conservación. Este es tal vez, el reto más grande al que nos enfrentamos en la actualidad y en un futuro próximo.

También, nos lleva a una gran conclusión, ancla fundamental del presente volumen: las áreas protegidas y su conectividad funcional no son suficientes para conservar los grandes vertebrados del país y del Neotrópico (ni tampoco del mundo). Entender la relación entre fisiología, comportamiento y fenómenos poblacionales, es uno de los grandes retos en la ecología y de la política pública (Carbone *et al.* 2010). Esto es particularmente grave frente a un escenario de condiciones ambientales degradadas, cambio climático y perdida de la biodiversidad.

Conflicto y percepción entre humanos y grandes animales

El conflicto por recursos y espacio vital entre grandes carnívoros, herbívoros, reptiles y peces es mundial (Freitas *et al.* 2007, Luck *et al.* 2004, Røskaft *et al.* 2003, Woodroffe *et al.* 2005). El conflicto se refleja en muchos de los bordes de los parques y áreas no-protegidas (Sitati *et al.* 2003, Wilson *et al.* 2005, Woodroffe y Ginsberg 1998). El conflicto con grandes animales está asociado a las altas necesidades energéticas y el de grandes extensiones espaciales, como ya se anotó anteriormente. Por lo tanto, atender y manejar el conflicto en áreas no protegidas que están complementando el valor de conservación de áreas protegidas en el mismo paisaje, es crítico para la coexistencia y alcanzar entonces la conservación de poblaciones de grandes animales a largo plazo.

Es interesante reconocer que la actitud de la gente que vive en áreas rurales o ciudades de países con grandes animales es diametralmente opuesta. Hoy día hay un creciente interés y gran valoración por los grandes animales por parte de personas que viven en ciudades. Este interés está asociado al suministro de información y reconocimiento por parte de medios televisivos, digitales e impresos. En cambio, la actitud de las comunidades rurales, generalmente está influenciada por sus experiencias directas con estos grandes animales que en muchos casos han sido negativas. La mayoría de las personas que han experimentado algún tipo de conflicto con estas especies tiene una mala impresión de las mismas (Bandara y Tisdell 2003, Laundré y Hernández 2010, Naughton-Treves *et al.* 2003, Zimmermann *et al.* 2005). No obstante, es importante resaltar que las poblaciones indígenas de América Latina se excluyen de esta generalización, y que en su mayoría tienen una percepción positiva de los grandes animales, ya sea por su protagonismo en la cosmogonía e imaginario étnico -como es el caso de los grandes felinos- o por los valores nutricionales frente a los grandes ungulados (Benson 1998, Fabrizio Sergio 2006, Jerozolimski y Peres 2003). El tema del conflicto y la problemática de la cacería retaliativa o por miedo a ser víctima de ataque por parte de grandes carnívoros, será tratado en un próximo volumen de esta serie, dado el enorme interés que representa para los requerimientos de conservación de la biodiversidad.

El turismo de observación de fauna es una herramienta importante para promover la conservación del bosque en pie con poblaciones sanas de animales grandes (carismáticos). En países con estabilidad política el turismo ha sido un recurso crítico para conservar grandes extensiones de tierras bien conservadas y lograr un flujo económico a la gente local en esta industria (Fennell y Weaver 2005, Goodwin y

Leader-Williams 2000). No obstante, requiere una regulación apropiada y puede tener efectos ambivalentes en cuanto a cambio en valores culturales y beneficios directos para la fauna (Stronza 2001). Así, creemos que nuestros países se pueden beneficiar de un turismo de naturaleza dirigido a los grandes vertebrados en matrices de paisajes protegidas y no-protegidas.

Áreas protegidas versus áreas no protegidas

Los grandes vertebrados requieren áreas más grandes donde vivir que las que generalmente proveen las áreas protegidas establecidas. Esto es especialmente relevante para grandes vertebrados terrestres, acuáticos y voladores.

La interdependencia entre áreas protegidas y no protegidas debe entenderse como una sola unidad de paisaje. Esto debería incluir planes de manejo y de especies incluyentes con diferentes estratégicas dentro y fuera de parques y reservas. Por ejemplo, no puede funcionar un plan de manejo de un área protegida, si su área no alcanza a contener un número mínimo viable a largo plazo de la población de la especie y donde la zona periférica aún mantiene valores ambientales y ecológicos funcionales (Carroll *et al.* 2001). En el momento en que la supervivencia de la especie en cuestión depende de la contribución de las áreas no protegidas, el plan de manejo debe incluir necesariamente acciones en dichas áreas, las cuales muchas veces son consideradas como zonas amortiguadoras, cuyo régimen o función se define en la mayoría de los países como áreas que deben atenuar los impactos de las zonas núcleo y garantizar la conservación de estas de igual manera.

Es deseable entonces una mirada más seria y una gestión real frente a los bordes duros o estrictos, que frecuentemente son sifones para poblaciones de grandes vertebrados (Patterson *et al.* 2004, Woodroffe y Ginsberg 1998, Yahner 1988). Los bordes "duros" son aquellos donde el uso de la tierra aledaña a un área protegida es drásticamente diferente y de alto impacto para la biodiversidad, aunque incluso los bordes suaves entre parques y tierras campesinas pueden tener problemas con grandes vertebrados (Seiler y Robbins 2015). El tipo de uso de la tierra adyacente a las áreas protegidas debe ser una consideración básica en planes de desarrollo y ordenamiento territorial (Payán *et al.* 2013). Un borde bien manejado implica una mejor posibilidad de gestión de protección del parque y asegura un núcleo bien protegido.

La gobernanza de los parques nacionales y otras áreas protegidas debería ir de la mano con las comunidades locales, no solo en los regímenes de co-manejo, sino a través de todo el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP), para favorecer un uso tradicional de la tierra de bajo impacto, manejo del conflicto con grandes vertebrados y para presentar una posición compartida y coherente frente a iniciativas de desarrollo industrial y esquemas de producción masiva. Esto implica un acuerdo entre parques y áreas no protegidas circundantes (incluida la zona amortiguadora), tal que puedan establecer una oportunidad de conservación para especies de gran tamaño, y lograr un control territorial participativo para limitar la extracción y definir el uso de la tierra. La reglamentación de las zonas amortiguadoras del Sistema de Parques Nacionales en particular, y

del Sistema Nacional de Áreas Protegidas en general, deberían concretarse en forma inmediata en Colombia y en otros países vecinos cuando menos, considerando los criterios expuestos en este trabajo.

Por otro lado, ha sido reiterativo a lo largo del presente libro, las amenazas vistas desde "el otro lado del rio". De esta manera, son evidentes las falencias en el control y vigilancia que suponen usar ríos como fronteras de protección y delimitación de áreas. Esto es especialmente delicado para grandes peces, tortugas y crocodílidos que viven en ese límite sin protección. El uso de ríos como limites ha sido criticado en la literatura de diseño de áreas y núcleos de protección (Peres y Terborgh 1995) y más bien se sugiere, un límite perpendicular al río con una caseta para control y vigilancia. El uso de ríos como límites se entendía antes como una necesidad de mantener claridad en la delimitación de un área protegida por parte de los tomadores de decisiones que querían asegurar fronteras "definidas". Sin embargo, la ciencia y las técnicas de gestión actuales en espacios protegidos, han reforzado la necesidad de trazar polígonos de protección transversales a los ríos.

Conectividad para lograr la conservación a largo plazo

Tal como se ha planteado varias veces a lo largo de este documento, la pérdida de hábitat y la fragmentación son las principales amenazas que afectan a la diversidad biológica. En la ciencia de la conservación y la planificación, la pérdida de hábitat y al aislamiento de los hábitats se considera una de las variables más determinantes de la fragmentación, y una de las principales causas de extinción de especies en peligro, pues es la última etapa de un proceso de alteración del hábitat en el que la disminución de su superficie, el aumento del efecto borde y la subdivisión, se hacen mayores hasta llegar el punto en el que el paisaje pierde su funcionalidad (Fahrig 2002).

Los ejemplos planteados muestran que la conectividad ecológica es una medida determinante del ordenamiento territorial entre espacios protegidos y matrices de paisajes fragmentados, y que es solo a partir de este ensamblaje de diferentes usos e intensidades de aprovechamiento del suelo, que puede garantizarse que una población o conjunto de poblaciones de una especie puedan relacionarse con individuos de otras poblaciones en un territorio fragmentado.

Mantener y promover la conectividad ecológica es uno de los objetivos primordiales de la gestión territorial sostenible y de la conservación de la biodiversidad (Brooks *et al.* 2006, Fahrig 2003). Los ejemplos reseñados en este volumen demuestran que la habilitación de corredores para grandes vertebrados, en conjunto con otras estrategias de ordenamiento y conectividad, puede contribuir a paliar los efectos destructivos de la fragmentación causada por el desarrollo de infraestructuras, la expansión urbana y la intensificación agraria que en la mayoría de los casos han venido actuando como barreras antrópicas al funcionamiento de los sistemas silvestres. También se reitera en varios capítulos como solo a través de conectividad se podrá incluir la contribución de las áreas no protegidas en los rangos vitales de especies y solo así asegurar tamaños poblacionales viables a mantenerse en el largo plazo.

Los problemas de los grandes vertebrados frente a la gobernanza de la biodiversidad

La gobernanza del medio ambiente debe tener claro este objetivo en sus acciones y estructuras institucionales. Los recursos de la biodiversidad de uso común sufren una creciente degradación, afectando con ello la calidad de vida de las comunidades y las sociedades que en diferentes grados dependen y se benefician de ellos. La Premio Nobel E. Ostrom, habló de la necesidad de un modelo de "gobernanza policéntrica" y de los modelos de auto-gobernanza comunitaria e inclusiva de los recursos de la biodiversidad de uso común, como un requisito para asegurar la biodiversidad y la seguridad. Su tesis apuntaba a que los grupos organizados deberían tener autonomía para establecer sus normas y que estas deberían ser reconocidas mínimamente por las autoridades locales, regionales o nacionales.

Muchos de los ejemplos anotados en esta publicación apuntan a que debe existir, además de un mayor conocimiento de las especies y de los sistemas que las soportan, un estado de conservación y funcionamiento de los sistemas naturales. Son muchos los aspectos que pueden ser destacados en los capítulos del libro que atañen al tema de la gobernanza y la biodiversidad y como deben ser conocidos, predecibles, monitoreables, usados racionalmente, y localizados en un área relativamente manejable por la gente local con la tecnología disponible.

Bibliografía

Bandara, R. y C. Tisdell. 2003. Comparison of rural and urban attitudes to the conservation of Asian elephants in Sri Lanka: empirical evidence. *Biological Conservation* 110: 327-342.

Benson, E. 1998. The Lord, the Ruler: Jaguar symbolism in the Americas. Pp. 53–76. *En:* Saunders, N. (Ed). Icons of power: Feline symbolism in the Americas. Routledge.

Brooks, T. M., R. A. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca, J. Gerlach, M. Hoffmann, J. F. Lamoreux, C. G. Mittermeier, J. D. Pilgrim y A. S. L. Rodrigues. 2006. Global biodiversity conservation priorities. *Science* 313: 58-61.

Carbone, C., G. Cowlishaw, N. Isaac y J. Rowcliffe. 2005. How far do animals go? Determinants of day range in mammals. *American Naturalist* 165: 290-297.

Carbone, C. y J. L. Gittleman. 2002. Common rule for the scaling of carnivore density. *Science* 295: 2273-2276.

Carbone, C., G. M. Mace, S. C. Roberts y D. W. Macdonald. 1999. Energetic constraints on the diet of terrestrial carnivores. *Nature* 402: 286-288.

Carbone, C., N. Pettorelli y P. A. Stephens. 2010. The bigger they come, the harder they fall: body size and prey abundance influence predator–prey ratios. *Biology Letters*: rsbl20100996.

Carroll, C., R. Noss y P. Paquet. 2001. Carnivores as focal species for conservation planning in the Rocky Mountain region. *Ecological Applications* 11: 961-980.

Durant, S. 1998. Competition refuges and coexistence: an example from Serengeti

carnivores. *Journal of Animal Ecology* 67: 370-386.

Fabrizio Sergio, I. N. 2006. Ecologically justified charisma: preservation of top predators delivers biodiversity conservation. *Journal of Applied Ecology* 43: 1049-1055.

Fahrig, L. 2002. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: A synthesis. *Ecological Applications* 12: 346-353.

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487-515.

Fennell, D. y D. Weaver. 2005. The ecotourium concept and tourism-conservation symbiosis. *Journal of Sustainable Tourism* 13: 373-390.

Freitas, D., J. Gomes, T. S. Luis, L. Madruga, C. Marques, G. Baptista, L. Rosalino, P. Antunes, R. Santos y M. Santos-Reis. 2007. Otters and fish farms in the Sado estuary: ecological and socio-economic basis of a conflict. *Hydrobiologia* 587: 51-62.

Gittleman, J. y P. Harvey. 1982. Carnivore home-range size, metabolic needs and ecology. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 10: 57-63.

Goodwin, H. J. y N. Leader-Williams. 2000. Tourism and protected areas-distorting conservation priorities towards charismatic megafauna? Pp. 257-276. *En:* Entwistle A. y N. Dunstone (Eds.). Has the Panda had its Day? Priorities for the conservation of mammal diversity, Cambridge University Press, Cambridge.

Hernandez-Guzman, A., E. Payán y O. Monroy-Vilchis. 2011. Hábitos alimentarios del *Puma concolor* (Carnivora: Felidae) en el Parque Nacional Natural Puracé, Colombia. *International Journal of Tropical Biology* 59: 1285-1294.

Jerozolimski, A. y C. A. Peres. 2003. Bringing home the biggest bacon: a cross-site analysis of the structure of hunter-kill profiles in Neotropical forests. *Biological Conservation* 111: 415-425.

Jetz, W., C. Carbone, J. Fulford y J. H. Brown. 2004. The scaling of animal space use. *Science* 306: 266-268.

Kruuk, H. 2002. Hunter and hunted: Relationships between carnivores and people. Cambridge University Press. 264 pp.

Laundré, J. W. y L. Hernández. 2010. What we know about pumas in Latin America. Pp. 76-90. *En:* Hornocker M. y S. Negri (Eds.). Cougar ecology and conservation. The University of Chicago Press, Chicago.

Luck, G. W., T. H. Ricketts, G. C. Daily y M. Imhoff. 2004. Alleviating spatial conflict between people and biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 101: 182-186.

Naughton-Treves, L., R. Grossberg y A. Treves. 2003. Paying for tolerance: Rural citizens' attitudes toward Wolf depredation and compensation. *Conservation Biology* 17: 1500-1511.

Patterson, B. D., S. M. Kasiki, E. Selempo y R. W. Kays. 2004. Livestock predation by lions (*Panthera leo*) and other carnivores on ranches neighboring Tsavo National Parks, Kenya. *Biological Conservation* 119: 507-516.

Payán, E., A. Benitez, H. B. Quigley y C. Castaño. 2013. Epílogo. Pp. 183-192. *En:* E. Payán y C. Castaño (Eds.). Grandes Felinos de Colombia. Panthera Colombia, Conservación Internacional Colombia, Fundación Herencia Ambiental Caribe y Cat Specialist Group UICN/SSC, Bogotá.

Peres, C. A. y J. W. Terborgh. 1995. Amazonian nature reserves: An analysis of the defensibility status of existing conservation units and design criteria for the future. *Conservation Biology* 9: 34-46.

Røskaft, E., T. Bjerke, B. Kaltenborn, J. D. Linnell y R. Andersen. 2003. Patterns of self-reported fear towards large carnivores among the Norwegian public. *Evolution and Human Behavior* 24: 184-198.

Seiler, N. y M. Robbins. 2015. Factors influencing ranging on community land and crop raiding by mountain gorillas. *Animal Conservation*. Doi: 10.1111/ acv. 12232.

Sitati, N. W., M. J. Walpole, R. J. Smith y N. Leader Williams. 2003. Predicting spatial aspects of human–elephant conflict. *Journal of Applied Ecology* 40: 667-677.

Stronza, A. 2001. Anthropology of tourism: forging new ground for ecotourism and other alternatives. *Annual Review of Anthropology* 30: 261-283.

Townsend, C. R., M. Begon y J. L. Harper 2003. Essentials of ecology. Blackwell Science. 530 pp.

Wilson, S. M., M. J. Madel, D. J. Mattson, J. M. Graham, J. A. Burchfield y J. M. Belsky. 2005. Natural landscape features, human-related attractants, and conflict hotspots: a spatial analysis of human-grizzly bear conflicts. *Ursus* 16: 117-129.

Woodroffe, R. y J. Ginsberg. 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science* 280: 2126.

Woodroffe, R., S. J. Thirgood y A. Rabinowitz 2005. People and wildlife: conflict or coexistence? Cambridge University Press. 516 pp.

Yahner, R. H. 1988. Changes in wildlife communities near edges. *Conservation Biology*: 333-339.

Zimmermann, A., M. Walpole y N. Leader-Williams. 2005. Cattle ranchers' attitudes to conflicts with jaguars in the Pantanal of Brazil. *Oryx* 39: 1-7.